

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

JULIANA CRISTINA RIBEIRO ALMEIDA

**SISTEMA DE RECIRCULAÇÃO PARA AQUICULTURA COM REATOR DE
BIOFILME AERADO EM MEMBRANA NA PRODUÇÃO INTENSIVA DE TILÁPIA**

Ilha Solteira

2020

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

JULIANA CRISTINA RIBEIRO ALMEIDA

**SISTEMA DE RECIRCULAÇÃO PARA AQUICULTURA COM REATOR DE
BIOFILME AERADO EM MEMBRANA NA PRODUÇÃO INTENSIVA DE TILÁPIA**

Dissertação apresentado 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.

Orientador: Prof. Dr. Tsunao Matsumoto

Co-Orientador: Prof. Dra. Liliane Lazzari Albertin

Ilha Solteira

2020

FICHA CATALOGRÁFICA
Desenvolvido pelo Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação

A447s Almeida, Juliana Cristina Ribeiro.
Sistema de recirculação para aquicultura com reator de biofilme aerado em membrana na produção intensiva de tilápia / Juliana Cristina Ribeiro Almeida. -
- Ilha Solteira: [s.n.], 2020
84 f. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, 2020

Orientador: Tsunao Matsumoto
Coorientador: Liliâne Lazzari Albertin
Inclui bibliografia

1. Efluente piscicultura. 2. Biofilme aerado. 3. Membrana aerada.


Raimundo de Silva Santos

Ilha Solteira, 15 de maio de 2020.
Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação
Acervo Central de Ilha Solteira e Ilha Comprida, SP
C1043-1999



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Ilha Solteira

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: SISTEMA DE RECIRCULAÇÃO PARA AQUICULTURA COM REATOR DE BIOFILME AERADO EM MEMBRANA NA PRODUÇÃO INTENSIVA DE TILÁPIA

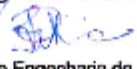
AUTORA: JULIANA CRISTINA RIBEIRO ALMEIDA

ORIENTADOR: TSUNAO MATSUMOTO

COORDINADORA: 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 - UNESP

Profa. Dra. ROSICLEIRE VERISSIMO SILVEIRA 
Departamento de Biologia e Zootecnia / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - UNESP

Prof. Dr. IVÁN ANDRÉS SÁNCHEZ ORTIZ 
Departamento de Recursos Hidrobiológicos / Universidad de Nariño

Ilha Solteira, 30 de julho de 2020

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, o qual permitiu que tudo isso acontecesse em minha vida. Que me abençoou em cada viagem á qual eu percorri e a cada dia que passei me esforçando para que tudo transcorresse bem.

Aos meus pais, Alcione e Ana Maria, e a minha irmã Izadora, os quais sempre se mostraram presentes, fontes de motivação e suporte em todos os momentos de minha vida, sempre demonstrando muito amor, carinho e paz.

Ao meu esposo, João Vitor, pelo amor, carinho, apoio e compreensão em mais uma etapa da minha vida.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Tsunao Matsumoto e a minha Co-Orientadora Prof. Dra. Liliane Lazari Albertin, pela oportunidade, orientação, incentivo e paciência para a confecção deste trabalho.

Aos colegas, Amanda, João Miguel, Natasha, Aniele, Celso, Fernanda e Andressa, que me ajudaram em alguma parte deste trabalho, seja trabalhando junto comigo ou dando dicas preciosas.

A todos os meus amigos que me ajudaram com suas palavras de apoio e aos momentos de descontração que tornaram a caminhada mais fácil.

À técnica do laboratório, Natália, por toda a ajuda na montagem do aparato experimental, e ao Dr. William, pelas dicas e sugestões nos ensaios laboratoriais.

Aos técnicos e colaboradores, Ozias, Flavio, Marcelo e Gilson, pelo apoio e companheirismo ao longo de todo o tempo que estive presente no laboratório.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO

A piscicultura, que é um ramo da aquicultura, tem tido um elevado crescimento no mundo todo e principalmente, no Brasil. Dentro das espécies mais cultivadas no Brasil, estão as Tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*). Com esse crescimento, aumenta a preocupação na busca por alternativas de criação de peixes, e com a geração de efluente de piscicultura, o qual se assemelha muito ao efluente doméstico. Os Sistemas de Recirculação para Aquicultura (SRA) são sistemas de criação fechados e representam alternativas compactas para cultivo intensivo de espécies com elevadas densidades de estocagem. Os SRA têm a vantagem de total controle do efluente e têm também a possibilidade de ser instalados perto de grandes centros urbanos ou consumidores, por não ter a necessidade de um corpo d'água adequado nas proximidades. O objetivo central desta pesquisa foi avaliar a eficiência do tratamento do efluente da produção intensiva de Tilápia do Nilo em um SRA, no qual o tratamento foi feito por meio de um Decantador de Coluna (DC) associado à um Reator de Biofilme Aerado em Membrana (MABR). O SRA continha um tanque de cultivo com 800L e densidade de estocagem de $10,12\text{kgm}^{-3}$. O MABR tem um volume de 120L e, no seu interior, foi instalada um feixe de membranas de silicone, como suporte para o crescimento do biofilme. As membranas do MABR foram aeradas externamente por meio de um difusor instalado na sua base, e internamente por meio de um soprador de ar. Inicialmente foram realizados ensaios de aeração com recirculação de água limpa com vazão de $3,8\text{m}^3\text{h}^{-1}$ e vazões de ar internamente as membranas de 50, 100 e 200Lh^{-1} . Os valores de taxa de transferência de oxigênio para as respectivas vazões de ar foram de 4,92, 7,66 e $7,66\text{gO}_2\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$. Com a finalidade de avaliar a eficiência do tratamento do efluente, foram analisados os parâmetros: pH, temperatura, turbidez, oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, sólidos totais (ST), fósforo total (FT) e demanda química de oxigênio (DQO). Com as análises foi possível avaliar parâmetros como temperatura, pH e OD dentro do tanque de cultivo para os quais obteve-se valores médios de $25,22^\circ\text{C}$, 7,61 e $3,77\text{mgL}^{-1}$, respectivamente. Foi possível também avaliar a eficiência de remoção média de turbidez, DQO, NT, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, ST e FT. que foram de 50%, 41%, 20%, 40%, 13%, 35%, 11% e 2%, respectivamente. No SRA, em geral, foram obtidos valores de remoção em todos os parâmetros monitorados, ressaltando os resultados satisfatórios em relação à DQO, turbidez, nitrito e nitrogênio amoniacal. O SRA manteve valores de pH, OD e temperatura dentro da faixa recomendada para a sobrevivência dos peixes.

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

ABSTRACT

Fish farming, which is a branch of aquaculture, has been experiencing high growth worldwide and mainly in Brazil. Among the most cultivated species in Brazil, are the Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*). With this growth, growing concern in the search for alternatives for fish farming, and with the fish farming effluent generation, which is very similar to domestic effluent. Recirculation Aquaculture Systems (RAS) are closed farming systems and represent compact alternatives for intensive cultivation of species with high stocking densities. The RAS's have the advantage of total control of the effluent and can also be installed close to large urban centers, as there is no need for adequate water body at nearby. The main objective of this research is to evaluate the efficiency of the intensive production of Nile Tilapia effluent treatment in an RAS, in which the treatment was done by means of a Column Settler (CS) associated with a Membrane Aerated Biofilm Reactor (MABR). The cultivation system was also composed of 800L tank with a storage density of 10.12kgm^{-3} . The MABR has a volume of 120L and, inside, a silicone membrane bundle has been installed, which will support the biofilm. The MABR was aerated by diffuser installed at its base, and internally by means of an air blower. Aeration tests were performed with water recirculation with membrane inside air flow rates of 50, 100 and 200Lh^{-1} . The oxygen transfer rate values for the respective flows were 4.92, 7.66 and $7.66\text{gO}_2\text{m}^{-2}\cdot\text{day}$. In order to evaluate the efficiency of the effluent treatment, the following parameters were analyzed: pH, temperature, turbidity, dissolved oxygen (DO), total nitrogen (TN), total ammonia nitrogen, nitrite, nitrate, total solids (ST), Total Phosphorus (TP) and chemical oxygen demand (COD). With the analyzes it was possible to evaluate parameters such as temperature, pH and DO inside the culture tank in which average values of 25.22°C , 7.61 and 3.77mgL^{-1} were obtained, respectively. It was also possible to evaluate the efficiency of average removal of turbidity, COD, TN, Nitrite, Nitrate, Total Ammonia Nitrogen, ST, and TP. which were 50%, 41%, 20%, 40%, 13%, 35%, 11% and 2%, respectively. The RAS in general, removal values were obtained in all monitored parameters, highlighting the satisfactory results in relation to COD, turbidity, nitrite and total ammonia nitrogen. The RAS maintained pH, DO and temperature values within recommended range for fish survival.

Keywords: Pisciculture. Aerated biofilm. Aerated membrane.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Tipos da piscicultura segundo a estratégia de alimentação	18
Figura 2 - Estágios e processos do desenvolvimento do biofilme.....	31
Figura 3 - Estratificação de um biofilme aerado	33
Figura 4 - Esquema dos fluxos no MABR	34
Figura 5 - Transformações do nitrogênio nos processos de tratamento biológico	36
Figura 6 - Aparato experimental primeira etapa.....	40
Figura 7 - Reator de biofilme aerado em membrana – tubo externo e zona de decantação com vertedouro.....	41
Figura 8 - Reator de biofilme aerado em membrana – Tubo interno, dimensões e disposições	42
Figura 9 - Difusor de ar do reator	43
Figura 10 - Feixe de membranas de silicone	43
Figura 11 - Peça suporte de acrílico instalada na conexão da extremidade do feixe de membranas.....	44
Figura 12 - Soprador de ar.....	45
Figura 13 - Painel de rotâmetros.....	45
Figura 14 - Bomba de recirculação da primeira etapa.....	46
Figura 15 - Aparato experimental segunda etapa	49
Figura 16 - Tanque de cultivo dos peixes.....	50
Figura 17 - Detalhamento do decantador de coluna (DC).....	51
Figura 18 - Representação do biofilme proposto.....	52
Figura 19 - Presença de microrganismos nitrificantes após cultivo.	53
Figura 20 - Curva de oxigenação pela membrana com vazão de ar de 50Lh^{-1}	56
Figura 21 - Curva de oxigenação pela membrana com vazão de ar de 100Lh^{-1}	57
Figura 22 - Curva de oxigenação pela membrana com vazão de ar de 200Lh^{-1}	57
Figura 23 - Linearização da curva de oxigenação com vazão de ar de 50Lh^{-1}	57
Figura 24 - Linearização da curva de oxigenação com vazão de ar de 100Lh^{-1}	58
Figura 25 - Linearização da curva de oxigenação com vazão de ar de 200Lh^{-1}	58
Figura 26 - Valores de temperatura no tanque de cultivo.....	59
Figura 27 - Valores de pH no tanque de cultivo.....	60
Figura 28 - Valores obtidos de OD na STC, SD e SMABR.....	61
Figura 29 – Valores de turbidez no sistema de tratamento.....	63
Figura 30 - Valores de DQO nos três pontos de coleta de amostras no SRA.	64

Figura 31 - Valores de NT nos três pontos de coleta ao longo do tempo.....	65
Figura 32 - Variação na concentração de nitrito ao longo do tempo.....	67
Figura 33 - Concentrações de nitrato nos pontos STC, SD e SMABR	68
Figura 34 - Variação da concentração de nitrogênio amoniacal nos três pontos de amostragem do SRA	70
Figura 35 - Valores de sólidos totais nos pontos STC, SD e SMABR.....	72
Figura 36 - Concentrações de FT nos três pontos de amostragem do SRA	73

LISTA DE QUADROS

Quadro 1– Quadro comparativo de vantagens e desvantagens de um sistema de recirculação	24
Quadro 2 – Parâmetros e frequência das análises e os respectivos métodos utilizados	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores de parâmetros de qualidade de água para cultivo de tilápia em sistema de recirculação.....	20
Tabela 2 - valores de capacidade suporte (CS), biomassa econômica (BE) e densidade de estocagem recomendada para produção de tilápia de 600g em diferentes sistemas de cultivo	21
Tabela 3 - Recomendações da taxa de alimentação e tamanho de partículas do alimento para tilápias em diferentes fases de desenvolvimento	22
Tabela 4- Recomendações da taxa de alimentação para tilápias cultivadas em sistemas de recirculação e raceways	22
Tabela 5- Valores para alimentação de tilápia para temperaturas entre os 25 e 30°C	23
Tabela 6- Valores de coeficiente de transferência de oxigênio (Kla) e taxa de transferência de oxigênio (TTO).....	58
Tabela 7 - Valores máximo, mínimo e médio de OD nos três pontos de amostragem.	61
Tabela 8 - Valores máximo, mínimo e médio de turbidez nos três pontos de amostragem e os valores máximo, mínimo e médios da eficiência de remoção da turbidez pelo DC, MABR e pelo SRA	63
Tabela 9 - Valores máximo, mínimo e médio de DQO nos três pontos de amostragem e valores máximo, mínimo e médio da eficiência de remoção da DQO pelo DC, pelo MABR e pelo SRA	64
Tabela 10 - Valores máximo, mínimo e médio de NT nos três pontos de amostragem e valores máximo, mínimo e médio da eficiência de remoção de NT pelo DC, pelo MABR e pelo SRA	66
Tabela 11 - Dados de média, máxima e mínima referentes ao nitrito e eficiência do SRA.....	67
Tabela 12 - Dados de média, máxima e mínima referentes ao nitrato e eficiência do SRA	69
Tabela 13 - Dados de média, máxima e mínima referentes ao Nitrogênio Amomiacal e eficiência do SRA.....	70
Tabela 14 - Dados de média, máxima e mínima referentes aos Sólidos Totais e eficiência de remoção pelo SRA.....	72
Tabela 15 - Dados de média, máxima e mínima referentes ao FT e eficiência do SRA	73

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

%	Porcentagem
ASCE	Associação Americana de Engenheiros Civis
BAS	Biofiltros aerados de leito submerso
BC	Biomassa crítica
BE	Biomassa econômica
CS	Capacidade de suporte
D	Dias
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DC	Decantador de Coluna
DNA	Ácido desoxirribonucleico
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPS	Substâncias Poliméricas Extracelulares
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
FAO	Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
Hab	Habitantes
KLa	Coefficiente Global de Transferência de Oxigênio
MABR	Reator de Biofilme Aerado em Membranas
MAPA	Ministério da Pesca e Aquicultura
MBBR	Reator de leito móvel com biofilme
MBR	Reator de Biofilme em Membranas
N ₂	Nitrogênio Gasoso
N ₂ O	Óxido Nitroso
NAT	Nitrogênio Amoniacal Total
NH ₂ OH	Hidroxilamina
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Íon-amônia
NO ₂	Nitrito
NO ₃	Nitrato
O ₂	Oxigênio
OD	Oxigênio Dissolvido
PDMS	Polidimetilsiloxano
pH	Potencial Hidrogeniônico
PIB	Produto interno bruto
PV	Peso vivo
PVC	Policloreto de vinila
R\$	Real
RBR	Reatores de biodiscos rotativos
SD	Saída do decantador
SMABR	Saída do reator
SRA	Sistema de Recirculação para Aquicultura
ST	Sólidos totais
STC	Saída do tanque de cultivo
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TTO	Taxa de Transferência de Oxigênio
US\$	Dólar

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVO	16
2.1	Objetivo geral	16
2.2	Objetivos específicos.....	16
3	REVISÃO BIBLIOGRAFICA.....	17
3.1	<i>Piscicultura.....</i>	17
3.1.1	<i>Tilápia do Nilo (Oreochromis niloticus).....</i>	19
3.1.2	<i>Sistema de produção de tilápia.....</i>	19
3.1.3	<i>Capacidade de Suporte (CS)</i>	20
3.1.4	<i>Biomassa Crítica (BC).....</i>	20
3.1.5	<i>Biomassa Econômica (BE)</i>	21
3.1.6	<i>Alimentação para tilápias.....</i>	21
3.2	Sistemas de recirculação para aquicultura (SRA)	23
3.2.1	<i>Efluente de sistema de recirculação para aquicultura</i>	24
3.3	Impactos do efluente de piscicultura	25
3.4	Níveis de tratamento de efluente.....	27
3.4.1	<i>Tratamento de efluentes de piscicultura.....</i>	28
3.4.2	<i>Remoção dos sólidos.....</i>	29
3.5	Biofilme.....	30
3.5.1	<i>Desenvolvimento do biofilme</i>	31
3.5.2	<i>Estratificação do biofilme</i>	32
3.5.3	<i>Espessura do biofilme.....</i>	33
3.6	Reator de biofilme aerado em membrana (MABR).....	34
3.6.1	<i>MABR no tratamento de efluente de Piscicultura</i>	35
3.7	Nitrificação e desnitrificação	36
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	39

4.1	Primeira etapa	39
4.1.1	<i>Materiais da primeira etapa</i>	39
4.1.2	<i>Descrição do MABR.....</i>	40
4.1.3	<i>Fornecimento de ar para o sistema</i>	44
4.1.4	<i>Bomba de recirculação.....</i>	45
4.1.5	<i>Teste de aeração com recirculação de água.....</i>	46
4.1.6	<i>Cálculo do KLa e Taxa de Transferência de Oxigênio.....</i>	47
4.2	Segunda etapa.....	48
4.2.1	<i>Materiais para a segunda etapa.....</i>	48
4.2.2	<i>Tanque de cultivo dos peixes.....</i>	49
4.2.3	<i>Decantador de coluna (DC)</i>	50
4.2.4	<i>Biofilme proposto.....</i>	51
4.2.5	<i>Partida do MABR.....</i>	52
4.2.6	<i>Operação do sistema.....</i>	53
4.2.7	<i>Parâmetros e frequência de amostragem</i>	54
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	56
5.1	Primeira Etapa	56
5.1.1	<i>Testes de aeração com recirculação de água</i>	56
5.2	Segunda etapa.....	59
5.2.1	<i>Temperatura</i>	59
5.2.2	<i>Potencial Hidrogeniônico (pH).....</i>	60
5.2.3	<i>Oxigênio dissolvido.....</i>	61
5.2.4	<i>Turbidez</i>	62
5.2.5	<i>Demanda química de oxigênio (DQO)</i>	64
5.2.6	<i>Nitrogênio Total (NT).....</i>	65
5.2.7	<i>Nitrato</i>	66
5.2.8	<i>Nitrato</i>	68

5.2.9	<i>Nitrogênio Amoniacal Total</i>	69
5.2.10	<i>Sólidos Totais</i>	71
5.2.11	<i>Fósforo total (FT)</i>	73
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	75
	REFERÊNCIAS	76

1 INTRODUÇÃO

Entende-se por aquicultura, a criação e reprodução de organismos aquáticos, como plantas e animais em ambientes aquáticos. A piscicultura, um ramo da aquicultura, trata-se especificamente da produção de peixes, uma atividade praticada desde a antiguidade, com início na China e no Egito, por meio da criação de espécies como carpa e Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), sendo estas, em nível mundial, as mais criadas atualmente (SIQUEIRA, 2017).

Segundo relatório da FAO (2018), o crescimento anual da produção aquícola não registrada taxas tão elevadas quanto na década de 80 e 90 do século passado. O índice caiu para 5,8% durante o período de 2001 a 2016, mesmo assim, ainda é o setor que mais cresceu diante de outros grandes setores de produção de alimentos. Dentro da produção aquícola, o grupo mais produzido é o de peixes, com 54,1 milhões de toneladas/ano.

O desenvolvimento de novas técnicas de produção no setor da piscicultura proporciona o maior controle do ambiente aquático, que se traduz em ganhos de produtividade e qualidade no cultivo de vários tipos de animais e plantas aquáticas. Trata-se de uma atividade que proporciona benefícios ambientais relevantes, à medida que pode ser praticada em pequenas áreas, reduzindo, assim, espaço para produção de uma maior quantidade de proteínas, contribuindo, desta forma na redução da pressão antrópica sobre o meio ambiente (SIQUEIRA, 2017).

Os sistemas de recirculação para aquicultura (SRA) são sistemas de criação fechados e representam alternativas compactas para cultivo intensivo de espécies com elevadas densidades de estocagem. No SRA, a água circula no sistema e somente uma pequena parcela é renovada diariamente (MASSER; RAKOCY; LOSORDO, 1999).

Durante o processo de produção piscícola ocorre o acúmulo de resíduos orgânicos e metabólicos nos tanques e viveiros em sistemas de renovação de água intermitente. O volume de fezes excretado diariamente pela população de peixes é uma das principais fontes de resíduos orgânicos oriundos da digestibilidade da matéria seca das rações estimada em torno de 70 a 75%, significando que 25 a 30% do alimento fornecido se transformam em material fecal, além da ração não consumida (KUBITZA, 2000).

De uma maneira geral, o efluente de piscicultura pode ser considerado semelhante ao esgoto doméstico, com elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO), grande concentração de sólidos em suspensão e compostos nitrogenados e fosfatados (AVNIMELECH, 1999).

O problema causado pela criação de peixes em tanques com SRA é a constante alteração nas características da qualidade da água. A excreção e o acúmulo de alimento não consumido fazem com que características iniciais da água sejam alteradas ao longo do tempo. Com isso, se faz necessário a implantação de um sistema de tratamento adequado para manter a água em condições ideais para o cultivo da espécie desejada.

Posto isto, os biorreatores são muito utilizados no tratamento dos efluentes de SRA por promoverem a redução ou eliminação das grandes cargas carbonáceas e nitrogenadas, produzidas pelas sobras de ração e pelas fezes geradas na digestão de ração pelos animais em confinamento por seus processos metabólicos. Dentre os biorreatores com potencial de utilização tem-se: filtro biológico percolador, biofiltro aerado submerso, reator de biodiscos rotativos (RBR), reator de leito móvel com biofilme (*Moving-Bed Biofilm Reactor* - MBBR), membranas filtrantes, biorreator com membrana (MBR, do inglês *Membrane Bioreactor*) e o Reator de Biofilme Aerado em Membranas (*Membrane Aerated Biofilm Reactor* - 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 diretamente para o biofilme, promovendo a oxidação dos poluentes (SYRON; CASEY, 2008).

O objetivo central desta pesquisa foi avaliar a eficiência do tratamento de efluentes de um SRA, equipado com um Decantador de Coluna (DC) associado a um Reator de Biofilme Aerado em Membrana (MABR), para produção intensiva de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). Para atingir tal objetivo, foram verificados parâmetros que permitissem avaliar a eficiência de remoção de compostos nitrogenados e cargas orgânicas carbonáceas do SRA.

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo geral

O objetivo geral desta pesquisa foi avaliar a eficiência do tratamento de efluentes de um Sistema de Recirculação para Aquicultura (SRA), equipado com um Decantador de Coluna (DC) associado a um Reator de Biofilme Aerado em Membrana (MABR), em produção intensiva de Tilápia do Nilo (*Oreochromis Niloticus*).

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a eficiência da taxa de transferência de oxigênio pelas membranas por meio de variação de vazão de ar de 50, 100 e 200Lh⁻¹ através das mesmas na faixa de vazão de água conhecida de recirculação para o SRA;
- Verificar e monitorar parâmetros de qualidade de água para o cultivo das tilápias: pH, Oxigênio Dissolvido (OD) e Temperatura;
- Avaliar a eficiência de remoção de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato dos compostos nitrogenados.
- Avaliar a remoção de fósforo total para verificar a eficiência de remoção deste nutriente.
- Avaliar a remoção de sólidos suspensos totais e turbidez.
- Verificar a eficiência de remoção da carga orgânica em termos da DQO.

3 REVISÃO BIBLIOGRAFICA

3.1 Piscicultura

A aquicultura é entendida como uma atividade de produção de espécies hidrobiológicas de cultivo sob condições controladas ou semicontroladas. A produção de pescados é dividida entre a pesca extrativa e a aquicultura. A pesca é a atividade que se baseia na retirada de recursos pesqueiros do ambiente natural, e a aquicultura é o cultivo, normalmente em um espaço confinado e controlado, de organismos aquáticos ou qualquer outra forma de vida aquática de interesse econômico produtivo. A atividade produtiva se divide em diferentes modalidades: piscicultura (criação de peixes); carcinicultura (criação de camarões); ranicultura (criação de rãs); malacocultura (criação de moluscos, ostras e mexilhões); algicultura (cultivo de algas) e outras espécies com menor apelo comercial, tais como a quelonicultura (criação de tartarugas e tracajás) e a criação de jacarés (SCHULTER, 2017).

A piscicultura tem experimentado um crescimento muito importante nos últimos anos, devido ao grande potencial hídrico brasileiro. A piscicultura representa uma alternativa viável, considerando o potencial de geração de empregos, a qualidade nutritiva do pescado, o baixo custo de produção e a diminuição do consumo dos estoques naturais (ESTEVES; ISHIKAWA, 2006).

A Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 2018) divulgou o relatório do *State of The World Fisheries and Aquaculture*, o mesmo demonstra que em 2016 a produção global de pescado chegou a 171 milhões de toneladas, com a aquicultura representando 53% do total de pescado destinado à alimentação humana (excluindo usos como óleo de peixe e ração animal). A venda primária de pescado em todo mundo foi estimada em US\$ 362 bilhões, dos quais US\$ 232 bilhões foram provenientes da aquicultura. Por mais um ano o grupo mais produzido foi o de peixes com 54,1 milhões de toneladas, seguido de algas, com 30,1 milhões de toneladas, moluscos com 17,1 milhões de toneladas e crustáceos com 7,9 milhões de toneladas produzidas.

De acordo com o extinto Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA, 2014) no país mais de 415 mil toneladas de pescado são provenientes da aquicultura, deste volume cerca de 80% são oriundas de pisciculturas, mostrando ser esta a principal atividade aquícola do país. A piscicultura brasileira representa um PIB (Produto Interno Bruto) de R\$5 bilhões e mobiliza

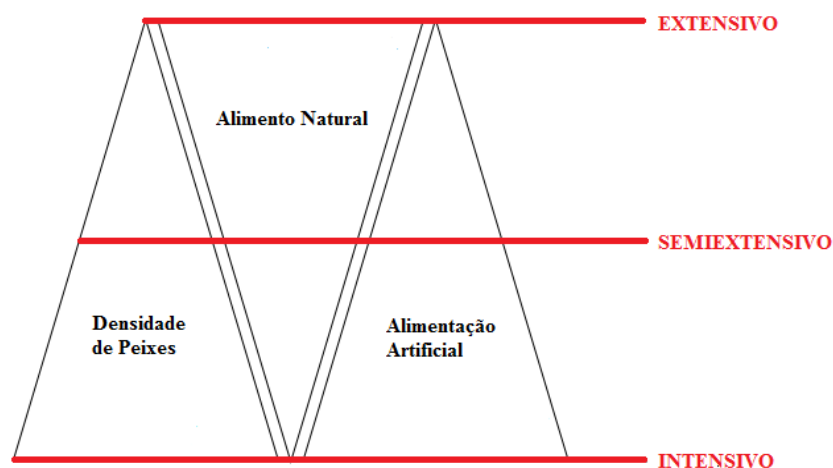
mais de 800 mil profissionais, proporcionando 3,5 milhões de empregos diretos e indiretos, consolidando-se como um setor de grande importância econômica.

O Brasil teve um recente crescimento da produção aquícola devido a um cenário promissor. Segundo Kubitza (2015), apesar do Brasil ser um grande produtor de frango, bovinos e suínos, a aquicultura foi o setor de carnes que apresentou maior incremento percentual em produção entre 2004 e 2014, com crescimento anual médio de quase 8%, contra 5,1% para bovinos, 4,1% para o frango e 2,9% para suínos. Kubitza (2015) ainda destaca a indústria de produção de tilápia no Brasil. Enquanto a produção de peixes cresceu em torno de 10%, no período de 2004 a 2014, a tilapicultura teve um crescimento da ordem de mais de 14%.

A prática da piscicultura não é possível sem água, esta pode ser provinda de fontes pluviais, de lagos ou mares, e como qualquer outra atividade, gera resíduos passíveis de poluição desses corpos hídricos (VINATEA-ARANA, 2004). A natureza e as consequências ambientais da piscicultura dependem em grande parte da localização, tipo de cultivo, capacidade do corpo d'água como receptor de resíduos, tipo e quantidade de alimento fornecido, dinâmica do sedimento, uso de produtos químicos, tempo de detenção hidráulica (TDH), bem como da tecnologia de produção empregada (PILLARY, 1992).

Segundo Espejo (2006) a piscicultura se divide em: extensiva, semi-intensiva e intensiva. Essa divisão se dá em termos de uso do alimento natural, número de peixes por metro quadrado e tipo de produção. A Figura 1 apresenta os tipos de piscicultura de acordo com sua classificação em relação à alimentação e a densidade de peixes.

Figura 1- Tipos da piscicultura segundo a estratégia de alimentação



Fonte: Adaptado de Espejo (2006).

3.1.1 Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*)

Depois da carpa são as tilápias os peixes tropicais mais cultivados em todo o mundo. As tilápias são divididas em mais de 70 espécies e distribuídas em quatro gêneros: *Oreochromis*, *Sarotherodon*, *Tillapia* e *Danakilia*. No Brasil a espécie mais popular e conhecida é a Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), que assim como as outras espécies tem origem em rios e lagos da África. Essa espécie foi introduzida no Brasil em 1971 por intermédio do Departamento Nacional de Obras Contra a Seca (DNOCS) nos açudes do nordeste e posteriormente foi difundido para todo o país (PROENÇA; BITTENCOURT, 1994).

A tilápia é um dos peixes com maior potencial para a piscicultura por diversas características como: é precoce, de rápido crescimento, alimenta-se dos itens básicos da cadeia trófica e aceita grande variedade de alimentos, responde com a mesma eficiência a ingestão de proteínas de origem vegetal e animal, possui capacidade fisiológica de adaptar-se em diferentes ambientes e sistemas de produção, é resistente a doenças, densidades de estocagem elevadas e tolerante a baixos teores de OD, apresenta carne saborosa com baixo teor de gordura e de calorias, alto rendimento de filé e ausência de espinhos em forma de “Y”; o que a torna apropriada para industrialização; e possui elevado valor comercial, principalmente nos países desenvolvidos (CYRINO; CONTE, 2006).

Kubitza (2000) apresenta os valores parâmetros de qualidade de água para o cultivo da espécie de peixe Tilápia do Nilo em sistemas de recirculação na Tabela 1.

3.1.2 Sistema de produção de tilápia

Sobre os sistemas de cultivo, o conhecimento dos conceitos e a quantificação da capacidade de suporte (CS), biomassa crítica (BC) e biomassa econômica (BE) são muito importantes, bem como os índices de desempenho das espécies cultivadas, é fundamental para o adequado planejamento e otimização da produção. Em viveiros, nos quais os peixes são alimentados com ração podem alcançar produtividade entre 5.000 a 50.000kg ha^{-1} em função da qualidade da ração em relação á proteínas e aminoácidos, uso ou não de aeração e intensidade da troca de água. Por outro lado, com SRA com aeração os rendimentos comuns são entre 15 a 40kg m^{-3} (KUBITZA, 2000).

3.1.3 Capacidade de Suporte (CS)

A CS é a máxima biomassa de peixes capaz de ser sustentada em uma unidade de produção. O crescimento dos peixes é zero quando a CS foi atingida. A CS pode ser expressa em relação à área (kg ha^{-1} , $\text{kg } 1000^{-1} \text{ m}^{-2}$ ou kg m^{-2}) ou ao volume (kg m^{-3}) da unidade de produção (KUBITZA, 2000).

Tabela 1 - Valores de parâmetros de qualidade de água para cultivo de tilápia em sistema de recirculação

PARAMÊTRO	UNIDADE	VALOR
Temperatura	°C	24 a 29
Oxigênio Dissolvido	mg L^{-1}	3,5 a 6
Pressão Parcial Oxigênio	mm Hg	90
CO ₂	mg L^{-1}	40 a 50
Sólidos Suspensos Totais	mg L^{-1}	<15
Nitrogênio Amoniacal Total	mg L^{-1}	<3
Amônia NH ₃ -N	mg L^{-1}	<0,2
Nitrito	mg L^{-1}	<1
Cloreto	mg L^{-1}	<200
pH		6,8 a 8,5
Dureza	mg L^{-1}	20 a 200

Fonte: Adaptado de Kubit za (2000).

3.1.4 Biomassa Crítica (BC)

Em algum momento do cultivo o crescimento diário dos peixes atinge um valor máximo que é o ganho máximo de peso possível por peixe (gd^{-1}) ou por unidade de área ($\text{kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) ou volume ($\text{kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$). Ao atingir o maior ganho de peso possível pode-se dizer que a produção atingiu a sua BC. A partir do ponto de BC o crescimento dos peixes começa a ser cada vez mais reduzido até que o sistema atinja sua CS e os peixes parem de crescer (KUBITZA, 2000).

3.1.5 Biomassa Econômica (BE)

Segundo Kubitz (2000), a BE corresponde a uma biomassa entre a CS e a BC. A BE representa o valor de biomassa pelo qual há o maior lucro acumulado durante o cultivo e o ponto no qual a despesa deve ser realizada. Avançar o cultivo além da BE resulta em redução no lucro além de gasto adicional de tempo com a ocupação desnecessária da unidade de produção.

Na Tabela 2 são apresentados os valores de CS observados em diferentes sistemas de produção de tilápia. Também é apresentada uma estimativa dos valores de BE para estes mesmos sistemas.

Tabela 2 - valores de capacidade suporte (CS), biomassa econômica (BE) e densidade de estocagem recomendada para produção de tilápia de 600g em diferentes sistemas de cultivo

Sistema de Cultivo*	CS (kg ha^{-1})	BE (kg ha^{-1} ciclo $^{-1}$)	Densidade (px ha^{-1}) para alcançar 600g
1	2.500 a 8.000	2.000 a 5.600	3.500 a 9.500
2	6.000 a 10.000	5.000 a 7.000	8.500 a 11.700
3	10.000 a 20.000	7.000 a 14.000	11.700 a 23.500
4	38.000 a 70.000	25.000 a 50.000	41.700 a 83.500
5	20 a 60kg m^{-3}	15 a 40kg m^{-3}	25 a 70m 3
6	60 a 200kg m^{-3}	40 a 140kg m^{-3}	70 a 240m 3
7	300 a 480kg m^{-3}	200 a 300kg m^{-3}	350 a 500m 3

Nota: *Sistema de Cultivo: 1. Alimento suplementar com ou sem adubação; 2. Ração completa em viveiros de baixa renovação de água; 3. Ração completa e aeração de emergência com baixa renovação de água; 4. Ração completa e troca parcial de água com aeração; 5. Recirculação de água com aeração; 6. Tanques de alto fluxo de água (Raceways); 7. Tanques-rede de pequeno volume (até 6m 3).

Fonte: Adaptado Kubitz (2000)

3.1.6 Alimentação para tilápias

Os requerimentos de nutrientes para os peixes são determinados por numerosos fatores relativos ao animal (espécie, tamanho, estágio e estado fisiológico) ou ao meio (teor de OD, principalmente temperatura, salinidade, qualidade da água, entre outros). Normalmente os dois fatores que são considerados prioridade são o peso do animal e a temperatura da água (GUILLAUME *et al.*, 2004).

Dentre os principais fatores que afetam a digestão dos nutrientes pelos peixes estão (SOLER, 1996 *apud* SANCHEZ-ORTIZ, 2012):

- Tamanho da partícula: quanto maior o tamanho menor digestibilidade;
- Temperatura da água: quanto maior a temperatura, maior digestibilidade;
- Composição completa do alimento, matéria prima utilizada e balanço 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, o consumo de alimento é menor.

As Tabelas 3, 4 e 5 apresentam algumas recomendações da taxa de alimentação para tilápias.

Tabela 3 - 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*d ⁻¹)
Pós Larva á 1g	<0,5 a 1,0	30 a 10
1 á 5g	1,0 a 1,5	10 a 6
5 á 20 g	1,5 a 2,0	6 a 4
20 á 100g	2,00	4 a 3
>100g	3,0 a 4,0	3 a 2

Fonte: Adaptado KUBITZA, 2000

*PV: Peso vivo

Tabela 4- 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

Fonte: Adaptado KUBITZA, 2000

*PV: Peso vivo

Tabela 5- Valores para alimentação de tilápia para temperaturas entre os 25 e 30°C

Peso Médio (g)	% Biomassa	Nº Rações por dia
1 a 5	10 a 8	8
5 a 10	8 a 7	6
10 a 20	6,7	6
20 a 50	5,3	4
50 a 70	4,6	4
70 a 100	3,3	3
100 a 150	2,2	3
150 a 200	2,0	3
200 a 300	1,5	3
>300	1,5 a 1,3	3

Fonte: Adaptado KUBITZA, 2000

3.2 Sistemas de recirculação para aquicultura (SRA)

De acordo com Wheaton (1993) os sistemas de criação piscícola são classificados em três categorias: sistemas abertos, semifechados e fechados. Os sistemas abertos referem-se à criação de culturas em corpos de água naturais como oceanos, lagoas, estuários, lagos e rios, como por exemplo, a criação nos chamados tanques-rede. Os sistemas semifechados são aqueles nos quais existem passagem da água no sistema e posteriormente o efluente é descartado, um exemplo deste tipo de sistemas são os *raceways*. Por outro lado, nos sistemas fechados a água é recondicionada e recirculada às unidades de cultivo, um exemplo são os SRA.

O sistema de cultivo com recirculação de água tem sido adotado em diversos países, como alternativa ao consumo intenso da água (KUBITZA, 2005). Comparado aos sistemas tradicionais de cultivo de peixes em viveiros, os sistemas de recirculação proporcionam menor consumo de água por quilo de peixe produzido, além de terem a vantagem de produzir um valor mínimo de efluente e que como consequência reduz o impacto ambiental (BLANCHETON, 2000).

O SRA é um sistema fechado, no qual 95% a 99% da água retornam ao cultivo, após tratamento. O sistema de recirculação tem as seguintes vantagens operacionais: permite o completo controle do manejo, facilita a administração de alimentos e medicamentos, é mínima a presença de predadores e parasitas, é pouco influenciado pelo clima, pode ser instalado próximo dos grandes centros consumidores e permite maior controle de furtos (SANTOS; FIRETTI; SALES, 2008).

No SRA biomassas entre 10 a 25kg_{tilápia}m⁻³ são mantidas nos tanques de produção. No entanto, quando considerada a área ocupada pelo sistema completo e não só o tanque, a CS

cai para 3,9 a 4,5kgm⁻² (39.000 a 45.000 kgha⁻¹). Em geral, a CS no cultivo de tilápias com recirculação de água gira entre 20 a 60kgm⁻³. O risco de perdas de peixe por falha instrumental ou por doenças aumenta nos sistemas de recirculação, exigindo do piscicultor uma atenção maior quanto aos pontos críticos do sistema (KUBITZA, 2000).

Este sistema tem como vantagens: requerimento de pequena área e quantidade de água reduzida, alto nível de controle ambiental, que permite cultivos anuais com grandes índices de crescimento, possibilidade de controle do efluente e localização dos cultivos próximos á grandes centros comerciais. Segundo Kubitza (2005) e Azevedo *et. al.* (2014) apontaram algumas desvantagens dos SRA: o alto custo de implantação, o desconhecimento dos princípios básicos que regem o funcionamento do sistema, a falta de capacitação dos operadores e gerentes para compreender e atuar sobre as interações físicas, químicas e biológicas que determinam a saúde dos componentes do sistema, o inadequado *design* do sistema e/ou a tentativa de operar com componentes inadequados; e o dimensionamento incorreto ou a ausência de componentes importantes, como os filtros e os biofiltros. A seguir é mostrado um quadro comparativo das vantagens e desvantagens dos SRA (Quadro 1).

Quadro 1– Quadro comparativo de vantagens e desvantagens de um sistema de recirculação de água

VANTAGENS	DESVANTAGENS
Menor consumo água	Alto custo implantação
Menor área requerida	Complexidade Operação
Menor descarte efluente	
Possibilidade implantação próximas centros comerciais	
Maior controle produção	

Fonte: Adaptado de Azevedo *et. al.* (2014).

3.2.1 Efluente de sistema de recirculação para aquicultura

Os efluentes de piscicultura são ricos em dejetos produzidos pelo processo de digestão e excreção metabólica dos peixes que constituem importantes fontes de resíduos orgânicos (MACEDO *et al.*, 2010). Esses resíduos em piscicultura extensiva e semiextensiva promovem um rápido crescimento dos peixes, quando presentes no meio aquático em concentrações ideais, sendo um parâmetro de preocupação ambiental, pois gera maior carga de matéria orgânica e inorgânica nos efluentes dos viveiros, o que contribui para a contaminação e poluição dos corpos d'água receptores (SILVA, 2013).

Atualmente considera-se que as características do efluente gerado pela piscicultura são bastante semelhantes às do efluente doméstico, pois apresentam elevadas DBO, grande concentração de sólidos em suspensão, compostos nitrogenados e fosfatados. Esta similaridade permite uma analogia dos impactos provocados pelos cultivos, contribuindo para a eutrofização dos rios, açudes, riachos e lagos (ZANIBONI, 2005).

E dentre os fatores que levam à deterioração da qualidade da água, alterando a ecologia dos sistemas de cultivo, pode-se destacar a densidade e a espécie de peixe utilizada, assim como o manejo. Esses fatores influenciam, sobretudo, os nutrientes, OD, condutividade elétrica, matéria orgânica, pH, biomassa bentônica e plantônica (MINUCCI *et al.*, 2005).

Pesquisadores como Piedrahita (2003) e Sugiura *et al.*, (2006), afirmaram que os efluentes da aquicultura descarregados em ambientes aquáticos contêm compostos orgânicos e inorgânicos particulados ou dissolvidos, matéria orgânica e nutrientes como nitrogênio e fósforo. Os altos níveis de nutrientes causam degradação ambiental nos corpos de água receptores, o nível do impacto vai depender da quantidade ou concentração liberada e da capacidade assimilativa do ambiente aquático.

Com o aumento da concentração da matéria orgânica e dos nutrientes no corpo da água, há uma aceleração no crescimento de algas, alterando por sua vez a ecologia do sistema aquático, diminuindo a penetração da luz solar no meio aquático (ESTEVES, 1988).

A ração fornecida na alimentação dos peixes é o principal causador de deterioração da qualidade da água. Os sólidos em suspensão gerados em um 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 tornam excreta de peixe (TIMMONS; EBELING, 2010).

3.3 Impactos do efluente de piscicultura

O aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo na massa líquida e o acúmulo de matéria orgânica nos sedimentos são os principais impactos que a atividade aquícola pode causar nos ecossistemas aquáticos (MIREs, 1995; MIDLEN e REDDING, 1998). A concentração excessiva de nitrogênio e fósforo no meio aquático reflete negativamente na proliferação de algas, no efeito tóxico da amônia nos peixes e nos *déficits* de oxigênio consumido no processo (LIMA, 2001).

O nitrogênio dos efluentes das atividades de aquicultura provém principalmente da proteína das rações, sendo que parte é excretada pelos organismos na forma de amônia,

enquanto o restante é eliminado pelas fezes na forma de nitrogênio orgânico. Estimativas indicaram que as taxas de excreção de nutrientes por peixes mantidos por uma dieta com 35 a 40% de proteína e, com conversão alimentar de 1:1,5 são de aproximadamente 0,025kgN e 0,033kgPkg_{biomassa produzida}⁻¹ (COCHAVA *et al.*, 1990).

A presença da amônia na água de piscicultura é praticamente impossível de ser impedida, estando sempre presente nas duas formas químicas, o íon amônio (NH₄⁺) e a amônia na forma de gás (NH₃). Ambas ocorrem ao mesmo tempo na água, conforme a reação química abaixo representada pela Equação 1:



Sendo a forma gasosa, a forma química mais tóxica tanto para os peixes, quanto para o meio ambiente (OSTRENSKY; BOEGER, 1998).

A amônia é o principal resíduo nitrogenado excretado pelos peixes, resultante do metabolismo proteico e que contribui para o aumento da decomposição microbiana de resíduos orgânicos (restos de alimentos, fezes e adubos orgânicos). Em *habitats* aeróbios, a nitrificação converte amônia para nitrato, que é reduzido por desnitrificação, onde o nitrogênio é volatilizado pelo processo microbiano, no qual o nitrato é convertido a gás e liberado para o ambiente. E em condições de baixo OD prejudicam o desempenho da bactéria do gênero “*Nitrobacter*”, favorecendo o acúmulo de nitrito na água (KUBITZA, 1998). O nitrogênio na forma de nitrato pode ser associado a doenças e o seu excesso de aplicação também acarreta contaminação do ambiente (VON SPERLING, 1996).

Segundo Boyd (2003), os impactos gerados pela aquicultura sobre o meio ambiente e os recursos naturais são preocupantes como: a destruição de ecossistemas por projetos de aquicultura, conversão de terras agrícolas em viveiros, poluição decorrente da descarga de efluentes de viveiros no meio natural, salinização do solo, disseminação de doenças para as populações nativas, manejo inadequado, entre outras atividades que vem degradando o corpo hídrico.

De acordo com Avnimelech (2006), assumindo uma carga média de 600mgL⁻¹ de DQO em esgoto e uma produção de 300Lhab⁻¹d⁻¹, a quantidade de DQO produzida por habitante é de 180ghab⁻¹d⁻¹. Uma cidade de 10.000 habitantes teria que tratar 1800kgDQOd⁻¹. Nas estações de produção de peixe, a aplicação de ração é de aproximadamente 20kgton_{peixe criada}⁻¹d⁻¹. Mais da metade do alimento é liberado de novo para a água, pelo menos

$10\text{kgDQOton}_{\text{peixe criada}}^{-1}\text{d}^{-1}$. Uma fazenda que produza 180ton de peixe vai emitir a mesma carga orgânica do que a cidade de 10.000 habitantes.

Pode-se concluir que a biomassa de peixe gera aproximadamente cinco vezes maior quantidade de resíduos do que a mesma biomassa em humanos. Tal situação apresenta-se pelo fato de que a digestão nos peixes é limitada, uma fração relativamente grande de alimento permanece sem digerir e é excretada (AMIRKOLAIE, 2005).

Em resumo Vinatea-Arana (2004) listou os principais impactos que a aquicultura pode provocar no meio ambiente:

- Modificação da vazão e da temperatura da água.
- Aumento da concentração de nitrogênio, fósforo, sólidos em suspensão, DQO e DBO.
- Diminuição da concentração de OD
- Contaminação com substâncias químicas e antibióticos.
- Produção de sedimentos ricos em matéria orgânica.
- Excessiva floração de algas em águas eutrofizadas.
- Modificação do índice biótico (comunidade de invertebrados) e modificação do índice de integridade biótica (população de peixes).
- Poluição e erosão genética.
- Aumento do risco de disseminação de enfermidades.

Com isso, surge a necessidade da implantação de programas de piscicultura que gerem riqueza, com ganhos significativos para a economia regional e nacional, criando empregos diretos e indiretos e melhorando a qualidade de vida da população local. Porém, usando racionalmente os recursos naturais, sem comprometer a qualidade de água utilizada nos cultivos (VALENTI, 2002).

3.4 Níveis de tratamento de efluente

Segundo Von Sperling (2020), o nível do tratamento das águas se divide em:

- Tratamento preliminar - Remover a fração sólida grosseira (corpos flutuantes, partículas discretas e sólidos sedimentáveis inorgânicos) por meio de processos físicos sendo sua principal função a proteção das unidades sequenciais de tratamento.
- Tratamento primário - Processo físico para eliminarem os sólidos sedimentava flutuantes como também, parte da matéria orgânica.
- Tratamento secundário - Processos biológicos que reproduzem os mecanismos naturais de oxidação e estabilização que normalmente ocorrem nos corpos de águas

naturais porem em menor tempo, eliminando a maior parte da matéria orgânica e eventualmente os nutrientes (nitrogênio e fósforo).

- Tratamento terciário - Os processos físicos, biológicos e químicos que eliminam poluentes específicos (usualmente tóxicos ou compostos não biodegradáveis), removem os contaminantes inorgânicos, desodorizando e descolorem as águas residuais, e removem grande parte dos poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário, principalmente.

3.4.1 Tratamento de efluentes de piscicultura

Nos países em desenvolvimento, onde ainda não existe uma legislação específica reguladora da produção aquícola, é preciso o cumprimento das normativas ambientais para garantir uma atividade geradora de pouca poluição. Uma maneira de fazer uma redução da carga poluidora nas águas residuárias da piscicultura, é a adoção de técnicas das chamadas “Boas Práticas de Manejo” discutidas por autores como Boyd e Tucker (1998) e Sipaúba-Tavares (2006), e a implementação de sistemas de tratamento das águas residuárias mesmo sendo possível recirculação e reuso.

De acordo com Crab *et al.*, (2007), no tratamento das águas residuárias da aquicultura, as operações físicas unitárias aplicam forças físicas para remoção dos contaminantes (regulamente mediante sedimentação ou filtração mecânica). Os processos químicos unitários são geralmente desenvolvidos em conjunto com operações físicas e processos biológicos. Uma desvantagem inerente na maioria dos processos químicos, é que consistem em processos aditivos e os produtos químicos têm a tendência de permanecer na água tratada. A nitrificação é o mais importante dentre os processos biológicos de tratamento desse tipo de efluente.

Os principais processos de tratamento usados em sistemas de recirculação são: peneiramento, decantação (sedimentação), filtração em meios granulares, filtração biológica, aeração e desinfecção (LAWSON, 1995).

Os SRA devem ser projetados com uma série de processos fundamentais de tratamento que incluem a remoção dos rejeitos sólidos, a conversão da amônia e nitritos, a adição de OD na água e a remoção de dióxido de carbono (CO₂) da água. Para criação de espécies mais sensíveis, e dependendo do volume de água de renovação, pode ser necessária a implementação de um processo para remoção dos sólidos mais finos e os dissolvidos, mesmo que um processo para controle de populações bacterianas (LOSORDO *et al.*, 1998).

Segundo Rakocy (1989) os SRA's para produção de tilápia devem dispor de um sistema de clarificação do efluente das unidades de cultivo (tanque de sedimentação) para remoção dos resíduos sólidos (fezes e alimento não consumido) e de um biofiltro para remoção dos resíduos tóxicos (amônia e nitrito) produzidos pelos peixes.

3.4.2 Remoção dos sólidos

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 em um 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 (*Nitrosomonas* e *Nitrobacter*) essenciais no processo de nitrificação (SUMMERFELT; PENNE, 2005).

Nos SRA, os três métodos mais utilizados na remoção dos sólidos sedimentáveis e suspensos são (TIMMONS; EBELING, 2010):

- Separação por gravidade - O fundamentado no princípio de sedimentação e variação das velocidades de decantação
- Remoção por filtração - A remoção é feita por meio de um ou vários dos mecanismos envolvidos na filtração: sedimentação, coado, movimento Browniano e interceptação
- Remoção por flotação - As partículas são aderidas às bolhas de ar produzidas artificialmente com ajuda de compressores e são separadas da água. O processo de flotação compreende os processos de sedimentação, difusão de Brown e interceptação.

Dentre as técnicas de remoção de sólidos mais utilizadas nos sistemas de recirculação e segundo Lawson (1995) e Timmons e Ebeling (2010) sugerem:

- Peneiras estáticas
- Tanques de sedimentação
- Decantadores de alta taxa por meio de placas ou tubos
- Filtros de micro peneiras
- Filtros de tambor rotatório

- Hidrociclones
- Filtros granulares de fluxo descendente
- Filtros de meio granular pressurizados
- Fracionadores por espuma (sistemas de flotação)

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, 2020).

3.5 Biofilme

Os biofilmes são formados naturalmente em superfícies sólidas (meios de suporte) que tem contato com água residuária e podem ser definidos como comunidades de microrganismos imobilizados em conjunto com uma matriz de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) de origem microbiana. Os biofilmes podem ser formados por uma ou inúmeras espécies microbianas um sistema biológico (SPINOLA, 2009).

O processo de tratamento do esgoto se dá pelo contato contínuo ou intermitente com os micróbios aderidos à superfície sólida. 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).

A formação de biofilme por organismos autotróficos e heterotróficos pode ocorrer em diferentes materiais como plásticos, metais, vidro, partículas sólidas, madeira entre outros materiais (KOKARE *et al.*, 2009), porém em alguns superfícies este desenvolvimento pode ser favorecido ou não, dependendo das características físicas, como rugosidade, porosidade e tamanho dos poros (HUYSMAN *et al.*, 1983; WOLFF *et al.*, 2010).

3.5.1 Desenvolvimento do biofilme

Segundo Stoodley *et al.*, (2002) o desenvolvimento do biofilme se dá em cinco estágios:

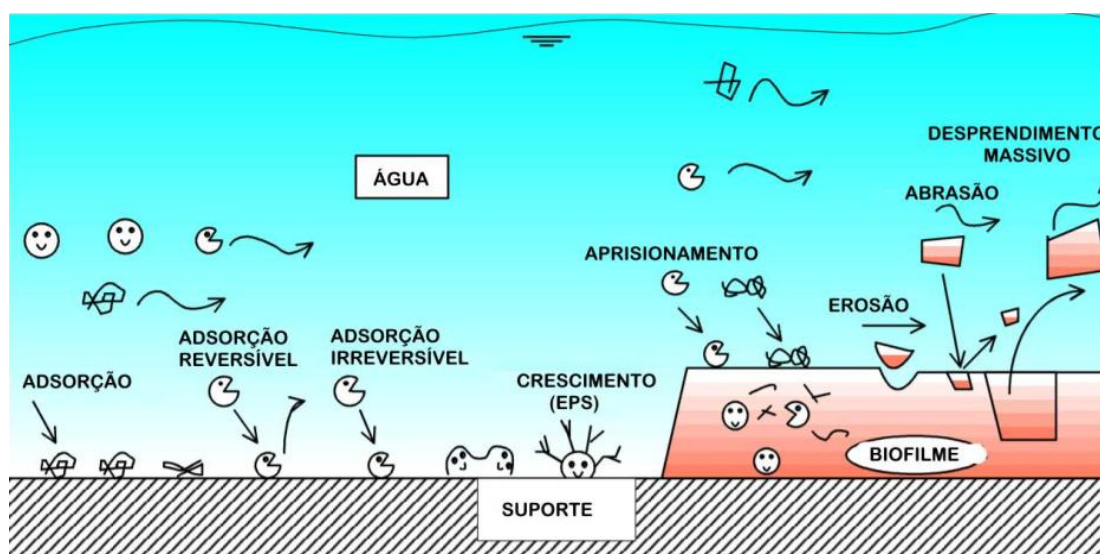
- 1º Estágio: As células bacterianas aderem-se na superfície sólida de forma reversível;
- 2º Estágio: Ocorre a produção de EPS que dão coesão ao biofilme resultando assim em uma adsorção irreversível;
- 3º Estágio: Ocorre o desenvolvimento inicial da arquitetura do biofilme;
- 4º Estágio: Maturação da arquitetura do biofilme;
- 5º Estágio: Dispersão de parte das células do biofilme.

Tejero e Esteban (2007) afirmaram que depois de formado e desenvolvido pode ocorrer a separação de partes do biofilme que retornam à água. Este processo pode ocorrer por três modos:

- Erosão que é provocada pelo movimento do líquido;
- Abrasão que é ação mecânica de outras partículas que colidem com o biofilme e
- Desprendimento massivo que ocorre pela perda da força de coesão do biofilme ao meio suporte.

Na Figura 2 é ilustrado um resumo dos estágios e processos do desenvolvimento do biofilme.

Figura 2– Estágios e processos do desenvolvimento do biofilme



Fonte: Adaptado de Esteban e Tejero (2007).

Em um sistema de biofilme os componentes são: meio suporte, biofilme, líquido e um compartimento para liberação dos gases. O meio suporte é baseado no material sólido de origem natural ou artificial. O biofilme é a camada formada pelo conjunto de células microbianas como descrito anteriormente. O meio líquido é o efluente a ser tratado. E por fim o compartimento para liberação de gases pode ser a atmosfera (MOLINA, 2015).

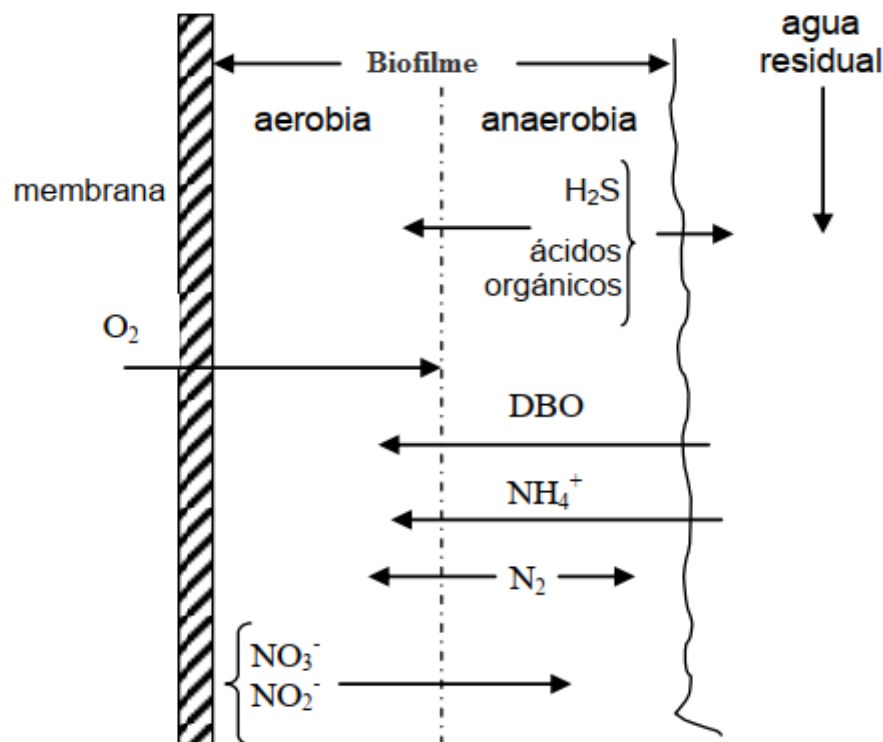
3.5.2 Estratificação do biofilme

Os processos que ocorrem em um biofilme são classificados em processos aeróbicos, anaeróbicos e/ou anóxicos. Para que os leitos submersos sejam aeróbicos, é indispensável algum equipamento de aeração. No entanto, os microrganismos aeróbicos e anaeróbicos coexistem mesmo nos processos de biofilme aeróbico. 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).

A estratificação de um biofilme em sistemas aerados, a qual é apresentada na Figura 3, consiste que na camada externa, com oxigênio, predominam processos por células aeróbicas, e na camada interna, desprovida de oxigênio, predominam os processos anaeróbicos que podem formar os ácidos orgânicos e reduzir os sulfatos. 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 (TOLEDO; 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, 2020).

Figura 3 - Estratificação de um biofilme aerado



Fonte: Adaptado de Molina (2015).

3.5.3 Espessura do biofilme

A espessura do biofilme pode variar, sendo encontradas em diversas faixas, desde 1 a $10\mu m$ (tamanho da própria célula) em um biofilme em início de formação, a mais de $30\mu m$ (*biofouling*) (CHARACKLIS *et al.*, 1982). Em processos biológicos de tratamento de águas residuárias urbanas os valores oscilam entre $100\mu m$, biofilme formado por nitrificantes, de 2 a 5mm, biofilme composto por heterótrofas em alta carga orgânica (MOLINA, 2015).

Um fator relevante à espessura do biofilme são as condições ambientais a que o mesmo está submetido, das quais podem resultar em um desenvolvimento até a espessura máxima ou decair ao mínimo. Outra ocorrência pelas condições ambientais é o alcance do equilíbrio entre a acumulação e o desprendimento (SILVA, 2017).

A estrutura do biofilme vai ser grandemente interferida pelas condições hidrodinâmicas que irão ocorrer no reator, de modo a causar alterações na espessura e na massa específica do biofilme. O fluxo turbulento em reatores garante o atrito entre as partículas, culminando assim no controle da espessura, melhorando, concomitantemente, o transporte de nutrientes às regiões mais internas do biofilme. As forças de cisalhamento do

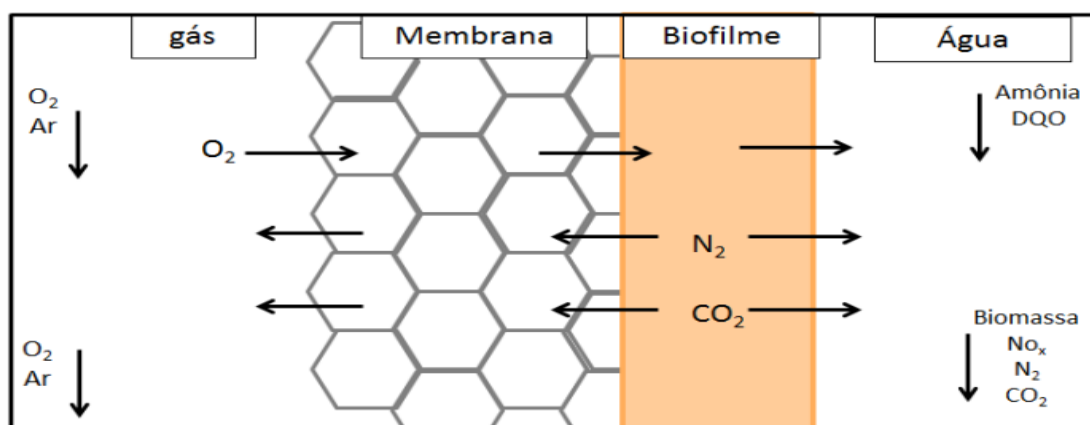
meio líquido com o biofilme podem acontecer de modo que a medida que as forças diminuem ocorre o aumento da espessura até atingir um ponto que acontece o desprendimento do biofilme. Por outro lado, elevadas velocidades de circulação ocasionaram o desprendimento de grande parte do biofilme que inclui a biomassa ativa, o que atinge negativamente o biofilme (GEBARA, 2006).

3.6 Reator de biofilme aerado em membrana (MABR)

O reator de biofilme aerado por membrana (MABR) representa uma nova tecnologia para tratamento de efluentes, na qual membranas de fibra ocas permeáveis ao gás são usadas para transferência de oxigênio sem borbulhamento e como portador do biofilme. (Gong *et al.*, 2007, Syron e Casey, 2008). 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).

Segundo Silva (2017) sobre a camada externa da interface biofilme/membrana, tem-se o escoamento do esgoto, porém em contra partida a este fluxo encontram-se os processos difusão de gases do esgoto até a membrana e vice versa, como dos nutrientes do esgoto ao biofilme, como ilustra a Figura 4.

Figura 4 - Esquema dos fluxos no MABR



Fonte: Molina (2015)

O MABR é superior à tecnologia convencional de tratamento de águas residuais, suas vantagens incluem:

- A transferência de oxigênio ocorre sem a formação de bolhas, transpondo assim a qualquer restrição no fornecimento de oxigênio (MATSUMOTO; TERADA; TSUNEDA, 2007);

- O fornecimento de oxigênio é controlado pela pressão intramembranas (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);
- Simultaneamente à remoção do nitrogênio há também a remoção de DQO (Demanda Química de Oxigênio) (SYRON; CASEY, 2008);
- A grande área superficial específica da membrana de fibra oca pode fornecer espaço suficiente para o biofilme. Portanto, o MABR possui alta densidade microbiana e alta capacidade de processamento por unidade de volume (BRINDLE *et al.*, 1998);
- O oxigênio pode se difundir rapidamente no biofilme ligado à superfície externa da membrana, resultando em alta eficiência de utilização de oxigênio (BRINDLE *et al.*, 1998);
- Microrganismos de crescimento lento, como bactérias nitrificantes e bactérias desnitrificantes, poderiam ser enriquecidos no interior do biofilme (GONG *et al.*, 2007);
- O biofilme pode ser aclimatado para tratamento especial de águas residuárias (SYRON e CASEY, 2008);
- Zonas aeróbicas e anaeróbicas podem existir no mesmo biofilme, assim nitrificação e desnitrificação simultâneas podem ser alcançadas (TERADA *et al.*, 2006).

3.6.1 MABR no tratamento de efluente de Piscicultura

Estudo realizado por Freddi e Matsumoto (2019) avaliou a eficiência de remoção de nitrogênio em um MABR como parte do sistema de tratamento de em um SRA. O SRA foi composto por: um tanque com tilápias a $12,75\text{kgm}^{-3}$ de densidade de estocagem inicial; um DC e um MABR. O MABR foi formado por dois tubos concêntricos em PVC com 120L de volume total. O interior do tubo interno contou com um feixe de membranas de silicone, as quais foram aeradas por um soprador de ar. O meio líquido do MABR também foi aerado por meio de um difusor disposto na base do reator. Os parâmetros NT, nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito foram analisados 3 vezes por semana durante os 74d de funcionamento do sistema. Com base nos resultados apresentados concluiu-se que o MABR foi muito eficiente na remoção de nitrogênio amoniacal, apresentando uma redução média de 61%. Por outro

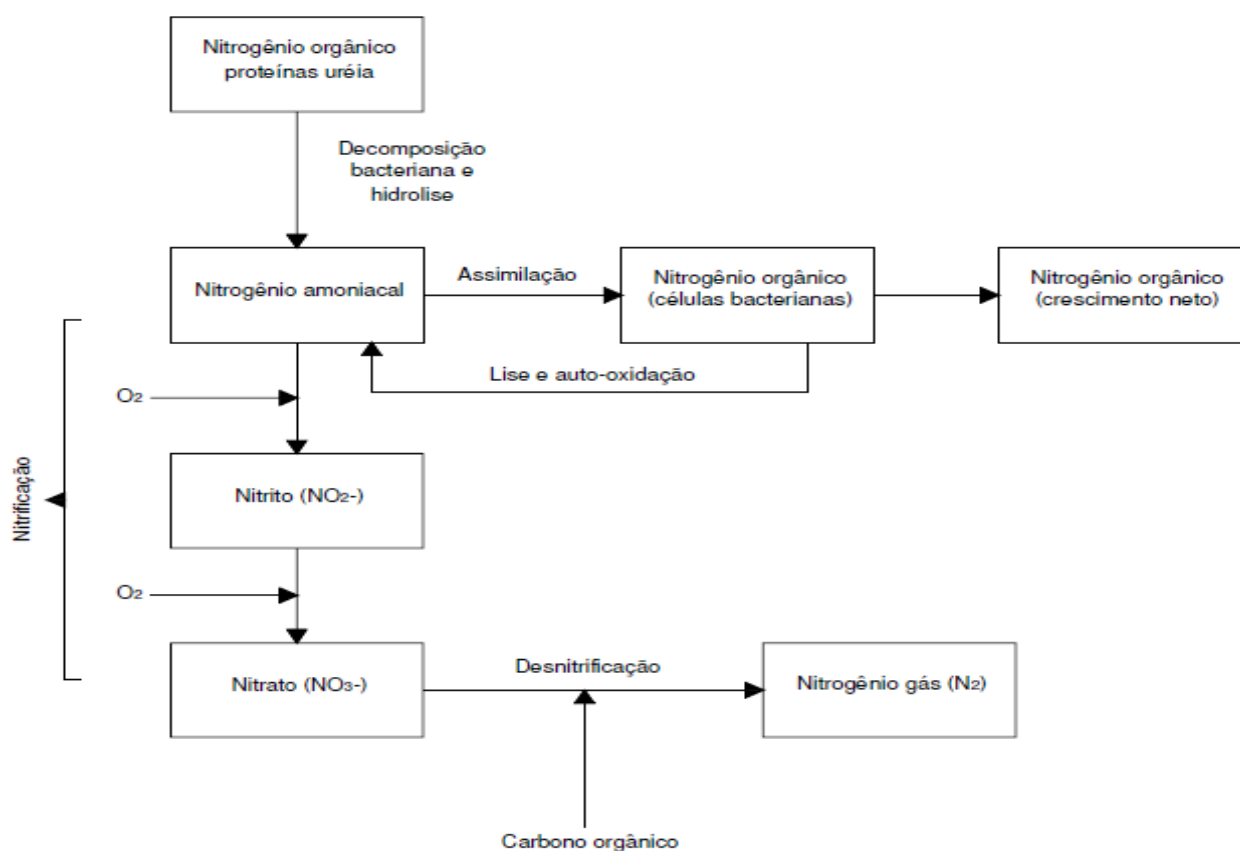
lado, tanto para nitrato como para nitrogênio total, a contribuição de remoções foi desprezível, mas para o nitrito, a média de remoção foi de 14%.

3.7 Nitrificação e desnitrificação

Os componentes nitrogenados podem ser encontrados sob várias formas no efluente, 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). Na Figura 5 são apresentadas as transformações que o nitrogênio pode sofrer em diferentes processos de tratamento.

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, 2020).

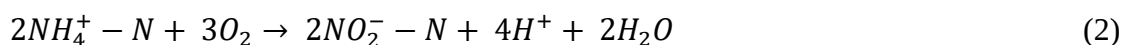
Figura 5 - Transformações do nitrogênio nos processos de tratamento biológico



Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (1996).

A nitrificação é entendida como a etapa limitante do processo convencional de remoção de nitrogênio (BASSIN, 2012). O processo nitrificante é realizado pela ação de dois grupos de bactérias. O primeiro grupo é responsável pela nitrificação, isto é, a oxidação da amônia a nitrito, tendo a hidroxilamina (NH_2OH) como composto intermediário. Por outro lado, o segundo grupo promove a conversão do nitrito em nitrato, etapa designada por nitratação (METCALF; EDDY, 1991). As etapas do processo nitrificante estão descritas nas Equações 1 a 3.

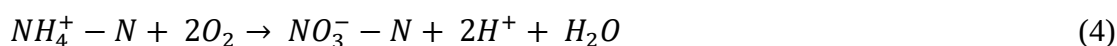
A transformação da amônia em nitritos é realizada pelas bactérias do gênero *Nitrosomonas*, de acordo com a reação da Equação 2 abaixo:



A oxidação dos nitritos a nitratos dá-se pela atuação de bactérias do gênero *Nitrobacter*, sendo expressa pela Equação 3 a seguir:



Por fim, a reação global da nitrificação é a soma das equações anteriores, como mostra a Equação 4:



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, 2020). 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. 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 2,0mgO₂L⁻¹ (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), no

qual os nitratos são utilizados por microrganismos heterotróficos como o aceptor de elétron, em substituição ao oxigênio (VON SPERLING, 2020).

Os microrganismos heterotróficos obtêm energia a partir de fonte de carbono orgânico. Ademais estes organismos são do tipo facultativo, podendo utilizar outras aceptores de elétrons tais como o nitrato e o nitrito, transformando-os em compostos reduzidos como N_2O (óxido nitroso) ou N_2 (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 $0,5\text{mgL}^{-1}$ compromete-se significativamente a desnitrificação (VON SPERLING, 2020).

A reação global de desnitrificação é demonstrada abaixo pela Equação 5:



4 MATERIAIS E MÉTODOS

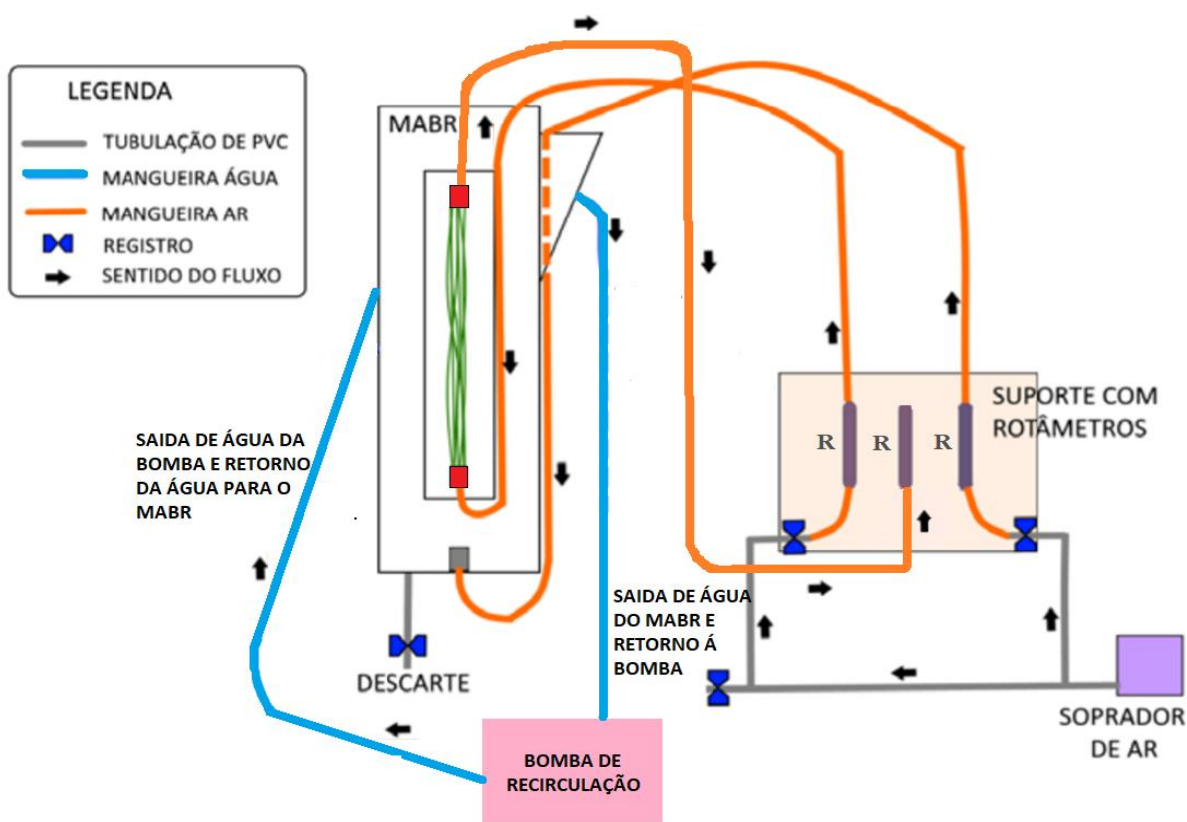
O experimento foi dividido em duas etapas, tanto a primeira como a segunda etapa tiveram o aparato experimental instalado no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, UNESP. A primeira etapa consistiu em ensaios preliminares para determinação da capacidade de aeração das membranas, utilizando água limpa, e na segunda etapa utilizou-se efluente de SRA para determinar a eficiência de tratamento dos dispositivos instalados.

4.1 Primeira etapa

4.1.1 Materiais da primeira etapa

O aparato experimental contou com soprador de ar, bomba para recirculação de água, tubulações, rotâmetros de água e de ar, mangueira de ar e um reator de biofilme aerado em membrana. Os ensaios dessa etapa foram feitos utilizando água limpa. Na Figura 6 é mostrado um esquema geral do aparato.

Figura 6 - Aparato experimental primeira etapa



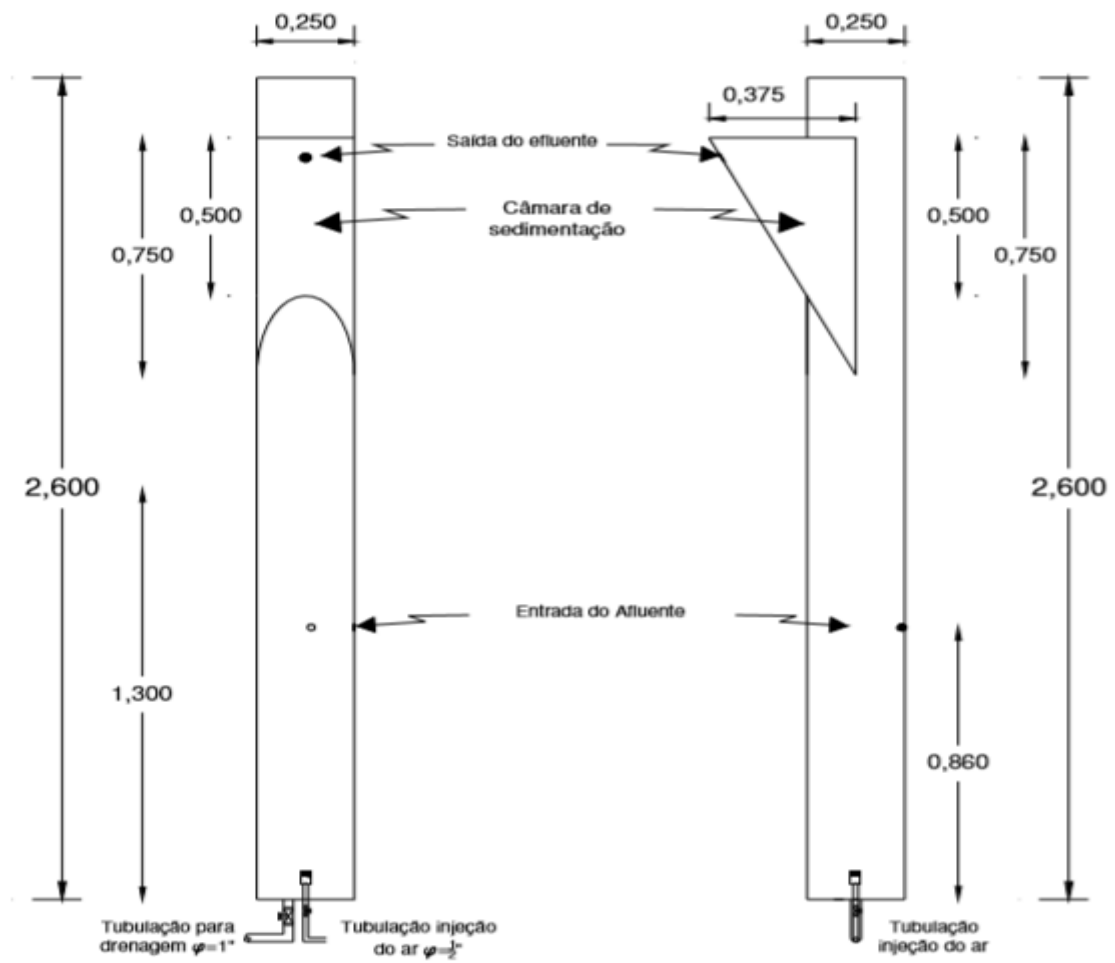
Fonte: Autor

4.1.2 Descrição do MABR

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

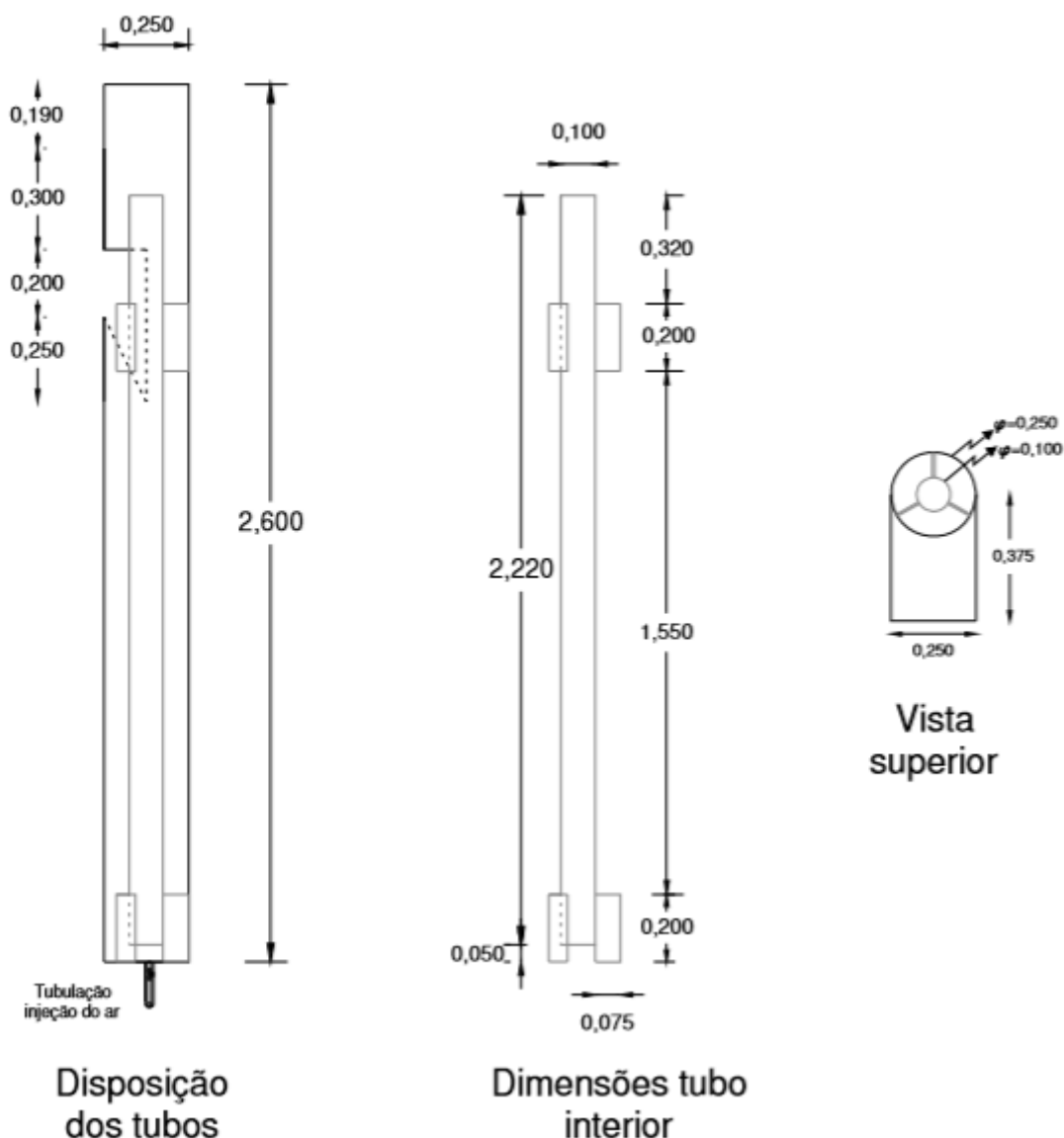
O reator possuiu uma unidade de sedimentação construída em chapa acrílica de 10mm de espessura. Esta unidade possuía uma saída para o efluente na parte superior, a qual era regulada por um vertedouro em acrílico de 3,0mm. Essa configuração de reator foi baseada no trabalho de Maigual-Enriquez (2013).

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



Fonte: Maigual-Enríquez (2013).

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



Fonte: Maigual-Enríquez (2013).

Um difusor de ar (Figura 9) encontrou 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 deu por *air lifting*. O difusor foi confeccionado com capa de PVC de 40mm de diâmetro perfurado em seis carreiras de 36 furos cada, onde cada furo tem um diâmetro aproximado de 1,0mm. Nesta primeira fase, o difusor de ar foi lacrado, não foi utilizado pois na primeira etapa o intuito era de se verificar a difusão de ar somente pela membrana.

Figura 9 - Difusor de ar do reator



Fonte: Autor.

As membranas utilizadas são de silicone agrupadas em um feixe (Figura 10) e foram utilizadas durante 72 dias em outra pesquisa feita por Freddi e Matsumoto (2019). A membrana é do tipo fibra oca, permeáveis ao gás, para servir de suporte para o biofilme se fixar, permitindo a entrega direta de oxigênio para os microrganismos. As membranas são feitas de polidimetilsiloxano (PDMS), polímeros popularmente conhecidos como silicone, além de serem densas, o que significa que não existem poros que permitam a formação de bolhas. Assim, o oxigênio é difundido através do silicone ao biofilme, resultando em uma aeração sem a formação de bolhas, o que requer menos energia que sistemas baseados na difusão de oxigênio através de uma bolha de ar (OXYMEM, 2017).

Figura 40 - Feixe de membranas de silicone



Fonte: Autor

As membranas vieram do fabricante como feixe, com aproximadamente 550 fios, onde possuem 110cm de comprimento e, estima-se que tenham 0,5mm de diâmetro externo. Assim, a área superficial total do feixe de membranas equivale a 0,95m². O feixe de membranas foi disposto dentro do tubo interno, sendo que a extremidade inferior está conectada a uma mangueira para receber o ar com vazão controlada por rotâmetro e a extremidade superior

está conectada a uma mangueira que direciona para um outro rotâmetro para medir a vazão de saída de ar do feixe de membranas. Uma peça suporte foi confeccionada em acrílico e instalada tanto na conexão inferior quanto na superior do feixe de membranas, para garantir equidistância das paredes do tubo interno, como mostra a Figura 11.

Figura 11 - Peça suporte de acrílico instalada na conexão da extremidade do feixe de membranas



Fonte: Autor

4.1.3 Fornecimento de ar para o sistema

O sistema foi aerado por meio do soprador de ar da marca THOMAS, modelo AP-80H (Figura 12). O controle da vazão de ar distribuída ao sistema deu-se, por meio de registros e rotâmetros. A linha de ar utilizada nesta fase teve o objetivo de verificar a capacidade de difusão de ar pelo feixe de membranas. O controle da vazão de ar para o feixe de membranas foi por um rotâmetro com escala de vazão até 1.000Lh^{-1} como de capacidade de medição. Um outro rotâmetro, com capacidade de até 1.000Lh^{-1} , foi instalado na saída do feixe de membranas, para controlar a vazão de saída de ar.

Figura 12 - Soprador de ar



Fonte: autor

A quantia de ar gerado pelo soprador era superior ao necessário para alimentar o sistema, tanto na primeira quanto na segunda etapa. Portanto, foi instalado um registro para liberar o ar excedente do sistema. A Figura 13 ilustra o painel de rotômetros utilizados.

Figura 13 - Painel de rotômetros



Fonte: Autor

4.1.4 Bomba de recirculação

Nesta fase, foi empregada uma bomba centrífuga (Figura 14) de recirculação de água modelo CP-4R PROT. TERM. 0,5CV 220V da marca Dancor com capacidade para vazão máxima de $6\text{m}^3\text{h}^{-1}$.

Figura 14 - Bomba de recirculação da primeira etapa



Fonte: Autor

4.1.5 *Teste de aeração com recirculação de água*

Para a determinação da contribuição de aeração da membrana para o sistema foram feitos testes variando a vazão de entrada de ar na membrana com uma vazão constante de recirculação de água de $3,8\text{m}^3\text{h}^{-1}$. As vazões de ar aplicadas na membrana foram de 50, 100 e 200Ls^{-1} .

Esta determinação foi estimada a partir do coeficiente global de transferência de oxigênio (KLa), orientada pela metodologia recomendada (ASCE, 1990). A vazão de recirculação de água de $3,8\text{m}^3\text{h}^{-1}$ foi baseada nos resultados das velocidades dos testes de recirculação efetuados por Freddi e Matsumoto (2019), dentro das possibilidades da bomba utilizada.

Os ensaios consistiram em encher o reator com água limpa, ao qual adicionou sulfito de sódio, como sequestrador de oxigênio do meio líquido, e cloreto de cobalto para catalisar a reação do sulfito. Após a total desoxigenação do meio, iniciou-se a aeração e a recirculação da água limpa até atingir valores próximos ao nível de saturação, de acordo com a temperatura da água e altitude local. O município de Ilha Solteira -SP está localizado a 337m de altitude, a temperatura média da água nos ensaios foi de $29\text{ }^{\circ}\text{C}$, e a salinidade da água considerada nula. Assim, a concentração de saturação do oxigênio é de $7,5\text{mgL}^{-1}$.

O sulfito de sódio foi adicionado a uma concentração de $7,9\text{mgL}^{-1}$ e o cloreto de cobalto a $0,5\text{mgL}^{-1}$. Ao adicionar os compostos foi feita uma recirculação de água no sistema de aproximadamente 5 minutos para que houvesse uma mistura completa e, após isso,

aguardava-se a reação para zerar o OD, reação essa que demorava em torno de dois dias. O monitoramento do OD foi verificado pelo oxímetro da marca YSI, modelo 55-12FT, e assim que os valores se anulavam iniciava-se o teste com o início da recirculação da água com $3,8\text{m}^3\text{h}^{-1}$ de vazão e a vazão de ar da membrana estipulada em cada teste, 50, 100 e 200Lh^{-1} .

No ensaio com as membranas, o OD foi monitorado pelo oxímetro e os valores foram registrados manualmente a cada 5 minutos. O oxímetro foi posicionado dentro do tubo interno, junto com as membranas, centralizado em relação à altura do reator.

4.1.6 Cálculo do K_{La} e Taxa de Transferência de Oxigênio

O cálculo de K_{La} foi estimado a partir da Equação 6, onde realizou-se a linearização da curva de oxigênio dissolvido em função do tempo, obtida no ensaio de aeração. Os valores de K_{La} , foram obtidos por meio da equação da reta de ajuste, a partir do coeficiente angular da reta.

$$\ln(C_s - C_t) = \ln(C_s - C_0) - (K_{La})^t \quad (6)$$

Na qual:

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 7:

$$TTO = K_{La} \times (C_s - C) \times V \quad (7)$$

Na qual:

C = concentração máxima atingida no ensaio

V = volume

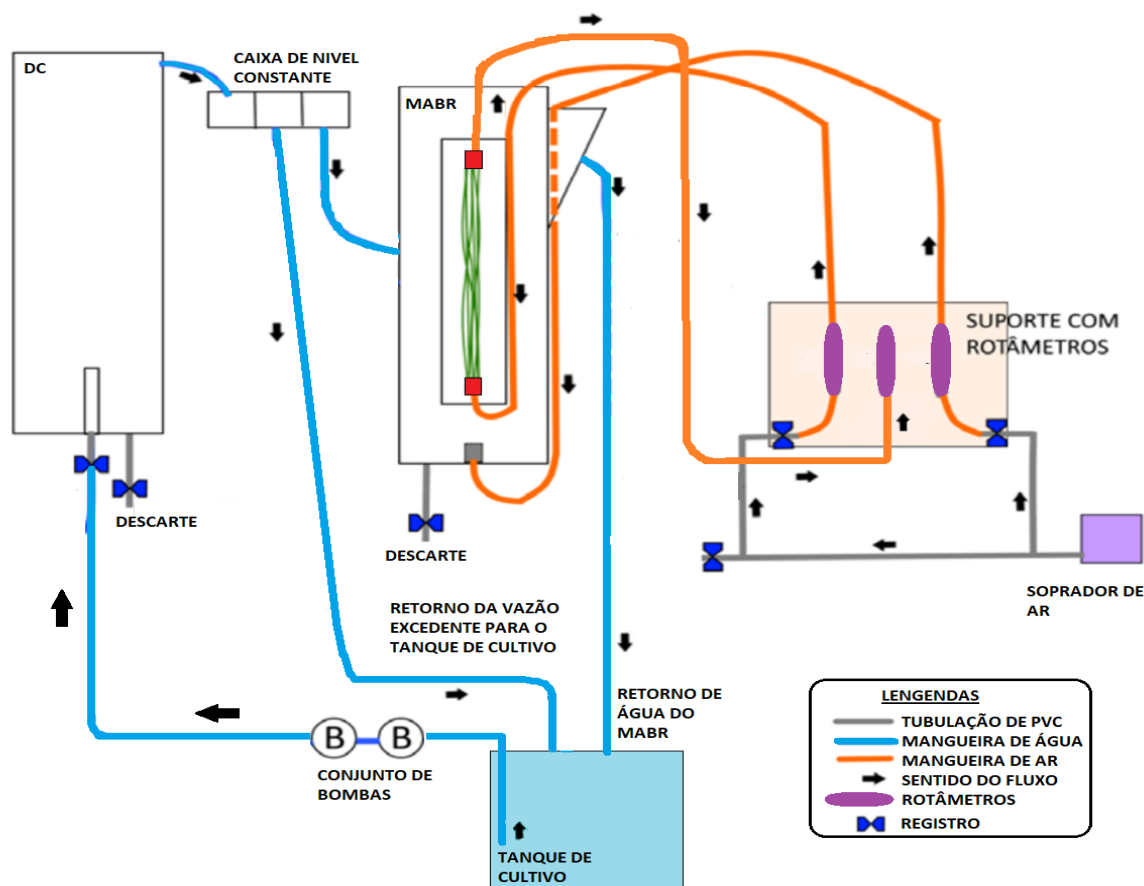
4.2 Segunda etapa

4.2.1 *Materiais para a segunda etapa*

O aparato experimental da segunda etapa consistiu em um soprador de ar, bomba para recirculação, 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 foram os mesmos utilizados na etapa anterior.

Nessa etapa, o sistema de tratamento biológico foi alimentado com efluente de um SRA em funcionamento constante. Um tanque com capacidade de 1.000L foi utilizado para o cultivo de tilápias e, no fundo desse tanque, foi instalada a sucção de uma bomba, que fez a captação do efluente e direcionou para o sistema de tratamento. O efluente captado foi encaminhado para o DC e o sobrenadante do DC foi descarregado numa caixa de nível constante. Na caixa, uma parte foi direcionado (100Lh^{-1}) para o MABR e a vazão excedente retornava ao tanque de cultivo de peixes. A Figura 15 mostra o esquema geral do aparato experimental da segunda etapa.

Figura 15 - Aparato experimental segunda etapa



Fonte: Autor

4.2.2 Tanque de cultivo dos peixes

O trabalho foi realizado utilizando um tanque de cultivo de Tilápias do Nilo, com valores iniciais de: peso médio de 251,13g, comprimento médio 19,2cm e comprimento médio total de 22,93cm. Os peixes foram adquiridos da Piscicultura e Nutrição Canaã, o qual utiliza tanques rede no cultivo das Tilápias, localizada as margens do braço do Córrego Ponte Pensa, afluente do rio Paraná, na cidade de Nova Canaã Paulista-SP.

O transporte dos peixes foi feito em dois sacos plásticos preenchidos com água do rio e aerados por meio de aeradores para aquários.

O tanque de cultivo (Figura 16) tem capacidade de 1.000L, mas preenchido com 800L de água sem cloro. A DE foi de 10,21kgm⁻³. Os peixes foram alimentados inicialmente com 130gd⁻¹ com ração para engorda produzida pela Piscicultura e Nutrição Canaã, duas vezes ao dia.

Figura 16 - Tanque de cultivo dos peixes



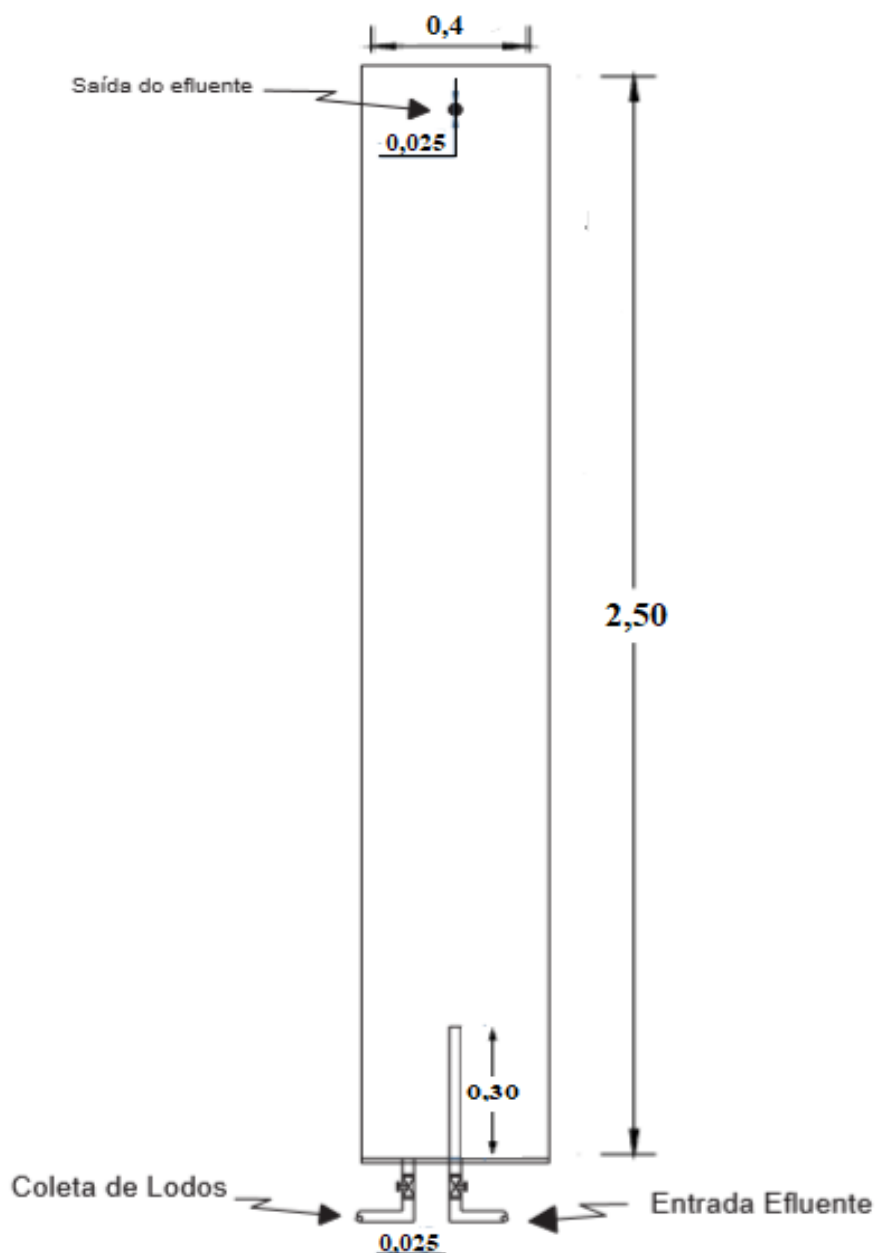
Fonte: Autor

4.2.3 Decantador de coluna (DC)

O DC utilizado foi construído em PVC, tem formato cilíndrico, com diâmetro de 400mm e 2,50m de altura, como mostra a Figura 18. Este DC foi dimensionado para remoção de sólidos suspensos com diâmetro maior ou igual a 0,25mm sendo a velocidade de sedimentação adotada para dimensioná-lo de $3,8\text{cms}^{-1}$ para fezes de tilápia (MAIGUAL-ENRÍQUEZ, 2013).

O efluente do tanque de cultivo alimenta o decantador pela base, por uma tubulação cuja saída está a 0,30m do fundo, para não prejudicar a formação da camada de lodo. O sobrenadante tratado sai pela parte superior. O lodo decantado foi retirado duas vezes ao dia, a um volume aproximado de 18L por vez. O volume retirado foi substituído ao sistema com água limpa sem cloro. A Figura 17 ilustra o detalhamento do DC utilizado.

Figura 17 - Detalhamento do decantador de coluna (DC)



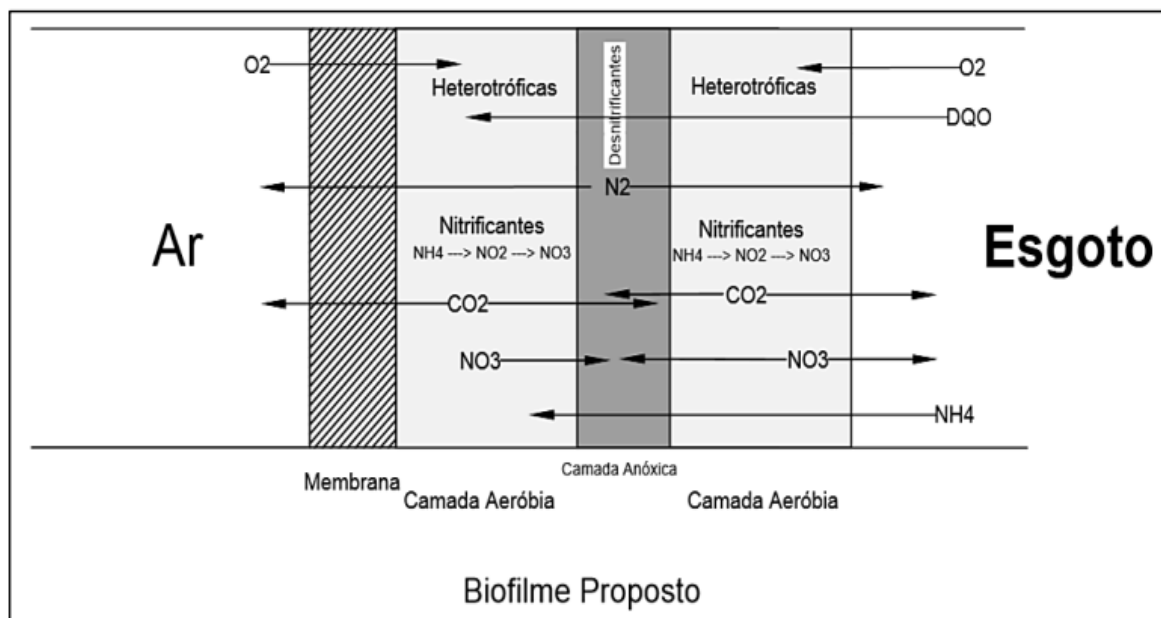
Fonte: Maigual-Enríquez (2013).

4.2.4 Biofilme proposto

O biofilme proposto por conta da aeração interna das membranas e aeração do meio para promover a recirculação impôs-se uma dupla oxigenação. Existe então uma camada aerada (camada aeróbia), que fica próxima a membrana, e outra onde há o contato do biofilme com o efluente. Assim, é possível criar uma zona anóxica no próprio biofilme, permitindo a

desnitrificação e, conseqüentemente, a remoção dos nutrientes. Esta configuração é apresentada na Figura 19.

Figura 5- Representação do biofilme proposto



Fonte: Silva (2017).

4.2.5 Partida do MABR

Antes do início do tratamento do efluente da piscicultura pelo sistema, foi necessário o cultivo de microrganismos nitrificantes em laboratório para a inoculação do MABR. O cultivo de bactérias nitrificantes foi realizado em um tanque com aproximadamente 20L, por meio da adição de água deionizada e de nutrientes, como proposto por Jácome *et al.* (2006), nas seguintes concentrações: Na₂HPO₄ – 1.390mgL⁻¹; KH₂PO₄ - 670mgL⁻¹; MgSO₄.7H₂O - 250mgL⁻¹; CaCl₂ - 15mgL⁻¹; MnSO₄ - 25mgL⁻¹; FeCl₃ - 1,5mgL⁻¹). Também foi adicionado o cloreto de amônio em concentração elevada (80mgL⁻¹), atuando como fonte de amônia, para promover a formação dos organismos nitrificantes. Tais nutrientes e o cloreto de amônia eram adicionados ao reator de cultivo a cada três dias, tempo necessário para a nitrificação completa (VON SPERLING, 1997).

Com o MABR inoculado somente com as bactérias nitrificantes, tem-se a garantia de que uma parcela do biofilme aderido às membranas seja composta somente por este tipo de bactéria, o que poderá facilitar posteriormente, a oxidação conjunta de matéria orgânica e amônia (TERADA *et al.*, 2003). Ademais, segundo Molina (2015), esta inoculação inicial

com as nitrificantes mostrou ser vantajosa, pois elas possuem menor velocidade de crescimento em relação às bactérias heterótrofas.

O feixe de membranas foi introduzido ao local de cultivo para promover a oxigenação do meio líquido e fornecer o oxigênio necessário para as reações de nitrificação. O tempo estimado por Silva (2017) para crescimento das nitrificantes foi de 30 dias, período pelo qual as membranas ficaram expostas aos nutrientes. Durante esse período, as membranas receberam ar constantemente a uma vazão de 100Lh^{-1} . Quando a membrana foi retirada para ser introduzida no sistema real, notou-se a presença de um biofilme com coloração amarela, o que comprovou o crescimento de bactérias nitrificantes (Figura 19).

Figura 19 - Presença de microrganismos nitrificantes após cultivo.



Fonte: Autor

4.2.6 Operação do sistema

Baseando-se nos testes de recirculação feitos no mesmo reator por Silva (2017) e Freddi e Matsumoto (2019) foi estabelecida a vazão de ar de 450Lh^{-1} no difusor, o que gerou uma velocidade de circulação no tubo externo de $6,33\text{cms}^{-1}$.

Tem-se um tanque de cultivo com volume de água de 800L, mais 400L do DC e mais 120L do MABR, totalizando aproximadamente 1.320L de volume total no sistema. A vazão de operação do MABR foi de 100Lh^{-1} , portanto, concluiu-se que o sistema leva aproximadamente 13h para tratar todo o volume, quase duas renovações completas de água durante o dia.

O MABR foi operado com uma vazão de 100Lh^{-1} , mas o decantador de coluna recebia uma vazão total de 400Lh^{-1} , isso se deve a algumas limitações do sistema devido ao conjunto de bombas. Esse controle de vazão para o MABR foi feito por meio de uma caixa de nível constante instalada na saída do DC. A caixa direcionava os 100Lh^{-1} para o reator e o excedente voltava para o tanque de cultivo.

4.2.7 Parâmetros e frequência de amostragem

Para avaliar a eficiência do tratamento proposto foram analisados os parâmetros mostrados pelo Quadro 2, com a suas respectivas frequências. Todas as análises foram feitas para três pontos de amostragem: saída do tanque de cultivo (STC), saída do decantador de coluna (SD) e saída do reator de biofilme aerado em membrana (SMABR). As análises foram realizadas de acordo com o *Standart Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA , AWWA & WPCF, 1998).

Quadro 2 – Parâmetros e frequência das análises e os respectivos métodos utilizados

Parâmetros	Frequência da Analise	Método
Oxigênio Dissolvido	Diária	Medidor de Oxigênio Dissolvido Digital Portátil – Modelo: MO-900 – Marca: Instruterm
Temperatura	Diária	
Turbidez	Diária	Turbidímetro
pH	Diária	Phmetro portátil digital - Modelo:sdadd – Marca: Hanna instruments
DQO	2x semana	Método do fluxo fechado - Método 5220 D
Fósforo	2x semana	Método de Redução por Azul de Molibdênio
Nitrito	2x semana	Método da Diazotização – Método 8507
Nitrato	2x semana	Método da redução de Cádmio - Método 8039
Nitrogênio Total	2x semana	Método da Digestão de Persulfato – Método 10071
Nitrogênio Amoniacal	2x semana	Checker de Amônia HR – Modelo: HI 733 - Marca: Hanna instruments
Sólidos Suspensos Totais	1x semana	Método Gravimétrico

Fonte: Autor.

Foram calculados valores médios de remoção para Turbidez, DQO, Fósforo, Nitrito, Nitrato, NA, SST e NT. Tais valores foram calculados se baseando em cada análise

individual, e após isso foi feito uma média desses valores de remoção que serão apresentados á seguir.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

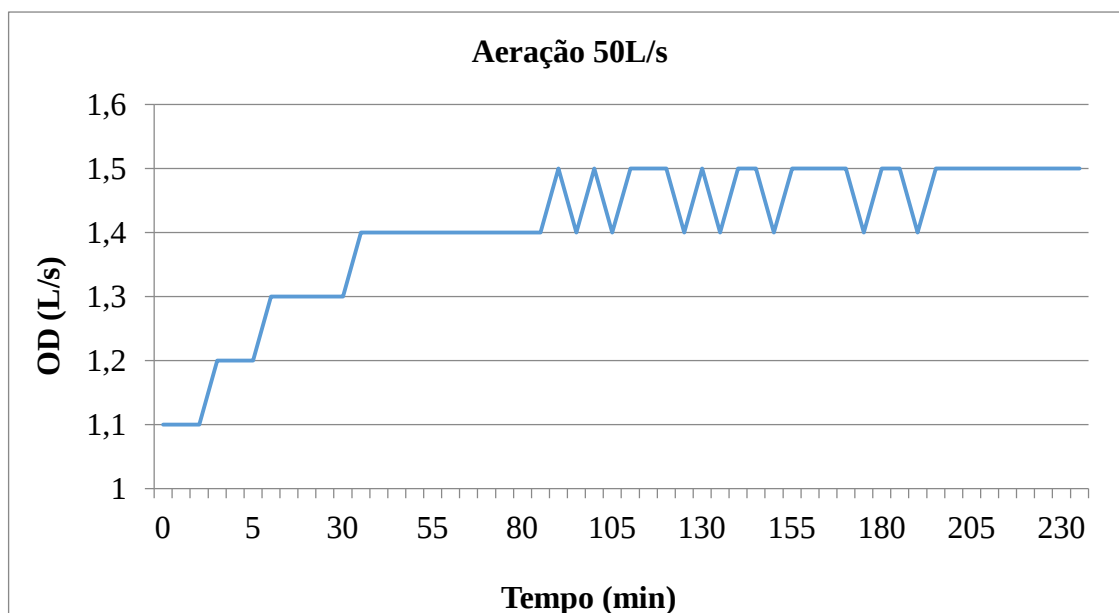
5.1 Primeira Etapa

5.1.1 Testes de aeração com recirculação de água

A solubilidade de oxigênio na água varia de acordo com temperatura, altitude e salinidade (VON SPERLING, 1997). O município de Ilha Solteira-SP está localizado a 337m de altitude, a temperatura média da água nos ensaios foi de 29°C, e a salinidade da água considerada nula. Assim, a concentração de saturação do oxigênio é de 7,5mgL⁻¹.

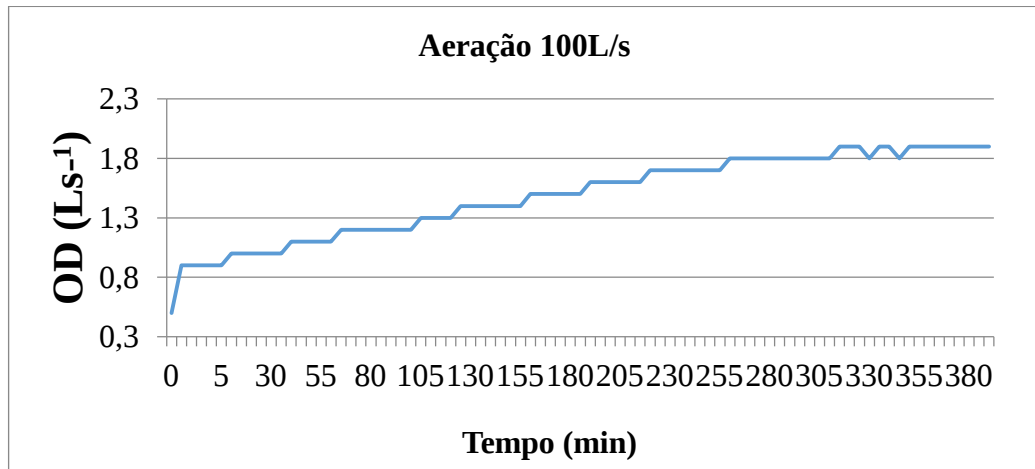
Nas Figuras 20, 21 e 22 são demonstrados os valores de OD ao longo do tempo obtidos nos ensaios com a aeração das membranas com vazão de 50, 100 e 200Lh⁻¹ com a recirculação de água controlada com vazão de 3,8m³h⁻¹. Com base nas curvas de oxigenação, aplicou-se a Equação 6, e a partir da inclinação da reta de melhor ajuste, obteve-se o KLa. Os gráficos obtidos e as respectivas equações da reta de ajuste estão apresentados nas Figuras 23, 24 e 25.

Figura 6- Curva de oxigenação pela membrana com vazão de ar de 50Lh⁻¹



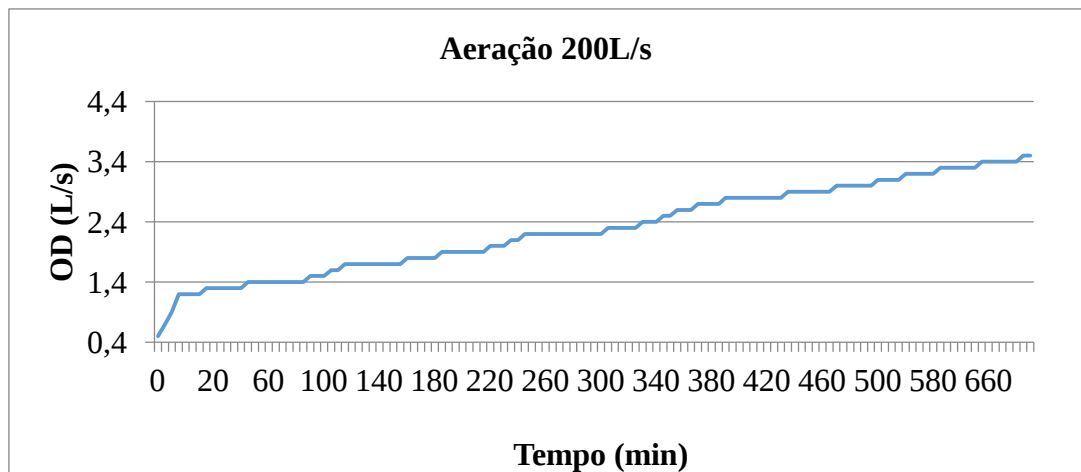
Fonte: Autor

Figura 7- Curva de oxigenação pela membrana com vazão de ar de 100Lh⁻¹



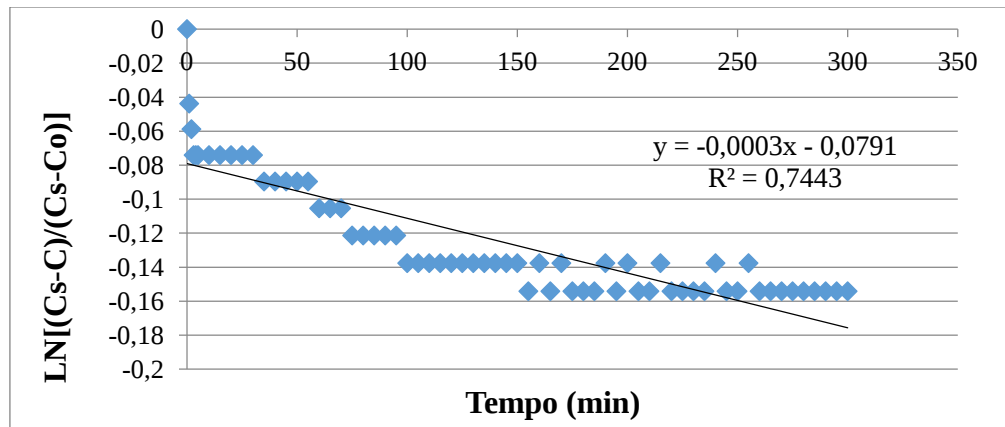
Fonte: Autor

Figura 8 - Curva de oxigenação pela membrana com vazão de ar de 200Lh⁻¹



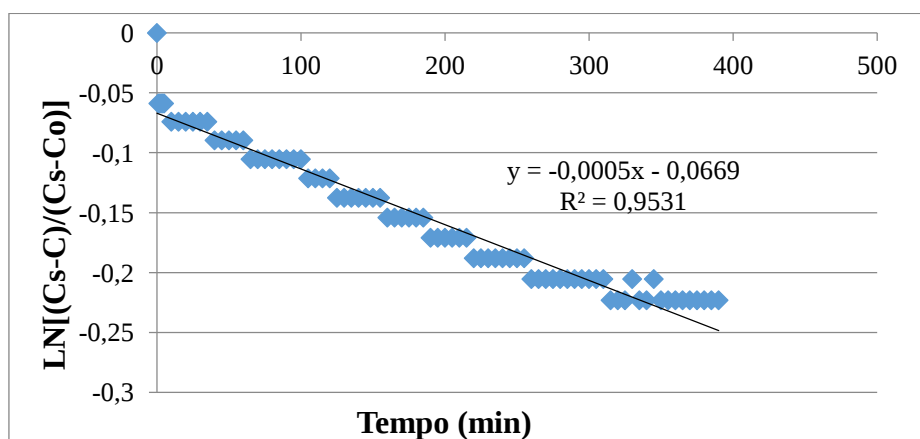
Fonte: Autor

Figura 9- Linearização da curva de oxigenação com vazão de ar de 50Lh⁻¹.



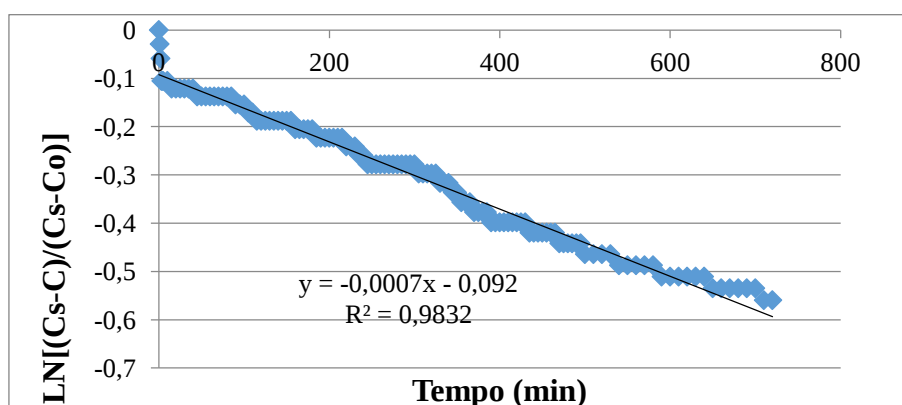
Fonte: Autor

Figura 10- Linearização da curva de oxigenação com vazão de ar de 100Lh⁻¹



Fonte: Autor

Figura 11- Linearização da curva de oxigenação com vazão de ar de 200Lh⁻¹



Fonte: Autor

A Tabela 6 apresenta os valores de Kla obtidos a partir do coeficiente angular das retas de linearização da curva de oxigenação e também as taxas de transferência de oxigênio (TTO) para o meio líquido com as diferentes vazões de ar. Para cálculo da TTO utilizou-se a Equação 7 adotando como temperatura média da água 29°C e considerou-se que as 550 membranas contidas no sistema possuem 0,95 m² de área superficial.

Tabela 6- Valores de coeficiente de transferência de oxigênio (Kla) e taxa de transferência de oxigênio (TTO)

Ensaio	$Kla(\text{min}^{-1})$	$Kla(\text{dia}^{-1})$	TTO (gO ₂ m ² .dia ⁻¹)
50 Lh ⁻¹	0,0003	0,432	4,9248
100 Lh ⁻¹	0,0005	0,720	7,6608
200 Lh ⁻¹	0,0007	1,008	7,6608

Fonte: Autor

Na saída da membrana foi instalado um rotâmetro que media a vazão de ar que não era dissipada para o meio. No primeiro ensaio (50Lh^{-1}), verificou que não havia saída de ar nenhuma pelo rotâmetro, concluindo-se que todo o ar que estava sendo injetado estava se dissipando para o meio. No segundo ensaio (100Lh^{-1}) observou-se que a saída de ar era de 30Lh^{-1} e no terceiro (200Lh^{-1}) era de 130Lh^{-1} . Tais valores de saída demonstram que o máximo de difusão de ar feito pela membrana era de 70Lh^{-1} , e por isso os resultados de TTO do segundo e terceiro ensaio deram resultados exatamente iguais. Dessa forma resolveu adotar a vazão de 100Lh^{-1} para todo o experimento.

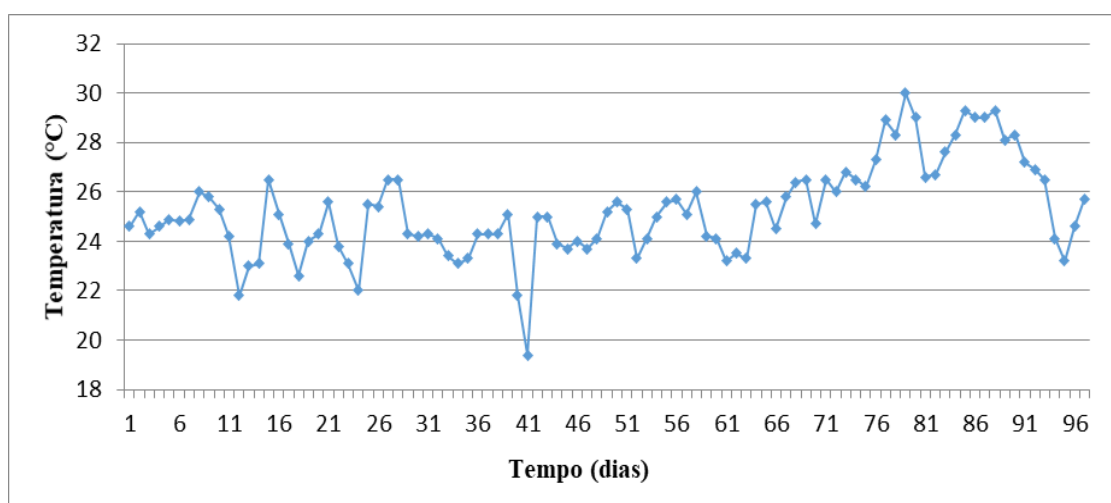
5.2 Segunda etapa

Os resultados da segunda etapa estão apresentados seguir referentes a 97d que foi o tempo de duração ininterrupto do funcionamento do sistema.

5.2.1 Temperatura

Os valores de temperatura medidos dentro do tanque de cultivo são demonstrados na Figura 26. A temperatura apresentou valores médios de $25,22^{\circ}\text{C}$ e valor máximo de $30,0^{\circ}\text{C}$ e mínimo de $19,4^{\circ}\text{C}$. De modo geral, a temperatura média durante o experimento ficou dentro de faixa ideal para o cultivo da espécie de peixe Tilápia do Nilo em sistemas de recirculação: entre 24 e 29°C (KUBTZA, 2000).

Figura 26 - Valores de temperatura no tanque de cultivo



Fonte: Autor.

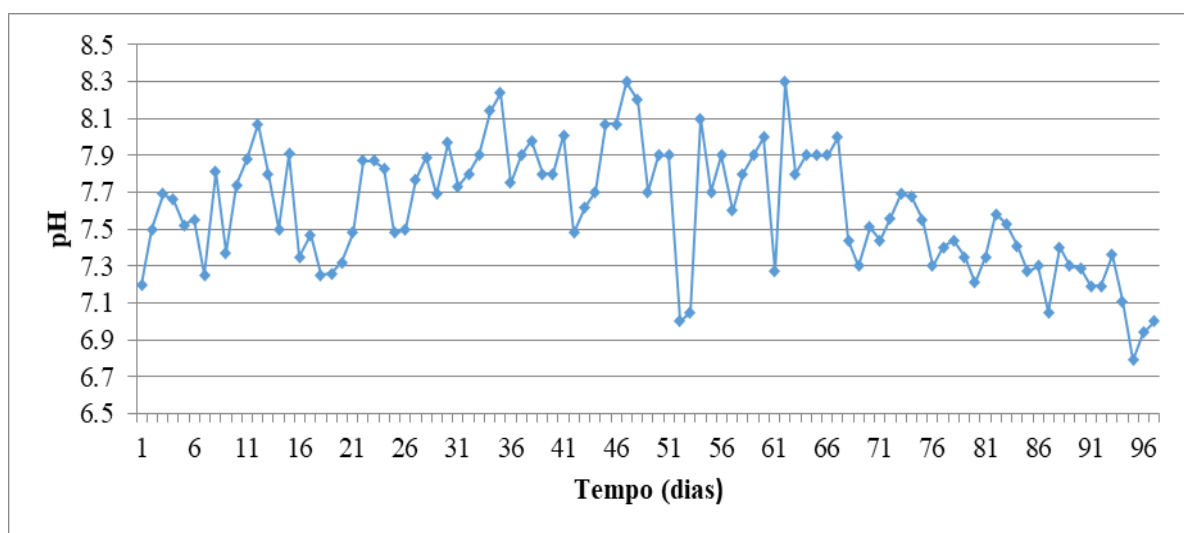
Em alguns dias durante o experimento houve uma baixa significativa na temperatura tendo a necessidade da utilização de um aquecedor no tanque de cultivo para manter a temperatura acima de 20°C, indispensável para a preservação dos metabolismos dos peixes. De um modo geral a temperatura durante a maioria do período experimental ficou dentro do esperado e foi benéfico para a sobrevivência e desenvolvimento adequado dos peixes.

Maigual Enriquez (2011) realizou um estudo com um Reator Aeróbio de Leito Fluidizado com circulação em tubos concêntricos no tratamento de um efluente de piscicultura em um SRA. Neste estudo o autor encontrou valores médios de temperatura próximos a 25°C e também durante alguns dias necessitou da utilização de um aquecedor para a água devido a baixas temperaturas na cidade.

5.2.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Os valores de pH obtidos no tanque de cultivo estão apresentados na Figura 27. O valor médio de pH obtidos foi de 7,61 com valores máximos e mínimos de 8,3 e 6,79. Os valores de pH oscilaram dentro da faixa recomendada para o cultivo de tilápias e para o desenvolvimento do microrganismos uteis para o sistema de tratamento dos efluentes utilizado, que é de 6,8 e 8,0, para o processo de nitrificação (MASSER *et al.*, 1999).

Figura 27 - Valores de pH no tanque de cultivo



Fonte: Autor

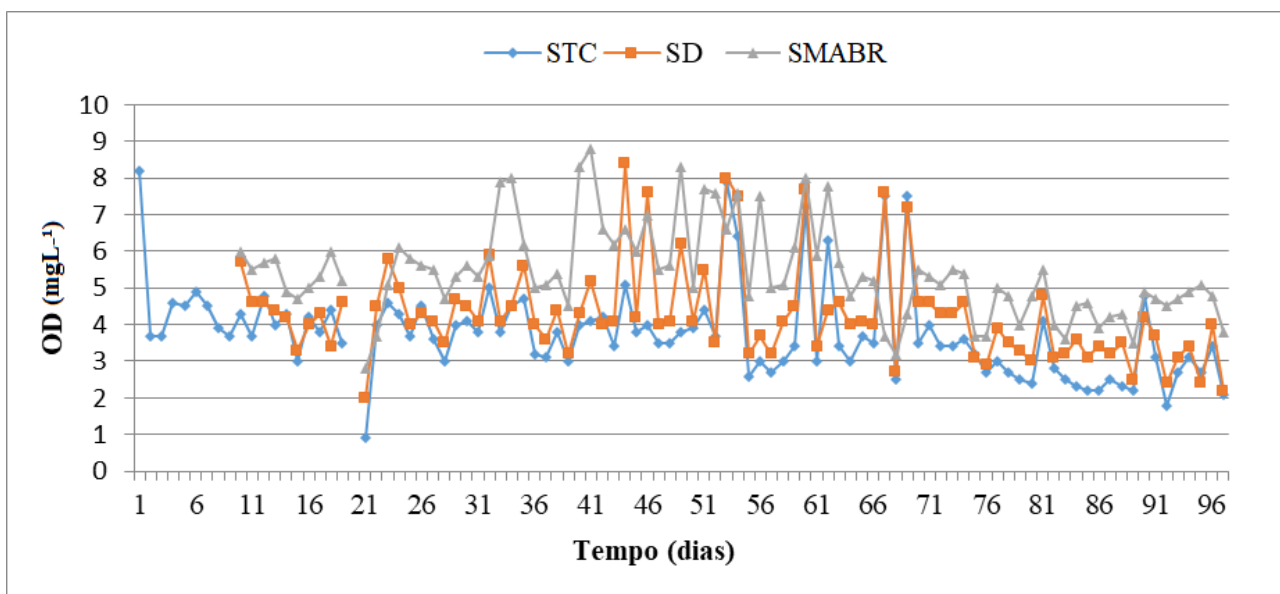
Pedreira *et. al.* (2009) fez um estudo sobre biofiltração de água em um SRA para aquicultura e nele o cita que o pH é um parâmetro a ser avaliado em sistemas de recirculação

de água por interferir no processo de nitrificação. Na utilização de alguns biofiltros o autor obteve valores de pH médio que ficaram entre 6,9 e 7,5. O pH com valores médios entre 7,11 e 7,51 também foram encontrados no estudo realizado por Maigual Enriquez (2011) e de 7,7 a 8,2 no estudo feito por Sánchez Ortiz (2012). Os resultados de pH obtidos foram compatíveis com demais trabalhos aqui citados.

5.2.3 Oxigênio dissolvido

As concentrações de OD nos primeiros nove dias de experimento, foram colhidas somente dentro do tanque de cultivo. As concentrações de OD foram obtidas fazendo-se análises nos três pontos: saída do tanque de cultivo (STC), saída do decantador (SD) e saída do reator (SMABR). Os valores obtidos estão apresentados na Figura 28 e os valores com a média, valor máximo e valor mínimo são apresentados na Tabela 7.

Figura 28 - Valores obtidos de OD na STC, SD e SMABR



Fonte: Autor

Tabela 7 - Valores máximo, mínimo e médio de OD nos três pontos de amostragem.

Pontos de amostragem	Valores (mgL ⁻¹)		
	Máximo	Mínimo	Médio
STC	8,2	0,9	3,77
SD	8,4	2	4,27
SMABR	8,8	2,8	5,42

Fonte: Autor

Pode-se observar que no 21º dia do sistema o OD caiu a valores extremamente baixos. Isso ocorreu devido ao problema com a bomba de recirculação. Por conta da falta de oxigenação, o estresse causado aos peixes ocasionou a morte de oito peixes. Após esse episódio, foi instalada uma linha extra de aeração dentro do tanque aproveitando o excedente de ar do soprador. Essa aeração complementar ficou fixa durante todo o restante do trabalho.

De uma forma geral o OD, teve valores médios de 3,77 até 5,42mgL⁻¹. Tais valores estão dentro da faixa recomendada de 3,5 a 6,0mgL⁻¹ para a sobrevivência dos peixes utilizados (KUBTZA, 2000).

Pode-se concluir que ao fim do experimento o sistema teve valores de OD adequado ao cultivo de peixes. Notou-se que os valores da concentração de OD que saíam do MABR eram maiores do que o medido dentro do tanque de cultivo, isso comprova que o reator estava sendo eficiente na difusão e transferência de oxigênio. Com isso conclui-se que durante o experimento, o sistema duplo de oxigenação adotado foi eficaz na difusão de oxigênio tanto pelas membranas como pelo difusor de recirculação do MABR para o SRA, apesar dessa oxigenação não ter sido suficiente para manter níveis ideais para a sobrevivência dos peixes no tanque de cultivo necessitando durante o experimento uma linha extra de aeração.

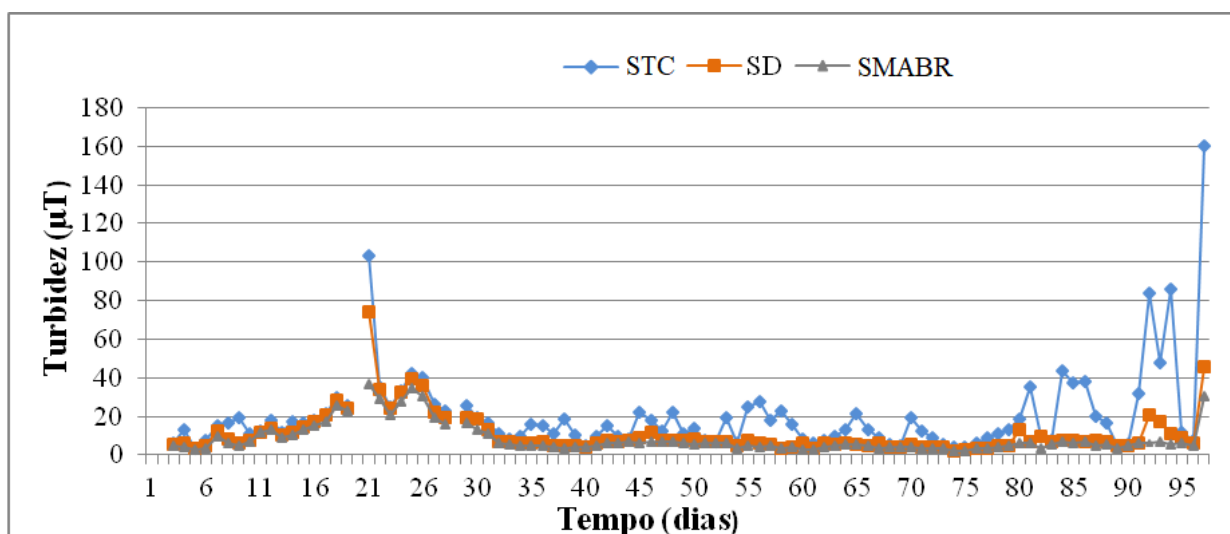
Segundo Assunção (2011) avaliou parâmetros de qualidade da água para um tratamento de efluente de piscicultura utilizando *wetland* povoados com espécies de macrófitas aquáticas. Neste estudo o autor encontrou valores médios de OD de 4,5 a 6,6mgL⁻¹.

Em estudo realizado por Sanchez-Ortiz (2012) os valores médios de OD dentro dos tanques de cultivo ficaram entre 5,6 a 6,0mgL⁻¹, na saída do decantador foi de 6,0mgL⁻¹ e na saída do leito fluidizado média foi de 8,1 a 8,7mgL⁻¹. Ao comparar tais resultados com o estudo realizado pode-se concluir que os resultados obtidos por Sanchez-Ortiz (2012) foram melhores e o OD se manteve em uma faixa mais alta e mais benéfica para a criação de tilápias do Nilo.

5.2.4 Turbidez

Os valores da turbidez nos três pontos de coleta do SRA estão apresentados na Figura 29 e na Tabela 8, valores da média, máximo, mínimo e eficiência de remoção do DC, do MABR e do SRA.

Figura 29 – Valores de turbidez no sistema de tratamento



Fonte: Autor

Tabela 8 - Valores máximo, mínimo e médio de turbidez nos três pontos de amostragem e os valores máximo, mínimo e médios da eficiência de remoção da turbidez pelo DC, MABR e pelo SRA

Pontos de amostragem	Valores (NTU)		
	Máximo	Mínimo	Médio
STC	160	3,22	20,27
SD	74,10	2,24	10,76
SMABR	36,90	2,20	8,32
Referência	Eficiência remoção (%)		
	Máximo	Mínimo	Médio
DC	87	1	38
MABR	71	1	20
SRA	94	6	50

Fonte: Autor

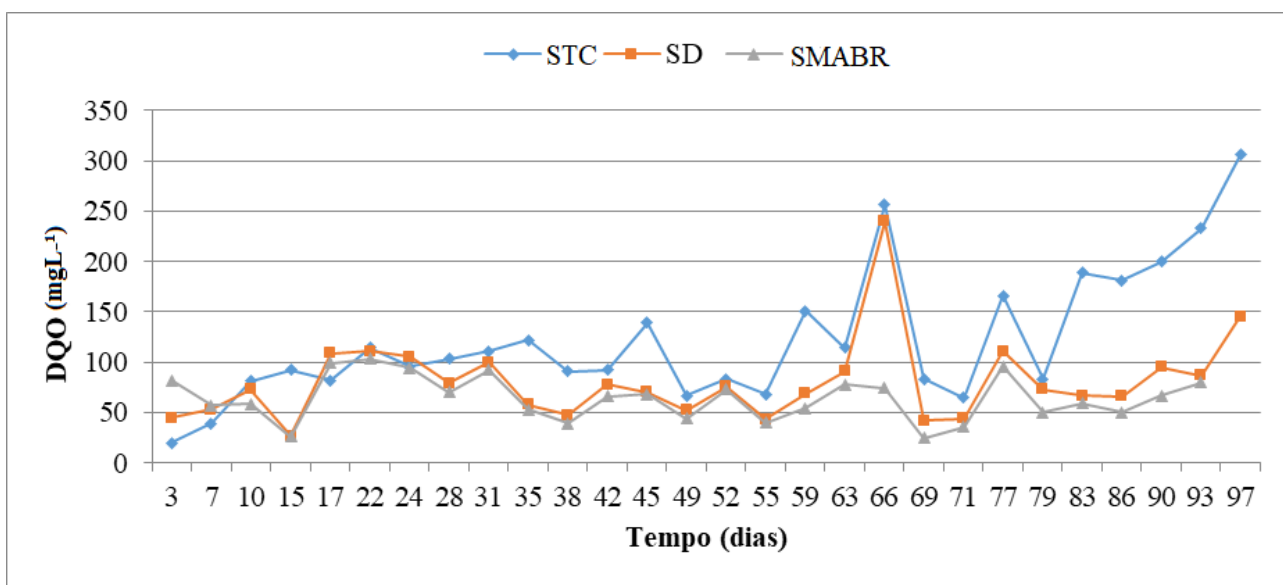
Maigual-Enríquez (2011), em um experimento utilizando reator aeróbio de leito fluidizado com circulação em tubos concêntricos no tratamento de efluente de um SRA, obteve, em média, remoção igual a 50% para turbidez, porcentagem também encontrada no presente trabalho.

Os valores de turbidez medidos durante todo o experimento foram satisfatórios ficando dentro de uma faixa não prejudicial à sobrevivência dos peixes. Tais resultados foram possíveis devido à remoção que ocorreu no DC e no MABR, obtendo ao final uma remoção média de 50%. Desta forma, pode-se concluir que o SRA mostrou ser eficaz na remoção da turbidez.

5.2.5 Demanda química de oxigênio (DQO)

Os valores de DQO nos três pontos de amostragem do SRA são apresentados na Figura 30 e na Tabela 9, valores máximo, mínimo e médio de DQO nos pontos de amostragem e valores máximo, mínimo e médio da eficiência de remoção da DQO pelo DC, pelo MABR e pelo SRA.

Figura 30 - Valores de DQO nos três pontos de coleta de amostras no SRA.



Fonte: Autor

Tabela 9 - Valores máximo, mínimo e médio de DQO nos três pontos de amostragem e valores máximo, mínimo e médio da eficiência de remoção da DQO pelo DC, pelo MABR e pelo SRA

Pontos de amostragem	Valores (mgL ⁻¹)		
	Máximo	Mínimo	Médio
STC	306,00	20,00	122,41
SD	240,00	27,00	80,571
SR	133,00	25,00	66,68
Referência	Eficiência Remoção (%)		
	Máxima	Mínima	Média
DC	71	0	30
MABR	69	0	15
SRA	72	0	41

Fonte: Autor

Os valores de DQO analisados durante o experimento no SRA apresentaram serem satisfatórios, obtendo ao final uma remoção média de 41%, resultado este pode ser observado

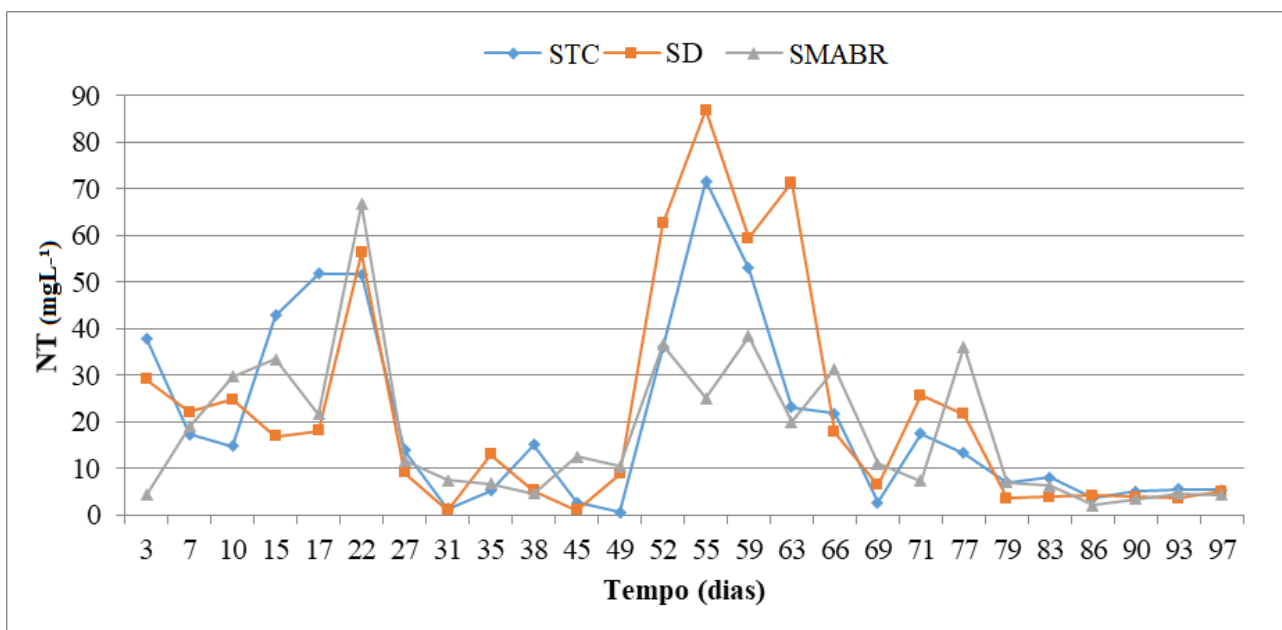
devido a remoção média dentro do DC (30%) e pela remoção ocorrida no MABR (15%). Desta forma, pode-se concluir que o SRA mostrou ser eficaz na remoção da DQO destacando a significativa remoção pelo DC.

Almeida (2010) em seu estudo com um reator com leito de biomassa aderida aerado parcialmente com aplicação com esgoto sanitário, encontrou valores médios de DQO bruta de 537 e 561mgL⁻¹. O autor analisou também a eficiência de remoção que em uma das fases foi insignificante e na outra foi de 23%.

5.2.6 Nitrogênio Total (NT)

Os valores obtidos e analisados de NT nos três pontos de coleta encontram-se apresentados na Figura 31 e na Tabela 10, estão apresentados valores máximo, mínimo e médio de concentração e de eficiência de remoção de NT.

Figura 31 - Valores de NT nos três pontos de coleta ao longo do tempo



Fonte: Autor

Tabela 10 - Valores máximo, mínimo e médio de NT nos três pontos de amostragem e valores máximo, mínimo e médio da eficiência de remoção de NT pelo DC, pelo MABR e pelo SRA

Pontos de amostragem	Valores (mgL ⁻¹)		
	Máxima	Mínima	Média
STC	66,70	2,13	17,79
SD	86,91	1,07	22,37
SMABR	71,70	0,55	20,34
Referência	Eficiência remoção (%)		
	Máxima	Mínima	Média
DC	91	0	21
MABR	94	0	19
SRA	95	0	20

Fonte: Autor

Os valores de NT medidos durante todo o experimento ficaram dentro de uma faixa que possibilitou a sobrevivência dos peixes. Os resultados de remoção mostraram ser eficazes devido a remoção média do SRA de 20%, tal resultado foi possibilitado devido à remoção pelo DC de 21% e do MABR de 19%.

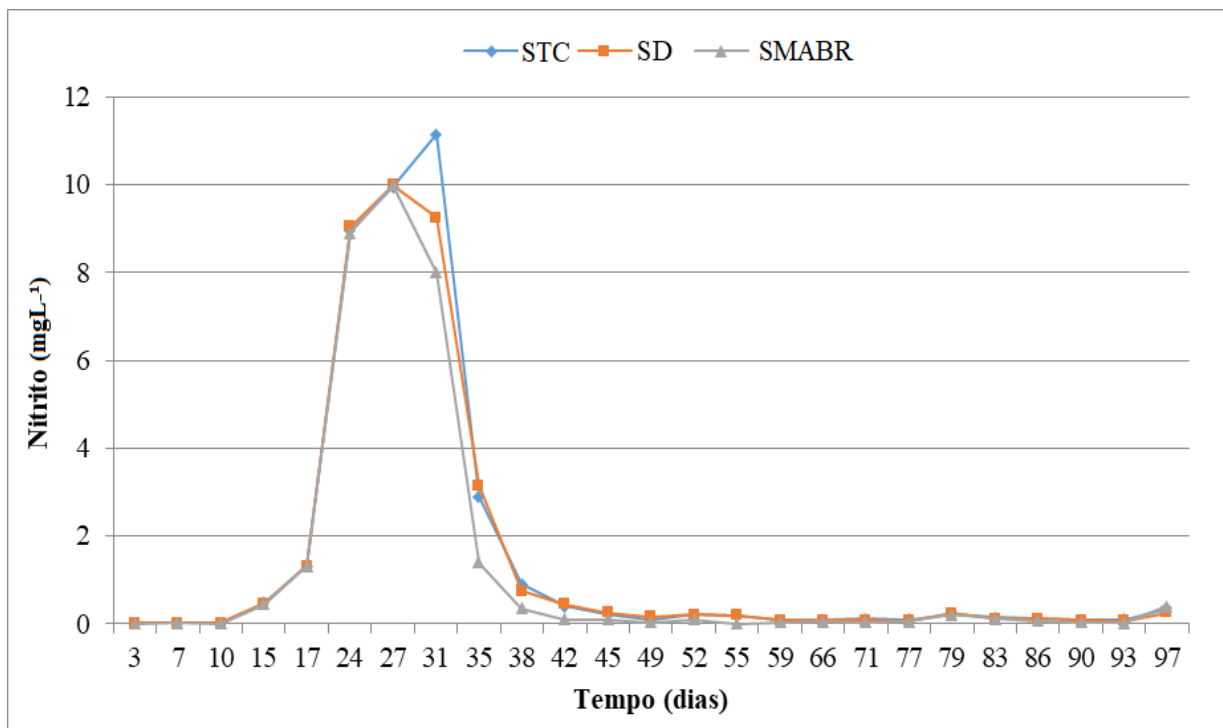
O valor obtido em um mesmo SRA no estudo feito por Freddi e Matsumoto (2019) foi de 35%. Com os resultados encontrados, foi possível afirmar que o experimento apresentou uma eficiência de remoção razoável em relação a esse parâmetro. Assim pode-se concluir que o SRA foi parcialmente eficaz na remoção da NT devido á elevada concentração de OD no MABR dificultando a formação de uma zona anóxica adequada para desnitrificação.

5.2.7 Nitrito

Na Figura 32 são mostrados os valores encontrados de concentrações de nitrito nos pontos STC, SD e SMABR. Pôde-se observar, assim como Freddi e Matsumoto (2019), que houve um aumento significativo de nitrito no início do experimento, podendo ser explicado pelo período de maturação do SRA. Após o pico de elevação da concentração de nitrito, foi atenuado com o uso de zeólitas, com as quais, os níveis de nitrito diminuíram rapidamente e continuaram praticamente constantes até o final do experimento.

A Tabela 11, apresenta os valores médio, máximo e mínimo dos dados das coletas, além da eficiência de remoção de nitrito nas diferentes etapas de tratamento realizado no SRA.

Figura 32 - Variação na concentração de nitrito ao longo do tempo



Fonte: Autor

Tabela 11 - Dados de média, máxima e mínima referentes ao nitrito e eficiência do SRA

Pontos de coleta	Valores (mgL ⁻¹)		
	Máxima	Mínima	Média
STC	11,1500	0,0120	1,5270
SD	10,0000	0,0120	1,4581
SMABR	10,0000	0,0018	1,2705
Referência	Eficiência (%)		
	Máxima	Mínima	Média
DC	37	0	9
MABR	99	0	36
SRA	99	0	40

Fonte: Autor

Os valores de Nitrito medidos durante todo o experimento foram satisfatórios ficando dentro da faixa para a sobrevivência dos peixes. Tais resultados foram possíveis devido a remoção ocorrida no DC e no MABR, obtendo ao final uma remoção média no SRA de 40%, tal remoção se deve quase que exclusivamente ao MABR que removeu a média de 36%, enquanto o DC contribuiu somente com 9% desta média.

No estudo realizado por Silva (2017), no qual foi utilizado um MABR com ensaios em batelada com esgoto doméstico, a concentração média afluente para nitrito foi de $9,89 \pm 4,77\text{mgL}^{-1}$ no primeiro ciclo da batelada, no período da manhã, e a concentração média efluente foi de $4,85 \pm 2,41\text{mgL}^{-1}$ no segundo ciclo, que ocorreu no período da noite, as concentrações afluente e efluente foram de $9,17 \pm 4,18$ e $6,57 \pm 3,87\text{mgL}^{-1}$, respectivamente.

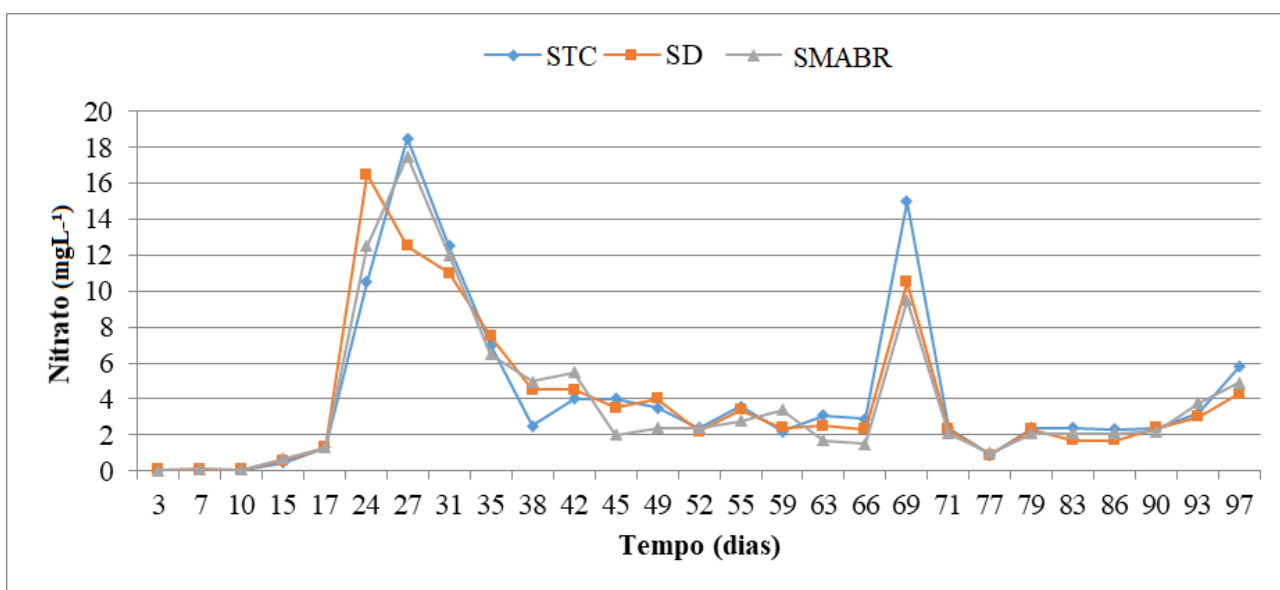
A eficiência de remoção média do SRA foi de 40%, próxima ao obtido por Freddi e Matsumoto (2019), correspondente a 46,91%. Desta forma, pode-se concluir que o SRA mostrou ser eficaz na remoção do Nitrito.

5.2.8 Nitrato

A Figura 33 apresenta os valores levantados para o parâmetro nitrato. Conforme pode-se observar também houve um pico de elevação dos valores no início do experimento, o mesmo ocorreu com o nitrito, podendo ser atribuído explicado pela à maturação do SRA. No caso do nitrato, o pico ocorreu em duas ocasiões, sendo a segunda vez, pode ser atribuído ao aumento da quantidade de ração dada aos peixes.

Os valores máximo, mínimo e médio das concentrações de nitrato nos pontos de amostragem e de eficiência de remoção pelas partes do SRA, assim como pelo conjunto, seguem expostos na Tabela 12.

Figura 33 - Concentrações de nitrato nos pontos STC, SD e SMABR



Fonte: Autor

Tabela 12 - Dados de média, máxima e mínima referentes ao nitrato e eficiência do SRA

Pontos de coleta	Valores (mgL ⁻¹)		
	Máxima	Mínima	Média
STC	18,50	0,06	4,28
SD	16,50	0,06	4,00
SMABR	17,50	0,04	3,97
Referência	Eficiência (%)		
	Máxima	Mínima	Média
DC	32	0	9
MABR	43	0	6
SRA	50	0	13

Fonte: Autor

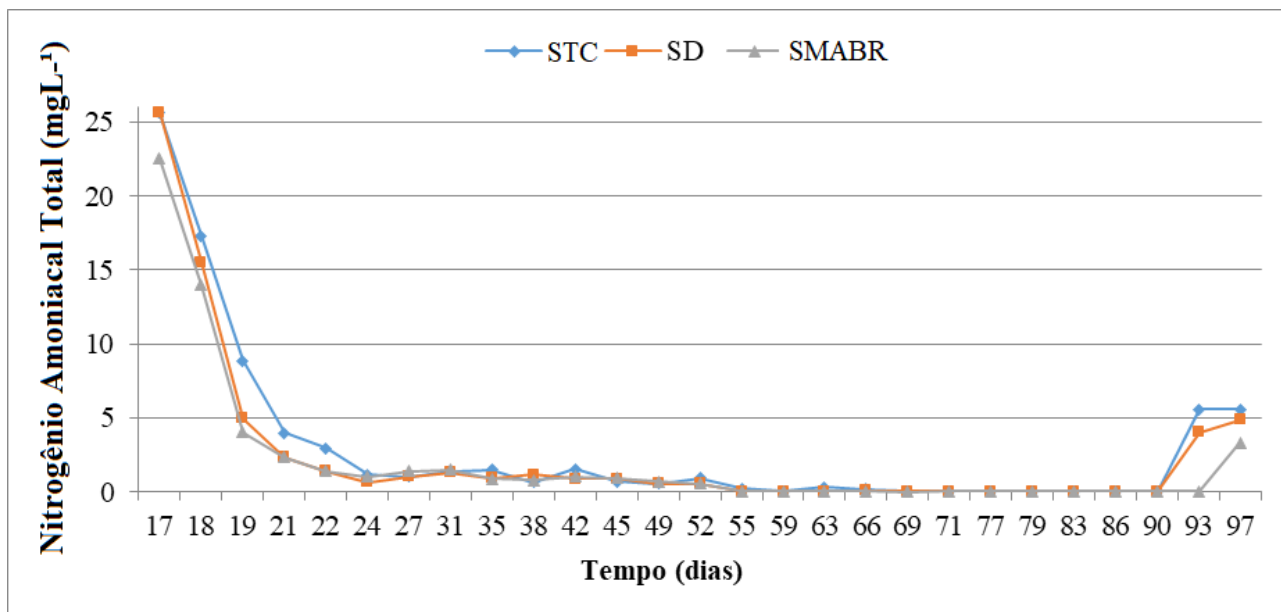
Como supracitado, as concentrações de nitrato no sistema tiveram um aumento significativo no início do experimento e próximo ao 70º dia, sendo posteriormente normalizadas. Constatou-se ao fim das análises que as eficiências de remoção média de nitrato pelo DC e pelo MABR foram pequenas, correspondendo a 9% e 6%, respectivamente. O sistema completo apresentou uma eficiência média de 13%, remoção baixa com leve aumento no decorrer do tempo de operação.

Tais valores não atingiram a média obtida por Freddi e Matsumoto (2019) de 21,91% de remoção no SRA. Portanto, pode-se concluir que o SRA foi parcialmente eficiente na remoção do Nitrato devido a baixos valores de remoção apresentados, talvez ocasionado pela não formação de zona anóxica adequada no biofilme do MABR.

5.2.9 Nitrogênio Amoniacal Total

Os valores de nitrogênio amoniacal foram analisados no SRA a partir do 17º dia por problemas técnicos. Durante esse período foi feito o monitoramento por meio de um kit qualitativo para aquário. A Figura 34 mostra os dados obtidos nos respectivos pontos entre o 17º e 97º dia. A porcentagem de eficiência de remoção e os valores máximo, mínimo e médio seguem apresentados na Tabela 13.

Figura 34 - Variação da concentração de nitrogênio amoniacal total nos três pontos de amostragem do SRA



Fonte: Autor

Tabela 13 - Dados de média, máxima e mínima referentes ao Nitrogênio Amoniacal e eficiência do SRA

Pontos de amostragem	Valores (mgL ⁻¹)		
	Máxima	Mínima	Média
STC	25,61	0,0077	2,96
SD	25,68	0,0077	2,47
SMABR	22,50	0,0046	2,09
Referência	Eficiência (%)		
	Máxima	Mínima	Média
DC	95	0	28
MABR	100	0	19
SRA	100	0	35

Fonte: Autor

Quando foi iniciada a análise de nitrogênio amoniacal total no 17º dia e observou-se que os valores estavam em níveis extremamente elevados, devido ao problema operacional, foi tomada uma medida de emergência adicionando-se pedras de zeólita na saída da vazão excedente da caixa de nível constante. Essa água que saía da caixa de nível constante passava pelas pedras antes do tanque de cultivo. Esse procedimento foi feito durante 20d com passagem pelas pedras por aproximadamente 6hd⁻¹, devido às limitações do dispositivo na qual as pedras foram colocadas.

As concentrações de nitrogênio amoniacal apresentaram valores entre 25,68 e 0,0046mgL⁻¹. Os resultados da concentração máximos foram preocupantes no tocante a sobrevivência dos peixes, sendo verificados em detrimento da maturação do SRA.

O reator com 2L e operando em batelada, utilizado por Terada *et al.*, (2006), contou com duas partes funcionais: uma com a membrana aerada cujo biofilme era composto pelas nitrificantes e a outra parte composta pelo líquido contendo as desnitrificantes e os organismos acumuladores de fósforo em suspensão. O sistema operou sequencialmente de forma anaeróbica seguida pela aeração a partir das membranas. Para nitrogênio amoniacal foi alcançada eficiência de remoção de 97% com concentração afluente e efluente de 29,7 e 0,75mgL⁻¹, respectivamente. Jácome *et al.*, (2006), operaram um reator de 1,4L, com esgoto sintético. Alcançaram eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal em até 77%.

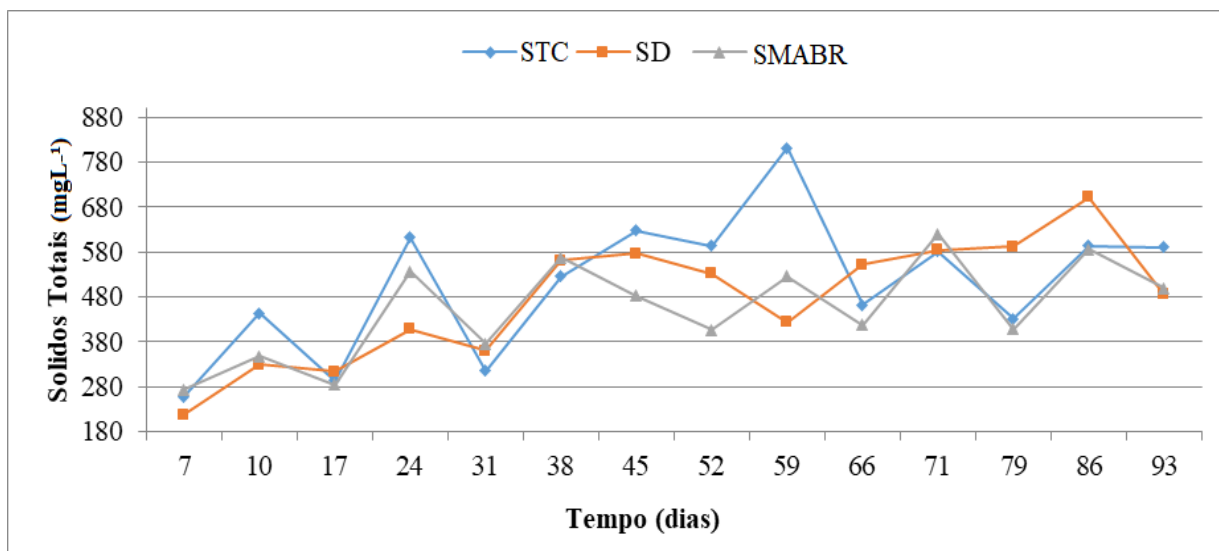
Almeida (2010) observou em seu estudo que o valor de Nitrogênio Amoniacal do afluente foi de 29mgL⁻¹ e seu efluente foi de 37mgL⁻¹, o que mostrava que ocorria a amonificação dentro do reator.

A remoção média do SRA com tratamento feito por um DC e um MABR foi de 35%, valor que é inferior se comparado ao estudo de Freddi e Matsumoto (2019) que utilizaram o mesmo MABR, no qual os autores obtiveram a remoção média de 55,63%. De qualquer forma, os resultados obtidos nessa pesquisa foram satisfatórios, uma vez que houve uma remoção significativa e uma possível amonificação dentro do MABR que poderia justificar tais resultados.

5.2.10 Sólidos Totais

Quanto a este parâmetro físico, os valores obtidos para as concentrações de sólidos totais estão apresentados na Figura 35. Por sua vez, os dados de média, máxima e mínima calculados nos pontos ST, SD e SMABR, juntamente com os valores de eficiência de remoção, estão inseridos na Tabela 14.

Figura 12 - Valores de sólidos totais nos pontos STC, SD e SMABR



Fonte: Autor

Tabela 14 - Dados de média, máxima e mínima referentes aos Sólidos Totais e eficiência de remoção pelo SRA

Pontos de amostragem	Valores (mgL ⁻¹)		
	máxima	mínima	média
STC	812,00	258,00	510,29
SD	702,00	218,00	474,29
SMABR	620,00	274,00	452,29
Referência	Eficiência (%)		
	máxima	mínima	média
DC	48	0	11
MABR	31	0	9
SRA	35	0	11

Fonte: Autor

Como se pode observar com os resultados, as concentrações de sólidos totais no SRA tiveram valores elevados durante boa parte do experimento. Constatou-se ao fim das análises que as eficiências de remoção média de nitrato pelo DC e pelo MABR foram pequenas, correspondendo a 9% e 11%, respectivamente.

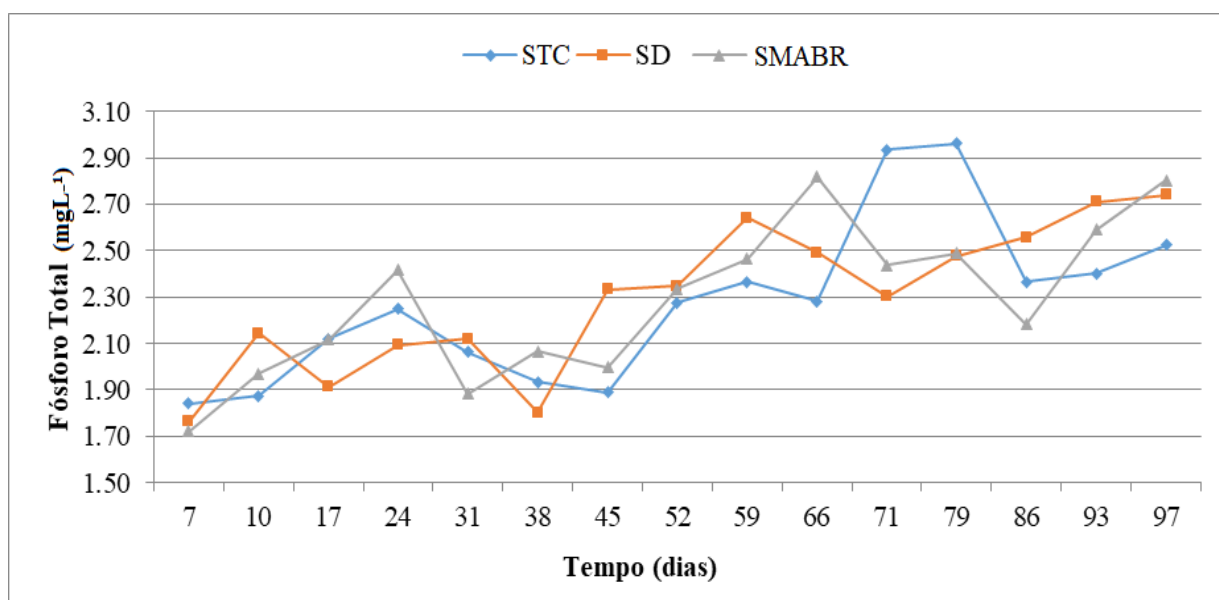
A remoção média de sólidos totais pelo SRA foi de 11% (0-35%), considerada baixa, inferior em comparação à encontrada no estudo de Maigual-Enriquez (2011), no qual a remoção variou de 22,71% a 69,47%. Tal resultado pode ser explicado pela utilização da bomba de recalque que mandava o efluente para o DC, tal passagem pelo rotor da bomba pode ter contribuído para que houvesse a quebra das partículas que adentravam no DC e assim

as partículas mais finas dificultam a decantação das partículas sólidas aos quais foram então carregadas para o MABR.

5.2.11 Fósforo total (FT)

As concentrações de FT nos três pontos de coleta do SRA estão demonstradas na Figura 36. Os dados de concentrações máxima, mínima e média e a eficiência de remoção do fósforo total pelo SRA encontram-se apresentados na Tabela 15.

Figura 36 - Concentrações de FT nos três pontos de amostragem do SRA



Fonte: Autor

Tabela 15 - Dados de média, máxima e mínima referentes ao FT e eficiência do SRA

Pontos de amostragem	Valores (mgL ⁻¹)		
	Máxima	Mínima	Média
STC	2,96	1,84	2,27
SD	2,74	1,76	2,30
SMABR	2,82	1,72	2,29
Referência	Eficiência (%)		
	Máxima	Mínima	Média
DC	22	0	2
MABR	15	0	2
SRA	16	0	2

Em estudo (ALMEIDA, 2010) os valores de FT encontrados após o tratamento foram maiores do que os valores de entrada. O autor justificou o fato pelo arraste de material

orgânico no efluente ocasionando a elevação da concentração de FT. SILVA (2017) encontrou em seu estudo concentrações de fósforo no primeiro ensaio o valor médio afluente foi de $16,38 \pm 0,189\text{mgL}^{-1}$, e o valor efluente de $15,47 \pm 3,074\text{mgL}^{-1}$. Porém no segundo ensaio as concentrações de afluente e efluente foram de $19,86 \pm 0,196$ e $17,06 \pm 3,154\text{mgL}^{-1}$, respectivamente. Por fim no terceiro ensaio o valor médio afluente foi de $11,08 \pm 0,311\text{mgL}^{-1}$ e de $14,33 \pm 0,530\text{mgL}^{-1}$ para o valor efluente.

Para o parâmetro FT, foram obtidos resultados pelas análises, concentrações crescentes nos três pontos de coleta durante os 97d, realizadas em amostragem semanal. Assim, a eficiência de remoção de FT foi baixa, com uma média de apenas 2%, mas apresenta tendência de acúmulo deste parâmetro dentro do SRA.

Diante do exposto, nota-se que houve pouca remoção de fósforo no MABR desta pesquisa, havendo ainda em algumas amostras o aumento na concentração. Sabe-se que para a remoção biológica do fósforo é necessário que os organismos acumuladores de fosfato sejam expostos a ambientes anaeróbio e aeróbio (VON SPERLING, 2020). O fato é que nesta pesquisa não houve a condição anaeróbia como no trabalho de Sun *et al.*, (2015), no qual houve aeração intermitente com 5 horas de aeração seguido de 4 horas sem aeração, e posterior aeração por mais 3 horas fechando o ciclo de 12 horas para o reator MABR em batelada, com eficiência de remoção de fósforo total de 85%.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Quanto a viabilidade do SRA composto por DC e MABR, pode-se concluir que:

Os resultados das análises de parâmetros básicos como temperatura, pH e OD dentro do tanque de cultivo foram obtidos valores médios de 25,22°C, 7,61mgL⁻¹ e 3,77mgL⁻¹, respectivamente, dentro dos intervalos de valores recomendados para a sobrevivência dos peixes

Quanto a eficiência de tratamento do SRA, pode-se concluir que:

Alguns parâmetros avaliados apresentaram eficiências médias de remoção total satisfatórias, tais como: DQO (41%), nitrito (40%) e nitrogênio amoniacal (35%).

Outras variáveis como: FT (2%), nitrato (13%), NT (20%) e Sólidos Totais (11%) apresentaram baixa eficiência de remoção.

Portanto, de um modo geral, o SRA, composto pelo DC mais MABR, todos os parâmetros monitorados apresentaram remoção, indicando que o SRA com MABR pode ser utilizado no tratamento de efluentes de piscicultura.

Com base nos resultados recomenda-se que para estudos futuros seja feita uma análise com um estudo por mais tempo, para que possa ser analisado se os valores de nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal e NT continuaram a decrescer comprovando assim a eficiência das bactérias nitrificantes dentro do MABR.

Recomenda-se também que seja avaliado o uso de outro tipo de decantador para que a eficiência de remoção de sólidos totais tenha valores mais promissores, ou fazer a avaliação da remoção com uma vazão de entrada de efluente no DC mais baixa. Da mesma forma é necessário fazer alguma adaptação no SRA que leve a remoção mais eficiente de FT.

Recomenda-se também realizar estudos microbiológicos para avaliar as características e o crescimento dos microrganismos presentes no biofilme, realizar investigações neste tipo de reatores para verificar a ocorrência de processos de desnitrificação e avaliar o desempenho do reator MABR associado a outros tipos de pré-tratamentos diferentes do DC.

REFERÊNCIAS

- AMIRKOLAIE, A.K. **Dietary carbohydrate and faecal waste in the Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.)**. PhD dissertation. University Wageningen, Wageningen, The Netherlands, 2005.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). American Water Works Association (AWWA). Water Environment Federation (WEF). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20. ed. Washington: [s. n.], 1998.
- AMIRKOLAIE, A. K. **Dietary carbohydrate and faecal waste in the Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus* L.)** PhD dissertation. University Wageningen, Wageningen. The Netherlands, 2005.
- ANDRADE, A.C. **Cultivo de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em efluente do sistema de lagoas de estabilização da estação de tratamento de esgoto de Samambaia-DF**. 2008. 205 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2008.
- ASCE. **Standard Measurement of oxygen transfer in clear water**. [S. l.]: ANSI/ASCE, 1990.
- ASSUNÇÃO, W. A. **Tratamento de efluentes de piscicultura utilizando sistema wetland povoado com espécies de macrófitas aquáticas de três tipos ecológicos diferentes**. 2009. 63 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2009.
- ALMEIDA, A. O. **Reator com leito de biomassa aderida aerado parcialmente aplicado ao tratamento de esgoto sanitário**. 2010. 158 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.
- AVNIMELECH, Y. Carbon/nitrogen ratio as a control element in aquaculture systems. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 176, n. 3-4, p. 227-235, 1999.
- AVNIMELECH, Y. Bio-filters: The need for a new comprehensive approach. **Aquacultural Engineering**, Essex, v. 34, n. 3, p. 172-178, 2006.
- AZEVEDO, V.G. *et al.* **Sistema de Recirculação para Cultivo de Peixes Marinhos – Procedimento Operacional Padrão (POP)**. [S. l.: s. n.], 2014.
- BASSIN, J.P.; PRONK, M.; KRAAN, R.; KLEEREBEZEM, R.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Ammonium adsorption in aerobic granular sludge, activated sludge and anammox granules. **Water Research**, New York, v.45, n.16, p.5257-5265, 2011.
- BLANCHETON, J. P. Developments in recirculation systems for Mediterranean fish species. **Aquacultural Engineering**, [s. l.], v. 22, n. 1, p. 17-31, 2000.
- BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura. **Anuário brasileiro da pesca e aquicultura**. Brasil 2014. Brasília: MPA, 2014. 136 p.

BRINDLE, K; STEPHENSON, T.; SEMMENS, M.J. Nitrification and oxygen utilisation in a membrane aeration bioreactor. **Journal Of Membrane Science**, [s. l.], v. 144, n. 1-2, p.197-209, jun. 1998.

BOYD, C. E. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. **Aquaculture**, [s. l.], v.226, p.101-112, 2003.

BOYD, C.E.; TUCKER, C.S. Pond aquaculture water quality management. [S. l.]: Klower Academic Publishers, 1998.

CHARACKLIS, W. G. *et al.* Dynamics of biofilm processes: methods. **Water Research**, [s. l.], v. 16, n. 7, p.1207-1216, jan. 1982.

CRAB, R. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 270, n. 1-4, p. 1-14, 2007.

COCHAVA, M.; DIAB, S.; AVNIMELECH, Y. MIREZ, D.; AMIT, Y. **Intensive growth of fish with minimal water exchange**. [S. l.]: Fish-breeding Israel, 1990.

CYRINO, J. E.; CONTE, L. Tilapicultura em Gaiolas: produção e economia. In: CYRINO, J. E. P.; URBINATI, E. C. (ed.). **AquaCiência 2004: tópicos especiais em biologia aquática e aquíicultura**. Jaboticabal: Sociedade Brasileira de Aquicultura e Biologia Aquática. Cap.12, p.151-171, 2006.

ESTEVEZ, K. E.; ISHIKAWA, C. M. Características gerais e práticas de manejo em pesqueiros da região metropolitana de São Paulo. In: ESTEVES, E. K.; SANT'ANNA, C. L. (org.). **Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente, saúde pública e manejo: um estudo na região metropolitana**. São Carlos: Rima, 2006. p.1-17.

ESPEJO, G. C. **Seminario nacional de ingenieria en produccion acuicola**, 3., 2006, San Juan de Pasto, Colômbia, 2006.

ESTEBAN, A.; TEJERO, I. **Una revisión de las investigaciones sobre el tratamiento de aguas residuales con RBSOM (reactores de biopelícula que emplean membranas como material soporte y medio de oxigenación)**. [S. l.]: Tecnología del Agua, 2007.

ESTEVEZ, F.A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1988. 575 p.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA - FAO. **FAOSTAT**. Brasil: FAO. Relatório sobre o estado da Pesca e Aquicultura á nível mundial, SOFIA (2018). Disponível em: <http://www.fao.org/3/I9540EN/i9540en.pdf>. Acesso em: 05 ago. 2019.

FREDDI, L. A.; MATSUMOTO, T. Análise da remoção de nitrogênio de um reator de biofilme aerado em membrana. 2017. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AMBIENTAL (ABES), 2019. **Anais [...]** [S. l.: s. n.], 2019.

GEBARA, D. **Desempenho de um reator aeróbio de leito fluidizado no tratamento de esgoto sanitário**. 2006. 400 f. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

GUILLAUME, J. *et al.* **Nutrición y alimentación de peces y crustáceos**. Madrid: Ediciones Mundi-prensa, 2004. 471 p.

GONG, Z. *et al.* Viabilidade de um reator de biofilme aerado por membrana para conseguir a remoção de nitrogênio autotrófica de fase única baseada em Anammox. **Chemosphere**, Chemosphere, v. 69, p. 776 – 784, 2007.

HUYSMAN, P. *et al.* Factors affecting the colonization of non porous packing material in model upflow methane reactors. **Biotechnology Letters**, Dordrecht, v.5, p.643-648, 1983.

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

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.

KOKARE, C. R. *et al.* Biofilm: Importance and applications. **Indian Journal of Biotechnology**. [s. l.], v. 8, p. 159-168, 2009.

KUBITZA, F. Qualidade da água na produção de peixes - Parte I, Panorama da aquicultura. **Panorama da aquicultura**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 45, p. 36-41, 1998.

KUBITZA, F. Tilápias: Parte I. **Panorama da aquicultura**, Rio de Janeiro, 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**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 88, p. 14-18, março/abril, 2005.

KUBITZA, F. **A evolução da tilapicultura no Brasil**: produção e mercado. *Panorama da Aquicultura*, Rio de Janeiro, v. 13, n. 76, mar./abr. 2015.

LAWSON, T. B. **Fundamentals of aquacultural engineering**. New York: Chapman & Hall, 1995. 355 p.

LIMA, E.B.N.R. **Modelagem integrada para gestão da qualidade da água na Bacia do rio Cuiabá**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

LOSORDO, T.M, MASSER, M.P., RAKOCY, J. Recirculating Aquaculture Tank Production Systems. **An overview of critical considerations southern regional aquaculture center**. Texas: SRAC Publication n. 451. 1998. 6 p.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, H. L. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: Consequências e recomendações. **Boletim de instituto de pesca**, São Paulo, v. 36, n. 2, p. 149-163, 2010.

MAIGUAL ENRIQUEZ, Y. A.; SANCHEZ-ORTIZ, I.; MATSUMOTO, T. **Desempeño de tanques decantadores de sólidos en un sistema de recirculación para producción de tilapia**. Rev.MVZ, Córdoba, v. 18, 2013.

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

MASSER, M. P.; RAKOCY, J.; LOSORDO, T. M. 1999. Recirculating aquaculture tankproduction systems - Management of Recirculating Systems. **Southern Regional AquacultureCenter**. Texas. SRAC, 1999. 12 p.

MATSUMOTO, S.; TERADA, A.; TSUNEDA, S. Modeling of membrane-aerated biofilm: effects 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.

METCALF; EDDY. **Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización**. 3.ed. México. Mc Graw Hill. 1996. v.1, 752 p.

MIRES, D. **Aquaculture and the aquatic environment: mutual impact and preventive management**. Bamaidgh: The Israeli Journal of Aquaculture, 1995.

MIDLEN, A. and REDDING, T. **Environmental Management for Aquaculture**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1998.

MINUCCI, L.V.; PINESE, J.F.; ESPÍNDOLA, E.L.G. Análise limnológica de sistema semiintensivo de criação de *Leporinus macrocephalus* (Pisces, Anostomidade). **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 21, n. 1, p. 123-131, 2005.

MOLINA, J. B. **Evaluación de la eliminación de materia orgánica y nitrógeno de las aguas residuales en un reactor biopelícula de membrana tubular aireada**. Tese (Doutorado) - Universidade de Corunã, Corunã, 2015.

OSTRENSKY, A.; BOEGER, W. **Piscicultura: fundamentos e técnicas de manejo**, [S. l.: s. n.],1998. 96 p.

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

PEDREIRA, M. M.; LUZ, R. K.; SANTOS, J. C. E.; SAMPAIO, E. V.; SILVA, R. S. F. Biofiltração da água e tipos de substrato na larvicultura do pacamã. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 55, n. 5, 2009.

PIEDRAHITA, R. H. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 226, n. 1-4, p. 35-44, 2003.

PILLARY, T. **Aquaculture and environment**: fishing news books. Oxford: Blackwell Science, 1992. 189 p.

PROENÇA, C. E. M; BITTENCOURT, P. R. L. **Manual de Piscicultura Tropical**. Brasília, DF: IBAMA, 1994. 195 p.

RAKOCY, J.E. Tank culture of tilapia. **Southern regional aquaculture center**. Texas. SRAC Publication, 1989. 5 p.

SÁNCHEZ-ORTIZ, I. A., MATSUMOTO. T. Hydrodynamic characterization and performance evaluation of an aerobic three phase airlift fluidized bed reactor in a recirculation aquaculture system for Nile Tilapia. **Aquacultural Engineering**, v. 47, 2012.

SANTOS, V.B.; FIRETTI, R.; SALES, D.S. As tilápias não são todas iguais. *In*: ANUALPEC, 2006, São Paulo. **Anais [...]** São Paulo: FNP Consultoria e Comércio, 2006. p. 284-286.

SCHULTER, E. P.; VIEIRA FILHO, J. E. R. **Evolução da piscicultura no Brasil**: diagnóstico e desenvolvimento da cadeia produtiva de Tilápia. Rio de Janeiro: Ipea, 42 p., 2017.

SIQUEIRA, T.V. Aquicultura: a nova fronteira para aumentar a produção mundial de alimentos de forma sustentável. **Boletim regional urbano e ambiental (IPEA)**, [s. l.], p. 54, 2017.

SILVA, J.P.V. **Tratamento de efluentes de tanques de piscicultura aplicando a tecnologia de eletrocoagulação**. 2013. 72 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

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. 104 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2017.

SPINOLA, A. L. G. **Biofilmes aeróbios para remoção de nitrogênio em células de fluxo, submetidos á diferentes velocidades superficiais e taxas de carregamento**. 2009. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2009.

SIPAÚBA-TAVARES, L.H. Adoção de boas práticas de manejo (BMP) em piscicultura para manutenção da saúde animal. *In*: ELER, M.; GAETA ESPÍNDOLA, E.L. **Avaliação dos impactos de pesque-pague**: uma análise da atividade na bacia hidrográfica do rio Mogi-Guaçu. São Carlos: Rima, 2006. 312p.

STOODLEY, P., SAUER, K., DAVIES, D. G. & COSTERTON, J. W. Biofilms as complex differentiated communities. **Annu. Rev. Microbiol**, Palo Alto, v. 56, p. 187–209 2002.

SUGIURA, S.H.; MARCHANT, D.D.; WIGINS, T.; FERRARIS, R.P. Effluent profile of commercially used low-phosphorus fish feeds. **Environmental Pollution**, Dordrecht, Holanda, v. 140, n. 1, p. 95–101, 2006.

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, v. 33, n.3, p. 214–224, 2005.

SUN, L. et al. Enhanced biological nitrogen and phosphorus removal using sequencing batch membrane-aerated biofilm reactor. **Chemical Engineering Science**, Kidlington, v. 135, p. 559-565, 2015.

SYRON, E. ; CASEY, E. Casey. Biofilmes aerados por membranas para biotratamento de alta taxa: avaliação de desempenho, princípios de engenharia, aumento de escala e requisitos de desenvolvimento. **Environ Sci. Technol.**, [s. l.], v. 42, p. 1833-1844, 2008.

TIMMONS, M. B.; EBELING, J. M. **Recirculating Aquaculture (Second Edition)**. NRAC New York: Cayuga Aqua Ventures, 2010.

TERADA, A. *et al.* Sequencing batch membrane biofilm reactor for simultaneous nitrogen and phosphorus removal: Novel application of membrane-aerated biofilm. **Biotechnology And Bioengineering**, [s. l.], v. 94, n. 4, p. 730-739, 2006.

TOLEDO, L.G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 59, n. 1, p. 181-186, 2002.

VALENTI, W. C. Aquicultura sustentável. In: CONGRESSO DE ZOOTECNIA, 12., 2002, Vila Real. **Anais [...]** Vila Real: Associação Portuguesa dos Engenheiros Zootécnicos, 2002.

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

VINATEA-ARANA, L. **Princípios químicos de qualidade da água em aquicultura**: uma revisão para peixes e camarões. Florianópolis: UFSC, 2004. 231 p.

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

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. Belho Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, 1997. v. 4. 428 p.

VON SPERLING, M., VERBYLA, M., OLIVEIRA, S. **Assessment of treatment plant performance and water quality data**: a guide for students, researchers and practitioners. Londres: IWA Publishing, 2020.0 644 p.

WEATHON, Frederick W. **Acuicultura, diseño y construcción de sistemas**. México: A. G. T., 1993. 704 p.

WOLFF, D. B.; PAUL, E.; COSTA, R. H. R. de. Influência do tipo de material suporte no desempenho de reatores biológicos de leito móvel na remoção de carbono e nitrificação de esgoto sanitário. **Eng Sanit Ambient**, Rio de Janeiro, v. 15, n.2, 2010, p.149-154.

ZANIBONI, F.E. Tratamento de efluentes da piscicultura. *In*: ZOOTECA, 2005, Campo Grande, MS. **Anais [...]** [S. l.: s. n.], 2005.