

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE ENGENHARIA
CÂMPUS DE ILHA SOLTEIRA**

LETÍCIA AMADEU FREDDI

**USO DE REATOR DE BIOFILME AERADO EM MEMBRANA NO TRATAMENTO
DE EFLUENTE DE SISTEMA DE RECIRCULAÇÃO AQUÍCOLA**

Ilha Solteira
2019

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
Área de concentração em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais

LETICIA AMADEU FREDDI

**USO DE REATOR DE BIOFILME AERADO EM MEMBRANA NO
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE SISTEMA DE RECIRCULAÇÃO
AQUÍCOLA**

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - UNESP, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil – Área de Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais.

Prof. Dr. Tsunao Matsumoto
Orientador

FICHA CATALOGRÁFICA
Desenvolvido pelo Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação

F852u Freddi, Leticia Amadeu.
 Uso de reator de biofilme aerado em membrana no tratamento de efluente
de sistema de recirculação aquícola / Leticia Amadeu Freddi. -- Ilha Solteira:
[s.n.], 2019
 109 f. : il.

 Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de
Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Recursos Hídricos e
Tecnologias Ambientais, 2019

 Orientador: Tsunao Matsumoto

 Inclui bibliografia

 1. Piscicultura. 2. Biofilme aerado. 3. Membrana aerada.


Raiane da Silva Santos

Supervisora Técnica de Seção
Seção Técnica de Referência, Arquivamento, Acervo e Documentação
Diretoria Técnica de Biblioteca e Documentação
CRB3 - 9099



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Ilha Solteira

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: USO DE REATOR DE BIOFILME AERADO EM MEMBRANA NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE SISTEMA DE RECIRCULAÇÃO AQUÍCOLA

AUTORA: LETÍCIA AMADEU FREDDI

ORIENTADOR: TSUNAO MATSUMOTO

COORIENTADORA: LILIANE LAZZARI ALBERTIN

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em ENGENHARIA CIVIL, área: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. TSUNAO MATSUMOTO

Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira

Prof. Dra. ROSICLEIRE VERISSIMO SILVEIRA

Departamento de Biologia e Zootecnia / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira

Prof. Dr. JUAN ALFREDO JÁCOME-BURGOS

Tecnoloxías do Medio Ambiente / Universidade da Coruña

Ilha Solteira, 25 de janeiro de 2019

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, o qual permitiu que tudo isso acontecesse no decorrer de minha vida, especialmente nos últimos meses, mostrando que quando caminhamos com Ele o caminho é certo e abençoado.

Aos meus pais, Maris e Ivani, à minha irmã, Laísa, os quais sempre se mostraram presentes, fontes de motivação e suporte em todos os momentos de minha vida, sempre demonstrando muito amor, carinho e sabedoria.

Ao meu namorado Francisco pelo amor, carinho, apoio e compreensão em mais uma etapa da minha vida.

Ao meu orientador Prof. Dr. Tsunao Matsumoto, pela oportunidade, orientação, incentivo e paciência para a confecção deste trabalho.

Aos colegas, Paula, José Antônio, Tatiana, Juliana, Konrad e Renan que me ajudaram a produzir este trabalho, seja trabalhando junto comigo ou dando dicas preciosas.

À Profa. Dra. Rosicleire e ao Prof. Dr. Alexandre, e à todos os seus alunos, especialmente, aos colegas, Cristiane, Luciane, Patrícia, Laís, Marcelo e Ricardo, pela ajuda com a criação dos peixes. Vocês foram fundamentais para que este trabalho acontecesse.

À todos os meus amigos que me ajudaram com suas palavras de apoio e aos momentos de descontração que tornaram a caminhada mais fácil, especialmente aos amigos de longa data Mariana, Larissa e Mateus; às colegas de república Ana Maria, Pâmela e Isabela, e as melhores companheiras que Ilha Solteira poderia ter me dado Sâmia e Letícia.

À técnica do laboratório, Natália, por toda a ajuda na montagem do aparato experimental. Ao técnico Flávio, pela disposição em resolver todos os problemas elétricos enfrentados, e ao Dr. William pelas dicas e sugestões nos ensaios laboratoriais.

RESUMO

Os sistemas de recirculação para aquicultura (SRA) são uma alternativa para a produção intensiva de peixes em regiões com disponibilidade limitada de água e área física. Estes sistemas são vantajosos por realizarem a recuperação e tratamento de efluentes, retornando a água tratada ao sistema de cultivo. Assim, os volumes produzidos de resíduos líquidos e sólidos são relativamente pequenos, o que torna este sistema sustentável. O objetivo central desta pesquisa foi avaliar a eficiência do tratamento das águas residuárias da produção intensiva de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em um SRA por meio de um Decantador de Coluna (DC) associado a um Reator de Biofilme Aerado em Membrana (MABR). O SRA foi composto por: um tanque com tilápias a $12,75 \text{ kg/m}^3$ de densidade de estocagem inicial; um DC e um MABR. O MABR é formado por dois tubos concêntricos em PVC e tem 120L de volume. O interior do tubo interno conta com um feixe de membranas de silicone, as quais são aeradas por um soprador de ar. O meio líquido do MABR também é aerado através do difusor disposto na base do reator. Ensaios realizados no MABR com água limpa indicaram que as velocidades de recirculação para as vazões de ar aplicadas no difusor de 300, 375 e 450 L/h são de, respectivamente, 7,6; 9,3 e 14,2 cm/s. Os valores de taxa de transferência de oxigênio para as membranas é de $0,23 \text{ g O}_2/\text{m}^2.\text{dia}$, e para o difusor é de 5,83; 7,70 e 8,91 $\text{g O}_2/\text{dia}$, para as respectivas vazões de ar de 300, 375 e 450 L/h. Por fim, para analisar a eficiência do tratamento das águas residuárias em SRA foram monitorados os seguintes parâmetros: pH, temperatura, oxigênio dissolvido (OD), turbidez, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, nitrato, nitrito, demanda química de oxigênio (DQO) e série de sólidos. Os resultados mostraram que as remoções médias de turbidez, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, DQO e SST foram de 86 %, 44 %, 35 %, 76 % e 74 % respectivamente. O sistema composto pelo DC mais MABR, de maneira geral, se mostrou efetivo na remoção dos parâmetros apresentados.

Palavras-chave: Piscicultura. Biofilme aerado. Membrana aerada.

ABSTRACT

Aquaculture recirculation systems (ARS) are an alternative for intensive fish production in regions with limited availability of water and physical area. These systems are advantageous for performing the recovery and treatment of effluents, returning the treated water to the system. Thus, volumes produced from liquid and solid waste are relatively small, which makes this system sustainable. The objective of this research is to evaluate the wastewater treatment efficiency of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) intensive production in a SRA through a Column Settler (CS) associated with a Membrane Aerated Biofilm Reactor (MABR). The ARS was composed of: a tank with tilapia at 12.75 kg/m³ initial stocking density; a CS and a MABR. The MABR is formed by two PVC concentric tubes and has 120 L of volume. The interior of the inner tube has a silicone membranes module, which are aerated by an air blower. The liquid in the MABR is also aerated through the diffuser arranged in the reactor base. Tests performed in the MABR with clean water indicated that the recirculation rates for airflows applied in the diffuser of 300, 375 and 450 L/h are, respectively, 7.6; 9.3 and 14.2 cm/s. The values of oxygen transfer rate for the membranes is 0.23 g O₂/m².day, and for the diffuser is 5.83; 7.70 and 8.91 g O₂/day, for the respective air flows of 300, 375 and 450 L/h. In order to analyze the efficiency of wastewater treatment in ARS, the following parameters were monitored: pH, temperature, dissolved oxygen (DO), turbidity, ammoniacal nitrogen, total nitrogen, nitrate, nitrite, chemical oxygen demand (COD) and series of solids. The results showed that removals of turbidity, ammoniacal nitrogen, total nitrogen, COD and SST were 86 %, 44 %, 35 %, 76 % and 74 %, respectively. The system composed of CS plus MABR, in general, was effective in removing the presented parameters.

Keywords: Pisciculture. Aerated biofilm, Aerated membrane.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	- Processo de formação do biofilme	29
Figura 2	- Estratificação do biofilme em sistema aerado	31
Figura 3	- Mecanismo de separação no MBR	34
Figura 4	- Esquema dos fluxos no MABR	35
Figura 5	- Esquema dos perfis de OD, DQO, NH ₄ , NO _x	37
Figura 6	- Esquema geral do aparato experimental na etapa 1	40
Figura 7	- Reator de biofilme aerado em membrana – Tubo externo e zona dedecantação com vertedouro	41
Figura 8	- Reator de biofilme aerado em membrana – Tubo interno, dimensões e disposição	42
Figura 9	- Difusor de ar	43
Figura 10	- Membranas de silicone do tipo fibra oca	44
Figura 11	- Peça suporte de acrílico instalada nas conexões das extremidades da membrana	45
Figura 12	- Soprador de ar	46
Figura 13	- Linhas de alimentação de ar – difusor, membrana e escape	46
Figura 14	- Indicação do posicionamento das sondas no tubo externo e interno	47
Figura 15	- Sistema de captação de sinais de condutividade elétrica	48
Figura 16	- Aparato experimental da etapa 2	52
Figura 17	- Tanque utilizado para o cultivo dos peixes	53
Figura 18	- Detalhamento do decantador de coluna	55
Figura 19	- Representação do biofilme proposto neste trabalho	56
Figura 20	- Gráfico da tensão em função do tempo para vazão de ar de 150L/h	59
Figura 21	- Gráfico da tensão em função do tempo para vazão de ar de 300L/h	60
Figura 22	- Gráfico da tensão em função do tempo para vazão de ar de 375L/h	60
Figura 23	- Gráfico da tensão em função do tempo para vazão de ar de 450L/h	61

Figura 24	- Gráfico da tensão em função do tempo para vazão de ar de 600L/h	61
Figura 25	- Gráfico da tensão em função do tempo para vazão de ar de 900L/h	62
Figura 26	- Gráfico da variação das velocidades de recirculação média em função da vazão de ar e linhas de tendência	63
Figura 27	- Curva de oxigenação pelas membranas e linearização da curva de oxigenação	65
Figura 28	- Curva de oxigenação pelo difusor com vazão de ar em 300 L/h e linearização da curva de oxigenação.....	66
Figura 29	- Curva de oxigenação pelo difusor com vazão de ar em 375 L/h e linearização da curva de oxigenação.....	66
Figura 30	- Curva de oxigenação pelo difusor com vazão de ar em 450 L/h e linearização da curva de oxigenação.....	67
Figura 31	- Temperatura da água no tanque de cultivo ao longo do experimento.....	68
Figura 32	- Concentração de OD no tanque de cultivo ao longo do experimento.....	69
Figura 33	- Valores de pH no tanque de cultivo ao longo do tempo de experimento	70
Figura 34	- Gráfico comparativo entre temperatura e OD	71
Figura 35	- Turbidez no sistema de tratamento ao longo do tempo de experimento	72
Figura 36	- Eficiência de remoção de Turbidez para o DC, MABR e Sistema	73
Figura 37	- Concentrações de DQO ao longo do tempo do experimento	74
Figura 38	- Variação da eficiência de remoção de DQO em porcentagem ao longo do tempo para o DC, MABR e Sistema	75
Figura 39	- Variação da concentração de NT ao longo do tempo	76
Figura 40	- Variação da eficiência de remoção de NT no DC, MABR e Sistema	77
Figura 41	- Variação da concentração de NH_3 ao longo do tempo	78
Figura 42	- Variação da concentração de NH_3 ao longo do tempo excluindo o pico inicial	78

Figura 43	- Filtro com pedra zeolita, vista externa (a) e interna (b)	79
Figura 44	- Variação da eficiência de remoção de NH_3 no DC, MABR e Sistema	81
Figura 45	- Variação da concentração de nitrito ao longo do tempo	82
Figura 46	- Variação da eficiência de remoção de nitrito no DC, MABR e Sistema	83
Figura 47	- Variação da concentração de nitrato ao longo do tempo	84
Figura 48	- Variação da eficiência de remoção de nitrato no DC, MABR e Sistema	85
Figura 49	- Variação da concentração de sólidos totais ao longo do tempo ..	86
Figura 50	- Variação da eficiência de remoção de sólidos totais no DC e no MABR	87
Figura 51	- Variação da concentração de sólidos totais voláteis ao longo do tempo	88
Figura 52	- Variação da eficiência de remoção de sólidos totais voláteis no DC e no MABR	89
Figura 53	- Variação da concentração de sólidos suspensos totais ao longo do tempo	90
Figura 54	- Variação da eficiência de remoção de sólidos suspensos totais no DC e no MABR	91
Figura 55	- Aparência do feixe de membrana após o término do experimento	92
Figura 56	- Aparência dos microrganismos aderidos a toda parede de PVC do MABR	92

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	- Velocidades de recirculação para cada ensaio e velocidades de recirculação média variando a vazão de ar	63
Tabela 2	- Valores de K_{La}	67
Tabela 3	- Taxa de transferência de oxigênio (TTO) pelas membranas e pelo difusor	68
Tabela 4	- Dados de média, desvio padrão, máxima e mínima referentes à turbidez	72
Tabela 5	- Dados de média, desvio padrão, máxima e mínima referentes à DQO	74
Tabela 6	- Dados de média, desvio padrão, máxima e mínima referentes ao NT	76
Tabela 7	- Dados de média, desvio padrão, máxima e mínima referentes ao NH_3	80
Tabela 8	- Dados de média, desvio padrão, máxima e mínima referentes ao nitrito	82
Tabela 9	- Dados de média, desvio padrão, máxima e mínima referentes ao nitrato	84
Tabela 10	- Dados de média, desvio padrão, máxima e mínima referentes aos sólidos totais	86
Tabela 11	- Dados de média, desvio padrão, máxima e mínima referentes aos sólidos totais voláteis	88
Tabela 12	- Dados de média, desvio padrão, máxima e mínima referentes aos sólidos suspensos totais	90

LISTA DE QUADROS

Quadro 1	- Parâmetros físico-químicos da água para o cultivo de tilápias	20
Quadro 2	- Recomendações da taxa de alimentação e tamanho de partículas do alimento para Tilápias em diferentes fases de desenvolvimento	21
Quadro 3	- Recomendações da taxa de alimentação para Tilápias cultivadas em sistemas de recirculação e <i>raceways</i>	22
Quadro 4	- Variação da porcentagem de amônia não ionizada (NH ₃ -N) em água doce com diferentes valores de pH e temperatura	23
Quadro 5	- Características gerais dos processos de separação por membranas	32
Quadro 6	- Parâmetros e frequência de amostragem do sistema	58

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

BC	Biomassa crítica
BE	Biomassa econômica
CH ₂ O	Matéria orgânica CH ₂ O
C ₅ H ₇ NO ₂	Fórmula empírica para biomassa bacteriana
CO ₂	Dióxido de carbono, gás carbônico
CS	Capacidade de suporte
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DC	Decantador de Coluna
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPS	Substâncias Poliméricas Extracelulares
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
FAO	Organização para Agricultura e Alimento – Órgão das Nações Unidas
H ⁺	Íon Hidrogênio
H ₂ O	Água
K _{La}	Coeficiente Global de Transferência de Oxigênio
MABR	Reator de Biofilme Aerado em Membranas
MBR	Reator de Biofilme em Membranas
NaCl	Cloreto de sódio
NAT	Nitrogênio Amoniacal Total
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Íon-amônia
N	Nitrogênio
N ₂	Nitrogênio Gasoso
N ₂ O	Óxido Nitroso
NO ₃	Nitrato
NO ₂	Nitrito
O ₂	Oxigênio
OH	Íon hidroxila
OD	Oxigênio Dissolvido
PDMS	Polidimetilsiloxano, silicone
Ph	Potencial Hidrogeniônico
SRA	Sistema de Recirculação para Aquicultura

TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
TTO	Taxa de Transferência de Oxigênio

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	15
2	OBJETIVOS	16
3	REVISÃO DE LITERATURA	17
3.1	Aquicultura.....	17
3.2	Sistemas de recirculação para aquiculturas (SRA).....	18
3.3	Tilápia do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>)	19
3.4	Efluente de piscicultura	22
3.5	Tratamento de efluentes de piscicultura.....	23
3.6	Remoção de sólidos –Sedimentação.....	24
3.7	Processos de conversão da matéria nitrogenada.....	25
3.8	Processos de conversão da matéria carbonácea.....	27
3.9	Biofilme Convencional	28
3.10	Membranas Filtrantes	32
3.11	Reator de Biofilme em Membrana (MBR).....	33
3.12	Reator de Biofilme Aerado em Membranas (MABR).....	35
3.13	Biofilme em MABR.....	36
4	MATERIAIS E MÉTODOS	39
4.1	Primeira etapa.....	39
4.1.1	Aparato Experimental	39
4.1.2	Descrição do reator de biofilme aerado em membrana (MABR).....	40
4.1.3	Fornecimento de ar.....	45
4.1.4	Teste de Velocidade de Recirculação	47
4.1.5	Teste de aeração.....	48
4.2	Segunda etapa.....	51
4.2.1	Aparato Experimental	51
4.2.2	Cultivo dos peixes.....	53
4.2.3	Decantador de coluna	54
4.2.4	Biofilme Proposto.....	55

4.2.5	Partida do MABR.....	56
4.2.6	Operação do sistema	57
4.2.7	Parâmetros e frequência de amostragem.....	58
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
5.1	Teste de Velocidade de Recirculação.....	59
5.2	Teste de aeração.....	64
5.3	Temperatura.....	68
5.4	Oxigênio Dissolvido.....	69
5.5	pH.....	69
5.6	Temperatura x OD.....	70
5.7	Turbidez	71
5.8	DQO.....	73
5.9	Nitrogênio total.....	75
5.10	Nitrogênio Amoniacal.....	77
5.11	Nitrito.....	81
5.12	Nitrato.....	83
5.13	Sólidos totais.....	85
5.14	Sólidos totais voláteis.....	87
5.15	Sólidos suspensos totais.....	89
5.16	Crescimento dos peixes	91
5.17	Aspecto Biofilme.....	92
6	CONCLUSÕES	94
7	RECOMENDAÇÕES	95
	REFERÊNCIAS.....	96
	APÊNDICES	100

1 INTRODUÇÃO

A aquicultura, produção em cativeiro de espécies hidrobiológicas sob condições controladas (SÁNCHEZ-ORTIZ, 2009), tem experimentado um crescimento muito importante para a nutrição global nos últimos anos (OLIVEIRA, 2009). Segundo FAO (2016), a aquicultura forneceu 39% dos peixes consumidos pelo homem em 2004 e a World Bank (2013) prevê que este valor chegue a 62% em 2030.

A aquicultura utiliza recursos naturais, manufaturados e humanos (VALENTI, 2002). Portanto, para a atividade produzir organismos aquáticos sem degradar o meio ambiente, tem se buscado alternativas que utilizem menor volume de água e gerem a menor quantidade de resíduos possível. Assim, o Sistema de Recirculação para Aquicultura (SRA) surgiu como uma boa alternativa de cultivo.

As águas residuárias geradas pelos SRA podem passar por diferentes tecnologias de tratamento. Os biorreatores são muito utilizados por promoverem a redução ou eliminação das cargas carbonáceas e nitrogenadas, produzidas pela ração e geradas por processos metabólicos dos animais em confinamento.

Dentre os biorreatores, tem-se o Reator de Biofilme Aerado em Membranas (MABR), no qual o biofilme é naturalmente imobilizado em uma membrana permeável a oxigênio, de forma que ocorre a difusão do oxigênio através da membrana para o biofilme, promovendo a oxidação dos poluentes (SYRON; CASEY, 2008). Um dos desafios no sistema MABR é o controle da espessura do biofilme, uma vez que elevadas espessuras dificultam a transferência de oxigênio e de substratos para as camadas que compõem o biofilme, resultando em uma queda da eficiência de tratamento do reator.

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência de tratamento das águas residuárias da produção intensiva de tilápias em um SRA por meio de um Decantador de Coluna (DC) associado a um MABR. Para isso, foi avaliada a eficiência de remoção de nutrientes e matéria orgânica pelo DC e MABR.

2 OBJETIVOS

O objetivo central desta pesquisa foi avaliar a eficiência do tratamento das águas residuárias da produção intensiva de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em um Sistema de Recirculação para Aquicultura (SRA) por meio de um Decantador de Coluna (DC) associado a um Reator de Biofilme Aerado em Membrana (MABR).

Para atingir o objetivo central, pretende-se:

- Analisar o efeito da variação da velocidade de recirculação, por meio da mudança de vazão de ar injetado no reator pelo difusor;
- Estimar o coeficiente de transferência de oxigênio (K_{La}), das membranas e das diferentes velocidades de recirculação;
- Verificar a eficiência de remoção de nutrientes; e
- Verificar a eficiência de remoção da carga orgânica

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Aquicultura

A aquicultura pode ser definida como a atividade de produção em cativeiro de espécies hidrobiológicas de cultivo sob condições controladas (SÁNCHEZ-ORTIZ, 2009). Apesar desta prática existir desde tempos remotos, foi nos últimos anos que ela tem experimentado um crescimento muito importante para a nutrição global (OLIVEIRA, 2009).

Segundo FAO (2016), um marco foi alcançado em 2014, quando a contribuição do setor de aquicultura para o suprimento de peixes para consumo humano superou pela primeira vez o do peixe da natureza. Com a produção feita pela pesca relativamente estática desde o final da década de 1980, a aquicultura tem sido responsável pelo crescimento do suprimento de peixes para consumo humano. Para se ter uma ideia, em 1974 a aquicultura forneceu apenas 7% dos peixes para consumo humano, aumentando para 26% em 1994 e 39% em 2004. A estimativa para o futuro é que esses dados continuem crescendo. Uma publicação da World Bank (2013) prevê que 62% dos peixes em 2030 virão da aquicultura, sendo tilápia, carpa e bagre, os peixes mais cultivados e consumidos.

As espécies podem ser cultivadas em sistemas abertos, semifechados e fechados. Os sistemas abertos utilizam corpos d'águas naturais como oceanos, lagos e rios para criar os peixes, um exemplo são os tanques-rede. Os sistemas semifechados permitem a passagem de água no sistema, sendo o efluente descartado. Um exemplo deste tipo de sistemas são os *raceways*. Nos sistemas fechados a água do tanque de criação passa por um sistema de tratamento e retorna tratada às unidades de cultivo (WHEATON, 1993; SÁNCHEZ-ORTIZ, 2009).

A aquicultura utiliza recursos naturais, manufaturados e humanos. Portanto, para que a atividade seja perene e lucrativa, estes recursos devem ser usados de forma racional. A fim de atingir o objetivo de produzir organismos aquáticos sem degradar o meio ambiente, gerando lucro e até mesmo com benefícios sociais, criou-se o termo de aquicultura sustentável (VALENTI, 2002). Um dos sistemas que atende a este conceito é o sistema de recirculação para aquicultura (SRA).

3.2 Sistemas de recirculação para aquiculturas (SRA)

Os SRA são sistemas de criação fechados e representam alternativas compactas para o cultivo intensivo de espécies, isto é, em elevadas densidades de estocagem. No SRA, a água circula no sistema e somente uma pequena parcela é renovada diariamente. A maioria dos SRA são projetados para trabalhar com renovação de água entre 5 e 10% do volume total do sistema (MASSER; RAKOCY; LOSORDO, 1999). Por isso, a eficiência dos filtros biológicos é fundamental para garantir o seu sucesso.

Dentre as vantagens do SRA estão: menor consumo de água; menor demanda de área; baixo impacto ambiental; maior controle da produção; maior produtividade e baixa geração de efluente de descarte. As desvantagens do sistema estão relacionadas aos altos custos de implantação e operação e à complexidade de operação dos sistemas de filtragem (AZEVEDO et al., 2014).

Os SRA por serem sistemas fechados, o operador tem o total controle do sistema, diminuindo riscos comuns em sistemas abertos, como desastres naturais, poluição e doenças. Também é possível garantir o crescimento ótimo das espécies ao longo de todo ano, uma vez que as condições físico-químicas da água são monitoradas e controladas.

Do ponto de vista ambiental, a principal vantagem do SRA é o alto grau de controle ambiental proporcionado pelo gerenciamento na produção de resíduos, garantindo um sistema mais sustentável se comparado aos sistemas de aquicultura tradicionais. Portanto, além das vantagens econômicas, a tecnologia SRA acarreta em baixo impacto ambiental (HUTCHINSON et al, 2004).

Para sistemas fechados de produção aquícola com recirculação parcial ou total das águas residuárias, os parâmetros mais importantes são: oxigênio dissolvido (OD), temperatura, amônia não ionizada ($\text{NH}_3\text{-N}$) e amônia ionizada ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), pH, alcalinidade ou dureza, salinidade, dióxido de carbono (CO_2), sólidos sedimentáveis, suspensos e dissolvidos (TIMMONS et al., 2002; SANCHEZ-ORTIZ, 2009).

3.3 Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*)

A *Oreochromis niloticus* é a espécie mais cultivada no mundo, isto se deve, principalmente, a alta prolificidade, maturação precoce e crescimento mais rápido em comparação às outras espécies de tilápias e híbridos (KUBITZA, 2005).

De maneira geral a todas as espécies de tilápias, algumas das características que as colocaram como sendo as principais espécies cultivadas comercialmente são: a facilidade de reprodução; a possibilidade de manipulação hormonal do sexo para obtenção de populações masculinas; a boa aceitação de diversos tipos de alimentos; bom crescimento em cultivo intensivo (5 a 500 g em 4 a 5 meses); grande rusticidade, suportando bem o manuseio intenso e os baixos níveis de OD; grande resistência às doenças; além de ter uma boa aceitação da carne pela população (KUBITZA, 2000).

Além disso, quanto a qualidade da água de cultivo, as tilápias se adaptam bem às diferentes condições da água. Pode-se destacar que elas são bastante tolerantes ao baixo nível de OD, aceitam uma faixa ampla de acidez e alcalinidade na água, crescem e se reproduzem em águas salobras e salgadas e, até mesmo, toleram altas concentrações de amônia tóxica comparadas à maioria dos peixes cultivados (KUBITZA, 2000). O Quadro 1 apresenta os valores dos parâmetros de qualidade da água comumente utilizados em sistemas de recirculação para criação de tilápia.

Quadro 1 - Parâmetros físico-químicos da água para o cultivo de tilápias

Parâmetro	Valor
Temperatura °C	24 a 29
Oxigênio, mg/L	3,5 a 6
Pressão parcial de oxigênio, mm Hg	90
CO ₂ , mg/L	40 a 50
Sólidos Suspensos Totais, mg/L	<15
Nitrogênio Amoniacal Total, mg/L	<3
Amônia NH ₃ -N, mg/L	<0,2
Nitrito-N, mg/L	<1
Cloreto, mg/L	<200
pH	6,8 - 8,5
Dureza, mg/L	20 a 200

Fonte: Adaptado Kubitz (2000)

A capacidade de suporte (CS) é a máxima biomassa de peixes capaz de ser sustentada em uma unidade de produção, seja ela, viveiro, tanque-rede, *raceway*, entre outros. O crescimento dos peixes ou da população de peixes é zero no momento em que a capacidade de suporte foi atingida. A CS pode ser expressa em relação à área (kg/ha ou kg/m²) ou ao volume (kg/m³). No caso de sistemas de cultivo com recirculação de água e aeração, tem-se a CS de tilápias de 600g varia entre 20 a 60 kg/m³(KUBITZA, 2000).

Em um determinado momento do cultivo de peixes, o crescimento diário dos peixes ou da população atinge um pico máximo, que representa o máximo ganho de peso possível por peixe (g/dia) ou por unidade de área (kg/ha/dia) ou volume (kg/m³/dia). Quando isto acontece, pode-se dizer que a unidade de produção atingiu a sua biomassa crítica. A partir deste ponto, o crescimento dos peixes começa a cair cada vez mais até que o sistema atinja sua CS e os peixes parem de crescer (KUBITZA, 2000).

A biomassa econômica (BE) corresponde a uma biomassa entre a CS e a biomassa crítica (BC). A BE representa o ponto de maior lucro acumulado durante o cultivo e o ponto onde a despesa, parcial ou total, deve ser realizada, pois se continuar o cultivo haverá uma redução da receita líquida por área ou volume, resultando em queda do lucro (KUBITZA, 2000).

O ponto de BE de uma unidade de produção depende, basicamente, do custo de produção e do valor de mercado do peixe produzido. De maneira geral, a BE varia de 60 a 80% da CS. Para tilápias com 600g cultivadas em um SRA com aeração, a biomassa crítica é de 15 a 40 kg/m³ (KUBITZA, 2000).

Quanto a alimentação das tilápias, a proteína é o componente essencial para a nutrição dos peixes. As necessidades de proteína nos peixes são variáveis de acordo a idade. No caso de tilápias com mais de 25g, são necessários alimentos que contenham de 20 a 25% de proteína (SOLER JARAMILLO, 1996; SÁNCHEZ-ORTIZ, 2009).

Dentre os principais fatores que afetam a digestão dos nutrientes pelos peixes estão (SOLER JARAMILLO, 1996; SÁNCHEZ-ORTIZ, 2009):

- Tamanho da partícula: quanto maior o tamanho menor digestibilidade;
- Temperatura da água: quanto maior a temperatura, maior digestibilidade;
- Composição completa do alimento, balance nutricional;
- Quantidade de alimento diário a subministrar: excessos de alimento representam baixa digestibilidade; e
- Meio ambiente: sob condições ambientais não propícias, como quedas drásticas do oxigênio, a digestibilidade é menor.

Os requerimentos de nutrientes dos peixes são determinados por numerosos fatores relativos ao animal ou ao meio. Porém os principais são o tamanho do animal e a temperatura da água. Os Quadros 2 e 3 apresentam algumas recomendações da taxa de alimentação para tilápias.

Quadro 2 - Recomendações da taxa de alimentação e tamanho de partículas do alimento para Tilápias em diferentes fases de desenvolvimento.

Fase	Tamanho da partícula (mm)	Taxa alimentar (%PV*/dia)
Pós-larva a 1g	<0,5 a 1,0	30 a 10
1 a 5g	1,0 a 1,5	10 a 6
5 a 20g	1,5 a 2,0	6 a 4
20 a 100g	2,0	4 a 3
>100g	3,0 a 4,0	3 a 2

*PV - Peso Vivo

Fonte: Adaptado Kubitza (2000)

Quadro 3 - Recomendações da taxa de alimentação para Tilápias cultivadas em sistemas de recirculação e *raceways*.

Peso inicial (g)	Peso final (g)	Taxa alimentar (%PV*)
0,02	1	20 a 15
1	5	15 a 10
5	20	10 a 7
20	50	7 a 4
50	100	4 a 3,5
100	250	3,5 a 1,5
250	450	1,5 a 1

*PV - Peso Vivo

Fonte: Adaptado Kubitza (2000)

3.4 Efluente de piscicultura

O efluente de piscicultura se assemelha ao efluente doméstico devido a elevada demanda bioquímica do oxigênio (DBO), grande concentração de sólidos em suspensão e compostos nitrogenados e fosfatados. A partir desta similaridade pode-se fazer uma analogia dos impactos provocados quanto a contribuição para a eutrofização dos corpos aquáticos (AVNIMELECH, 1999).

Em um SRA, a presença de sólidos orgânicos na água faz com que a concentração de OD disponível para a respiração dos peixes diminua, provocando um aumento da DBO e eventualmente causando produção de amônia (CHEN; LING; BLANCHETON, 2006).

Os sólidos em suspensão gerados num SRA são originados a partir da ração como alimento não consumido, e pelas excretas e flocos biológicos. Aproximadamente 80% da ração seca adicionada ao sistema se torna excreta de peixe. As concentrações de sólidos suspensos totais nos SRA variam na faixa de 10 mg/L até 30 mg/L (TIMMONS et al., 2002; MAIGUAL-ENRÍQUEZ, 2011).

Os peixes produzem relativamente grandes quantidades de amônia, uma vez que a ração fornecida tem alto conteúdo de proteína e, portanto, nitrogênio. A amônia está presente na água de duas formas: amônia não ionizada ($\text{NH}_3\text{-N}$), altamente tóxica para as diferentes formas de vida aquática e amônia ionizada ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), menos tóxica. A concentração de amônia não ionizada tem relação com o

pH e a temperatura da água (HUTCHINSON et al., 2004). Sabe-se que a toxicidade do nitrogênio amoniacal total (NAT) depende da porcentagem de $\text{NH}_3\text{-N}$. Portanto, para controlar a toxicidade do íon $\text{NH}_3\text{-N}$ em um SRA, deve-se fazer um monitoramento constante do valor do pH e assim obter a mínima concentração do NAT no sistema. O Quadro 4 resume os efeitos da temperatura e do pH nas porcentagens de $\text{NH}_3\text{-N}$ em água doce.

Quadro 4 - Variação da porcentagem de amônia não ionizada ($\text{NH}_3\text{-N}$) em água doce com diferentes valores de pH e temperatura.

pH	10°C	15°C	20°C	25°C
7,0	0,19	0,27	0,40	0,55
7,1	0,23	0,34	0,50	0,70
7,2	0,29	0,43	0,63	0,88
7,3	0,37	0,54	0,79	1,10
7,4	0,47	0,68	0,99	1,38
7,5	0,59	0,85	1,24	1,73
7,6	0,74	1,07	1,56	2,17
7,7	0,92	1,35	1,96	2,72
7,8	1,16	1,69	2,45	3,39
7,9	1,46	2,12	3,06	4,24
8,0	1,83	2,65	3,83	5,28
8,1	2,29	3,32	4,77	6,55
8,2	2,86	4,14	5,94	8,11
8,3	3,58	5,16	7,36	10,00
8,4	4,46	6,41	9,09	12,27
8,5	5,55	7,98	11,18	14,97

Fonte: Adaptado Timmonset al. (2002); Maigual-Enriquez (2011).

3.5 Tratamento de efluentes de piscicultura

O tratamento de efluentes é usualmente classificado em quatro níveis, são eles: preliminar, primário, secundário e terciário. O tratamento preliminar tem como objetivo a remoção de sólidos grosseiros, enquanto o tratamento primário visa

remoção de sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica. O tratamento secundário faz a remoção da matéria orgânica e eventualmente, de nutrientes. Por fim, o tratamento terciário busca remover poluentes específicos, como patógenos e nutrientes (VON SPERLING, 1996). O nível do tratamento adotado deve levar em consideração a legislação vigente e o destino final do efluente.

Segundo Crabet al. (2007), os métodos de tratamento das águas residuárias da aquicultura é igual ao tratamento de outros tipos de efluentes. Os tratamentos são classificados em físicos, químicos e biológicos. As operações físicas utilizam as forças físicas para remoção dos contaminantes, utilizando-se da sedimentação ou filtração mecânica. Os processos químicos são geralmente desenvolvidos concomitantemente com operações físicas e processos biológicos. Uma desvantagem na maioria dos processos químicos é a permanência de aditivos e produtos químicos na água tratada, podendo afetar os processos biológicos devido a sensibilidade nos parâmetros físico-químicos da água dos organismos envolvidos nestes tipos de sistemas.

Os processos biológicos são os mais importantes com respeito ao tratamento das águas residuárias, sendo a nitrificação o mais significativo desses processos. O tratamento biológico reproduz um processo biológico natural de forma otimizada pela tecnologia. Quando um despejo é lançado em um corpo d'água, a matéria orgânica é convertida em produtos mineralizados inertes por mecanismos naturais, caracterizando assim o fenômeno da autodepuração. Na unidade de tratamento de esgotos, a tecnologia tem um papel de controlar as condições do processo natural de depuração e fazer com que ele ocorra em taxas mais elevadas, deixando o sistema mais compacto (VON SPERLING, 2005).

3.6 Remoção de sólidos - Sedimentação

Os resíduos sólidos como, partículas de ração não consumida e excretas dos peixes, devem ser rapidamente removidos da água, sendo este o processo mais importante num SRA. Essas partículas orgânicas comprometem a função das brânquias e propiciam o crescimento de organismos patogênicos como *Dactylogyrus* e *Gyrodactylus*. Além disso, contribuem no aumento da DBO e servem de substrato para o crescimento de microrganismos heterotróficos no biorreator, que

em excesso, podem prejudicar as bactérias nitrificantes (*Nitrosomonase Nitrobacter*) essenciais no processo de nitrificação (SUMMERFELT; PENNE, 2005).

Nos SRA, os métodos mais utilizados para remoção de sólidos suspensos e sedimentáveis são (TIMMONS et al., 2002; MAIGUAL-ENRÍQUEZ, 2011.): separação por gravidade, remoção por filtração e remoção por flotação. As técnicas de separação por gravidade e filtração são as mais utilizadas devido ao baixo custo e fácil manutenção.

A separação por gravidade, ou sedimentação, é uma operação física de separação de partículas sólidas com densidade superior à do líquido circundante, no caso mais comum, água. A velocidade de fluxo no tanque deve ser baixa para que as partículas vão para o fundo sob influência da gravidade. Por consequência tem-se a clarificação do líquido (VON SPERLING, 1996).

3.7 Processos de conversão da matéria nitrogenada

Os componentes nitrogenados podem ser encontrados sob várias formas no esgoto, sendo a forma de nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal predominantes, e em pequenas concentrações na forma de nitrito (N-NO_2) e nitrato (N-NO_3) (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999; SILVA, 2017).

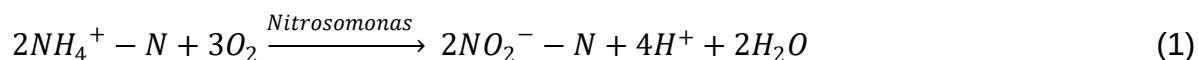
A remoção biológica do nitrogênio em efluentes é baseada na associação de processos aeróbios e anóxicos. O ciclo é formado pela sequência dos seguintes processos: amonificação do nitrogênio orgânico, assimilação, nitrificação do nitrogênio amoniacal e a desnitrificação (VON SPERLING, 1996).

A amonificação é transformação dos compostos nitrogenados orgânicos em nitrogênio amoniacal por meio da catálise enzimática. A seguir tem-se a assimilação que consiste na incorporação do nitrogênio na síntese de novas células. Apesar de uma parcela do nitrogênio possa ser assimilada na composição de novas células, a contribuição do processo de assimilação na remoção de nitrogênio em esgoto é pouco significativa. Assim, os processos de nitrificação e desnitrificação são considerados preponderantes (VON SPERLING, 1996).

A nitrificação compreende na transformação da amônia em nitritos e estes em nitratos. Os microrganismos envolvidos neste processo são os autótrofos quimiossintetizantes, para os quais o gás carbônico é a principal fonte de carbono, e

a energia é obtida através da oxidação de substratos orgânicos, como a amônia e o nitrito (VON SPERLING, 1996).

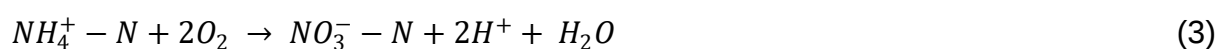
A transformação da amônia em nitritos é realizada pelas bactérias do gênero *Nitrosomonas*, de acordo com a reação Equação 1:



A oxidação dos nitritos a nitratos, dá-se pela atuação de bactérias do gênero *Nitrobacter*, sendo expressa pela Equação 2:



Por fim, a reação global da nitrificação é a soma das equações 1 e 2, como mostra a Equação 3:



Nas reações representadas pelas equações 1, 2 e 3, mostradas anteriormente, é importante salientar que é consumido oxigênio livre, e este consumo é referido como demanda nitrogenada. As reações produzem H^+ , que consomem a alcalinidade do meio e possivelmente reduz o pH.

As reações de nitrificação têm rendimento energético baixo e, portanto, baixo rendimento celular. Desta forma o crescimento dos organismos nitrificantes é lento. Logo, para que a nitrificação seja eficiente é fundamental que o tempo de retenção celular seja longo o suficiente para permitir o desenvolvimento destes organismos (METCALF; EDDY, 2003).

Alguns fatores do ambiente interferem na nitrificação ou na taxa de crescimento dos organismos nitrificantes, são eles: a temperatura, o pH, o OD e substâncias tóxicas ou inibidoras (VON SPERLING, 1996).

A temperatura afeta de forma significativa a taxa de crescimento dos organismos nitrificantes, de forma que a temperatura ótima para as *Nitrosomonas* é 35°C, e para as *Nitrobacter* é em torno de 35° a 45°C (GEBARA, 2006).

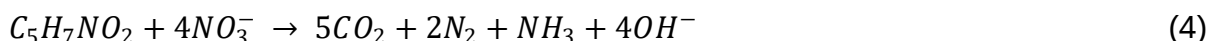
Os valores de pH em que o crescimento das nitrificantes é mais favorável, ocorre na faixa de 6,5 a 8,0. Vale lembrar que nas reações de nitrificação ocorre a liberação de íons H^+ que reduzem o pH do meio (VON SPERLING, 1996).

Pelo fato dos organismos nitrificantes serem estritamente aeróbios, eles somente se desenvolvem na presença de OD, assim a velocidade de nitrificação depende da concentração de OD. A máxima velocidade de nitrificação será alcançada quando o nível de OD for igual ou superior a 2,0 mgO₂/L (GEBARA, 2006).

A desnitrificação é o fenômeno de transformação do nitrato a nitrogênio gasoso. Este processo ocorre em condições anóxicas (ausência de oxigênio, mas presença de nitratos), onde os nitratos são utilizados por microrganismos heterotróficos como o aceptor de elétron, em substituição ao oxigênio (VON SPERLING, 1996).

Os microrganismos heterotróficos obtêm energia a partir de fonte de carbono orgânico. Ademais estes organismos são do tipo facultativo, podendo utilizar outros aceptores de elétrons tais como o nitrato e o nitrito, transformando-os em compostos reduzidos como N₂O (óxido nitroso) ou N₂ (nitrogênio gasoso). Caso haja oxigênio molecular disponível no meio ocorrerá uma competição com o nitrato para receber os elétrons. Assim para concentrações de OD acima de 0,2 e 0,5 mg/L compromete-se significativamente a desnitrificação (VON SPERLING, 1996).

A reação global de desnitrificação é demonstrada na Equação 4:

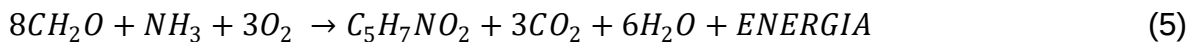


3.8 Processos de conversão da matéria carbonácea

As reações aeróbias para a estabilização da matéria orgânica carbonácea comportam-se, em um sistema fechado e em uma sequência, na qual predominam os seguintes mecanismos: anabolismo e catabolismo (VON SPERLING, 1996).

No anabolismo, a matéria orgânica presente na água residuária é utilizada pelos microrganismos para realizar suas atividades metabólicas de crescimento e obtenção de energia, assim predominam as atividades de síntese. Esta fase é caracterizada pelo consumo de oxigênio e no aumento do número de

microrganismos, podendo ser representada pela Equação 5, na qual CH_2O representa a matéria orgânica e $C_5H_7NO_2$ expressa o material celular.



A etapa subsequente, chamada de catabolismo, é iniciada quando a maior parte da matéria orgânica já foi removida. Devido à baixa disponibilidade de substrato no meio, a principal fonte de alimento dos microrganismos passa a ser o próprio protoplasma celular. Assim predominam os mecanismos de auto-oxidação também denominados de respiração endógena, que pode ser representado pela Equação 6 (VON SPERLING, 1996).



3.9 Biofilme Convencional

O biofilme é composto por uma capa biológica que cresce aderida a uma superfície de um material sólido. Ele consiste em células imobilizadas ou aderidas em meio de suporte, incorporadas em uma matriz de polímeros orgânicos de origem microbiana e por substâncias abióticas ou inorgânicas. O processo de tratamento do esgoto se dá pelo contato contínuo ou intermitente com os micróbios aderidos à superfície sólida (MOLINA, 2015).

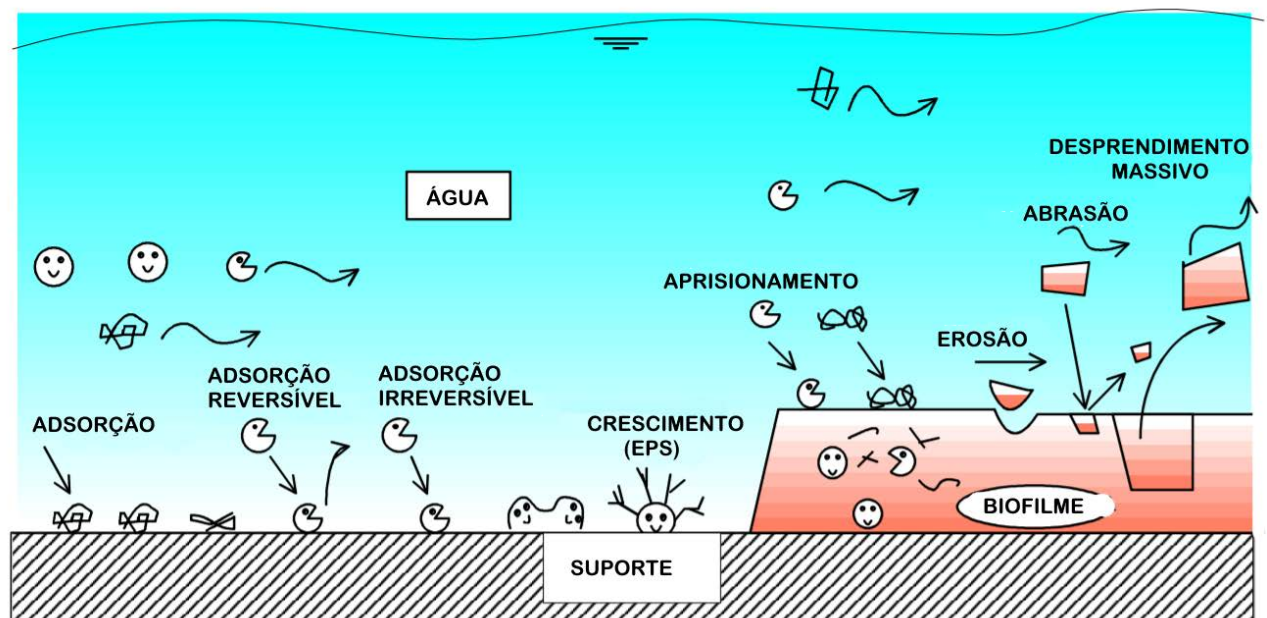
A composição de um biofilme sofre variações dependendo do sistema. De maneira geral, o componente em maior quantidade é a água com 97%. Além da água, o biofilme é composto por bactérias, polissacarídeos, proteínas, DNA, entre outros. A estrutura do biofilme não é sólida ou fechada, mas possui canais que permitem o fluxo de água, nutrientes e oxigênio, chegando até mesmo nas áreas mais profundas do biofilme (MOLINA, 2015).

O processo de formação de um biofilme sobre o material suporte segue os seguintes estágios (Figura 01):

1. A superfície do material suporte é tomada por moléculas orgânicas adsorventes, promovendo o acondicionamento da superfície;
2. Deslocamento das células microbianas do meio líquido para a superfície do meio suporte;

3. Adsorção reversível - Partes das células que atingem o suporte são adsorvidas por um tempo limitado separando-se mais tarde;
4. Adsorção irreversível - Uma parte das células adsorvidas é permanentemente imobilizada;
5. Crescimento e reprodução das células aderidas irreversivelmente a partir do substrato do meio líquido, aumentando o número de células no biofilme. Por sua vez, as células geram alguns subprodutos, como por exemplo, substâncias poliméricas extracelulares (EPS), que fazem parte da matriz do biofilme;
6. Aprisionamento - Adesão de células microbianas e sólidos coloidais em suspensão à superfície do biofilme;
7. Separação de partes do biofilme que retornam à água. Este processo pode ocorrer de três modos: 1 - erosão, provocado pelo movimento do fluido, 2 – abrasão, a ação mecânica de outras partículas que colidem com o biofilme, e 3 – desprendimento massivo, ocorre pela perda da força de coesão do biofilme ao meio suporte.

Figura 1 -Processo de formação do biofilme



Fonte: Adaptado de Tejero et al. (1995) e Molina (2015)

De forma geral, em um sistema de biofilme, pode-se identificar quatro componentes: o meio suporte, o biofilme, o meio líquido e um compartimento

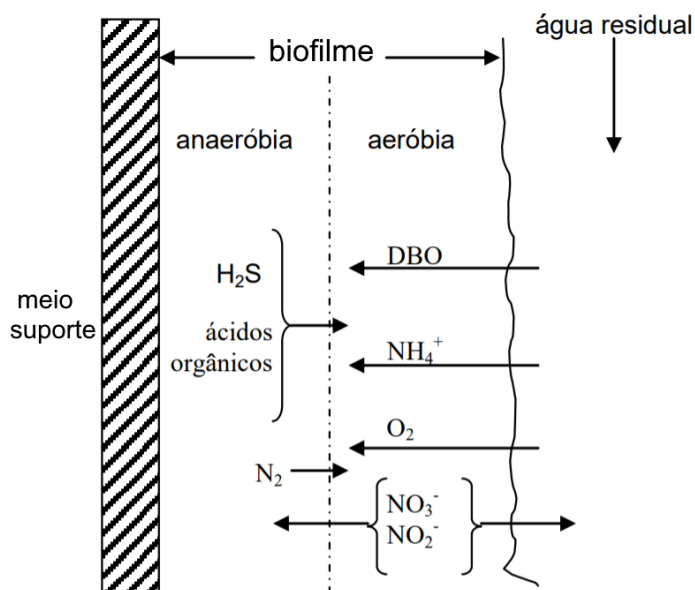
gasoso. O meio suporte consiste no material sólido impermeável de origem natural ou artificial. O biofilme é a camada formada pelo conjunto de células microbianas agregadas e aderidas ao meio suporte. O meio líquido é constituído pelo esgoto. E por fim, a camada gasosa é constituída pela atmosfera circundante (MOLINA, 2015).

Os processos de biofilme são classificados em processos aeróbios, anaeróbios e/ou anóxicos. Para que os leitos submersos sejam aeróbios, é indispensável algum equipamento de aeração, como um ventilador ou um aerador mecânico. No entanto, os microrganismos aeróbios e anaeróbios coexistem mesmo nos processos de biofilme aeróbio. Isto porque a espessura média de um biofilme é muito maior do que o raio médio dos flocos e, portanto, o OD penetra por difusão apenas na área próxima à superfície do biofilme. (MOLINA, 2015).

Assim, pode-se ter a estratificação do biofilme, ilustrada pela Figura 02. Na camada externa, com oxigênio, predominam processos por células aeróbias, e na camada interna, desprovida de oxigênio, predominam os processos anaeróbios. Pode ocorrer ainda uma camada anóxica, na qual ocorrerá a redução de nitratos. (MOLINA, 2015).

Os processos de difusão de nutrientes dependem do gradiente de concentração no meio líquido. A profundidade da difusão está relacionada com os seguintes fatores: porosidade do biofilme, concentração do substrato, taxa de transferência de massa na interface líquido-biofilme e da taxa de reação dos microrganismos (NICOLELLA et al., 2000). Os compostos necessários ao desenvolvimento das células como, matéria orgânica, oxigênio e micronutrientes, são adsorvidos à superfície e transportados através do biofilme, onde são metabolizados (VON SPERLING, 1996).

Figura 2 -Estratificação do biofilme em sistema aerado



Fonte: Adaptado de Molina (2015).

A espessura do biofilme pode variar, sendo encontradas espessuras desde 1 – 10 μm (tamanho da própria célula) em um biofilme em formação, a mais de 30 μm (*biofouling*) (CHARACKLIS; TRULEAR, 1982). Os biofilmes formados em processos biológicos de tratamento de águas residuárias tem valores que oscilam entre 100 μm , para aqueles formados por nitrificantes, até 2 a 5 mm, quando composto por heterótrofos em alta carga orgânica (MOLINA, 2015).

A formação do biofilme é fortemente influenciada pelas condições hidrodinâmicas dos reatores, por meio da alteração da sua espessura e massa específica. O fluxo turbulento em reatores garante uma maior interação entre as partículas por meio do atrito, culminando no controle da espessura e melhorando o transporte de nutrientes às regiões mais profundas do biofilme (GEBARA, 2006).

Ademais entre o meio líquido e a superfície das células ocorrem as forças de cisalhamento, que provocam alterações de espessura. Os efeitos das forças de cisalhamento entre o meio e o biofilme acontecem de modo que à medida que essas forças diminuem há o aumento da espessura a tal ponto que pode ocorrer o desprendimento do biofilme. Altas velocidades de circulação ocasionam o desprendimento de grandes quantidades de biomassa, incluindo biomassa ativa, atingindo negativamente o biofilme (GEBARA, 2006).

3.10 Membranas Filtrantes

Membranas são barreiras seletivas que separam duas fases. Uma solução é forçada a passar através da membrana semipermeável, resultando em dois produtos, um retido à superfície denominado de concentrado e outro que cruza a membrana, denominado de permeado (BELLI, 2011). O material utilizado para a confecção das membranas pode ser orgânico, como polímeros, ou inorgânico, como metais, carbono, óxidos, cerâmicas e polímeros inorgânicos (MOLINA, 2015).

O processo de filtração realizado pelas membranas é classificado segundo Metcalf e Eddy (2003) em: microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa. Estes processos se diferenciam pelo tamanho dos poros e pelo mecanismo de separação. O Quadro 5, apresenta as características gerais dos processos de separação por membranas.

Os módulos de membranas apresentam configurações em forma de placas, espiral, tubulares, fibra oca e discos rotatórios. As membranas de fibra oca possuem formato cilíndrico e o fluxo se dá de fora para dentro das membranas. O permeado é o que passa pela parede das membranas, sendo coletado geralmente na extremidade superior por meio de sucção (pressão negativa) (SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001; SILVA, 2017).

Quadro 5 - Características gerais dos processos de separação por membranas

Processo de filtração	Tamanho do poro (μm)	Mecanismo de separação	Material retido
Microfiltração	0,01 – 2,0	Peneiramento	Cistos e oocistos de protozoários
Ultrafiltração	0,005 – 0,2	Peneiramento	Macromoléculas, colóides, vírus e bactérias
Nanofiltração	0,001 – 0,01	Peneiramento Difusão Exclusão	Moléculas pequenas, dureza, bactérias e vírus
Osmose Reversa	0,0001 – 0,001	Difusão Exclusão	Íons, cor, dureza e matéria orgânica

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

O rendimento do tratamento realizado pelas membranas é determinado pela geometria e a forma como elas estão configuradas. Segundo Molina (2015), a configuração ótima para uma membrana conta com a junção das seguintes características:

- elevada razão da área da membrana pelo volume do líquido (superfície específica),
- alto grau de turbulência no meio líquido para favorecer a transferência de matéria,
- baixo consumo de energia por unidade de volume de permeado produzido,
- baixo custo por unidade de membrana,
- forma que facilite a limpeza, e
- forma que permite a confecção de módulos.

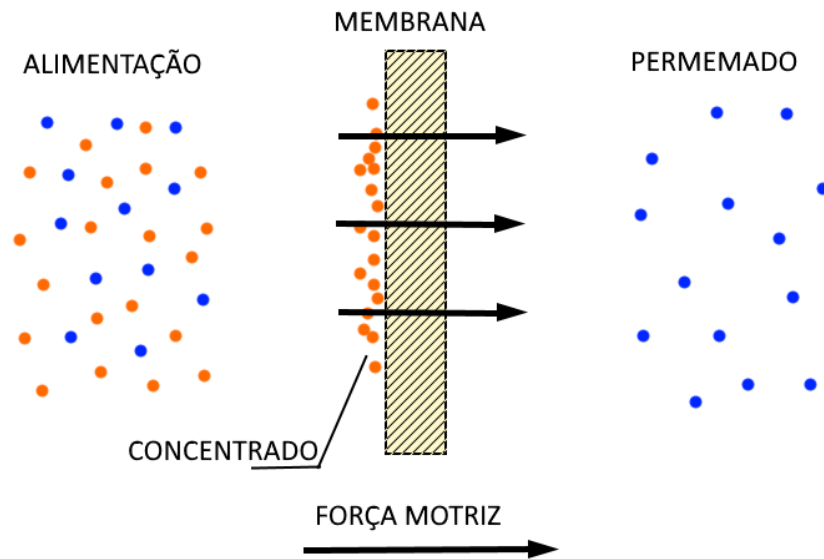
3.11 Reator de Biofilme em Membrana (MBR)

Os reatores de biofilme em membranas é o resultado da combinação do processo de tratamento biológico de efluentes e da separação por membranas em um mesmo reator (SILVA, 2009).

As membranas presentes no reator têm a finalidade de separar fisicamente elementos de diferentes características, tais como tamanho, forma ou densidade. As partículas ficam retidas pela membrana, enquanto o permeado atravessa as membranas e pode ser coletado.

O princípio do tratamento consiste em forçar a passagem do esgoto pela membrana semipermeável, fazendo uma pressão de sucção no seu interior, de forma que ocorra a passagem do permeado, e as demais partículas, denominado concentrado, fiquem retidas sobre a superfície da membrana (BELLI, 2011), como mostra a Figura 03.

Figura 3 - Mecanismo de separação no MBR



Fonte: Adaptado Belli (2011)

As principais vantagens do MBR no tratamento de esgoto, segundo Metcalf e Eddy (2003), são as seguintes:

- menor tempo de retenção hidráulica para o tratamento de elevadas cargas orgânicas,
- menor produção de lodo, em virtude do tempo de retenção da biomassa,
- baixa concentração de OD para operação,
- alta qualidade dos efluentes gerados (turbidez, sólidos suspensos totais e DBO), e
- sistemas mais compactos quando comparado à outros sistemas.

Dentre as desvantagens do MBR no tratamento de esgoto, Metcalf e Eddy (2003) elencaram:

- elevado custo inicial,
- limitação da vida útil das membranas, em média de 3 a 5 anos,
- elevado consumo de energia,
- necessidade do controle do processo de colmatação (ou *fouling* que consiste na deposição de sólidos sobre a membrana).

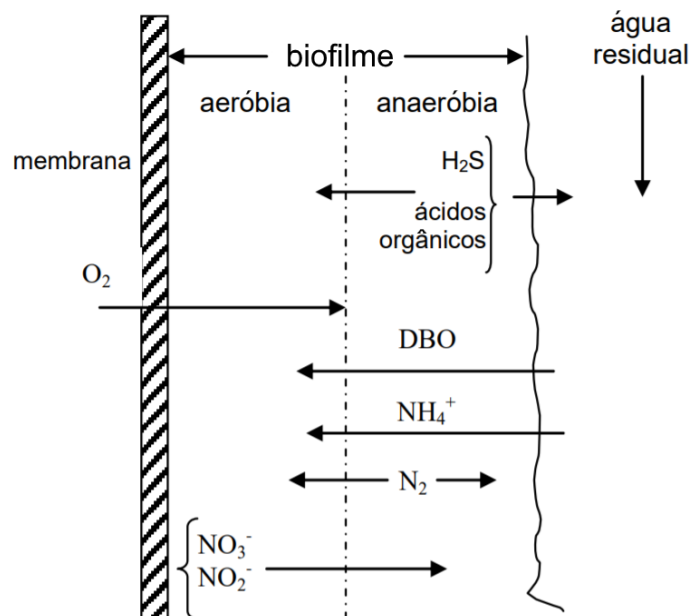
3.12 Reator de Biofilme Aerado em Membranas (MABR)

Um reator de biofilme aerado em membrana consiste na imobilização de microrganismos à superfície de membranas permeáveis, as quais por difusão transferem oxigênio ao biofilme. Portanto, o MABR é uma tecnologia capaz de fornecer altas taxas de oxigênio, aumentando assim, a atividade do biofilme aderido às membranas (SYRON; CASEY, 2008).

Atualmente as membranas têm sido empregadas como meio suporte para formação de biofilmes com a finalidade de remover nutrientes, como nitrogênio e fósforo, presentes no esgoto (MATSUMOTO; TERADA; TSUNEDA, 2007). Além disso, as membranas transferem o oxigênio sem a formação de bolhas, a fim de facilitar a aderência do biofilme.

Nesta nova configuração, o oxigênio chega até o biofilme através das membranas, formando assim a zona aeróbia na interface membrana/biofilme. Sobre a camada externa do biofilme, zona anaeróbia, tem-se o escoamento do esgoto. As trocas gasosas e de nutrientes acontecem segundo a Figura 04.

Figura 4 - Esquema dos fluxos no MABR



Fonte: Adaptado de Molina (2015)

Um sistema MABR oferece todos os benefícios de um MBR com a habilidade de transferir oxigênio de forma mais eficiente e com um gasto energético reduzido

(COTE *et al.*, 2015). Além disso, os sistemas MABR apresentam as demais vantagens:

- a transferência de oxigênio ocorre sem a formação de bolhas (MATSUMOTO; TERADA; TSUNEDA, 2007),
- o fornecimento de oxigênio é controlado pela pressão intramembrana (HIBIYA *et al.*, 2003),
- os microrganismos oxidantes se localizam preferencialmente nas proximidades da membrana, reforçando sua retenção e proteção contra o destacamento do biofilme (TERADA *et al.*, 2006), e
- concomitantemente à remoção do nitrogênio há também a remoção de DQO (Demanda Química de Oxigênio) (SYRON; CASEY, 2008; OXIMEM, 2017).

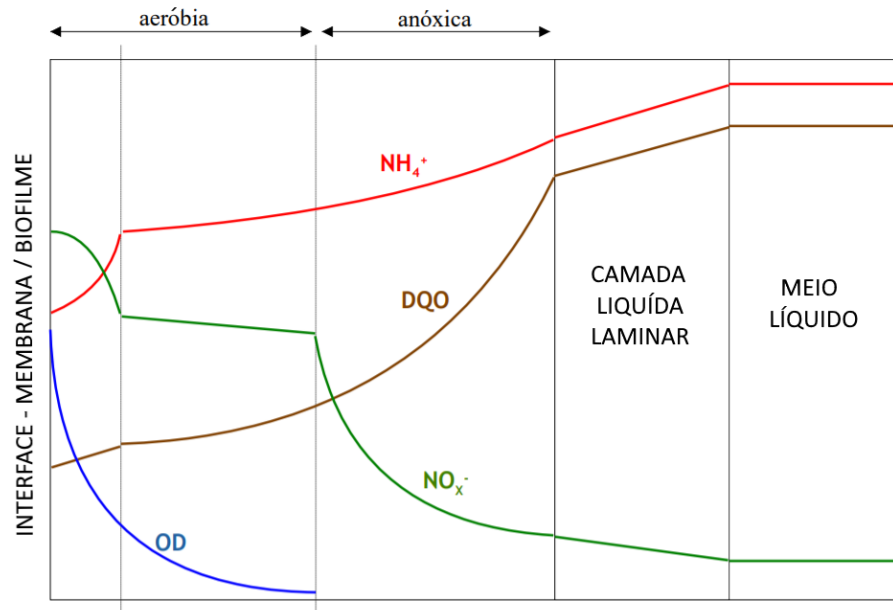
3.13 Biofilme em MABR

O biofilme formando sobre a membrana, possui diferenciações importantes ao longo da sua espessura, quanto ao gradiente de oxigênio e substrato, e quanto a atividade microbiana e nas camadas ativas (SYRON; CASEY, 2008).

A concentração de oxigênio é maior na interface da biomassa com a membrana. A concentração de OD vai reduzindo conforme avança no biofilme. Este gradiente de oxigênio proporciona uma estratificação quanto ao tipo de microrganismo presentes nas camadas do biofilme, de modo que a camada rica em oxigênio tem predominante processos aeróbios, tais como a nitrificação, e portanto, organismos nitrificantes. Na porção com menor concentração de oxigênio tem-se a camada anóxica, onde se desenvolvem os organismos desnitrificantes e seus processos biológicos. (HIBIYA *et al.*, 2003).

Segundo Molina (2015), a porção central do biofilme possui elevada atividade microbiana, uma vez que tanto o oxigênio quanto o carbono se encontram em abundância. A Figura 05 mostra a estratificação microbiológica nas camadas do biofilme e os perfis da concentração de OD, DQO, NH_4 e NO_x .

Figura 5 - Esquema dos perfis de OD, DQO, NH_4 , NO_x .



Fonte: Adaptada de Molina (2015)

O controle da espessura do biofilme em MABR é um elemento operacional importante. Segundo Debus e Wanner (1992) e Silva (2017), a acumulação excessiva do biofilme pode causar as seguintes limitações:

- diminuição na transferência de oxigênio, substrato e nutrientes,
- redução na atividade microbiana,
- acumulação de metabólitos em profundidade no biofilme, e
- canalização do fluxo no reator de modo que as condições estacionárias não sejam possíveis.

Quanto a remoção de nutrientes, Syron e Casey (2008), elencam quatro razões para aplicação do MABR na remoção de nitrogênio:

- o potencial para a nitrificação, desnitrificação e remoção de DQO simultânea em um único biofilme, devido ao perfil de estratificação microbiana exclusivo em MABR,
- a meia-saturação de oxigênio para bactérias que oxidam a amônia é significativamente maior do que para as heterótrofas aeróbias, no biofilme convencional as bactérias nitrificantes competem com as heterótrofas quando a concentração de carbono diminui. O MABR oferece uma vantagem de

desempenho, particularmente em sua capacidade em manter uma alta relação de nitrificantes e heterótrofas,

- nitrificantes tendem a ser sensíveis a choques de cargas e são mais susceptíveis a inibições, assim a estratificação do biofilme pode oferecer proteção a mesma,
- economia de matéria orgânica para a

4 MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi dividido em duas etapas. A primeira etapa teve o aparato experimental instalado no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira – UNESP e consiste em ensaios preliminares utilizando água limpa para determinar a velocidade de recirculação e a capacidade de transferência de oxigênio do difusor e da membrana.

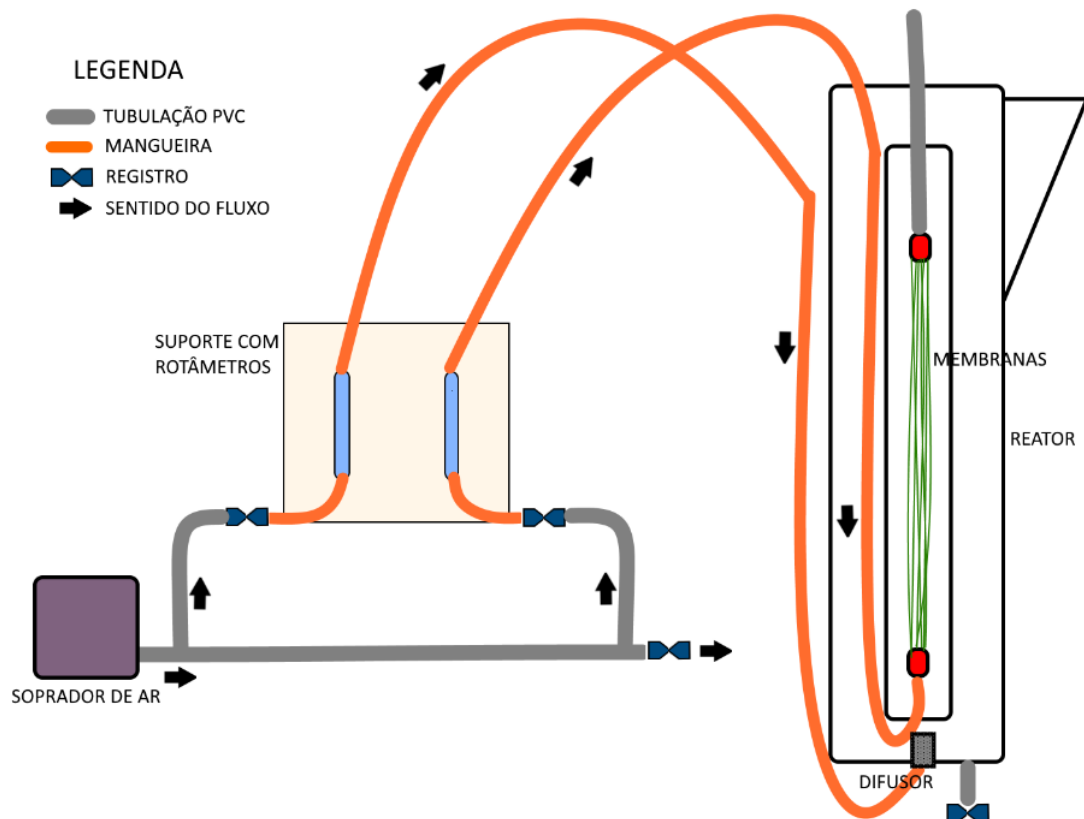
A segunda etapa, o aparato experimental foi instalado nas dependências do Laboratório de Ictiologia Neotropical no Campus II da FEIS/UNESP e as análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Saneamento. Nesta segunda etapa foi utilizado efluente de SRA com criação de tilápiasnilóticas, a fim de avaliar a eficiência do sistema quanto à remoção de nutrientes e carga orgânica.

4.1 Primeira etapa

4.1.1 Aparato experimental

O aparato experimental da primeira etapa consiste em um soprador de ar, tubulações, rotâmetros, mangueira de ar e um reator de biofilme aerado em membrana. Os ensaios foram realizados utilizando água limpa. A Figura 06 mostra um esquema geral do aparato experimental.

Figura 6 - Esquema geral do aparato experimental da primeira etapa



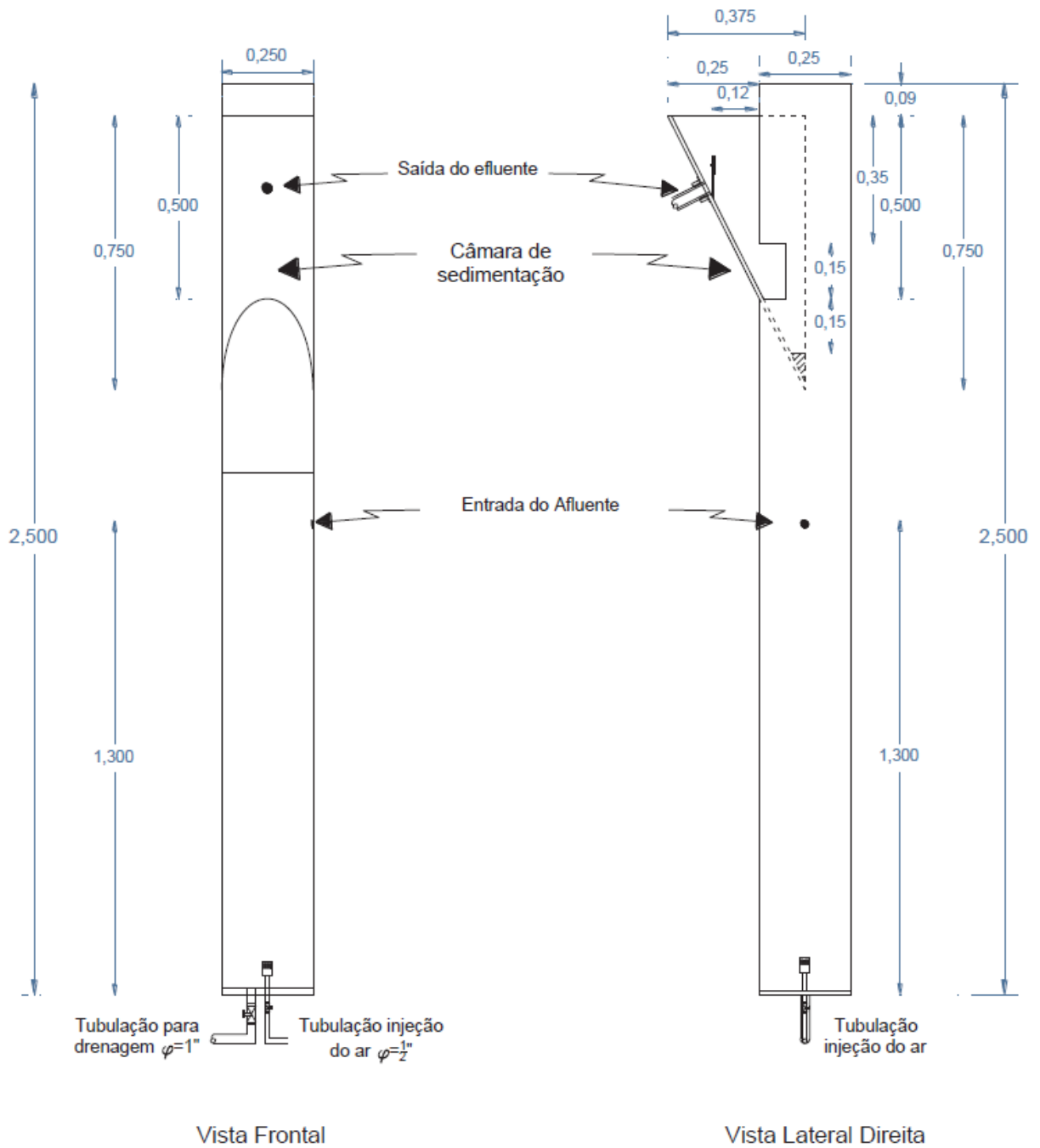
Fonte: Elaboração do próprio autor.

4.1.2 Descrição do reator de biofilme aerado em membrana (MABR)

O reator é composto por dois tubos concêntricos em PVC. O tubo externo tem 2,50 m de altura e 250 mm de diâmetro para o “*downcomer*” (Figura 07). O tubo interno, também chamado de “*riser*”, tem 2,20 m de altura e 100 mm de diâmetro interno (Figura 08), e está posicionado a 0,05 m acima do fundo do reator para permitir a circulação do efluente a ser tratado. O reator atende a um volume de aproximadamente 120 L.

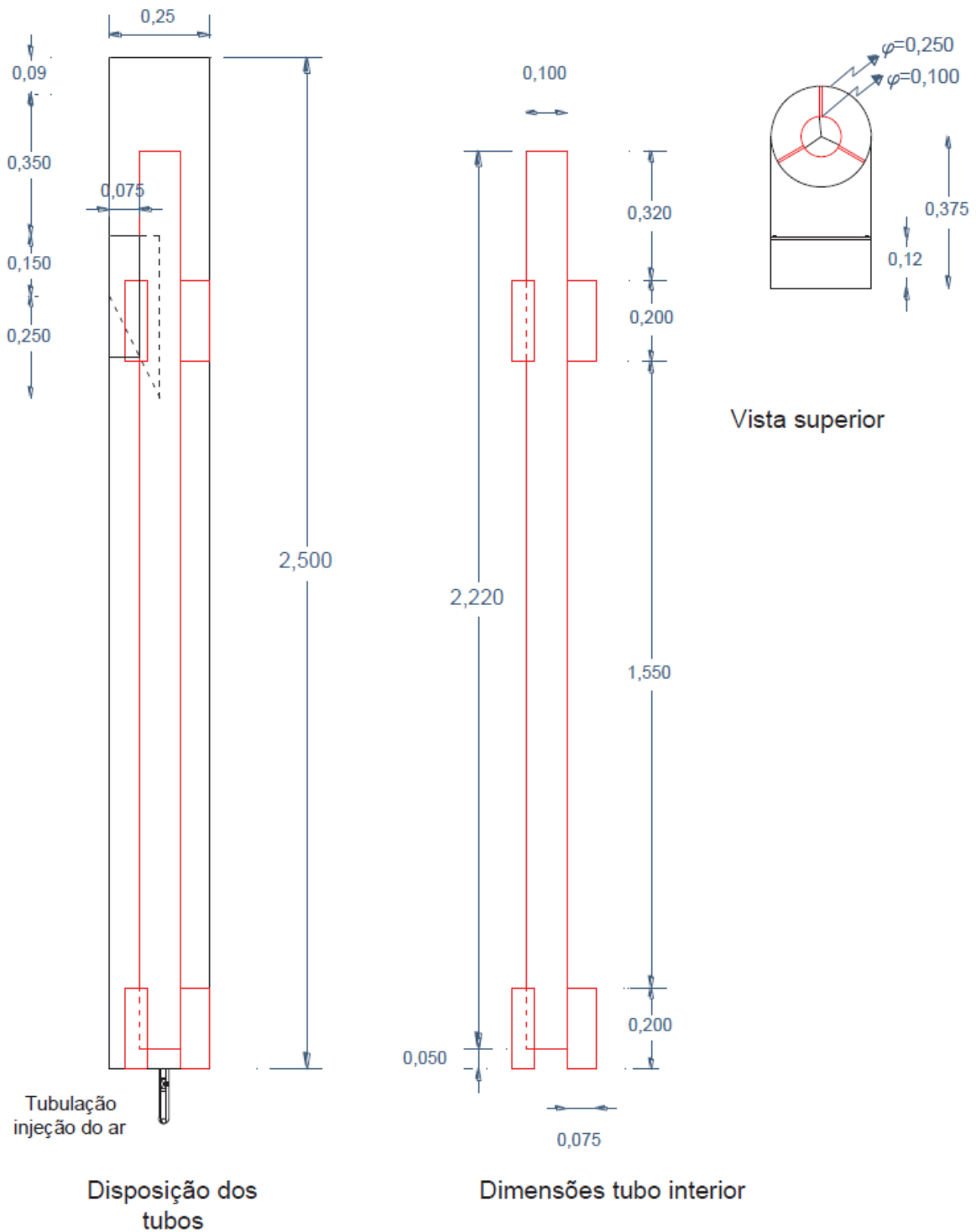
O reator possui uma unidade de sedimentação construída em chapa acrílica de 10 mm de espessura. Esta unidade possui uma saída para o efluente na parte superior, a qual é regulada por um vertedouro em acrílico de 3,0 mm de espessura.

Figura 7 - Reator de biofilme aerado em membrana – Tubo externo e zona de decantação com vertedouro



Fonte: Maigual-Enríquez (2011).

Figura 8 - Reator de biofilme aerado em membrana – Tubo interno, dimensões e disposição



Fonte: Maigual-Enríquez (2011).

Um difusor de ar (Figura 09) está disposto no centro da base do reator a fim de promover a circulação do fluido em fluxo ascendente e a aeração do meio. Assim,

a recirculação do fluido dentro do reator se dá por *air lifting*. O difusor foi confeccionado com cap de PVC de 40 mm de diâmetro perfurado em seis carreiras de 36 furos cada, onde cada furo tem um diâmetro aproximado de 1,0 mm.

Figura 9 - Difusor de ar



Fonte: Maigual-Enríquez (2011).

As membranas utilizadas (Figura 10) são do tipo fibra oca, e são permeáveis ao gás para suportar o biofilme fixo, permitindo a entrega direta de oxigênio para os microrganismos. As membranas são feitas de polidimetilsiloxano (PDMS), que é um dos polímeros popularmente referidos como silicone, além de serem densas, o que significa que não existem poros. Assim, o oxigênio é difundido através do silicone ao biofilme, resultando em uma aeração sem a formação de bolhas, o que requer menos energia do que se o sistema se baseasse na difusão por meio de uma bolha.

Figura 10 - Membranas de silicone do tipo fibra oca



Fonte: Elaboração do próprio autor.

As membranas vieram do fabricante como feixe com aproximadamente 550 fios, os quais possuem 110 cm de comprimento e estima-se que tenham 0,5 mm de diâmetro externo. Assim, a área superficial total do feixe de membranas equivale a 0,95 m². As membranas foram dispostas dentro do *riser*, sendo que extremidade inferior está conectada a uma mangueira para receber o ar. Enquanto que a extremidade superior está conectada a uma tubulação de PVC que leva o ar excedente para além do nível d'água, não perturbando o sistema. Uma peça suporte foi confeccionada em acrílico e instalada tanto na conexão inferior como superior da membrana para garantir que esta ficasse equidistante das paredes do tubo interno, como mostra a Figura 11.

Figura 11 - Peça suporte de acrílico instalada na conexão de uma das extremidades da membrana



Fonte: Elaboração do próprio autor.

4.1.3 Fornecimento de ar

O sistema foi aerado por meio do soprador de ar da marca THOMAS, modelo AP-80H, mostrado na Figura 12. O controle da vazão de ar a ser distribuída ao sistema deu-se, por meio de registros e rotâmetros.

O soprador forneceu ar para duas linhas de alimentação. Uma linha forneceu ar para o difusor instalado na base do reator, cujo objetivo era promover a aeração do meio e controlar a espessura do biofilme criado nas membranas. O controle da vazão de ar se deu por um rotâmetro com até 1.000 L/h de capacidade de medição. A outra linha forneceu ar para as membranas, cujo principal objetivo foi fornecer oxigênio aos microrganismos aderidos. Nesta linha utilizou-se um rotâmetro com capacidade de medição de até 50 L/h.

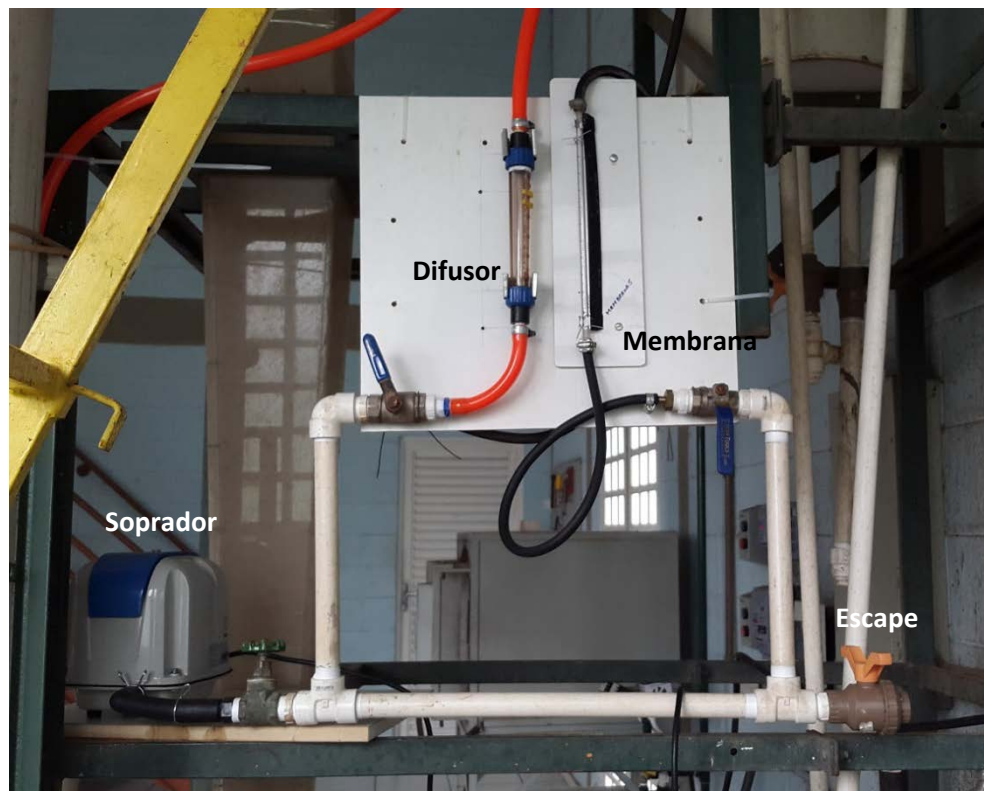
Figura 12 - Soprador de ar



Fonte: Elaboração do próprio autor.

A quantia de ar gerado pelo soprador era superior ao necessário para alimentar as duas linhas, difusor e membranas. Portanto, foi necessário instalar um registro para liberar o ar excedente do sistema. A Figura 13 a seguir ilustra a divisão das linhas de fornecimento de ar.

Figura 13- Linhas de alimentação de ar – difusor, membrana e escape



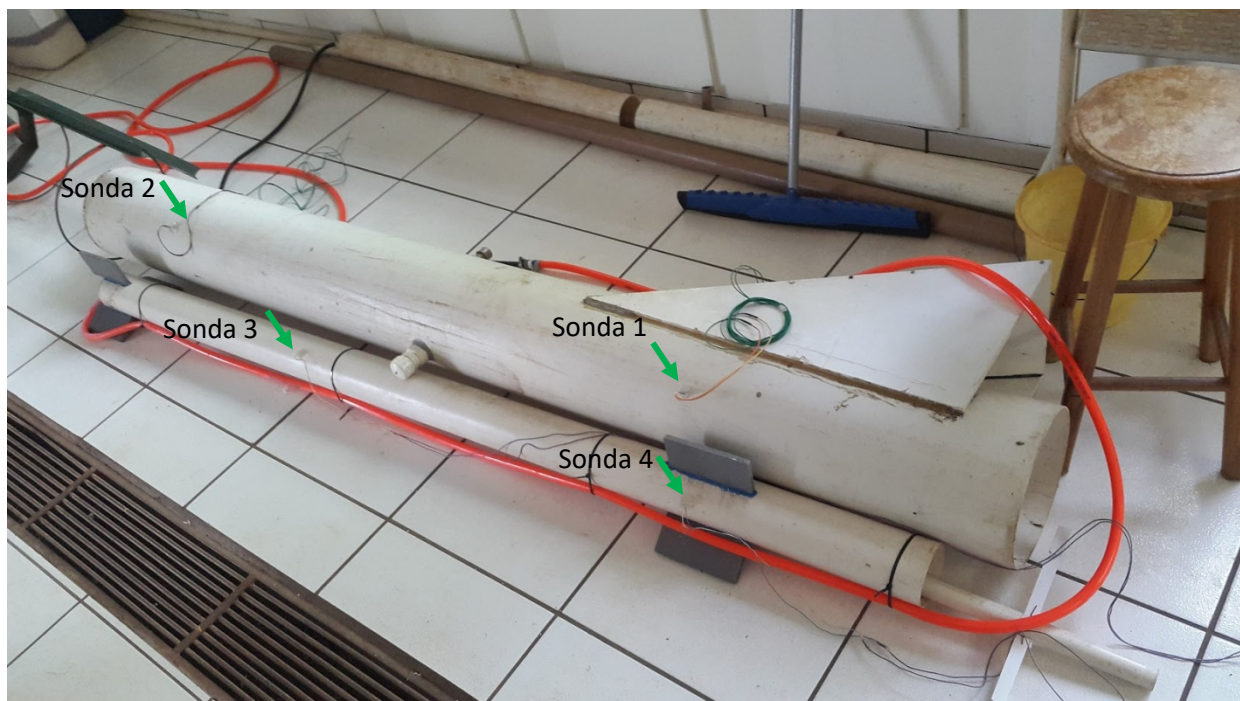
Fonte: Elaboração do próprio autor.

4.1.4 Teste de Velocidade de Recirculação

Para a determinação da velocidade de recirculação, foram realizados cinco ensaios variando as vazões de ar através do difusor no MABR. As vazões de ar aplicadas foram de 150, 300, 450, 600 e 900 L/h. Para cada vazão de ar o ensaio foi feito em triplicata. Com base nos resultados obtidos, optou-se por adicionar uma vazão de ar intermediária no intervalo de 300 e 450 L/h. Assim, realizou-se mais um ensaio para a vazão de 375 L/h.

Os ensaios foram realizados utilizando um sistema de sondas medidoras de condutividade elétrica. As sondas foram instaladas na parede da tubulação interna e externa do reator como mostra a Figura 14. No tubo externo, a primeira sonda foi instalada a 1,95 m de altura, e a segunda sonda a 0,45 m com relação a base. Assim, entre as duas sondas tinha-se a distância de 1,50 m. No tubo interno, a terceira e a quarta sonda foram instaladas a 0,85 m e a 1,85 m do fundo, respectivamente, de modo que distavam 1 metro entre si.

Figura 14 - Indicação do posicionamento das sondas no tubo externo e interno

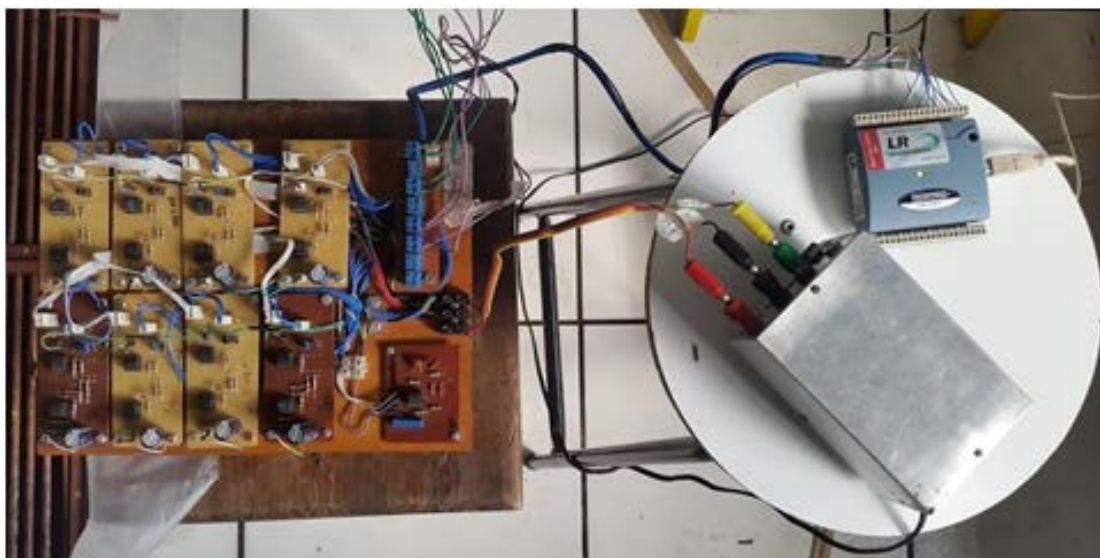


Fonte: Elaboração do próprio autor.

Para cada ensaio, dilui-se 20 g de cloreto de sódio (NaCl) em 100 ml de água. Neste caso, o NaCl funciona como traçador. Esta solução foi adicionada

rapidamente ao reator que estava cheio com água limpa. Conforme as sondas detectavam o traçador, elas emitiam sinais elétricos a um condicionador de sinais. O sistema de captação de sinais de condutividade elétrica utilizado está ilustrado pela Figura 15. Por meio do programa Tracer DAQ, esses dados foram plotados em um gráfico composto pela tensão (V) em função do tempo (10^{-1} s), sendo que cada sonda gerou uma curva.

Figura 15 - Sistema de captação de sinais de condutividade elétrica



Fonte: Elaboração do próprio autor.

Por meio do gráfico, foram escolhidos os tempos de picos de concentração medidos pela primeira e pela segunda sonda, que indicam a velocidade no tubo externo, e os picos gerados pela terceira e quarta sonda, que indicam a velocidade no tubo interno. Sendo conhecida a distância entre as duas sondas, estimou-se a velocidade de recirculação do líquido. A fim de se chegar a um valor mais preciso, para cada vazão de ar, o ensaio foi repetido três vezes, e retirou-se a média das velocidades de recirculação encontradas.

4.1.5 Teste de aeração

Por meio dos testes de aeração, foi possível determinar a capacidade de transferência de oxigênio do difusor e da membrana. Esta determinação foi estimada a partir do coeficiente global de transferência de oxigênio (K_{La}), orientada pela

metodologia descrita em ASCE (1990). Os ensaios foram realizados separadamente para o difusor e para a membrana. Para o difusor, foram realizados três ensaios com as vazões de ar de 300, 375 e 450 L/h, cujos valores foram escolhidos de acordo com o resultado da velocidade no tubo interno determinado pelo teste de recirculação. Para a membrana, realizou-se apenas um ensaio com vazão de ar em 10 L/h.

Os ensaios consistiram em encher o reator com água limpa, onde adicionou-se sulfito de sódio, como reagente para sequestrar o oxigênio do meio líquido, e cloreto de cobalto, cuja função foi a de catalisar a reação do sulfito. Após a total desoxigenação do meio, iniciou-se a aeração até valores próximos ao nível de saturação de acordo com a temperatura da água e altitude local.

Assim, adicionou-se ao MABR o sulfito de sódio a uma concentração de aproximadamente 7,9 mg/L e cloreto de cobalto a 0,5 mg/L. A reação levou de três a quatro dias para se completar. O OD foi monitorado pela sonda Aquaprobe, modelo AP2000, da marca Aquaread. Assim que os valores de OD ficaram nulos, iniciou-se a oxigenação do meio pelo soprador, controlando a vazão de ar pelo rotâmetro anteriormente estipulada.

Nos ensaios de aeração com o difusor, o OD foi registrado pela sonda em intervalos de 10 minutos, utilizando a função de registro de dados automático. A sonda foi posicionada no tubo externo do reator, centralizada em relação à altura. No entanto, no ensaio com as membranas, o OD foi monitorado pelo oxímetro da marca YSI, modelo 55-12FT, e os valores foram registrados manualmente a cada 10 minutos. O oxímetro foi posicionado dentro do tubo interno, junto com as membranas, centralizado em relação à altura do reator.

Por fim, o cálculo de K_{La} foi estimado a partir da Equação 7, no qual realizou-se a linearização da curva de OD em função do tempo, obtida no ensaio de aeração. Os valores de K_{La} , foram obtidos através da equação da reta de ajuste, a partir do coeficiente angular da reta.

$$\ln(C_s - C_t) = \ln(C_s - C_0) - (K_{La}) t \quad (7)$$

Sendo:

C_s = concentração de OD na saturação

C_t = concentração de OD no tempo t

C_0 = concentração de OD inicial

t = tempo

K_{La} = coeficiente de transferência de oxigênio (min^{-1})

A taxa de transferência de oxigênio (TTO) é calculada a partir da Equação 8:

$$TTO = K_{La} \times (C_s - C) \times V \quad (8)$$

Sendo:

C = concentração máxima atingida no ensaio

V = volume

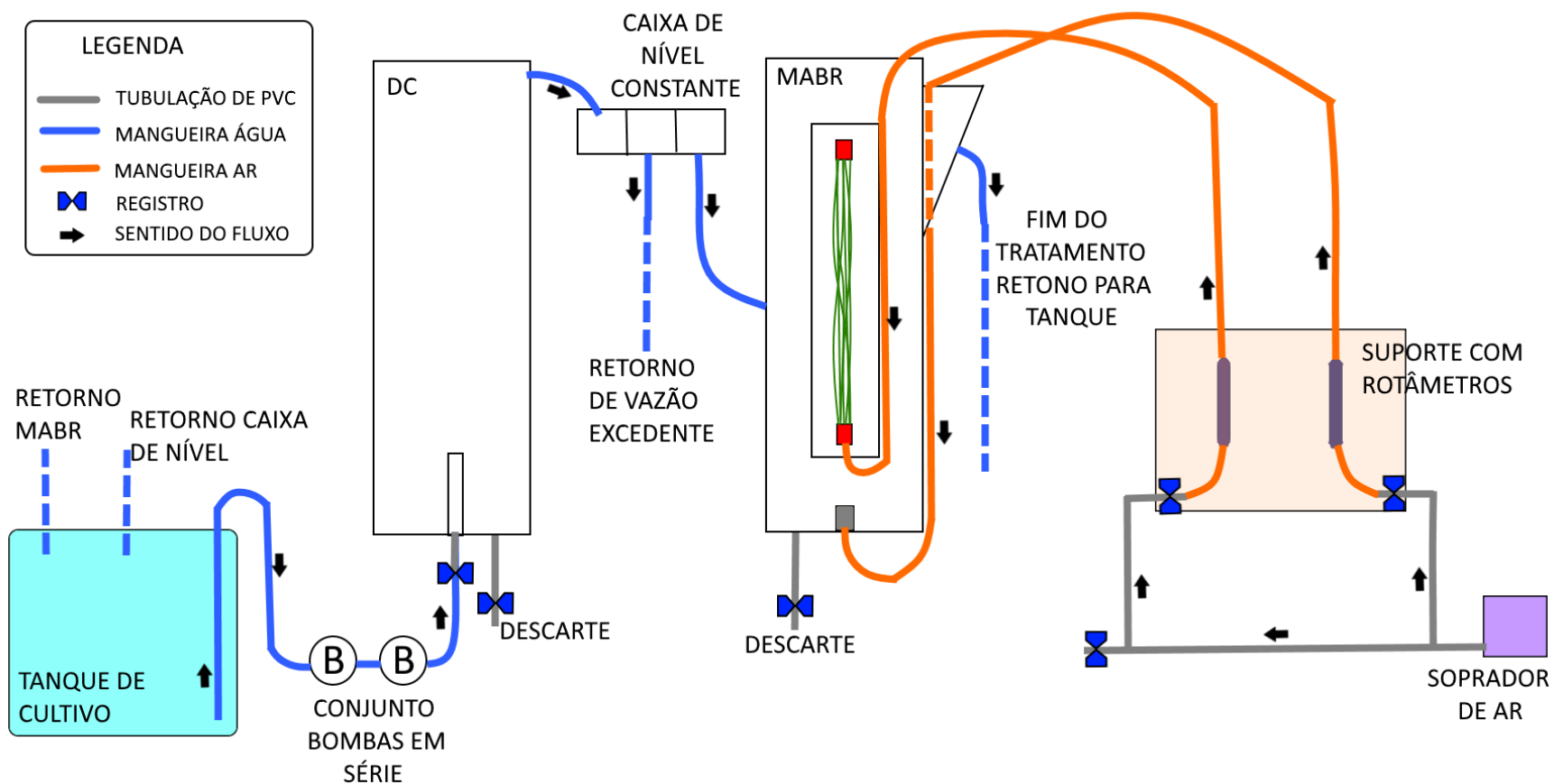
4.2 Segunda etapa

4.2.1 Aparato experimental

O aparato experimental da segunda etapa utilizou soprador de ar, bomba, tubulações, rotâmetros, mangueira de ar, caixa de nível constante, um decantador de coluna e um reator de biofilme aerado em membrana. O soprador, os rotâmetros e o reator são os mesmos utilizados na etapa anterior.

Nesta segunda etapa, o sistema foi alimentado com o efluente de SRA e funcionou sob regime constante. Um tanque com capacidade de 1.000 L foi usado para cultivar tilápias. Um conjunto de duas bombas em série foi instalado externamente ao tanque para captar a água a ser tratada. Primeiro, a água captada passou pelo decantador de coluna. O sobrenadante do decantador cai em uma caixa de nível constante, onde parte da vazão é controlada e encaminhada para o MABR, e o excedente desta vazão retorna ao tanque de cultivo. O fornecimento de ar do MABR se deu da mesma maneira descrita na primeira etapa. O efluente tratado sai pela zona de decantação do reator e retorna ao tanque com os peixes. A Figura 16 mostra um esquema geral do aparato experimental na segunda etapa.

Figura 16 - Aparato experimental da segunda etapa



*Figura sem escala

Fonte: Elaboração do próprio autor.

4.2.2 Cultivo dos peixes

O estudo foi realizado utilizando Tilápias do Nilo. Foram adquiridos 54 peixes com peso médio inicial de aproximadamente 0,189 kg. Os peixes foram retirados da Piscicultura e Nutrição Canaã, cujo tipo de criação era em tanques rede. A piscicultura fica localizada nas margens do rio Paraná, na cidade de Nova Canaã Paulista, no estado de São Paulo.

Para realizar o transporte dos peixes da piscicultura para o laboratório foram necessários dois sacos plásticos preenchidos com água do rio, devidamente aerados por pedras porosas conectadas a aeradores.

O tanque para o cultivo dos peixes no laboratório, mostrado na Figura 17, tem capacidade de 1.000 L, mas foi preenchido com água em apenas 80 % de sua capacidade. Diante destas condições, a densidade inicial de estocagem foi de 12,75 kg/m³. Os peixes foram alimentados com ração comercial para engorda, três vezes ao dia. O sistema de recirculação e tratamento do efluente foi instalado ao lado do tanque de cultivo.

Figura 17 - Tanque utilizado para o cultivo dos peixes



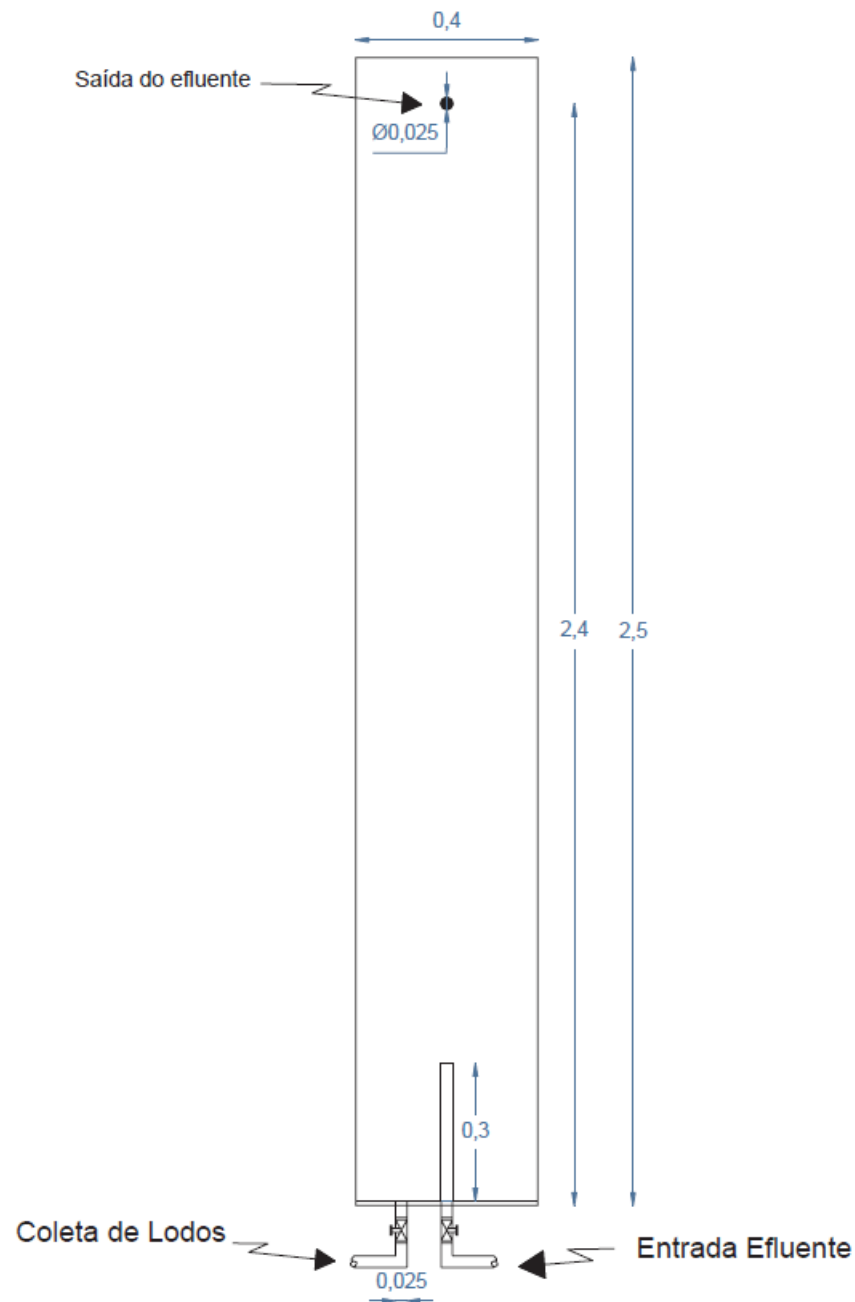
Fonte: Elaboração do próprio autor.

4.2.3 Decantador de coluna

O decantador de coluna (DC) utilizado foi construído em PVC, tem formato cilíndrico com diâmetro de 400 mm e 2,50 m de altura, como mostra a Figura 18. Este DC foi dimensionado para remoção de sólidos suspensos com diâmetro maior ou igual a 0,25 mm sendo a velocidade de sedimentação adotada para dimensioná-lo foi de 3,8 cm/s para fezes de tilápia (MAIGUAL-ENRÍQUEZ, 2011).

A alimentação do DC acontece pela base, por uma tubulação cuja saída está a 0,30 m do fundo, para não prejudicar a formação da camada de lodo. O sobrenadante tratado sai pela parte superior. O lodo sedimentado foi retirado 2 vezes ao dia, a um volume aproximado de 15 L por vez. O volume retirado foi substituído ao sistema a fim de manter o volume do sistema constante.

Figura 18 - Detalhamento do decantador de coluna



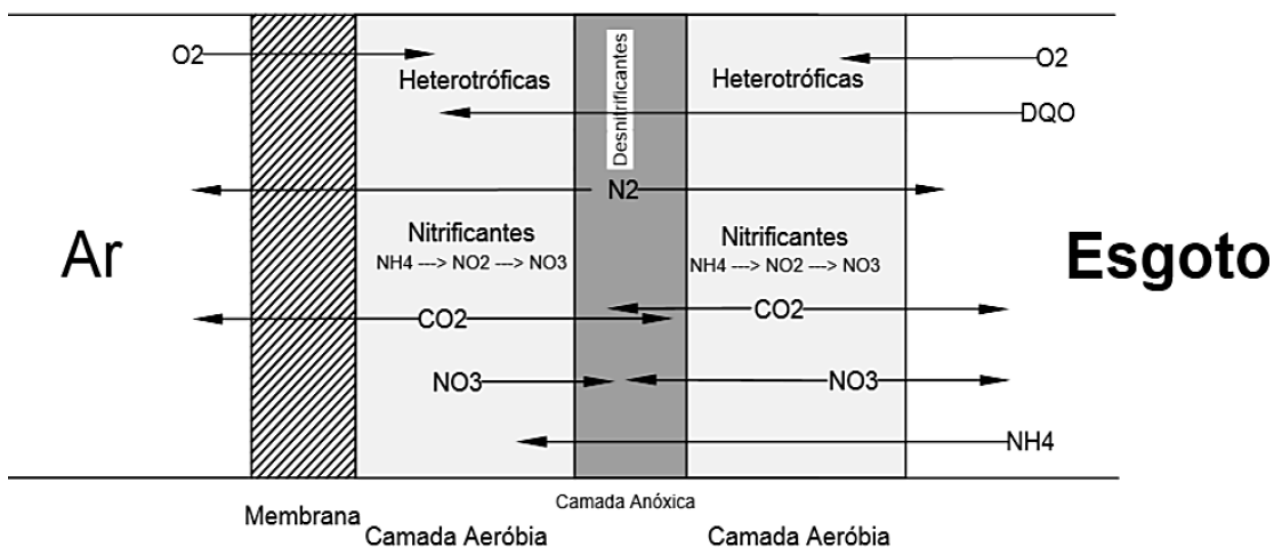
Fonte: Maigual-Enríquez (2011).

4.2.4 Biofilme Proposto

O biofilme proposto nesta configuração distoa do biofilme convencional. Em virtude da aeração das membranas e do meio, houve uma dupla oxigenação do biofilme. Este teve dupla camada aerada, uma interna próxima à membrana e outra na interface biofilme-esgoto. Assim, espera-se que tenha sido criada uma zona

anóxica no próprio biofilme, permitindo a desnitrificação e, conseqüentemente, a remoção dos nutrientes. Esta configuração foi inicialmente proposta por Silva (2017) e é apresentada na Figura 19.

Figura 19 - Representação do biofilme proposto neste trabalho



Fonte: Silva (2017)

4.2.5 Partida do MABR

Antes de iniciar o tratamento do efluente de SRA no reator, foi preciso cultivar microrganismos nitrificantes em laboratório para promover a inoculação do MABR com o mesmo. Após o crescimento das nitrificantes sobre as membranas do MABR, foi introduzido o efluente de SRA para a introdução das heterótrofas e assim iniciar de fato o tratamento.

O cultivo de bactérias nitrificantes foi realizado por meio da adição de água deionizada e de nutrientes, como proposto por Jácome *et al.* (2006), nas seguintes concentrações: Na₂HPO₄ - 1390 mg/L; KH₂PO₄ - 670 mg/L; MgSO₄.7H₂O - 250 mg/L; CaCl₂ - 15 mg/L; MnSO₄ - 25 mg/L; FeCl₃ - 1,5 mg/L). Também foi adicionado o cloreto de amônio em alta concentração (80 mg/L), para atuar como fonte de amônia e estimular a formação das nitrificantes. Os nutrientes e o cloreto de amônia foram adicionados a cada três dias, tempo necessário para a nitrificação completa (VON SPERLING, 1996). O feixe de membranas foi introduzido ao local de cultivo, um recipiente de 20 L, para promover a oxigenação do meio líquido e fornecer o

oxigênio necessário para as reações de nitrificação. Esperava-se que o crescimento das bactérias nitrificantes ocorresse espontaneamente em 30 dias, porém não foi possível visualizar o crescimento em torno das membranas neste período.

Com o MABR inoculado somente com as nitrificantes, fica garantido que a parcela do biofilme aderido às membranas seja composta somente por este tipo de bactéria, o que facilita posteriormente a oxidação conjunta de matéria orgânica e amônia (TERADA *et al.*, 2003). Ademais, segundo Molina (2015) esta inoculação inicial com as nitrificantes é vantajosa pois elas possuem menor velocidade de crescimento em relação às bactérias heterótrofas.

A operação do MABR durante a inoculação foi mantida similar às condições de cultivo de nitrificantes, sendo que a aeração ocorreu somente pelas membranas. O período de inoculação terminou quando houve uma redução na concentração de amônia e observado um biofilme de coloração amarelada aderido às membranas.

Posteriormente, foi introduzido o efluente de SRA ao MABR, a fim de iniciar o desenvolvimento dos microrganismos heterótrofos, de forma que estes ficassem sobrepostos às nitrificantes (SILVA, 2017). O período para o estabelecimento das heterótrofas foi em torno de 15 dias.

4.2.6 Operação do sistema

Os testes de recirculação realizados na primeira etapa resultaram nas velocidades do fluido dentro do MABR para diferentes vazões de ar pelo difusor. Com base nesses dados e nos resultados obtidos por Silva (2017), foi estabelecido que o sistema funcionasse com o difusor de ar fornecendo uma vazão de 450 L/h, o que geraria uma velocidade de circulação no tubo externo de 6,33 cm/s.

Baseado nesta velocidade de circulação e considerando que o tanque de cultivo tem um volume de água de 800 L, foi possível determinar que a vazão de operação do MABR foi de aproximadamente 100 L/h. Com isso o sistema levaria oito horas para tratar todo o volume do tanque. Portanto, a água do sistema seria renovada três vezes ao dia.

Devido à algumas limitações do sistema, somente o MABR foi operado a esta vazão. O DC teve uma vazão de operação de 400 L/h, devido as condições impostas pelo conjunto de recalque (bombas) utilizado. O controle da vazão de uma unidade de tratamento para a outra foi feito pela caixa de nível constante instalada

na saída do DC. A caixa com 4 câmaras, distribuía os 100 L/h para o MABR, e a vazão excedente retornava ao tanque de cultivo.

O sistema funcionou sob regime constante durante 74 dias.

4.2.7 Parâmetros e frequência de amostragem

Para avaliar a eficiência do tratamento proposto foram analisados parâmetros mostrados pelo Quadro 6, com a sua respectiva frequência e método. Os parâmetros: OD, temperatura e pH foram realizados no tanque de cultivo dos peixes. As demais análises foram realizadas em três pontos de amostragem, são eles: entrada do DC (E.DC), saída do DC/entrada do MABR (S.DC / E.MABR) e saída do MABR (S.MABR). A determinação de DQO foi feita utilizando um espectrofotômetro FEMTO 600s, enquanto que as análises de nitrato, nitrito, nitrogênio total e nitrogênio amoniacal foram realizadas em um espectrofotômetro DR/2010 da HACH. As análises realizadas estão de acordo com o StandardMethods for Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF, 1998).

Quadro 6 - Parâmetros e frequência de amostragem do sistema

Parâmetro	Frequência	Método
Oxigênio dissolvido	Diária	Medidor de Oxigênio Dissolvido Digital Portátil - Modelo: MO-900 - Marca: Instruterm
Temperatura	Diária	
pH	Diária	
DQO	3x /semana	Método do fluxo fechado - Método 5220 D
Nitrato	3x /semana	Método de Redução de Cádmio - Método 8039
Nitrito	3x /semana	Método da Diazotização - Método 8507
Nitrogênio total	3x /semana	Método da Digestão de Persulfato - Método 10071
Nitrogênio amoniacal	3x /semana	Método do salicilato - Método 10031
Turbidez	3x /semana	Turbidímetro
Série sólidos	1x /semana	Método gravimétrico

Fonte: Elaboração do próprio autor.

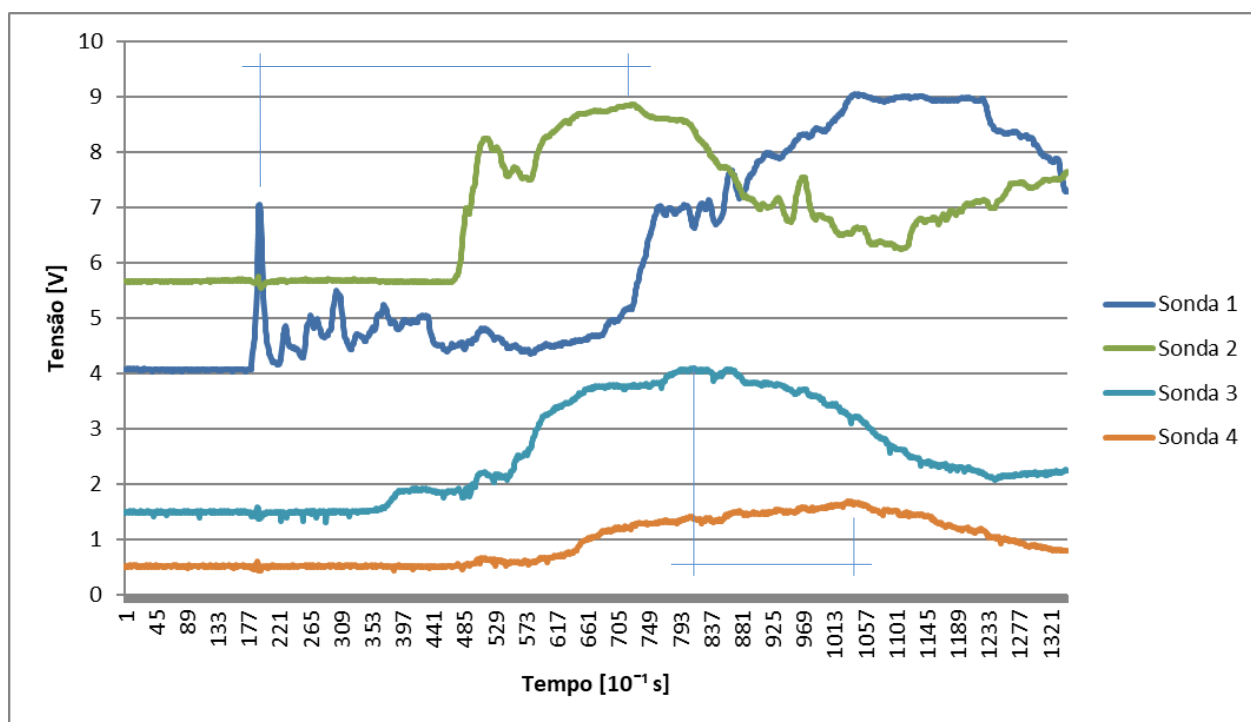
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Teste de Velocidade de Recirculação

A estimativa da velocidade de recirculação do líquido no MABR foi realizada para seis vazões de ar diferentes e para cada vazão de ar repetiu-se o teste três vezes. Para calcular a velocidade de recirculação, identificou-se o valor do tempo dos picos das sondas 1 e 2. Sabendo que a distância entre as duas sondas é 1,5 m, dividiu-se este valor pela diferença dos tempos de pico, obtendo assim a velocidade de recirculação no tubo externo. O mesmo foi feito para as sondas 3 e 4, sendo que elas distavam um metro entre si e representavam a velocidade de recirculação do tubo interno. Assim, para cada ensaio com uma vazão de ar foram obtidas três velocidades de recirculação para o tubo externo e mais três para o tubo interno.

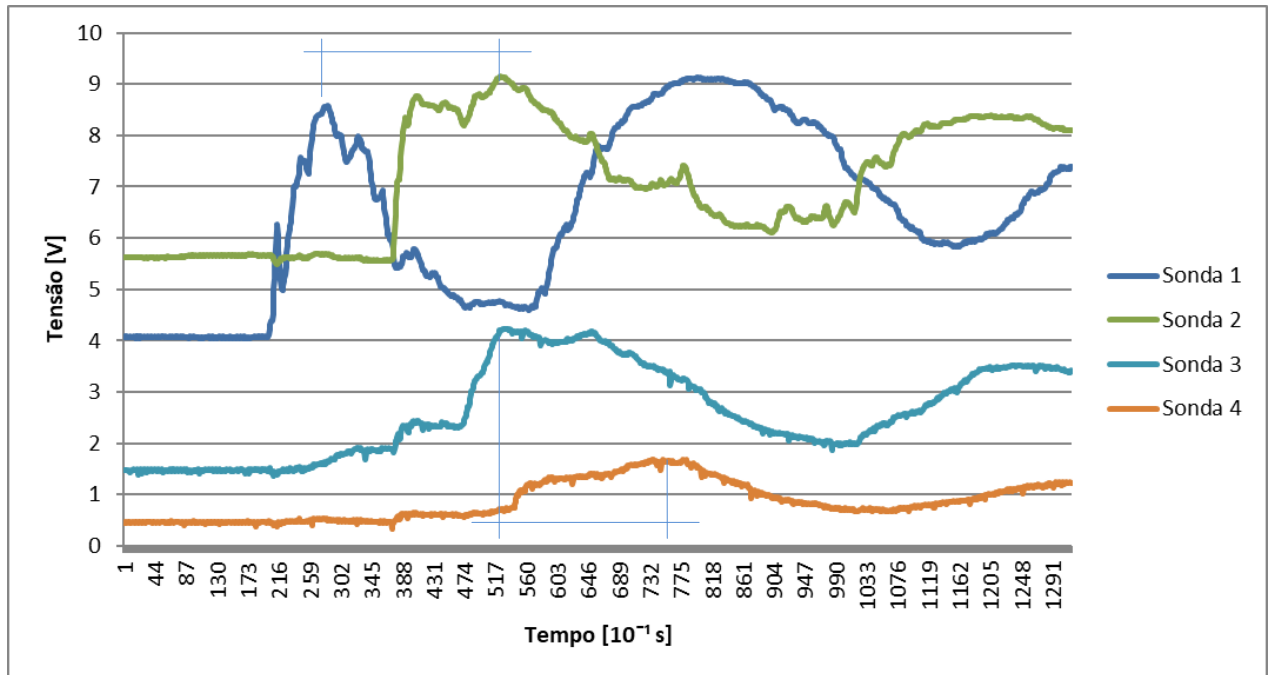
As Figuras 20, 21, 22, 23, 24 e 25, apresentam os gráficos gerados para as vazões de ar injetadas pelo difusor de 150, 300, 375, 450, 600 e 900 L/h, respectivamente. Cada gráfico mostra as curvas geradas pelas quatro sondas de tensão ao longo tempo em um dos três ensaios realizados para cada vazão de ar.

Figura 20 -Gráfico da tensão em função do tempo para vazão de ar de 150 L/h



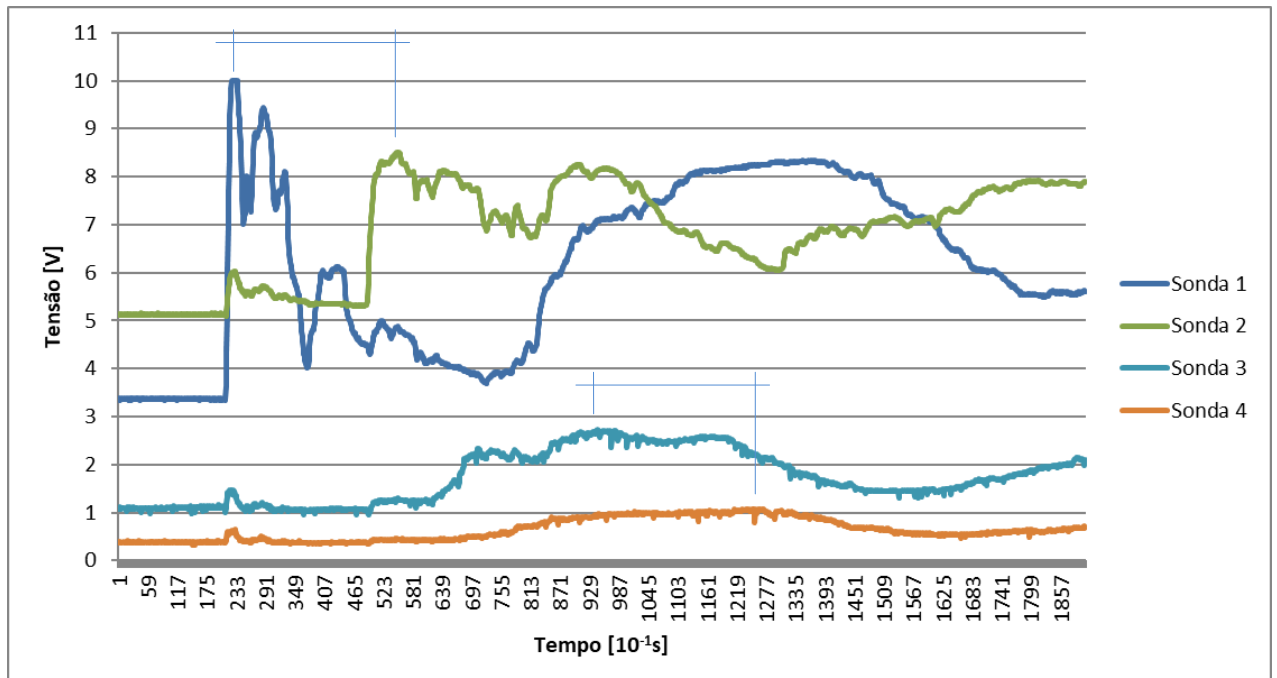
Fonte: Elaboração do próprio autor.

Figura 21 -Gráfico da tensão em função do tempo para vazão de ar de 300 L/h



Fonte: Elaboração do próprio autor.

Figura 22 -Gráfico da tensão em função do tempo para vazão de ar de 375 L/h



Fonte: Elaboração do próprio autor.

Figura 23 -Gráfico da tensão em função do tempo para vazão de ar de 450 L/h

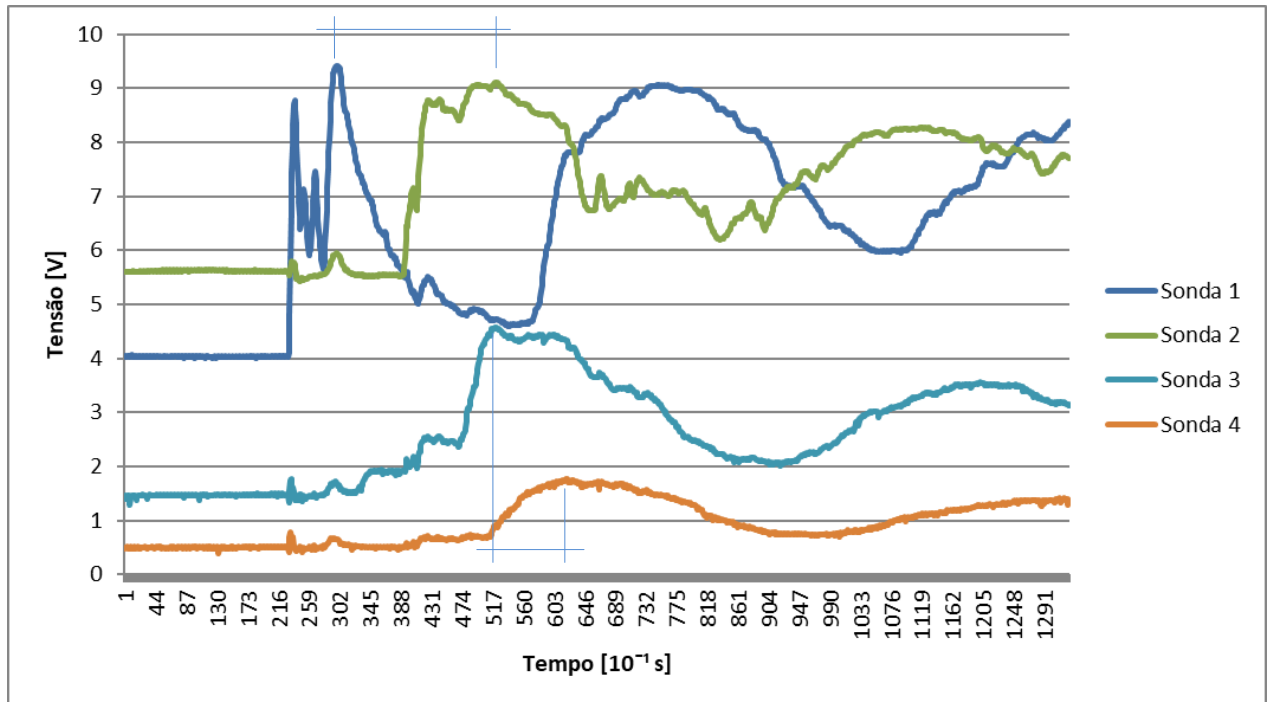


Figura 24 - Gráfico da tensão em função do tempo para vazão de ar de 600 L/h

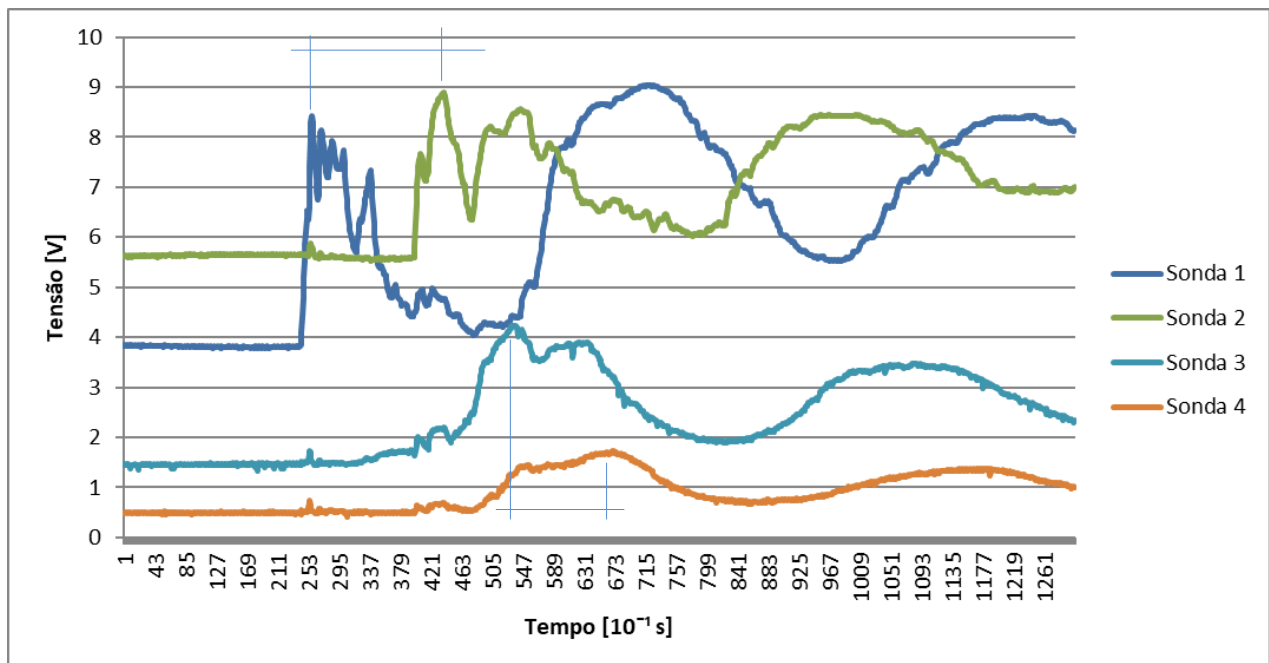
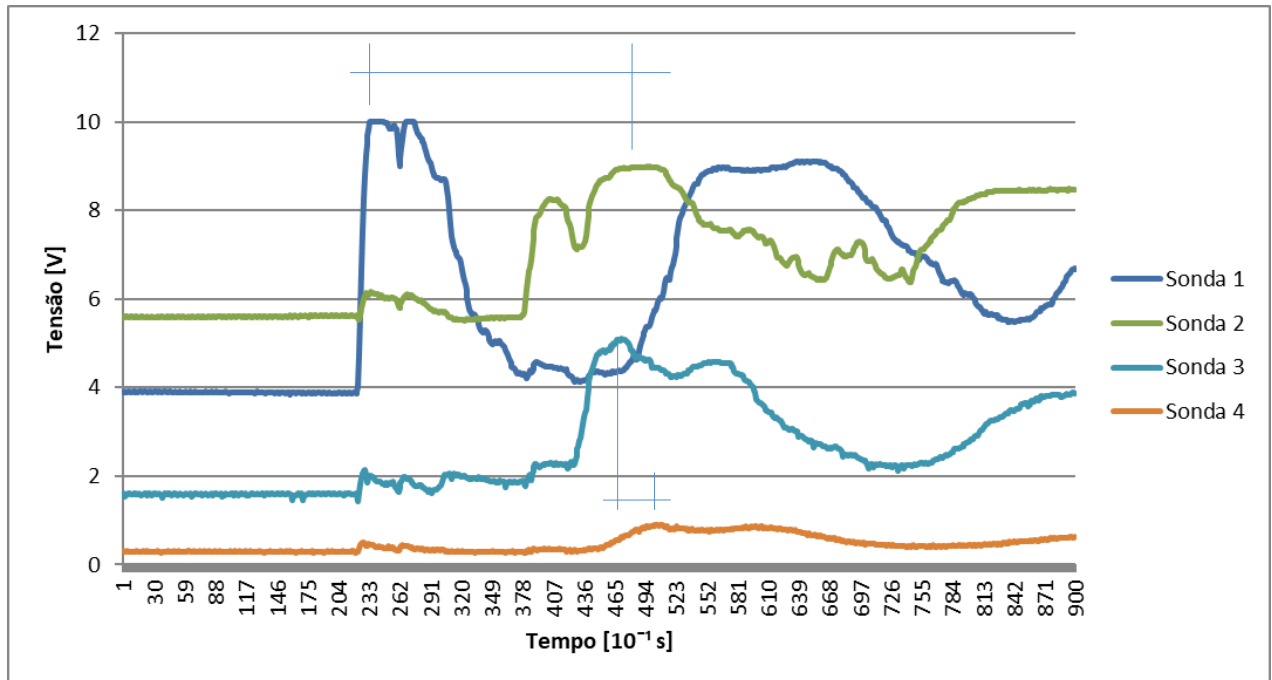


Figura 25 -Gráfico da tensão em função do tempo para vazão de ar de 900 L/h



Fonte: Elaboração do próprio autor.

A Tabela 1 apresenta os valores de velocidade de recirculação em cm/s obtidos para cada ensaio realizado em cada uma das seis vazões de ar, tanto no tubo externo como interno. Além disso, a tabela indica ainda a velocidade média de recirculação encontrada para cada vazão de ar.

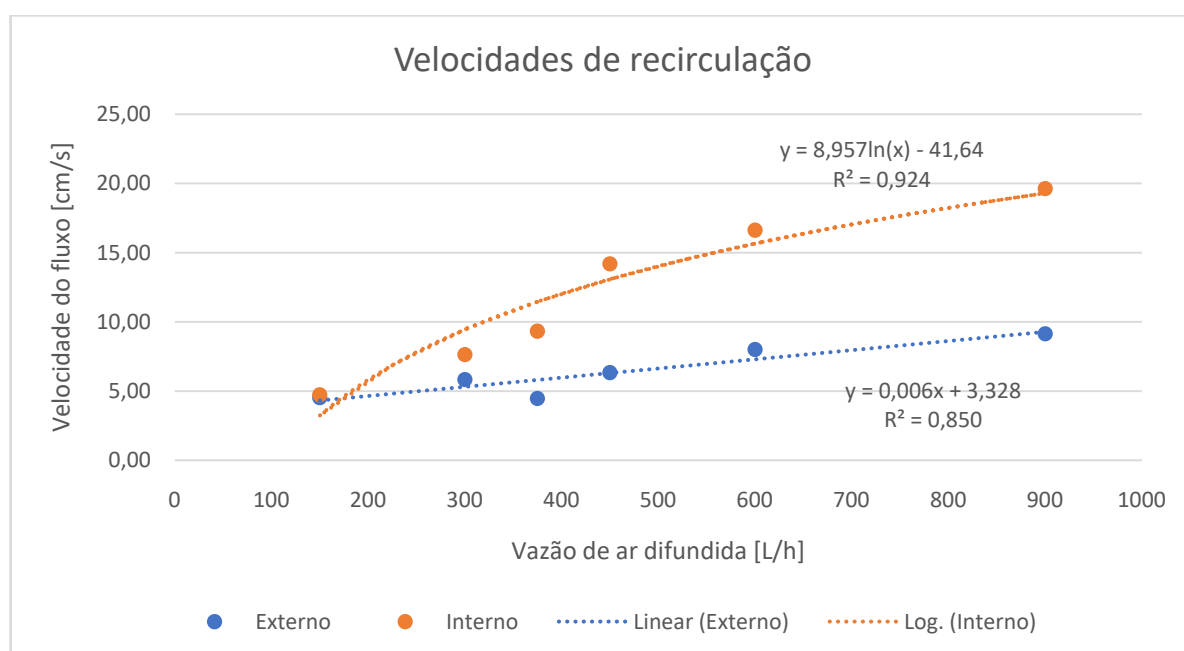
A partir das médias calculadas gerou-se um gráfico representado na Figura 26, mostrando a variação das velocidades de recirculação média em função do aumento da vazão de ar. Duas linhas de tendências, linear para o tubo externo e logarítmica para o tubo interno, foram traçadas para as velocidades médias internas e externas.

Tabela 1- Velocidades de recirculação para cada ensaio e velocidades de recirculação média variando a vazão de ar.

Vazão de ar (L/h)	Tubo	Velocidade de recirculação (cm/s)			Velocidade de recirculação média (cm/s)
		Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	
150	Externo	4,3	4,6	4,7	4,53
	Interno	4,8	5,0	4,4	4,73
300	Externo	5,1	6,0	6,4	5,83
	Interno	7,2	8,0	7,7	7,63
375	Externo	5,3	4,0	4,1	4,47
	Interno	11,1	8,3	8,6	9,33
450	Externo	7,3	6,9	4,8	6,33
	Interno	10,4	19,6	12,6	14,20
600	Externo	8,5	7,2	8,3	8,00
	Interno	14,9	17,5	17,5	16,63
900	Externo	9,2	9,0	9,2	9,13
	Interno	16,4	21,3	21,2	19,63

Fonte: Elaboração do próprio autor.

Figura 26 - Gráfico da variação das velocidades de recirculação média em função da vazão de ar e linhas de tendência



Fonte: Elaboração do próprio autor.

A velocidade de recirculação mais importante é a velocidade do tubo interno, ou seja, a velocidade que passa pelas membranas. Isto se deve ao fato do fluído desenvolver um papel duplo. O de fornecer oxigênio ao biofilme formado nas membranas e o de controlar a espessura do mesmo. A velocidade não deve ser muito elevada a ponto de erodir o biofilme aderido e nem muito lenta a ponto de deixar o biofilme muito espesso.

De acordo com Silva (2017), a melhor velocidade de operação do MABR é uma velocidade intermediária de 6,3 a 11 cm/s, na qual ocorreriam tanto a nitrificação e desnitrificação, uma vez que permaneceria a camada anóxica às membranas, e haveria a oxidação pelas heterótrofas. Apesar de Silva ter utilizado um sistema em bateladas e uma membrana diferente, estima-se que o MABR utilizado na presente pesquisa tenha comportamentos semelhantes.

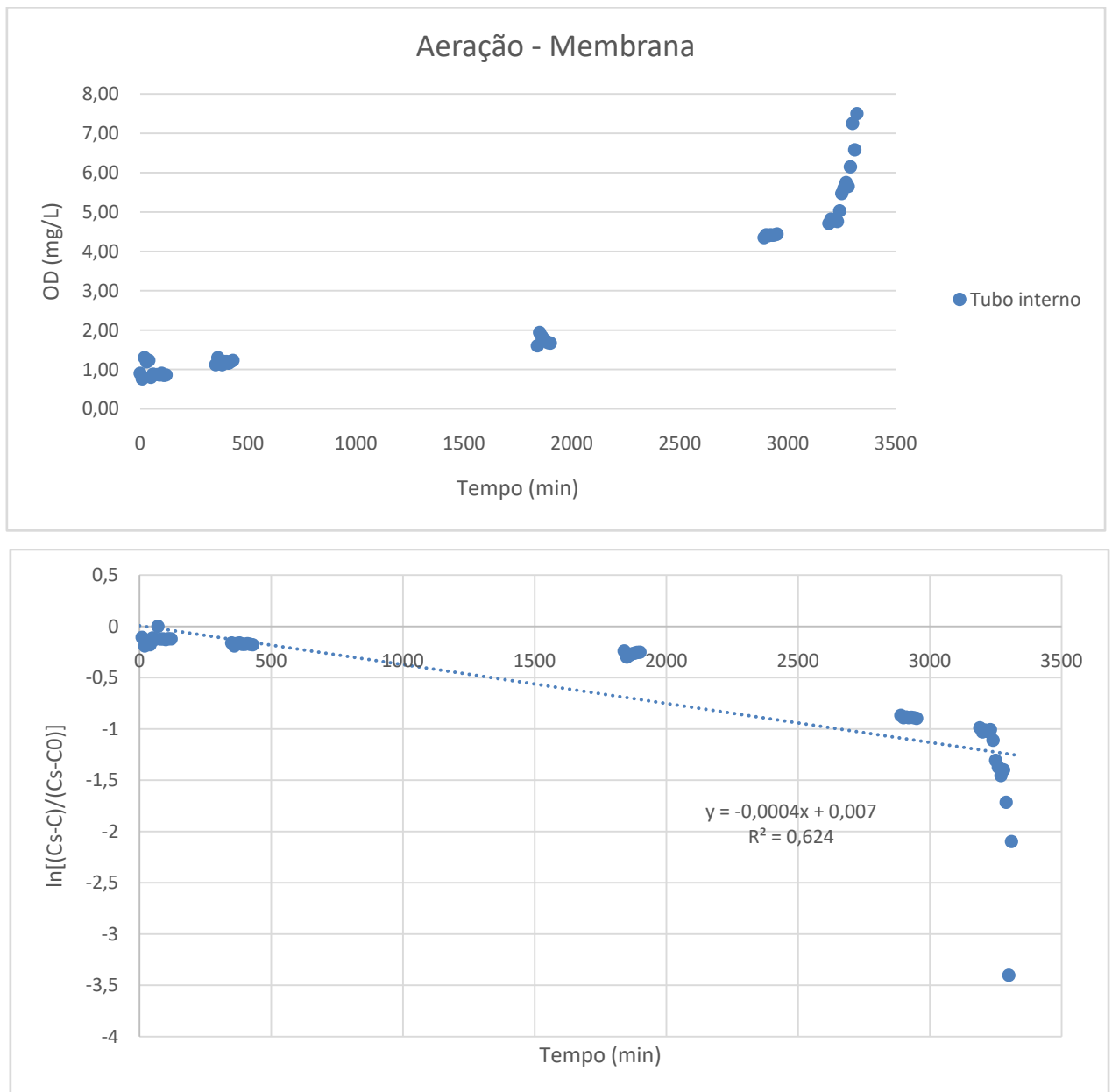
Dentre as seis vazões de ar testadas, o intervalo que atende à recomendação de Silva (2017) são as vazões de 300, 375 e 450 L/h, o que representam velocidades de 7,6; 9,3 e 14,20 cm/s, respectivamente.

5.2 Teste de aeração

A solubilidade de oxigênio na água varia de acordo com temperatura, altitude e salinidade. O município de Ilha Solteira - SP está localizado a 337 m de altitude, a temperatura média da água nos ensaios foi de 29 °C, e a salinidade da água considerada nula. Assim, com base no estudo de Von Sperling (2005), a concentração de saturação do oxigênio é de 7,5 mg/L

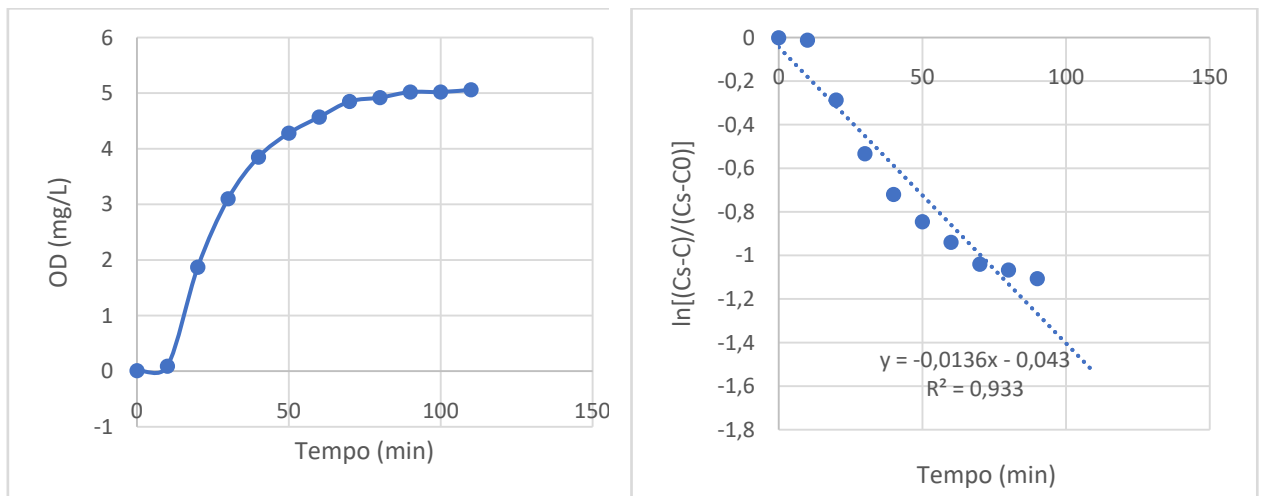
As Figuras 27, 28, 29 e 30 mostram os gráficos da progressão do OD ao longo do tempo obtidas nos ensaios com as membranas e pelo difusor de ar nas vazões de 300, 375 e 450 L/h. Com base nas curvas de oxigenação, aplicou-se a equação 10, e a partir da inclinação da reta de melhor ajuste, obteve-se o K_{La} . Os gráficos obtidos e as respectivas equações da reta de ajuste também estão apresentados nas Figuras 27, 28, 29 e 30.

Figura 27 -Curva de oxigenação pelas membranas e linearização da curva de oxigenação



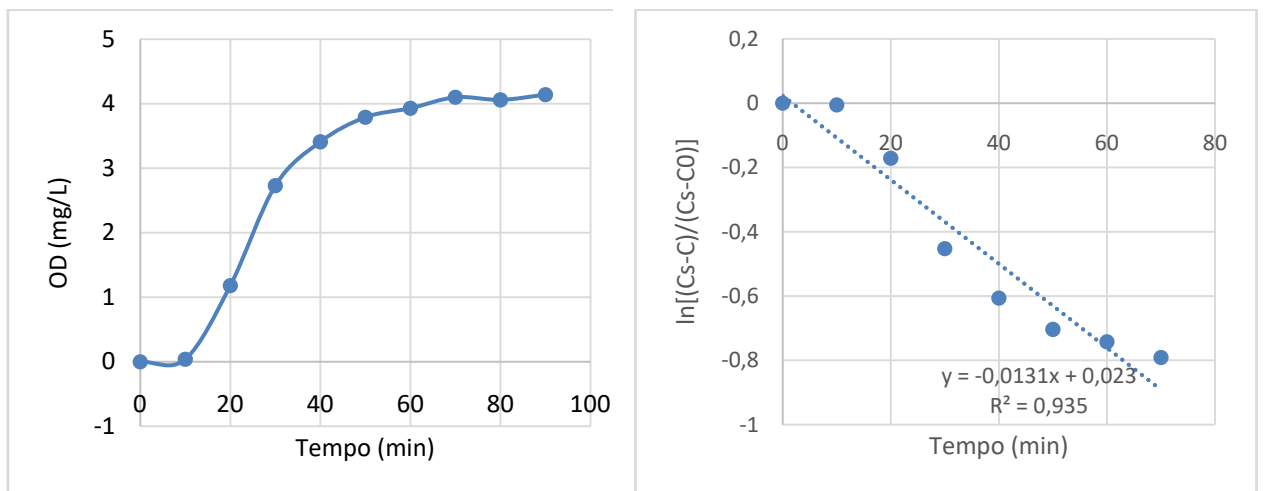
Fonte: Elaboração do próprio autor.

Figura 28 - Curva de oxigenação pelo difusor com vazão de ar em 300 L/h e linearização da curva de oxigenação



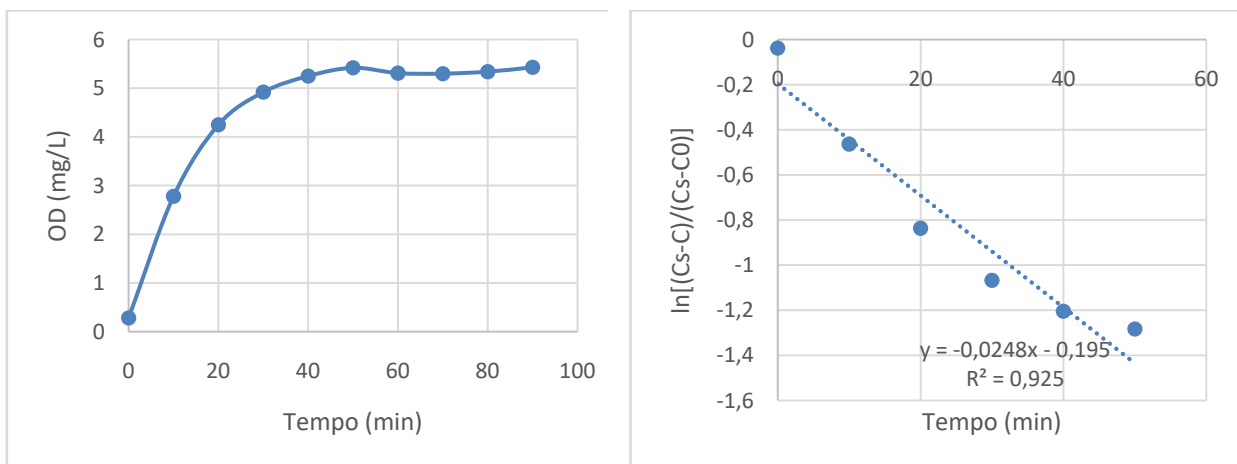
Fonte: Elaboração do próprio autor.

Figura 29 - Curva de oxigenação pelo difusor com vazão de ar em 375 L/h e linearização da curva de oxigenação



Fonte: Elaboração do próprio autor.

Figura 30 - Curva de oxigenação pelo difusor com vazão de ar em 450 L/h e linearização da curva de oxigenação



Fonte: Elaboração do próprio autor.

A Tabela 2 sumariza os valores de K_{La} encontrados a partir dos coeficientes angulares das retas de ajuste indicados nas figuras.

Tabela 2 - Valores de K_{La}

Ensaio	K_{La} (min^{-1})
Membranas	0,0004
Difusor – 300L/h	0,0136
Difusor – 375L/h	0,0131
Difusor – 450L/h	0,0248

Fonte: Elaboração do próprio autor.

Como mostrado pela Tabela 2, o K_{La} calculado através das membranas é igual a $0,0004 \text{ min}^{-1}$ ou $0,576 \text{ dia}^{-1}$ para temperatura média da água igual a 29°C . Considerando que as 550 membranas contidas no sistema possuem $0,95 \text{ m}^2$ de área superficial, a taxa de transferência de oxigênio (TTO) pode ser representada por $0,23 \text{ g O}_2/\text{m}^2.\text{dia}$. A Tabela 3 contém um resumo das TTO para o meio líquido nas diferentes vazões de ar aplicadas pelo difusor.

Tabela 3 - Taxa de transferência de oxigênio (TTO) pelas membranas e pelo difusor

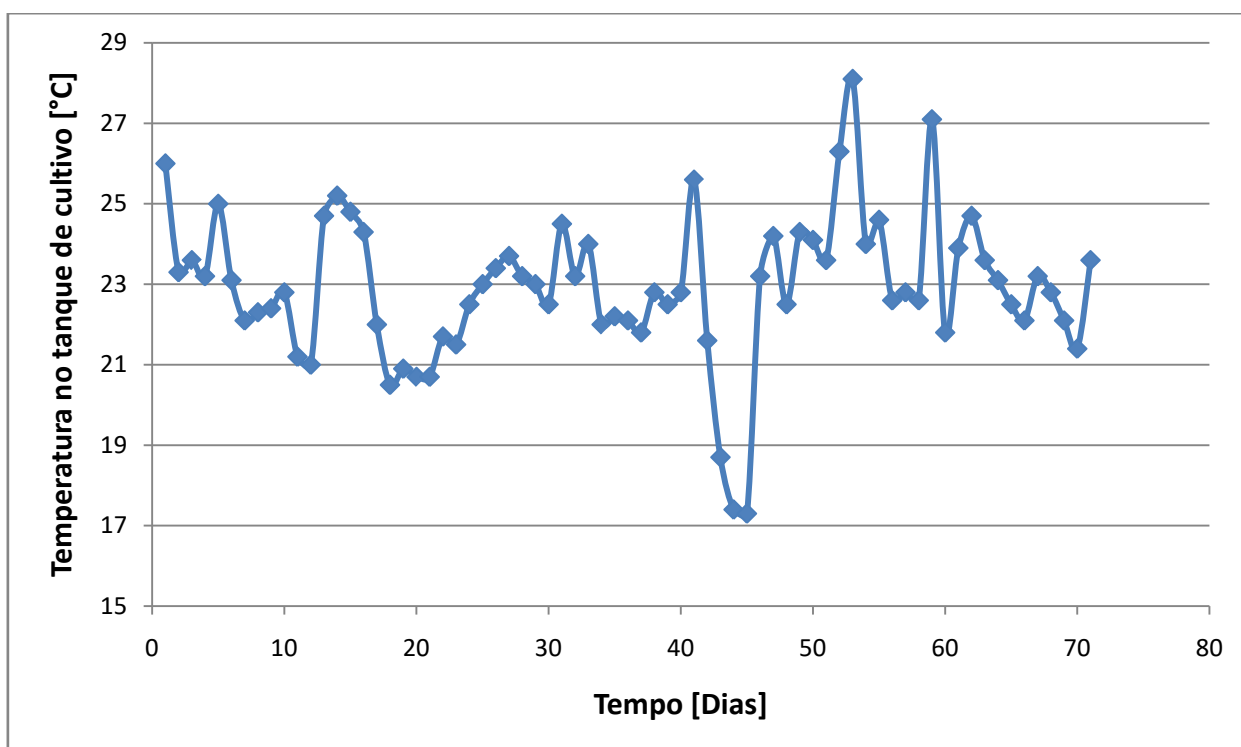
Ensaio	TTO
Membranas	0,23 g O ₂ /m ² .dia
Difusor – 300 L/h	5,83 g O ₂ /dia
Difusor – 375 L/h	7,70 g O ₂ /dia
Difusor – 450 L/h	8,91 g O ₂ /dia

Fonte: Elaboração do próprio autor.

5.3 Temperatura

Os valores de temperatura da água no tanque de cultivo ao longo da realização do experimento encontra-se na Figura 31. A água de cultivo apresentou uma temperatura média de $22,92 \pm 1,83$ °C, sendo o valor máximo e mínimo de 28,1 e 17,3 °C, respectivamente.

Figura 31 - Temperatura da água no tanque de cultivo ao longo do experimento



Fonte: Elaboração do próprio autor.

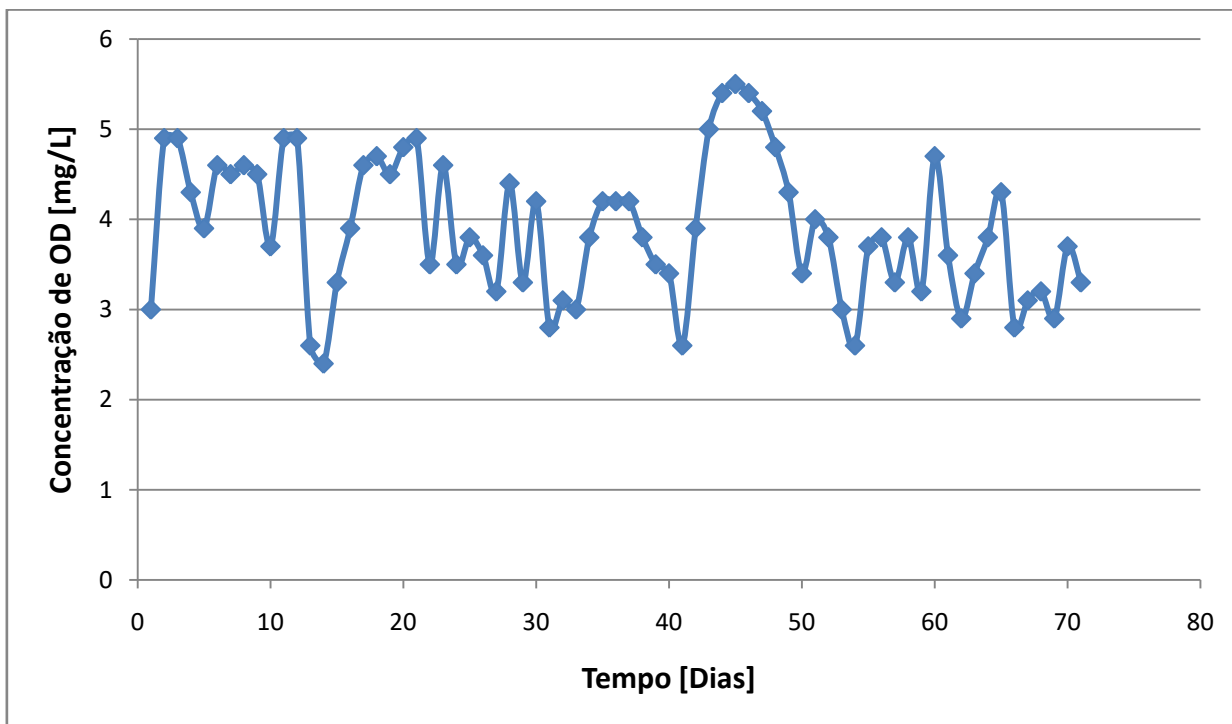
Devido as baixas temperaturas em boa parte do período de funcionamento do sistema, foi utilizado um aquecedor de 1000 W no tanque de cultivo. O principal

objetivo foi de amenizar as quedas de temperaturas ocorridas principalmente no período noturno.

5.4 Oxigênio Dissolvido

As concentrações de OD obtidos no tanque de cultivo ao longo dos dias da realização do experimento encontram-se na Figura 32. O valor médio encontrado para o OD foi de $3,9 \pm 0,77$ mg/L. Os valores máximos e mínimos foram, respectivamente, 5,5 e 2,4 mg/L. O valor máximo obtido em torno do dia 45, foi consequência da queda de temperatura ocorrida na mesma data.

Figura 32 - Concentração de OD no tanque de cultivo ao longo do experimento



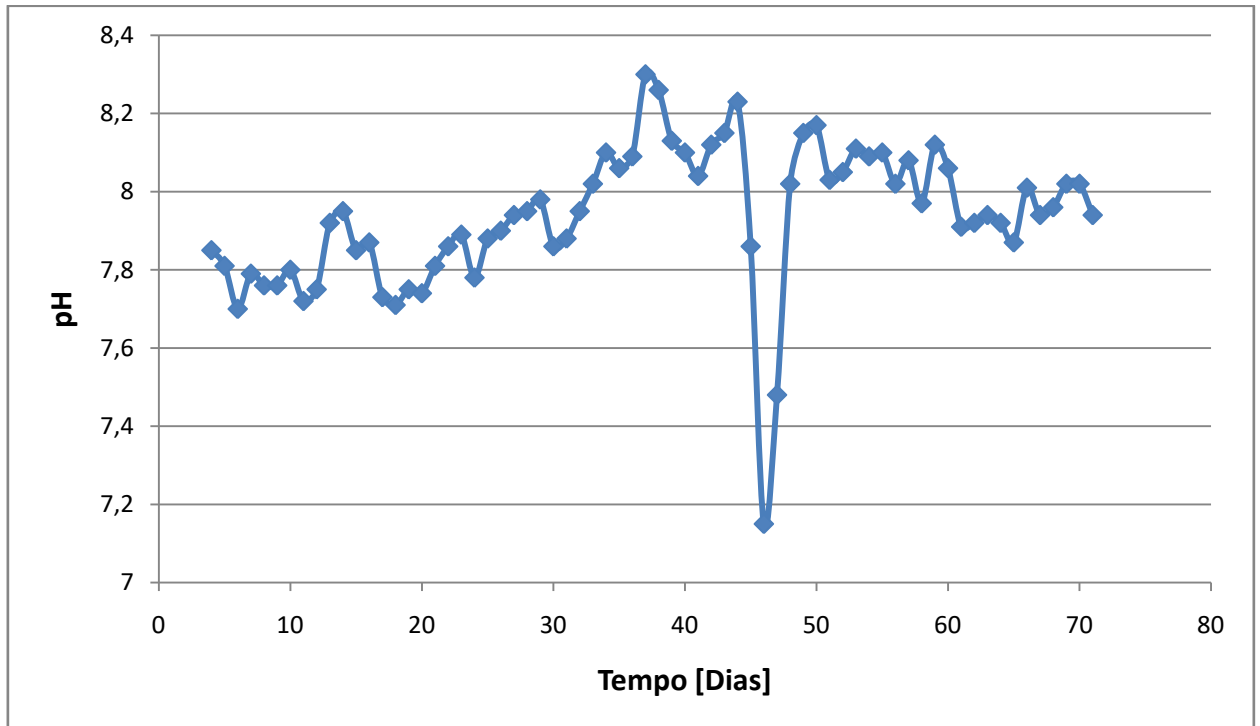
Fonte: Elaboração do próprio autor.

5.5 pH

Os valores de pH encontrados no tanque de cultivo são apresentados na Figura 33. O valor médio obtido foi de $7,94 \pm 0,18$, sendo os valores máximo e mínimo iguais a 8,3 e 7,15, respectivamente. Todos os valores obtidos no

experimento ficaram dentro da faixa recomendada por Kubitza (2000) para cultivo de tilápias que varia de 6,8 à 8,5.

Figura 33 - Valores de pH no tanque de cultivo ao longo do tempo de experimento

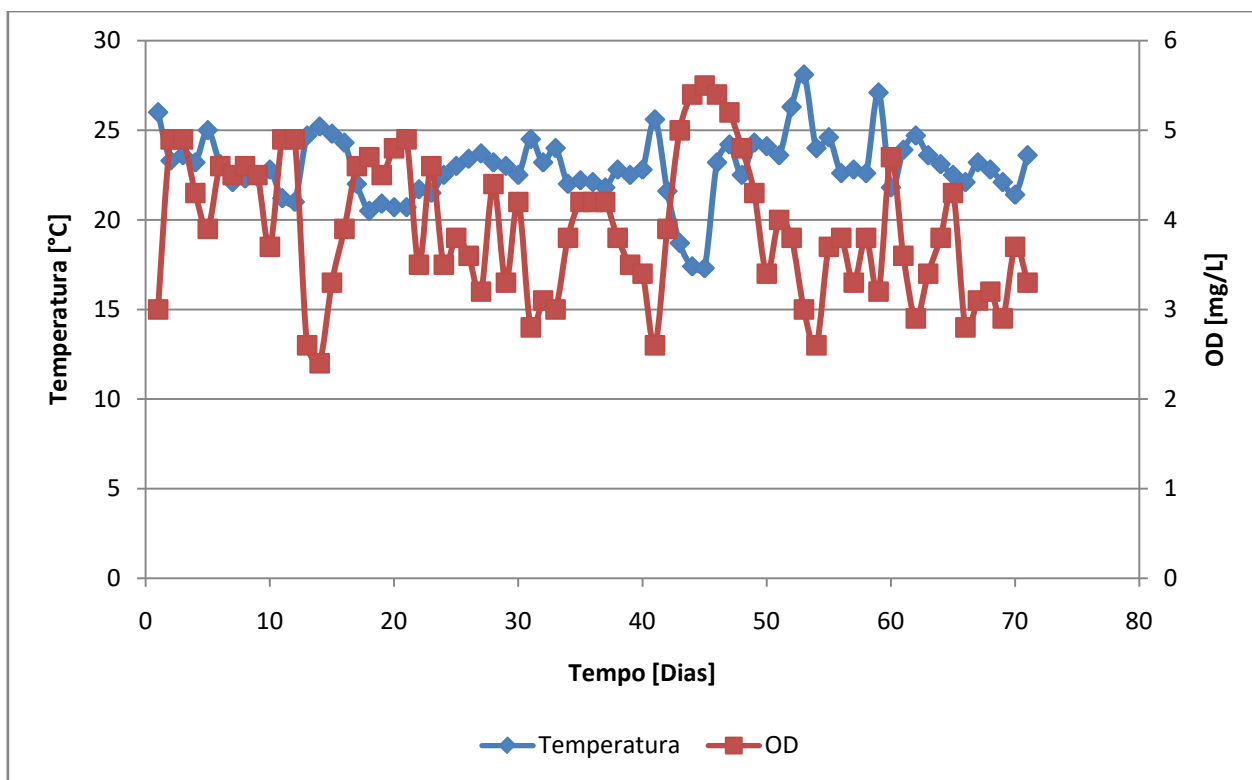


Fonte: Elaboração do próprio autor.

5.6 Temperatura x OD

No gráfico da Figura 34 é possível visualizar a relação entre temperatura e OD. Conforme a temperatura da água aumenta, os valores de OD diminuem. Outro fato que contribui para a redução de OD é que em temperaturas mais elevadas, o metabolismo dos peixes aumenta, e portanto, aumenta-se o consumo de OD (MASSER; RAKOCY; LOSORDO, 1999).

Figura 34 - Gráfico comparativo entre temperatura e OD

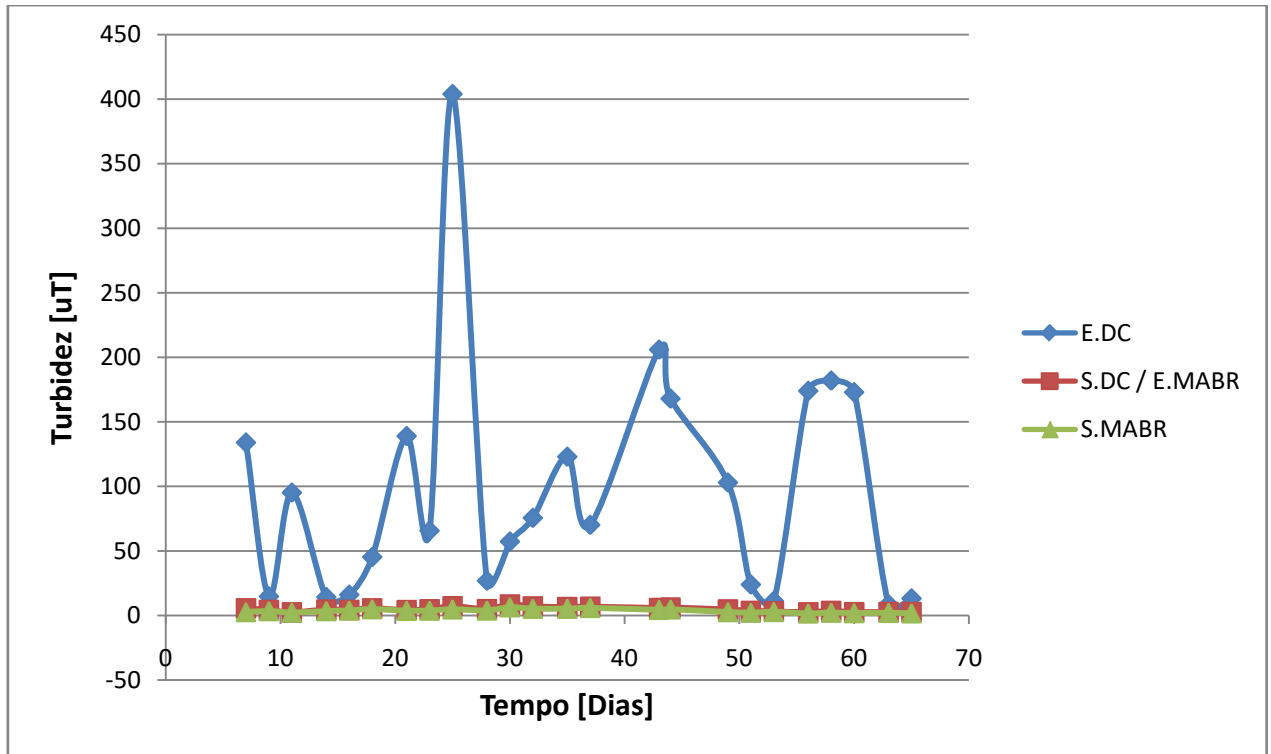


Fonte: Elaboração do próprio autor.

5.7 Turbidez

Os valores de turbidez nos três pontos de coleta do sistema de tratamento estão apresentados na Figura 35. Os valores de turbidez para a entrada no DC apresentaram grandes variações, sendo o valor mínimo de 8,6 uT e o máximo de 404 uT. Entretanto, independente do valor de entrada, o valor de saída do DC e do MABR se mantiveram estáveis e em um nível baixo. As médias de turbidez para a saída do DC foi de $4,76 \pm 1,70$ uT e da saída do MABR foi de $3,66 \pm 1,40$ uT. Os dados de média, desvio padrão, máxima e mínima para os três pontos amostrados são mostrados na Tabela 4, referentes tanto quanto aos valores como à porcentagem de remoção.

Figura 35 - Turbidez no sistema de tratamento ao longo do tempo de experimento



Fonte: Elaboração do próprio autor.

Tabela 4 - Dados de média, desvio padrão, máxima e mínima referentes à turbidez

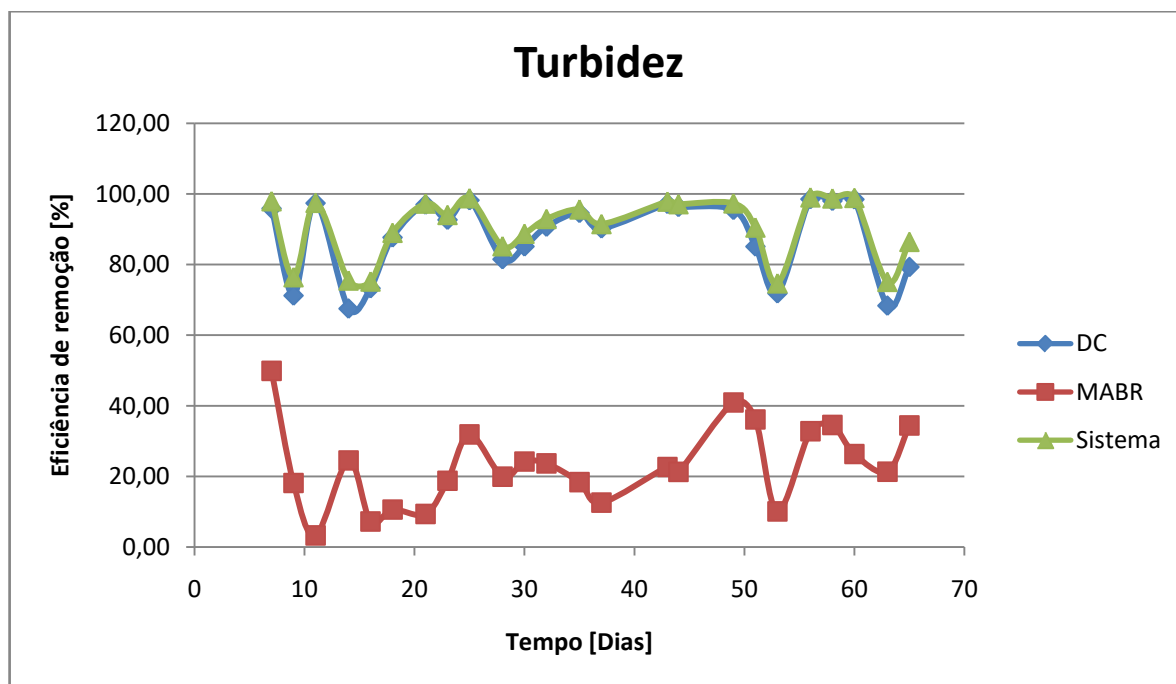
	TURBIDEZ					
	Valor [uT]			Eficiência de remoção [%]		
	E.DC	S.DC / E.MABR	S.MABR	DC	MABR	SISTEMA
MÉDIA	113,75	4,43	3,35	84,07	24,87	86,40
DESV.P	100,80	2,03	1,70	21,74	12,14	21,78
MAX	404,00	8,51	6,45	98,56	49,91	99,03
MIN	8,60	1,70	1,40	10,72	3,25	8,88

Fonte: Elaboração do próprio autor.

A Figura 36 mostra a eficiência de remoção de turbidez no DC e no MABR. O DC apresentou uma eficiência de remoção de turbidez de 84 % em média, enquanto a do MABR foi de aproximadamente 25 %. Considerando o sistema completo, representado pelo conjunto DC + MABR, temos que a eficiência de remoção de

turbidez do sistema foi de 86,4 %. O sistema de tratamento projetado neste trabalho se mostrou mais eficiente quanto a remoção de turbidez quando comparado a outros trabalhos com SRA. MaigualEnríquez (2011), utilizando o mesmo DC e um reator aeróbio de leito fluidizado, obteve uma remoção de 62,79 %.

Figura 36 - Eficiência de remoção de Turbidez para o DC, MABR e Sistema

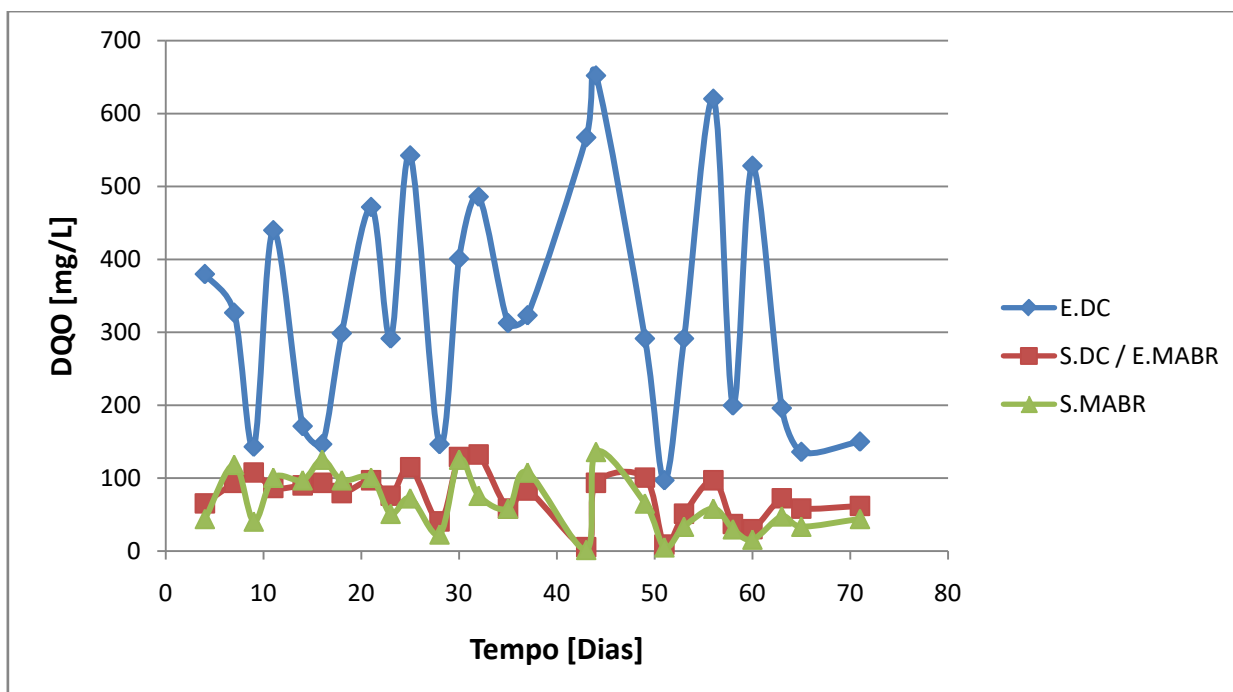


Fonte: Elaboração do próprio autor.

5.8 DQO

As concentrações de DQO nos três pontos amostrados do sistema de tratamento são mostradas na Figura 37. Os valores de entrada no DC tiveram uma ampla faixa de variação, com mínima em 97 mg/L e máxima em 652 mg/L. A concentração média de entrada no DC foi de $329,35 \pm 168,62$ mg/L. As concentrações médias de DQO para a saída do DC e para a saída do MABR foram respectivamente, $76,04 \pm 33,65$ mg/L e $66,71 \pm 39,96$ mg/L. A Tabela 5 mostra todas as concentrações de DQO para todos os pontos coletados separados em média, desvio padrão, máxima e mínima, assim como todas as porcentagens de remoção de DQO para os três pontos de coleta.

Figura 37 - Concentrações de DQO ao longo do tempo do experimento



Fonte: Elaboração do próprio autor.

Tabela 5 - Dados de média, desvio padrão, máxima e mínima referentes à DQO

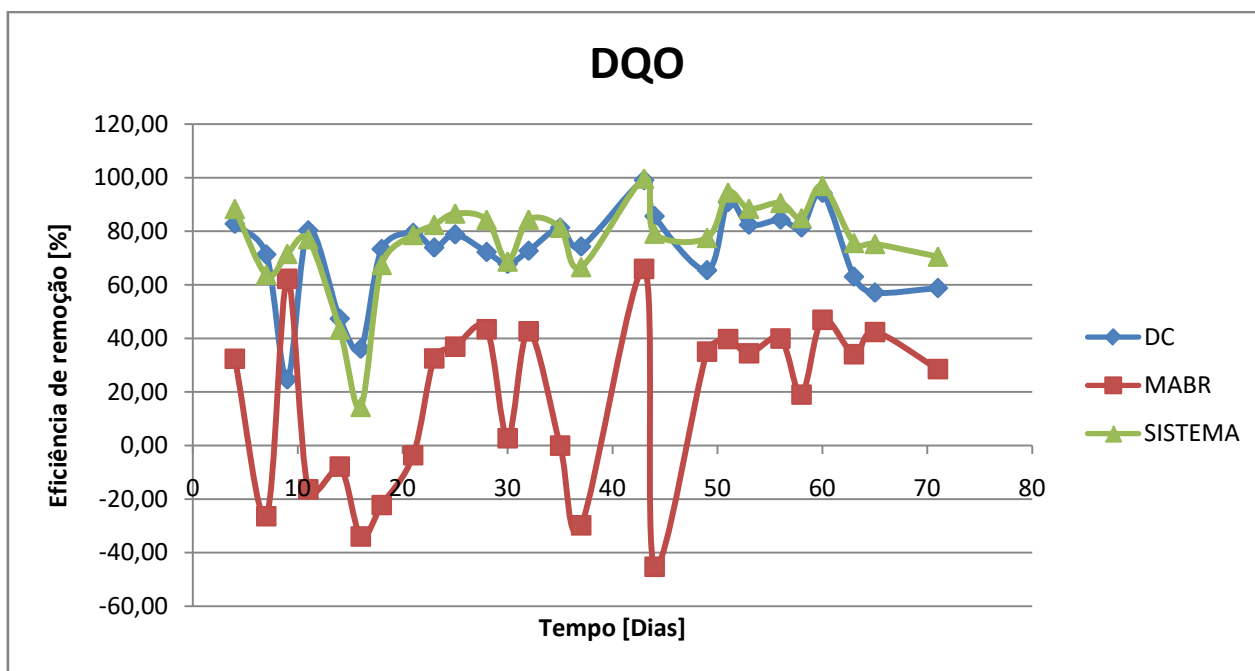
	DQO					
	Concentração [mg/L]			Eficiência de remoção [%]		
	E.DC	S.DC / E.MABR	S.MABR	DC	MABR	SISTEMA
MÉDIA	329,35	76,04	66,71	71,85	16,86	76,16
DESV.P	168,62	33,65	39,96	17,14	32,15	17,56
MAX	652,08	132,58	136,12	99,06	65,97	99,68
MIN	97,24	5,36	1,82	24,68	-45,26	14,45

Fonte: Elaboração do próprio autor.

Com base nos dados coletados foram calculadas as eficiências de remoção de DQO no DC e no MABR. O DC apresentou uma média de remoção de 71,85 %, enquanto no MABR foi de 16,86 %. Avaliando o conjunto, tem-se uma remoção final de em média 76,16 %. Os resultados obtidos foram superiores aos apresentados por Sánchez-Ortiz (2009), cuja remoção foi de aproximadamente 75 % e à remoção de

64% apresentado por Maigual-Enríquez (2011). Na Figura 38, pode-se observar a variação de remoção no DC, MABR e Sistema ao longo do tempo do experimento.

Figura 38 - Variação da eficiência de remoção de DQO em porcentagem ao longo do tempo para o DC, MABR e Sistema

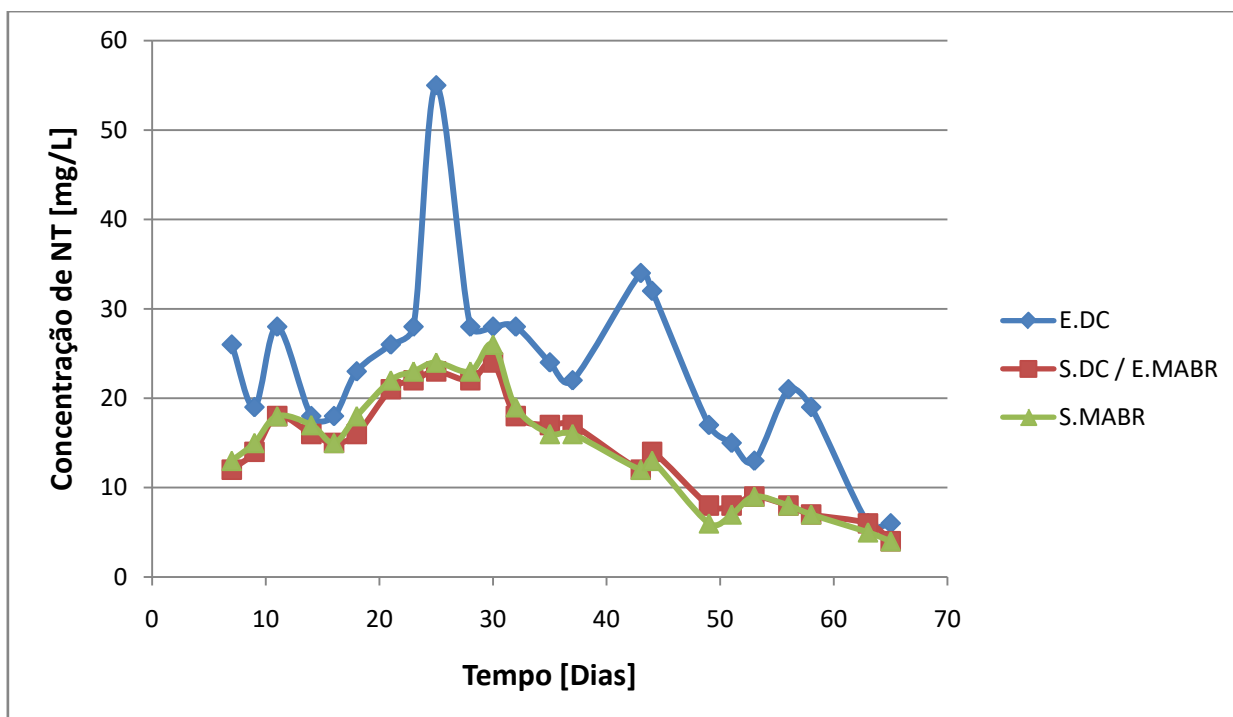


Fonte: Elaboração do próprio autor.

5.9 Nitrogênio total

A variação da concentração de nitrogênio total ao longo do tempo nos três pontos amostrados está apresentada na Figura 39. A concentração média de NT na entrada do DC foi de $23,22 \pm 14,39$ mg/L, apresentando um pico no dia 25, onde a concentração chegou a 55 mg/L. Este pico foi resultado de uma manipulação feita no tanque de cultivo no dia anterior. Para melhor retirar os sólidos acumulados do fundo do tanque, foi feita uma adaptação fixando uma haste na extremidade de sucção que ficava no interior do tanque. O objetivo foi conseguir movimentar a boca de sucção em todas as extremidades do tanque e melhor captar as impurezas para o sistema de tratamento. No dia da implementação foi feita uma varredura no fundo do tanque a fim de limpar toda a superfície do fundo acumulada até então, por isso em todas as análises do dia seguinte apareceu um pico nas concentrações.

Figura 39 - Variação da concentração de NT ao longo do tempo



Fonte: Elaboração do próprio autor.

Com relação as concentrações na saída do DC e na saída do MABR tem-se que as médias foram respectivamente $14,39 \pm 5,91$ mg/L e $14,61 \pm 6,56$ mg/L. Todos os dados referentes ao nitrogênio total estão apresentados na Tabela 6.

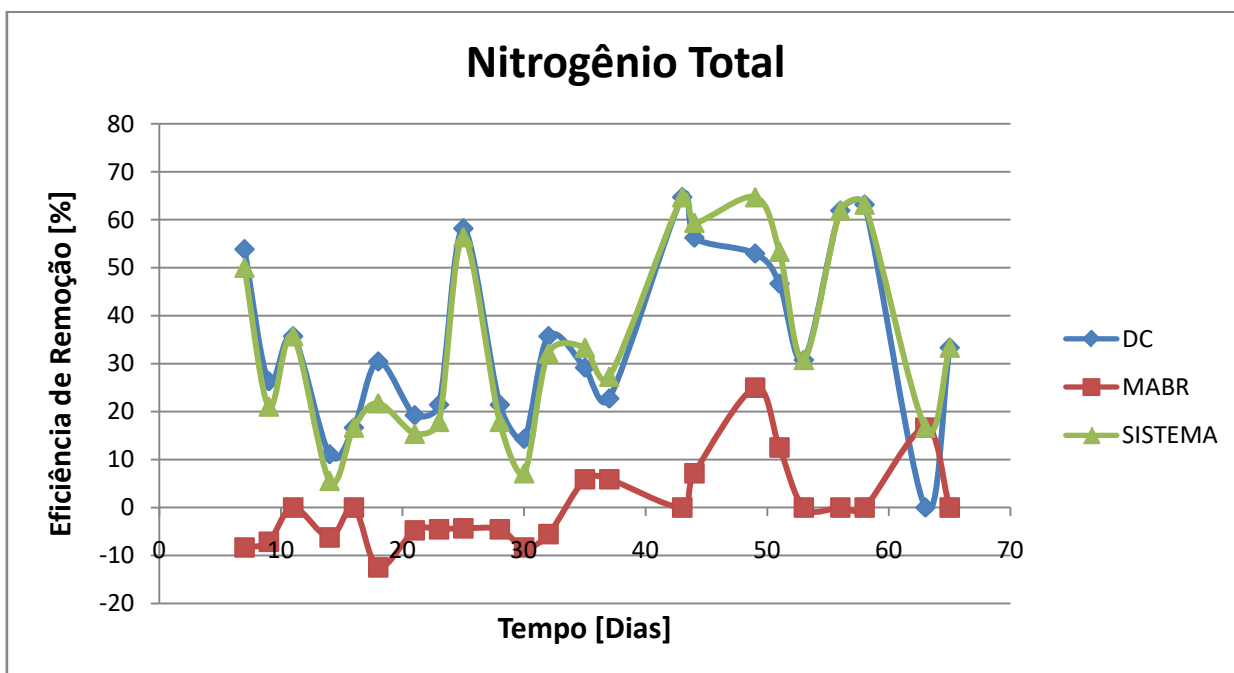
Tabela 6 - Dados de média, desvio padrão, máxima e mínima referentes ao NT

	NITROGÊNIO TOTAL					
	Concentração [mg/L]			Eficiência de remoção [%]		
	E.DC	S.DC / E.MABR	S.MABR	DC	MABR	SISTEMA
MÉDIA	23,22	14,39	14,61	35,04	0,29	35,04
DESV.P	10,08	5,91	6,56	18,69	8,73	19,82
MAX	55,00	24,00	26,00	64,71	25,00	64,71
MIN	6,00	4,00	4,00	0,00	-12,50	5,56

Fonte: Elaboração do próprio autor.

Quanto ao nitrogênio total, foi possível identificar uma redução de em média 35 % no DC. Por outro lado, a média de redução de nitrogênio total no MABR é próxima a zero. Pelo período de tempo analisado, pode-se afirmar que o MABR não remove nitrogênio total. Porém, se observarmos o gráfico da Figura 40, após o dia 33 não há mais valores negativos, o que pode indicar uma maturação do biofilme criado no MABR e um início de melhoria da porcentagem de remoção.

Figura 40 - Variação da eficiência de remoção de NT no DC, MABR e Sistema

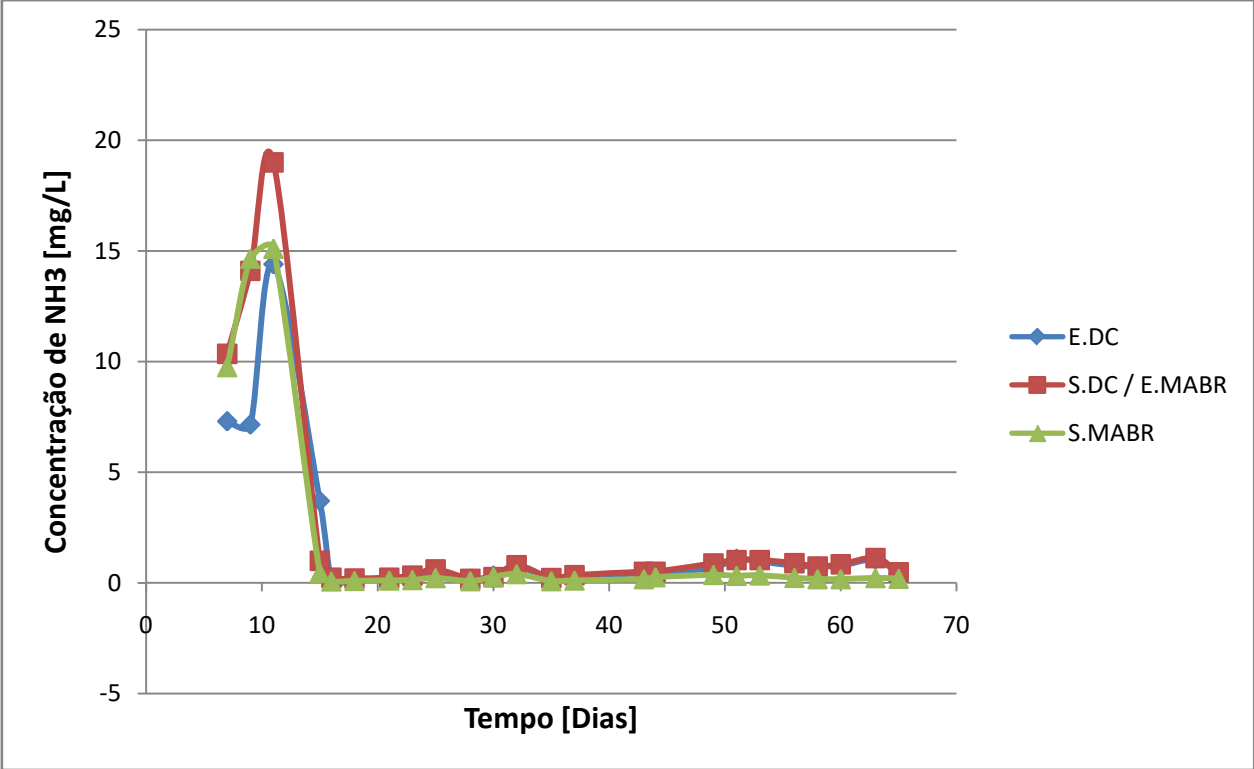


Fonte: Elaboração do próprio autor.

5.10 Nitrogênio Amoniacal

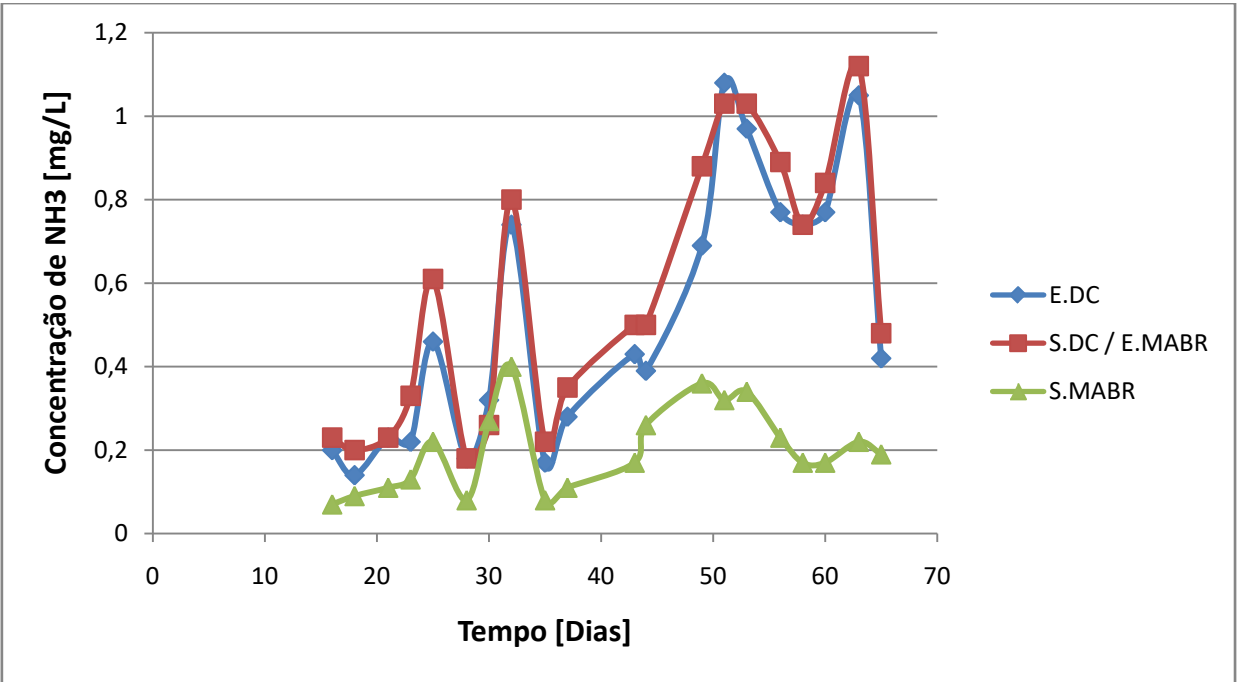
A Figura 41 mostra a concentração de nitrogênio amoniacal (NH_3) nos três pontos amostrados ao longo do experimento. Pode-se observar valores muito elevados no início, resultante da fase de maturação do sistema, chegando no valor máximo de 19 mg/L na saída do DC. A Figura 42 mostra os mesmos valores da figura anterior, porém excluindo o pico, para melhor identificar as variações que se seguiram no restante dos dias.

Figura 41 - Variação da concentração de NH_3 ao longo do tempo



Fonte: Elaboração do próprio autor.

Figura 42 - Variação da concentração de NH_3 ao longo do tempo excluindo o pico inicial



Fonte: Elaboração do próprio autor.

Devido as altas concentrações de NH_3 geradas nos 14 primeiros dias, foi preciso tomar uma medida de emergência, uma vez que os peixes não estavam mais se alimentando. Portanto, foi incluído no dia 14 um filtro com pedra de zeolita. A pedra foi colocada em sacos de malha dos quais foram acomodados em um tambor. Assim, toda a água que retornava ao tanque era forçada a passar pelo filtro com as zeolitas. A Figura 43 mostram o sistema montado. Este sistema com as zeolitas permaneceu por uma semana, sendo retirado no dia 21.

Figura 43 - Filtro com pedra zeolita, vista externa (a) e interna (b)



Fonte: Elaboração do próprio autor.

A Tabela 7 traz os dados de média, desvio padrão, máxima e mínima referentes ao NH_3 tanto em relação aos valores de concentração quanto aos valores de remoção.

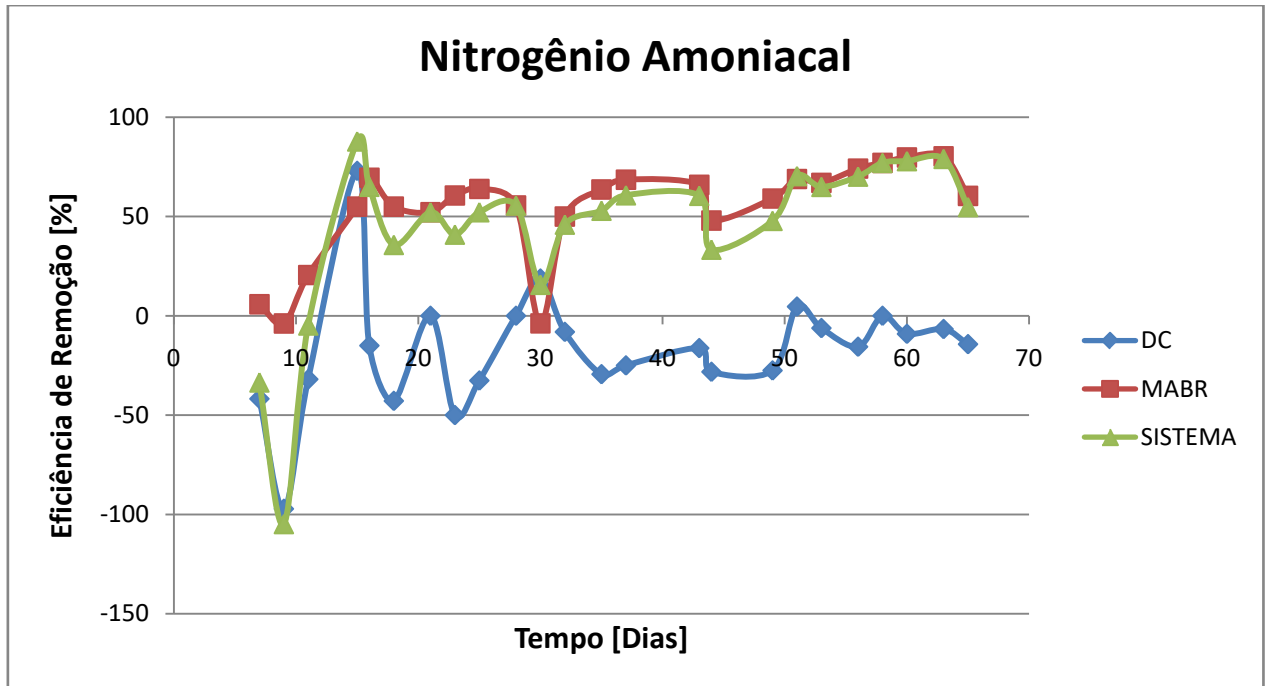
Tabela 7 - Dados de média, desvio padrão, máxima e mínima referentes ao NH_3

NITROGÊNIO AMONIAL						
	Concentração [mg/L]			Eficiência de remoção [%]		
	E.DC	S.DC / E.MABR	S.MABR	DC	MABR	SISTEMA
MÉDIA	1,78	2,33	1,83	-16,72	53,89	44,05
DESV.P	3,34	4,87	4,46	30,08	24,49	41,83
MAX	14,40	19,00	15,10	72,97	80,36	87,84
MIN	0,14	0,18	0,07	-97,20	-3,90	-104,90

Fonte: Elaboração do próprio autor.

No DC, houve um aumento da concentração de nitrogênio amoniacal de em média 17 %. No entanto, o MABR apresentou uma eficiência de remoção em média de 54 %. Analisando pontualmente, a remoção chegou a 80 % ao final do período analisado, indicando que os valores poderiam ser ainda melhores se o sistema funcionasse por um período mais longo. Na Figura 44, é possível identificar também o tempo de maturação do sistema que se deu principalmente nos primeiros 15 dias de funcionamento do mesmo.

A eficiência de remoção do sistema foi em média de 44 %, resultado superior ao SRA realizado por Maigual-Enríquez (2011) que apresentou 31 % de remoção de NH_3 e ao realizado por Sánchez-Ortiz (2009) que obteve 27 %.

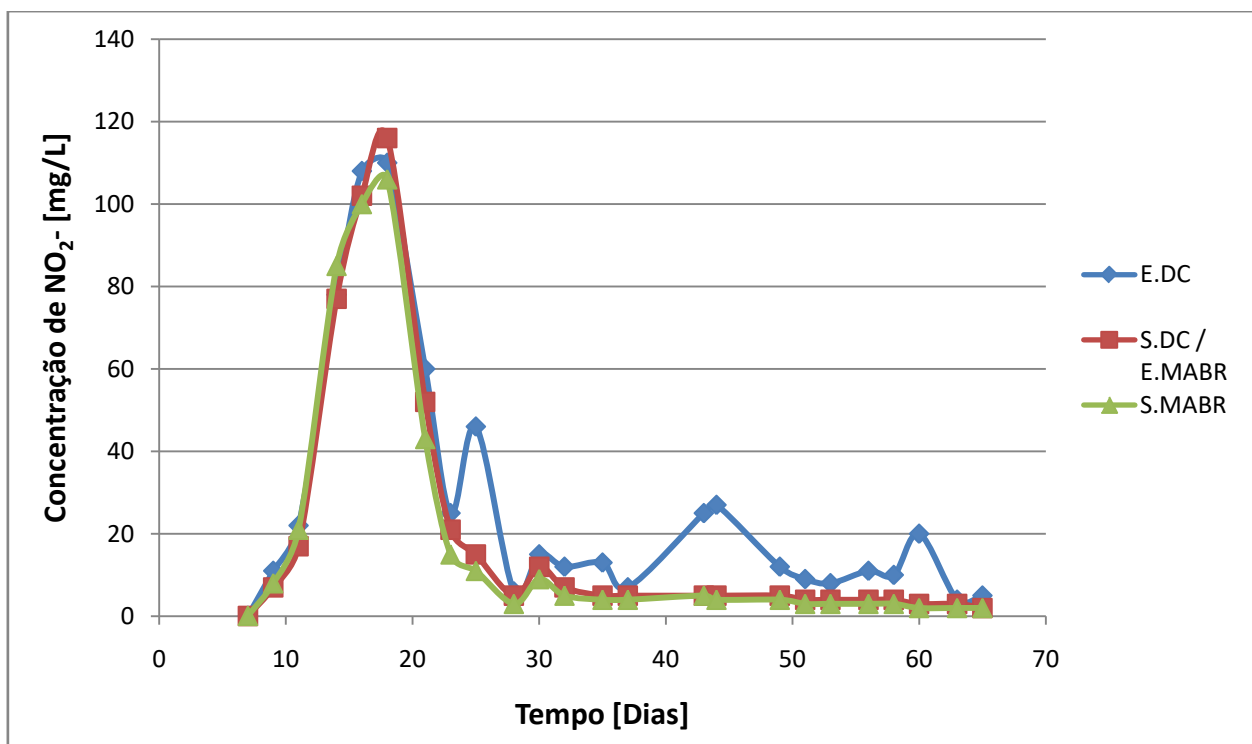
Figura 44 - Variação da eficiência de remoção de NH_3 no DC, MABR e Sistema

Fonte: Elaboração do próprio autor.

5.11 Nitrito

A Figura 45 mostra os dados da concentração de nitrito nos três pontos amostrados ao longo do tempo de experimento. O primeiro pico se refere ao período de maturação do sistema, onde a concentração de nitrato, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total também foram altas. É interessante observar o tempo de reação do sistema frente à introdução da zeólita quanto ao nitrito. As pedras foram adicionadas ao sistema no dia 14, mas foi somente após o dia 18 que os valores de nitrito reduziram devido à reação de oxidação do nitrito pela passagem do efluente pelo filtro com as zeólitas neste intervalo de tempo.

Figura 45 - Variação da concentração de nitrito ao longo do tempo



Fonte: Elaboração do próprio autor.

Os dados de média, desvio padrão, máxima e mínima referentes ao nitrito nos três pontos amostrados se encontram na Tabela 8, que apresenta os dados em concentração em mg/L e em eficiência de remoção em porcentagem.

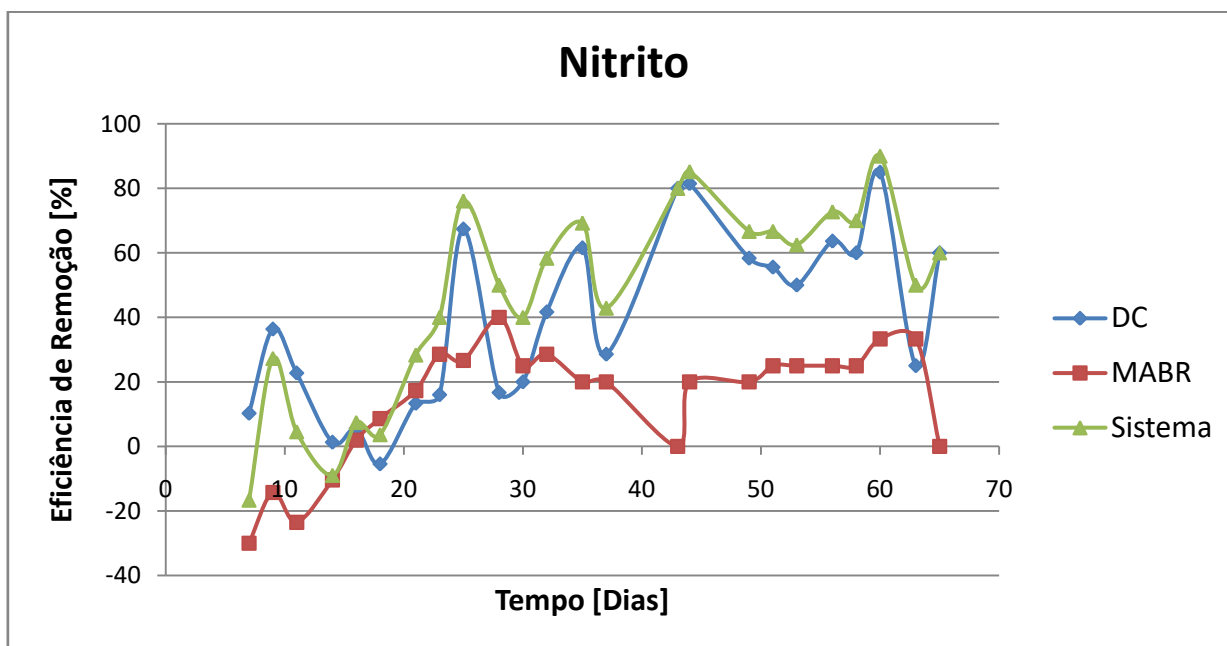
Tabela 8 - Dados de média, desvio padrão, máxima e mínima referentes ao nitrito

	NITRITO					
	Concentração [mg/L]			Eficiência de remoção [%]		
	E.DC	S.DC / E.MABR	S.MABR	DC	MABR	SISTEMA
MÉDIA	26,84	20,00	18,55	39,79	14,38	46,91
DESV.P	31,23	32,52	31,73	27,29	18,73	30,61
MAX	110,00	116,00	106,00	85,00	40,00	90,00
MIN	0,08	0,07	0,09	-5,45	-30,00	-16,67

Fonte: Elaboração do próprio autor.

Os dados referentes ao nitrito mostraram que o DC tem 40 % de capacidade de remoção em média. No entanto, o MABR apresentou uma eficiência de remoção em média de 14 %. Se analisarmos a eficiência do sistema constituído pelo DC seguido do MABR, temos uma remoção média de nitrito da ordem de 47 %. As variações de remoção de nitrito ao longo do experimento estão apresentadas na Figura 46.

Figura 46 - Variação da eficiência de remoção de nitrito no DC, MABR e Sistema

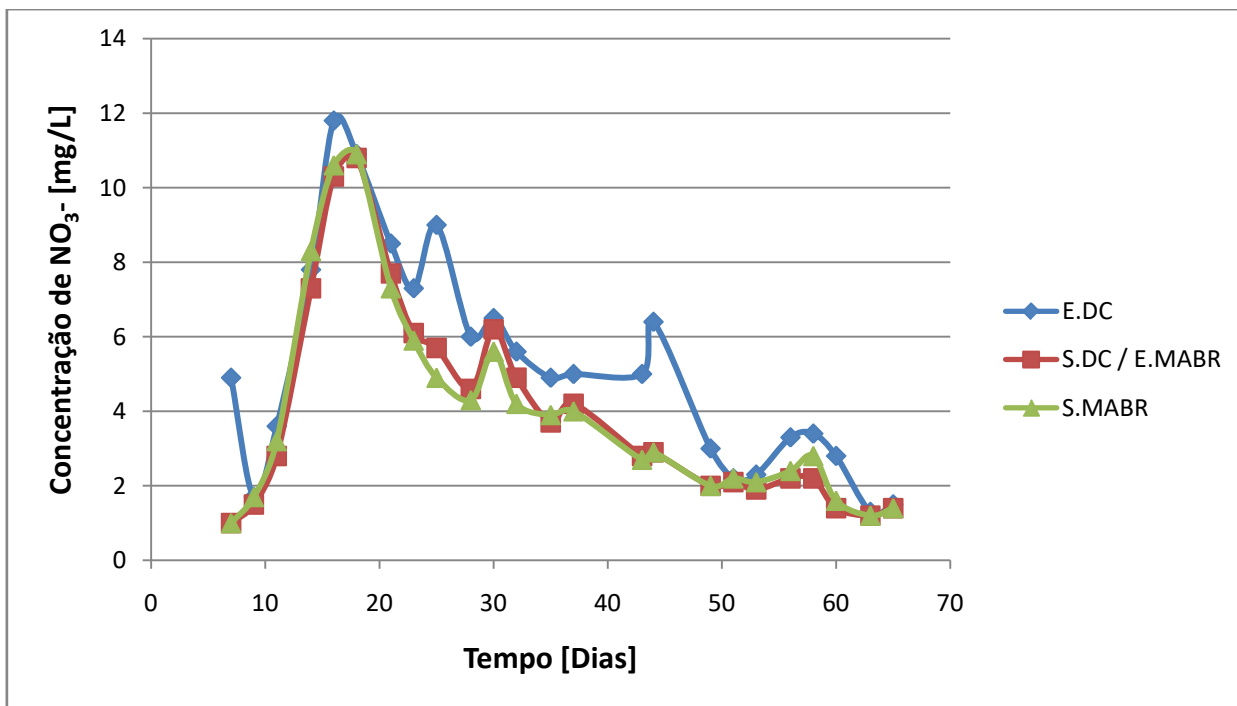


Fonte: Elaboração do próprio autor.

5.12 Nitrato

A Figura 47 apresenta a variação das concentrações de nitrato ao longo do experimento. Pode-se observar um pico inicial devido ao tempo de maturação do biofilme, característica já vista anteriormente nos outros parâmetros. No caso do nitrato, o decaimento da concentração aconteceu de maneira mais lenta, sendo observado até o último dia de coleta. Não é possível afirmar portanto que o sistema chegou a se estabilizar.

Figura 47 - Variação da concentração de nitrato ao longo do tempo



Fonte: Elaboração do próprio autor.

Os dados mostrados na Tabela 9, indicam que a média de concentração de entrada no DC foi de 5,2 mg/L. As médias de concentrações de nitrato na saída do DC e na saída do MABR foram muito próximas, 4,04 e 4,05 mg/L, respectivamente.

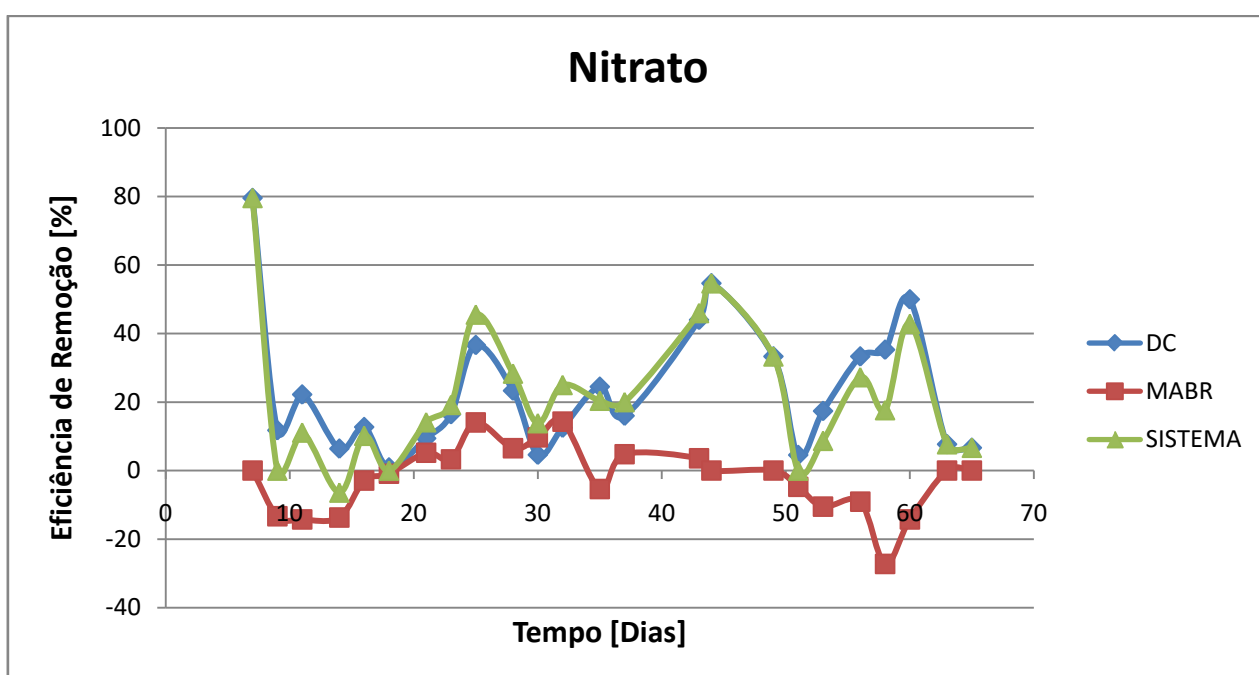
Tabela 9 - Dados de média, desvio padrão, máxima e mínima referentes ao nitrato

	NITRATO					
	Concentração [mg/L]			Eficiência de remoção [%]		
	E.DC	S.DC / E.MABR	S.MABR	DC	MABR	SISTEMA
MÉDIA	5,20	4,04	4,05	23,50	-2,30	21,91
DESV.P	2,91	2,82	2,80	19,24	9,90	20,27
MAX	11,80	10,80	10,90	79,59	14,29	79,59
MIN	1,30	1,00	1,00	0,92	-27,27	-6,41

Fonte: Elaboração do próprio autor.

Com relação ao nitrato, identificamos que os valores de sua concentração diminuíam ao passar pelo decantador. Porém, eles voltavam a aumentar quando passavam pelo MABR. Esses dados causaram uma eficiência de remoção negativa na maior parte do tempo para o MABR. Para o DC, a eficiência de remoção ficou em torno de 23 %, ligeiramente superior a média de remoção do sistema que ficou em 22 %. Na Figura 48 é possível visualizar toda a variação de remoção ao longo de todo o período de realização do experimento.

Figura 48 - Variação da eficiência de remoção de nitrato no DC, MABR e Sistema



Fonte: Elaboração do próprio autor.

5.13 Sólidos totais

A concentração de média de entrada no DC foi de aproximadamente 600 mg/L e de saída no MABR de 448 mg/L. Quanto as eficiências de remoção de sólidos totais no DC, temos que ele conseguiu remover em média cerca de 25 %, enquanto o MABR teve um aumento do parâmetro em média de 5,65 %. Assim, o sistema removeu em média 21,57 % dos sólidos totais. A Tabela 10 mostra todos os dados de média, desvio padrão, máximas e mínimas para os sólidos totais em termos de concentrações e eficiências de remoção.

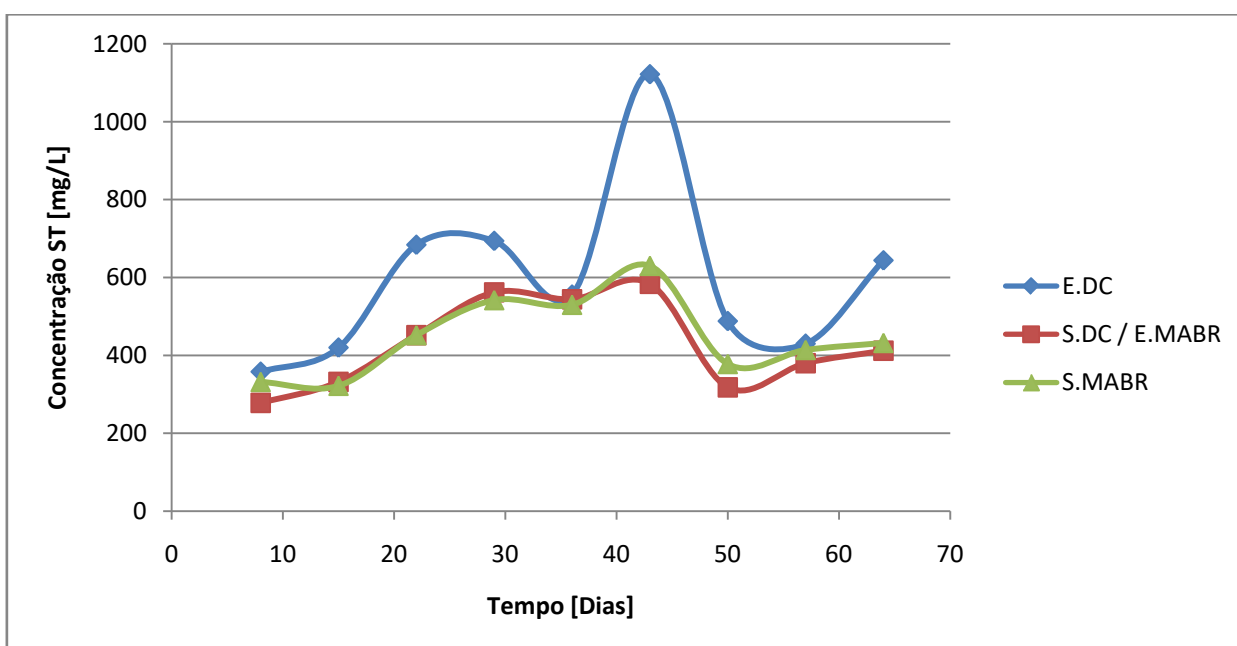
Tabela 10 - Dados de média, desvio padrão, máxima e mínima referentes aos sólidos totais

SÓLIDOS TOTAIS						
	Concentração [mg/L]			Eficiência de remoção [%]		
	E.DC	S.DC / E.MABR	S.MABR	DC	MABR	SISTEMA
MÉDIA	599,56	429,11	448,00	25,43	-5,65	21,57
DESV.P	230,39	113,30	102,68	14,07	8,95	14,10
MAX	1122,00	584,00	630,00	47,95	3,56	43,85
MIN	358,00	278,00	322,00	2,16	-19,42	3,72

Fonte: Elaboração do próprio autor.

O gráfico da Figura 49 indica todas as concentrações obtidas ao longo do tempo de operação do experimento. Pode-se identificar dois picos nas concentrações, o primeiro em torno do dia 25 e o segundo em torno do dia 45. Como mencionado anteriormente, o primeiro pico provavelmente se deve à limpeza realizada no tanque de cultivo.

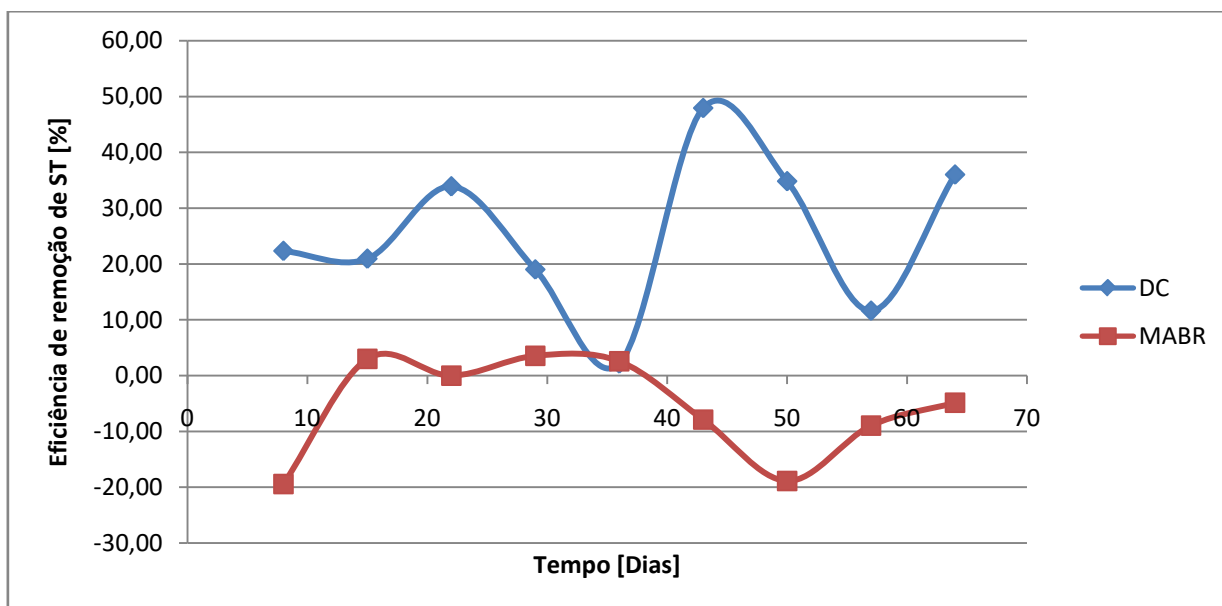
Figura 49 - Variação da concentração de sólidos totais ao longo do tempo



Fonte: Elaboração do próprio autor.

O gráfico da Figura 50 mostra os dados de remoção de sólidos totais obtidos ao longo do tempo nas duas unidades de tratamento, DC e MABR. As maiores remoções de sólidos totais no DC coincidem com as maiores concentrações de sólidos entrando no sistema.

Figura 50 - Variação da eficiência de remoção de sólidos totais no DC e no MABR



Fonte: Elaboração do próprio autor.

5.14 Sólidos totais voláteis

A concentração de média de entrada no DC foi de 283 mg/L e de saída no MABR de 169 mg/L. Quanto as eficiências de remoção de sólidos totais voláteis no DC, temos que ele conseguiu remover em média aproximadamente 40 %, enquanto o MABR teve um aumento do parâmetro em média de 14 %. Assim, o sistema removeu em média 32,5 % dos sólidos totais voláteis. A Tabela 11 mostra todos os dados de média, desvio padrão, máximas e mínimas para os sólidos totais voláteis em termos de concentrações e eficiências de remoção.

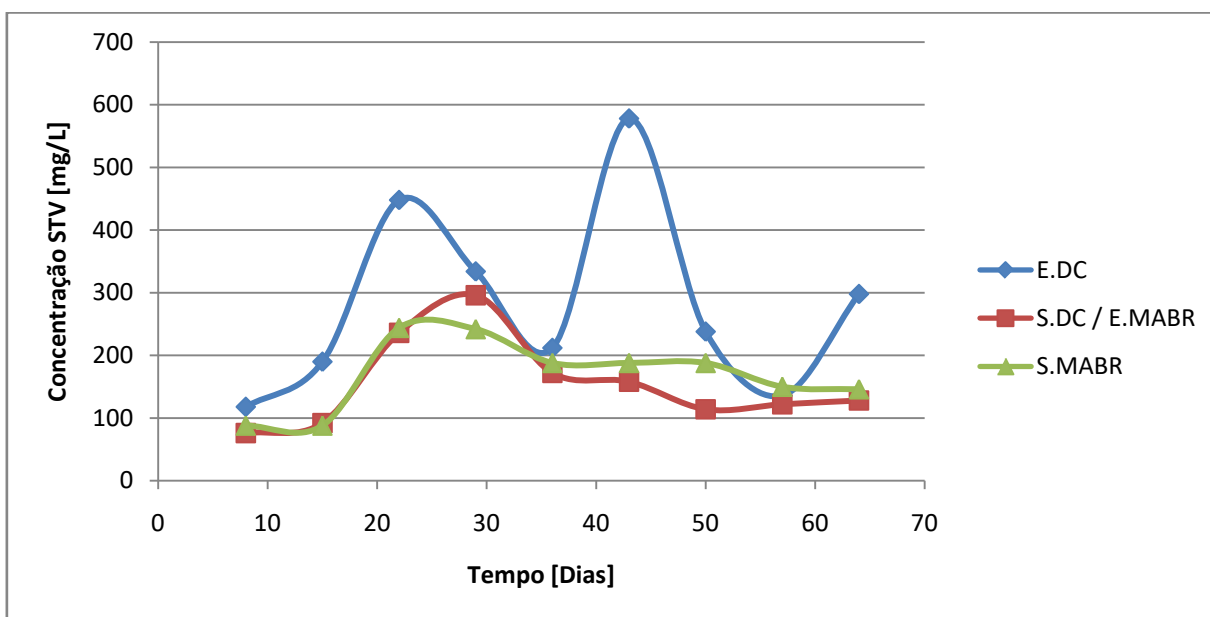
Tabela 11 - Dados de média, desvio padrão, máxima e mínima referentes aos sólidos totais voláteis

SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS						
	Concentração [mg/L]			Eficiência de remoção [%]		
	E.DC	S.DC / E.MABR	S.MABR	DC	MABR	SISTEMA
MÉDIA	283,56	154,89	169,11	39,65	-14,09	32,52
DESV.P	150,67	71,11	57,06	21,96	22,94	24,16
MAX	578,00	296,00	244,00	72,66	18,24	67,47
MIN	118,00	76,00	88,00	10,29	-64,91	-10,29

Fonte: Elaboração do próprio autor.

O gráfico da Figura 51 mostra o comportamento das concentrações de sólidos totais voláteis ao longo da realização do experimento. Tem-se que os picos aqui apresentados coincidem com os picos identificados no gráfico de sólidos totais, sendo justificados pelas mesmas razões.

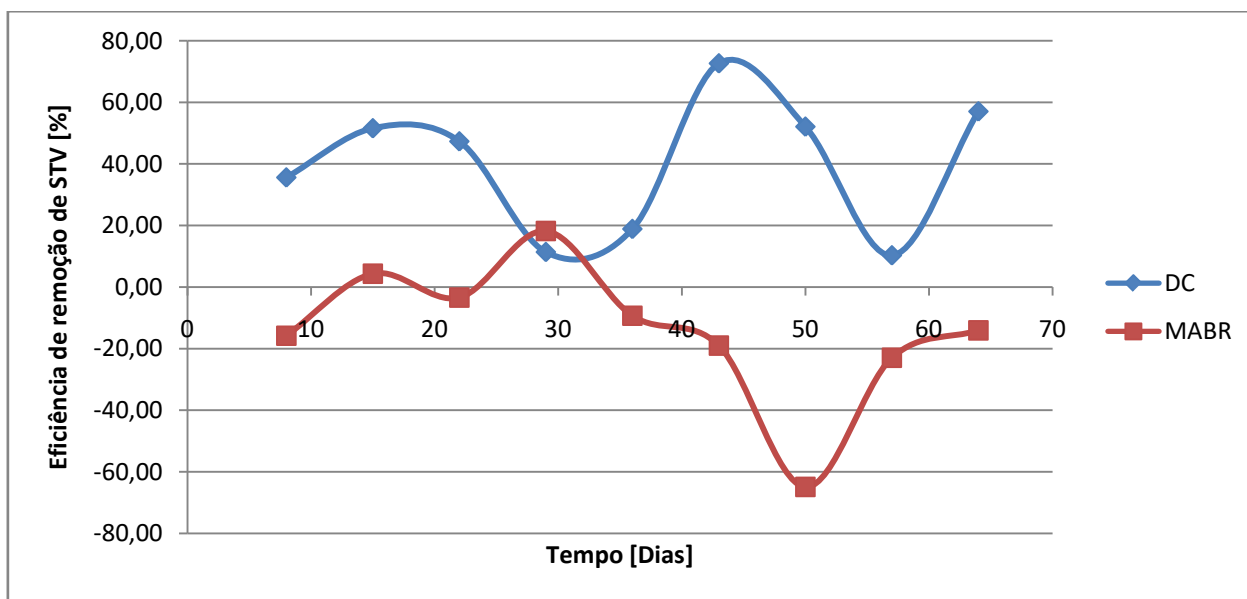
Figura 51 - Variação da concentração de sólidos totais voláteis ao longo do tempo



Fonte: Elaboração do próprio autor.

O gráfico da Figura 52 mostra os dados de remoção de sólidos totais voláteis obtidos ao longo do tempo nas duas unidades de tratamento, DC e MABR. O MABR se mostrou ineficiente quanto a remoção deste parâmetro.

Figura 52 - Variação da eficiência de remoção de sólidos totais voláteis no DC e no MABR



Fonte: Elaboração do próprio autor.

5.15 Sólidos suspensos totais

A concentração média de entrada no DC foi de 325,5 mg/L e de saída no MABR de 32,88 mg/L. Quanto as eficiências de remoção de sólidos suspensos totais no DC, temos que ele conseguiu remover em média aproximadamente 70 %, enquanto o MABR removeu em média 13 %. Assim, o sistema removeu em média 74,4 % dos sólidos suspensos totais. A Tabela 12 mostra todos os dados de média, desvio padrão, máximas e mínimas para os sólidos suspensos totais em termos de concentrações e eficiências de remoção.

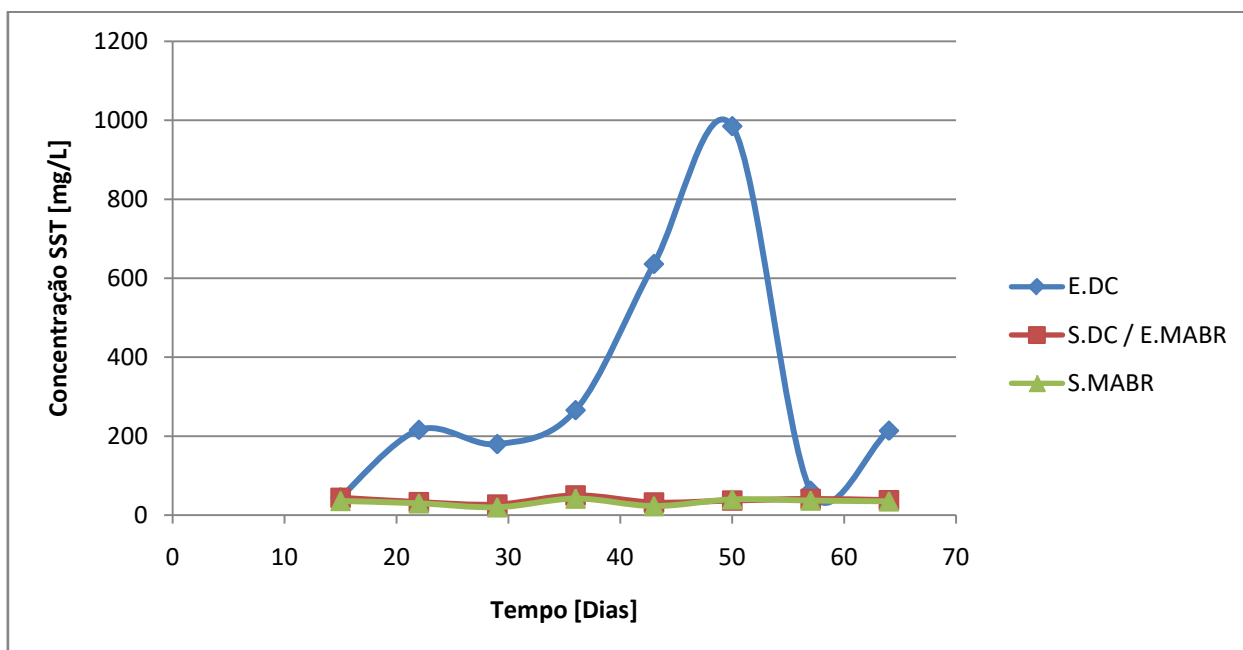
Tabela 12 - Dados de média, desvio padrão, máxima e mínima referentes aos sólidos suspensos totais

SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS						
	Concentração [mg/L]			Eficiência de remoção [%]		
	E.DC	S.DC / E.MABR	S.MABR	DC	MABR	SISTEMA
MÉDIA	325,50	37,75	32,88	70,06	13,36	74,44
DESV.P	322,62	7,29	7,90	33,65	11,51	28,28
MAX	985,00	50,00	42,00	96,24	28,12	96,38
MIN	45,00	27,00	20,00	2,22	-8,11	20,00

Fonte: Elaboração do próprio autor.

O gráfico da Figura 53 mostra o comportamento das concentrações de sólidos suspensos totais ao longo da realização do experimento. Embora haja uma variação de entrada muito grande, com pico no dia 50, as concentrações de saída do DC permaneceram sempre baixas entre 27 e 50 mg/L.

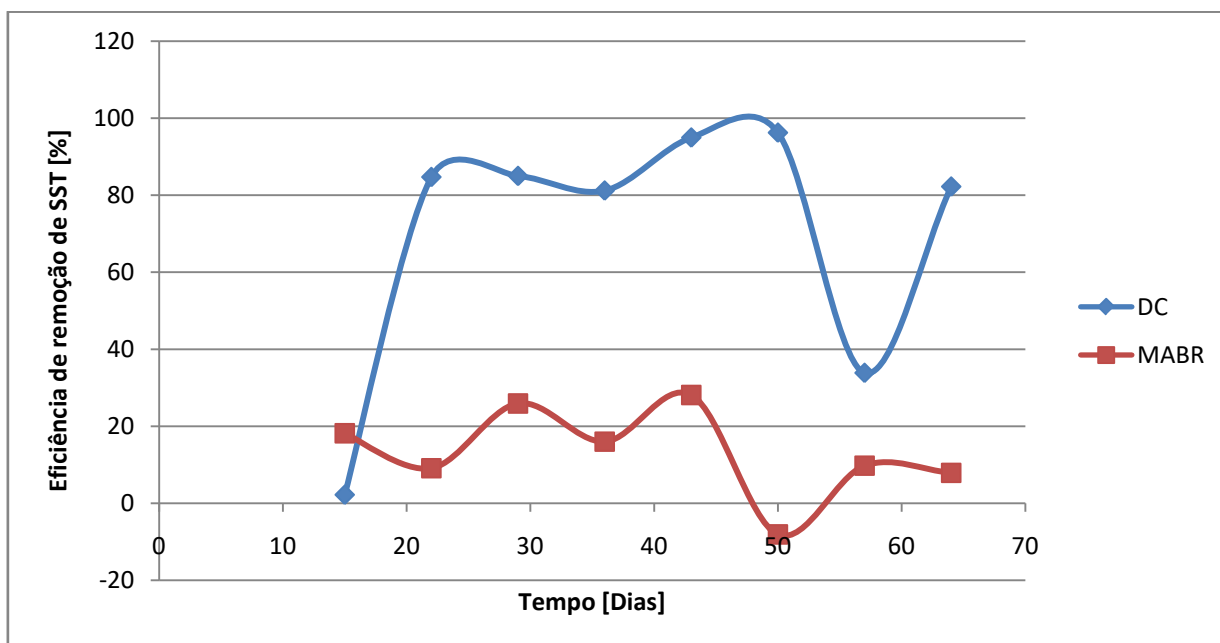
Figura 53 - Variação da concentração de sólidos suspensos totais ao longo do tempo



Fonte: Elaboração do próprio autor.

O gráfico da Figura 54 mostra os dados de remoção de sólidos suspensos totais obtidos ao longo do tempo nas duas unidades de tratamento, DC e MABR. Tem-se uma constância na taxa de remoção no DC na faixa entre 80 e 100 %, exceto no primeiro ponto amostrado, dia 15, e no dia 57, pelos quais, apresentou uma queda para 34 %.

Figura 54 - Variação da eficiência de remoção de sólidos suspensos totais no DC e no MABR



Fonte: Elaboração do próprio autor.

5.16 Crescimento dos peixes

Ao final da realização do experimento todos os 54 peixes cultivados foram medidos e pesados. Os peixes apresentaram um comprimento médio final de 25 cm e peso médio final de 303 g. Os comprimentos máximos e mínimos registrados foram de, respectivamente, 30 e 21 cm. Com relação ao peso, tem-se que os valores máximos e mínimos foram de 450 e 170 g, respectivamente.

Infelizmente, no início no experimento não foi possível pesar e medir os peixes um a um. Porém, sabíamos que o peso total dos peixes no início correspondia a 10,2 kg, e portanto o peso médio inicial foi de 189 g. Assim, comparando as médias iniciais e finais, tivemos um ganho médio de peso de 60 % em 74 dias de cultivo.

5.17 Aspecto Biofilme

Após a conclusão do experimento, o MABR foi esvaziado e observado. A Figura 55 mostra a aparência do biofilme aderido ao feixe de membranas e a Figura 56 mostra os microrganismos que cresceram aderidos as paredes internas do MABR. Apesar da aparência das membranas a eficiência na remoção dos parâmetros avaliados foram satisfatórios até o encerramento do experimento.

Figura 55 - Aparência do feixe de membrana após o término do experimento



Fonte: Elaboração do próprio autor.

Figura 56 - Aparência dos microrganismos aderidos a toda parede de PVC do MABR



Fonte: Elaboração do próprio autor.

Embora não se saiba exatamente quais bactérias estavam presentes no biofilme, pode inferir com base nos resultados apresentados que houve o processo de nitrificação no MABR. A redução de em média 54% do NH_3 no MABR, indica que a primeira parte da nitrificação, conversão do NH_3 para o NO_2 , foi realizada. Quanto a segunda parte da nitrificação, transformação do nitrito em nitrato, tem-se alguns questionamentos. O fato de ter um pequeno aumento de nitrato do DC para o MABR indica que a segunda parte da nitrificação está sendo realizada, além de termos a redução da concentração de nitrito. Este pequeno aumento de concentração de nitrato, pode ter sido reduzido pelo fato dele estar sendo consumido e o sistema esteja realizando simultaneamente o processo de desnitrificação.

6 CONCLUSÕES

Os testes de recirculação feitos para analisar o efeito da variação da velocidade de recirculação, por meio da mudança de vazão de ar injetado no MABR pelo difusor, permitiu concluir que dentre as seis vazões de ar testadas, o intervalo que atende à recomendação de Silva (2017) são as vazões de 300, 375 e 450 L/h, o que representam velocidades no *riser* de 7,6; 9,3 e 14,2 cm/s, respectivamente.

Por meio dos testes de aeração foi possível estimar o K_{La} das membranas e das diferentes velocidades de recirculação. O valor de K_{La} para as membranas foi de $0,0004 \text{ min}^{-1}$, e os valores de K_{La} para o difusor a 300, 375 e 450 L/h foram 0,0136, 0,0131 e $0,0248 \text{ min}^{-1}$, respectivamente.

Analisando a remoção de DQO, o DC apresentou uma capacidade de remoção média de 72 %, chegando ao valor pontual de 99 %. O MABR teve uma eficiência média de remoção de 17 %.

Com base nos resultados obtidos durante a avaliação do SRA podemos concluir que o DC foi eficiente na remoção de nitrito, nitrato e nitrogênio total, na ordem de, respectivamente, 40, 23 e 35 %. Para o nitrogênio amoniacal, houve um aumento de 16,7 % de sua concentração ao passar pelo DC.

Analisando os resultados do MABR, é possível concluir que ele não contribuiu para a remoção tanto de nitrato como de nitrogênio total. Para o nitrito houve uma redução pequena de somente 14 %.

O MABR se mostrou muito eficiente em remover nitrogênio amoniacal. No período analisado, o reator apresentou uma redução de em média 54 % deste parâmetro.

Quanto à remoção de sólidos, o SRA se destaca na remoção de sólidos suspensos totais, apresentando porcentagem de remoção média de 74 %.

O sistema composto pelo DC mais MABR, de maneira geral, se mostrou efetivo na remoção dos parâmetros apresentados.

7 RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se em trabalhos futuros um maior tempo de funcionamento do sistema, a fim de consolidar os valores apresentados neste trabalho.

Devido ao aumento da concentração de nitrogênio amoniacal no DC, recomenda-se o uso em série de uma outra unidade de tratamento capaz de remover este nitrogênio amoniacal formado no decantador.

Recomenda-se fazer estudo de automação dos procedimentos de descarga dos resíduos acumulados no DC por tempo de funcionamento ou por concentração de sólidos dentro do DC.

Além disso, recomenda-se realizar estudos microbiológicos para avaliar os microrganismos presentes no biofilme formado no MABR.

REFERÊNCIAS

APHA, AWWA & WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20 ed. Washington, D.C., 1998.

ASCE. **Standard Measurement of oxygen transfer in clear water**. ANSI/ASCE, 1990.

AVNIMELECH, Y. Carbon/nitrogen ratio as a control element in aquaculture systems. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 176, n. 3-4, p. 227-235, 1999.

AZEVEDO, V. G.; et al. **Sistemas de Recirculação para Cultivo de Peixes Marinhos – Procedimento Operacional Padrão (POP)**. [S. l.], 2014.

BELLI, T. J. **Biorreator à membrana em batelada sequencial aplicado ao tratamento de esgoto visando a remoção de nitrogênio total**. 2011. 169f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

CHARACKLIS, W. G.; TRULEAR, M. G. Dynamics of biofilme processes. **Journal WPCF**, Alexandria, v. 54, n. 9, p. 1288-1301, 1982.

CHEN, S.; LING, J.; BLANCHETON, J. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. **Aquacultural Engineering**, Essex, v. 34, n. 3, p. 179-197, 2006.

COTE, P. et al. A new membrane-aerated biofilm reactor for low energy wastewater treatment: pilot results. **Water Technologies & Solutions**. Technical Paper Presented at WEFTEC Conference, 2015.

CRAB, R.; AVNIMELECH, Y.; DEFOIRDT, T.; BOSSIER, P.; VERSTRAETE, W. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 270, n. 1-4, p. 1-14, 2007.

DEBUS, O.; WANNER, O. Degradation of xylene by a biofilm growing on a gas-permeable membrane. **Water Science Techonoly**. v. 26, n. 3 – 4, p. 607 – 616, 1992.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2016. **The State of World Fisheries and Aquaculture: Contributing to food security and nutrition for all**. 200 p. Rome, 2016.

GEBARA, D. **Desempenho de um Reator Aeróbio de Leito Fluidizado no Tratamento de Esgoto Sanitário**, 2006, 400f, Tese (Doutorado) – Escola Politécnica – Universidade de São Paulo, 2006.

HIBIYA, K.; TERADA, A.; TSUNEDA, S.; HIRATA, A. Simultaneous nitrification and desnitrification by controlling vertical and horizontal micro environment in a membrane-aerated biofilm reactor. **Journal of Biotechnology**, Amsterdam, v. 100, p. 23-32, 2003.

HUTCHINSON, W.; JEFFREY, M.; O'SULLIVAN, D.; CASEMENT, D.; CLARKE, S. Recirculating aquaculture systems minimum standards for design, construction and management. **Inland Aquaculture Association of South Australia Inc.** Kent Town, Australia, 2004. 70 p.

JÁCOME, A.; MOLINA, J.; SUÁREZ, J. TEJERO, I.. Simultaneous removal of organic matter and nitrogen compounds in auto aerated biofilms. **Journal Environmental Engineering**, Reston, v. 132, p. 1255 – 1263, 2006.

KUBITZA, F. Tilápias: Parte I. **Panorama da aquicultura**, [s. l.], v. 10, n. 59, p. 44-53, maio/junho, 2000.

KUBITZA, F. Tilápia em água salobra e salgada: uma boa alternativa de cultivo para estuários e viveiros litorâneos. **Panorama da aquicultura**, [s. l.], v. 15, n. 88, p. 14-18, março/abril, 2005.

MAIGUAL ENRIQUEZ, Y. A. **Utilização de reator aeróbio de leito fluidizado com circulação em tubos concêntricos no tratamento de águas residuais da produção intensiva de tilapia com recirculação da água tratada**. 2011. 172f. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2011.

MASSER, M.P.; RAKOCY, J.; LOSORDO, T.M. 1999. Recirculating aquaculture tank production systems - Management of Recirculating Systems. **Southern Regional Aquaculture Center**. Texas. SRAC Publication No. 452 - March 1999. 12p.

MATSUMOTO, S.; TERADA, A.; TSUNEDA, S. Modeling of membrane-aerated biofilm: effect of C/N ratio, biofilm thickness and surface loading of oxygen on feasibility of simultaneous nitrification and denitrification. **Biochemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 37, p. 98-107, 2007.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3.ed. New York. Mc Graw Hill, 1991. 1334 p.

MOLINA, J. B. **Evaluación de la eliminación de materia orgánica y nitrógeno de las aguas residuales em um reactor biopelícula de membrana tubular aireada**. 2015. 275f. Tese (Doutorado) – Universidade da Coruña, A Coruña, 2015.

NICOLELLA, C.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M; HEIJNEN, J. J. Wastewater treatment with particulate biofilm reactor. **Journal of Biotechnology**, Amsterdam, v. 80, n. 7, p. 312-320, 2000.

OLIVEIRA, R. C. O panorama da aquicultura no Brasil: a prática com foco na sustentabilidade. **Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, São Paulo, v. 2, n. 1, p. 71-89, Fevereiro, 2009.

OXYMEM. **Case study: SABESP Julho 2016 – Março 2017**. p. 24. Maio, 2017

SÁNCHEZ-ORTIZ, I. A. **Remoção de nitrogênio de água residuária de produção intensiva de tilápias com recirculação utilizando reator de leito fluidizado com circulação em tubos concêntricos**. 2009. 152 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2009.

SCHINEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. **Membranas Filtrantes para Tratamento de Água, Esgoto e água de Reúso**, São Paulo , ABES, 2001, 233p.

SILVA, M. K. **Biorreatores com membranas: alternativa para o tratamento de efluentes**. 2009. 180f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

SILVA, T. S. **Efeitos da velocidade de recirculação em reator de biofilme aerado em membranas em batelada sequencial na remoção de nutrientes e carbono orgânico de esgoto doméstico**. 2017. 102f. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2017.

SOLER JARAMILLO, M. **Nutrientes esenciales**. 53 - 116p. Em: Fundamentos de nutrición y alimentación en acuicultura. **Ministerio de agricultura y desarrollo rural, INPA. CAL Publicidad**. Bogotá, Colômbia, 1996. 342 p.

SUMMERFELT, R. C.; PENNE, C. R. Solids removal in a recirculating aquaculture system where the majority of flow bypasses the microscreen filter. **Aquacultural Engineering**, Essex, England, GB, v.33, n.3, p.214–224, 2005.

SYRON, E.; CASEY, E. Membrane-Aerated Biofilms for High Rate Biotreatment: Performance Appraisal, Engineering Principles, Scale-up, and Development Requirements. **Environmental Science & Technology**, Dordrecht, v. 42, n. 6, p. 1833 – 1844, 2008.

TERADA, A.; YAMAMOTO, T.; TSUNEDA, S.; HIRATA, A. Sequencing batch membrane biofilm reactor for simultaneous nitrogen and phosphorus removal: Novel application of membrane-aerated biofilm. **Biotechnology Bioengineering**, Hoboken, v. 94, n. 4, p. 730 – 739, 2006.

TIMMONS, M. B.; EBELING, J. M.; WHEATON, F. W.; SUMMERFELT, S. T.; VINCI, B. J. **Sistemas de recirculación para la acuicultura**. Fundación Chile, 747p, 2002.

VALENTI, G. **Piscicultura Ecológica**. 1 ed. Editora UNESP. p. 332. São Paulo, 2003.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos de operação**. Campina Grande – PB, EPGRAF, p. 471, 1999.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG. v. 1. 452 p. Belo Horizonte, 2005.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, 1996. v. 2. 211p.

WEATHON, F. W. **Acuicultura, Diseño y Construcción de Sistemas**. A. G. T. Editor S. A. México 1993. 704 p.

WORLD BANK. 2013. **Fish to 2030: Prospects for Fisheries and Aquaculture**. World Bank Report Number 83177-GLB. Agriculture and Environmental Services Discussion Paper 03. 80 p. Washington, D.C., 2013.

**APÊNDICE A – Dados coletados diariamente no tanque de cultivo de
temperatura, OD e pH**

Tempo [Dias]	Temperatura [°C]	OD [mg/L]	pH	Tempo [Dias]	Temperatura [°C]	OD [mg/L]	pH
1	26,0	3,0		36	22,1	4,2	8,09
2	23,3	4,9		37	21,8	4,2	8,30
3	23,6	4,9		38	22,8	3,8	8,26
4	23,2	4,3	7,85	39	22,5	3,5	8,13
5	25,0	3,9	7,81	40	22,8	3,4	8,10
6	23,1	4,6	7,70	41	25,6	2,6	8,04
7	22,1	4,5	7,79	42	21,6	3,9	8,12
8	22,3	4,6	7,76	43	18,7	5,0	8,15
9	22,4	4,5	7,76	44	17,4	5,4	8,23
10	22,8	3,7	7,80	45	17,3	5,5	7,86
11	21,2	4,9	7,72	46	23,2	5,4	7,15
12	21,0	4,9	7,75	47	24,2	5,2	7,48
13	24,7	2,6	7,92	48	22,5	4,8	8,02
14	25,2	2,4	7,95	49	24,3	4,3	8,15
15	24,8	3,3	7,85	50	24,1	3,4	8,17
16	24,3	3,9	7,87	51	23,6	4,0	8,03
17	22,0	4,6	7,73	52	26,3	3,8	8,05
18	20,5	4,7	7,71	53	28,1	3,0	8,11
19	20,9	4,5	7,75	54	24,0	2,6	8,09
20	20,7	4,8	7,74	55	24,6	3,7	8,10
21	20,7	4,9	7,81	56	22,6	3,8	8,02
22	21,7	3,5	7,86	57	22,8	3,3	8,08
23	21,5	4,6	7,89	58	22,6	3,8	7,97
24	22,5	3,5	7,78	59	27,1	3,2	8,12
25	23,0	3,8	7,88	60	21,8	4,7	8,06
26	23,4	3,6	7,90	61	23,9	3,6	7,91
27	23,7	3,2	7,94	62	24,7	2,9	7,92
28	23,2	4,4	7,95	63	23,6	3,4	7,94
29	23,0	3,3	7,98	64	23,1	3,8	7,92
30	22,5	4,2	7,86	65	22,5	4,3	7,87
31	24,5	2,8	7,88	66	22,1	2,8	8,01
32	23,2	3,1	7,95	67	23,2	3,1	7,94
33	24,0	3,0	8,02	68	22,8	3,2	7,96
34	22,0	3,8	8,10	69	22,1	2,9	8,02
35	22,2	4,2	8,06	70	21,4	3,7	8,02
				71	23,6	3,3	7,94

	Temperatura	OD	pH
MÉDIA	22,53	3,79	7,83
DESV.P	3,31	0,89	0,98
MAX	28,10	5,50	8,30
MIN	1,83	0,77	0,18

APÊNDICE B – Dados coletados nos três pontos amostrados de turbidez

TURBIDEZ						
Concentração [uT]				Eficiência de remoção [%]		
DATA	E.DC	S.DC / E.MABR	S.MABR	DC	MABR	SISTEMA
7	134	5,49	2,75	95,90	49,91	97,95
9	14,77	4,25	3,48	71,23	18,12	76,44
11	95,2	2,46	2,38	97,42	3,25	97,50
14	14,2	4,61	3,48	67,54	24,51	75,49
16	16,1	4,3	3,99	73,29	7,21	75,22
18	45,3	5,57	4,98	87,70	10,59	89,01
21	139	4,17	3,78	97,00	9,35	97,28
23	65,7	4,8	3,9	92,69	18,75	94,06
25	404	7,12	4,85	98,24	31,88	98,80
28	26,9	4,97	3,98	81,52	19,92	85,20
30	57,3	8,51	6,45	85,15	24,21	88,74
32	75,6	7,01	5,35	90,73	23,68	92,92
35	123	6,59	5,38	94,64	18,36	95,63
37	70,2	6,84	5,98	90,26	12,57	91,48
43	206	5,78	4,47	97,19	22,66	97,83
44	168	6,16	4,85	96,33	21,27	97,11
49	103	4,64	2,74	95,50	40,95	97,34
51	24	3,57	2,28	85,13	36,13	90,50
53	11,3	3,18	2,86	71,86	10,06	74,69
56	174	2,5	1,68	98,56	32,80	99,03
58	182	3,53	2,31	98,06	34,56	98,73
60	173	2,62	1,93	98,49	26,34	98,88
63	8,6	2,72	2,14	68,37	21,32	75,12
65	13,2	2,73	1,79	79,32	34,43	86,44
MÉDIA	97,68	4,76	3,66	88,00	23,04	90,48
DESV.P	91,59	1,70	1,40	10,72	11,44	8,88
MAX	404,00	8,51	6,45	98,56	49,91	99,03
MIN	8,60	2,46	1,68	67,54	3,25	74,69

APÊNDICE C – Dados coletados nos três pontos amostrados de DQO

DQO									
DATA	Concentração [ABS]			Concentração [mg/L]			Eficiência de remoção [%]		
	E.DC	S.DC / E.MABR	S.MABR	E.DC	S.DC / E.MABR	S.MABR	DC	MABR	SISTEMA
4	0,109	0,02	0,014	379,961	65,435	44,231	82,78	32,40	88,36
7	0,094	0,028	0,035	326,951	93,707	118,445	71,34	-26,40	63,77
9	0,042	0,032	0,013	143,183	107,843	40,697	24,68	62,26	71,58
11	0,126	0,026	0,03	440,039	86,639	100,775	80,31	-16,32	77,10
14	0,05	0,027	0,029	171,455	90,173	97,241	47,41	-7,84	43,28
16	0,043	0,028	0,037	146,717	93,707	125,513	36,13	-33,94	14,45
18	0,086	0,024	0,029	298,679	79,571	97,241	73,36	-22,21	67,44
21	0,135	0,029	0,03	471,845	97,241	100,775	79,39	-3,63	78,64
23	0,084	0,023	0,016	291,611	76,037	51,299	73,93	32,53	82,41
25	0,155	0,034	0,022	542,525	114,911	72,503	78,82	36,91	86,64
28	0,043	0,013	0,008	146,717	40,697	23,027	72,26	43,42	84,31
30	0,115	0,038	0,037	401,165	129,047	125,513	67,83	2,74	68,71
32	0,139	0,039	0,023	485,981	132,581	76,037	72,72	42,65	84,35
35	0,09	0,018	0,018	312,815	58,367	58,367	81,34	0,00	81,34
37	0,093	0,025	0,032	323,417	83,105	107,843	74,30	-29,77	66,66
43	0,162	0,003	0,002	567,263	5,357	1,823	99,06	65,97	99,68
44	0,186	0,028	0,04	652,079	93,707	136,115	85,63	-45,26	79,13
49	0,084	0,03	0,02	291,611	100,775	65,435	65,44	35,07	77,56
51	0,029	0,004	0,003	97,241	8,891	5,357	90,86	39,75	94,49
53	0,084	0,016	0,011	291,611	51,299	33,629	82,41	34,45	88,47
56	0,177	0,029	0,018	620,273	97,241	58,367	84,32	39,98	90,59
58	0,058	0,012	0,01	199,727	37,163	30,095	81,39	19,02	84,93
60	0,151	0,01	0,006	528,389	30,095	15,959	94,30	46,97	96,98
63	0,057	0,022	0,015	196,193	72,503	47,765	63,05	34,12	75,65
65	0,04	0,018	0,011	136,115	58,367	33,629	57,12	42,38	75,29
71	0,044	0,019	0,014	150,251	61,901	44,231	58,80	28,55	70,56
MÉDIA				329,35	76,04	66,71	71,85	16,86	76,16
DESV.P				168,62	33,65	39,96	17,14	32,15	17,56
MAX				652,08	132,58	136,12	99,06	65,97	99,68
MIN				97,24	5,36	1,82	24,68	-45,26	14,45

APÊNDICE D – Dados coletados nos três pontos amostrados de Nitrito

NITRITO						
Concentração [mg/L]				Eficiência de remoção [%]		
DATA	E.DC	S.DC / E.MABR	S.MABR	DC	MABR	SISTEMA
7	0,078	0,07	0,091	10,26	-30,00	-16,67
9	11	7	8	36,36	-14,29	27,27
11	22	17	21	22,73	-23,53	4,55
14	78	77	85	1,28	-10,39	-8,97
16	108	102	100	5,56	1,96	7,41
18	110	116	106	-5,45	8,62	3,64
21	60	52	43	13,33	17,31	28,33
23	25	21	15	16,00	28,57	40,00
25	46	15	11	67,39	26,67	76,09
28	6	5	3	16,67	40,00	50,00
30	15	12	9	20,00	25,00	40,00
32	12	7	5	41,67	28,57	58,33
35	13	5	4	61,54	20,00	69,23
37	7	5	4	28,57	20,00	42,86
43	25	5	5	80,00	0,00	80,00
44	27	5	4	81,48	20,00	85,19
49	12	5	4	58,33	20,00	66,67
51	9	4	3	55,56	25,00	66,67
53	8	4	3	50,00	25,00	62,50
56	11	4	3	63,64	25,00	72,73
58	10	4	3	60,00	25,00	70,00
60	20	3	2	85,00	33,33	90,00
63	4	3	2	25,00	33,33	50,00
65	5	2	2	60,00	0,00	60,00
MÉDIA	26,84	20,00	18,55	39,79	14,38	46,91
DESV.P	31,23	32,52	31,73	27,29	18,73	30,61
MAX	110,00	116,00	106,00	85,00	40,00	90,00
MIN	0,08	0,07	0,09	-5,45	-30,00	-16,67

APÊNDICE E – Dados coletados nos três pontos amostrados de Nitrato

NITRATO						
Concentração [mg/L]				Eficiência de remoção [%]		
DATA	E.DC	S.DC / E.MABR	S.MABR	DC	MABR	SISTEMA
7	4,9	1	1	79,59	0,00	79,59
9	1,7	1,5	1,7	11,76	-13,33	0,00
11	3,6	2,8	3,2	22,22	-14,29	11,11
14	7,8	7,3	8,3	6,41	-13,70	-6,41
16	11,8	10,3	10,6	12,71	-2,91	10,17
18	10,9	10,8	10,9	0,92	-0,93	0,00
21	8,5	7,7	7,3	9,41	5,19	14,12
23	7,3	6,1	5,9	16,44	3,28	19,18
25	9	5,7	4,9	36,67	14,04	45,56
28	6	4,6	4,3	23,33	6,52	28,33
30	6,5	6,2	5,6	4,62	9,68	13,85
32	5,6	4,9	4,2	12,50	14,29	25,00
35	4,9	3,7	3,9	24,49	-5,41	20,41
37	5	4,2	4	16,00	4,76	20,00
43	5	2,8	2,7	44,00	3,57	46,00
44	6,4	2,9	2,9	54,69	0,00	54,69
49	3	2	2	33,33	0,00	33,33
51	2,2	2,1	2,2	4,55	-4,76	0,00
53	2,3	1,9	2,1	17,39	-10,53	8,70
56	3,3	2,2	2,4	33,33	-9,09	27,27
58	3,4	2,2	2,8	35,29	-27,27	17,65
60	2,8	1,4	1,6	50,00	-14,29	42,86
63	1,3	1,2	1,2	7,69	0,00	7,69
65	1,5	1,4	1,4	6,67	0,00	6,67
MÉDIA	5,20	4,04	4,05	23,50	-2,30	21,91
DESV.P	2,91	2,82	2,80	19,24	9,90	20,27
MAX	11,80	10,80	10,90	79,59	14,29	79,59
MIN	1,30	1,00	1,00	0,92	-27,27	-6,41

APÊNDICE B – Dados coletados nos três pontos amostrados de Nitrogênio Total

NITROGÊNIO TOTAL						
Concentração [mg/L]				Eficiência de remoção [%]		
DATA	E.DC	S.DC / E.MABR	S.MABR	DC	MABR	SISTEMA
7	26	12	13	53,85	-8,33	50,00
9	19	14	15	26,32	-7,14	21,05
11	28	18	18	35,71	0,00	35,71
14	18	16	17	11,11	-6,25	5,56
16	18	15	15	16,67	0,00	16,67
18	23	16	18	30,43	-12,50	21,74
21	26	21	22	19,23	-4,76	15,38
23	28	22	23	21,43	-4,55	17,86
25	55	23	24	58,18	-4,35	56,36
28	28	22	23	21,43	-4,55	17,86
30	28	24	26	14,29	-8,33	7,14
32	28	18	19	35,71	-5,56	32,14
35	24	17	16	29,17	5,88	33,33
37	22	17	16	22,73	5,88	27,27
43	34	12	12	64,71	0,00	64,71
44	32	14	13	56,25	7,14	59,38
49	17	8	6	52,94	25,00	64,71
51	15	8	7	46,67	12,50	53,33
53	13	9	9	30,77	0,00	30,77
56	21	8	8	61,90	0,00	61,90
58	19	7	7	63,16	0,00	63,16
63	6	6	5	0,00	16,67	16,67
65	6	4	4	33,33	0,00	33,33
MÉDIA	23,22	14,39	14,61	35,04	0,29	35,04
DESV.P	10,08	5,91	6,56	18,69	8,73	19,82
MAX	55,00	24,00	26,00	64,71	25,00	64,71
MIN	6,00	4,00	4,00	0,00	-12,50	5,56

APÊNDICE G – Dados coletados nos três pontos amostrados de Nitrogênio Amoniacal

NITROGÊNIO AMONIAL						
Concentração [mg/L]				Eficiência de remoção [%]		
DATA	E.DC	S.DC / E.MABR	S.MABR	DC	MABR	SISTEMA
7	7,3	10,35	9,75	-41,78	5,80	-33,56
9	7,15	14,1	14,65	-97,20	-3,90	-104,90
11	14,4	19	15,1	-31,94	20,53	-4,86
15	3,7	1	0,45	72,97	55,00	87,84
16	0,2	0,23	0,07	-15,00	69,57	65,00
18	0,14	0,2	0,09	-42,86	55,00	35,71
21	0,23	0,23	0,11	0,00	52,17	52,17
23	0,22	0,33	0,13	-50,00	60,61	40,91
25	0,46	0,61	0,22	-32,61	63,93	52,17
28	0,18	0,18	0,08	0,00	55,56	55,56
30	0,32	0,26	0,27	18,75	-3,85	15,63
32	0,74	0,8	0,4	-8,11	50,00	45,95
35	0,17	0,22	0,08	-29,41	63,64	52,94
37	0,28	0,35	0,11	-25,00	68,57	60,71
43	0,43	0,5	0,17	-16,28	66,00	60,47
44	0,39	0,5	0,26	-28,21	48,00	33,33
49	0,69	0,88	0,36	-27,54	59,09	47,83
51	1,08	1,03	0,32	4,63	68,93	70,37
53	0,97	1,03	0,34	-6,19	66,99	64,95
56	0,77	0,89	0,23	-15,58	74,16	70,13
58	0,74	0,74	0,17	0,00	77,03	77,03
60	0,77	0,84	0,17	-9,09	79,76	77,92
63	1,05	1,12	0,22	-6,67	80,36	79,05
65	0,42	0,48	0,19	-14,29	60,42	54,76
MÉDIA	1,78	2,33	1,83	-16,72	53,89	44,05
DESV.P	3,34	4,87	4,46	30,08	24,49	41,83
MAX	14,40	19,00	15,10	72,97	80,36	87,84
MIN	0,14	0,18	0,07	-97,20	-3,90	-104,90

APÊNDICE H – Valores calculados de sólidos totais, sólidos suspensos totais e sólidos totais voláteis para os três pontos amostrados

SÓLIDOS TOTAIS							
		Concentração [mg/L]			Eficiência de remoção [%]		
DATA	DIA	E.DC	S.DC / E.MABR	S.MABR	DC	MABR	SISTEMA
05/jun	8	358	278	332	22,35	-19,42	7,26
12/jun	15	420	332	322	20,95	3,01	23,33
19/jun	22	684	452	452	33,92	0,00	33,92
26/jun	29	694	562	542	19,02	3,56	21,90
03/jul	36	556	544	530	2,16	2,57	4,68
10/jul	43	1122	584	630	47,95	-7,88	43,85
17/jul	50	488	318	378	34,84	-18,87	22,54
24/jul	57	430	380	414	11,63	-8,95	3,72
31/jul	64	644	412	432	36,02	-4,85	32,92
MÉDIA		599,56	429,11	448,00	25,43	-5,65	21,57
DESV.P		230,39	113,30	102,68	14,07	8,95	14,10
MAX		1122,00	584,00	630,00	47,95	3,56	43,85
MIN		358,00	278,00	322,00	2,16	-19,42	3,72

SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS							
		Concentração [mg/L]			Eficiência de remoção [%]		
DATA	DIA	E.DC	S.DC / E.MABR	S.MABR	DC	MABR	SISTEMA
05/jun	8						
12/jun	15	45	44	36	2,22	18,18	20,00
19/jun	22	216	33	30	84,72	9,09	86,11
26/jun	29	180	27	20	85,00	25,93	88,89
03/jul	36	266	50	42	81,20	16,00	84,21
10/jul	43	636	32	23	94,97	28,12	96,38
17/jul	50	985	37	40	96,24	-8,11	95,94
24/jul	57	62	41	37	33,87	9,76	40,32
31/jul	64	214	38	35	82,24	7,89	83,64
MÉDIA		325,50	37,75	32,88	70,06	13,36	74,44
DESV.P		322,62	7,29	7,90	33,65	11,51	28,28
MAX		985,00	50,00	42,00	96,24	28,12	96,38
MIN		45,00	27,00	20,00	2,22	-8,11	20,00

SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS							
Concentração [mg/L]					Eficiência de remoção [%]		
DATA	DIA	E.DC	S.DC / E.MABR	S.MABR	DC	MABR	SISTEMA
05/jun	8	118	76	88	35,59	-15,79	25,42
12/jun	15	190	92	88	51,58	4,35	53,68
19/jun	22	448	236	244	47,32	-3,39	45,54
26/jun	29	334	296	242	11,38	18,24	27,54
03/jul	36	212	172	188	18,87	-9,30	11,32
10/jul	43	578	158	188	72,66	-18,99	67,47
17/jul	50	238	114	188	52,10	-64,91	21,01
24/jul	57	136	122	150	10,29	-22,95	-10,29
31/jul	64	298	128	146	57,05	-14,06	51,01
MÉDIA		283,56	154,89	169,11	39,65	-14,09	32,52
DESV.P		150,67	71,11	57,06	21,96	22,94	24,16
MAX		578,00	296,00	244,00	72,66	18,24	67,47
MIN		118,00	76,00	88,00	10,29	-64,91	-10,29

APÊNDICE I – Características de comprimento e peso das tilápias ao término do experimento

Peixes no fim do experimento			Peixes no fim do experimento		
Número	Comprimento [cm]	Peso [g]	Número	Comprimento [cm]	Peso [g]
1	25	280	28	24	330
2	25	310	29	26	320
3	26	320	30	27	375
4	23	220	31	25	330
5	27	355	32	26	305
6	24	225	33	24	245
7	27	370	34	23	270
8	23	275	35	24	260
9	26	325	36	24	330
10	26	365	37	26	320
11	30	450	38	25	305
12	24	235	39	24	260
13	25	295	40	24	275
14	26	345	41	22	220
15	25	285	42	25	280
16	23	250	43	26	330
17	25	335	44	22	200
18	21	170	45	24	280
19	26	315	46	26	325
20	26	305	47	27	365
21	27	355	48	24	270
22	27	345	49	26	315
23	26	360	50	25	320
24	26	300	51	26	280
25	28	435	52	22	215
26	26	305	53	28	370
27	21	175	54	27	370

	Comprimento	
	[cm]	Peso [g]
MÉDIA	25,11	303,15
DESV.P	1,80	57,79
MAX	30	450
MIN	21	170