



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PIAUÍ
PROGRAMA REGIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO
E MEIO AMBIENTE (PRODEMA)
MESTRADO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE (MDMA)

GABRIELA CAROLINE COELHO SILVA

**POTENCIAL POLUIDOR DO EFLUENTE DA ALEVINAGEM DA
TAMBATINGA (*Colossoma macropomum* x *Piaractus brachypomus*)
E ALTERNATIVAS DE REUSO, EM NAZÁRIA-PI, BRASIL**

TERESINA
2018

GABRIELA CAROLINE COELHO SILVA

**POTENCIAL POLUIDOR DO EFLUENTE DA ALEVINAGEM DA
TAMBATINGA (*Colossoma macropomum* x *Piaractus brachypomus*)
E ALTERNATIVAS DE REUSO, EM NAZÁRIA-PI, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Piauí (PRODEMA/UFPI), como requisito à obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Área de Concentração: Desenvolvimento do Trópico Ecotonal do Nordeste. Linha de Pesquisa: Biodiversidade e Utilização Sustentável dos Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Ernando da
Silva

TERESINA

2018

FICHA CATALOGRÁFICA
Serviço de Processamento Técnico da Universidade Federal do Piauí
Biblioteca Comunitária Jornalista Carlos Castello Branco

S586p Silva, Gabriela Caroline Coelho.
Potencial poluidor do efluente da alevinagem da
Tambatinga (*Colossoma macropomum* x *Piaractus
brachypomus*) e alternativas de reuso, em Nazária-PI,
Brasil / Gabriela Caroline Coelho Silva. – 2018.
109 f.

Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio
Ambiente) – Universidade Federal do Piauí, Teresina,
2018.

“Orientador: Prof. Dr. Carlos Ernando da Silva”.

1. Piscicultura. 2. Aquicultura. 3. Efluentes de
Piscicultura. 4. Tambatinga. I. Título.

CDD 639.34

GABRIELA CAROLINE COELHO SILVA

**POTENCIAL POLUIDOR DO EFLUENTE DA ALEVINAGEM DA
TAMBATINGA (*Colossoma macropomum* x *Piaractus brachypomus*)
E ALTERNATIVAS DE REUSO, EM NAZÁRIA-PI, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Piauí (PRODEMA/UFPI/TROPEN) como requisito à obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Aprovada em: 29 de junho de 2018

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Carlos Ernando da Silva
(Universidade Federal do Piauí - Orientador)

Profa. Dr. Márcio Antônio da Rocha Freitas
(Universidade Estadual do Piauí- Membro externo)

Prof. Dra. Elaine Aparecida da Silva
(Universidade Federal do Piauí - Membro interno)

DEDICO

À Deus, pela força e alegria, ao meu marido Luciano Brito e aos meus pais Juci e Lucimary, companheiros em todos os momentos, Feliz é aquele cujo Deus é o Senhor!

AGRADECIMENTOS

A execução desse estudo se realizou com o apoio de amigades e órgãos, e neste momento, gostaria de deixar minha gratidão.

À UFPI, ao Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente e seu corpo docente, em especial às professoras Dr. Elaine e Dr. Giovanna, que colaboraram e incentivaram a conclusão dessa formação.

Ao meu orientador, Dr. Carlos Ernando da Silva, pela sua disponibilidade em enriquecer esse trabalho com o seu conhecimento, o que tornou possível essa conclusão.

À Secretaria de Desenvolvimento Rural do Piauí (SDR) e os seus colaboradores, em especial, ao Secretário Francisco Lima e aos Engenheiros de Pesca João Silva e Luciano Brito, que disponibilizaram a Estação de Piscicultura Francisca Trindade para o estudo e apoiaram a coleta de dados desse projeto.

À UESPI, a Coordenação de Agronomia e Zootecnia, em especial a professora Mrs. Claudiane, pela sua amizade e ensinamentos durante o estágio à docência.

Aos companheiros do Laboratório de Saneamento Ambiental, pela participação nas análises, em especial ao Rafael e a Olga.

Aos companheiros do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da UFPI, pelos momentos agradáveis e de aprendizado que vivemos juntos.

Aos meus pais, Juci e Lucimary, pelo incentivo de sempre e ao meu irmão Francisco de Assis, pela sua torcida mesmo sem muitas palavras.

Aos meus amigos, que sempre me descontraíram com momentos felizes e de amor durante essa jornada.

Muito obrigada!

RESUMO

Os recursos hídricos vêm sendo afetados de maneira desordenada, principalmente, através do descarte de efluentes domésticos e industriais, como os provenientes da aquicultura. Os setores de reprodução, alevinagem e engorda da aquicultura são responsáveis por lançar efluentes com cargas orgânicas, fósforos e compostos nitrogenados que causam impactos nos ecossistemas aquáticos. Na cadeia produtiva da aquicultura, no estado do Piauí, destaca-se o cultivo da espécie tambatinga (*Colossoma macropomum* x *Piaractus brachypomus*), adaptada de forma positiva à região. O objetivo do presente estudo foi avaliar o potencial poluidor nos recursos hídricos dos efluentes da alevinagem de tambatinga na Estação de Piscicultura Francisca Trindade, em Nazária-PI e de seu reuso. Foi analisada a variação da qualidade da água nas fases inicial, intermediária e final, durante o manejo de produção em 12 ciclos, no período de janeiro a maio de 2017. As análises físico-químicas da água realizadas durante o ciclo de produção de alevinos de tambatinga foram, tais como: pH, fósforo total, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), nitrato, temperatura, bem como análise microbiológica, como a *Escheria coli* (*E. coli*). Os efluentes desse empreendimento público não recebem nenhum tipo de tratamento para seu descarte, sendo identificadas as características físico-químicas e microbiológicas do efluente *in natura*. Observou-se que os efluentes da alevinagem de tambatinga são potencialmente poluidores quanto ao fósforo total, nitrato, carga orgânica e o pH e, dependendo da capacidade assimilativa do corpo hídrico receptor, podem causar severos danos ambientais. A Estação de Piscicultura de Nazária, em 2017, operou com 39% da sua capacidade produtiva, resultando em um total de 781.000 alevinos e gerando 6.480 m³ de efluentes. Verificou-se que esses efluentes apresentaram viabilidade de reuso na agricultura na região de Nazária-PI, principalmente, quanto a presença dos nutrientes, como o fósforo e o nitrato, esse procedimento se efetuado possibilitará a amenização dos impactos ambientais dessa atividade. Os resultados obtidos desse trabalho servem como um apoio para gestão dos usos múltiplos dos recursos hídricos pelos órgãos públicos e contribuição científica para meio acadêmico.

Palavras-chave: efluentes de piscicultura; reuso de efluentes; aquicultura.

ABSTRACT

Water resources have been affected in a disorderly way, mainly through the disposal of domestic and industrial effluents from aquaculture. The aquaculture reproduction, raising and fattening sectors are responsible for releasing effluents with organic loads, phosphorus and nitrogen compounds that cause impacts on aquatic ecosystems. In the aquaculture production chain, in the state of Piauí, we highlight the cultivation of the tambatinga species (*Colossoma macropomum* x *Piaractus brachypomus*) once it has been positively adapted to the region. The present study aims to evaluate the pollutant potential of effluent from the tambatinga fishery at the Estação de Piscicultura Francisca Trindade, in Nazária-PI and its reuse. This station supplies tambatinga for fish farmers in Piauí. The water quality variation was analyzed in the different stages of the production management in 12 cycles from January to May 2017. It was made physical and chemical analyzes of the water, such as pH, total phosphorus, biochemical oxygen demand (BOD), dissolved oxygen (OD), nitrate, temperature, as well as microbiological analysis *Escheria coli* (*E. coli*). It was observed that the effluents of this public enterprise do not receive any type of treatment for their disposal, being identified physical-chemical and microbiological characteristics of the effluent *in natura*. In 2017, it operated with 39% of its productive capacity, which resulted in a total of 781,000 fishes and and generating 6,700 m³ of effluent. Verified that of effluent presents viability of reuse in agriculture in the region of Nazária-PI, mainly, as for the presence of nutrients, such as phosphorus and nitrate, this procedure will allow the mitigation of the environmental impacts of these activity. The results obtained from this work serve as a support for management of multiple uses of water resources by public agencies and scientific contribution to academia.

Keywords: fish effluent; reuse of effluents; aquaculture.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa da localização do município de Nazária-PI.....	40
Figura 2 - Mapa da localização da Estação de Piscicultura Deputada Francisca.....	41
Figura 3 - Estação de Piscicultura do Estado Piauí Deputada Francisca Trindade...	41
Figura 4 - Retirada da vegetação do fundo no viveiro 12 da Estação de piscicultura de Nazária.....	43
Figura 5 - Calagem no viveiro 12 da Estação de piscicultura de Nazária.....	44
Figura 6 - Adubação no viveiro 12 da Estação de piscicultura de Nazária.....	44
Figura 7 - Reservatório da Estação de piscicultura de Nazária.....	45
Figura 8 - Canal da Estação de piscicultura de Nazária.....	46
Figura 9 - Dados de precipitação e temperatura mensais de Teresina de 2017.....	52

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Produção aquícola do Brasil por Região.....	13
Gráfico 2 - Comportamento do consumo mundial de pescado de 1960 a 2014.....	16
Gráfico 3 - Dinâmica da produção da aquicultura por região no Brasil 2010-2016....	20
Gráfico 4 - Produção de alevinos dos viveiros durante os ciclos de alevinagem de tambatinga, em 2017, da Estação de piscicultura de Nazária-PI.....	77
Gráfico 5 - Variação das concentrações do fósforo total durante a alevinagem.....	81

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização do sistema de cultivo de aquicultura quanto à captação da água.....	24
Tabela 2 - Parâmetros de qualidade de água com referência específica para a atividade de aquicultura por Mercante et al. (2007).....	27
Tabela 3 - Descrição das dimensões territoriais de cada viveiro, presente na estação de Nazária.....	42
Tabela 4 - Metodologias adotadas para determinação de parâmetros físico-químicos e biológicos.....	48
Tabela 5 - Classificação do estado trófico em relação à concentração de fósforo total na água amostrada (CARLISON, 1977).....	48
Tabela 6 - Normas estabelecidas para a qualidade da água da piscicultura.....	49
Tabela 7 - Resultados da variabilidade da qualidade da água do Rio Parnaíba.....	51
Tabela 8 - Dados médios dos parâmetros de qualidade da água nos afluentes da estação de piscicultura de Nazária – PI.....	54
Tabela 9 - Descrição da variação da qualidade da água durante o ciclo da alevinagem	64
Tabela 10 - Descrição da variação da qualidade dos efluentes.....	71
Tabela 11 - Coeficientes de correlação de Spearman das variáveis da qualidade da água durante as fases do ciclo com a produtividade da alevinagem da tambatinga.....	78
Tabela 12 - Classificação do estado Trófico da água do setor da alevinagem.....	80

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ANA- Agência Nacional de Águas
BMPs- Boas Práticas de Manejo
Ca⁺²- cálcio
CE- condutividade elétrica
CHESF- Companhia Hidrelétrica do São Francisco
Cl⁻- cloreto
CNA- Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil
CO₃⁻²- carbonato
COEMA- Conselho Estadual Meio Ambiente do Ceará
CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO- demanda bioquímica de oxigênio
DNOCS- Departamento Nacional de Obra Contra as Secas
E. coli- Escherichia coli
FAO- *Food and Agriculture Organization*
HCa- alto teor de cálcio
HCO₃⁻- bicarbonato
IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IET- Índices de Estado Trófico
INMET- Instituto Nacional de Meteorologia
K⁺- potássio
LCa- baixo teor de cálcio
MDIC- Ministério da Indústria Comércio Exterior e Serviço
Mg⁺²- magnésio
MMA- Ministério do Meio Ambiente
MPA- República Ministério de Pesca e Aquicultura
Na- sódio
ONU- *Organização das Nações Unidas*
pH- potencial hidrogeniônico
PT- fósforo total
RAS- *Recirculating Aquiculture System*
SDR-PI- Secretaria de Desenvolvimento Rural do Piauí

SDRNA-PI- Secretaria de desenvolvimento rural de Nazária-PI

SDT- Sólidos dissolvidos Totais

SEAP-PR- Secretaria Especial de Pesca e Aquicultura do Paraná

TS- Taxa de sobrevivência

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 OBJETIVOS	15
2.1 Objetivo geral	15
2.2 Objetivos específicos	15
3 REFERENCIAL TEÓRICO	16
3.1 Aquicultura no mundo	16
3.2 Recursos hídricos e a aquicultura	22
3.2.1 Parâmetros de qualidade de água para a aquicultura	26
3.2.2 Efluentes da aquicultura	28
3.2.3 Reutilização de efluentes de aquicultura	33
4 METODOLOGIA	40
4.1 Caracterização da estação de piscicultura.....	40
4.1.1 Processo de preparação do reservatório e povoamento dos viveiros.....	43
4.1.2 Manejo de abastecimento	45
4.1.3 Manejo do arraçoamento	46
4.2 Coleta das amostras e o delineamento experimental	46
4.3 Análises físico-químicas e biológicas.....	47
4.4 Estado trófico	48
4.5 Metodologias de análises da qualidade da água da alevinagem da tambatinga.....	49
4.6 Desempenho zootécnico da alevinagem quanto à qualidade da água	49
4.7 Reuso dos efluentes da alevinagem de tambatinga.....	50
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	51
5.1 Características da água de origem	51
5.2 Adequação da qualidade da água armazenada no reservatório para o desenvolvimento da piscicultura, de acordo com Mercante (2007)	53
5.3 Transformação dos parâmetros da água no decorrer do processo de alevinagem.....	63
5.4 Propriedades dos efluentes de alevinagem da Estação de Piscicultura frente aos parâmetros estabelecidos na Resolução CONAMA nº 430/2011.....	70
5.5 Descrição da relação da qualidade de água do sistema com a produtividade.....	76

5.6 Estado trófico da água dos viveiros durante o ciclo produtivo	80
5.6 Potencial de reuso dos efluentes da alevinagem da Tambatinga	83
6 CONCLUSÕES	88
REFERÊNCIAS	90

1 INTRODUÇÃO

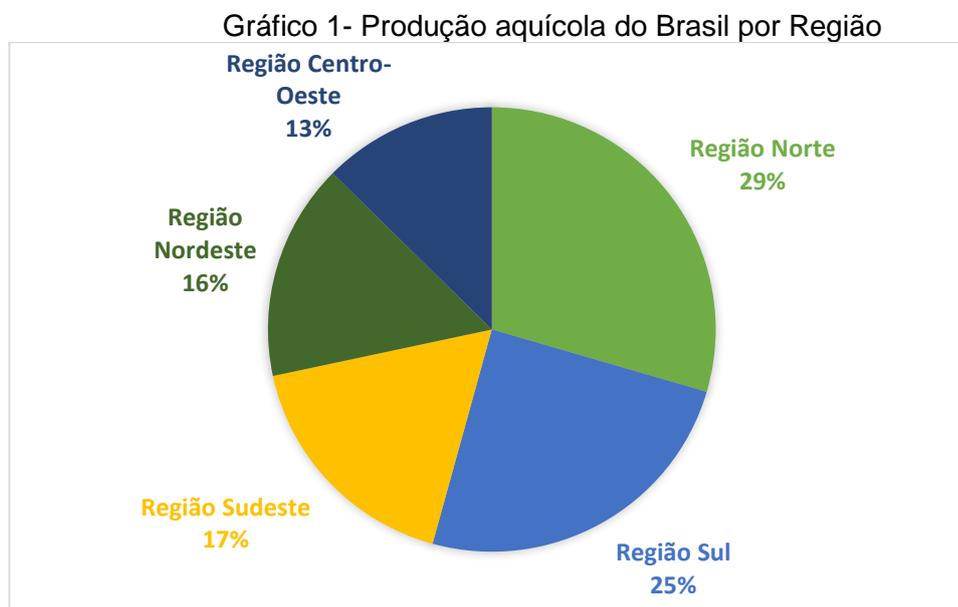
A demanda mundial para a aquisição de alimentos cresce, proporcionalmente, ao aumento populacional. Américo et al (2013) destacam que a aquicultura é uma atividade relevante para todos os segmentos da cadeia produtiva de alimentos e atende a demanda desse setor, enquanto a pesca extrativista encontra-se estagnada.

O aumento do consumo de pescado impulsionou o desenvolvimento da aquicultura, por meio de investimentos em tecnologia para ampliar a produção (BRASIL, 2010). Em 2014, segundo os dados da FAO- *Food and Agriculture Organization* (2016), essa atividade foi responsável por uma produção de 73,4 milhões de toneladas de pescados. Essa agência da ONU- Organização das Nações Unidas complementou que haverá um consumo mundial de 20,0 Kg/*per capita*/ano nos próximos anos, por ser um alimento completo, rico em proteínas de alta qualidade, que dispõe dos aminoácidos essenciais, gorduras essenciais (ácidos graxos ômega 3 de cadeia longa), vitaminas (D, A e B), minerais (cálcio, iodo, zinco, ferro e selênio), especialmente, se consumido inteiro.

O Brasil não acompanhou a tendência dos países industrializados no consumo de pescados, de 26,4 Kg/*per capita*/ano. No entanto, em 2014, atingiu a marca de 12,0 kg/*per capita*/ano, recomendada pela Organização Mundial de Saúde (IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2014). Apesar do baixo consumo, o Brasil é um dos poucos países do mundo que reúne condições favoráveis à aquicultura, tais como, água de fácil acesso e de boa qualidade, clima favorável, relevo adequado, mão de obra relativamente barata, potencial de crescimento do mercado interno, além das políticas governamentais de incentivo (BRASIL, 2010). Esses fomentos possibilitam a implantação de novos empreendimentos aquícolas, que são alternativas de renda, dentre as atividades agrícolas (BARROS et al, 2011).

Devido às riquezas e abundâncias dos pré-requisitos supracitados da aquicultura, que contribuem para a produção, no Brasil, essa atividade está presente em todas as regiões do país, no entanto, há regiões que se destacam nesse setor. Segundo o IBGE (2016), a região Norte foi a maior produtora de pescado no ano de 2016 com 149.745 toneladas/ano, seguida pela região Sul, com 125.461 toneladas/ano, a região Sudeste, com 88.118 toneladas, a região Nordeste, com

79.958 toneladas/ano e, por último, a região Centro-Oeste, com 63.841 toneladas/ano, conforme demonstrado no Gráfico 1.



Fonte: IBGE (2016)

A aquicultura brasileira possui diversos segmentos, como: carcinicultura (cultivo de camarão, em água doce e marinha); piscicultura (cultivo de peixes, em água doce e marinha); malacocultura (cultivo de moluscos); algicultura (cultivo de algas); ranicultura (cultivo de rãs). Dentre essas atividades, a piscicultura destaca-se com a produção de espécies exóticas e nativas, mas somente 1% da diversidade aquática do país é adaptada para o cultivo em cativeiro. Deste percentual, uma parcela substancial é representada pelos híbridos, por apresentar bom desenvolvimento no setor de engorda, comercialização em larga escala e competitividade com outras espécies (HASHIMOTO et al, 2012).

A tambatinga, um desses híbridos, é resultado do cruzamento do tambaqui (*Colossoma macropomum*) com a pirapitinga (*Piaractus brachypomus*). Essa espécie é o objeto de interesse desse estudo, por ser amplamente cultivada e propensa ao crescimento no estado do Piauí.

No Piauí, a cadeia produtiva da piscicultura é completa, desde o setor de reprodução, alevinagem, engorda e beneficiamento até a comercialização. O Estado possui seis estações produtoras de alevinos em funcionamento, sendo três de iniciativa privada e três públicas (DNOCS- Departamento Nacional de Obra Contra

as Secas, SDR- Secretaria de Desenvolvimento Rural do Piauí e CHESF- Companhia Hidrelétrica do São Francisco), que são insuficientes para atender a demanda do setor de engorda (SDR-PI, 2016). Segundo o IBGE (2016) a produção de pescado do estado, no período de 2015 e 2016, aumentou 6,25%, confirmando a necessidade de ampliar a oferta de alevinos para suprir o mercado interno.

A piscicultura é uma importante atividade socioeconômica, porém provoca degradação ambiental desde sua implantação, até a produção (APOLO, 2011). Essa atividade tem uma relação direta e multifacetada com a água, uma vez que, durante o processo produtivo, consome e altera a sua qualidade. Os diversos impactos ambientais aquáticos causados pela piscicultura, como efluentes poluidores e fuga de espécie exótica, dependem da espécie, sistema de cultivo, fase de produção, fatores bióticos e abióticos da região.

Em todas as fases de produção da piscicultura (reprodução, alevinagem e engorda) são gerados efluentes ricos em carga orgânica, fósforo e nitrogênio, presentes nos insumos (ração e fertilizantes) e em excretas, que alteram, consideravelmente, a qualidade dos corpos hídricos onde são lançados (BARRETO et al, 2013; JIANG et al, 2013). BRICKER et al (2008) destacam o desencadeamento dos processos de eutrofização causados por esses efluentes, que inviabilizam os diversos usos da água (abastecimento humano, lazer, transporte) e dos recursos pesqueiros (sobrevivência, alteração da cadeia trófica, alteração da comunidade biótica).

O Piauí apresenta períodos críticos de estiagem e má distribuição de água superficial, nesse cenário uma riqueza natural é a presença da água subterrânea (INMET- Instituto Nacional de Meteorologia, 2017; BASTOS et al, 2008). A disponibilidade dos recursos hídricos e o aumento da demanda dos seus usos múltiplos têm provocado alerta na sociedade, indicando a necessidade da utilização consciente e eficiente desse insumo (MARQUES et al, 2015; ARAÚJO et al, 2016). Neste contexto, o estudo da alteração da qualidade da água na produção de alevinos de tambatinga, no Piauí, é imprescindível para a utilização racional desse recurso na região, assim como, servir de modelo para locais com as mesmas descrições naturais. O objetivo desse trabalho foi avaliar o potencial poluidor nos recursos hídricos dos efluentes da alevinagem da tambatinga.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o potencial poluidor nos recursos hídricos dos efluentes da alevinagem e a possibilidade de seu reuso.

2.2 Objetivos específicos

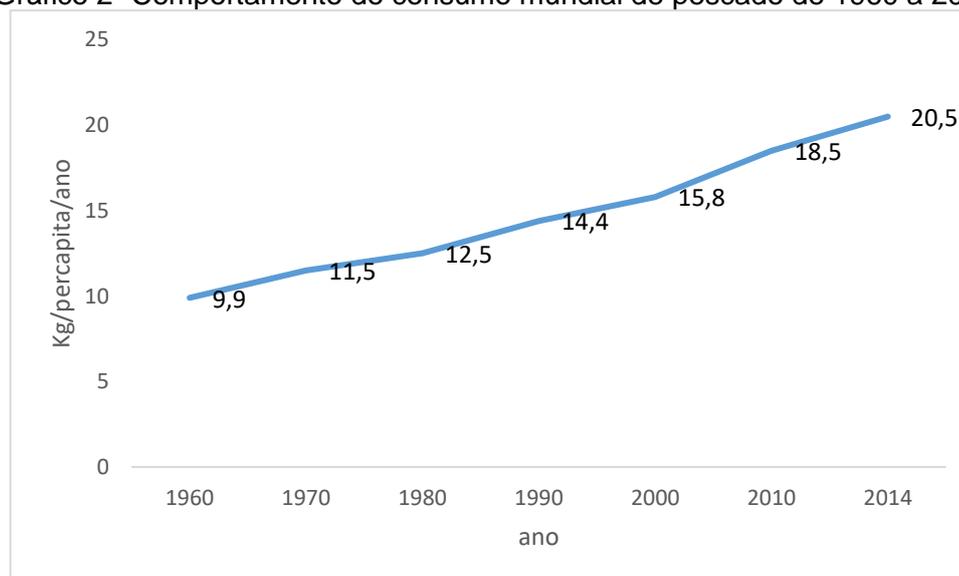
- Caracterizar as propriedades físico-químicas e biológicas da água que abastece os viveiros e a sua alteração durante o ciclo de alevinagem nas fases inicial, intermediária e final;
- Verificar o enquadramento da qualidade da água do sistema, frente aos parâmetros específicos de aquicultura estabelecidos na literatura por Mercante et al (2007);
- Analisar as características dos efluentes da alevinagem frente à Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011;
- Determinar o potencial de eutrofização dos efluente da alevinagem pelo índice de estado trófico;
- Correlacionar a produtividade da alevinagem com a qualidade da água dos viveiros;
- Verificar o potencial de reuso dos efluentes;

3 REFERÊNCIAL TEÓRICO

3.1 Aquicultura no mundo, Brasil e Piauí

A população mundial, em 2014, totalizava 7,3 bilhões de pessoas, o que representa um crescimento de 1% ao ano desde 2009 (FAO, 2016). Com esse aumento houve apreensão em relação à oferta de pescado no mundo, principalmente, devido à diminuição dos estoques da pesca extrativista (RIBEIRO et al., 2016). Entre 1960 e 2014 houve um crescimento exponencial no consumo de pescado, atingindo a marca mundial de 20kg/percapita/ano (Gráfico, 2). Neste mesmo período, observou-se a capacidade dessa atividade de suprir esta demanda com pescados ricos em nutrientes, através do funcionamento eficaz da aquicultura (FAO, 2016).

Gráfico 2- Comportamento do consumo mundial de pescado de 1960 a 2014



Fonte: FAO (2016)

A produção de pescado no mundo, em 2014, foi de 167,2 milhões de toneladas, desse total, 75% foram destinados como alimento para o consumo humano e 25% como insumo para o setor de produção de ração. A aquicultura contribuiu nesse setor com o fornecimento de 73,8 milhões de toneladas/ano de pescado para a população, o que expressa 50,33% do total, sendo 47,1 milhões de toneladas/ano proveniente da aquicultura docícola e 24,7 milhões de toneladas/ano da aquicultura marinha (FAO, 2016). Com esses números, tornou-se um importante

instrumento da economia mundial alimentícia para suprir as necessidades nutricionais da população (BECKER et al, 2015). É o setor de produção de alimentos que mais cresce, com uma expectativa de ultrapassar a produção da pesca extrativa (FAO, 2016).

A aquicultura, além de estar presente em 50 países, é uma atividade tradicional e antiga, pois encontra-se registrada em arcaicos manuscritos chineses e em hieróglifos egípcios. Nestes arquivos, a atividade era descrita como um sistema rudimentar, com a captura de alevinos e/ou juvenis em ambiente natural, retenção em um local favorável para o seu desenvolvimento e pouca oferta de insumos externos. Nessa época, a produção era destinada para atender a população, como significativa fonte de alimento (DE OLIVEIRA et al, 2015).

A aquicultura tem como característica o cultivo de peixes, crustáceos, moluscos, algas e microalgas, que dependem do meio aquático para se desenvolver. Esta atividade possui diversos segmentos, como: carcinicultura (cultivo de camarão, em água doce e marinha); piscicultura (cultivo de peixes, em água doce e marinha); malacocultura (cultivo de moluscos); algicultura (cultivo de algas); ranicultura (cultivo de rãs) (BRASIL, 2011).

Dentre os diversos organismos aquáticos cultivados em 2014, os peixes se destacam com uma produção mundial de 49,9 milhões de toneladas/ano, sucedido pelos moluscos, com 16,11 milhões de toneladas/ano e crustáceos, com 6,9 milhões de toneladas/ano. O continente asiático é o maior produtor aquícola do mundo, com 88,91% da produção mundial, seguido por 4,54% do continente americano, 3,97% do europeu, 2,32% do africano e, por último, o continente oceânico com 0,26% (FAO, 2016).

A China ocupou o primeiro lugar no ranking dos países produtores em 2014, sendo responsável por uma produção de 45,5 milhões de toneladas/ano. Neste mesmo ano, o Brasil ocupou a 14ª posição e produziu 562,5 mil toneladas. Na atividade de aquicultura brasileira destaca-se a produção de 470 mil toneladas/ano de peixes, seguidos de 65,1 mil toneladas/ano de crustáceos, 22,3 mil toneladas/ano de moluscos e 0,7 mil toneladas/ano de algas (FAO, 2016).

As espécies de peixes que se destacam na aquicultura brasileira são: tilápia (*Oreochromis niloticus*), carpa, pacu, tambaqui (*Colossoma macropomum*) e seus híbridos (SIDÔNIO et al, 2012). A tilápia (*Oreochromis niloticus*) corresponde a 43%, equivalente a um total de 260 mil toneladas/ano, da produção nacional de pescados

por apresentar os melhores resultados em relação à técnica de manejo, excelente rentabilidade de filé e boa aceitação pelo consumidor final. O tambaqui é a espécie nativa com maior volume de produção, principalmente, na região da Amazônia (OSTRENSKY et al, 2008; IBGE, 2016).

O consumo médio do mercado de pescado brasileiro é de 5,00 a 12,00 kg/percapita/ano. Cada região do país (sul, sudeste, centro-oeste, nordeste e norte), tem suas próprias exigências (espécie, quantidade) em relação ao consumo de pescado. Por exemplo, no Centro-Oeste, é inferior à 2 kg/percapita/ano, enquanto na Amazônia, apresenta um total de 60 kg/percapita/ano. A oferta, os fatores socioeconômicos, os hábitos saudáveis e a religião determinam o grau de consumo de cada estado, o que exige da atividade aquícola disponibilidade de produtos de boa qualidade e capacidade de adaptação ao mercado final (ROCHA et al, 2013).

Apesar do consumo de pescado do mercado brasileiro ser inferior, quando comparados a outros países, o país importa mais do que exporta, tanto em valores monetários quanto em volume comercializado (ROCHA et al, 2013). A importação nacional de pescado e seus subprodutos, em 2017, atingiu R\$ 3,513,527,101.5 (334,984,848 kg), enquanto a exportação atingiu R\$ 655,285,371 (36,436,553 kg), o que representa um deficit de R\$ 2,86 bilhões (289,548,295 kg) e um aumento de 32,5%, em relação ao computado em 2010, que foi de R\$ 2,24 bilhões (MDIC-Ministério da Indústria Comércio Exterior e Serviço, 2017). Estes números representam a dimensão que a produção e o consumo de peixes vêm assumindo, recentemente, no mercado brasileiro, o que demonstra a disponibilidade de espaço para o crescimento da aquicultura.

Segundo Ostrensky et al (2008), essa realidade da piscicultura do Brasil é em função do baixo investimento financeiro na atividade, que torna demorado o processo de inserção e desenvolvimento de tecnologias avançadas. Nos estabelecimentos de aquicultura no país, que fazem o uso de tecnologias avançadas, quanto à escolha da espécie a ser cultivada (melhorada geneticamente), sistemas de cultivo (extensivo, semi-intensivo, intensivo, superintensivo), inserção de novas estruturas (tanques-rede de maior volume, despesca mecanizada, classificador de peixes, dentre outros equipamentos), notam-se resultados eficientes de produtividade (BRASIL, 2010). Grande parte destes pacotes tecnológicos são importados e direcionados para as espécies exóticas, dessa maneira, as espécies

nativas, que tem potencial para o desenvolvimento em cativeiro, ficam à parte do progresso (YAMAGUCHI et al, 2015).

Apesar dos entraves tecnológicos, a FAO (2016) apontou que o Brasil estará entre os maiores produtores aquícolas, nos próximos 15 anos, com uma perspectiva de produção de 20 milhões toneladas/ano. Entre os países da América do Sul, o Brasil ocupa o segundo lugar no *ranking* dos países produtores de pescado, superado, somente, pelo Chile (SUSSEL, 2013). Esse crescimento fundamenta-se na riqueza ecossistêmica e disponibilidade de insumos para o crescimento da aquicultura, tais como: o maior reservatório de água doce do planeta, com 18%, 8,5 mil quilômetros de costa marítima, temperatura adequada, relevo oportunos, diversidade aquática (tanto em ambientes dulcícolas como marinhos) e significativa quantidade de ração, devido à produção de grãos do país (ROCHA et al, 2013).

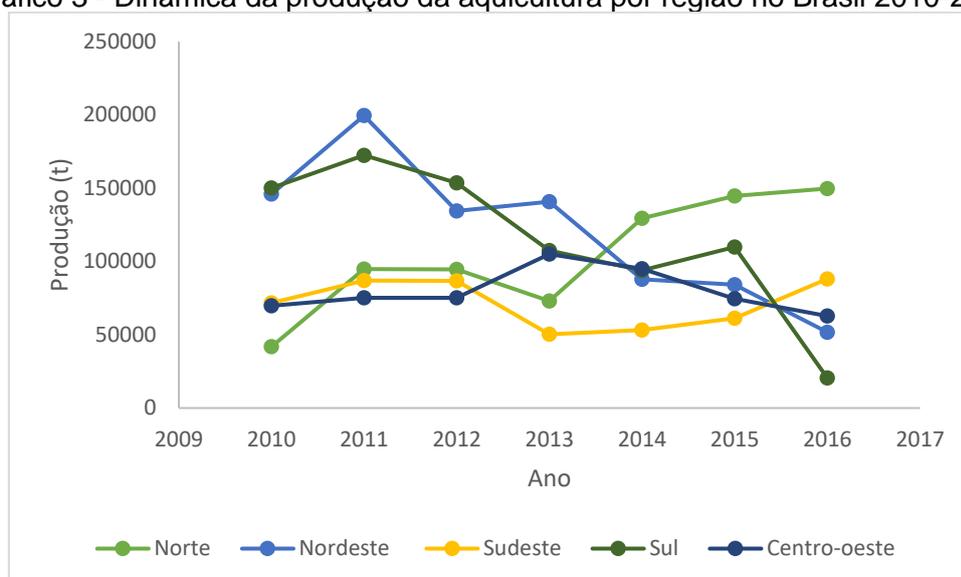
Outro fator de incentivo para aquicultura é a implementação de políticas públicas, como: Em 2003, o órgão gestor da Secretaria Especial de Pesca e Aquicultura da Presidência da República (SEAP-PR) e, em 2009, o Ministério de Pesca e Aquicultura (MPA). Neste mesmo ano, nessa ocasião o presidente do Brasil, Luis Inácio Lula da Silva, implantou o “Mais pesca e aquicultura”. As vertentes de operação desse projeto foram: disponibilidade de créditos, implantação de infraestruturas, melhoras da frota, subsídio técnica e expansão para os setores, desenvolvimento de técnicos e da atividade, incentivo ao associativismo; supervisão dos dados, inserir o Brasil no mercado internacional (PÉREZ et al., 2014). Desde 2015, o Ministério de Pesca e Aquicultura passou a ser representado pela Secretaria da Aquicultura e Pesca no Ministério da Indústria, Desenvolvimento, Comércio Exterior e Serviços - MDIC.

O crescimento da aquicultura brasileira impulsionou a elaboração de leis que regulamentam o uso sustentável dos recursos naturais destinados a essa atividade, como a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca que está descrita na Lei nº 11.959, de 29 de junho de 2009 (BRASIL, 2009). Além disso, acrescentou o processo de regularização dos empreendimentos piscícolas, que se inicia por meio da outorga de direito de uso de recursos hídricos, o licenciamento ambiental (Resolução do CONAMA n.º 413, de 26 de junho de 2009), o registro e a licença do empresário aquícola (Instrução Normativa do MPA nº

6, de 19 de maio de 2011, Instrução Normativa do MPA nº 16, de 22 de outubro de 2013) (BRASIL, 2009; 2011; 2013).

O nordeste brasileiro, em 2016, com todos esses incentivos e regulamentos supracitados, ocupou o quarta posição no ranking das regiões produtoras do país. A produção predominante dessa região, no litoral, é a carcinicultura, por haver facilidade de acesso a água salgada e, no continente, é a piscicultura, pela disponibilidade de água doce e área (KUBITZA, 2015). Em 2013, a região ocupava o primeiro lugar no setor de aquicultura do Brasil, conforme descrito no Gráfico 3 (IBGE, 2013). Até então, a região Norte era excluída por restrições legais quanto ao uso de espécie exótica, pois é proibida a prática do cultivo de tilápia. A região Norte, atualmente, é o maior produtor, em volume, de pescado no país (IBGE, 2013).

Gráfico 3 - Dinâmica da produção da aquicultura por região no Brasil 2010-2016



Fonte: MPA (2011); IBGE (2013, 2014, 2015, 2016)

A seca pluriannual no Ceará, em 2012, no principal estado produtor de pescado do Nordeste, acarretou uma severa depleção das áreas inundadas dos reservatórios, que levou à redução proporcional na produção de peixes (PEREIRA et al, 2014). Nesse período, a piscicultura, a agricultura e a pecuária nos reservatórios são escapes dos prejuízos da seca, com a finalidade de proporcionar renda para os produtores rurais, com a redução do estoque de água, ocasionou o aumento considerável da inserção de aporte de nutrientes no Açude Castanhão, o maior do estado (SOUZA et al, 2017). Esses episódios ambientais diminuíram significativamente a produção de pescado do Nordeste, que apesar dos incentivos

para o desenvolvimento da atividade, ainda não recuperou o seu alto patamar de produção (CNA- Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil, 2016).

Dentre os aquicultores nordestinos que continuaram a produção, 98 são micro e pequenos produtores piauienses, que produzem em viveiro ou tanque-rede. Dentre os piscicultores que adotaram a estrutura de viveiro escavado, 89% possuem de 2 - 5 hectares e 11% de 5 - 50 hectares de áreas cultivadas, os que implantaram tanque-rede, 87% têm menos de 1.000 m³ e 13% entre 1.000 m³ - 5.000 m³. As espécies mais cultivadas no estado são tambatinga (*Colosoma macropomum*), tambaqui (*Colosoma macropomum x Piaractus brachypomus*) e a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) (SDR-PI- Secretaria de Desenvolvimento Rural do Piauí, 2016).

A cadeia produtiva da piscicultura no estado do Piauí é completa, englobando a reprodução, alevinagem, engorda, beneficiamento e comercialização. O setor de engorda da piscicultura piauiense é abastecido pelos produtores do Estado de alevinos, dos Territórios Entre Rios e dos Cocais. A oferta deste insumo, no estado, não é suficiente para atender o mercado interno, sendo necessária a importação de outros estados da Federação. Há uma expectativa de implantação de novos empreendimentos produtores de alevinos, em função da demanda ser maior do que a oferta (SDR-PI, 2016).

No Piauí, existe diversas região com grande potencial para implantação de empresas aquícolas. A área do MATOPIBA (Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia), abrange 33 municípios do Piauí, em quatro microrregiões (Alto Parnaíba Piauiense, Bertolândia, Alto Médio Gurguéia, Chapadas do Extremo Sul Piauiense), com uma área total de 8,2 milhões de hectares, oportuno, tanto para a piscicultura, como para agropecuária. No estado do Piauí, a produção de pescado, atualmente, gira em torno de 7 a 8 t/ha (sem uso de tecnologia). O direcionamento de, apenas, 0,05% da área no MATOPIBA para a piscicultura, poderia gerar um aumento exponencial de 30 mil t/ano de pescados (SDR-PI, 2016).

A aquicultura, assim, pode servir de fonte de renda e subsistência para milhares de pessoas (FAO, 2016), principalmente, no estado do Piauí, onde são necessárias alternativas de atividade produtora de alimento, especialmente, nas regiões carentes. Essa atividade é considerada uma ponte para o avanço social e econômico, pois propicia a exploração dos diversos recursos pesqueiros presentes na natureza e uma alternativa para o sustento de comunidades em diferentes

regiões brasileiras, que dependem das atividades tradicionais de produção de alimentos para sobreviver (NETO et al, 2016; ARAÚJO; PEREIRA DE SÁ, 2008; SATOLANI et al, 2015). O cultivo de peixe em comunidades é fixado e apontado para substituição ou suplemento dos setores exauridos, da pesca e da agricultura (ARAÚJO; PEREIRA DE SÁ, 2008).

Nessas comunidades, a piscicultura é usada como uma ferramenta para desenvolvimento econômico de populações de baixa renda. Apesar da falta de recursos para investimento em infraestrutura e insumos, a atividade tem se adaptado à realidade econômica e social da população local (VIEIRA et al, 2016). Isso é possível, com o apoio do governo brasileiro (presente em todo o território do país) fornecendo insumos (ração, alevinos) e infraestrutura (tanque-rede) por meio das associações de produtores e prefeituras (NETO et al, 2016).

Segundo Vieira et al (2016) a atividade piscícola familiar é considerada de baixo impacto ambiental e produtividade eficiente. Esta atividade tem como característica o consórcio com outras culturas, que resulta em aproveitamento eficiente do espaço e dos insumos, e o beneficiamento, utilização integral do pescado (vísceras, escamas, pele, ossos e músculo). Para que a piscicultura tenha sucesso produtivo e ambiental é necessário o conhecimento detalhado da relação entre a técnica empregada (extensivo, semintensivo, intensivo) e o setor da aquicultura (reprodução, larvicultura, engorda, indústria de beneficiamento), além dos manejos realizados (adubação, arraçamento, troca de água) com o ambiente na qual estão inseridas (solo, água, fauna, flora), com a finalidade de evitar desastres ambientais como o ocorrido no Nordeste (LEIRA et al, 2017). Um dos segmentos ambientais essenciais é o uso equilibrado dos recursos hídricos (NETO et al, 2016).

3.2 Recursos hídricos e a aquicultura

O volume de água, que ocupa dois terços da superfície da terra, é o mesmo desde a sua formação à milhões de anos. Sendo, 97% desse recurso correspondente à água marinha e 3% à água doce, da qual 75% encontram-se congelada nas calotas polares, 15% confinada em aquíferos nos solos e, apenas, 10% está disponível para os usos múltiplos (SHIKLOMANOV, 1997). Nesse

contexto, pode-se visualizar que a disponibilidade de água doce do planeta é bastante reduzida.

Garantir o suprimento de água de boa qualidade é fundamental, não só para o desenvolvimento econômico, mas para toda a manutenção da vida na terra. O homem tem uma relação direta de dependência da água, tanto em quantidade, como em qualidade, quanto ao suprimento de suas necessidades biológicas, econômicas e de lazer (BARROS et al, 2008).

A água é um recurso natural que seu uso é restrito e passível de cobrança (BRASIL, 2009). Com a possibilidade de escassez desse recurso, buscam-se saídas, estratégias e ações para a sua recuperação e preservação (CORONA et al, 2017). Há uma preocupação crescente das autoridades internacionais sobre os impactos ambientais das atividades antrópicas nos recursos hídricos. Ambientes de águas continentais superficiais, pela facilidade de acesso, são essenciais à vida e bem estar da humanidade (JACOBI et al, 2015).

Esses ambientes são os mais vulneráveis às interferências antropogênicas, por provocar fortes alterações na flora e fauna aquática (perca da biodiversidade), e nos padrões de qualidade da água (alteração do seu estado trófico) (SONDEGAARD et al, 2003). A degradação do meio ambiente, em favor de uma lógica que visa, exclusivamente, o lucro, é incompatível com a saúde, a qualidade, o bem-estar das populações e da natureza.

O Brasil é um país privilegiado por apresentar uma diversidade de mananciais superficiais, com uma vazão estimada em 33.000 m³/hab/ano que corresponde, aproximadamente, a 12% da disponibilidade hídrica mundial. Porém, a distribuição geográfica e o regime pluviométrico das bacias hidrográficas são bastante irregulares em todo o território nacional, sendo a Região do Parnaíba, a menos favorecida com vazão aproximada de 753 m³/s. Essa mesma relação, também pode ser encontrada, entre a oferta e a demanda de água entre as regiões hidrográficas do Brasil (ANA, 2007). O uso e a ocupação do solo são considerados os principais fatores responsáveis por esta dinâmica (LOPES et al, 2011).

Os corpos de água no país são utilizados de várias maneiras e diversos fins, como: abastecimento de água, irrigação de lavouras, lazer e despejo de águas residuais brutas (MACEDO et al, 2010). Com a progressiva intensificação de seus usos múltiplos (dessedentação de animais na pecuária, irrigação de culturas, despejos de efluentes, utilização em processos industriais, pesca, transporte, dentre

outros), foram desencadeados vários efeitos nocivos aos ecossistemas aquáticos (alteração do estado trófica, inapropriação para abastecimento humano ou animal) (DE SOUZA et al, 2014).

A Agência Nacional de Águas (ANA) é uma agência pertencente ao Ministério do Meio Ambiente (MMA) destinada à instituição do cumprimento dos objetivos e as diretrizes da Lei das Águas do Brasil, a lei nº 9.433 de 1997. Dentre as diversas atividades que exploram os recursos hídricos, a aquicultura é responsável pela retirada de água de ambientes naturais para produção de pescado em cativeiro (BAUMGARTNER et al, 2007; SANCHEZ; MATSUMOTO, 2011).

O plano para o desenvolvimento dessa atividade, quanto ao crescimento, à reprodução, à saúde, à sobrevivência e à qualidade dos peixes, necessita de condições adequadas de qualidade da água (BOYD et al, 1998). O ponto de partida para implantação da aquicultura, em uma determinada área, é a existência de vida na água. As fontes podem ser superficiais (rios, lagos naturais, açudes e córregos) e subterrâneas (minas e poços). A intensidade de captação e a renovação de água variam de acordo com o sistema de produção (Tabela 1).

Tabela 1- Caracterização do sistema de cultivo de aquicultura quanto à captação da água

Sistema de produção	Captação da água	Motivos para captação da água	Produção (kg/m³)
Parado	Pouca	Infiltração/evaporação	0,4 a 1,2
Renovação	Contínua (com entrada e saída contínua de água) / Intermitente (renovação em parte da água dos viveiros a produção)	Remoção de compostos orgânicos	1,0 a 3,0
Recirculação	Pouca	Remoção e transformação dos compostos orgânicos	20,0 a 70,0

Fonte: KUBITZA (1999)

Nos sistemas de baixa renovação de água são utilizados de 6 a 8 m³ para cada quilo de peixe produzido, enquanto em tanques de alta renovação, em média, são necessários de 60 a 240 m³. O volume depende das exigências da técnica de

produção adotada (sistemas com múltiplas passagens, produção divididas em fases, o uso de aeradores). A água utilizada nos sistemas de alto fluxo de renovação é devolvida para o seu curso natural (geralmente um riacho ou rio), com balanço hídrico, praticamente, zero (o que sai é, praticamente, igual ao que entra). Nos sistemas de baixa renovação, grande parte da água é perdida por evaporação, e/ou infiltração, e as sobras nos viveiros, que correspondem de 20% a 40% da água captada, é restituída através da drenagem (KUBITZA, 2015).

Regiões que possuem facilidade de acesso à água tornam-se adequadas para o desenvolvimento da aquicultura, o que contribui para o crescimento do mercado nacional de produção de pescados. A ANA estabeleceu, apenas, 1% da área ou da capacidade de suporte do rio/lago (o menor dos dois critérios) para o uso de água para aquicultura. Entretanto, apenas 0,167%, em média, dos reservatórios estão sendo efetivamente utilizados para esse fim. Os parques aquícolas da União foram criados com o propósito de oferecer um espaço físico contínuo em meio aquático delimitado, em cujos espaços físicos intermediários possam ser desenvolvidas outras atividades, consorciadas com a aquicultura. Essa política contempla 21 estados e 278 municípios (SIDÔNIO, 2012).

Os parques aquícolas estão distribuídos em diversos reservatórios de todas as regiões do país. Seis estão em funcionamento: Itaipu (PR), Castanhão (CE), Ilha Solteira (MS, MG e SP), Furnas (MG), Três Marias (MG) e Tucuruí (PA). Estes reservatórios contam com 35 parques aquícolas, que somam uma lâmina d'água de áreas aquícolas de 2,532,781 ha. Atualmente, 918 reservatórios estão em processo de licitação e demarcação (BRABO et al, 2016).

No estado do Piauí, não existe parque aquícola. A maior parte da água utilizada para aquicultura é proveniente dos rios (37%), poços (29%) e barragens (12%), com uma parcela captada de açudes, lagoas e da chuva. A água dos rios e poços são direcionadas para abastecimento das pisciculturas em viveiros escavados (principalmente para os cultivos de tambaqui/tambatinga), enquanto as barragens e açudes são empregadas no cultivo em tanque-rede (tilápias). Estima-se que o estado tenha uma capacidade de produção de 258 mil toneladas, considerando uma produtividade média de 200 kg/m³/ano e o uso da área de 0,3% do total dos reservatórios de forma segura, para não desencadear os processos de eutrofização (SDR-PI, 2016).

Dos piscicultores piauienses que produzem em tanques escavados, 25% não realizam troca de água, 16% não efetuam a reposição da água perdida pela evapotranspiração e, apenas, 17% realizam o monitoramento da qualidade da água, o que provoca grandes perdas desse recurso por falta de conhecimento e manejo adequados, em uma região onde é considerado limitado e escasso (SDR-PI, 2016).

O monitoramento das concentrações de nutrientes (fósforo e nitrogênio) e da compatibilidade da biomassa de peixe, com capacidade de suporte do corpo hídrico (equilíbrio do estado trófico do ambiente), é necessário para que a atividade piscícola ocorra de forma sustentável (ECHANIZ et al, 2009). As estruturas das pisciculturas são distribuídas ao longo de áreas extensas, o que dificulta o controle da qualidade de água. O ponto chave de uma produção eficiente é a manutenção da qualidade da água de acordo com as necessidades e exigências de cada espécie produzida (hábito alimentar e densidade) (WINCKLER et al, 2015). As principais variáveis a serem controladas são: temperatura, potencial hidrogeniônico, oxigênio dissolvido, fósforo total e amônia.

No cultivo de peixes são liberados efluentes ricos em compostos orgânicos, que alteram o estado trófico da água. O desenvolvimento de estudos sobre o conhecimento detalhado da variação da qualidade da água, durante o processo de produção de pescados, e a sua relação com a capacidade de suporte do ambiente aquático em que está instalado, é essencial, tanto no aspecto financeiro, como ambiental, sobretudo, se forem instalados em ambientes hidrográficos com baixo potencial de regeneração ou diluição de efluentes (FEIDEN et al, 2015).

3.2.1 Parâmetros de qualidade de água para a aquicultura

Mercante et al. (2007), no estudo sobre os parâmetros de água ideais para o desenvolvimento da Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), estabeleceram uma relação de variáveis físicas, químicas e biológicas (Tabela 2) como padrão para a atividade, a fim de contribuir com o controle dos processos biológicos em viveiros de produção de organismos aquáticos. Há, também, os padrões da Resolução 357/05 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que trata das águas de classe 2, destinadas à criação natural e/ou intensiva de peixes, crustáceos, algas, moluscos e consumo humano.

Tabela 2- Parâmetros de qualidade da água com referência específica para a atividade de aquicultura, de Mercante et al. (2007)

Parâmetros	Valor de referência
Temperatura da água (°C)	28-32 ⁽¹⁾
pH	6,5-8,0
Oxigênio dissolvido (mg/L)	> 5,00
Turbidez (UNT)	≤ 100,00
Condutividade elétrica (µS/cm)	23-71 ⁽²⁾
Fósforo total (mg/L)	≤ 0,030
Nitrogênio amoniacal total (mg/L)	≤ 2,00 ⁽³⁾
Íon nitrato (mg/L)	≤ 10,00

(1) Kubitza (1999) (para peixes de espécies tropicais); (2) Sipaúba-Tavares (1994); (3) quando $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$; (4) Boyd (1998).

Fonte: MERCANTE (2007).

A temperatura da água é uma das variáveis mais importantes em relação ao funcionamento adequado dos processos químicos e biológicos, existentes em um viveiro, e interfere em todas as atividades fisiológicas dos peixes (respiração, digestão, reprodução e alimentação). A faixa permitida dessa variável para a aquicultura é de 28 a 32°C e medidas fora desse padrão podem causar prejuízos ao produtor, como o aumento da mortalidade (WORKAGEGN, 2012).

O pH ideal para a aquicultura é entre 6,5 a 8,0, qualquer alteração durante o cultivo pode afetar no crescimento, reprodução dos animais e provocar mortalidade nos viveiros. Essa variável é alterada de acordo com a irradiação solar, com os processos de fotossintéticos e respiratórios existentes dentro do tanque. A mudança de duas unidades do pH, do amanhecer ao entardecer, aponta que o sistema do tampão está impróprio para o peixe ou há uma alta propagação fitoplanctônica no sistema de cultivo (LIMA et al, 2013).

A amônia é um composto resultante da excreção nitrogenada dos peixes e da decomposição microbiana de resíduos orgânicos (ração, fezes e adubos naturais). A adição de fertilizantes ricos em amônia e uréia contribui para elevar a concentração desse elemento que, em níveis acima de 0,05 mg/L, pode ser letal para os peixes, mesmo que ocorra uma exposição por curto período (SCHRAM et al, 2014). A amônia excretada pelos organismos aquáticos é oxidada em nitrato pela ação das bactérias quimioautotróficas, *nitrossomonas* e *nitrobacter*, que transformam o íon amônio (NH_4^+), em nitrito (NO_2^-) e, em seguida, em nitrato (NO_3^-). A concentração de

nitrato está diretamente relacionada com a quantidade de fitoplâncton, sendo este, o maior responsável pela produção de matéria orgânica fixada pela fotossíntese, nos viveiros.

A condutividade elétrica da água corresponde à capacidade dos íons presentes na água em conduzir eletricidade e cresce, proporcionalmente, ao aumento da concentração desses íons (LIMA et al, 2015). Essa variável indica a quantidade de nutrientes presentes na água. Quando está acima do padrão estabelecido para a aquicultura, indica a elevada quantidade de compostos orgânicos do sistema e, quando apresenta valores baixos, expressa o alto grau de fitoplâncton e zooplâncton no sistema (SILVA et al, 2007).

A transparência da água e a turbidez auxiliam no processo de identificação do excesso de fitoplâncton nos viveiros de peixes. A baixa penetração de luz afeta a quantidade de matéria orgânica, a densidade fitoplanctônica, a turbidez e a profundidade do processo de fotossíntese existente nos viveiros ou reservatórios. A redução da fotossíntese e o acúmulo de matéria orgânica no fundo desses ambientes aumentam a demanda bioquímica de oxigênio. Esse processo causa a redução drástica na concentração de oxigênio dissolvido e provoca o estresse dos peixes presentes nos viveiros (ROTTA et al, 2003; GORANSSON et al, 2013).

3.2.2 Efluentes da aquicultura

O principal impacto causado nos recursos hídricos é o lançamento dos efluentes poluidores, sobretudo, por não considerar a capacidade assimilativa do corpo hídrico receptor. Isso pode ocasionar mudanças drásticas nos ecossistemas aquáticos, uma vez que a matéria orgânica, o fósforo e o nitrogênio acumulados afetam o funcionamento equilibrado do ambiente, pela redução, ou inibição, dos processos de mineralização microbiana, que são responsáveis por efetuar a recuperação das características originais desses ambientes (MONTAÑO et al, 2016).

Todos os setores da aquicultura possuem relações diretas, variadas e multifacetadas com o meio ambiente. Quando a atividade de aquicultura começou a ser praticada, estava em harmonia com o ambiente, pois aproveitava as sobras e derivados agrícolas produzidos nas fazendas (resto de colheitas e esterco de animal) como fonte de alimento natural para os peixes. Os resíduos, os subprodutos e os alimentos naturais eram as únicas fontes de insumos nutricionais para a maioria

dos organismos aquáticos cultivados antes da utilização, relativamente, recente e crescente de alimentos industrializados peletizados e extrusados, na aquicultura moderna (SUPLICY, 2015).

A aquicultura colabora para a deterioração do ambiente natural aquático através das substâncias dissolvidas, ou em suspensão, contida nos efluentes (HAMBLY et al, 2015). Durante o cultivo ocorre a inserção de herbicidas, pesticidas, ração, antibióticos e excretas nitrogenados no corpo de água dentro do viveiro, que são transformadas em solução, tais como: matéria orgânica, nitrogênio amoniacal e fosfatos e efluentes ricos em nutrientes e compostos orgânicos (MAO et al, 2014; LIU et al, 2013).

O aumento da produção da aquicultura acarretou uma série de manejos inapropriados que causaram exaustão dos sistemas aquícolas (estresse e proliferação de doença nos pescados), como altas densidades, o uso excessivo da ração, ração de má qualidade (baixa eficiência alimentar) e a falta de manejos profiláticos (MATSUMOTO et al, 2016). Essas técnicas de produção proporcionam a poluição da água dentro dos viveiros (HERBECK, 2013). Ribeiro et al (2016) acrescentaram que a falta de assistência técnica, recursos financeiros, planejamento, mão-de-obra qualificada, conhecimento e o domínio de mercado em sistema de piscicultura colaboram para um manejo inadequado das águas residuais dos sistemas de cultivo.

O tamanho da área ocupada pela atividade, à escolha da espécie, tipo de cultivo, técnica empregada e as características do corpo hídrico receptor (vazão, parâmetros abióticos e bióticos) são outras especificidades da piscicultura que degradam o meio ambiente aquático (GUO et al, 2009; AMÉRICO et al, 2013; CHOPIN et al, 2009). Guo et al (2009) especificaram que as concentrações das principais substâncias liberadas, pelo cultivo de pescados, variam de acordo com a fase do ciclo produtivo (reprodução, larvicultura, engorda). Segundo os autores, na fase de larvicultura há maior concentração destes compostos químicos, quando comparada à fase de engorda.

A quantidade e qualidade de insumos inseridos no sistema interferem na capacidade dos viveiros de metabolizar os resíduos orgânicos. Quando a quantidade de insumos utilizada no sistema produtivo de pescados é baixa, as comunidades microbianas, presentes no solo dos viveiros, são capazes de metabolizar os resíduos orgânicos depositados. No entanto, quando aumenta a intensidade da

oferta de alimento, intensificam-se as taxas de depósito no fundo, que resultam no acúmulo de várias substâncias, levando à inibição dos processos metabólicos microbianos, liberando efluentes carregados de matéria orgânica (VALDEMARSEN et al, 2012).

No sistema de cultivo extensivo (baixa intensidade, menor quantidade de peixe por m²) é apresentada uma carga de resíduos de acordo com a capacidade assimilativa do corpo hídrico receptor, conseqüentemente, causando menor impacto ambiental, ao contrário do intensivo (alta intensidade, maior a quantidade de peixe por m²), que pode causar severos danos ambientais (BOYD et al, 2007).

Com a finalidade de manter a qualidade da água apropriada, a fim de aumentar a eficiência da produção do sistema e para o controle de ecossistema biótico no viveiro, fez-se necessária a realização da renovação constante da água e o uso excessivo de drogas, conseqüentemente, há uma crescente descarga de efluentes sem tratamento diretamente no ambiente (REVERTER et al, 2014; BOYD et al, 2007; HERBECK, 2013; MOOK et al, 2012; CHEN et al, 2015). Contudo, os níveis destes impactos são considerados de baixo a médio, quando comparados aos impactos positivos no desenvolvimento socioeconômico (MIALHE et al, 2013).

De acordo com um estudo realizado por Américo et al (2013), em uma piscicultura de tanque-rede, em pequena área cultivada, não há alteração da qualidade da água, em relação à vazão do rio, no que diz respeito aos parâmetros de nitrogênio total, fósforo total, DBO e oxigênio dissolvido, pois os mesmos enquadraram-se no padrão estabelecido pela legislação para águas doces destinadas à aquicultura e à pesca.

Chatvijitkul et al (2017) determinaram que os impactos dos efluentes originados da produção de peixe-gato (*Ictalurus punctatus*), tilápia (*Oreochromis spp.*), salmão atlântico (*Salmo salar*), truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) e camarão branco (*Litopenaeus vannamei*) foram baixos quanto à demanda de oxigênio, potencial de acidificação, quantidade de cargas residuais de dióxido de carbono, nitrogênio e fósforo procedentes da ração, em comparação à outras atividades produtoras de alimento.

No estudo executado por Tytlyanov et al (2014), em relação ao lançamento de efluentes da piscicultura com alta concentração de nitrogênio e fósforo inorgânico dissolvidos, as zonas receptoras não apontaram grande alteração sobre a flora, tanto em número, como em composição das espécies, e acrescentaram que o

ambiente comportou-se de forma semelhante à das regiões não poluídas. Nabirye et al (2016) atestaram que as alterações dos parâmetros físico-químicos da água não afetam as conversões eficientes dos índices zootécnicos do cultivo dos peixes. Mas faz-se necessária a aplicação adequada das técnicas de cultivo para conservar os serviços e os recursos naturais fornecidos pelos habitats, bem como, os efluentes devem ser tratados antes da liberação para os corpos d'água naturais.

Apesar desses exemplos específicos supracitados, os efluentes da aquicultura podem causar a eutrofização dos corpos da água devido à presença do fósforo, que provoca o afloramento de microalgas, o que pode ocorrer de forma natural (natureza) ou artificial (homem), sendo a segunda mais agressiva por agir em curto espaço de tempo (DANTAS-SILVA et al, 2013). Este processo compromete a qualidade da água e do ecossistema, podendo levar às seguintes consequências: redução nas concentrações de oxigênio dissolvido, mortalidade dos organismos, proliferação da biomassa fitoplanctônica (cianobactérias tóxicas), assoreamento, proliferação de macrófitas aquáticas, retenção de partículas e mau cheiro (TUNDISI, 2008).

O estudo desenvolvido por Dantas-Silva et al (2013) indica que as variações das características físicas e químicas dos corpos de água, causadas pela eutrofização, implicam na instabilidade das comunidades bióticas zooplanctônicas destes ecossistemas e funcionam como uma excelente ferramenta para avaliar os impactos provenientes da piscicultura. Certas espécies têm alta sensibilidade às mudanças ambientais e podem responder, rapidamente, a vários tipos de impactos, como, por exemplos, pela mudança na composição, diversidade e densidade. Um exemplo é a constatação da alteração da frequência, abundância e densidade nos efluentes do rotífero *Proalides tentaculatus*.

Outro indicador é a alteração nas comunidades de macro-invertebrados, tanto na diversidade de espécies, quanto na proliferação de formas tolerantes à poluição (DE OLIVEIRA, 2015). De Oliveira et al (2014) identificou que a presença da bactéria *Chromobacterium violaceum* nos efluentes de piscicultura são causadores de poluição dos ambientes aquáticos. Seus principais efeitos são: tornar a água residuária inapropriada para uso da população, irrigação de vegetais, pesca e o início de uma nova atividade de aquicultura no percurso do rio contaminado.

O potencial de dispersão dos efluentes poluidores do corpo hídrico receptor, afeta no tamanho da área degradada, quanto mais próximo do canal de lançamento

maiores as concentrações de nutrientes e matéria orgânica, como também maiores mudanças da biota aquática na área (HERBECK et al, 2014). Outro estudo sugere que as pisciculturas não devem ser localizadas em áreas de rios receptores com baixa corrente, pois isso poderá dificultar a dispersão dos resíduos, agravar os impactos ambientais, facilitar a precipitação dos poluentes no fundo do rio e causar alteração no ciclo biogeoquímico (VALDEMARSEN et al, 2015).

As áreas que são um complexo de riquezas aquáticas, como as de recifes, de praias e dos corais, onde ocorre à retenção e a mistura da água estuarinas com as oceânicas, são as mais ameaçadas e impactadas pelo as águas residuais da aquicultura, sem tratamento. Os tipos de empreendimentos piscícolas, nesses locais, devem ser abandonados (HERBECK et al, 2013). Os efluentes dessa atividade atingem uma distância de pelo menos 2,5 km da costa, afetando a vegetação marinha (BARBIERI et al, 2014), a comunidade biótica e abiótica aquática, a paisagem, a pesca comercial, a pesca esportiva, mudanças sazonais nas espécies dominantes, desprendimento e sucessão comunitária dos corais, e as comunidades tradicionais ribeirinhas (DIANA, 2009).

As mudanças sazonais também influenciam nas concentrações dos poluentes das águas descarregadas de piscicultura no corpo hídrico receptor. A estação seca (julho-outubro) é distinta da estação chuvosa (novembro-maio), quanto à época de pesca, quando as águas dos viveiros são totalmente descarregadas e grandes quantidades de efluentes são liberados. Esses processos são importantes ferramentas para prever os riscos ambientais aquáticos (MONTAÑO et al, 2014). Costa-Pierce et al, (2012) e Bergheim e Asgard (1996) afirmam que qualquer alteração do ambiente aquático pode ser percebida a olho nu, o que facilita a identificação do agente poluidor.

Existem, no entanto, poucos indicadores numéricos para comparar o uso de recursos hídricos e a geração de resíduos em relação às espécies cultivadas e às diferentes técnicas de manejo (BOYD et al, 2007). Apesar do crescimento da aquicultura nos últimos anos, pouco se sabe sobre o real impacto dos efluentes, deste cultivo, nos ecossistemas tropicais (HERBECK et al, 2013; DO NASCIMENTO et al, 2015). Diante desse cenário, surgem especulações sobre o tipo de sistema, local, intensidade, manejo, recursos naturais captados e o lançamento dos efluentes. Para evitar maiores danos aos recursos hídricos, o Brasil determinou as condições e padrões de lançamento de efluentes, através da Resolução nº 357 de 17 de março

de 2005 (BRASIL, 2005) e da Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011 (BRASIL, 2011).

3.2.3 Reutilização de efluentes de aquicultura

A aquicultura é uma atividade importante no cenário da produção de alimento, devido ao aumento da demanda por pescados. No entanto, a carga de resíduos desta atividade é diretamente proporcional à produção de peixe. Neste setor, é importante determinar a composição dos seus resíduos, para avaliar seus potenciais impactos ambientais e de sua reutilização (GALASSO et al, 2017). Com isso, torna-se necessário desenvolver cultivos com sistemas eficientes de tratamento de seus efluentes, a fim de atender a população com pescados de forma sustentável, quanto à quantidade e a qualidade (TURCIOS et al, 2014).

A indústria da aquicultura está sobre crescente pressão para tornar a produção mais eficiente quanto ao uso equilibrado dos recursos naturais. A aplicação de práticas de gestão adequadas é a principal técnica para melhorar o desempenho ambiental dessa atividade (BOYD et al, 2007). As Boas Práticas de Manejo (BMPs) são um conjunto de operações sustentáveis da atividade, baseadas na escolha cuidadosa dos sítios agrícolas, fixação de limites ecológicos para produção de peixes e resíduos, uso eficiente da terra e da água disponíveis, com base na capacidade de água interior e costeira, para a dispersão e assimilação dos resíduos. O princípio fundamental desse processo é que a mineralização da matéria orgânica seja rápida e eficiente nos sedimentos das aquiculturas, o que é essencial para a recuperação das condições iniciais, após o término do cultivo (SILVA et al, 2013).

Ao estudar a prática de aquicultura tradicional e moderna, em diferentes regiões do mundo, nas zonas temperadas e tropicais, e nas regiões continentais e costeiras, foram encontradas tecnologias promissoras que utilizam os princípios da aquicultura tradicional para contribuir com a sustentabilidade da aquicultura moderna, tornando-a mais atraente do que outras atividades produtoras de alimento, como as do setor de grãos em agroecossistemas terrestres relativamente pobres (EDWARDS, 2015).

Uma série de métodos físicos, químicos e biológicos convencionais são utilizados nos tratamentos dos efluentes piscícolas para evitar o lançamento de

poluentes nos corpos hídricos receptores (TURCIOS et al, 2014). O desenvolvimento de processos de tratamento de efluentes eficientes e, de preferência, que sejam de baixo custo e fácil operação, são indispensáveis nesse setor produtivo de alimento, pois a tecnologia convencional de tratamento de esgoto requer um custo adicional que inviabiliza o ganho da produção da atividade (MAO et al, 2014; BOYD et al, 2007).

A tecnologia *Recirculating Aquaculture System* (RAS) é um método econômico importante para o tratamento de águas residuais de pisciculturas, por fazer o reuso das águas ricas em nutrientes armazenados nas bacias de decantação (TURCIOS et al, 2014). O método consiste na redistribuição dessas águas ricas em nutrientes para outros viveiros com cultivos de peixes, para servir de alimento natural. Esse processo somado à aplicação do *periphíton* (fonte de alimento) durante o sistema extensivo proporciona o aumento da eficiência de retenção de nutrientes na água, que pode ser aproveitada quando direcionada para o sistema intensivo. Esse procedimento resultou em um crescimento na fixação pelo peixe de 26% do nitrogênio presente na ração e pode chegar a 40% (GÁL et al, 2014). Os efluentes desse sistema são caracterizados com baixa concentração de nitrogênio em sua coluna da água, minimizando processos de poluição onde são lançados.

Outra forma de aplicação do método é a reutilização destes efluentes para fertilizar culturas terrestres adjacentes, descrito por Edwards (2015) e Tucker et al, (2008), que reduzem ou eliminam a captação de água das bacias hidrográficas. Segundo Batista (2016), os efluentes de aquicultura não oferecem riscos para este manejo, quanto aos parâmetros: condutividade elétrica (CE), potencial hidrogeniônico (pH), cálcio (Ca^{+2}), magnésio (Mg^{+2}), sódio (Na^-), potássio (K^+), carbonato (CO_3^{-2}), bicarbonato (HCO_3^-), cloreto (Cl^-) e Sólidos dissolvidos Totais (SDT).

No geral os efluentes da aquicultura contêm nitrogênio e fosfato acessíveis às plantas e microrganismo. As plantas aquáticas possibilitam melhores condições para desenvolvimento de microrganismos aquáticos, que juntos auxiliam na melhoria da qualidade de água, devido ao acúmulo de nutrientes na biomassa vegetal. Esses elementos do sistema tornam-se agentes de biofiltração, com um elevado potencial para reciclar os nutrientes de forma eficaz, que contribuem com os sistemas abertos e recirculantes para o tratamento de efluentes. As bacias de decantação construídas

com esta finalidade constituem um habitat próprio para os microrganismos e o cultivo de plantas (BUHMANN, 2013).

O sistema de recirculação de água (RAS), somado ao mecanismo de biofiltração, através de plantas ou algas, é ideal para tratamento de efluentes da piscicultura. O sistema de recirculação na aquicultura tem capacidade de reduzir, de forma consistente e rentável, as cargas de nitrogênio nos efluentes, o que possibilita melhor gestão ambiental do setor, aproximação das instalações com os mercados em regiões de bacias hidrográficas sensíveis (TSUKUDA et al, 2015). É uma alternativa eco sustentável viável à aquicultura tradicional devido ao domínio do controle da operação e ao mínimo impacto ambiental, principalmente, com as novas exigências das regulamentações sobre a descarga de nutrientes (YOGEV et al, 2017).

As plantas de alto porte mostraram-se mais eficazes para biofiltração de nutrientes presentes na água. Cada espécie de planta possui mecanismos aprimorados de eliminação (degradar e/ou desintoxicar) de substâncias químicas (hormônios e antibióticos) poluidores de um sistema (xenobióticos). Esse mecanismo pode reduzir a toxicidade e auxiliar no processo de fitotransformação (TURCIOS et al, 2014).

A instalação de barragens vegetadas em áreas da aquicultura pode servir como uma prática ambientalmente e economicamente sustentável para reduzir os sedimentos suspensos para ambientes à jusante. Esse procedimento sugere que a implantação destas pequenas instalações, pode ser uma prática viável para o melhor manejo, pois se integra facilmente na aquicultura e cria condições hidráulicas propícias à retenção de sedimentos (FLORA et al, 2014).

O tratamento *wetland* com as macrófitas (*Takifugu obscurus*) foi eficiente na remoção de nitrato, nitrito, fósforo total, sólidos totais suspensos, amônia e sólidos totais dissolvidos, bem como, no ganho de biomassa das macrófitas. As maiores cargas de nutrientes foram absorvidas quando ocorreu a diminuição da vazão, apontando a eficiência de remoção de nitrogênio amônio total (81,03 - 92,81%) e nitrito (99,40% - 99,68%). As macrófitas desempenharam papel importante na redução destes componentes e podem ser utilizadas para tratar efluentes da aquicultura (XU et al, 2014).

O lançamento de efluentes salinos de aquicultura, rico em nutrientes, é um problema ambiental, e a planta de forragem *NyPa* tolerante ao sal (*Distichlis spicata*

L. Greene var. Yensen-4a) tornou-se uma alternativa em relação a esse tipo de descarga para capturar nutrientes e, posteriormente, servir de forragem para o gado. Estudos *in vitro* indicaram que, quando irrigadas com efluentes salinos, ricos em nutrientes e cultivados regularmente, as plantas inseridas na ração tem valor nutritivo suficiente para manutenção e crescimento moderado do gado (LYMBERY et al, 2013). As plantas *J. roemerianus* também apresentaram biomassa significativamente maior, quando absorveram e incorporaram nutrientes destes efluentes no tecido vegetal (JOESTING et al, 2016).

A inserção de 10% de efluentes de aquicultura, desidratados no adubo, proporcionou propriedades físicas e químicas ótimas para o crescimento de tomateiro, sem a necessidade de adubação inorgânica adicional (DANAHER et al, 2016). Uma alternativa que oferece oportunidades para fertilização de diversas áreas, em condições ambientais propícias, sobretudo em regiões com condição de solo com baixa quantidade de nutrientes, proporcionando a redução de uso de fertilizantes químicos e de descarga de efluentes poluidores nos corpos hídricos (AL-HAFEDH et al, 2015).

Na cidade de Karnal, Estado de Haryana, no norte da Índia, os efluentes da aquicultura são capazes de gerar renda para as comunidades e as cidades adjacentes, através do aluguel de estruturas para tratamento de efluentes (remoção de poluentes físico-químicos e poluentes bacteriológicos) e comercialização de água residuais tratadas, disponibilizando uma receita anual do aluguel de R\$ 9.723,32 da comercialização e de R\$ 52.667,72 a R\$ 79.000,00. Os agricultores são os principais beneficiados nesse sistema, através da ausência de custo adicional com fertilizantes e com a captação de água para a irrigação (através da circulação da água rica em nutrientes). Este manejo possibilitou uma economia de fertilizante químico (26-41 toneladas de nitrogênio, 10-18 toneladas de fósforo e 38-58 toneladas de potássio por ano) que corresponde a R\$ 420,28 por ano em 1 *ha* plantado a níveis mundiais (KUMAR et al, 2015). Esse sistema resulta em uma produção de 50 kg de fertilizante de ureia e 50 kg de fosfato de amônio, além do lucro anual de R\$ 4.982,74 da comercialização do pescado (KUMAR et al, 2014).

Na África Subsaariana, a trajetória do crescimento da aquicultura exigiu maior atenção quanto ao uso das Boas Práticas de Manejos (BMPs), duas em particular: a reutilização de água e o uso da ração extrusada. O uso da alimentação extrusada

resultou em uma conversão alimentar eficiente e permitiu um manejo viável para reutilização de água da aquicultura, por proporcionar melhoria da qualidade da água, especialmente, em relação ao oxigênio dissolvido (FRIMPONG et al, 2014).

As tecnologias de desnitrificação heterotróficas oferecem uma sinergia única para o tratamento de efluentes de produção peixes em sistema de circulação fechada, especificamente, empregando carbono orgânico encontrado nos resíduos de sistemas de aquicultura (TSUKUDA et al, 2015). Estima-se que 20 a 30% do nitrogênio e 50% do carbono alimentar sejam assimilados ou utilizados pelo peixe e outros 10% por biodegradação aeróbica no biorreator de nitrificação, enquanto o restante é liberado para a água. O uso de reator de desnitrificação, do reator UASB e o sistema *anammox* são eficientes na recuperação de 12% das demandas de energia (entrada de metano), remoção de 90% de nitrogênio e 95% de carbono (YOGEV et al, 2017). Essas tecnologias comparadas ao RAS, tem um custo maior para implantação e manutenção com mão-de-obra qualificada.

A prática de reuso de efluente é adotada de maneira, ainda, incipiente no Brasil, porém a possibilidade é elevada. Esse cenário apresenta-se dessa forma, possivelmente, em função do baixo índice de escassez hídrica do país. A população, principal agente de transformação, nesse setor, apoia a iniciativa da reutilização de água por reduzir, significativamente, a demanda de recursos de água doce e fornecer estratégias sustentáveis de gestão da água (GARCIA-CUERVA et al, 2016). É importante ressaltar que a adoção desse critério de tratamento pode ser considerada como uma política pública e uma alternativa quanto ao lançamento em corpos d'água, não somente para atingir padrões de qualidade, mas para uma efetiva melhoria da qualidade de vida da população e do meio ambiente (ARAÚJO et al, 2017).

Com a reutilização da água rica em nutrientes provenientes da aquicultura, pode-se combater dois ponto ambientais importantes, a redução da captação de recurso hídricos da natureza e a utilização de fertilizantes químicos agressivos ao meio ambiente. O uso excessivo da água tem levantado discussão, e estimulado estudos, na procura de opções para a diminuição desse transtorno ambiental. Esse manejo é uma opção praticável, em decorrências das respostas benéficas quanto ao consumo da água e da melhor percepção da população pelo o uso adequado dos recursos naturais da terra (SOUZA et al, 2015).

Dentre as diversas alternativas de reuso de efluentes, descritas por Metcalf e Eddy (1991), estão: reuso de água; reuso planejado da água; reuso não-planejado de água; recuperação de água; água residuária recuperada; reciclagem de águas residuárias; reuso indireto de água; reuso direto de água; reuso potável; reuso potável direto; reuso potável indireto; reuso agrícola; reuso industrial; reuso recreativo e/ou público; reuso doméstico; reuso para manutenção de vazões mínimas de cursos de água; reuso em aquicultura; reuso para recarga de aquíferos.

A primeira legislação específica sobre o reuso da água foi a Resolução CONAMA nº 54, de 28 de novembro de 2005 (BRASIL, 2005), que “estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água em todo o território nacional”. Em seguida, a Resolução CONAMA nº 121, de 16 de dezembro de 2010 (BRASIL, 2010), “constitui diretrizes e critérios para a prática de reuso específico nos setores agrícola e florestal”.

No artigo 2º da Resolução 121 (BRASIL, 2010) informa que “as características físicas, químicas e biológicas para a água em todos os tipos de reuso para fins agrícolas e florestais, que devem atender os requisitos definidos na legislação pertinente”. No artigo 3º, da mesma Resolução, “indica observar: a natureza da água de reuso; a tipologia do processo de tratamento; o porte das instalações e vazão tratada; a variabilidade dos insumos; as variações nos fluxos envolvidos; e o tipo de cultura”.

No entanto, não existe uma resolução ou decreto nacional no Brasil que apresente os parâmetros de qualidade de água para o reuso na agricultura ou em qualquer outra atividade produtiva. O estado do Ceará elaborou a Resolução Estadual do COEMA nº 2 de 02 de fevereiro de 2017 que estabelece modalidades e parâmetros para água de reuso. O reuso para fins agrícolas e florestais deverá obedecer aos seguintes parâmetros específicos: I - Coliformes termotolerantes, para: a) Culturas a serem consumidas cruas: Não Detectado – ND; b) as demais culturas até 1000 CT/100 mL (CEARÁ, 2017).

A água é um elemento essencial para o abastecimento humano, industrial e agrícola, e vital para os ecossistemas naturais (ESTEVES et al., 2015). Gestão e planejamento eficazes desse recurso são necessários para minimizar as consequências ecológicas de captação e poluição. Pode-se reparar os danos ambientais se listá-los e oferecer opções sustentáveis para o gerenciamento e gerenciadores. A importância de fornecer aos fluxos fluviais boas práticas de manejo

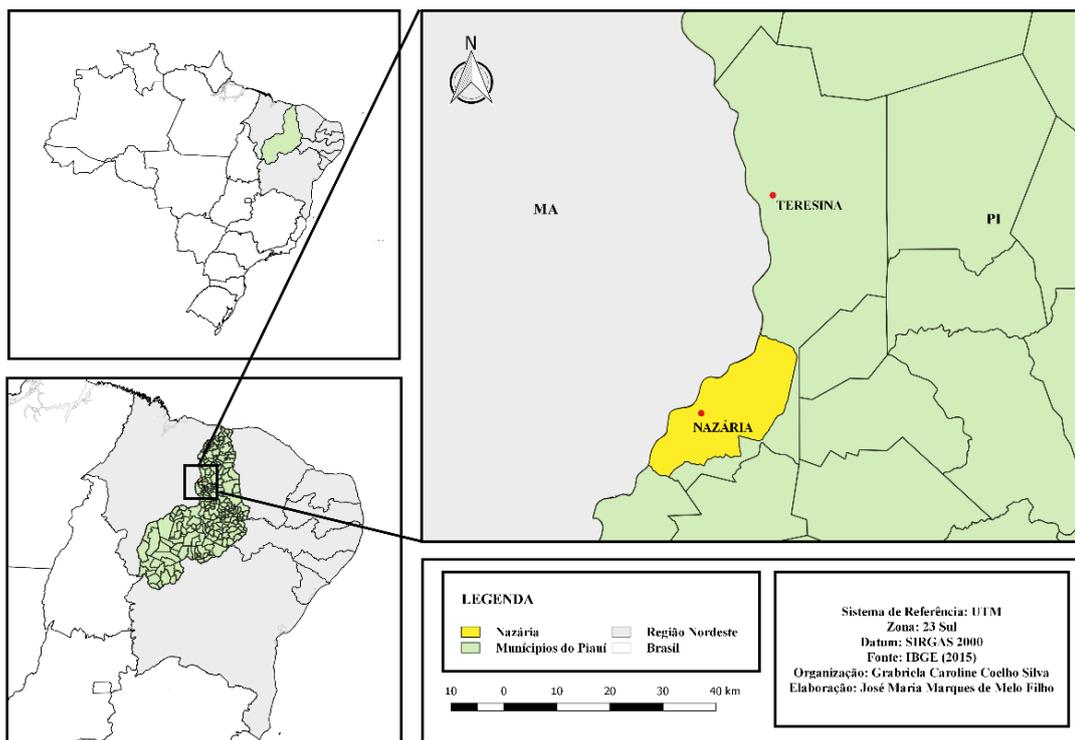
e de gestão dos efluentes de aquicultura não pode ser subestimada, pois garante o uso dos recursos naturais, em longo prazo (WALTHAM et al., 2014).

4 METODOLOGIA

4.1 Caracterização da estação de piscicultura

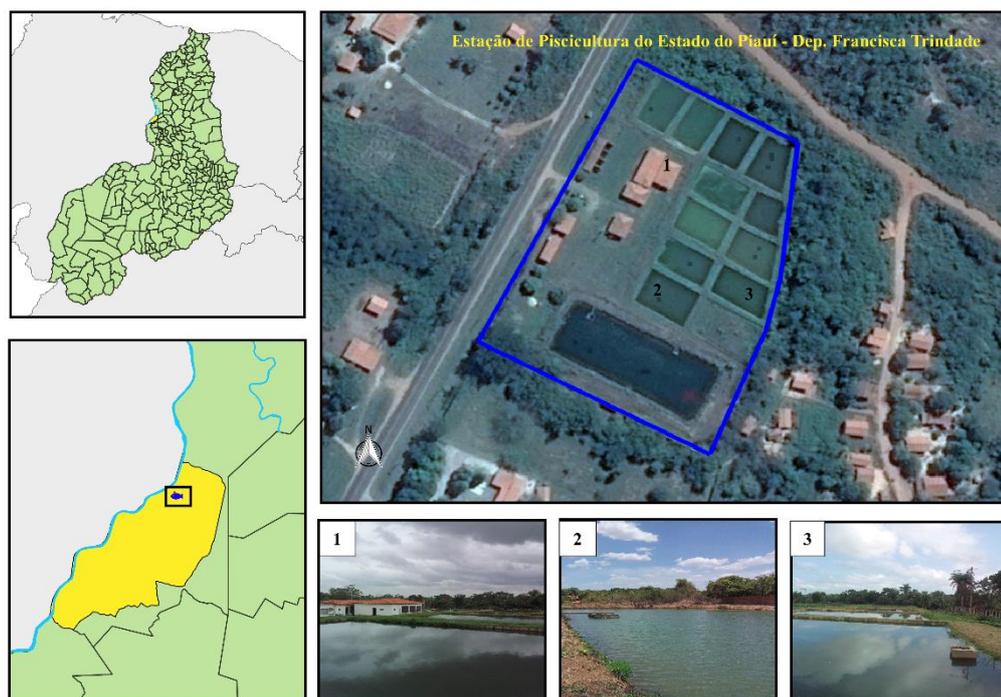
O estudo foi realizado na Estação Piloto de Piscicultura do Estado Piauí Deputada Francisca Trindade, que possui uma área total de 584,6 hectares, no período de janeiro de 2017 a maio de 2017. Esse estabelecimento é conhecido como Estação de Piscicultura de Nazária, por estar localizada na cidade de Nazária, Piauí, latitude 05°21' S e longitude 42°49' O, a 34 km da capital, Teresina, (Figura 1 e 2) (SDR-PI, 2016). Essa estação possui a autorização do uso da água, outorga da água, e a licença ambiental, conforme as normatizações do país para o funcionamento da atividade.

Figura 1 - Mapa da localização do município de Nazária-PI



Fonte: Pesquisa direta.

Figura 2- Mapa da localização da Estação de Piscicultura Deputada Francisca



Fonte: Pesquisa direta.

Figura 3- Estação de Piscicultura do Estado Piauí Deputada Francisca Trindade



Fonte: Google Earth (2017). Adaptado pelo autor.

Este estabelecimento foi implantado em 1999, com o objetivo de desenvolver técnicas de manejo aquícolas eficientes e fornecer alevinos subsidiados para os produtores piauienses de pescados. Essa estação é provida de um laboratório de reprodução, uma casa de apoio, demonstrados na Figura 2 e 3, e viveiros escavados para a alevinagem, conforme descrito na Tabela 3. Foi

construída para produzir até dois milhões de alevinos de tambatinga por ano, no entanto, em 2017 operou com apenas 39% da sua capacidade total (SDR-PI, 2016).

Tabela 3- Descrição das dimensões territoriais de cada viveiro, presente na estação de Nazária

Descrição do Viveiro	Representação	Ponto de Referência Geográfica	Dimensões (LxCxP) (m)	Área Total (m ²)	Volume total de água (m ³)
Reservatório	Reservatório	5°36'23" S 42°82'62" O	35,0x90,0x2,0	3.150,0	6.300,0
Viveiro 1	V1	5°36'13" S 42°82'56" O	18,0x26,6x1,0	478,8	478,8
Viveiro 2	V2	5°36'12" S 42°82'58" O	18,0x30,0x1,0	540,0	540,0
Viveiro 3	V3	5°36'11" S 42°82'59" O	18,0x30,0x1,0	540,0	540,0
Viveiro 4	V4	5°36'10" S 42°82'60" O	19,2x30,0x1,0	576,9	576,9
Viveiro 5	V5	5°36'16" S 42°82'56" O	18,0x30,0x1,0	540,0	540,0
Viveiro 6	V6	5°36'15" S 42°82'58" O	16,6x18,0x1,0	298,8	298,8
Viveiro 7	V7	5°36'18" S 42°82'57" O	18,0x30,0x1,0	540,0	540,0
Viveiro 8	V8	5°36'16" S 42°82'59" O	18,0x24,4x1,0	439,5	439,5
Viveiro 9	V9	5°36'20" S 42°82'57" O	18,0x30,0x1,0	540,0	540,0
Viveiro 10	V10	5°36'18" S 42°82'60" O	18,0x30,0x1,0	540,0	540,0
Viveiro 11	V11	5°36'22" S 42°82'58" O	18,0x30,0x1,0	540,0	540,0
Viveiro 12	V12	5°36'20" S 42°82'61" O	18,0x30,0x1,0	540,0	540,0
Total			-	9.264,0	12.414,0

Fonte: Secretaria de Desenvolvimento Rural do Piauí (SDR-PI, 2016).

A estação está próxima ao maior corpo hídrico do Estado do Piauí, o Rio Parnaíba. A captação da água para a Estação de Piscicultura de Nazária é realizada do rio Parnaíba, quando necessário utiliza-se a água do poço tubular para adequação dos sólidos suspensos (SDR-PI, 2016).

4.1.1 Processo de preparação do reservatório e povoamento dos viveiros

A reparação no reservatório é realizada com a remoção do solo (Figura 4) e o processo de calagem (120 g/m^3 de Cal Virgem) (Figura 5). A cada novo ciclo os viveiros passam pelos processos de limpeza, de calagem e de fertilização, com a dosagem de 120 g/m^3 de cal virgem e a de 300 g/m^3 de esterco bovino ou fertilizantes químicos (Figura 6) (SDR-PI, 2016).

Figura 4- Processo de retirada da vegetação do fundo no viveiro 12 da Estação de piscicultura de Nazária



Fonte: autor.

Figura 5 - Processo da calagem no viveiro 12 da Estação de piscicultura de Nazária



Fonte: autor.

Figura 6 - Processo adubação no viveiro 12 da Estação de piscicultura de Nazária



Fonte: autor.

Depois disso, esses viveiros são povoados com densidade de 370 m³ de pós-larvas de tambatinga. O sistema de produção adotado nessa estação de piscicultura é o semi-intensivo (SDR-PI, 2016).

4.1.2 Manejo de abastecimento

A captação da água para o reservatório (Figura 7) e o canal (Figura 8) é proveniente do rio e do poço e acontece de forma descontínua, durante o processo produtivo, sendo feita quando necessário. Nos viveiros não há renovação de água, apenas reposição por perda, evaporação ou infiltração, no 15º dia do ciclo.

Figura 7- Reservatório da Estação de piscicultura de Nazária



Fonte: autor.

Figura 8- Canal da Estação de piscicultura de Nazária



Fonte: autor.

4.1.3 Manejo do arraçoamento

Durante o cultivo, os alevinos são alimentados quatro vezes ao dia, com ração extrusada em pó com 45% de proteína bruta, com uma taxa de 1,5% da biomassa total estimada. A duração do ciclo de produção de alevinos, até a comercialização, é de 30 dias em cada viveiro (SDR-PI, 2016).

4.2 Coletas das amostras e o delineamento experimental

As coletas das amostras da água dos afluentes e efluentes foram realizadas de acordo com o funcionamento da estação de Piscicultura Francisca Trindade para a produção de alevinos de tambatinga, respeitando o período de reprodução da tambatinga na região de Teresina-PI, que tem como característica ser anual e, somente, durante o período chuvoso, de janeiro a abril de 2017.

As coletas da água durante o ciclo de produção da alevinagem foram realizadas na superfície, próximo as comportas de saída do viveiro, e armazenadas em um recipiente com volume total de 5 L. Após a coleta, as amostras foram

devidamente etiquetadas (local, data e hora) e encaminhadas imediatamente ao laboratório de Saneamento da Universidade Federal do Piauí, para determinação de parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

Os dados mensais da qualidade de água do rio Parnaíba foram referentes ao ponto localizado próximo o Resort Hotel Atlantic City Náutico Club, coordenadas 5°18'89" S 42°79'80" O, provenientes do laboratório de Saneamento da Universidade Federal do Piauí.

O delineamento experimental consistiu no monitoramento da alteração da qualidade da água afluyente ao sistema (rio Parnaíba, reservatório e canal) e dos doze ciclos de produção de alevinos de tambatinga. O acompanhamento dos ciclos foi realizado na fase inicial (1° dia), intermediária (15° dia) e final (30° dia - efluente).

As variáveis de qualidade de água verificadas foram: oxigênio dissolvido (OD), temperatura da água, potencial hidrogeniônico (pH), turbidez, condutividade elétrica, *Escherichia coli* (E. coli), sólidos totais, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrato e fósforo total.

4.3 Análises físico-químicas e biológicas

As análises físico-químicas e biológicas foram realizadas no laboratório, conforme metodologias apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Metodologias adotadas para determinação de parâmetros físico-químicos e biológicos

Parâmetro	Metodologia	Fonte
Condutividade elétrica (uS/cm)	Condutivimétrico	APHA (2005)
Turbidez (NTU)	Turbidímetro	APHA (2005)
Fósforo total (mg/L)	Colorímetro com ácido ascórbico	ABNT (1992)
Nitrato (mg/L)	Espectrofotometria	RODIER (1975)
Coliformes fecais (NMP/100 mL)	Cromogênico	APHA (2005)
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (mg/L)	Winckler	APHA (2005)
Temperatura (°C)	Termômetro	APHA (2005)
pH	-	APHA (2005)
Oxigênio Dissolvido (OD) (mg/L)	Winckler	APHA (2005)
Sólidos totais (mg/L)	Gravimétrico	APHA (2005)

Fonte: Pesquisa direta.

4.4 Estado trófico

Os índices de estado trófico, no presente estudo, foram calculados de acordo com Carlison (1977) modificado por Lamparelli (2004) o qual foi ajustado para ambientes tropicais (Equação 1 e Tabela 5).

$$IET(PT) = 10\left(6 - \left(1,77 - \frac{0,42(\ln PT)}{\ln 2}\right)\right)$$

1

Onde: IET: Índice de estado trófico; PT: Fósforo total em µg/L.

Tabela 5 - Classificação do estado trófico em relação à concentração de fósforo total na água amostrada (CARLISON, 1977).

Classificação do Estado Trófico	
Categoria (Estado Trófico)	Ponderação
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59
Eutrófico	59 < IET ≤ 63
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67
Hipereutrófico	IET > 67

Fonte: CETESB, 2013.

4.5 Metodologias de análises da qualidade da água da alevinagem da tambatinga

Os resultados da qualidade da água do rio Parnaíba foram comparados à sua adequação aos parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA 357 (2005), para água classe 2 que inclui, dentre os usos preponderantes, a piscicultura. Os parâmetros estabelecidos por MERCANTE et al. (2007) foram utilizados para a aferição da qualidade da água do reservatório, do canal e a sua alteração durante o ciclo de produção de alevinos. O potencial poluidor dos efluentes da alevinagem de tambatinga foi avaliado em relação aos requisitos estabelecidos pela Resolução CONAMA 430 (2011). A Tabela 6 apresenta as respectivas normatizações.

Tabela 6 – Normas estabelecidas para a qualidade da água da piscicultura

Parâmetro	MERCANTE et al. (2007)	CONAMA 357 (2005) (Classe 2)	CONAMA 430 (2011)
Temperatura (°C)	28,00 - 32,00	-	≤ 40,00
pH	6,50 - 8,00	6,00 - 9,00	6,00 - 9,00
Oxigênio dissolvido (mg/L)	> 5,00	> 5,0	-
Turbidez (NTU)	≤ 100,00	≤ 100,0	-
Condutividade elétrica (µs/cm)	23,00 - 71,00	-	-
Fósforo total (mg/L)	≤ 0,030	≤ 0,030	-
DBO (mg/L)	-	≤ 5,00	120,0-
Íon nitrato (mg/L)	≤ 10,00	≤ 10,00	-
Sólido totais (mg/L)	-	≤ 500,00	-
<i>Escherichia coli</i> (NPM/100mL)	-	≤ 1000,00	-

Fonte: Autor.

O potencial poluidor da Estação alevinagem da tambatinga foi determinado pela variação da qualidade da água afluyente, sendo a significância avaliada por meio do teste não-paramétrico *Kruskal-Wallis*, com nível de 5%.

4.6 Desempenho zootécnico da alevinagem quanto a qualidade da água

A produtividade da alevinagem da tambatinga foi verificada através da taxa de sobrevivência, estimada com a equação 2 (KUBITZA, 1999), com os dados secundários provenientes da Secretaria de Desenvolvimento Rural do Piauí do ano de 2017. Para verificar a correlação entre as variáveis da qualidade da água e a

produtividade, os dados foram submetidos a uma análise de *Spearman*, utilizando o *software* SPSS 2.0.

$$TS (\%) = 100 \times \left(\frac{x_f}{x_i} \right) \quad 2$$

Onde: TS= Taxa de sobrevivência; x_f = número final de peixes por viveiro; x_i = número inicial de peixes por viveiro.

4.7 Alternativas para o reuso dos efluentes da alevinagem de tambatinga

Alternativas para o reuso dos efluentes foram avaliados frente aos resultados obtidos da descrição das características físico-químicas e microbiológicas dos efluentes da alevinagem da tambatinga, quanto Resolução Estadual do Ceará COEMA Nº 2 DE 02/02/2017, e a demanda do município de Nazária - PI por esses insumos. Os dados da demanda do município foram adquiridos através de documentos secundários provenientes da Secretaria de Desenvolvimento Rural de Nazária-PI, como descrição da área cultivadas para agricultura, área cultivada e tipos de cultivo.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Características da água de origem

As descrições dos resultados das análises mensais da água do Rio Parnaíba, no período de janeiro a maio de 2017, estão presentes na tabela 7.

Tabela 7 – Resultados da variabilidade da qualidade da água do Rio Parnaíba

Variáveis	Resultados	Rio Parnaíba	CONAMA 357/2005
Temperatura (°C)	Méd. ± DV.	28,70 ± 0,67	-
	Mín.	28,00	
	Máx.	29,50	
pH	Méd. ± DV.	7,88 ± 0,84	≥ 6,0 – 9,0
	Mín.	6,92	
	Máx.	8,81	
Condutividade elétrica (μS/cm)	Méd. ± DV.	39,62 ± 1,76	-
	Mín.	36,80	
	Máx.	41,50	
Turbidez (UNT)	Méd. ± DV.	71,83 ± 22,01	≤ 100,00
	Mín.	45,92	
	Máx.	97,25	
Sólidos Totais (mg/L)	Méd. ± DV.	64,00 ± 53,66	≤ 500,00
	Mín.	40,00	
	Máx.	160,00	
OD (mg/L)	Méd. ± DV.	7,69 ± 0,96	-
	Mín.	7,02	
	Máx.	9,35	
DBO (mg/L) 5 dias a 20°C	Méd. ± DV.	0,64 ± 0,42	≤ 5,00
	Mín.	0,13	
	Máx.	1,28	
Nitrato (mg/L)	Méd. ± DV.	0,06 ± 0,04	≤ 10,00
	Mín.	0,02	
	Máx.	0,11	
Fósforo total (mg/L)	Méd. ± DV.	0,05 ± 0,00	≤ 0,030
	Mín.	0,03	
	Máx.	0,06	
<i>E. coli</i> (NPM/ 100 mL)	Méd. ± DV.	495,68 ± 839,13	≤ 1000,00
	Mín.	36,40	
	Máx.	1986,30	

Fonte: Laboratório de Saneamento/UFPI (2017); BRASIL (2005).

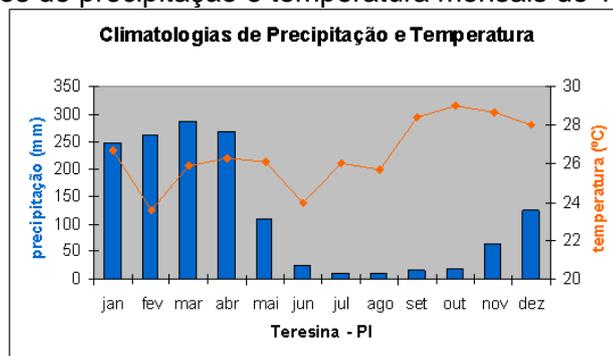
As características físico-químicas e biológicas da água do rio Parnaíba comportaram-se de acordo com os parâmetros estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), exceto o fósforo, apresentando valores acima de 0,030 mg/L. Os valores do fósforo variaram de 0,030-0,060 mg/L, com a média em 0,050 mg/L. Von Sperling (1996), explica que essa alteração pode ser originada da própria natureza (dissolução de rochas, absorção de gases, oxidação de matéria

orgânica e fotossíntese) e/ou pela ação do homem (despejos domésticos e industriais).

Paula Filho (2012) informa que rios com correnteza elevada provocam a permanência deste elemento na coluna da água. Vasco et al, (2011) acrescentam que o escoamento da água sobre a camada superficial do solo durante os eventos pluviais é uma fonte difusa de poluição nos mananciais hídricos. Silva et al, (2008) verificaram que no rio Purus, na região da Amazônia, a precipitação era o principal agente influenciador dos fluxos e das propriedades da água, e na estação chuvosa, essa dinâmica de alteração era ampliada.

De acordo com os agentes, encontrados na literatura acima, que podem provocar a alteração da concentração do fósforo nos corpos hídricos. No rio Parnaíba são observadas a influência da variação climática anual, devido às características pluviométricas diferenciadas do estado, que apresenta períodos prolongados de seca e durante os eventos pluviais favorecem o aumento da correnteza e o fósforo. O período das coletas das amostras, janeiro a maio de 2017, coincidiram com os meses do ano que apresentaram os maiores índices pluviométricos da região, conforme representado na Figura 9.

Figura 9 - Dados de precipitação e temperatura mensais de Teresina de 2017



Fonte: INMET (2017).

Vasco et al (2011), ao estudar em qualidade de água do Rio Poxim, em Sergipe, no Brasil, constataram que, assim como o Rio Parnaíba, variações das características físicas, químicas e biológicas estão relacionadas com a interação entre a bacia hidrográfica e o índice de precipitação na região que, juntas, proporcionam variações na hidrografia regional. O fósforo total, no estudo de Vasco et al (2011), apresentou maiores concentrações durante o período chuvoso com valores médios de 0,076 mg/L, 0,176 mg/L e 0,171 mg/L, nos pontos E1, E2 e E3

coletados, respectivamente, apresentando valores acima do limite 0,030 mg/L estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Logo, no período seco, as concentrações de fósforo total estiveram fora do limite de detecção do método utilizado.

O fósforo é um nutriente limitante do meio aquático. A elevada concentração desse elemento causa a diminuição da qualidade da água tornando-a imprópria para os diversos usos dos recursos hídricos (TUNDISI; MATSUMURA, 2008; LAMPARELLI, 2004). De acordo com os resultados encontrados nessa pesquisa, é importante acompanhar o comportamento dessa variável, no rio Parnaíba, para o conhecimento detalhado e potencialização do equilíbrio dos usos múltiplos desse recurso.

5.2 Adequação da qualidade da água armazenada no reservatório e no canal para o desenvolvimento da piscicultura, de acordo com Mercante (2007)

Os valores médios das variáveis da qualidade da água, do reservatório e do canal, presentes na tabela 8, foram observados em relação aos padrões para a aquicultura, quanto à adequação às características propícias para o cultivo de peixe (MERCANTE et al, 2007). Não foi observada divergência nessa análise, exceto quanto às médias do fósforo, $0,038 \pm 0,020$ mg/L e $0,037 \pm 0,021$ mg/L, do pH $8,05 \pm 0,81$ e $8,14 \pm 0,59$, e condutividade elétrica, $158,74 \pm 27,01$ μ S/cm e $144,05 \pm 10,78$ μ S/cm respectivamente. Nota-se que o fósforo permaneceu com o mesmo comportamento do rio Parnaíba, o que indica a influência da fonte nesse setor.

Tabela 8 - Dados médios dos parâmetros de qualidade da água nos afluentes da estação de piscicultura de Nazária - PI

Variáveis	Resultados	Reservatório	Canal	Mercante et al (2007)
Temperatura (°C)	Méd. ± DV.	27,51 ± 1,57	30,23 ± 2,52	28,00 – 32,00
	Mín.	25,10	26,00	
	Máx.	30,00	33,00	
pH	Méd. ± DV.	8,05 ± 0,81	8,14 ± 0,59	6,50 - 8,00
	Mín.	6,50	7,47	
	Máx.	9,56	9,43	
Condutividade elétrica (µS/cm)	Méd. ± DV.	158,74 ± 27,01	144,05 ± 10,78	23,00 - 71,00
	Mín.	130,80	124,90	
	Máx.	224,00	161,20	
Turbidez (UNT)	Méd. ± DV.	38,68 ± 35,58	30,20 ± 22,94	≤ 100,00
	Mín.	1,83	4,41	
	Máx.	139,58	90,75	
Sólidos Totais (mg/L)	Méd. ± DV.	111,00 ± 78,00	100,00 ± 87,00	-
	Mín.	0,00	0,00	
	Máx.	240,00	280,00	
OD (mg/L)	Méd. ± DV.	6,24 ± 1,50	4,64 ± 1,67	≥ 5,00
	Mín.	4,19	2,48	
	Máx.	9,24	7,93	
DBO (mg/L)	Méd. ± DV.	0,40 ± 0,33	0,70 ± 0,38	-
	Mín.	0,00	0,03	
	Máx.	0,99	1,57	
Nitrato (mg/L)	Méd. ± DV.	0,07 ± 0,11	0,21 ± 0,11	≤ 10,00
	Mín.	0,00	0,04	
	Máx.	0,38	0,34	
Fósforo total (mg/L)	Méd. ± DV.	0,03 ± 0,02	0,03 ± 0,02	≤ 0,030
	Mín.	0,00	0,00	
	Máx.	0,07	0,07	
<i>E. coli</i> (NPM/100 mL)	Méd. ± DV.	31,75 ± 52,93	23,59 ± 26,66	-
	Mín.	1,00	1,00	
	Máx.	184,20	90,50	

Fonte: Pesquisa direta.

Observou-se que os valores médios das variáveis da qualidade de água do reservatório e do canal encontraram-se em conformidade com os padrões estabelecidos por Mercante et al (2007) para a execução da atividade de aquicultura, exceto o fósforo (0,030 mg/L), o pH (6,5-8,0) e a condutividade elétrica (23-71 $\mu\text{S}/\text{cm}$) que ultrapassaram o limite máximo permitido. Nota-se a permanência da alteração do elemento fósforo do rio Parnaíba. Percebe-se que as características da água do local de captação permanecem e podem influenciar na dinâmica de alteração da água dentro do sistema de produção.

O processo anual de reparação no reservatório e o canal, feito através da remoção do solo e processo de calagem, com a finalidade de eliminar e remover os sedimentos em decomposição, contribuíram para alteração do pH, condutividade e o fósforo. Hartman et al (2016), em sua pesquisa na região da Boêmia do Sul (República Checa), avaliaram a influência do teor de cálcio no fundo dos viveiros, em relação a capacidade de neutralizar a acidez e alterar a condutividade da água. A análise dos sedimentos mostrou uma diferença significativa ($p < 0,01$) entre os viveiros com baixo teor de cálcio (LCa) (0,43 g de Ca/kg em matéria seca) e com alto teor de cálcio (HCa) (1,10 g de Ca/kg em matéria seca). Os resultados revelaram que viveiros com maior teor de cálcio apresentaram menores flutuações do pH ($7,69 \pm 0,37$) e maiores valores médios da condutividade de água ($291 \pm 40,5 \mu\text{S}/\text{cm}$). Nos sistemas de LCa foram observadas maiores flutuações dos valores do pH (7,2 - 9,2) e menores valores na condutividade ($173,1 \pm 17,5 \mu\text{S}/\text{cm}$).

Esses números não são distantes dos encontrados nesse estudo, que apresentou condutividade de 124,90-224,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e pH de 6,50-9,56. Observa-se a influência do processo da calagem na qualidade da água do reservatório e do canal e a necessidade do dimensionamento adequado desses manejos para o manter em equilíbrio os parâmetros físico-químicos e biológicos da água, para direcioná-la para os viveiros.

Os resultados obtidos pelo teste *Kruskal-Wallis* apontam que as variáveis pH, fósforo, DBO, OD e temperatura não apresentam diferença significativa entre a água de origem e setor de abastecimento. Assim, a qualidade de água do reservatório e do canal aproxima-se das características da fonte. No entanto, a condutividade, nitrato, turbidez e *E. coli* apresentaram diferenças significativas. Verifica-se, portanto, que as características dos manejos realizados no reservatório e no canal influenciam na alteração da qualidade de água. Dentre as três variáveis que

apresentaram concentrações fora do padrão estabelecido, o fósforo e o pH estão associadas à fonte de origem, à condutividade, à dinâmica de entrada e saída de água e à calagem. Contudo, não se descarta a hipótese que as duas observações anteriores interfiram na concentração das demais variáveis, devido à dificuldade de mensurar.

A variação da temperatura da água, no reservatório e no canal, durante o ciclo de produção dos alevinos, com os valores médios, mínimos e máximos, estão presentes na tabela 8. Mercante et al (2007), estabelecem como limite para aquicultura o valor de 28 - 32°C. Notou-se que 15,62% dos valores dessa variável, no reservatório e no canal, comportaram-se fora do padrão indicado por Mercante et al. (2007). O resultado do teste *Krusk-walls* indicou que houve diferença estatística significativa entre o reservatório (H= 3,253; p= 0,071), o canal (H= 2,852; p= 0,091), e o rio Parnaíba. Observou-se que 81,25% dos valores coletados no canal ficaram acima dos apresentados no reservatório.

Esses resultados estão relacionados com a própria dinâmica da coleta, que se iniciava pelo reservatório, como também, o canal apresenta menor profundidade que acarreta uma maior interferência dos raios solares na temperatura da água. O mesmo foi observado no trabalho de Filho et al (2010) em Juazeiro na Bahia, Brasil, onde o canal apresentou média de 26,6°C e no reservatório de 25,9 °C. Na bacia hidrográfica do rio Piranhas-Assu, o reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, Rio Grande de Norte-RN, Brasil, apresentou temperaturas elevadas 28,5-34,4°C, como consequência natural por estar localizada no nordeste do Brasil (ESKINAZI-SANT'ANNA et al, 2007).

A elevação da temperatura no meio aquático, fora da faixa suportável pela espécie, favorece a aceleração do metabolismo celular, que induz ao aumento do gasto das reservas energéticas (DADRAS et al, 2016). Nesses ambientes, os organismos aquáticos estão suscetíveis às doenças presentes no meio, interferindo no resultado da produção final do sistema (BANSEMER, 2014).

A turbidez no reservatório e canal apresentou concentrações médias de 38,68 UNT e 30,20 UNT, respectivamente, apresentando valores abaixo e diferentes significativamente dos encontrados no rio Parnaíba. Apenas 6,25% das amostras coletadas no reservatório e no canal apresentaram valores acima do limite permitido de 100 UNT, segundo Mercante et al. (2007). Esse número é referente à coleta

realizada em 30/01/2017, quando houve aumento do índice pluviométrico na região, permitindo a circulação dos sedimentos na coluna da água.

Souza et al. (2014) descreveram o aumento da turbidez, em relação às chuvas, que o aumento do volume de água, em atrito com o fundo, carrega os sedimentos para a coluna da água. Águas turvas impedem a penetração da luz solar e limitam a multiplicação de fitoplâncton, que servem, tanto de fonte de alimento, como para produção de oxigênio, tornando o ambiente aquático impróprio para o cultivo de pescado (LEIRA et al, 2017). Observou-se diferença significativa em relação ao rio Parnaíba, do reservatório ($H= 11,267$; $p= 0,001$) e do canal ($H=12,058$; $p= 0,000$). Esse resultado pode ser explicado pela estrutura do reservatório que proporciona estabilização e decantação dos sedimentos da água.

Os sólidos totais no reservatório e no canal apresentaram maiores concentração médias de 111,00 mg/L e 100,00 mg/L, respectivamente, em relação ao rio Parnaíba. Observou-se diferença estatística significativa em relação ao rio Parnaíba, do reservatório ($H= 17,767$; $p= 0,000$) e do canal ($H= 17,759$; $p= 0,000$). Os valores máximos da concentração de sedimentos na coluna da água atingidos foram 240 mg/L e 280 mg/L no reservatório e canal, respectivamente. A análise dessa variável não pode ser descartada, pois está diretamente relacionada à demanda bioquímica de oxigênio, amônia e fósforo de água de uma piscicultura, conseqüentemente, diminuindo a qualidade através do aporte de matéria orgânica (YING-FENG et al, 2002).

Os resultados dos sólidos totais e da turbidez podem ter diferido devido ao método da análise dos sólidos totais, que não diferencia a concentração em relação aos suspensos, dissolvidos, voláteis, sedimentáveis e os fixos, enquanto a turbidez corresponde, somente, ao material em suspensão.

A variação da quantidade do oxigênio dissolvido (OD) no reservatório e no canal apresentaram concentrações médias de 6,24 mg/L e 4,64 mg/L, respectivamente, dentro do padrão estabelecido para a piscicultura, mas menores e diferentes significativamente em relação ao rio Parnaíba. Houve diferenças estatísticas significativas em relação a fonte do sistema rio Parnaíba, do reservatório ($H= 6,487$; $p= 0,011$) e do canal ($H= 13,294$; $p= 0,000$). Segundo Null et al (2017) quando ocorre baixa renovação da água, a temperatura influencia na concentração de oxigênio na água e são inversamente proporcionais. Esse comportamento pode ser observado no reservatório e no canal, em relação ao rio Parnaíba.

As médias nos dois setores permaneceram acima do limite exigido de 5 mg/L por Mercante et al (2007), embora 12,5 % das amostras do reservatório e 43,75% do canal tenham exibido valores abaixo. O menor valor encontrado de OD foi de 2,48 mg/L no canal, sendo o mínimo necessário é 3,00 mg/L para o desenvolvimento dos peixes (JUDD et al, 2006).

A concentração do íon nitrato apresentou-se, de forma geral, maior no canal, quando comparada ao reservatório, com médias de 0,21 mg/L para 0,07 mg/L, respectivamente. Não ocorreu uma diferença estatística significativa em relação ao rio Parnaíba do reservatório ($H= 1,875$; $p= 0,862$), mas observou-se um comportamento contrário no canal ($H= 8,719$; $p= 0,003$). Durante todo o período de estudo no local, as amostras comportaram-se abaixo de 10 mg/L, valor máximo permitido, dessa variável, na água, para produção de pescados, definido por Mercante et al (2007), com base na Resolução CONAMA nº 357/2005. Dessa forma, a água permanece apropriada para o sistema aquícola.

A detecção de células de *Escherichia coli* (*E. coli*) nas amostras do reservatório e do canal nas coletas efetivadas os valores máximos observados foram de 184,20 NMP/100 mL e 90,50 NMP/100 mL, nos pontos citados. Em 100% das amostras foram registradas células de *E. coli*, sendo encontradas maiores concentrações no reservatório. Entretanto, segundo a análise de variância, a variável *E. coli* exibiu diferenças estatísticas significativas em função do rio Parnaíba, do reservatório ($H= 12,474$; $p= 0,000$) e do canal ($H= 12,881$; $p= 0,000$).

Mercante et al (2007) não apresentaram valor limite para essa variável dentro de empreendimentos aquícolas. Contudo, a Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece que as águas para esses sistemas, devem se enquadrar nos padrões de classe 2, que determina que o valor máximo dessas células na água sejam de 1000 NMP/100 mL. Verifica-se, assim, que, tanto na água do reservatório, como no canal, esse parâmetro está abaixo do limite, portanto, a água está adequada para o uso.

A alteração da concentração de matéria orgânica no reservatório e no canal, representada pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO). O reservatório apresentou média de 0,40 mg/L, e vaiou de 0,00 mg/L a 3,99 mg/L, e o canal, 0,70 mg/L, com o valor mínimo de 0,03 mg/L e o máximo de 1,57 mg/L. Nota-se que no canal há uma concentração maior de matéria orgânica. Entretanto, o teste *Kruskal-Wallis* concluiu que não houve diferença estatística significativa em relação ao rio Parnaíba, do reservatório ($H= 2,442$; $p=0,118$) e do canal ($H=0,084$; $p=0,772$). Em

100% das amostras analisadas para essa variável não ocorreu valores acima de 5 mg/L, conforme indicado pela Resolução CONAMA nº 357/05, para rios de classe 2 destinados a aquicultura. Mercante et al (2007) não apontam um valor máximo para essa variável para os sistemas aquícolas.

As concentrações do fósforo total observadas ultrapassaram os limites aceitáveis (de até 0,030 mg/L), a média no reservatório foi de 0,038 mg/L e no canal de 0,037 mg/L, ambas apresentaram o mesmo valor máximo de 0,07 mg/L e mínimo no reservatório de 0,00 mg/L, no canal de 0,00 mg/L. No geral observou-se maior concentração de fósforo no reservatório. Esse comportamento pode ser observado devido à estrutura entre o reservatório e o canal, ter um filtro mecânico composto por pedras e areias, cuja função é filtrar e melhorar as características da água que vai ser distribuída para os demais viveiros. Apesar dessa característica, os dados não apresentaram diferença significativa em relação ao rio Parnaíba, do reservatório ($H=2,829$; $p=0,093$) e do canal ($H=3,231$; $p=0,072$).

Esse resultado expõem a interferência da qualidade da água da fonte e a capacidade do reservatório de reter nutrientes. O mesmo pode-se observar no estudo realizado por Barbosa et al (2015), no reservatório Jucazinho, situado na bacia do Rio Capibaribe, em Pernambuco-PE, Brasil, que apresentou um acúmulo médio de fósforo em torno de 33 kg/dia, o que corresponde, a aproximadamente, 11.000 kg/ano. Essa carga de fósforo adveio dos efluentes domésticos e industriais no rio Capibaribe.

Outro trabalho que se comporta de forma semelhante, foi o realizado por Dantas et al (2009), no reservatório de Manduá, Pernambuco-PE, Brasil, que, mesmo no período chuvoso, os valores médios do fósforo nos pontos E1 e E2, variando de 0,073 a 0,088 mg/L. Esses números são próximos aos encontrados nesta pesquisa (0,010 a 0,070 mg/L de fósforo total) do reservatório e do canal, o que expressa a tendência, dos reservatórios da região nordeste, de reter nutrientes no seu corpo hídrico, principalmente, quando a fonte apresenta alteração.

Essas primeiras características, somadas a captação da água do rio sem filtro, favorecem a entrada de ovos, pós-larvas, alevinos e peixes para o reservatório, um habitat favorável ao desenvolvimento desses organismos, que contribuem para o aumento da concentração do fósforo, através da liberação de excretas ricas em compostos orgânicos. Lopes et al (2011) adicionaram que as possíveis hipóteses para as elevadas concentrações de fósforo, observadas em lagoas, podem estar

relacionadas à entrada de nutrientes através de excretas de animais aquáticos. Dieterich et al (2012) acrescentaram que os resíduos de pescado são fontes ricas em minerais, como o fósforo, presente na estrutura óssea e no metabolismo corporal dos peixes.

No estudo conduzido por Schaus et al (1997) em Acton Lake, um reservatório localizado no Parque Estadual de Hueston Woods (Butler and Preble Counlaços) no sudoeste de Ohio, foi observado que o peixe detritívoro *Dorosoma cepedianum* fornece nutrientes ao fitoplâncton no reservatório, através da ingestão de detritos orgânicos associados aos sedimentos, excretando quantidades substanciais de nutrientes como N e P. Nesse local ocorreu uma variação da concentração do fósforo de 0,094 a 0,245 mg/L, sendo o maior valor encontrado no verão. Mather et al (1995) relataram que o hábito alimentar, o tempo de residência na água, a espécie, o tamanho de peixes de água doce e a relação N: P presente na excreta influenciam na quantidade de nitrogênio (N) e o fósforo (P) da água. Esses fatos demonstram a interação direta e particular dos organismos aquáticos com o fósforo total da água.

O fósforo apresentou uma variação no canal de 0,00 mg/L - 0,07 mg/L e no reservatório de 0,00 mg/L – 0,07 mg/L, durante o período de coleta, que correspondeu ao período chuvoso na região central do estado do Piauí. Observou-se que as menores concentrações de fósforo ocorreram após uma chuva. Esta característica pode ser explicada pelo manejo realizado no local, quando há alta pluviosidade. Os condutos de entrada de água, tanto do rio como do poço, são fechados, aumentando o volume de água dentro do reservatório e, conseqüentemente, ocorre a diluição do fósforo presente na água. As características hídricas sofrem interferência pluvial, afetando a distribuição, dissolução e autopurificação da matéria orgânica dos reservatórios (DAMASCENO et al, 2015).

Liu et al (2013), ao realizar um estudo no reservatório Batang Ai, Parque Nacional em Lubok Antu, Sarawak, sudeste da Kuching, observou esse mesmo comportamento das concentrações do fósforo citados nessa pesquisa. O fósforo total apresentou concentrações menores na estação chuvosa (0,025 - 0,038 mg/L), ao contrário da estação seca (0,045 - 0,067 mg/L). Também, observou-se uma variação nas características físico-químicas e biológicas do reservatório de Guarapiranga, São Paulo, Brasil, onde houve variação temporal do fósforo entre o

período chuvoso e seco, de 11,4 - 165,7 g/L e 49,7 - 668,9 g/L, respectivamente (MACHADO et al, 2016).

Por outro lado, o trabalho na hidrelétrica de Sá Carvalho localizada no município de Antônio Dias, Minas Gerais, apresentou teores de fósforo total na água mais elevados na estação chuvosa, fato associado aos diversos usos presentes nesse reservatório, que liberavam esse elemento na água (QUEIROZ et al, 2016). Essas observações mostram que as diferentes causas das alterações da concentração do fósforo na água não estão, somente, relacionadas à estação do ano, como também às fontes difusas desse elemento no corpo hídrico.

Conforme a Tabela 2, a água para cultivo de peixes deverá apresentar um pH entre 6,5 – 8,0 (MERCANTE et al, 2007). O valor do pH apresentado no reservatório variou de 6,50 - 9,56, com média de 8,05, e no canal de 7,47 – 9,43, com média de 8,14. Esses resultados mostram uma ligeira elevação no pH do reservatório e do canal. Os valores de pH de 6,5 a 9,0 são mais adequados à produção de peixes. Valores abaixo ou acima desta faixa podem prejudicar o crescimento e a reprodução e, em condições extremas, podem causar a morte dos peixes (KUBITZA, 1999). Apesar disso, não houve diferença significativa entre o reservatório ($H= 0,054$; $p= 0,817$), o canal ($H= 0,054$; $p= 0,817$) e o rio Parnaíba. Guedes et al (2016), verificou esse mesmo comportamento no reservatório Tesoura, Francisco Dantas – RN, Brasil, onde, os valores de pH variaram de 7,95 - 9,12, em relação ao rio.

Neste trabalho, observou uma probabilidade de elevação do pH do Rio Parnaíba com valores variando de 6,92-8,81. Observa-se, assim, a influência das características da fonte sobre a variação do pH da água. A água dos reservatórios artificiais pode apresentar o pH elevado, quando comparado ao das fontes naturais, devido ao tempo de residência da água nessas estruturas (a descontínua entrada de água proveniente do rio e do poço, somada ao confinamento da água no reservatório).

Nestes contextos as alterações encontradas no pH da água do reservatório e do canal estão ligadas às características iniciais do ponto de captação e os processos de retirada da vegetação e sedimentos do fundo e a calagem. O mesmo pode ser observado no trabalho de Mollema et al (2016), onde o pH médio do lago Boschmolen Plas ($8,2 \pm 0,1$) e do lago De Lange Vlieter ($8,2 \pm 0,2$) são expressivamente maiores que o do rio Meuse ($7,7 \pm 0,1$). Por isso, é relevante o estudo da qualidade da água da fonte, para, assim, viabilizar a implantação cultivos

de pescado em determinada área ou realizar os manejos de correção de acordo com a necessidade da espécie.

Durante o experimento o pH, apresentou ligeiramente ácido com 6,50 no reservatório, enquanto no canal se manteve acima de 7,0, como o descrito na Tabela 9. Esses valores, até então, encontram-se dentro da faixa aceitável de variação do pH. Pressupõem-se que esse fato possa estar relacionado com o momento da coleta, que foi realizada durante o bombeamento de água do poço e do rio para o reservatório, que possibilitou uma leve diminuição no valor, pois a água do rio, apresentou do pH abaixo de 7,0, precisamente, com 6,92.

Como também, a preparação do solo, com a retirada de plantas e dos sedimentos do fundo, e o processo de calagem. O primeiro processo, ao preencher o reservatório com água, provoca a exposição dos detritos orgânicos na coluna da água, conseqüentemente, um maior aporte de fósforo, que segundo Wetzel (2001), provoca a alcalinidade da água, por elevar as taxas de fotossíntese e diminuir as concentrações de gás carbônico. No segundo manejo, de acordo com Feitosa et al. (2017), o calcário é um corretor alcalinizante efetivo.

A condutividade elétrica (CE) da água que abastece os viveiros variou entre 130,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ - 224,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$, com média e desvio padrão de $158,74 \pm 27,01$ $\mu\text{S}/\text{cm}$, no reservatório, e $144,05 \pm 10,74$ $\mu\text{S}/\text{cm}$, no canal, apresentando-se fora do limite estabelecido por Mercante et al (2007) de 23 – 71 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Do mesmo modo, foi verificada diferença significativa entre o reservatório ($H= 17,371$; $p= 0,000$), o canal ($H= 17,371$; $p= 0,000$) e o rio Parnaíba. Durante o presente trabalho a concentração da (CE) no canal foi mais baixa do que no reservatório. Verifica-se, então, que a água está inadequada para alevinagem da tambatinga, uma vez que, apresenta uma taxa de decomposição elevada, representada pela variação da condutividade acima do permitido.

Acredita-se que as concentrações elevadas de (CE) no reservatório e no canal estejam relacionadas ao manejo de calagem, pH alcalino e falta de precipitação em dias específicos da coleta. De acordo com Carmo et al (2016) a (CE) cresce com a adição de calcário, elevação do pH, presença de Ca^{2+} e Mg^{2+} , saturação por bases e acúmulo de nutriente. Natale (2000), confirma que, no processo de calagem, há aumento da oferta de Ca^{2+} e Mg^{2+} , que provoca alteração nas concentrações de H^+ e OH^- em função do aumento do pH e, conseqüentemente, degeneração dos compostos orgânicos e acréscimo de nitrogênio e de fósforo.

Andrade et al (2012) e Campos (2011) acrescentaram que a condutividade elétrica é influenciada pelo regime pluviométrico da região. Os reservatórios de Armando Ribeiro Gonçalves, Itans, Gargalheiras, Passagem das traíras, Sabugi e Boqueirão de Parelhas, presentes na bacia hidrográfica do rio Piranhas-Assu, no semiárido nordestino do Brasil, semelhantemente, exibiram a condutividade elétrica com médias acima de 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (COSTA et al, 2009). A região nordeste tem como característica ser seca na maior parte do ano.

5.3 Transformação dos parâmetros da água no decorrer do processo de alevinagem

O resultado da variação da qualidade de água das fases dos doze ciclos de produção observados na Tabela 9 foi analisado quanto sua adequação aos parâmetros de qualidade para cultivo de peixes, estabelecidos pela literatura específica apresentados na Tabela 2 (MERCANTE et al, 2007). Na fase inicial, todas as variáveis encontraram-se acima desse padrão, exceto o pH, nitrato e a turbidez onde as médias mantiveram o limite permitido (6,5-8,0), ($\leq 10,00 \text{ mg/L}$) e ($\leq 100,00 \text{ UNT}$), respectivamente. A alteração da qualidade da água na fase intermediária e na final comportaram-se de forma semelhante, diferenciando da fase inicial quanto ao oxigênio dissolvido e o pH.

Tabela 9- Descrição da variação da qualidade da água durante o ciclo alevinagem

Variáveis	Resultados	Inicial	Intermediária	Final	Mercante et al. (2007)
Temperatura (°C)	Méd. ± DV.	33,50 ± 2,72	30,83 ± 1,50	34,01 ± 2,19	28,00 – 32,00
	Mín.	26,80	27,00	29,90	
	Máx.	36,00	32,50	36,60	
pH	Méd. ± DV.	7,61 ± 0,38	8,34 ± 0,67	8,67 ± 0,62	6,50 - 8,00
	Mín.	7,14	7,17	7,68	
	Máx.	8,42	9,48	9,79	
Condutividade elétrica (µS/cm)	Méd. ± DV.	156,18 ± 18,18	153,62 ± 24,48	148,38 ± 17,35	23,00 – 71,00
	Mín.	125,10	128,60	131,30	
	Máx.	179,20	201,00	176,80	
Turbidez (UNT)	Méd. ± DV.	12,03 ± 4,66	25,01 ± 22,49	54,74 ± 67,48	≤ 100,00
	Mín.	5,42	7,00	6,58	
	Máx.	19,58	74,00	249,33	
Sólidos Totais (mg/L)	Méd. ± DV.	120,00 ± 90,00	150,00 ± 140,00	200,00 ± 210,00	-
	Mín.	0,00	40,00	0,00	
	Máx.	320,00	520,00	800,00	
OD (mg/L)	Méd. ± DV.	4,15 ± 3,11	5,01 ± 1,80	6,38 ± 1,95	≥ 5,00
	Mín.	1,09	2,49	3,57	
	Máx.	11,44	7,75	9,93	
DBO (mg/L)	Méd. ± DV.	4,29 ± 4,01	6,08 ± 2,37	6,26 ± 5,31	-
	Mín.	0,27	1,86	0,73	
	Máx.	12,16	9,42	17,97	
Nitrato (mg/L)	Méd. ± DV.	0,10 ± 0,09	0,07 ± 0,07	0,03 ± 0,04	≤ 10,00
	Mín.	0,02	0,01	0,00	
	Máx.	0,29	0,25	0,13	
Fósforo total (mg/L)	Méd. ± DV.	0,34 ± 0,15	0,17 ± 0,09	0,18 ± 0,06	≤ 0,030
	Mín.	0,05	0,00	0,07	
	Máx.	0,57	0,30	0,29	
<i>E. coli</i> (NPM/100 mL)	Méd. ± DV.	1656,12 ± 2179,40	75,12 ± 131,06	9,48 ± 14,58	-
	Mín.	15,60	1,00	1,00	
	Máx.	7865,20	410,60	53,50	

Fonte: Pesquisa direta; Mercante et al. (2007).

Os resultados obtidos pelo teste *Kruskal-Wallis* apontam que as variáveis como turbidez, OD, DBO, nitrato, fósforo total e *E. Coli*, observadas durante a larvicultura da tambatinga, exibiram diferença significativa em relação ao reservatório. Portanto, essa etapa da piscicultura interfere na alteração das variáveis físicas, químicas e biológicas da água captada do rio Parnaíba. Apresentaram, também, valores acima do permitido por Mercante et al. (2007), em relação à temperatura, pH, condutividade elétrica, fósforo e DBO, condições impróprias para o desenvolvimento adequado desse sistema produtivo, em relação as práticas de manejos e condições naturais da região.

Silva et al (2017) ao realizarem um estudo sobre a qualidade da água do policultivo da tilápia, curimatã e surubim ao longo de 60 dias de cultivo, provido com água de poço, verificaram que a variação dos parâmetros está inclusa na faixa aceitável para o cultivo de peixes tropicais. O que indica que a dinâmica de alteração da qualidade da água, durante processo de produção de pescados, é diferenciada de acordo com o manejo realizado, a espécie, a etapa de produção (reprodução, larvicultura, engorda), o sistema de produção (extensivo, semi-intensivo, intensivo, super-intensivo) e os tipos de criação (policultivo, monocultivo e consórcio), além das condições abióticas e bióticas presentes na região.

Ocorreu variação da temperatura da água nos viveiros, durante o ciclo de produção dos alevinos, com máximas de 36,0°C, 32,5°C, 36,6°C, nas fases inicial, intermediária e final, respectivamente. A análise indicou que houve diferença estatística significativa entre as fases do ciclo e o reservatório, fase inicial ($H=18,698$; $p=0,000$), fase intermediária ($H=9,128$; $p=0,010$) e a fase final ($H=21,529$; $p=0,000$). Mercante et al (2007), estabelecem como limite para aquicultura o valor de 28-32°C. Portanto, os valores encontrados nesse trabalho estão acima do recomendado, sendo 16,6% na fase inicial, 83,3% na fase intermediária e 75% na fase final. Guo e Li et al (2009) atestam que as altas temperaturas das águas dos trópicos de 28 a 31 °C agenciam uma menor absorção dos compostos nutritivos da ração, pois ocorre o aumento da atividade metabólica dos animais e, conseqüentemente, poucos nutrientes são absorvidos, o que leva a perdas para o meio aquático, proporcionando poluição da água e baixa produtividade.

Notou-se uma variação considerável da temperatura da água nos viveiros. Tal observação pode ser explicada pela dinâmica das coletas, em dias ensolarados e chuvosos, pois, independentemente do clima realizava-se o acompanhamento das

variáveis nas três fases do ciclo. Assim como, essa variação pode ser observada de acordo com as condições climáticas da região.

O comportamento da turbidez apresentou médias de 12,03 UNT, 25,01 UNT e 54,74 UNT na fase inicial, intermediária e final, respectivamente. Esse resultado indicou diferença estatística significativa na fase inicial ($H= 9,011$; $p= 0,011$), enquanto não observou esse resultado nas fases intermediária ($H= 2,029$; $p= 0,363$) e final ($H=0,338$ $p=0,845$), em relação ao reservatório. Esteves (1998) informa que a turbidez está relacionada à presença de sedimentos na coluna da água. Apenas 5,55 % das amostras coletadas durante o ciclo de produção, apresentaram valores acima do limite de 100 UNT (MERCANTE et al, 2007). Esses dados caracterizam o acúmulo de matéria orgânica, pela falta de renovação da água.

Os sólidos totais apresentaram médias de 120,00 mg/L, 150,00 mg/L e 200,00 mg/L, na fase inicial, intermediária e final, respectivamente. Com máximas de 320,00 mg/L, 520,00 mg/L e 800,00 mg/L nas fases inicial, intermediária e final, respectivamente. Não observou-se diferença estatística significativa entre as fases inicial ($H= 0,483$; $p= 0,786$), intermediária ($H= 0,652$; $p= 0,722$) e final ($H= 2,602$; $p= 0,056$) e o reservatório. Apesar desse resultado, verificou maior concentração de sólidos totais nas fases intermediária, em decorrência da oferta de ração, e na final, pela realização da despesca, onde há maior circulação de peixes e homens que favorecem a liberação dos sólidos na coluna de água. O aumento dos sólidos no meio aquático pode ocorrer pelos processos de atrito da água com o solo ou lançamento de compostos orgânicos (BRASIL, 2006). Para essa variável, Mercante et al. (2007), não estabeleceram limite para a piscicultura.

Observou a variação do oxigênio dissolvido (OD) nas fases inicial, intermediária e final, que apresentaram médias de 4,15 mg/L, 5,01 mg/L e 6,38 mg/L, respectivamente. Verificaram diferenças estatísticas significativas entre reservatório e as fases inicial ($H= 7,106$; $p= 0,029$) e final ($H= 6,339$; $p= 0,042$). Na fase inicial, observaram as menores concentrações de OD, consequência do processo de adubação com esterco orgânico, onde acarreta a proliferação de microrganismos, que consome oxigênio. Rocha et al (2017) observaram a variação de oxigênio de 0,6 mg/L e 12,6 mg/L em uma piscicultura em Araguaína-TO, em função dos sedimentos orgânicos da fertilização e sobras de ração, elementos que diminuem a concentração dessa variável na água. Embora as médias nas fases

intermediária e final apresentaram acima do limite exigido por Mercante et al (2007), 58,3% e 25,0% das amostras exibiram valores inferiores, respectivamente.

A concentração do íon nitrato apresentou uma diminuição em seu limite máximo no decorrer do ciclo de produção de cada viveiro, 0,29 mg/L, 0,25 mg/L e 0,13 mg/L, fase inicial, intermediária e final. Esse resultado, ficou enfatizado através das diferenças estatística significativa entre as fases inicial, intermediária e final, e o reservatório, (H= 10,258; p= 0,004), (H= 11,076; p= 0,004) e (H= 13,242; p= 0,001), respectivamente. Apesar desse resultado, em todas as amostras recolhidas os resultados foram inferiores a 10 mg/L, valor máximo definido por Mercante et al. (2007) para produção de pescados. Assim, a água desses viveiros, segundo os valores dessa variável, está apropriada para o pleno funcionamento de um empreendimento aquícola.

A contagem de células de *Escherichia coli* (*E. coli*) está demonstrada na Tabela 9. Entre as coletas concretizadas, foram notadas concentrações elevadas na fase inicial, com máxima de 7.865 NMP/100mL, devido ao processo inicial de adubação da água dos viveiros com esterco orgânico, proveniente da excreta de animais homeotérmicos. Esse comportamento representou a diferença estatística significativa entre a fase inicial (H= 13,678; p= 0,001) e o reservatório, enquanto não observou esse efeito nas fases intermediária (H= 0,222; p= 0,895) e a final (H= 1,898; p= 0,387). Esse fato é explicado pela falta de processo inicial durante o cultivo, que acarreta na diminuição da concentração das células de *E. coli* dentro dos viveiros, mesmo assim, foram encontradas em 100,0% das amostras analisadas. Assunção et al (2017), em seu trabalho com qualidade de água de criação de pacu, observaram esse mesmo resultado na contagem de células de *E. coli*, de acordo com avanço do ciclo produtivo, principalmente, quanto às fontes externas dessa bactéria. Mercante et al (2007) não estabeleceram um padrão a seguir em relação à essa variável para a produção de pescados.

A alteração da concentração das matérias orgânicos durante as distintas fases do ciclo de produção foi observada através da demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Para as fases inicial, a média foi de 4,29 mg/L, na intermediária, a média foi de 6,08 mg/L e, na final, a média foi de 6,26 mg/L. Observa-se que, com o avanço da produção de alevinos de tambatinga, ocorreu aumento no consumo de oxigênio no sistema, ilustrado pela falta de renovação de água do sistema, que acarreta o armazenamento de matéria orgânica nos viveiros. Observou-se diferença

estatística significativa entre as fases inicial ($H= 17,839$; $p= 0,000$), intermediária ($H= 24,794$; $p= 0,000$) e a final ($H= 22,983$; $p= 0,000$).

Esses resultados expõem que a água de um viveiro de piscicultura possui uma diversidade de microorganismos que não podem ser vistos a olho nu. Muitos desses seres têm função simbiótica dentro do tanque, uns são aeróbicos, enquanto outros são anaeróbicos, estabelecendo uma interação complexa entre vários fatores ambientais, principalmente, em relação à concentração do oxigênio (JUDD et al, 2006; SCULLY, 2016). De forma semelhante Barroncas et al (2015) encontraram os valores de DBO de $6,67 \pm 2,16$ e $8,94 \pm 0,72$ mg/L nos tratamentos T1 e T2, respectivamente, no sistema de produção de juvenis de tambaqui, no município de Manaus/AM. Apesar de ser um importante fator que detalha a demanda de oxigênio nos viveiros, Mercante et al (2007) não estabeleceram limite para essa variável dentro de um sistema aquícola.

As concentrações do fósforo total durante o ciclo de alevinagem da tambatinga oscilaram durante o percurso. As médias e os desvios padrões nas fases inicial foram de $0,34 \pm 0,15$ mg/L, na intermediária de $0,17 \pm 0,09$ mg/L e na final de $0,18 \pm 0,06$ mg/L. Esses resultados apontaram uma tendência de atenuação na concentração da água dos viveiros de acordo com o avanço para fase final.

Esse procedimento foi confirmado através da variação significativa entre as fases inicial ($H= 19,639$; $p= 0,000$), intermediária ($H= 11,049$; $p= 0,004$) e a final ($H= 23,061$; $p= 0,000$), e o reservatório. Verificou-se uma tendência ao decréscimo da concentração dessa variável no término do ciclo, mas manteve-se acima do limite permitido de 0,030 mg/L. Esses resultados são maiores do que as encontradas na água de abastecimento, sendo que a média no reservatório foi de 0,040 mg/L e no canal de 0,036 mg/L, demonstrando que a alevinagem da tambatinga, na região de Nazária-PI, é responsável por inserir alta quantidade de fósforo na coluna da água.

Do mesmo modo pode ser observado, no estudo desenvolvido por Souza et al (2016), com tanques de juvenis do camurim *Centropomus parallelus*, em Curuçá, estado do Pará, Brasil, o fósforo total variou de 0,350 - 1,480 mg/L. Conforme os autores, os menores valores foram encontrados nos tanques que realizavam renovação de 70% do volume da água, sifonação no fundo e nas paredes. As maiores concentrações foram encontradas nos tanques que não faziam manejo de profilaxia, onde havia contínua inserção de substâncias fosfatadas derivadas da ração e das excreções metabólicas.

Enquanto nesse presente estudo, a fase inicial verificou-se a maior concentração do PT devido a inserção de adubo orgânico, na fase intermediária e final diminuiu a concentração desse elemento em razão da reposição de água nos viveiros e da falta de oferta de ração, a fim de evitar problema durante a despesca e o transporte, como, por exemplo, o excesso de amônia.

No estudo realizado por Huang et al (2016), no reservatório Panjiakou, localizado no município de Qianxi, cidade de Tangshan, na China, do mesmo modo, o aporte de fósforo no reservatório e nos tanque-redes aumentou no início do cultivo e depois houve tendência, relativamente, estável nas concentrações de PT, principalmente, para os tanques A, B, C e D. Com valores no reservatório de $0,04 \pm 0,00$ mg/L, no ponto A $0,66 \pm 0,10$ mg/L, no ponto B $0,44 \pm 0,07$ mg/L, no ponto C $0,29 \pm 0,04$ mg/L, no ponto D $0,40 \pm 0,06$ mg/L e no ponto E $0,04 \pm 0,00$ mg/L, diferentes dos encontrados nessa pesquisa, mas que relatam o incremento desse elemento na coluna da água.

No estudo da concentração do fósforo em relação à espécie cultivada, com o cultivo da carpa *bighead* houve aumento contínuo das concentrações de PT, de forma contrária, ao presente estudo. Desse modo, os dados indicam que o manejo do cultivo e a espécie a ser trabalhada, durante o ciclo de produção, influenciam na alteração do fósforo na água.

O pH variou de 7,14 - 9,79 durante o desenvolvimento da larvicultura da tambatinga, valores esses, que se encontram fora dos limites da tabela 2, de 6,5 - 9,0. O pH apontou tendência à basicidade com o avanço do ciclo produtivo, especificamente, com a média na fase inicial de 7,61, na fase intermediária 8,34 e na final de 8,67. No trabalho realizado por Silapajarn et al (2004), no Alabama, no Estados Unidos, nos viveiros na região de Blackland Prairie, também, foi constatado o pH acima de 9. Esse desempenho não exibiu uma diferença estatística significativa entre as fases inicial ($H= 5,785$; $p= 0,055$), intermediária ($H= 1,345$; $p= 0,510$) e a inicial ($H= 4,471$; $p= 0,107$), e o reservatório.

Verificou-se essa mesma tendência de crescimento no teor de oxigênio dissolvido, notadamente, com as médias na fase inicial 4,15, na fase intermediária 5,01 e na fase final 6,38. Durante o dia, o comportamento do pH é associado ao nível de oxigênio dissolvido na água (SILVA et al, 2007; LEIRA et al, 2017). O pH pode apresentar significativas flutuações em função dos processos fotossintéticos e

respiratórios nos sistemas de cultivos de peixes, assim como, através dos manejos calagem e adubação (CASTELLANI et al, 2006).

A condutividade elétrica da água na produção de alevinos de tambatinga variou entre 125,10 e 201,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$, da fase inicial à fase final, acima do ideal de 23,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ – 71,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Não houve diferença significativa entre as fases inicial ($H= 2,477$; $p= 0,290$), intermediária ($H= 1,075$; $p= 0,584$) e a final ($H= 1,245$; $p= 0,537$), e o reservatório. Sipaúba-Tavares (1994) e Nunes et al (2015) descreveram que a condutividade elevada está relacionada à utilização de ração e à adição de fertilizantes nos viveiros. Acredita-se então, que as concentrações elevadas da condutividade elétrica, nesse trabalho, estejam relacionadas com as características dos manejos realizados, como a calagem, a adubação, o arraçoamento e a baixa renovação de água.

As concentrações elevadas de condutividade elétrica indicam decomposição elevada, sendo, portanto, uma maneira de avaliar a disponibilidade de nutrientes nos ecossistemas aquáticos (SILVA, 2007). Verifica-se que os processos de produção utilizados para o desenvolvimento de alevinos de tambatinga, alteram as características químicas da água, quanto a condutividade elétrica. Pinheiro et al (2015) em sua pesquisa da qualidade de água de piscicultura na região de São Luís-MA, Brasil, encontrou valores parecidos com os deste trabalho (mínimo de 52,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e máximo de 143,73 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

5.4 Propriedades dos efluentes de alevinagem da Estação de Piscicultura frente aos parâmetros estabelecidos na Resolução CONAMA nº 430/2011

A atividade produtora de alevinos de tambatinga pode gerar efluentes que alteram a qualidade de água dos corpos hídricos receptores. A Estação de Piscicultura Francisca Trindade durante os doze ciclos dessa pesquisa, gerou 6.400 m^3 de efluentes, que representam 39% da sua capacidade. Observou-se que as valores médios da variável pH, temperatura e o DBO, presentes na Tabela 10, apresentaram dentro do padrão estabelecido pela Resolução CONAMA nº 430/2011, cujos limites aceitáveis são: (5,0-9,0), ($\leq 40,0^\circ\text{C}$) e ($\leq 60,0\%$), respectivamente.

Essa resolução não aborda os limites das concentrações máximas nos efluentes quanto as variáveis turbidez, sólidos totais, oxigênio dissolvido, fósforo total, condutividade elétrica e *E. coli*. Porém, essas variáveis, em altas

concentrações nas águas residuais dos sistemas de produção, podem danificar a qualidade da água e prejudicar o ecossistema aquático, dependendo da capacidade de carga, vazão e tamanho do corpo hídrico receptor. Conseqüentemente, não se pode descartar a influência da alteração das demais variáveis nos danos ambientais causados por esses efluentes.

Tabela 10- Descrição da variação da qualidade dos efluentes

Variáveis	Resultados	Efluentes	CONAMA nº 430/2011
Temperatura (°C)	Méd. ± DV.	34,01 ± 2,19	≤ 40,00
	Mín.	29,90	
	Máx.	36,60	
pH	Méd. ± DV.	8,67 ± 0,62	5,00 – 9,00
	Mín.	7,68	
	Máx.	9,79	
Condutividade elétrica (µS/cm)	Méd. ± DV.	148,38 ± 17,35	-
	Mín.	131,30	
	Máx.	176,80	
Turbidez (UNT)	Méd. ± DV.	54,74 ± 67,48	-
	Mín.	6,58	
	Máx.	249,33	
Sólidos Totais (mg/L)	Méd. ± DV.	200,00 ± 210,00	-
	Mín.	0,00	
	Máx.	800,00	
OD (mg/L)	Méd. ± DV.	6,38 ± 1,95	-
	Mín.	3,57	
	Máx.	9,93	
DBO (mg/L)	Méd. ± DV.	6,26 ± 5,31	≤ 120,00
	Mín.	0,73	
	Máx.	17,97	
Nitrato (mg/L)	Méd. ± DV.	0,03 ± 0,04	-
	Mín.	0,00	
	Máx.	0,13	
Fósforo total (mg/L)	Méd. ± DV.	0,18 ± 0,06	-
	Mín.	0,07	
	Máx.	0,29	
<i>E. coli</i> (NPM/100 mL)	Méd. ± DV.	9,48 ± 14,58	-
	Mín.	1,00	
	Máx.	53,50	

Fonte: Pesquisa direta.

Verificou-se a incorporação de matéria orgânica nos resultados da análise da qualidade da água da fase final, na ordem de 10 vezes a concentração inicial do rio Parnaíba. Esses dados evidenciam o potencial dos efluentes da alevinagem da tambatinga de degradar os recursos hídricos, proporcionalmente à capacidade de operação. Os resultados obtidos pelo teste *Kruskal-Wallis* apontam as concentrações do OD, a DBO, o nitrato e o fósforo total presentes nos efluentes apresentaram diferenças significativas em relação ao reservatório.

As variações da temperatura da água dos efluentes dos sistemas de produção de alevinos de tambatinga, os valores da média, mínimo e máximo, estão de acordo com a CONAMA 430 (2011), apresentando-se menores do que 40 °C. Efluentes com medidas fora do padrão podem causar a mortalidade dos organismos aquáticos onde são lançados (WORKAGEGN, 2012). A análise de variância indicou que houve diferença estatística significativa entre os efluentes ($H= 21,529$; $p= 0,000$) e o reservatório. Esse resultado foi devido a estratégia da coleta da água durante o experimento, no período da manhã das 7:30 às 11:30 horas, que começava no reservatório, promovendo uma variação diária da temperatura.

A turbidez nos efluentes apresentou uma média de 54,74 UNT. Verificou-se que não houve diferença significativa entre os efluentes e o reservatório ($H= 0,338$; $p= 0,845$). Kimpara et al (2013) no seu trabalho com efluentes do cultivo de *M. amazonicum*, em Jaboticabal-SP, Brasil, os valores encontrados dessa variável foram de 4 NTU - 24 NTU, bem abaixo dos encontrados nesse estudo. Um diferencial, é a renovação diária de 15% da água dos tanques, que provoca a diluição e a retirada das partículas em suspensão, diminuindo a turbidez da água dos processos produtivos. O sistema aquático que apresenta baixa capacidade de absorção de luz prejudica o desenvolvimento da vida nesse *habitat*, através da redução da fotossíntese.

Como também, altas concentração de sólidos totais foram observadas nos efluentes de alevinagem de tambatinga em relação ao rio Parnaíba, uma média de 200 mg/L nos efluentes, que podem ser limitantes para a vida aquática. Apesar desse resultado, observou-se que não ocorreu diferença significativa entre os efluentes e o reservatório ($H= 2,602$; $p= 0,056$). NAKPHET et al (2017) verificaram a variação de 53,67 mg/L a 118,67 mg/L dessa variável nos efluentes de tilápia vermelha no sistema de recirculação, com renovação diária de 100%.

A concentração do oxigênio dissolvido nos efluentes da alevinagem da tambatinga apresentou a média de 6,38 mg/L, se manteve acima 5 mg/L. Apenas 16,6%, no P3 e P10, o oxigênio apresentou valores abaixo de 5mg/L, 3,70 mg/L e 3,57 mg/L, respectivamente. Os organismos aquáticos dependem diretamente de oxigênio dissolvido para o seu desenvolvimento, portanto, efluentes com concentrações menores que 3,00 mg/L de OD podem ser prejudiciais a vida aquática.

SU et al (2011) apontaram valores da concentração de oxigênio dissolvido nos efluentes de piscicultura de 3,99 mg/L, em Chigu Mangrove Nursey, em Tainan, esse comportamento foi abaixo do encontrado no presente estudo. Observou-se diferenças significativas dos efluentes ($H= 6,339$; $p= 0,042$) e concentração de oxigênio dissolvido acima do reservatório. Os organismos aquáticos dependem diretamente de O_2 para o seu desenvolvimento. O teor de oxigênio dissolvido, nos efluentes da alevinagem está favorável, frente aos próximos manejos estressantes: despesca e transporte.

A concentração de nitrato está diretamente relacionada com a quantidade de fitoplâncton, sendo esse íon o agente identificador de decomposição da matéria orgânica fixada pela fotossíntese na água. Os efluentes de larvicultura de tambatinga apresentou baixa concentração do íon nitrato na água. A concentração do íon nitrato apresentou uma média de 0,03 mg/L. Apesar desses dados, observou-se que houve diferença estatística significativa entre os efluentes e o reservatório ($H= 22,983$; $p= 0,000$). Esse resultado informa que a larvicultura de peixes de tambatinga, no sistema semi-intensivo, altera e aumenta a concentração dessa variável na água, devido à inserção de ração e dejetos dos peixes.

No trabalho realizado por Mal et al (2015), com efluentes do cultivo do matrinxã (*Brycon amazonicus*), em Manaus-AM, Brasil, a concentração média dessa variável foi 0,392 mg/L, bem acima dos apresentados nesse trabalho. Diversos são os fatores que podem ter contribuído para essa diferença, principalmente, quanto ao manejo empregado da espécie, densidade, oferta diária de ração e etapa do cultivo. Os efluentes do cultivo do matrinxã foram provenientes da etapa de engorda, utilizando 1 kg de peixe/m² no total de 32 animais, aproximadamente, 30g para cada peixe, ofertando de 3 a 4 kg de ração diariamente, o que resulta em uma entrada maior de ração no sistema do que no sistema desse estudo.

A descrição de células de *E. coli* nas amostras dos efluentes está presente na Tabela 10: o máximo observado foi de 53,50 NMP/100mL. Células de *E. coli* foram catalogadas em 100% das amostras analisadas, mas somente em P5 e P12 apresentaram amostras com valores maiores, 17,70 NMP/100mL e 53,50 NMP/100mL, respectivamente. Os resultados da determinação de *E. coli* expôs a ausência dessas células nos efluentes. Animais como os peixes não acumulam essas células no seu trato digestivo, podendo, então, estar presente nesses sistemas aquícolas através do processo de adubação orgânica, que nesse estudo foi realizado somente na fase inicial.

Conforme a análise de variância, a variável *E. coli* não exibiu diferenças estatísticas significativas entre os efluentes e o setor de abastecimento ($H= 1,898$; $p= 0,387$). É importante observar essa variável em todos os sistemas de aquicultura, principalmente, os que tem como princípio o uso de adubo orgânico na fertilização, pois há altas concentrações dessas células nos viveiros. A presença das células de *E. coli* são indicativos de substâncias causadoras de doenças e a falta de processamento dos efluentes aquícolas, essas observações cooperam para contaminação dos corpos hídricos, tornando-os inadequados ambientalmente e para o abastecimento humano (PINTO et al, 2009).

A média variação da concentração da matéria orgânica nos efluentes da alevinagem de tambatinga foi de 6,38 mg/L, com mínimo de 0,73 mg/L e máximo de 17,97 mg/L. Os resultados da concentração dessa variável estão em acordo com a Resolução do CONAMA 430 (2011). Os resultados expostos em relação a DBO apontam a alteração pelo sistema de produção de alevinos da concentração de 10 vezes a qualidade da água procedente do Rio Parnaíba, assim como, a falta de um tratamento dos efluentes desta atividade.

O teste *Kruskal-Wallis* inferiu que houve diferença estatística significativa entre os efluentes e o reservatório ($H= 22,983$; $p= 0,000$). Os fatos expostos em relação a DBO apontam o deterioramento da qualidade da água procedente do Rio Parnaíba ao passar pelo sistema de produção de alevinos e a falta de um manejo de tratamento dos efluentes desta atividade.

Moura et al (2014) confirmaram a influência do cultivo de tilápia (*Oreochromis niloticus*) no processo de deposição de matéria orgânica. Barroncas et al (2015), no seu trabalho com efluentes da criação de juvenis de tambaqui (*Colossoma macropomum*), demonstraram que a demanda bioquímica de oxigênio nos viveiros

com reposição de água, apenas, por evaporação e infiltração, apresentou um valor médio de 20,15 mg/L, acima do apresentado nesse estudo, contudo, permanece próximo. A principal diferença entre os sistemas estudados e o presente estudo é a duração do ciclo foi de 30 dias, que no estudo dos juvenis de tambaqui que foi de 150 dias. No entanto, ambos revelam a potencialidade de poluição, da alevinagem da tambatinga, com efluentes ricos em matéria orgânica.

O pH dos efluentes da alevinagem da tambatinga variou de 7,68 a 9,79, com a média de 8,67, encontrando-se dentro dos limites da CONAMA 430 (2011). O mesmo comportamento de crescimento de pH, de acordo o avanço do cultivo, foi observado no estudo desenvolvido por Santeiro et al (2000) atingindo um valor máximo de 10,0. Mas não apontou diferença significativa entre os efluentes e o reservatório ($H= 4,471$; $p= 0,107$). Esse comportamento pode ser confirmado através da observação da tendência à basicidade no reservatório, no canal e no rio Parnaíba. Contudo, os processos da larvicultura de tambatinga provocaram o aumento considerável dessa variável.

O pH varia de acordo com os processos naturais do sistema de aquicultura: fotossíntese e respiração. Também, através dos manejos calagem e adubação, durante o cultivo (CASTELLANI et al, 2006), somada as condições climatológicas da região (SANTEIRO et al, 2000). O valor do pH apresenta-se proporcional à quantidade de oxigênio dissolvido na água, quanto maior a quantidade de oxigênio dissolvido maior o valor do pH (SILVA, 2007). Neste estudo foi verificado esse comportamento, da maior média, no teor de oxigênio dissolvido na fase final, possivelmente, em função do horário da coleta, que foi realizada pela manhã, favorecendo uma maior atividade fotossintética das algas e, conseqüentemente, o aumento do pH.

A liberação de efluentes que apresentam pH fora da faixa estabelecida pela legislação ambiental pode afetar o crescimento de organismo aquático, onde são despejados, levando à mortalidade. Especialmente, em espécies que apresentam maior dificuldade de estabelecer o equilíbrio osmótico, à nível das brânquias, resultando em dificuldades respiratórias (SILVA, 2007).

A condutividade elétrica atingiu o valor médio de 148,38 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nos efluentes de larvicultura de tambatinga. Observou-se que não ocorreu diferença significativa entre os efluentes e o reservatório ($H= 1,245$; $p= 0,537$). Não se observou valores

baixos de CE nos viveiros estudados, o mínimo foi apresentado foi no P2 de 131,30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e o máximo no P4 com 176,80 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Filho et al (2010) observaram que a concentração da condutividade elétrica dos viveiros de tilápia, em Juazeiro-BA, Brasil, apresentou, no início do ciclo, o valor de 640 $\mu\text{S}/\text{cm}$, e no final, 1730 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Esses valores estão acima dos apresentados nesse trabalho, que estão diretamente relacionados às diferentes fontes difusas dos manejos diferenciados, aplicados quanto à espécie, características do solo do cultivo, densidade, peso inicial dos peixes, arraçoamento e renovação da água.

A condutividade elétrica da água corresponde à capacidade dos íons presentes na água em conduzir eletricidade (LIMA et al, 2015). Essa variável indica a quantidade de nutrientes presente na água e advertem sobre elevada quantidade de compostos orgânicos do sistema. Por outro lado, valores baixos expressam o alto grau de fitoplâncton e zooplâncton no sistema (SILVA, 2007).

Os resultados do fósforo total dos efluentes estão descritos na Tabela 10: média de 0,18 mg/L, mínimo de 0,07 mg/L e máximo de 0,29 mg/L. Apresenta a diferença estatística significativa entre os efluentes e o reservatório ($H= 23,061$; $p= 0,000$). Essa informação constata que o cultivo de alevinos de tambatinga, em sistema extensivo, altera a quantidade dessa variável na coluna da água.

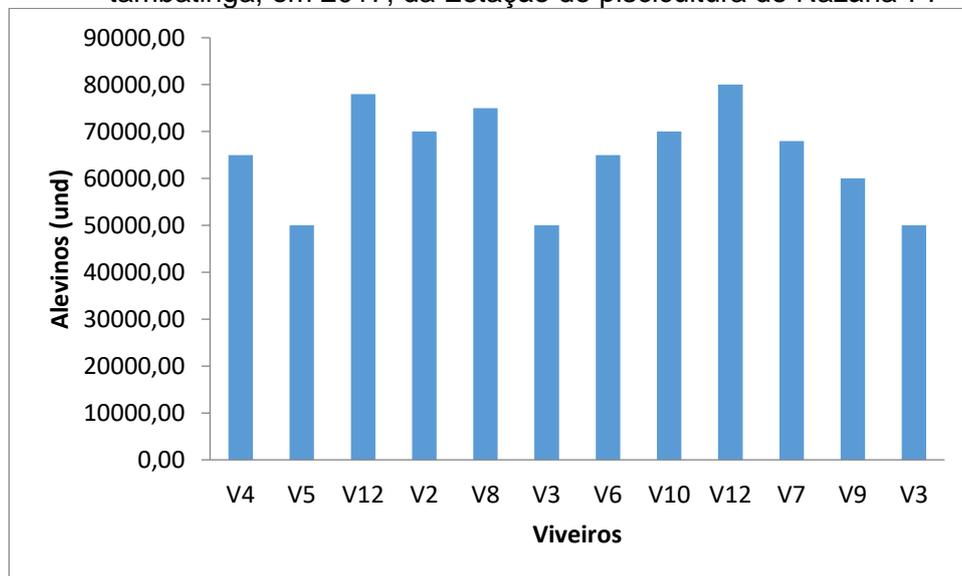
Valores médios de 0,47 mg/L de fósforo total foram encontrados nos efluentes de piscicultura em Jingzhou, província de Hubei, China (ZHANG et al, 2011), no qual o manejo operava no sistema de recirculação, com tanques em séries, funcionando da seguinte forma: a água de um tanque passava para outro, permitindo maior concentração e acúmulo de fósforo total na água dos viveiros. A escolha do manejo é essencial para determinar o potencial poluidor de um efluente do sistema. Efluentes carregados de fósforo total tornam os corpos hídricos receptores sensíveis ao processo de eutrofização e à diminuição da qualidade de água (FREITAS et al, 2011).

5.5 Descrição da relação da qualidade de água do sistema com a produtividade

Em 2017, a Estação de Piscicultura Francisca Trindade produziu 781.000 alevinos de tambatinga, representando 39% da capacidade instalada. Essa produção foi realizada em doze ciclos, variando de 50.000 a 80.000, com média de 65.083 alevinos por ciclo, presente no gráfico 4. A produção pode ser influenciada

por diversos fatores bióticos e abióticos, dentre eles, a variação da qualidade da água. O nível de correlação entre a produtividade e a variação da qualidade da água, durante as fases do ciclo da alevinagem da tambatinga, foram obtidos pelo teste do Spearman, descrito na Tabela 11. As alterações da qualidade de água, observadas quanto ao padrão de piscicultura estabelecido por MERCANTE et al. (2007) e os resultados obtidos pelo teste *Kruskal-Wallis*, durante o ciclo produtivo dos alevinos de tambatinga, mantiveram correlação positiva com a produtividade em todas as fases, apenas em função da condutividade elétrica.

Gráfico 4 - Produção de alevinos dos viveiros durante os ciclos de alevinagem de tambatinga, em 2017, da Estação de piscicultura de Nazária-PI



Fonte: SDR-PI (2017).

Tabela 11- Coeficientes de correlação de Spearman das variáveis da qualidade da água durante as fases do ciclo com a produtividade da alevinagem da tambatinga

Variáveis	Fases do ciclo de produção					
	Inicial		Intermediária		Final	
	S	p	S	p	S	p
Temperatura (°C)	-0,309	0,329	-0,201	0,346	0,005	0,987
pH	-0,163	0,614	-0,105	0,626	-0,265	0,405
Condutividade elétrica (µs/cm)	0,668	0,018	0,518	0,009	0,290	0,361
Turbidez (NTU)	-0,110	0,735	-0,027	0,901	-0,378	0,226
Sólidos Totais (mg/L)	-0,229	0,475	-0,272	0,198	-0,138	0,669
OD (mg/L)	-0,346	0,270	-0,250	0,239	-0,314	0,320
DBO (mg/L)	0,081	0,802	-0,064	0,475	-0,074	0,819
Nitrato (mg/L)	0,301	0,341	0,165	0,441	-0,241	0,451
Fósforo total (mg/L)	-0,120	0,710	0,015	0,946	-0,074	0,819
<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	0,166	0,606	0,152	0,478	-0,180	0,576

Fonte: Autores.

Barroncas et al (2015) não identificaram a interferência da qualidade da água nos resultados zootécnicos, com a espécie *Colossoma macropomum* em sistema intensivo. Enquanto Sousa et al (2016), em seu estudo *Centropomus parallelus* confirmaram a dependência dos resultados eficientes de produção da água e a escolha do processo de produção.

Como fator ecológico importante, a temperatura, exerce influência sobre a aptidão do processo produtivo e determina resultados, como o crescimento, o metabolismo e o desempenho de locomoção dos peixes (REBOUÇAS et al., 2014). A análise de *Spearman* apontou que a correlação da produtividade, na fase final, com a temperatura, foi, significativamente, positiva. Com essa resposta, pode-se verificar a preferência dessa espécie por condições aquáticas quentes, devido às altas temperaturas observadas nas análises, com média acima de 30°C. Essas observações podem ser parcialmente atribuídas ao hábito ecológico natural, uma vez que é um peixe proveniente da região tropical da Amazônia.

A produtividade correlacionou-se positivamente com a *E. coli* e a DBO na fase inicial. Nessa fase aplica-se o adubo orgânico, que é responsável por estimular o crescimento da produção primária dos viveiros, em relação ao fitoplâncton e zooplâncton, que produzem oxigênio e servem de alimento, nessa fase do ciclo de vida desse peixe, que é largamente dependente dessa fonte nutricional. A

concentração da condutividade manteve correlação positiva com a produtividade em todas as fases do ciclo de produção, relacionada à presença de alimento (ração) na água, possibilitando a nutrição adequada para a espécie dentro de um sistema confinado de produção.

O nitrato é uma variável abiótica que indica a eficiência da decomposição química da amônia pelas bactérias nitrificantes (*Nitrossomas* e *Nitrobacter*). A má qualidade da água, presente no viveiro, pode ser letal para os peixes, caso esse processo não seja realizado (ARANA, 2010). A taxa de sobrevivência da tambatinga correlacionou-se positivamente com o nitrato, na fase inicial e intermediária, indicando que esta espécie é sensível à concentração elevada de amônia.

Em relação ao pH, a produtividade correlacionou-se, significativamente, negativa, nas fases inicial, intermediária e final, indicando a preferência por condições mais neutras. O oxigênio dissolvido (OD) é um dos fatores abióticos mais importantes que determinam o crescimento e a sobrevivência dos peixes, tanto no meio natural quanto na aquicultura (FEIDEN et al, 2015). Neste estudo, a produtividade apresenta-se correlacionada negativamente com OD em todas as fases do ciclo de produção, indicando menor dependência desse elemento na água, para esta espécie.

Análoga à temperatura e ao OD, os sólidos suspensos, a turbidez, a matéria orgânica (DBO) e a carga de nutrientes (fósforo total) são, também, fatores ecológicos importantes na aquicultura e apresentaram correlação negativa com a produtividade. As partículas orgânicas podem prejudicar as trocas gasosas a nível branquial, favorecer a multiplicação de patógenos facultativos para os peixes e aumentar a demanda por oxigênio da água do viveiro, à medida que os sólidos sofrem decomposição (FEIDEN et al, 2017).

Os sólidos totais, e os suspensos em excesso na água, impedem a penetração da luz nos viveiros, que é essencial para o processo de fotossíntese (DA SILVA et al, 2015). O fósforo é, geralmente, considerado como fator limitante para a produção de algas em águas eutróficas e, em excesso, pode ocasionar o florescimento de algas que são prejudiciais à aquicultura (BASSO et al, 2007; TORRES et al, 2017).

A correlação negativa da taxa de produtividade, em relação aos sólidos totais, DBO, turbidez, nitrato, OD, pH e fósforo, durante o ciclo de alevinagem de tambatinga, indica que os alevinos de tambatinga se desenvolvem melhor em águas

com qualidade superior à encontrada nesse estudo. A renovação da água pode propiciar diluição da carga orgânica, do pH, da turbidez, do fósforo e do nitrogênio, aumentando a produtividade desse sistema de produção, visto que, a Estação de Piscicultura Francisca Trindade produziu apenas 39% da sua capacidade.

5.6 Estado trófico da água dos viveiros durante o ciclo produtivo

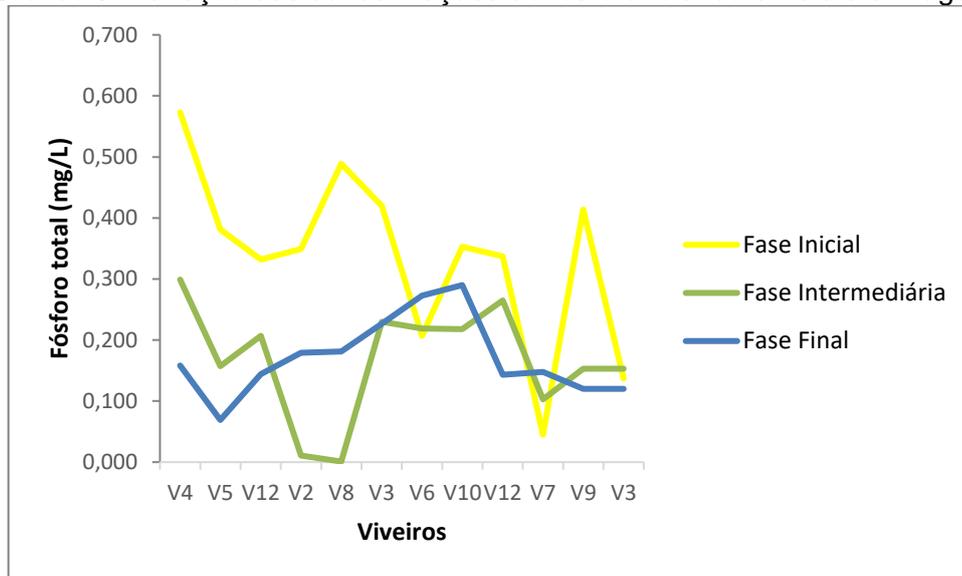
O fósforo é um macronutriente limitante para o crescimento de microalgas. Na Tabela 12 estão descritas as concentrações do fósforo, no gráfico 5, assim como sua estatística descritiva básica e a classificação do estado trófico do processo de alevinagem da tambatinga, obtidas nas análises durante o cultivo dos alevinos, nas fases inicial, intermediária e final.

Tabela 12- Classificação do estado trófico da água do setor da alevinagem

Fase do Cultivo	Resultados	Fósforo T (µg/L)	Ponderação (Equação 1)	Classificação do Estado Trófico
Reservatório	Méd.	40,00	64,65	Supereutrófico
	Mín.	10,00	56,25	Mesotrófico
	Máx.	70,00	68,04	Supereutrófico
Canal	Méd.	40,00	64,65	Supereutrófico
	Mín.	10,00	56,26	Mesotrófico
	Máx.	70,00	68,04	Supereutrófico
Fase Inicial	Méd.	336,00	77,54	Hipereutrófico
	Mín.	45,00	65,36	Supereutrófico
	Máx.	573,00	80,78	Hipereutrófico
Fase Intermediária	Méd.	168,00	73,34	Hipereutrófico
	Mín.	1,00	42,3	Ultraoligotrófico
	Máx.	299,00	76,84	Hipereutrófico
Fase Final	Méd.	171,00	73,54	Hipereutrófico
	Mín.	69,00	67,95	Supereutrófico
	Máx.	290,00	76,65	Hipereutrófico

Fonte: Pesquisa direta.

Gráfico 5- Variação das concentrações do fósforo total durante a alevinagem



Fonte: Pesquisa direta.

As concentrações de fósforo nas amostras coletadas apresentaram-se elevadas. Destaca-se, ainda, que as maiores concentrações de fósforo foram encontradas na fase inicial do ciclo. Pode-se, assim, observar a relação direta com o manejo realizado no início do cultivo, o processo de adubação orgânica, o qual favorece o incremento de fósforo no corpo da água, possibilitando o desenvolvimento do processo de eutrofização.

Água de abastecimento

Estão apresentados, na Tabela 12, os Índices de Estado Trófico (IET), modificados por Lamparelli (2004), do reservatório, do canal, da fase inicial, da fase intermediária e da fase final. De acordo com o resultado obtido neste trabalho, a água de abastecimento (reservatório e canal), apresenta o IET supereutrófico, com a concentração do fósforo apresentando valores de 0,003 a 0,070 mg/L e a média 0,040 mg/L em ambos os pontos estudados. Nota-se, então, que água de abastecimento, que deveria ter qualidade dentro do padrão estabelecido por Mercante et al (2007), para a produção de alevinos, não está adequada para essa atividade. Esse fato é o ponto de partida para alcançar o alto estado de eutrofização da água, presente nos viveiros, durante o ciclo produtivo.

Com IET inicial supereutrófico na água de abastecimento, com o desenvolvimento das fases do ciclo produtivo, desde a fase inicial à fase final, intensifica-se esse comportamento, conduzindo o IET a apresentar-se hipereutrófico em todas as fases, aumentando o grau de eutrofização da água. Isso devido à adição de adubo orgânico na preparação do viveiro na fase inicial, no 7º dia do ciclo a iniciação da oferta de ração, a partir do 15º dia do ciclo à baixa renovação da água (reposição por perda através da evaporação ou infiltração) e à inserção das próprias excretas dos peixes durante todo o ciclo.

Os valores obtidos do fósforo para o IET, em todas as fases, confirmam que a alevinagem de tambatinga é hipereutrófica, a água dos viveiros aponta o maior grau de trofia, reduz a qualidade das águas para a preservação da vida e do ambiente. É possível estabelecer a conjectura de que os compostos orgânicos desse processo, no decorrer do tempo, colaboram com o índice trófico dos corpos receptores, pelo permanente volume acrescentado de resíduos orgânicos, derivado das excretas dos peixes, da sobra de ração não-consumida e da escolha do processo de produção (BUENO et al, 2008).

Água da fase inicial

Na fase inicial, o IET médio apresentou-se hipereutrófico, com as concentrações do fósforo variando entre 0,05 e 0,53 mg/L. Nessa mesma etapa, foram encontradas as maiores concentrações de fósforo, o que pode estar relacionado com o manejo da adubação orgânica realizado antes de iniciar o cultivo, realizado com a perspectiva de afloramento de alimento natural (fitoplâncton e zooplâncton) para os alevinos.

Água da fase intermediária

Na fase intermediária, o IET médio correspondeu a um ambiente hipereutrófico, com a variação do fósforo entre 0,00 e 0,29 mg/L, com a média de 0,17 mg/L. Os menores valores encontrados foram no V2, 0,011 mg/L, e V8, 0,005 mg/L, coincidindo com as menores concentrações do fósforo, tanto no reservatório como no canal. Apenas esses quatro pontos foram coletados na mesma data, em 13 de fevereiro de 2017, após a chuva. Observou-se, com isso, uma diluição da

concentração do fósforo, em função do aumento do volume de água. A concentração média desse elemento na água, no 15º dia do ciclo, continua alta, o que favorece a eutrofização do ambiente, mesmo apresentando-se menor do que na fase inicial. Isso pode ser explicado pela reposição de água dos viveiros (perda por evaporação e filtração), a falta de adubação, a oferta de ração de acordo com 1,5% da biomassa estocada no viveiro e a inserção das excretas dos alevinos no ambiente.

Água da fase inicial (Efluentes)

Na fase final o IET, apresentou-se, de forma geral, hipereutrófico. A água, nessa condição, é extremamente rica em compostos orgânicos e poluentes. Nessa fase, o fósforo variou de 0,07 a 0,29 mg/L, com a média de 0,18 mg/L. Dos 12 viveiros coletados, somente no viveiro V5 o IET manifestou-se supereutrófico, nos demais, apresentou-se hipereutrófico. A característica do manejo nessa fase é a suspensão da oferta de ração por 24 horas, para evitar problemas de excesso de excreção de compostos nitrogenados durante o transporte dos alevinos, em sacos plásticos, quando forem comercializados. Devido à falta de renovação da água dos viveiros, há tendência de acumulação fósforo adicionados ao longo do ciclo, favoreceu esse resultado de eutrofização nas águas dos viveiros.

5.6 Potencial de reuso dos efluentes da alevinagem da tambatinga

O reuso dos efluentes da alevinagem evita degradação dos corpos hídricos, por meio dos lançamentos de cargas orgânicas, e compostos nitrogenados e fosfatados. O redirecionamento desse insumo para a irrigação evita a retirada de água dos rios ou poços, e o uso de fertilizantes químicos, que tem como finalidade obter um sistema de produção agrícola sustentável.

De acordo com as normas presentes na Resolução Estadual do Ceará Resolução COEMA nº 2 de 02/02/2017, que estabelece as características físico-químicas e biológicas da água de reuso para diversos usos. Dentre essas utilidades a direcionada para a irrigação da agricultura, exceto para os alimentos consumidos crus: Coliformes fecais < 1000 NPM/100 ml. Os resultados das características físico-químicas e biológicas dos efluentes da alevinagem da tambatinga, presentes na

tabela 10, estão em conformidade com esses padrões. A estação de piscicultura de piscicultura Francisca trindade de Nazária-PI, gerou 540 m³ por ciclo de efluentes, no final da produção dos dose ciclos de alevinos de tambatinga lançou 6400 m³.

A variação da temperatura da água dos efluentes durante o ciclo de produção dos alevinos, de 29,90°C - 36,60°C. Ribeiro et al, (1998) afirmam que temperaturas abaixo de 14 °C e acima de 32°C podem afetar a absorção de nutriente em cultivos agrícolas. Esses autores apontam que a temperatura máxima não deve ultrapassar aos 30°C. Observou-se temperaturas fora da faixa de conforto para o desenvolvimento da agricultura, natural da região nordeste, mas precisa de manejos adequados quanto a esse parâmetro.

A turbidez nos efluentes dos viveiros de alevinos de tambatinga apresentou média de 54,57 UNT. No trabalho realizado por Queiroz et al, (2016) avaliaram a qualidade da água para irrigação do açude de Baturité, Quixadá-CE, na qual observaram valores favoráveis para essa atividade e semelhantes aos resultados encontrados nesse presente trabalho, variando de 60,6 a 70,7 UNT.

Os sólidos totais apresentaram concentração média de 200 mg/L nos efluentes da alevinagem de tambatinga. A concentração de sedimentos no P2, apresentando o maior valor de 800 mg/L. Nakayama e Bucks (1986) classificaram a concentração sólidos totais na irrigação, resultados acima podem causar ricos de vedação das raízes das hortaliças, em baixo, moderado e severo, sendo ≤ 500 mg/L, 500 - 2000 mg/L, ≥ 2000 mg/L, respectivamente. De acordo com esses autores, os efluentes da alevinagem da tambatinga tem nível baixo de causar prejuízo em relação a obstrução das raízes.

O oxigênio dissolvido dos efluentes apresentaram concentração média de 6,38 mg/L. As menores concentrações de OD foram ressaltados em P3 e P10, com 3,70 mg/L e 3,57 mg/L, respectivamente. Essa variável é considerada importante pois o sistema de cultivo de plantas necessita de uma quantidade ideal de oxigênio dissolvido na água. Sem uma concentração mínima desse elemento na água, pode ocorrer o retardo no crescimento ou provocar a morte por asfixia das raízes. Altas concentrações de oxigênio dissolvido na água são benéficos para os microrganismos fixadores presentes nas raízes das plantas (MOLOZZI et al, 2006).

A maior concentração do íon nitrato nos efluentes foi 0,13 mg/L. O nitrogênio contido na água de irrigação tem o mesmo efeito para as plantas que o nitrogênio aplicado com os fertilizantes, não obstante, a aplicação de quantidades excessivas

com a irrigação pode chegar a causar problemas relacionados com um crescimento vegetativo excessivo, uma desigual e tardia maturação dos frutos, ou frutos de inferior qualidade. Os cultivos sensíveis são afetados por concentrações superiores 5 ppm, enquanto que a maior parte dos mesmos tolera valores de pelo menos 30 ppm (DE ALMEIDA, 2010).

A aglomeração da *E. coli* nos efluentes, com máxima de 53,50 NMP/100mL. Em todas as amostras pode-se encontrar células de *E. coli*, no entanto, 100% das amostras apresentaram valores abaixo do limite de 5000 NMP/100mL. Assim, as características desses efluentes, em relação à essa variável, apresentam potencial reuso na agricultura. Esses micro-organismos são indicadores de contaminação por fezes animais e/ou humanas, por isso a obrigatoriedade dos parâmetros estarem abaixo do número regulamentado oficialmente (NASCIMENTO; ALENCAR, 2014). Essa contaminação da água compromete seu uso na irrigação de hortaliças pelo risco à saúde humana relacionada aos patógenos presentes nesses resíduos (VIALLE et al, 2011).

A alteração da concentração da matéria orgânica dos efluentes de produção de alevinos de tambatinga. Com a concentração média de 6,26 mg/L, o mínimo de 0,73 mg/L e a máxima de 17,97 mg/L. Nos viveiros P2, P3 e P10, com 13,25, 17,97 e 11,21 mg/L, respectivamente, foram encontrados concentrações inadequadas para o reuso da agricultura. Os viveiros P4 e P7 foram os que exibiram as menores concentrações da matéria orgânica expressa em DBO: 0,73 mg/L e 1,22 mg/L, respectivamente.

Sánchez (1993) definem os entupimentos biológicos como sendo aqueles produzidos pela acumulação de massas de macro e microrganismos. Praticamente todas as águas contêm pequenas quantidades de algas, bactérias e fungos, podem vir a obstruir o sistema de irrigação e as areias dos filtros (FILHO et al, 2011).

Em relação ao pH, foi constatada uma média de 8,67 nos efluentes de produção de alevinos de tambatinga, com máxima de 9,79 e mínimo de 7,68. Lin et al (2010), em Annan District, Tainan, Taiwan, verificaram no estudo realizado o uso de efluentes com pH 9 do sistema de recirculação camarão resultados positivos em sistema de *wetlands*. Para irrigação, a faixa do pH ideal está entre 6,5 e 8,4. Fora desse intervalo indica toxicidade, que afeta a comunidade microbiana do solo e compromete as raízes das plantas (ALMEIDA, 2010). A detecção de um valor anormal de pH deve considerar-se como uma advertência de que é necessário

realiza uma avaliação detalhada da água e efetuar as correspondentes correções. O maior perigo das águas com valores anormais de pH está nos possíveis problemas de deterioração do equipamento de irrigação.

A condutividade elétrica apresentou média de 148,38 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nos efluentes de larvicultura de tambatinga. Observou-se valores elevados em todos os viveiros estudados, com o menor valor no P2, de 131,30 $\mu\text{S}/\text{cm}$, e maior valor no P4, de 176,80 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Todos os manejos realizados durante o cultivo, como aração, baixa renovação da água, adubação, calagem e despescas contribuíram para elevação dessa variável nos efluentes. Segundo Cordeiro et al (2001), especificaram que na região Nordeste, as águas usadas na irrigação provenientes de rios, açudes e poços tubulares devem apresentar valores de CE abaixo de 750000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Verifica-se o potencial de reuso da água dos efluentes de alevinagem de tambatinga em relação a condutividade elétrica.

O fósforo total obteve concentração média de 0,18 mg/L nos efluentes dos alevinos. Esse elemento limita a produtividade dos solos. Os resultados da produção da atividade agrícola estão relacionados a fertilização com este nutriente (P), aos métodos de aplicação no solo, fontes e a porções empregadas (CARDOSO et al, 2015).

Os resultados da qualidade de água dos efluentes de alevinagem de tambatinga apontaram a possibilidade do seu reuso em atividade de agrícolas, não oferecendo riscos à saúde humana e o desenvolvimento do cultivo. De Dantas et al (2014) estudando a viabilidade do uso de água residuária tratada na irrigação da cultura do rabanete (*Raphanus sativus L.*) observaram que não houve diferença significativa entre os tratamentos aplicados para a fitomassa seca da parte aérea, revelando que a aplicação controlada de esgoto ao solo é uma alternativa para fertilização das culturas, potencializando a produção de alimentos, resultando em economia na aplicação de fertilizantes minerais.

Alternativas de reuso dos efluentes da produção de alevinos de tambatinga, foram avaliadas de acordo com a demanda de Nazária-PI por esse insumo, a fim de minimizar o lançamento de resíduos dessas atividades nos corpos hídricos receptores e a captação da água dos rios, poços e lagos para irrigação de cultivos agrícolas. A possibilidade de redirecionamento desse recurso foi avaliada quanto a viabilidade de transporte e armazenamento.

Cerca de 70% da renda município de Nazária-PI depende diretamente da agricultura familiar, conhecido como comunidades do Cinturão Verde. Apenas três unidades produtoras de alimentos cultivados são viáveis quanto ao transporte e armazenamento para o reuso dos efluentes de alevinos de tambatinga, a Associação do Centro Hortigranjeiro, a comunidade Campos Dourados e um produtor particular na região denominada de Baixão de Areia. A produção é baseada no milho, feijão, mandioca e melancia, juntos possuem uma área cultivada de 34 ha. As fontes de água para irrigação desses produtores são poço e o rio Parnaíba (SDRNA-PI, 2017).

A Associação do Centro Hortigranjeiro possui 14 ha de áreas cultivada, a fonte de irrigação é o rio Parnaíba, e um reservatório de 250 m³, a cada 15 dias faz a reposição de água no reservatório. O produtor particular na região de Baixão da Areia tem 13 ha de área cultivada e apresenta um reservatório de 200 m³, a água para a irrigação é do rio Parnaíba, a cada 15 dias faz reposição da água. A comunidade Campos Dourados possui 7 ha de área cultivada e o um poço que serve de fonte de água para agricultura, dispõe de um reservatório de 300 m³, o abastecimento desse reservatório 1 vez por mês (SDRNA-PI, 2017).

A atividade de alevinagem disponibiliza em média 540 m³ de efluentes por ciclo que podem ser redirecionados para esses produtores rurais. Por ano evitará a captação e possibilita o reuso de 14.256 m³ de efluentes de alevinos de tambatinga. Para reutilização desses efluentes necessitará da elaboração um projeto que promova o uso desse recurso de acordo com a necessidade de cada empreendimento, com a finalidade de evitar danos ambientais e econômicos.

6 CONCLUSÕES

Quanto à alteração da qualidade da água do rio Parnaíba, durante o processo de produção de alevinos de tambatinga, as variáveis analisadas sofreram a interferência do manejo durante o processo produtivo. Mas somente a temperatura, pH, condutividade elétrica, fósforo, DBO e OD, apresentaram-se impróprias quanto aos parâmetros apresentados por Mercante et al (2007) para a aquicultura. Entretanto, as variáveis que interferiram, negativamente, na taxa de sobrevivência desse sistema foram o fósforo total, o pH, a DBO e os sólidos totais. Esse comportamento mostra a necessidade de ampliação e descrição do quadro de variáveis da água, que podem interferir no sistema de produção de alevinos, principalmente, considerando a interação específica, biótica e abiótica, da espécie e o local, a fim de se obter resultados positivos do ponto de vista produtivo e ambiental.

Segundo os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/2011, as variáveis analisadas nesse estudo não apontaram inconformidade do pH, da temperatura e da DBO. Apesar desse resultado, o desempenho de alteração destas variáveis dentro do sistema de alevinagem de tambatinga é reflexo da realização de manejos de produção inadequados para o sistema e a falta do tratamento dos efluentes, sendo comum observar ambos procedimentos nas pisciculturas do Estado do Piauí, que liberam resíduos pelo canal de drenagem direto no corpo hídrico receptor. Assim, há potencial para que os efluentes da larvicultura de tambatinga alterem a qualidade de água onde são lançados, principalmente, em relação ao incremento de cargas orgânicas e tendência de interferir na neutralidade dos corpos de água.

Constatou-se a possibilidade do reuso dos efluentes de alevinagem de tambatinga em agriculturas na região de Nazária-PI. Esse resultado promove o reuso de 14.400 m³ de água que seria descartada. Como forma de evitar os danos causados no ambiente onde esses efluentes seriam lançados, como também, para servir de fonte hídrica e de fertilizantes nesses sistemas de produção de alimento, com a possibilidade de geração de renda.

Acerca da utilização da Resolução do CONAMA nº 430/2011 como instrumento de parâmetros quanto aos efluentes, acredita-se que os resultados desta pesquisa podem ser utilizados como ferramenta para esquematizar a

otimização dos recursos aquáticos destinados à aquicultura e direcionar a eficiência ambiental desse sistema ao longo do tempo.

Destaca-se a importância do acompanhamento e processamento dos efluentes das atividades aquícolas, na região, como a concentração das variáveis pertinentes à inserção de matéria orgânica, os sólidos totais, a turbidez, a condutividade elétrica, o fósforo total e o pH por órgão gestores de recursos naturais. Como também, a elaboração de planos de reuso desses efluentes na atividade agrícolas. Pretende-se que os resultados alcançados nesse trabalho sejam úteis, oferecendo informações a comunidade científica como ferramenta para ajudar na deliberação quanto ao uso sustentável dos recursos, assim como, a órgãos gestores para a criação de políticas públicas de controle ambiental.

REFERÊNCIAS

- ABNT- Associação brasileira de normas técnicas. **NBR 12772:1992- Determinação do fósforo**.1992.
- AL-HAFEDH, Y. S.; ALAM, A.; BUSCHMANN, A. H. Bioremediation potential, growth and biomass yield of the green seaweed, *Ulva lactuca* in an integrated marine aquaculture system at the Red Sea coast of Saudi Arabia at different stocking densities and effluent flow rates. **Reviews in Aquaculture**, v. 7, n. 3, p. 161-171, 2015.
- AMÉRICO, J. H. P.; TORRES, N. H., MACHADO, A. A.; DE CARVALHO, S. L. Piscicultura em tanques-rede: impactos e consequências na qualidade da água. **Revista Científica ANAP Brasil**, v. 6, n. 7, p. 137-150, 2013.
- ANA- Agência Nacional de Águas. **Água na medida certa: a hidrometria no Brasil**. Brasília-DF, p. 72, 2012.
- ANA- Agência Nacional de Águas. **Componente da Série de Relatórios sobre o Estado e Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil**. Brasília-DF, p.62, 2007.
- ANDRADE, T. S. et al. Variabilidade espaço-temporal da condutividade elétrica da água subterrânea na região semiárida de Pernambuco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 16, n. 5, 2012.
- APHA- American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. APHA. Washington DC: Edição 21, 2005.
- APOLO, C. B. Educação ambiental voltada a piscicultura praticada por pequenos produtores rurais. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 2, n. 2, p. 214-224, 2011.
- ARANA, L. A. V. **Qualidade da água em aquicultura: princípios e práticas**. Ed. da UFSC, 2010.
- ARAÚJO, A. P.; NASCIMENTO, L. A. S. D.; SANTIN, J. C.; SANTOS, N. B. D. Uso Sustentável dos Recursos Naturais nas empresas Frigoríficas de Bovinos. **Nativa-Revista de Ciências Sociais do Norte de Mato Grosso**, v. 5, n. 1, p. 6, 2016.
- ARAÚJO, B. M.; SANTOS, A. S. P.; DE SOUZA, F. P. Comparativo econômico entre o custo estimado do reúso do efluente de ete para fins industriais não potáveis e o valor da água potável para a região sudeste do brasil. **Exatas & Engenharia**, v. 7, n. 17, p. 51-61, 2017.
- ARAÚJO, J. S.; PEREIRA DE SÁ, M. F. Sustentabilidade da piscicultura no baixo São Francisco alagoano: condicionantes socioeconômicos. **Ambiente & Sociedade**, v. 11, n. 2, p. 405-424, 2008.

- ASSUNÇÃO, A. W. de A. Use of aquatic plants of three different ecological types for *Escherichia coli* removal from pacu breeding effluents. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 4, p. 657-663, 2017.
- BANSEMER, M. S.; FORDER, R. E. A.; HOWARTH, G. S.; SUITOR, G. M.; BOWYER, J.; STONE, D. A. J. The effect of dietary soybean meal and soy protein concentrate on the intestinal mucus layer and development of subacute enteritis in Yellowtail Kingfish (*Seriola lalandi*) at suboptimal water temperature. **Aquaculture Nutrition**, v. 21, n. 3, p. 300-310, 2014.
- BARBIERI, E. MARQUEZ, H. L. DE A.; CAMPOLIM, M. B.; SALVARANI, P. I. Avaliação dos Impactos ambientais e socioeconômicos da aquicultura na região estuarina-lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 14, n. 3, p. 385-398, 2014.
- BARBOSA, I. B. R.; CIRILO, J. A. Contribuição média de fósforo em reservatório de abastecimento de água-Parte 1. **Revista de Engenharia Sanitária Ambiental**, v.20, n.1, p.39-46, 2015.
- BARRETO, L. V.; BARROS, F. M.; BONOMO, P.; ROCHA, F. A.; AMORIM, J. S. Eutrofização em rios brasileiros. **Enciclopédia Biosfera**, v. 9, n. 16, p. 2165-2179, 2013.
- BARRONCAS, M. F.; PEREIRA-FILHO, M., GOMES, L. de C.; ROUBACH, R.; ONO, E. A. Efeitos da troca de água sobre os índices zootécnicos e qualidade dos efluentes na criação intensiva do tambaqui (*Colossoma macropomum*) em viveiros escavados. **Rev. Bras. Eng. Pesca** v.8, n. 1, p. 49-71, 2015.
- BARROS, A. F.; MARTINS, E. G.; INEZ, M.; DE SOUZA, O. M. Caracterização da piscicultura na microrregião da baixada cuiabana, Mato Grosso, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 37, n. 3, p. 261-273, 2011.
- BARROS, F. G. N.; AMIN, M. M. Água: um bem econômico de valor para o Brasil e o mundo. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, v. 4, n. 1, p.75-108, 2008.
- BASSO, E. R.; DE CARVALHO, S. L. Avaliação da qualidade da água em duas represas e uma lagoa no município de Ilha Solteira (SP). **Holos Environment**, v. 7, n. 1, p. 16-29, 2007.
- BASTOS, E. A. F.; FERREIRA, V. M.; DA SILVA, C. R.; DE ANDRADE JÚNIOR, A. S. Evapotranspiração e coeficiente de cultivo do feijão-caupi no Vale do Guruguéia, Piauí. **Irriga**, v. 13, n. 2, p. 182-190, 2008.
- BATISTA, P. H. D. Avaliação das águas do Rio São Francisco e Rio Jaguaribe para fins da irrigação. **Agropecuária científica no semiárido**, v. 12, n. 1, p. 48-54, 2016.
- BAUMGARTNER, D.; SAMPAIO, S. C.; SILVA, T.; TEO, C. R. P. A.; VILAS BOAS, M. A. Reuso de águas residuárias da piscicultura e da suinocultura na irrigação da cultura da alface. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v. 27, n. 1, p. 152-163, 2007.

BECKER, E.; DOS SANTOS, J. A. A.; SCHMIDT, C. A. P.; ZANDONA, E. T. P. Análise do processo de produção de filés de tilápia por meio de simulação: um estudo de caso. **Engevista**, v. 17, n. 4, p. 531-539, 2015.

BERGHEIM, A.; ÅSGÅRD, T. Waste production from aquaculture. In: **Organic wastes from fish farming**, 1996.

BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. Ecology of aquaculture ponds. In: **Pond Aquaculture Water Quality Management**. Springer, Boston, MA, p. 8-86, 1998.

BOYD, C. E.; TUCKER, C.; MCNEVIN, A.; BOSTICK, K.; CLAY, J. Indicators of resource use efficiency and environmental performance in fish and crustacean aquaculture. **Reviews in Fisheries science**, v. 15, n. 4, p. 327-360, 2007.

BRABO, M. F.; PEREIRA, L. F. S.; SANTANA, J. V. M.; CAMPELO, D. A. V.; VERAS, G. C. Cenário atual da produção de pescado no mundo, no Brasil e no estado do Pará: ênfase na aquicultura/Current scenario of fish production in the world, Brazil and Pará State: emphasis on aquaculture. **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**, v. 4, n. 2, p. 50-58, 2016.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano/ Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde**. Brasília-DF, p. 212, 2006.

BRASIL. Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005. **Diário oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília-DF, p. 3, 2005.

BRASIL. Resolução nº 121, de 16 de dezembro de 2010. **Diário oficial da República Federativa do Brasil**, p. 2, 2010.

BRASIL. Lei nº 11.959, de 29 de junho de 2009. **Diário oficial da União**, Brasília-DF, 2009.

BRASIL. Resolução nº 413, de 26 de julho de 2009. **Diário oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília-DF, p. 21, 2009.

BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília-DF, p. 27, 2005.

BRASIL. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. **Diário oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília-DF, p. 8, 2011.

BRASIL. Instrução normativa mpa nº 06, de 19 de maio de 2011. **Diário oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília-DF, p. 7, 2011.

BRASIL. Instrução normativa mpa nº 16, de 22 de outubro de 2013. **Diário oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília-DF, p. 1, 2013.

BRASIL. Resolução nº 2, de 20 de março de 2017. **Diário oficial do Estado do Ceará**, Fortaleza-CE, 2017.

BRASIL. MPA – Ministério da Pesca e Aquicultura. **Boletim estatístico da pesca e aquicultura 2008-2009**. Brasília: MPA, p. 129, 2010.

BRICKER, S. B.; LONGSTAFF, B.; DENNISON, W.; JONES, A.; BOICOURT, K.; WICKS, C.; WOERNER, J. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: a decade of change. **Harmful Algae**, v. 8, n. 1, p. 21-32, 2008.

BUENO, G. W.; MARENGONI, N. G.; JÚNIOR, A. C. G.; BOSCOLO, W. R.; TEIXEIRA, R. D. A. Estado trófico e bioacumulação do fósforo total no cultivo de peixes em tanques-tanques-rede na área aquícola do reservatório de Itaipu. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 30, n. 3, p. 237-244, 2008.

BUHMANN, A.; PAPENBROCK, J. Biofiltering of aquaculture effluents by halophytic plants: basic principles, current uses and future perspectives. **Environmental and Experimental Botany**, v. 92, p. 122-133, 2013.

CAMPOS, M. C. C. Atributos dos solos e riscos de lixiviação de metais pesados em solos tropicais/ Soil attributes and risk of leaching of heavy metals in tropical soils. **Ambiência**, v. 6, n. 3, p. 547-565, 2011.

CARDOSO, A. A. S. et al. Influência da acidez e do teor de fósforo do solo no crescimento inicial do mogno. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 35, n. 81, p. 1-10, 2015.

CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Condutividade elétrica e crescimento do milho em solos contrastantes sob aplicação de diversos níveis de calagem. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 10, p. 1762-1772, 2016.

CASTELLANI, D.; BARRELLA, W. Impactos da atividade de piscicultura na bacia do rio Ribeira de Iguape, SP–Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 32, n. 2, p. 161-171, 2006.

CEARÁ. **Resolução COEMA nº 2 de 02 de fevereiro de 2017**. Diário oficial do Estado do Ceará, Fortaleza-CE, p. 6, 2017.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **IET – Índice do Estado Trófico**. São Paulo: CETESB, 2013.

CHATVIJITKUL, S.; BOYD, C. E.; DAVIS, D. A.; MCNEVIN, A. A. Pollution potential indicators for feed-based fish and shrimp culture. **Aquaculture**, v. 477, p. 43-49, 2017.

CHEN, S.; YU, J.; WANG, H.; YU, H.; QUAN, X. A pilot-scale coupling catalytic ozonation–membrane filtration system for recirculating aquaculture wastewater treatment. **Desalination**, v. 363, p. 37-43, 2015.

- CHOPIN, T.; SAWHNEY, M. Seaweeds and their mariculture. In: STEELE, J.H.; TUREKIAN, K.K.; THROPE, S.A. **Encyclopedia of ocean science**. 2nd ed. Oxford: Elsevier, 2009.
- CNA- Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil. **Balanço de 2016 e perspectiva de 2017**. p. 203, 2016.
- CORDEIRO, G. G. Qualidade de água para fins de irrigação: conceitos básicos e práticos. **Embrapa Semiárido-Documentos (INFOTECA-E)**, p. 34, 2001.
- CORONA, A.; BASTOS, N. Ensino de ciências biológicas: recuperação preservação das nascentes. **Revista UNIPLAC**, v. 5, n. 1, 2017.
- COSTA, I. A. S.; CUNHA, S.; PANOSSO, R. DE F.; ARAÚJO, M. F. F.; MELO, J. L. D. E. S.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 02, p. 382-401, 2009.
- COSTA-PIERCE, B. A.; BARTLEY, D. M.; HASAN, M.; YUSOFF, F.; KAUSHIK S. J.; RANA, K., ...; YAKUPITIYAGE, A. Responsible use of resources for sustainable aquaculture. **Farming the waters for people and food**, p. 113-147, 2012.
- DA SILVA, N. C. G.; DI SOUZA, L.; GUEDES, J. M.; LIMA, E. L. F. Influência da seca prolongada na concentração de sólidos totais e na salinidade de águas da bacia hidrográfica do rio apodi/mossoró. **Blucher Chemistry Proceedings**, v. 3, n. 1, p. 557-565, 2015.
- DADRAS, H.; DZYUBA, B.; COSSON, J.; GOLPOUR, A.; SIDDIQUE, M. A. M.; LINHART, O. Effect of water temperature on the physiology of fish spermatozoon function: a brief review. **Aquaculture Research**, v. 48, n. 3, p. 729-740, 2017.
- DAMASCENO, M. da C. S.; MORGANNE, H. C. R.; TAKIYAMA, L. R.; DE PAULA, M. T. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais do Rio Amazonas na orla da cidade de Macapá, Amapá, Brasil/Seasonal evaluation of the quality of surface waters of the Amazon River on the waterfront of Macapá City, Amapá, Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 3, p. 598-613, 2015.
- DANAHER, J. J.; PICKENS, J. M.; SIBLEY, J. L.; CHAPPELL, J. A.; HANSON, T. R.; BOYD, C. E. Tomato seedling growth response to different water sources and a substrate partially replaced with dewatered aquaculture effluent. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 5, n. 1, p. 25-32, 2016.
- DANTAS, E. W.; ALMEIDA, V. L. D. S.; BARBOSA, J. E. D. L.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. D. C.; MOURA, A. D. N. Efeito das variáveis abióticas e do fitoplâncton sobre a comunidade zooplânctônica em um reservatório do Nordeste brasileiro. **Iheringia: Série Zoologia**, v. 99, n. 2, p. 132-141, 2009.
- DANTAS, I. L. A.; FACCIOLI, G. G.; MENDONÇA, L. C.; NUNES, T. P.; VIEGAS, P. R. A.; DE SANTANA, L. O. G. Viabilidade do uso de água residuária tratada na irrigação da cultura do rabanete (*Raphanus sativus L.*)/Viability of using treated

wastewater for the irrigation of radish (*Raphanus sativus* L.). **Revista Ambiente & Água**, v. 9, n. 1, p. 109, 2014.

DANTAS-SILVA, L. T.; DANTAS, E. W. Zooplâncton (Rotifera, Cladocera e Copepoda) e a eutrofização em reservatórios do nordeste brasileiro. **Oecologia Australis**, v. 17, n. 2, p. 53-58, 2013.

DE ALMEIDA, O. A. **Qualidade da água de irrigação**. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010.

DE OLIVEIRA, A. L. M.; DOS REIS, K. C.; CRISTINA, D.; SILVA, B.; ZULUAGA, M. Y. A. Biodiversity of soil bacteria and its applications for a sustainable agriculture. **Biochemistry and biotechnology reports**, v. 3, n. 1, p. 56-77, 2014.

DE OLIVEIRA, R. C. O panorama da aqüicultura no Brasil: a prática com foco na sustentabilidade. **Revista INTERTOX de toxicologia, risco ambiental e sociedade**, v. 2, n. 1, p. 71-89, 2015.

DE SOUZA, J. R., DE MORAES, M. E. B., SONODA, S. L., e SANTOS, H. C. R. G. A importância da qualidade da água e os seus múltiplos usos: caso Rio Almada, sul da Bahia, Brasil. **REDE-Revista Eletrônica do Prodema**, v. 8, n. 01, p. 26-45, 2014.

DIANA, J. S. Aquaculture production and biodiversity conservation. **Bioscience**, v. 59, n. 1, p. 27-38, 2009.

DIETERICH, F.; BOSCOLO, W. R.; LOSCH, J. A.; FEIDEN, A.; FURUYA, W. M.; SIGNOR, A. A. Fontes de fósforo em rações orgânicas para alevinos e juvenis de tilápia-do-nilo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 3, p. 417-424, 2012.

DO NASCIMENTO, G. C. C.; DE LUCENA, E. B. C., BENÍCIO, D. A.; DE OLIVEIRA, P. A.; DA SILVA, M. C. B. C. Recursos pesqueiros no Brasil: apropriação tecnológica para o desenvolvimento sustentável. **Electronic Journal of Management, Education and Environmental Technology (REGET)**, v. 19, n. 3, p. 735-743, 2015.

ECHANIZ, S.; VIGNATTI, A. Determinación del estado trófico y de la capacidad de carga de embalse casa de piedra. **BioScriba**, v. 2, n. 1, p. 41-51, 2009.

EDWARDS, P. Aquaculture environment interactions: past, present and likely future trends. **Aquaculture**, v. 447, p. 2-14, 2015.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. et al. Composição da comunidade zooplanctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia brasiliensis**, 2007. *Oecol. Bras.*, v. 11, n. 3: 410-421, 2007.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. p. 602.

ESTEVEES, R. A.; ROCHA, J. R. da S. L. Monitoramento limnológico do rio São Francisco–RJ como ferramenta de gestão ambiental para as empresas que o

utilizam como fonte de recursos hídricos. **Electronic Journal of Management, Education and Environmental Technology (REGET)**, v. 19, n. 2, p. 392-401, 2015.

FAO, Food and Agriculture Organization Publications. **The State of World Fisheries and Aquaculture**, Rome, p. 230, 2012.

FAO, Food and Agriculture Organization Publications. **The State of World Fisheries and Aquaculture**, Rome, p. 244, 2014.

FAO, Food and Agriculture Organization Publications. **The State of World Fisheries and Aquaculture**, Rome, p. 204, 2016.

FEIDEN, A.; SIGNOR, A. A.; DIEMER, O.; SARY, C.; BOSCOLO, W. R.; NEU, D. H. Desempenho de juvenis de jundiás (*Rhamdia voulezi*) submetidos à alimentação com ração orgânica certificada e comercial. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, v. 8, n. 4, p. 381-387, 2017.

FEIDEN, I. F.; OLIVEIRA, J. D. S. D.; DIEMER, O.; FEIDEN, A. Qualidade da água, capacidade de suporte e melhor período para criação de peixes em tanques-rede no reservatório de Salto Caxias. **Eng. sanit. ambient**, v. 20, n. 4, p. 589-594, 2015.

FEITOSA, T. M.; DE SOUSA SILVA, J.; SABIÁ, R. J. Processo de alcalinização da água pelo calcário laminado: um estudo de caso. **Revista Ciência e Tecnologia**, v. 20, n. 36, p.61-66, 2017.

FILHO, R. C.; DANIELA F. B; RENATA V. P. Tilápia em reservatório de água para irrigação e avaliação da qualidade da água. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.5, n.1, p.117-122, 2010.

FILHO, M. A. F. L.; ZANINI, J. R.; DA SILVA, E. R.; CAZETTA, J. O.; FERRAUDO, A. S. Sistema com aeração, decantação e filtragem para a melhoria da qualidade de água em irrigação localizada. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 3, p. 506-519, 2011.

FLORA, C.; KRÖGER, R. Use of vegetated drainage ditches and low-grade weirs for aquaculture effluent mitigation: II. Suspended sediment. **Aquacultural Engineering**, v. 60, p. 68-72, 2014.

FREITAS, F. R. S.; RIGHETTO, A. M.; ATTAYDE, J. L. Cargas de fósforo total e material em suspensão em um reservatório do semi-árido brasileiro. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 3, p. 655-665, 2011.

FRIMPONG, E. A.; ANSAH, Y. B.; AMISAH, S.; ADJEI-BOATENG, D.; AGBO, N. W.; EGNA, H. Effects of two environmental best management practices on pond water and effluent quality and growth of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. **Sustainability**, v. 6, n. 2, p. 652-675, 2014.

GÁL, D.; KERPECKI, É.; KOSÁROS, T.; PEKÁR, F. The potential of waste reuse from intensive aquaculture in integrated pond systems. **Studia Universitatis" Vasile Goldis" Arad. Seria Stiintele Vietii (Life Sciences Series)**, v. 24, n. 2, p. 215, 2014.

- GALASSO, H. L.; CALLIER, M. D.; BASTIANELLI, D.; BLANCHETON, J. P.; ALIAUME, C. The potential of near infrared spectroscopy (NIRS) to measure the chemical composition of aquaculture solid waste. **Aquaculture**, v. 476, p. 134-140, 2017.
- GARCIA-CUERVA, L.; BERGLUND, E. Z.; BINDER, A. R. Public perceptions of water shortages, conservation behaviors, and support for water reuse in the U. S. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 113, p. 106-111, 2016.
- GORANSSON, G.; LARSON, M.; BENDZ, D. Variation in turbidity with precipitation and flow in a regulated river system. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 17, n. 7, p. 25-29, 2013.
- GUEDES, J. de A.; DA COSTA, F. R. Qualidade ambiental de dois reservatórios públicos na região do alto oeste potiguar (rn/brasil). **Revista GeoInterações**, v. 1, n. 1, p. 03-16, 2017.
- GUO, L.; LI, Z.; XIE, P.; NI, L. Assessment effects of cage culture on nitrogen and phosphorus dynamics in relation to flowing in a shallow lake in China. **Aquaculture International**, v. 17, n. 3, p. 229-241, 2009.
- HAMBLY, A. C.; ARVIN, E.; PEDERSEN, L. F.; PEDERSEN, P. B.; SEREDYŃSKA-SOBECKA, B.; STEDMON, C. A. Characterising organic matter in recirculating aquaculture systems with fluorescence EEM spectroscopy. **Water research**, v. 83, p. 112-120, 2015.
- HASHIMOTO, D. T.; SENHORINI, J. A.; FORESTI, F.; PORTO-FORESTI, F. Interspecific fish hybrids in Brazil: management of genetic resources for sustainable use. **Reviews in Aquaculture**, v. 4, n. 2, p. 108-118, 2012.
- HARTMAN, P.; KUTÝ, M.; HLAVÁČ, D.; REGENDA, J.; VEJSADA, P. Calcium content in pond sediment and its effect on neutralizing capacity of water and fish production. **Aquaculture International**, v. 24, n. 6, p. 1747-1754, 2016.
- HERBECK, L. S.; SOLLICH, M.; UNGER, D.; HOLMER, M.; JENNERJAHN, T. C. Impact of pond aquaculture effluents on seagrass performance in NE Hainan, tropical China. **Marine pollution bulletin**, v. 85, n. 1, p. 190-203, 2014.
- HERBECK, L. S.; UNGER, D. Pond aquaculture effluents traced along back-reef waters by standard water quality parameters, $\delta^{15}\text{N}$ in suspended matter and phytoplankton bioassays. **Marine Ecology Progress Series**, v. 478, p. 71-86, 2013.
- HERBECK, L. S.; UNGER, D.; WU, Y.; JENNERJAHN, T. C. Effluent, nutrient and organic matter export from shrimp and fish ponds causing eutrophication in coastal and back-reef waters of NE Hainan, tropical China. **Continental Shelf Research**, v. 57, p. 92-104, 2013.
- HUANG, S.; WU, M.; ZANG, C.; DU, S.; DOMAGALSKI, J.; GAJEWSKA, M., ...; WANG, S. Dynamics of algae growth and nutrients in experimental enclosures

culturing bighead carp and common carp: Phosphorus dynamics. **International Journal of Sediment Research**, v. 31, n. 2, p. 173-180, 2016.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Anuário estatística do Brasil 2012**. Rio de Janeiro, v.72, p. 458, 2012.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Anuário estatística do Brasil 2013**. Rio de Janeiro, v.73, p. 467, 2013.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Anuário estatística do Brasil 2014**. Rio de Janeiro, v.74, p. 458, 2014.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Anuário estatística do Brasil 2015**. Rio de Janeiro, v.75, p. 456, 2015.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Anuário estatística do Brasil 2016**. Rio de Janeiro, v.76, p. 457, 2016.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo demográfico de 2010**. Disponível em:< <http://censo2010.ibge.gov.br/resultados>>, Acessado em 01 de julho de 2016.

INMET- Instituto de Nacional de Metereologia. **Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa**. Disponível: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>. Acessado em 22 de novembro de 2017.

JACOBI, P. R.; CIBIM, J.; LEÃO, R. D. S. Crise hídrica na Macrometrópole Paulista e respostas da sociedade civil. **Estudos avançados**, v. 29, n. 84, p. 27-42, 2015.

JIANG, Z.; LIAO, Y.; LIU, J.; SHOU, L.; CHEN, Q.; YAN, X.; ... ; ZENG, J. Effects of fish farming on phytoplankton community under the thermal stress caused by a power plant in a eutrophic, semi-enclosed bay: Induce toxic dinoflagellate (*Prorocentrum minimum*) blooms in cold seasons. **Marine pollution bulletin**, v. 76, n. 1, p. 315-324, 2013.

JOESTING, H. M.; BLAYLOCK, R.; BIBER, P.; RAY, A. The use of marine aquaculture solid waste for nursery production of the salt marsh plants *Spartina alterniflora* and *Juncus roemerianus*. **Aquaculture reports**, v. 3, p. 108-114, 2016.

JUDD, K. E.; CRUMP, B. C.; KLING, G. W. Variation in dissolved organic matter controls bacterial production and community composition. **Ecology**, v. 87, n. 8, p. 2068-2079, 2006.

KIMPARA J. M.; MORAES-VALENTI, P.; QUEIROZ, J. F. Effects of Intensification of the Amazon River Prawn, *Macrobrachium amazonicum*, Grow-out on Effluent Quality. **Journal of the world aquaculture society**, v. 44, n. 2, 2013

KUBITZA, F. **Qualidade da água na produção de peixes**. Jundiaí: CIP-USP Editora, 1999.

KUBITZA, F. Aquicultura no Brasil: Principais espécies, áreas de cultivo, rações, fatores limitantes e desafios. **Panorama da Aquicultura**, v. 25, n. 150, p. 10-23, 2015.

KUMAR, D.; CHATURVEDI, M. K.; SHARMA, S. K.; ASOLEKAR, S. R. Sewage-fed aquaculture: a sustainable approach for wastewater treatment and reuse. **Environmental monitoring and assessment**, v. 187, n. 10, 2015.

KUMAR, D.; HIREMATH, A. M.; ASOLEKAR, S. R. Integrated management of wastewater through sewage fed aquaculture for resource recovery and reuse of treated effluent: a case study. **APCBEE Procedia**, v. 10, p. 74-78, 2014.

LAMPARELLI, C.M. **Graus de Trofia em Corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos Métodos de Monitoramento**. São Paulo, 2004. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e aquáticos) – USP. 2004.

LEIRA, M. H.; da Cunha, L. T.; Braz, M. S.; Melo, C. C. V.; Botelho, H. A.; Reghim, L. S. Qualidade da água e seu uso em pisciculturas. **PUBVET**, v. 11, n.1, p. 11-17, 2017.

LIMA, A. F.; DA SILVA, A. P.; RODRIGUES, A.; BERGAMIN, G.; TORATI, L.; PEDROZA FILHO, M. X.; MACIEL, P. **Qualidade da água: piscicultura familiar**. Embrapa Pesca e Aquicultura-Folderes/Folhetos/Cartilhas (INFOTECA-E), p. 8, 2013.

LIMA, D. W.; ZAMBERLAN, J. F.; BORTOLOTTI, R. P.; DEBESSEL, G.; PEREIRA, M. T. Correlação dos parâmetros qualitativos da água de irrigação: um estudo de caso em reservatórios de águas superficiais. **Revista interdisciplinar de ensino, pesquisa e extensão**, v. 2, n. 1, p. 8, 2015.

LIU, F., PANG, S., CHOPIN, T., GAO, S., SHAN, T., ZHAO, X., & LI, J. Understanding the recurrent large-scale green tide in the Yellow Sea: temporal and spatial correlations between multiple geographical, aquacultural and biological factors. **Marine environmental research**, v. 83, p. 38-47, 2013.

LOPES, F. B.; LOPES, F. B.; DE ANDRADE, E. M.; TEIXEIRA, A. DOS S.; CAITANO, R. F.; CHAVES, L. C. G. Uso de geoprocessamento na estimativa da perda de solo em microbacia hidrográfica do semiárido brasileiro. **Revista Agro@mbiente on-line**, v. 5, n. 2, p. 88-96, 2011.

LYMBERY, A. J.; KAY, G. D.; DOUPÉ, R. G.; PARTRIDGE, G. J.; NORMAN, H. C. The potential of a salt-tolerant plant (*Distichlis spicata* cv. NyPa Forage) to treat effluent from inland saline aquaculture and provide livestock feed on salt-affected farmland. **Science of The Total Environment**, v. 445, p. 192-201, 2013.

- MACEDO, C. F.; SIPAUBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. **Bol. Inst. Pesca**, v. 36, n. 2, p. 149-163, 2010.
- MACHADO, dos S. L.; SANTOS, L. G. L.; DOVAL, J. C. L.; POMPÊO, M. S. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Fatores ambientais relacionados à ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas no reservatório de Guarapiranga, SP, Brasil. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 11, n. 4, p.811-818, 2016.
- MAL, R. L.; SAMPAIO, P. R. I.; PAROLIN, P. Biofilter efficiency of *Eichhornia crassipes* in wastewater treatment of fish farming in Amazonia: Eficiencia de *Eichhornia crassipes* como biofiltro en el tratamiento de águas residuales de la piscicultura en el Amazonas. **Phyton (Buenos Aires)**, v. 84, n. 1, p. 244-251, 2015.
- MAO, X.; SHAO, X.; MAO, J.; YIN, C.; WANG, L.; SUN, H.; ...; CHANG, T. Environment Research with Progress of Bioremediations for Aquaculture Effluent. **Advanced Materials Research**, v. 977, p. 264-269, 2014.
- MARQUES, A. J. L.; SILVA, S. B.; CRUVINEL, K. A. DA S.; DE MELO FERREIRA, E. Uso racional da água em concessionária de veículos. **Electronic Journal of Management, Education and Environmental Technology (REGET)**, v. 19, n. 3, p. 891-899, 2015.
- MATHER, M. E.; VANNI, M. J.; WISSING, T. E.; DAVIS, S. A.; SCHAUS, M. H. Regeneration of nitrogen and phosphorus by bluegill and gizzard shad: effect of feeding history. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 52, n. 11, p. 2327-2338, 1995.
- MATSUMOTO, T.; ENRIQUEZ, Y. A. M. Eficiência na remoção do NAT, DBO e DQO utilizando reator aeróbio de leito fluidizado com circulação em tubos concêntricos associado ao decantador de coluna em uma produção intensiva de tilápia. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 3, p. 609-614, 2016.
- MIDIC – Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços. **Balança comercial**. Disponível em: < <http://www.mdic.gov.br/comercio-exterior/estatisticas-de-comercio-exterior/balanca-comercial-brasileira-acumulado-do-ano>>. Acessado em: 20 de outubro de 2017.
- MERCANTE, C. T. J.; MARTINS, Y. K.; DO CARMO, C. F.; OSTI, J. S.; PINTO, C. S. R. M.; TUCCI, A. Qualidade da água em viveiro de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*): caracterização diurna de variáveis físicas, químicas e biológicas, São Paulo, Brasil. **Revista Bioikos**, v. 21, n. 2, p. 79-88, 2007.
- METCALF; EDDY. **Wastewater Engineering - Treatment, Disposal e Reuse**. 3ª Edição. Editora McGraw-Hill Inc, p. 1334, 1991.
- MIALHE, F.; GUNNELL, Y.; MERING, C. The impacts of shrimp farming on land use, employment and migration in Tumbes, northern Peru. **Ocean & coastal management**, v. 73, p. 1-12, 2013.

MOLLEMA, P. N.; ANTONELLINI, M.; HUBEEK, A.; DIEPENBEEK, P. M. V. The Effect of Artificial Recharge on Hydrochemistry: A Comparison of Two Fluvial Gravel Pit Lakes with Different Post-Excavation Uses in The Netherlands. **Water**, v. 8, n. 9, p. 409, 2016.

MOLOZZI, J.; PINHEIRO, A.; DA SILVA, M. R. Qualidade da água em diferentes estádios de desenvolvimento do arroz irrigado. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 41, n. 9, p. 1393-1398, 2006.

MONTAÑO L. Y.; PÁEZ O. F. Assessment of the tidal currents and pollutants dynamics associated with shrimp aquaculture effluents in SAMARE coastal lagoon (NW Mexico). **Aquaculture Research**, v. 45, n. 8, p. 1269-1282, 2014.

MONTAÑO, M.; SOUZA, M. P. de. Integração entre planejamento do uso do solo e de recursos hídricos: a disponibilidade hídrica como critério para a localização de empreendimentos. **Eng Sanit Ambient**, v. 21, n. 3, p. 489-495, 2016.

MOURA, R. S. T.; LOPES, Y. V. A.; HENRY-SILVA, G. G. Sedimentação de nutrientes e material particulado em reservatório sob influência de atividades de piscicultura no semiárido do Rio Grande do Norte. **Química Nov**, v. 8, p. 1283-1288, 2014

MOOK, W. T.; MOOK, W. T.; CHAKRABARTI, M. H.; AROUA, M. K.; KHAN, G. M. A.; ALI, B. S.; ISLAM, M. S.; HASSAN, M. A. Removal of total ammonia nitrogen (TAN), nitrate and total organic carbon (TOC) from aquaculture wastewater using electrochemical technology: A review. **Desalination**, v. 285, p. 1-13, 2012.

MPA- Ministério da Pesca e Aquicultura. **Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura-2011**. 2011.

NABIRYE, H.; NABIRYE, H.; MWEBAZA-NDAWULA, L.; BUGENYI, F. W. B.; JONES, F. The evaluation of cage fish farming effects on water quality using selected benthic macro-invertebrate community parameters in the napoleon gulf, northern Lake Victoria. **International Journal of Fisheries d Aquatic Studies**, v. 4, n. 1, p. 42-50, 2016.

NASCIMENTO, E. D. do; ALENCAR, F. L. S. Eficiência antimicrobiana e antiparasitária de desinfetantes na higienização de hortaliças na cidade de Natal-RN. **Ciência e Natura**, v. 36, n. 2, p.92-106, 2014.

NAKAYAMA, F. S.; BUCKS, D. A. **Trickle irrigation for crop production**. St. Joseph: ASAE, 1986.

NAKPHET, S.; RITCHIE, R. J.; KIRIRATNIKOM, S. Aquatic plants for bioremediation in red hybrid tilapia (*Oreochromis niloticus* x *Oreochromis mossambicus*) recirculating aquaculture. **Aquaculture International**, v. 25, n. 2, p. 619-633, 2017.

NATALE, W.; CENTURION, J. F.; KENAGAE, F. P.; CONSOLINI, F.; ANDRIOLI, I. Efeitos da calagem e da adubação fosfatada na produção de mudas de goiabeira.

Brazilian journal of agriculture-Revista de Agricultura, v. 75, n. 2, p. 247-261, 2000.

NETO, T. F. R.; DA SILVA, A. H. G.; GUIMARÃES, I. M.; GOMES, M. V. T. Piscicultura familiar extensiva no baixo são francisco no estado de sergipe. **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**, v. 4, n. 1, p. 62-69, 2016.

NULL, S. E.; MOUZON, N. R.; ELMORE, L. R. Dissolved oxygen, stream temperature, and fish habitat response to environmental water purchases. **Journal of environmental management**, v. 197, p. 559-570, 2017.

NUNES, P. R. A.; DONCATO, K. B.; PERAZZO, G. X.; TELOKEN, F. Insetos aquáticos bioindicadores: influência da piscicultura sobre um córrego pampeano brasileiro. **Ciência e Natura**, v. 37, n. 2, p. 230-240, 2015.

OSTRENSKY, A.; BORGHETTI, J. R.; SOTO, D. **Aquicultura no Brasil: o desafio é crescer**. Brasília-DF, p. 276, 2008.

PAULA FILHO, F. J. de; DE MOURA, M. C. S.; MARINS, R. V. Fracionamento Geoquímico do Fósforo em Água e Sedimentos do Rio Corrente, Bacia hidrográfica do Parnaíba/PI. **Revista Virtual de Química**, v. 4, n. 6, p. 623-640, 2012.

PEREIRA, G. R.; CUELLAR, M. D. Z. Impactos ambientais e socioeconômicos da seca de 2012/2014 no Baixo Jaguaribe, Estado do Ceará, Brasil. **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais**, v. 8, 2014.

PÉREZ, M. S.; GÓMEZ, J. R. M. Políticas de desenvolvimento da pesca e aquicultura: conflitos e resistências nos territórios dos pescadores e pescadoras artesanais da vila do superagüi, Paraná, Brasil. **Sociedade & Natureza**, v. 26, n. 1, p. 37-47, 2014.

PINHEIRO, C. A. M.; PINHEIRO, R. S.; DOS SANTOS, W. H. L.; SERRA, I. M. R. DE S.; SANTOS, D. M. S. Qualidade da água e incidência de fungos em peixes oriundos de pisciculturas do município de São Luís – Maranhão. **Pesquisa em Foco**, São Luís, v. 20, n. 1, p. 53-69. 2015.

PINTO, F. R., HENARES, M. N. P., CRUZ, C., & AMARAL, L. A. Remoção de *Escherichia coli* de efluentes de carnicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. **Ars veterinária**, v. 25, n. 3, p. 147-150, 2009.

QUEIROZ, K.; GILDO, M.; COSTA, H.; SANTOS, R. Qualidade físico-química da água para irrigação ao meio a escassez no maciço de Baturité-CE. **Mostra Científica em Biomedicina**, v. 1, n. 1, 2017.

QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R. C.; NICOLELLA, G. **Efeitos da aplicação de grandes quantidades de calcário agrícola em viveiros de piscicultura**. Embrapa Meio Ambiente-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E), p. 27, 2016.

QUEIROZ, M. T. A.; QUEIROZ, C. A.; QUEIROZ, F. A.; LEÃO, M. M. D.; AMORIM, C. C. Estudo dos parâmetros físico-químicos, qualidade da água e trofia do

reservatório da usina hidrelétrica de sá carvalho, minas gerais, brasil. **Revista Gestão Industrial**, v. 12, n. 1, p. 58-77, 2016.

REBOUÇAS, P. M.; DE LIMA, L. R.; DIAS, Í. F.; BARBOSA FILHO, J. A. D. Influence of thermal oscillation on pisciculture water. **JABB-Online Submission System**, v. 2, n. 2, p. 35-42, 2014.

REVERTER, M.; BONTEMPS, N.; LECCHINI, D.; BANAIGS, B.; SASAL, P. Use of plant extracts in fish aquaculture as an alternative to chemotherapy: current status and future perspectives. **Aquaculture**, v. 433, p. 50-61, 2014.

RIBEIRO, M. R. F.; SANTOS, J. P.; SILVA, E. M.; ALBUQUERQUE, P. J. E.; TENÓRIO, M. A. L. dos S.; LINO, I. de L.; ... , TENÓRIO, R. A. A piscicultura nos reservatórios hidrelétricos do submédio e baixo São Francisco, região semiárida do Nordeste do Brasil/The fish farming in the hydroelectric reservoirs in the mid and low São Francisco river, a semiarid region of northeast Brazil. **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**, v. 3, n. 1, p. 91-108, 2016.

RIBEIRO, C. S da C.; BRUNE, S.; REIFSCHNEIDER, F. J. B. **Cultivo da berinjela (*Solanum melongena* L.)**. Embrapa Hortaliças-Outras publicações técnicas (INFOTECA-E), p. 24, 1998.

ROCHA, C. M. C. DA; ROCHA, C. M. C. D., RESENDE, E. K. D.; ROUTLEDGE, E. A. B.; LUNDSTEDT, L. M. Avanços na pesquisa e no desenvolvimento da aquicultura brasileira. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 48, n. 8, p. 4-6, 2013.

ROCHA, J. M. L. Dinâmica espacial dos parâmetros físicos e químicos da água em viveiros de piscicultura. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 12, n. 3, p. 602-606, 2017.

RODIER, J. **An analysis of water, natural water, waste water, sea water: chemistry, bacteriology, biology**. Dunod, 1975.

ROTTA, M. A.; DE QUEIROZ, J. F. Boas práticas de manejo (BPMs) para a produção de peixes em tanques-redes. **Embrapa Pantanal-Documentos (INFOTECA-E)**, p. 27, 2003.

SANCHEZ, I. A.; MATSUMOTO, T. Ammonia removal in a water recirculating system for tilapia using an aerobic three-phase fluidized-bed reactor. **Rev Colom Cienc Pecuária [online]**, v. 24, n. 3, p. 263-271, 2011.

SÁNCHEZ, L. R.; SIRONI, J. S.; CRESPO, J. A. P.; MADRID, R. Growth and nutrient absorption by muskmelon crop under greenhouse conditions. **International Symposium on Water Quality & Quantity-Greenhouse 458**. p. 153-160, 1993.

SANTEIRO, R. M.; PINTO-COELHO, R. M. Efeitos de fertilização na biomassa e qualidade nutricional do zooplâncton utilizado para alimentação de alevinos na estação de hidrobiologia e piscicultura de Furnas, MG. **Acta Scientiarum**. Animal Sciences, v. 22, n. 1, p. 707-716, 2000.

SATOLANI, M. F.; CORRÊA, C. C.; FAGUNDES, M. B. B. Análise do ambiente institucional e organizacional da piscicultura no estado do mato grosso do sul. **Revista de Economia e Agronegócio-REA**, v. 6, n. 2, p. 215-234, 2015.

SDRNA-PI-Secretaria de Desenvolvimento Rural de Nazária-PI. **Setor agrícola da cidade de Nazária, Piauí**. Nazária-PI, 2017.

SDR-PI. **Memorial descritivo**. Teresina-PI, p. 25, 2016.

SDR-PI- Secretaria de Desenvolvimento Rural do Piauí. **Estruturação do plano de desenvolvimento da cadeia produtiva da piscicultura no estado do Piauí**. Teresina-PI, p. 65, 2016.

SCHAUS, M. H.; VANNI, M. J.; WISSING, T. E.; BREMIGAN, M. T.; GARVEY, J. E.; STEIN, R. A. Nitrogen and phosphorus excretion by detritivorous gizzard shad in a reservoir ecosystem. **Limnology and Oceanography**, v. 42, n. 6, p. 1386-1397, 1997.

SCHRAM, E.; ROQUES, J. A.; KUIJK, T. V.; ABBINK, W.; DE HEUL, J. V.; DE VRIES, P.; ...; FLIK, G. The impact of elevated water ammonia and nitrate concentrations on physiology, growth and feed intake of pikeperch (*Sander lucioperca*). **Aquaculture**, v. 420, p. 95-104, 2014.

SCULLY, M. E. Mixing of dissolved oxygen in Chesapeake Bay driven by the interaction between wind-driven circulation and estuarine bathymetry. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 121, n. 8, p. 5639-5654, 2016.

SHIKLOMANOV, I. A. **Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World Assessment of the Water Availability in the World**. WMO/SEL, p. 85, 1997.

SIDÔNIO, L.; CAVALCANTI, I.; CAPANEMA, L.; MORCH, R.; MAGALHÃES, G.; LIMA, J.; MUNGIOLI, R. **Panorama da aquicultura no Brasil: desafios e oportunidades**. BNDES setorial, v. 35, p. 421-463, 2012.

SILAPAJARN, K.; BOYD, C. E.; SILAPAJARN, O. Physical and chemical characteristics of pond water and bottom soil in channel catfish ponds in west-central Alabama. **Alabama Agricultural Experiment Station**, v. 655, p. 3- 46, 2004.

SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus Impacts of precipitation on the water quality of the Purus River. **Acta amazônica**, v. 38, n. 4, p. 733-742, 2008.

SILVA, F. N. L.; DE MEDEIROS, L. R.; DA COSTA, M. S. M.; MACEDO, A. R. G.; BRANDÃO, L. V.; DE SOUZA, R. A. L. Qualidade da água proveniente de poço artesiano em viveiro de piscicultura. **PUBVET**, v. 11, p. 646-743, 2017.

- SILVA, M. S. G. M.; LOSEKANN, M. E.; HISANO, H. **Aquicultura: manejo e aproveitamento de efluentes**. Embrapa Meio Ambiente-Documents (INFOTECA-E), p. 39, 2013.
- SILVA, V. K.; FERREIRA, M. W.; LOGATO, P. V. R. Qualidade da água na Piscicultura. **Lavras, MG: Universidade Federal de lavras**, 2007.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H. **Limnologia aplicada à aquicultura**. São Paulo: FUNEP Editora, p. 72, 1994.
- SONDEGAARD M.; JENSEN J.P.; JEPPESEN E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 506, n. 1, p. 135–145, 2003.
- SOUSA, P. H. C. Qualidade da água em tanques de juvenis do camurim *Centropomus parallelus* (Poey, 1860), Curuçá, estado do Pará, Brasil. **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**, v. 4, n. 2, p.1-8, 2016.
- SOUZA, J. R.; MORAES, M. E. B.; SONODA, S. L. H.; SILVA, C. R. G. A Importância da Qualidade da Água e os seus Múltiplos Usos: Caso Rio Almada, Sul da Bahia, Brasil. **Revista Eletrônica do Prodemá**, v.8, n.1, p. 26-45, 2014.
- SOUZA, A. M. dos S.; CARVALHO, R. S.; SANTOS, H. B.; MACHADO, C. A.; DANTAS, I. L. de A.; FACCIOLI, G. G. Qualidade da água deso e água residuária proveniente do sistema de lagoas de estabilização. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v.9, n.1, p. 24 - 31, 2015.
- SOUZA, E. G.; STUDART, T. M. D. C.; PINHEIRO, M. I. T.; CAMPOS, J. N. B. Water safety on Castanhão reservoir, Ceará, Brazil: application of institutional systematization matrix. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 877-887, 2017
- SU, Y.; LIN, Y. F.; JING, S. R.; HOU, P. C. L. Plant growth and the performance of mangrove wetland microcosms for mariculture effluent depuration. **Marine pollution bulletin**, v. 62, n. 7, p. 1455-1463, 2011.
- SUPLICY, F. M.; VIANNA, L. F.; RUPP, G. S.; NOVAES, A. L.; GARBOSSA, L. H.; SOUZA, R. V., ...; SANTOS, A. A. Planning and management for sustainable coastal aquaculture development in Santa Catarina State, south Brazil. **Reviews in Aquaculture**, v. 9, p.107-124, 2015.
- SUSSEL, F. R. **Tilpicultura no Brasil e entraves na produção**. Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios - Unidade de Pesquisa e Desenvolvimento de Pirassununga, Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, v. 8510, p. 6, 2013.
- TORRES, I. A.; FRANÇA, T. M.; RODRIGUES, L. S.; SILVA, I. J.; COSTA, T. A.; MELO, M. M. Análise físico-química e toxicológica de amostras de água, sedimento e mata ciliar de uma piscicultura localizada em área agroindustrial a margem do Ribeirão da Mata (MG). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 4, 2017.

TSUKUDA, S.; CHRISTIANSON, L.; KOLB, A.; SAITO, K.; SUMMERFELT, S. Heterotrophic denitrification of aquaculture effluent using fluidized sand biofilters. **Aquacultural Engineering**, v. 64, p. 49-59, 2015.

TUCKER, C. S.; HARGREAVES, J. A. (Ed.). **Environmental best management practices for aquaculture**. John Wiley & Sons, 2008.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos. p. 632, 2008.

TURCIOS, A. E.; PAPENBROCK, J. Sustainable treatment of aquaculture effluents—what can we learn from the past for the future?. **Sustainability**, v. 6, n. 2, p. 836-856, 2014.

TYTLYANOV, E. A.; TITLYANOVA, T. V.; HUANG, H.; LI, X. Mudanças sazonais nas comunidades de algas bentônicas da zona subtidal superior na Baía de Sanya (Ilha de Hainan, China). **Jornal da Marine Biological Association do Reino Unido**, v. 94, n. 01, p. 51-64, 2014.

VALDEMARSEN, T., BANNISTER, R. J., HANSEN, P. K., HOLMER, M., & ERVIK, A. Biogeochemical malfunctioning in sediments beneath a deep-water fish farm. **Environmental pollution**, v. 170, p. 15-25, 2012.

VASCO, A. N. D.; BRITTO, F. B.; PEREIRA, A. P. S.; JÚNIOR, M.; VIEIRA, A.; GARCIA, C. A. B.; NOGUEIRA, L. C. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v.6, n.1, p. 118-130, 2011.

VIALLE, C.; SABLAYROLLES, C.; LOVERA, M.; JACOB, S.; HUAU, M. C.; MONTREJAUDVIGNOLES, M. Monitoring of water quality from roof runoff: Interpretation using multivariate analysis. **Water Research**, v. 45, n. 12, p. 3765-3775, 2011.

VIEIRA, D. M.; ANDRADE, M. O.; CRISPIM, M. C. B.; CUNHA, B. Por uma aquicultura familiar sustentável: bases jurídicas e da política do setor no Brasil. **Gaia Scientia**, v. 10, n. 4, p. 557-567, 2016.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2ª Ed., - Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1996.

WALTHAM, N. J.; BURROWS, D.; BUTLER, B.; WALLACE, J. Water quality and fish refugia in riverine waterholes in northern Queensland potentially subject to irrigation development. In: **Proceedings of the 7th Australian Stream Management Conference**. Townsville, Queensland. p. 150-155, 2014.

WETZEL, R. G. Fundamental processes within natural and constructed wetland ecosystems: short-term versus long-term objectives. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 11-12, p. 1-8, 2001.

WINCKLER, L. Z.; WINCKLER, L. Z.; SANTOS, R. M.; FERREIRA, M. W.; SANTOS, F. M.; LEITE, T. C.; DE ANDRADE, G. B. Mortalidade de tambacus (*Colossoma macropomum* x *Piaractus mesopotamicus*) infectados por *Edwardsiella tarda*. **Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science**, v. 52, n. 1, p. 63-67, 2015.

WORKAGEGN, K. B. Evaluation of growth performance, feed utilization efficiency and survival rate of juvenile Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) reared at different water temperature. **International Journal of Aquaculture**, v. 2, n. 1, p. 59-64, 2012.

XU, J.; SHI, Y.; ZHANG, G.; LIU, J.; ZHU, Y. Effect of hydraulic loading rate on the efficiency of effluent treatment in a recirculating puffer aquaculture system coupled with constructed wetlands. **Journal of Ocean University of China**, v. 13, n. 1, p. 146-152, 2014.

YAMAGUCHI, M. M.; DE SÁ, L. E. G. B.; IGARASHI, M. A. Estratégias para o Desenvolvimento da Aqüicultura no Brasil. **UNOPAR Científica Ciências Exatas e Tecnológicas**, v. 7, n. 1, p. 13-24, 2015.

YING-FENG, L.; SHUH-REN, J.; DER-YUAN, L.; TZE-WEN. Removal of solids and oxygen demand from aquaculture wastewater with a constructed wetland system in the start-up phase. **Water Environment Research**, v. 74, n. 2, p. 136-141, 2002.

YOGEV, U.; YOGEV, U.; SOWERS, K. R.; MOZES, N.; GROSS, A. Nitrogen and carbon balance in a novel near-zero water exchange saline recirculating aquaculture system. **Aquaculture**, v. 467, p. 118-126, 2017.

ZHANG, Shi-Yang et al. An integrated recirculating aquaculture system (RAS) for land-based fish farming: The effects on water quality and fish production. **Aquacultural Engineering**, v. 45, n. 3, p. 93-102, 2011.