



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO
E MEIO AMBIENTE**



ARIANE SILVA CARDOSO

**USO DE FERRAMENTAS INTEGRADAS PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA
ÁGUA DE UM SISTEMA DE PISCICULTURA NO SEMIÁRIDO DE
PERNAMBUCO, BRASIL**

RECIFE

2017

ARIANE SILVA CARDOSO

**USO DE FERRAMENTAS INTEGRADAS PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA
ÁGUA DE UM SISTEMA DE PISCICULTURA NO SEMIÁRIDO DE
PERNAMBUCO, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio, da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente

**Orientadora: Prof.^a Dr.^a Maria do Carmo
Martins Sobral**

**Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Maristela Casé Costa
Cunha**

RECIFE

2017

Catálogo na fonte
Bibliotecária Maria Janeide Pereira da Silva, CRB4-1262

C268u Cardoso, Arianne Silva.

Uso de ferramentas integradas para avaliação da qualidade da água de um sistema de piscicultura no Semiárido de Pernambuco, Brasil / Arianne Silva Cardoso. – 2017.

126 f. : il. ; 30 cm.

Orientadora : Prof^a. Dr^a. Maria do Carmo Martins Sobral.

Coorientadora : Prof^a. Dr^a. Maristela Casé Costa Cunha.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, CFCH. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Recife, 2017.

Inclui Referências.

1. Meio ambiente. 2. Água – Análise. 3. Água – Qualidade. 4. Piscicultura. 5. Ecologia dos reservatórios. 6. Itaparica (BA) – Reservatório. I. Sobral, Maria do Carmo Martins (Orientadora). II. Cunha, Maristela Casé Costa (Coorientadora). III. Título.

363.7 CDD (22. ed.)

UFPE (BCFCH2017-103)

ARIANE SILVA CARDOSO

**USO DE FERRAMENTAS INTEGRADAS PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA
ÁGUA DE UM SISTEMA DE PISCICULTURA NO SEMIÁRIDO DE
PERNAMBUCO, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio, da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente

Aprovada em: 22/02/2017

BANCA EXAMINADORA

Prof.^a Dr.^a Maria do Carmo Martins Sobral (Orientadora)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof.^a Dr.^a Maristela Casé Costa Cunha (Co-orientadora)
Universidade do Estado da Bahia

Prof.^a Dr.^a Simone Machado Santos (Avaliadora Interna)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof.^a Dr.^a Cristiane Maria Varela de Araújo de Castro (Avaliadora Externa)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof.^a Dr.^a Renata Maria Caminha Mendes de Oliveira Carvalho (Avaliadora Externa)
Instituto Federal de Pernambuco

À minha família:

*Meus pais, Renildo e Jozete Cardoso,
minha irmã Mariane Cardoso e,
meu companheiro Anthony Epifanio.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pois me concedeu a benção maior que é a vida. Não me abandona em nenhum momento, guia meus passos, me protege de energias negativas e a cada dia me dá à felicidade de compartilhar com as pessoas que amo e de vivenciar novas conquistas.

Aos meus pais, Renildo José Cardoso e Jozete Silva Cardoso, pelo amor, dedicação, apoio e compreensão, por ser a base da minha vida e à Mariane Silva Cardoso, obrigada pelo amor e companheirismo. Agradeço a Anthony Epifanio Alves, pelo incentivo, confiança, segurança, paciência e carinho, por estar comigo em todas as conquistas e em todas as dificuldades.

Agradeço à professora e orientadora Dr^a Maria do Carmo Martins Sobral, a quem tenho muita admiração profissional, pela sua inteligência e capacidade, e pessoal, pela simplicidade e companheirismo. Obrigada pela importante oportunidade que me foi dada e por todo aprendizado.

À Professora e co-orientadora Dr^a Maristela Casé Costa Cunha, a quem sempre estive ao meu lado nessa caminhada, que passou de caminhada acadêmica para também pessoal e profissional. Obrigada pela amizade, por todo aprendizado e pela confiança em mim depositada.

À Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), ao Centro de Filosofia e Ciências Humanas (CFCH), ao Departamento de Ciências Geográficas e ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente e aos queridos professores e companheiros de turma, por contribuir na formação como pesquisador, pelos ensinamentos cruciais na evolução acadêmica e profissional, pelo apoio acadêmico, e especialmente aos meus colegas, por todas as vivências lindas que pudemos compartilhar.

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia de Pernambuco (FACEPE), pelo apoio financeiro concedido, o qual possibilitou o desenvolvimento dessa pesquisa.

À Dr^a Cristiane M. Varela de Araújo de Castro e ao laboratório de Ecofisiologia e Comportamento Animal (LECA), do Departamento de Morfologia e Fisiologia Animal, na Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), e a Ana Carla, Ana Santos, Erik, Victor, Heitor e Estefani, por todo o apoio estrutural e científico com parte das análises desta pesquisa, especialmente por toda confiança, atenção e carinho.

Ao Dr. Willian Severi e ao laboratório de Limnologia, do Departamento de Engenharia de Pesca e Aquicultura da UFRPE, por todo o apoio estrutural e científico com parte das análises desta pesquisa. Obrigada por todo auxílio e confiança.

Ao Centro de Tecnologia das Radiações, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (CTR-IPEN), da Universidade de São Paulo (USP), por ceder um dos organismos utilizados nas análises desta dissertação.

Aos meus queridos Jucélia Tavares, Ju Dourado, Andressa Marques, Jacqueline Santos, Ana Azevedo, Ericarlos Neiva e Cacilda Rocha. Obrigada pela amizade de vocês.

Aos Grupo de Pesquisa Gestão e Saneamento Ambiental (GSA) da UFPE, Janaína Assis, Claudia Oliveira, Gércica Moraes, Érika Tavares, Renata Caminha, Gustavo Melo, Maiara Souza, Nailza Arruda, Maristela Casé, André Ferreira. Obrigada pela amizade e por compartilharmos nossa vida acadêmica.

Agradeço a todos aqueles que direta ou indiretamente cooperaram para o desenvolvimento desta dissertação, minha imensa gratidão.

RESUMO

O nordeste brasileiro, especialmente o vale do São Francisco, é uma região indicada para a piscicultura, por apresentar condições climáticas favoráveis e adequada qualidade da água. A piscicultura é uma atividade de importância econômica e social, no entanto, o uso de antibióticos, hormônios para reversão de alevinos e a adição de compostos nitrogenados e fosfatados através da ração, representam fontes potencialmente geradoras de impactos ambientais na qualidade da água e na biodiversidade. Os principais impactos da piscicultura estão relacionados ao lançamento de efluente. Estudos que auxiliam na compreensão desses impactos atuam como ferramenta para gestão dos recursos hídricos. O presente estudo foi desenvolvido a partir de uma piscicultura de tanque escavado com cultivo tilápia do Nilo localizada no semiárido de Pernambuco. Para avaliação da qualidade da água e efluente da piscicultura foram realizadas análises dos parâmetros físico-químicos, biológicos (fitoplâncton e clorofila-a) e ecotoxicológicos, utilizando como organismos-teste o microcrustáceo *Daphnia similis* e embriões do peixe *Danio rerio*, de seis pontos de amostragem, distribuídos em três tanques de cultivo de alevinos (P1, P2 e P3); efluente dos viveiros de cultivo de juvenis sem tratamento - P4, efluente após tratamento por fitorremediação - P5 e reservatório Itaparica - P6. E ensaios ecotoxicológicos com o hormônio 17 α -metiltestosterona e o antibiótico oxitetraciclina. Os resultados demonstraram que os dados físico-químicos e biológicos referentes ao reservatório Itaparica (P6), local de lançamento do efluente da piscicultura e captação de água para a mesma, atendem aos limites recomendados pela legislação Conama 357/05, classe 2, exceto pelo fósforo total, clorofila-a e densidade de cianobactérias. A água e o efluente da piscicultura, bem como o antibiótico oxitetraciclina, não representaram toxicidade para os organismos testados. O hormônio 17 α -metiltestosterona causou toxicidade aguda para *Daphnia similis* ($CE_{50};48h = 7.62 \mu g L^{-1}$) e crônica ao *Danio rerio* ($CL_{50};168h = 0,63 mg.L^{-1}$). Fica evidente a necessidade de monitoramento dos efluentes lançados pela piscicultura, no entanto, as análises mostraram um potencial de reuso, como estratégia para gestão sustentável da atividade. Acredita-se que este trabalho tenha contribuído com avanço nas pesquisas desenvolvidas no âmbito do Projeto Innovate, que visa otimizar os múltiplos usos do reservatório de Itaparica, além de colaborar como ferramenta orientada para o fortalecimento sustentável da atividade de piscicultura no semiárido do Estado de Pernambuco.

Palavras-chave: Qualidade da água. Cultivo de peixes. Gestão de efluentes. Reservatório Itaparica.

ABSTRACT

Northeastern Brazil, especially the São Francisco valley, is a region suitable for fish farming, due to favorable climatic conditions and adequate water quality. Fish farming is an activity of economic and social importance. However, the use of antibiotics, hormones for the reversal of fingerlings and the addition of nitrogen and phosphate compounds through feed represent potential sources of environmental impacts on water quality and biodiversity. The main impacts of fish farming are related to the release of effluent. Studies that help in understanding these impacts act as a tool for the management of water resources. The present study was developed from a fish farm excavated with Nile tilapia located in the semi-arid region of Pernambuco. In order to evaluate the water quality and effluent of the fish culture, physical-chemical, biological (phytoplankton and chlorophyll-a) and ecotoxicological parameters were analyzed, using as micro-organisms *Daphnia similis* and embryos of the fish *Danio rerio*, of six sampling points, distributed in: three tanks of fish culture (P1, P2 and P3), effluent from juvenile nurseries without treatment - P4, effluent after treatment by phytoremediation - P5 and Itaparica reservoir - P6. And ecotoxicological trials with the hormone 17 α -methyltestosterone and the antibiotic oxytetracycline. The results showed that the physico-chemical and biological data related to the Itaparica reservoir (P6), the site of the effluent from fish farms and water abstraction, meet the limits recommended by Conama 357/05, class 2, except for Total phosphorus, chlorophyll-a and cyanobacterial density. Water and fish effluent, as well as the antibiotic oxytetracycline, did not represent toxicity to organisms used. The hormone 17 α -methyltestosterone, caused acute toxicity to *Daphnia similis* (EC_{50} ; 48h = 7.62 $\mu\text{g L}^{-1}$) and chronic toxicity to the *Danio rerio* (LC_{50} ; 168h = 0.63 mg.L^{-1}). It is evident the need to monitor the effluents released by fish farming, however, the analyzes showed a potential for reuse, as a strategy for sustainable management of the activity. It is believed that this work contributed to progress in the research developed under the Innovate Project, which aims to optimize the multiple uses of the Itaparica reservoir, as well as collaborate as a tool aimed at the sustainable strengthening of fish farming activity in the semi-arid state of Pernambuco.

Keywords: Water quality. Fish culture. Effluent management. Itaparica reservoir.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - <i>Daphnia similis</i> . Imagem obtida através de câmera Nikon acoplada a microscópio Óptico Zeiss.	41
Figura 2 - Principais diferenças morfológicas externas da espécie <i>Danio rerio</i> : a – fêmea (parte superior); b – macho (parte inferior).	42
Figura 3 - Mapa da localização da área de estudo, às margens do reservatório de Itaparica, na bacia do rio São Francisco.	45
Figura 4 - Localização da piscicultura de tanque escavado, em Itacuruba, Pernambuco	46
Figura 5 - Tanque escavado cultivo de juvenis de tilápia do Nilo, em Itacuruba, semiárido pernambucano.	47
Figura 6 – Tanque escavado para cultivo de juvenis de tilápia do Nilo após processo de despesca, em Itacuruba, semiárido pernambucano.	47
Figura 7 - Tanque escavado para cultivo de alevinos de tilápia do Nilo, em Itacuruba, semiárido pernambucano.	48
Figura 8 - Lagoa de tratamento de efluente por fitorremediação, em piscicultura de tanque escavado.	49
Figura 9 - Piscicultura de tanque escavado, com respectivos pontos de coleta.	50
Figura 10 - Pontos de amostragem na piscicultura de tanque escavado. A – tanques de alevinos P1; B – tanque de alevinos P2; C – tanque de alevinos P3; D – efluente dos tanques de juvenis antes do tratamento P4; E – efluente dos tanques de juvenis após tratamento P5; e F – reservatório de Itaparica P6.	50
Figura 11 - Cultivo de <i>D. similis</i> , no Laboratório de Limnologia, na UFRPE.	55
Figura 12 - Aquário com exemplares adultos de <i>D. rerio</i> , no Laboratório de Ecofisiologia e Comportamento Animal, na UFRPE.	58
Figura 13 -Aquários para reprodução de <i>D. rerio</i> , no Laboratório de Ecofisiologia e Comportamento Animal, na UFRPE.	57
Figura 14 - Processo de triagem e separação dos ovos viáveis e inviáveis de <i>D. rerio</i> em bandeja iluminada, no Laboratório de Ecofisiologia e Comportamento Animal, na UFRPE.	57

Figura 15 - Ensaio ecotoxicológico com <i>D. similis</i> : etapa final com observação dos organismos na coluna d'água em tubos de ensaio, no Laboratório de Limnologia, na UFRPE.	58
Figura 16 - Ensaio ecotoxicológico com <i>D. rerio</i> : etapa inicial com coleta de dados das variáveis físico-químicas das soluções-teste e identificação de placa de poços utilizadas nos ensaios, no Laboratório de Ecofisiologia e Comportamento Animal, na UFRPE.	59
Figura 17 - Ensaio de toxicidade crônica com <i>D. similis</i> , no Laboratório de Limnologia, na UFRPE.	60
Figura 18 - Distribuição da concentração de clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) na água e efluente nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 5 de maio de 2016 (1ª coleta) e 11 de outubro de 2016 (2ª coleta).	68
Figura 19 - Riqueza da comunidade fitoplanctônica nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado. a = em 5 de maio de 2016 (1ª coleta) e b = 11 de outubro de 2016 (2ª coleta).	70
Figura 20 - Distribuição da riqueza da comunidade fitoplanctônica nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 5 de maio de 2016 (1ª coleta).	71
Figura 21 - Distribuição da riqueza da comunidade fitoplanctônica nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 11 de outubro de 2016 (2ª coleta).	72
Figura 22 - Densidade total (células/mL) da comunidade fitoplanctônica nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 5 de maio de 2016 (1ª coleta).	73
Figura 23 - Densidade total (células/mL) da comunidade fitoplanctônica nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 11 de outubro de 2016 (2ª coleta).	73
Figura 24 - Contribuição (%) da comunidade fitoplanctônica nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 5 de maio de 2016 (1ª coleta).	77
Figura 25 - Contribuição (%) da comunidade fitoplanctônica nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 11 de outubro de 2016 (2ª coleta).	78

- Figura 26 - *Endpoints* observados em ovos e larvas de *Danio rerio*, em ensaio crônico de curta duração, nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado. A – Larva do controle em 96 horas de exposição; B – ovo com desenvolvimento interrompido em 48 horas de exposição (P2); C – absorção tardia do saco vitelínico em 96 horas de exposição (P4); D – Edema cardíaco em 144 horas de exposição (P3); E - Ausência de melanóforos em 48 horas (P5), e F – Larvas do controle em 120 horas de exposição. 84
- Figura 27 - Resultado do teste de toxicidade aguda com o hormônio 17 α -metiltestosterona realizado com o organismo *D. similis*, mostrando o percentual de imobilidade máxima, mínima e média entre as réplicas e o valor da CE₅₀:48h. 90
- Figura 28 - Resultado do teste de toxicidade crônico de curta duração com o hormônio 17 α -metiltestosterona realizado com o organismo *D. rerio*, mostrando as mortalidades máxima, mínima e mediana entre as réplicas e o valor da CL₅₀:168h. 94
- Figura 29 - Larvas de *D. rerio* a 96 horas de exposição ao oxitetraciclina, na concentração 150 mg.L⁻¹: a. larva com absorção tardia do saco vitelínico (indicado por seta) e curvatura atípica da cauda; b. larvas em condições normais (absorção do saco vitelínico indicado por seta). 101

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Espécies e híbridos de animais aquáticos nativos e exóticos detectados na área de abrangência da bacia do São Francisco.	26
Quadro 2- Coordenadas geográficas dos pontos de amostragem na piscicultura de tanque escavado, no dia 05 de maio de 2016.	52
Quadro 3 - Metodologia utilizada para análise dos parâmetros físico-químicos em amostras de água da piscicultura em tanque escavado.	53
Quadro 4 - <i>Endpoints</i> observados durante ensaio crônico de curta duração com <i>Danio rerio</i> exposto a amostras de água e efluente da piscicultura de tanque escavado, em 168 horas de exposição a 100% das amostras.	86
Quadro 5 - <i>Endpoints</i> observados durante ensaio crônico de curta duração com <i>Danio rerio</i> exposto a amostras de água e efluente da piscicultura de tanque escavado, em 168 horas de exposição a 100% das amostras.	87
Quadro 6 - Percentual de observação dos <i>endpoints</i> analisados durante ensaio crônico de curta duração com <i>Danio rerio</i> exposto a amostras de água e efluente da piscicultura de tanque escavado, em 168 horas de exposição a 100% das amostras.	88
Quadro 7 - Percentual de observação dos <i>endpoints</i> analisados durante ensaio crônico de curta duração com <i>Danio rerio</i> exposto a amostras de água e efluente da piscicultura de tanque escavado, em 168 horas de exposição a 100% das amostras.	88
Quadro 8 - <i>Endpoints</i> observados durante ensaio crônico de curta duração com <i>Danio rerio</i> exposto a diferentes concentrações do hormônio 17 α -metiltestosterona, em 168 horas de exposição.	96
Quadro 9 - Percentual de observação dos <i>endpoints</i> analisados durante ensaio crônico de curta duração com <i>Danio rerio</i> exposto a diferentes concentrações do hormônio 17 α -metiltestosterona.	98
Quadro 10 - <i>Endpoints</i> observados durante ensaio crônico de curta duração com <i>Danio rerio</i> exposto a diferentes concentrações do antibiótico oxitetraciclina, em 168 horas de exposição.	102

Quadro 11 - Percentual de observação dos <i>endpoints</i> analisados durante ensaio crônico de curta duração com <i>Danio rerio</i> exposto a diferentes concentrações do antibiótico oxitetraciclina.	103
---	-----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Concentração das variáveis físico-químicas da água e efluente nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 5 de maio de 2016 (1ª coleta) e 11 de outubro de 2016 (2ª coleta). S = superfície; ZE = zona eufótica; F= fundo.	63
Tabela 2 - Concentração de clorofila-a (µg/L) na água e efluente dos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 5 de maio de 2016 (1ª coleta) e 11 de outubro de 2016 (2ª coleta).	69
Tabela 3 - Táxons identificados e densidade (células/mL) da comunidade fitoplanctônica nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 5 de maio de 2016 (1ª coleta) e 11 de outubro de 2016 (2ª coleta).	75
Tabela 4 - Percentual (%) de imobilidade de <i>Daphnia similis</i> nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 48 horas de exposição a 100 % das amostras, coletadas em 05 de maio de 2016.	80
Tabela 5 - Percentual de imobilidade de <i>Daphnia similis</i> nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 48 horas de exposição a 100 % das amostras, coletadas em 11 de outubro de 2016.	80
Tabela 6 - Percentual de eclosão de larvas de <i>Danio rerio</i> nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 96 horas de exposição a 100% das amostras, coletadas em 05 de maio de 2016.	82
Tabela 7 - Percentual de eclosão de larvas de <i>Danio rerio</i> nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 96 horas de exposição a 100% das amostras, coletadas em 11 de outubro de 2016.	82
Tabela 8 - Percentual de mortalidade de larvas de <i>Danio rerio</i> nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 168 horas de exposição a 100% das amostras, coletadas em 05 de maio de 2016.	83
Tabela 9 - Percentual de mortalidade de larvas de <i>Danio rerio</i> nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 168 horas de exposição a 100% das amostras, coletadas em 11 de outubro de 2016.	83
Tabela 10 - Percentual de imobilidade de <i>Daphnia similis</i> em 48 horas de exposição ao hormônio 17 α -metiltestosterona, em diferentes concentrações.	89

Tabela 11 - Número de neonatas de <i>Daphnia similis</i> , durante 15 dias (360 horas) de exposição ao hormônio 17 α -metiltestosterona, em diferentes concentrações.	92
Tabela 12 - Percentual de mortalidade de larvas de <i>Danio rerio</i> em 168 horas de exposição ao hormônio 17 α -Metiltestosterona, em diferentes concentrações.	92
Tabela 13 - Percentual de eclosão de larvas de <i>Danio rerio</i> em 120 horas de exposição ao hormônio 17 α -Metiltestosterona, em diferentes concentrações.	93
Tabela 14 - Percentual de imobilidade de <i>Daphnia similis</i> , com 48 horas de exposição ao antibiótico oxitetraciclina.	99
Tabela 15 - Percentual de mortalidade de larvas de <i>Danio rerio</i> com 168 horas de exposição ao antibiótico oxitetraciclina.	100
Tabela 16 - Percentual de eclosão de larvas de <i>Danio rerio</i> com 96 horas de exposição ao antibiótico oxitetraciclina.	100

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA - *American Public Health Association*
APL - Arranjo Produtivo Local
BMBF - Ministério Alemão de Ensino e Pesquisa
CENO - Concentração de Efeito não Observado
CEO - Concentração de Efeito Observado
CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CHESF - Companhia Hidroelétrica do São Francisco
CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CNRH - Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CODEVASF - Companhia de desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba
CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente
CPRH - Agência Estadual de Meio Ambiente
CTR - Centro de Tecnologia das Radiações
FAO - *Food and Agriculture Organization of the United Nations*
IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INNOVATE - *Interplay coupling of substance cycle in aquatic and terrestrial ecosystems*
IPEN - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares
ISSO - *International Organization for Standardization*
LAPAVI - Laboratório de Produção de Alimento Vivo
LECA - Laboratório de Ecofisiologia e Comportamento Animal
MCTI - Ministério de Ciência e Tecnologia e Inovação do Brasil
NEPA - *National Environmental Policy Act*
NUPEA - Núcleo de Pesquisas em Ecossistemas Aquáticos
OECD - *Organisation for Economic Cooperation and Development*
UFRPE - Universidade Federal Rural de Pernambuco
UNEB - Universidade do Estado da Bahia
USEPA - *United States Environmental Protection Agency*
USP - Universidade de São Paulo

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
1.2	Objetivos	22
1.2.1	Objetivo geral	22
1.2.2	Objetivos específicos	22
2	REFERENCIAL TEÓRICO	23
2.1	A atividade de piscicultura	23
2.1.1	Sistemas de cultivo	24
2.1.2	Espécies utilizadas no Brasil	25
2.1.3	A piscicultura no semiárido pernambucano	27
2.2	Principais impactos ambientais da piscicultura	30
2.2.1	Impactos na qualidade da água	31
2.2.2	Impactos na comunidade aquática	33
2.2.3	Impactos provenientes do uso de produtos farmacêuticos utilizados na piscicultura de tanque escavado	35
2.3	Uso da ecotoxicologia na gestão de efluentes	38
2.3.1	<i>Daphnia similis</i> como organismo-teste	40
2.3.2	<i>Danio rerio</i> como organismo-teste	42
3	METODOLOGIA	44
3.1	Área de estudo	44
3.1.1	Reservatório de Itaparica	44
3.1.2	Piscicultura de tanque escavado	45
3.1.2.1	Tanques de cultivo	46
3.1.3	Lagoa de tratamento biológico de efluente	48
3.2	Amostragem em campo	49
3.3	Caracterização físico-química e biológica do sistema de piscicultura	53
3.4	Análise do grau de toxicidade em piscicultura de tanque escavado	54
3.4.1	Cultivos dos organismos-teste	54
3.4.2	Ensaio com organismos-teste	58
3.5	Análise do grau de toxicidade do hormônio 17-α metiltestosterona	59
3.5.1	Ensaio com organismos-teste	59
3.6	Análise do grau de toxicidade do antibiótico oxitetraciclina	61

3.6.1 Ensaio com organismos-teste	61
3.7 Validação dos ensaios ecotoxicológicos	62
3.8 Tratamento estatístico das análises ecotoxicológicas	62
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	63
4.1 Caracterização físico-química e biológica do sistema de piscicultura	63
4.1.1 Análises físico-químicas	63
4.1.2 Análises biológicas	67
4.2 Análise do grau de toxicidade do sistema de piscicultura	79
4.2.1 Ensaio ecotoxicológico com <i>Daphnia similis</i>	79
4.2.2 Ensaio ecotoxicológico com <i>Danio rerio</i>	82
4.3 Avaliação do grau de toxicidade do hormônio 17-α metiltestosterona	89
4.3.1 Ensaio agudo com <i>Daphnia similis</i>	89
4.3.2 Ensaio crônico com <i>Daphnia similis</i>	91
4.3.3 Ensaio crônico de curta duração com <i>Danio rerio</i>	92
4.4 Avaliação do grau de toxicidade do antibiótico oxitetraciclina	99
4.4.1 Ensaio agudo com <i>Daphnia similis</i>	99
4.4.2 Ensaio crônico de curta duração com <i>Danio rerio</i>	100
4.5 Reúso de efluente como ferramenta para gestão sustentável na piscicultura	104
5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	108
REFERÊNCIAS	111

1 INTRODUÇÃO

A piscicultura é uma atividade comercial de grande importância econômica e social, sobretudo nas regiões onde se instala. Além do valor nutricional agregado ao seu produto, o peixe, é uma excelente opção na produção e consumo de proteína animal. A presença de recursos hídricos disponíveis e de boa qualidade, encontrados no Brasil, especialmente no Nordeste, torna-o um dos países com maior potencial para o crescimento dessa atividade.

De acordo com o Ministério da Pesca e Aquicultura, a produção de pescado em 2011 no Brasil foi de 56,1% de origem pesqueira e 43,9% de origem aquícola (MPA, 2012). A produção aquícola em águas continentais, na região nordeste do país, esteve abaixo somente da região Sul, sendo a tilápia a espécie mais cultivada nessa atividade (MPA, 2012; 2015).

Na bacia hidrográfica do rio São Francisco, particularmente no trecho submédio, a atividade de piscicultura vem ganhando espaço por empresas privadas e associações de produtores em escala comercial (SOARES et al., 2007). Anteriormente, as famílias ribeiras, sobretudo na região do submédio, viviam da pesca artesanal, mas com o barramento do rio e posterior declínio da oferta de peixe, muitos pescadores enxergaram a piscicultura como uma alternativa para sustento e renda. Neste contexto, o rio São Francisco é uma referência como recurso pesqueiro, tanto para a pesca de subsistência quanto para a comercial.

Diante do atual cenário de produção e consumo do pescado, considerando que a demanda da aquicultura continental tem tendência a ocorrer principalmente via piscicultura, vale refletir sobre as perspectivas de gestão desta atividade nos próximos anos e de que forma ela atenderá essa demanda de maneira sustentável.

A piscicultura gera diversos impactos no ambiente, especialmente na qualidade da água. As consequências desses impactos serão influenciadas pela forma como a atividade é conduzida. Nos cultivos, em geral, os tanques são densamente povoados, a fim de garantir a máxima produtividade, com cuidados para que não afete o crescimento, o ganho de peso e a resistência às enfermidades. Porém, esse padrão de cultivo não vem contribuindo para a sustentabilidade dos recursos hídricos e consequentemente da própria atividade.

A produção intensiva pode aumentar a possibilidade de problemas com doenças devido ao estresse crônico, resultando em menor resistência às enfermidades (VALENTI et al., 2000). Essas infecções podem gerar prejuízos econômicos, além do aumento na utilização de

antibióticos. O uso de antibióticos de forma não controlada pode levar a resistência de cepas bacterianas.

Além disso, a reversão sexual, está entre as técnicas utilizadas para garantir maior produtividade, realizada priorizando a presença de indivíduos machos no cultivo e baseada na introdução de hormônio, como o 17 α -metilttestosterona. Segundo Cruz et al. (2006), são poucos os relatos sobre possíveis impactos no ambiente aquático causados pelo uso descontrolado desses compostos farmacêuticos.

Dentre os impactos, a ração disponibilizada para alimentação dos peixes representa aumento no aporte de nutrientes na água, especialmente dos compostos nitrogenados e fosfatados, que sem o devido manejo podem contribuir para geração de impactos na qualidade da água, acelerando o processo de eutrofização (SILVA et al., 2011c).

O processo de eutrofização no semiárido nordestino pode ser agravado pelas condições climáticas pois é uma das regiões com uma das mais baixas disponibilidades hídricas do Brasil, com ocorrência de eventos climáticos extremos, que pode interferir na qualidade das águas em muitos reservatórios (SOBRAL et al., 2006; 2011). Representando uma área propensa a conflitos, sobretudo de ordem econômica e social, pelos usos múltiplos da água (SOBRAL et al., 2007). Assim, o lançamento de efluentes das atividades agropecuárias e piscicultura, somados ao lançamento de esgotos domésticos, ambos sem tratamento prévio, contribuem para degradação do ambiente aquático, influenciando a qualidade de vida das pessoas que dependem da água para consumo e sustento.

Devido ao desenvolvimento da piscicultura se configurar atrelado as potencialidades aquícolas do país, pesquisas revelam o debate sustentável em volta da atividade e garantem que o seu sucesso se dá através do incentivo às práticas de melhoria do manejo dos sistemas de produção (OSTRENSKY et al., 2007; SILVA et al., 2012). Dessa forma, é fundamental a promoção de ações que visem o desenvolvimento sustentável da piscicultura através de informações que possam contribuir com o desenvolvimento de tecnologias que sirvam como modelo de perpetuação.

A Resolução Conama 430/2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes nos corpos hídricos, indica a implantação de ensaios ecotoxicológicos para avaliação

direta de um efluente (BRASIL, 2011), constituindo uma excelente ferramenta para contribuir na gestão dos recursos hídricos.

Estudos ecotoxicológicos permitem a realização de prognósticos para compreensão da influência dos impactos, determinando o tempo e as concentrações em que o contaminante é potencialmente prejudicial (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008). Associado às avaliações físico-químicas e biológicas, os estudos ecotoxicológicos fornecem informações sobre as condições atuais de um efluente e seus impactos, contribuindo na formulação de políticas públicas para controle e monitoramento dos efluentes lançados nos corpos d'água.

Atualmente, a legislação brasileira não apresenta normas e padrões para lançamentos de produtos farmacêuticos utilizados nas pisciculturas. O uso indiscriminado dos produtos farmacêuticos representa um potencial risco à qualidade da água, a comunidade aquática e ao homem, através do pescado vendido, e pelo fato de que grande parte das pisciculturas lançam seus efluentes em reservatórios de múltiplos usos como consumo humano.

Existe, portanto, a necessidade de melhoria do sistema de monitoramento e controle dos efluentes de piscicultura e dos corpos hídricos receptores, que harmonize a legislação nacional às características regionais. Considerando informações acerca dos potenciais impactos no corpo receptor, para que seja possível montar um plano de minimização e mitigação dos impactos da piscicultura. O monitoramento ambiental nas pisciculturas é fundamental tanto pela necessidade de regularização dos empreendimentos, mas também para manutenção da qualidade da água e segurança alimentar para o pescado comercializado.

Dessa forma, este estudo visa analisar as condições físico-químicas, biológicas e ecotoxicológicas na água e efluente da piscicultura de tanque escavado, bem como os efeitos tóxicos do hormônio 17 α -metiltestosterona e do antibiótico oxitetraciclina. Essas informações podem auxiliar na compreensão dos impactos gerados pela piscicultura, na gestão dos recursos hídricos e na promoção de políticas públicas que padronizem e norteiem o uso de produtos farmacêuticos e lançamento de efluentes de piscicultura, contribuindo com o fortalecimento sustentável da atividade no semiárido do Estado de Pernambuco.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

Avaliar a qualidade da água de um sistema de piscicultura de tanque escavado no semiárido nordestino, através das análises integradas físico-química, biológica e ecotoxicológica, visando contribuir com a gestão sustentável da piscicultura no semiárido pernambucano.

1.2.2 Objetivos específicos

- Determinar a composição físico-química e biológica do sistema de piscicultura.
- Analisar o nível de toxicidade do sistema de piscicultura.
- Verificar o grau de toxicidade do hormônio 17- α metiltestosterona utilizado na piscicultura.
- Verificar o grau de toxicidade do antibiótico oxitetraciclina utilizado na piscicultura.
- Avaliar a viabilidade de reuso do efluente de piscicultura como incentivo a gestão sustentável.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Este capítulo apresenta a conceituação acerca do campo teórico da pesquisa. Introduz sobre a atividade de piscicultura, no Brasil e no semiárido; principais impactos ambientais da piscicultura, na qualidade da água, na comunidade aquática e os impactos provenientes do uso de produtos farmacêuticos. Em seguida, discorre sobre o uso da ecotoxicologia como ferramenta na avaliação ambiental e gestão de efluentes, e por fim, traz os organismos-teste utilizados nesta pesquisa.

2.1 Atividade de piscicultura

A piscicultura é um ramo da aquicultura destinado ao cultivo de peixes. A aquicultura define-se pelo cultivo de organismos em cativeiro que apresentam hábitat em condições naturais predominantemente no meio aquático (SIDONIO et al., 2012; VICENTE; FONSECA-ALVES, 2013). Segundo a *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO, 1998), a aquicultura constitui o cultivo de organismos aquáticos com intervenção antrópica, como estocagem, alimentação, interferência no processo de reprodução, manejo, proteção contra predadores, com intuito de aumentar a produtividade.

A atividade de piscicultura é exercida há vários séculos no mundo, mas a criação de peixes no Brasil foi uma inovação introduzida pelos holandeses, quando ocuparam parte do território do Nordeste no século XVIII (FARIA et al., 2013). Apenas no final do século XX, a produção obteve maior expansão (FRASCÁ-SCORVO et al., 2012).

Os dados atuais da piscicultura, mostram que em 2015, a criação de peixes, representou 69,9% da produção aquícola no país. A piscicultura de água doce foi responsável por 483.241 toneladas no ano de 2015, com crescimento de 1,88% em relação ao ano anterior, e produção 955,6 milhões de alevinos (formas jovens de peixes), com aumento de 19,84% em relação a 2014 (CARVALHO-FILHO, 2016).

A produção de peixes em 2015 aumentou nas Regiões Norte (6,2%), Sudeste (12,7%) e Sul (13,1%), já no Nordeste e Centro-Oeste, houve quedas de 4,7% e 19,7%, respectivamente. O principal produtor de peixes no referido ano foi Rio Preto da Eva (AM), com produção de 14.100 mil toneladas, e o segundo município no ranking da produção nacional foi Jaguaribara (CE), mesmo com a queda de 18,4% de sua produção em relação a 2014, continua na liderança do

ranking da produção de tilápia, com 13.800 toneladas despescadas (CARVALHO-FILHO, 2016).

2.1.1 Sistemas de cultivo

Os sistemas de cultivo podem ser constituídos em distintas formas, entre sistema extensivo, semi-intensivo, intensivo e superintensivo, considerando as condições locais, a espécie a ser cultivada e as exigências do mercado (NUNES et al., 2015).

No sistema extensivo a quantidade de peixes por unidade de área e a produção, em geral, varia de 100 a 1000 kg/ha/ano, a alimentação é restrita ao alimento naturalmente existente e não há controle sobre a reprodução. Os reservatórios em si, são construídos para outra finalidade e a piscicultura surge como um aproveitamento a mais (NASCIMENTO; OLIVEIRA, 2010).

O semi-intensivo caracteriza-se por viveiros construídos especificamente para a criação de peixes, com troca diária de água de 1% a 10% do volume. A alimentação é baseada na maximização da produção de alimento natural (fitoplâncton e zooplâncton), que se dá a partir do aporte de adubos orgânicos ou químicos, além dos “alimentos artificiais” depositados pelo piscicultor no viveiro (NASCIMENTO; OLIVEIRA, 2010).

No sistema intensivo os viveiros são planejados, possuem declividade para facilitar o escoamento da água e despesca dos animais e a estocagem de peixe é de 1 a 10 peixes por m², com fluxo de água controlado. A alimentação se dá a partir do fornecimento de ração balanceada e a produtividade pode chegar até 6.000 kg/ha/ano. O superintensivo utiliza tanques de pequeno porte, geralmente de alvenaria, com fluxo de água contínuo e renovação total da água em um curto período de tempo. A estocagem ocorre em alta densidade contabilizado por biomassa em m³. Os peixes são alimentados somente com alimento comprimido (peletes) ou semelhante, balanceados com tipos e teores de proteínas, minerais, vitaminas e outros ingredientes indispensáveis para o seu crescimento (NASCIMENTO; OLIVEIRA, 2010).

Dois principais tipos de estrutura são encontrados em pisciculturas no Brasil, os tanques-rede e os viveiros escavados. Os tanques-rede são estruturas flutuantes de tela ou rede ancoradas em grandes corpos d'água, compostas por armação rígida e fechadas de todos os lados, que retêm os peixes e permitem o fluxo contínuo da água, promovendo a remoção de resíduos orgânicos e metabólitos e o fornecimento de oxigênio aos peixes. Tal sistema necessita de um baixo

investimento, menor dimensionamento dos custos e maior rapidez de implantação (SKAJKO; FIRETTI, 2000; BARROSO; ANDRÉS, 2014).

Os viveiros escavados são reservatórios de água, construídos para criação de peixes e escavados em terreno apropriado, com aproximadamente 1,0 m a 1,5 m de profundidade, com domínio de nível, entrada e saída de água, sendo controlado por estruturas chamadas de monges e cachimbos. São classificados como sistema intensivo com adubação e calagem, alimentação com ração balanceada e renovação da água (GUIMARÃES, 2012). Podem variar de acordo com as finalidades, com 200 a 5.000 m² e profundidade mínima de 0,60 m destinados a alevinagem e reprodutores, e 0,5 a 4,0 ha com profundidade mínima de 0,080 m para os de engorda, com fundo plano, inclinação longitudinal de 2%, 20 cm de desnível em 10 m, e a profundidade média pode variar de 0,8 m a 1,2 m na entrada d'água e de 1,2 m a 1,8 m na saída (IGARASHI, 2011).

Em geral, a atividade de piscicultura com monocultivo de tilápia e densidade total aproximadamente de 8 t/ha é indicada para viveiros escavados (HERMES, 2009). De acordo com Kubitza (2010), em cultivos com tanque escavado, a disponibilidade de alimentos naturais disponíveis na água, como o plâncton, contribui para redução com o custo da ração por quilo de peixe produzido.

2.1.2 Espécies utilizadas no Brasil

A piscicultura no Brasil teve início com a espécie *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758, a carpa comum, uma das espécies exóticas com primeiros registros, juntamente com o início do sistema de cultivo intensivo, seguida pela introdução do *Micropterus salmoides* Lacépède, 1802, o *black blass*, *Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792, a truta arco-íris, e a tilápia, com introdução não satisfatória da espécie *Tilapia rendalli*, Boulenger, 1896, mais tarde substituída pela *Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758, a tilápia do Nilo, com melhores resultados comerciais (CASTAGNOLLI, 2008).

O uso de espécies exóticas na piscicultura é regulamentada pela Portaria do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) nº 145 de 29 de outubro de 1998, estabelece normas para a introdução, reintrodução e transferência de peixes, crustáceos, moluscos e macrófitas aquáticas para fins de aquicultura, e dispõe que somente espécies

comprovadamente já estabelecidas nos corpos hídricos estão liberadas para criação no país (BRASIL, 1998). A referida Portaria traz as espécies consideradas presentes na bacia do São Francisco (Quadro 1).

Quadro 1 - Espécies e híbridos de animais aquáticos nativos e exóticos detectados na área de abrangência da bacia do São Francisco.

Espécies Nativas	Nome Científico
Tucunaré	<i>Cichla ocellaris</i>
Apaiari	<i>Astronotus ocellatus</i>
Tambaqui	<i>Colossoma macropomum</i>
Pacu caranha	<i>Piaractus mesopotâmicus</i>
Pescada do Piauí	<i>Plagioscion squamosissimus</i>
Pirapitinga	<i>Colossoma brachipomum</i>
Carpa comum	<i>Cyprinus carpio</i>
Carpa prateada	<i>Hypophthalmictys molitrix</i>
Tilápia nilótica	<i>Oreochromis niloticus</i>
Tilápia	<i>Oreochromis nornorum</i>
Carpa cabeça grande	<i>Aristichthys nobilis</i>
Camarão gigante da Malásia	<i>Macrobrachium rosenbergii</i>
Híbrido	<i>Tilápia vermelha</i>

Fonte: BRASIL, 1998.

Entre as espécies utilizadas na piscicultura no Brasil, sobretudo, no semiárido, a tilápia do Nilo apresenta grandes vantagens competitivas em relação às espécies nativas (LIZAMA et al., 2007). O sucesso na adaptação da tilápia do Nilo às condições climáticas do país e a boa aceitação no mercado contribuíram para expansão e regulamentação da atividade de piscicultura no Brasil (BARROSO; ANDRÉS, 2014). Em 2013, a tilápia foi o peixe mais cultivado no país, representando 43,1% da produção piscícola nacional, seguida pelo tambaqui e seus híbridos (38%) (MUÑOZ et al., 2015).

A tilápia do Nilo tem origem no continente africano, e foi introduzida praticamente em todo o território nacional e em diversos países das regiões tropicais e subtropicais, exceto na área de abrangência das Bacias do Amazonas e Paraguai, sem permissão de cultivo pela legislação ambiental vigente (CARVALHO; RAMOS, 2010).

As principais vantagens da utilização da tilápia do Nilo estão relacionadas ao conhecimento detalhado das particularidades biológicas e zootécnicas, a ótima adaptação em cativeiro, elevada adaptabilidade, rápida resposta reprodutiva, ao fácil cultivo e a alta demanda de mercado (KUBTIZA, 2000; GISP, 2005; BOSCARDIN, 2008; BARROSO; ANDRÉS, 2015).

Entre os regulamentos que normatizam a gestão ambiental das atividades produtivas, a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 413/2009, que trata do licenciamento ambiental dos empreendimentos aquícolas no país, originou novas bases à promoção do desenvolvimento sustentável na aquicultura (BRASIL, 2009 b).

Após revisão das diretrizes da Resolução CONAMA 413/2009, em 2013, foram desconsideradas algumas limitações para criação de espécies não nativas em território brasileiro, flexibilizando sua produção e levando a um contrassenso, pois a introdução de espécies exóticas gera impactos no ecossistema aquático e não há formas de manejo ou tecnologia que garanta a contenção de 100% dos peixes nos sistemas de cultivo, impedindo seu escape para os corpos hídricos (LIMA-JÚNIOR et al., 2014).

2.1.3 A piscicultura no semiárido pernambucano

Com incentivo da Companhia de desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba (CODEVASF), através do programa de aquicultura e recursos pesqueiros, deu-se início a atividade de piscicultura na região semiárida nordestina, logo após a construção das grandes barragens para a implantação das hidroelétricas na bacia do rio São Francisco (CODEVASF, 2008).

O advento desses barramentos, transformando um ambiente lótico, característico dos rios, em um ambiente lêntico, de águas represadas, trouxe como consequência: o declínio da pesca artesanal (ROCHA; VITAL, 2012), limitações à migração reprodutivas dos peixes e redução da inundação das lagoas marginais utilizadas como berçários para muitos peixes nativos, interferindo nos estoques pesqueiros com posterior consequência na quantidade de oferta de pescado (CODEVASF, 2008; ARAÚJO; SÁ, 2008). No entanto, criou melhores possibilidades para o desenvolvimento da piscicultura intensiva na região (SOARES et al., 2007; SOBRAL, 2011).

O vale do São Francisco é considerado uma região favorável para a piscicultura, especialmente por apresentar condições climáticas favoráveis, com menor amplitude térmica, temperaturas médias que variam entre 25°C a 27°C e adequada qualidade da água (SOBRAL et al., 2007; SILVA et al., 2011c; BARROSO; ANDRÉS, 2015). A atividade de piscicultura tem potencialidade para proporcionar geração de empregos diretos e alto faturamento anual no Estado de Pernambuco, principalmente na Região de Desenvolvimento (RD) do Sertão de

Itaparica, onde contribui significativamente para o crescimento dos municípios locais, para o reestabelecimento da oferta de pescado nas áreas represadas e para inclusão social de famílias de trabalhadores rurais (SILVA et al., 2011c).

No reservatório de Itaparica, localizado no submédio São Francisco, foram instalados entre o período de 2010 e 2011, dois grandes projetos privados das multinacionais, contando com um centro de alevinagem, fazendas de cultivo, unidade de beneficiamento de pescado, fábrica de farinha e óleo de peixe e uma central de armazenagem e distribuição. Além destas multinacionais, pequenos produtores locais também compartilham dessa atividade buscando melhores alternativas para sobreviver numa região de poucas oportunidades, como a Associação de Jovens Piscicultura de Jatobá, um projeto de incubadora com total de nove associações, sendo sete localizadas em Jatobá-PE, uma em Itacuruba-PE e uma em Belém do São Francisco-PE (BARROSO; ANDRÉS, 2015).

De acordo com os autores Rocha; Vital (2012), o estabelecimento da piscicultura com presença de infraestrutura e inter-relações entre fábricas de ração, unidades de beneficiamento de pescado, estações de produção de alevinos, técnicos especializados em aquicultura, produtores, cooperativas, associações de produtores e Câmara Setorial de Aquicultura, permitem caracterizar esse setor como um Arranjo Produtivo Local (APL).

O Arranjo Produtivo Local de piscicultura do Sertão de Itaparica contempla os municípios de Jatobá, Petrolândia, Floresta e Itacuruba, no Estado de Pernambuco, responsáveis pela produção média de 250 toneladas de pescados ao mês, com potencial de produção de 100 mil toneladas de pescado por ano (MOUTINHO et al., 2016). Dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2015) mostram que entre os municípios com cultivo de peixe no sertão de Itaparica, Jatobá possui a maior produção. O município de Itacuruba, com cerca de 4.754 habitantes (IBGE, 2015), possui economia caracterizada pela prática da piscicultura em tanques redes e viveiros escavados e na exploração das áreas de sequeiro, com agricultura de subsistência e pecuária (SILVA et al., 2011c). Entre as espécies utilizadas na piscicultura nesse município, destaca-se a tilápia do Nilo (IBGE, 2015).

A atividade de piscicultura surgiu no semiárido com múltiplas finalidades, especialmente para atender a demanda proveniente do aumento da procura pela proteína animal (ROCHA; VITAL, 2012). Mas, para regularizar a atividade, os piscicultores devem atender os requisitos necessários de manejo dos efluentes e avaliar os impactos no corpo receptor. A ausência de

informações acerca dessas questões representa um gargalo para obtenção das licenças ambientais, e esta dificuldade tem sido um importante problema levantado pelos piscicultores (PASSADOR, 2006). Sobretudo, na região em questão, que é referência em produção pesqueira pelo seu vasto potencial, a falta de regularização das pisciculturas afeta diretamente as linhas de financiamento de crédito que garantem a expansão do setor.

Com a criação do Ministério da Pesca e Aquicultura tem-se estabelecido uma gama de políticas públicas em prol da expansão da atividade aquícola. Entre o conjunto de normas da legislação brasileira, a Lei nº 11.959, de 29 de junho de 2009, normatiza a implantação de empreendimento de piscicultura no país e dispõe sobre a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca, regulamentando as atividades pesqueiras. Tendo como objetivo principal promover o desenvolvimento sustentável da pesca e aquicultura como fonte de alimentação, emprego, renda e lazer, garantindo-se o uso sustentável dos recursos pesqueiros, a preservação do meio aquático e a fiscalização da atividade pesqueira (BRASIL, 2009 a).

As pisciculturas seguem os preceitos para o licenciamento ambiental baseados na Lei nº 6.938/81 e a Resolução CONAMA nº 413/2009 (BRASIL, 1981; BRASIL, 2009 b), mas será a extensão do impacto que irá definir qual órgão executará o licenciamento ambiental (SEBRAE, 2011).

Em Pernambuco, a Agência Estadual de Meio Ambiente – CPRH, é responsável pela execução da política estadual de meio ambiente, atuando entre outros no licenciamento ambiental das atividades efetiva ou potencialmente poluidoras. De acordo com a lei 14.549 de 2011, que altera a lei 14.249 de 2010, a Agência poderá, mediante Instrução Normativa, estabelecer parâmetros e critérios para classificação, segundo o porte e potencial poluidor das atividades efetiva ou potencialmente poluidoras, tendo em vista os processos de licenciamento ambiental (PERNAMBUCO, 2011).

A Norma Técnica nº 2006 da CPRH, que serve como instrumento ao licenciamento ambiental e versa sobre os parâmetros de monitoramento por tipologia industrial para descarga de efluentes tratados em corpos receptores, define para atividades desenvolvidas no setor da agroindústria que sejam monitorados inicialmente alguns parâmetros, entre eles a demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, pH, sólidos suspensos, sólidos decantáveis, coliformes totais e óleos e graxas, afim de verificar a qualidade do efluente final (CPRH, 2000).

O conhecimento dos impactos ambientais provenientes da atividade de piscicultura é preponderante para regularização das pisciculturas e para garantir a preservação dos ecossistemas aquáticos.

2.2 Principais impactos ambientais da piscicultura

O conceito de impacto ambiental surgiu no final da década de 60, a partir da legislação americana, *National Environmental Policy Act* (NEPA), que tomou como base a premissa da prevenção dos possíveis impactos gerados pelo desenvolvimento, influenciando as legislações de prevenção no Brasil e no mundo (FRANCO, 2008).

No Brasil, na década de 90, o Conselho Nacional de Meio Ambiente, criou resolução que dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental, a Resolução Conama 001/1986, e nela se define impacto ambiental como:

Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; e a qualidade dos recursos ambientais (BRASIL, 1986, Art. 1º, incisos I, II, III, IV e V).

Partindo desse pressuposto acerca das consequências provocadas pela ação antrópica no meio ambiente, a piscicultura tem potencial para gerar impactos negativos acumulativos sobre os recursos hídricos. Os impactos em reservatórios na região semiárida é um problema ainda mais agravante por ser uma região com baixa disponibilidade hídrica (MOURA et al., 2014; SOBRAL, 2011; GUNKEL et al., 2013). Estudo em reservatório no Nordeste, evidenciou que a diferenciação entre os períodos seco e chuvoso influenciaram mais nas variações das características físico-químicas da água do que a presença de cultivos aquícolas na região (BEZERRA et al., 2014).

O cultivo de peixes depende essencialmente da qualidade e quantidade de água disponível. Durante o processo de produção, há necessidade de grande aporte de água, rações, fertilizantes e produtos fármacos veterinários, resultando na geração de efluente que pode vir a provocar impactos ambientais no seu entorno. A geração de efluente no corpo receptor, associada a uma baixa dispersão dos poluentes, pode resultar na contaminação dos próprios cultivos. Os

impactos gerados variam desde alterações na qualidade da água a modificações na dinâmica de comunidades planctônicas, e ainda, podem variar de acordo com o tipo de sistema de cultivo utilizado, com as características do corpo d'água receptor, tipo de espécie cultivada, densidade de organismos, alimentação e com o nível de tecnologia aplicado no cultivo (AMÉRICO et al., 2013).

O potencial poluidor da piscicultura está diretamente relacionado aos seus efluentes que, embora não apresentem altas concentrações de poluentes quando comparados aos efluentes industriais e domésticos, mas podem ocorrer com concentrações de algumas variáveis limnológicas acima dos padrões permitidos pela legislação vigente, podendo causar um impacto ambiental (AMÉRICO et al., 2013). Portanto, o conhecimento e monitoramento dos impactos gerados pelas pisciculturas nos corpos hídricos é de extrema importância para a gestão dos efluentes (SOBRAL et al., 2007).

Segundo Boyd; Gross (2000), o reuso de efluentes, além de acúmulo e uso de água da chuva, estão entre as técnicas que devem ser estimuladas com intuito de reduzir o volume de água captada para uso em sistemas como a piscicultura, além de incentivar o tratamento de efluentes.

Frequentemente para reutilizar águas residuais é necessário tratamento prévio a fim de tentar equilibrar as concentrações dos nutrientes e turbidez da água. A prática do uso de sistemas de tratamento de efluente por biorremediação minimizam os impactos sobre os corpos hídricos, e muitos estudos vêm comprovando a eficácia na remoção de nutrientes da água por processos físico, químicos e biológicos, além de serem viáveis para os produtores (VYMAZAL, 1999; SIPAÚBA-TAVARES et al, 2002; PEDRALLI; TEIXEIRA, 2003; SIPAÚBA-TAVARES; BRAGA, 2008; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2008; CASTELLANI et al., 2009; SANTOS, 2012). Santos (2012) afirma que apesar da eficiência desses sistemas de tratamento, os estudos sobre essa técnica em efluentes aquícolas são recentes no país.

2.2.1 Impactos na qualidade da água

As condições adequadas da água são imprescindíveis na piscicultura, pois dela dependem a sobrevivência saudável do peixe e, conseqüentemente, a qualidade do produto e o sucesso dos cultivos. Por isso, as características dos sistemas aquáticos são tão importantes e merecem ser monitoradas. Essas características são indicadas pelas variáveis físico-químicas e biológicas, e

de acordo com a Resolução Conama 357/2005, são denominadas de parâmetro de qualidade da água. A Resolução Conama 357/2005 recomenda condições e padrões de qualidade da água, como indicador de impactos ambientais, enquadrando águas destinadas as atividades aquícolas como águas de classe 2 (BRASIL, 2005).

Entre as alterações na qualidade da água decorrentes da aquicultura destacam-se o aumento no nível de nutrientes, turbidez, matéria orgânica, redução de transparência, redução da concentração de oxigênio dissolvido e condutividade elétrica e alterações do pH (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Comumente, nos sistemas de cultivo piscícolas, a maior parte dos nutrientes orgânicos são derivados da ração para alimentação e das excretas fisiológicas dos peixes. A ração consumida pelos peixes é absorvida pelo intestino, uma parte é aproveitada a partir dos processos metabólicos e outra fica disponível na coluna d'água (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010). Este acréscimo de matéria orgânica na piscicultura pode levar a eutrofização artificial (VALENTI, 2011).

A eutrofização é um processo de sucessão natural dos ecossistemas aquáticos, iniciado a partir do acúmulo de nutrientes, favorecendo o aumento da produtividade, com a proliferação da comunidade fitoplantônica. Quando ocorre naturalmente, as mudanças no nível de trofia acontece de maneira gradual e muito lenta, podendo levar uma centena de anos (WETZEL, 1993). O aumento de nitrogênio e fósforo pela interferência da ação antrópica no meio ambiente acelera o processo de eutrofização natural dos ecossistemas, num processo chamado eutrofização artificial (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

O fósforo é considerado principal fator limitante da produtividade na maior parte dos ecossistemas aquáticos continentais, assim como principal responsável pela eutrofização desses ambientes dulcícolas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; ESTEVES, 2011). À medida que aumenta as concentrações dos compostos nitrogenados e fosfatados também aumentam a produtividade primária, com aumento da biomassa do fitoplâncton e de macrófitas aquáticas, reduzindo a penetração de luz. A decomposição bacteriana no sedimento e o consumo de oxigênio podem levar a produção de gás metano e sulfídrico no sedimento. Nesta etapa o ambiente recebe uma carga de matéria orgânica maior do que é capaz de consumir e decompor (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010; ESTEVES, 2011).

A eutrofização artificial pode causar redução da concentração de oxigênio dissolvido no período noturno, supersaturação durante o dia e aumentar a ocorrência de florações de algas e bactérias, comprometendo os sistemas de cultivo. A perda da qualidade da água nos sistemas de criação pode afetar a qualidade do pescado, com prejuízos aos produtores (BACCARIN; CAMARGO, 2005).

A ração não consumida e as excreções metabólicas são responsáveis pelo enriquecimento de fósforo e nitrogênio nos tanques de cultivo e nos efluentes gerados (MOURA et al., 2014). A partir dos dejetos fisiológicos dos peixes, a amônia, principal resíduo nitrogenado excretado, contribui para a decomposição microbiana dos resíduos orgânicos. Nos cultivos, resultante do metabolismo protéico pela conversão biológica do nitrogênio orgânico, a amônia pode ser convertida em moléculas de amônia NH_3 (não ionizada) ou íons amônios NH_4^+ (amônia ionizada) dependendo do pH, e com ocorrência de baixo percentual de oxigênio dissolvido é convertida em nitrito, já em ambientes aeróbicos, a nitrificação converte a amônia a nitrato (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010). A amônia não ionizada é altamente tóxica para os organismos aquáticos (ARANA, 2004).

2.2.2 Impactos na comunidade aquática

Comunidades planctônicas

O plâncton é formado por uma comunidade microscópica com organismos fotossintetizantes (fitoplâncton) e animais (zooplâncton) que vivem em suspensão na coluna d'água e são importantes componente da biocenose de sistemas límnicos, responsáveis pela ciclagem de nutrientes e transferência de energia no ecossistema aquático (ESTEVES, 2011).

A caracterização da comunidade planctônica oferece a possibilidade de avaliar o nível de poluição de um corpo d'água, baseado nas espécies presentes (ESTEVES, 2011). Estudos tem demonstrado que o processo de eutrofização influencia na dinâmica das comunidades aquáticas, sobretudo no fitoplâncton e zooplâncton, utilizando-os como bioindicadores do estado trófico da água (TUCCI et al., 2006; ARAGÃO et al., 2007; CASÉ et al., 2008; SILVA et al., 2008; SANTOS et al., 2009; BORGES et al., 2010; ZANATTA et al., 2010; SONDERGAARD et al.,

2011; MASCARENHAS et al., 2013; CARDOSO et al., 2013; ARAGÃO-TAVARES et al., 2015).

O fitoplâncton é fundamental na dinâmica dos sistemas aquáticos, responsável pela produtividade, compõem o elo na transferência de energia solar e dos nutrientes, permitindo o acesso destes aos consumidores (ESTEVES, 2011). Nos sistemas de piscicultura, constituem o maior fornecedor da demanda de oxigênio (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008), e como base da cadeia alimentar aquática são de interesse estratégico para a aquicultura.

As concentrações de nitrogênio e fósforo provenientes da ração não consumida e dos metabólitos dos peixes favorecem o crescimento do fitoplâncton (MATSUZAKI et al., 2004). Entre os organismos fitoplanctônicos que podem ocorrer em ambientes com altas cargas de nutrientes, são comuns a presença das cianobactérias que, podem ocorrer em florações tóxicas, especialmente em ambientes lênticos (CARDOSO et al., 2013). De acordo com Matsuzaki et al. (2004), na piscicultura, as cianotoxinas liberadas por alguns grupos de cianobactérias, podem se acumular nos tecidos dos peixes e causar sérios problemas de saúde pública e econômicos, uma vez que são utilizados para o consumo humano.

Na comunidade zooplanctônica, as características ecológicas que apresentam maior interferência a partir dos processos de eutrofização artificial são a composição de espécies, a riqueza, a diversidade, a abundância das espécies e os agrupamentos zooplanctônicos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI 2008). Estudo realizado em reservatório aponta resultados que indicam que o sistema de piscicultura em tanques-rede não gerou alterações detectáveis nos agrupamentos zooplanctônicos (ZANATTA et al., 2010).

Ictiofauna

Atualmente, as atividades aquícolas são as maiores responsáveis pela introdução e estabelecimento de espécies exóticas no ambiente aquático. Os peixes estão entre os animais aquáticos com maior percentual de organismos introduzidos no Brasil e no mundo, e destes a maior parcela refere-se a peixes cultivados (GOZLAN, 2008). No Brasil, a maior parte das espécies utilizadas na piscicultura são originárias de outros países ou continentes (MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA, 2012).

A introdução de espécies não nativas em pisciculturas pode levar a riscos como a capacidade de fuga e estabelecimento no ambiente natural, gerando possíveis impactos negativos às espécies nativas e a dinâmica do próprio ecossistema, com perda da biodiversidade (GOZLAN et al., 2010). De acordo com o *Invasive Species Specialist Group*, esse tipo de espécie é denominado espécie invasora, caracterizada por qualquer organismo introduzido pelo homem em locais fora do seu hábitat natural, que se estabeleceu causando impacto negativo sobre outras espécies nativas ou no ecossistema (TROCA; VIEIRA, 2012).

Na região semiárida, o barramento dos rios afetou diretamente os peixes. O impacto é evidente especialmente nos primeiros anos, pois são submetidos rapidamente aos novos processos limnológicos ambientais (AGOSTINHOS et al., 2007). Causando interferência negativas em algumas populações, sobretudo as de hábito migratório e baixo potencial reprodutivo. Esse cenário favorece a dominância de populações com alto potencial reprodutivo e baixa longevidade (ESTEVES, 2011). Como é o caso da tilápia do Nilo, utilizada nas pisciculturas no semiárido nordestino.

Segundo Agostinho et al. (2007), a introdução de espécies exóticas causa redução da biodiversidade dos estoques pesqueiros nativos. Ainda, discute-se que as pisciculturas de tanque-rede podem alterar a dieta dos peixes residentes nas proximidades, interferindo na teia alimentar e na dinâmica ecológica local, pois são estabelecidas novas relações ecológicas na biota (RAMOS et al., 2008). Os autores consideram que os impactos da atividade de piscicultura nas bacias hidrográficas brasileiras ainda não estão totalmente elucidados.

2.2.3 Impactos provenientes do uso de produtos farmacêuticos utilizados na piscicultura de tanque escavado

Desreguladores endócrinos - hormônio 17 α -metiltestosterona

Os desreguladores endócrinos são substâncias exógenas capazes de ocasionar interferência em determinadas funções do sistema endócrino, na fisiologia e na reprodução de diversos seres vivos (VAN DER MUDE, 2011). Entre os variados desreguladores endócrinos disseminados no ambiente aquático, temos o hormônio andrógeno sintético 17 α -metiltestosterona. O primeiro derivado sintetizado a partir da testosterona, classificado como hormônio esteróide e

desregulador endócrino pela sua capacidade de influenciar a síntese e eliminação dos hormônios naturais do corpo (AMARAL, 2012).

O 17 α -metiltestosterona é comumente empregado em tanques de piscicultura para produção monossexo macho, uma vez que peixes do sexo masculino representam maior ganho de massa corporal, menor gasto energético com reprodução e chegam mais rapidamente a fase adulta, tornando-se mais viável economicamente (DIAS-KOBERSTEIN et al., 2007; YASUI et al., 2007).

O uso do 17 α -metiltestosterona em pisciculturas pode ocorrer por meio do acréscimo na ração de peixes ou por banho de imersão. O descarte de efluente das pisciculturas contendo esse composto pode levar a contaminação de rios e bacias, trazendo danos ambientais com masculinização de outras espécies no corpo receptor e desequilíbrios que pode levar a extinção (HOMKLIN, 2011; AMARAL, 2012). É conhecido que o 17 α -metiltestosterona causa anomalias fisiológicas e no desenvolvimento de peixes (AMORIN, 2013).

Após administração do 17 α -metiltestosterona nos cultivos de peixes, o hormônio além de entrar em contato com o animal e com a água, também entra em contato com o sedimento dos tanques de cultivo, acumulando com o tempo de exposição e podendo voltar a coluna d'água em outras ocasiões futuras.

A necessidade de conhecer os potenciais impactos dos desreguladores endócrinos no meio ambiente e nos animais tem gerado demanda por métodos de ensaios *in vitro* e *in vivo* (BILA; DEZOTTI, 2007; GHISELLI; JARDIM, 2007), uma vez que estão sendo encontrados em estações de tratamento de esgoto e em fontes de água potável, levantando também o questionamento sobre a eficiência de remoção dessas substâncias nos processos de tratamento conhecidos de água e efluentes (BILA; DEZOTTI, 2007).

De acordo com AMORIM (2013), o 17 α -metiltestosterona tem sido indicado pela OECD para testes de desregulação endócrina em peixes, como substância de referência para o desenvolvimento de protocolos. Considerando o potencial de biomagnificação na cadeia alimentar, a implantação de protocolos visando o monitoramento e o controle do uso desse hormônio é necessário para gerar conhecimento dos efeitos e das principais rotas de exposição.

Antibióticos e probióticos

A perda da qualidade da água associada as más práticas de produção pode levar a eventos de estresse nos peixes nos sistemas densamente povoados. O estresse reduz o consumo de alimento estendendo o ciclo de produção, reduzindo a resistência a infecções bacterianas e fungais, e consequentemente, aumentando o risco de ocorrência de doenças e do uso de medicamentos (CYRINO et al., 2010). O uso terapêutico indiscriminado de antibióticos pode levar ao aparecimento de cepas bacterianas resistentes (CYRINO et al., 2010; ROSSI et al., 2012; GASTALHO et al., 2014). Portanto, a dieta e as condições da água dos cultivos influenciam diretamente no sistema imunológico dos peixes.

Os piscicultores vêm inserindo o uso de probióticos e prébióticos na alimentação dos peixes. Em geral, os probióticos são usados na piscicultura por meio de duas principais fontes, a partir da adição de células microbianas em tanques de larvicultura e alevinagem, nessa fase tem o objetivo de modificar a composição da flora ambiental, diminuindo a presença de patógenos na água, e a partir da adição de células microbianas nas rações, com o objetivo de modificar a flora intestinal. Os prébióticos estimulam seletivamente o crescimento ou ativam o metabolismo de bactérias benéficas e simbióticas no intestino dos peixes (CYRINO et al., 2010). Contudo, o efeito benéfico do uso de probióticos e prébióticos na piscicultura carece de melhor compreensão.

O uso de antibióticos na piscicultura acarreta riscos de contaminação tanto nos ecossistemas aquáticos, pois podem afetar a biodiversidade das comunidades de fitoplâncton e zooplâncton e a saúde dos animais, como representam riscos à saúde pública, pois a presença de antibióticos nos alimentos de origem animal podem interferir na microbiota intestinal humana e trazer repercussões diretas na saúde do indivíduo, além da possibilidade de transmissão de bactérias resistentes aos antibióticos e a disseminação de genes de resistência (GASTALHO et al., 2014). A utilização de antibiótico na aquicultura representa uma das vias de entrada desse fármaco no ambiente (REGITANO; LEAL, 2010; RICO et al., 2014), com comprovado efeito tóxico sobre diversos organismos aquáticos (WOLLEMBERGER et al., 2000; ISIDORI et al., 2005; SANTOS et al., 2010; CARRASCHI et al., 2011; KOLAR et al., 2014).

As bactérias encontradas no trato gastrointestinal de animais podem contaminar os alimentos de origem animal e o uso de antibióticos acelerar a taxa de desenvolvimento de resistência nos seres humanos, pois vários gêneros bacterianos encontrados nas atividades aquícolas são resistentes a diversos antibióticos (GASTALHO et al., 2014).

Geralmente, a utilização dos antibióticos se dá por meio de rações medicadas e adição direta na água (imersão). No entanto, alguns antibióticos não são metabolizados pelos peixes, cerca de 75% são excretados na água, transportados para o ambiente principalmente através dos dejetos fisiológicos e grande parte não são biodegradáveis e nem são completamente extintos durante o tratamento de águas residuais (UENO et al., 2004; ZHANG; LI, 2007; GASTALHO et al., 2014).

Pesquisa desenvolvida a fim de caracterizar populações bacterianas em cultivo de tilápia, observou elevado número de bactérias resistentes principalmente à ampicilina e à eritromicina, e cerca de 50% das amostras foram resistentes à tetraciclina, concluindo que as bactérias isoladas foram consideradas fontes de alto risco para disseminação de resistência a múltiplas drogas (CARNEIRO et al., 2007).

Em geral, as informações sobre a toxicidade da exposição dos antibióticos avaliam os efeitos agudos a curto prazo, em concentrações acima do encontrado no ambiente aquático. Deste modo, há pouco conhecimento acerca dos problemas de ecotoxicidade derivados da exposição prolongada em baixas concentrações e dos impactos causados pelos metabólitos, como os produtos da degradação de ação biocida da enrofloxacina e da tetraciclina (REGITANO; LEAL, 2010). Especialmente em espécies não alvo.

Deste modo, o estudo dos possíveis impactos dos compostos químicos utilizados na piscicultura é essencial na avaliação de riscos e medidas de controle de uso e lançamento nos corpos hídricos.

2.3 Uso da ecotoxicologia na gestão de efluentes

As atividades antrópicas comumente apresentam atuação poluente nos corpos d'água através do lançamento de efluentes (GUNKEL et al., 2013), e como consequência, a biota aquática está sujeita aos efeitos acumulativos desses poluentes, sobretudo, pela bioacumulação, exposição por prolongados períodos de tempo e acúmulo da concentração dos poluentes, não metabolizados ou excretados, nos tecidos dos organismos vivos (BAPTISTA et al., 2001). Com isso, os poluentes podem ser transmitidos para os níveis superiores na cadeia trófica por meio de suas interações.

Compostos de uso regular nos cultivos, como antibióticos, antifúngicos e hormônios, vem sendo negligenciados em estudos que retratam os impactos das pisciculturas no meio ambiente (SCHIVIANI et al., 2011).

Os efeitos provenientes das interações das substâncias químicas lançadas nos ecossistemas aquáticos ocorrem de maneiras variadas, dependendo das características locais do corpo receptor, dificultando a formulação de normas com limites de ecotoxicidade que definem as concentrações máximas permitidas das substâncias químicas potencialmente poluidoras (UNEP, 1992), especialmente, se tratando de corpos hídricos empregados para o abastecimento humano, como é o caso dos reservatórios na bacia do São Francisco.

O termo ecotoxicologia foi introduzido pelo toxicologista René Truhalt em 1969, proveniente das palavras ecologia e toxicologia, surgindo a partir dos questionamentos sobre o efeito de compostos químicos ambientais sobre os organismos vivos durante a reunião do *Committee of the International Council of Scientific Unions* (ICSU), em Estocolmo. A ecotoxicologia é a ciência que estuda os efeitos das substâncias naturais ou sintéticas sobre os organismos vivos, capaz de estimar a toxicidade dos elementos químicos em relação ao organismo-teste utilizado e verificar a circulação de poluentes em determinado ecossistema, seja na água, nos solos ou nos sedimentos através da cadeia trófica (WALKER, 2012).

O diagnóstico das condições ecotoxicológicas da água vem como alternativa a fim de subsidiar informações sobre a predição e a detecção dos efeitos de substâncias químicas e efluentes no ecossistema aquático (BARBOSA et al., 2000; BAZANTE-YAMAGUSHI et al., 2009; MOURA et al., 2011; CAMPOS et al., 2014), contribuindo como ferramenta para gestão ambiental das atividades potencialmente poluidoras e dos recursos hídricos. Uma vez que, os organismos utilizados nos testes, respondem com maior precisão a influências dos agentes poluidores nos sistemas biológicos. Especialmente, quando comparados as análises físico-químicas frequentemente empregadas (GUIMARÃES et al., 2004).

Os ensaios ecotoxicológicos utilizados são os de avaliação das toxicidades aguda e crônica em organismos-teste. De acordo com Bertoletti (2013), ensaios ecotoxicológicos crônicos são utilizados para observar efeitos subletais a longo prazo, que interfere em uma ou várias funções biológicas dos organismos, quando os testes agudos, que observam efeitos letais a curto prazo, não trouxeram resultados.

Para avaliação dos efeitos em ensaios ecotoxicológicos emprega-se a CL50 - concentração letal do agente tóxico que causa letalidade a 50% dos organismos-teste ou CE50 - concentração efetiva do agente tóxico que causa imobilidade a 50% dos organismos-teste (GHERARDI-GOLDSTEIN, 1988). Com isso é possível definir a concentração da amostra capaz de produzir efeito deletério na população exposta, em período e condições controladas.

Entre os principais organismos recomendados para realização de ensaios ecotoxicológicos em efluentes líquidos destacam-se: os produtores primários, como microalgas e macrófitas (*Desmodesmus subspicatus* (Chodat) E.Hegewald & A.Schmidt e *Lemna minor* L.); consumidores primários, como os organismos zooplancônicos (*Daphnia similis* Claus 1876, *Daphnia magna* Straus, 1820 e *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894); e os consumidores secundários, como os peixes (ex.: *Danio rerio* Hamilton, 1822 e *Poecilia reticulata* Peters, 1859) (IBAMA, 1987).

Devido às diferenças de sensibilidade entre os organismos encontrados no ecossistema aquático e as diversas interações aos variados contaminantes, estudos e órgãos reguladores vem recomendando que os ensaios ecotoxicológicos sejam realizados com mais de uma espécie representativa da biota em diferentes níveis tróficos (COSTA et al., 2008; BRASIL, 2011).

2.3.1 *Daphnia similis* como organismo-teste

O gênero *Daphnia* é composto por mais de 100 espécies encontradas no mundo todo. A espécie *Daphnia similis* (Figura 1), é uma das espécies zooplancônicas mais frequentemente utilizadas em ensaios ecotoxicológicos. Conhecidos como cladóceros ou microcrustáceos, de hábito planctônico em água doce, sua população é composta primeiramente de fêmeas, sua reprodução é por partenogênese gerando proles geneticamente idênticas a mãe, os machos se desenvolvem a partir de ovos diploides quando a população se encontra muito densa (TUDINSI, 2008). Possui comprimento máximo de 3,5 mm, se alimenta por filtração de material orgânico particulado em suspensão e possui larga distribuição no hemisfério norte (ABNT, 2009).

Figura 1 – *Daphnia similis*. Imagem obtida através de câmera Nikon acoplada a microscópio óptico Zeiss.



Fonte: Cardoso (2016).

Os microcrustáceos do gênero *Daphnia* spp vem sendo bastante utilizados pois são facilmente cultivados em laboratórios sob condições controladas, possuem normas padronizadas nacionalmente e internacionalmente, ciclo de vida relativamente curto, e estabilidade genética através da reprodução por partenogênese, que origina populações com atributos biológicos semelhantes.

De acordo com Rand et al. (1995), os dafinídeos são de grande importância ecológica na cadeia trófica, por serem consumidores herbívoros alimentando-se do fitoplâncton, bactérias, materiais em suspensão, além de constituírem parte da dieta de muitos organismos aquáticos, como os peixes.

As *Daphnia* sp. (Crustacea, Cladocera) tem sido utilizados como organismos-teste em ensaios ecotoxicológicos na avaliação de água para consumo humano (BARBOSA et al., 2000; GUIMARÃES et al., 2004), efluentes líquidos (NIETO, 2000; LAITANO; MATIAS, 2006; MAGALHÃES, et al., 2014; NOUR et al., 2014) e compostos químicos (SOUZA et al., 2011; MANSANO, 2012). Esses ensaios têm como base diversas normas padronizadas (CETESB, 1991; OECD, 1993; ISO, 1996; USEPA, 2002; APHA, 2005; ABNT, 2009).

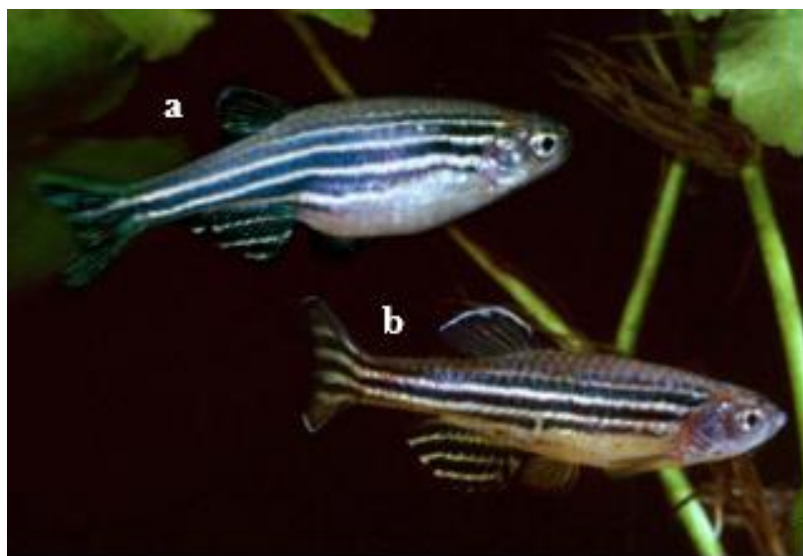
2.3.2 *Danio rerio* como organismo-teste

Os peixes são sensíveis ao impacto de produtos químicos nos ecossistemas aquáticos, capazes de metabolizar e promover a bioacumulação de variados compostos químicos ao longo do tempo. Por serem consumidores na cadeia trófica aquática e possuírem interesse comercial, podem contribuir com a biomagnificação de agentes tóxicos (DOMINGUES et al., 2010).

O peixe *Danio rerio* é uma espécie ovípara, teleósteo da família Cyprinidae, conhecido por “zebrafish” ou paulistinha, originário da Índia e vem sendo utilizado mundialmente em estudos de ecotoxicidade (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008). Em geral, os adultos atingem comprimento médio de 4,5 cm e a primeira desova ocorre quando as fêmeas atingem comprimento-padrão aproximadamente de 25 mm e os machos, 23 mm, em média com 75 dias de idade, quando expostos a temperatura de 25-26°C (LAALE, 1977).

A diferenciação sexual entre machos e fêmeas se dá primeiramente pelas características morfológicas externas (Figura 2), onde os machos são alongados, delgados e levemente dourados, principalmente no abdômen, nas nadadeiras peitoral e caudal, com presença da listra abdominal completa, enquanto que, as fêmeas são robustas, ligeiramente maiores que os machos e prateadas, normalmente com abdômen mais inchado devido ao desenvolvimento de ovos e a listra abdominal é incompleta (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008).

Figura 2 - Principais diferenças morfológicas externas da espécie *Danio rerio*: a – fêmea (parte superior); b – macho (parte inferior).



Fonte: BRAUNBECK; LAMMER (2006).

O *D. rerio* é uma espécie bastante estudada mundialmente, demonstrando ser uma excelente ferramenta para pesquisas de avaliação ecotoxicológica nos ecossistemas aquáticos. Conforme Akande et al. (2010), sua utilização em pesquisas teve início de 1930, sobretudo, pela sua alta capacidade adaptativa em variadas condições ambientais.

As vantagens que tornam o *D. rerio* um modelo seguro em ensaios ecotoxicológicos são pelo fato de que possuem ciclo de vida rápido, pela grande quantidade de embriões produzidos a cada ciclo de reprodução e seu tamanho pequeno, facilitando a acomodação em recipientes-teste e possibilitando realizar ensaios mesmo em baixíssimas concentrações de compostos químicos (TESOLIN et al., 2014), encontra-se disponível comercialmente em diversos países, podem suportar grandes variações de temperatura, pH e dureza da água, são bastante sensíveis a uma grande quantidade de substâncias químicas e atualmente, o *D. rerio* é reconhecido internacionalmente em diversas normas para ensaios ecotoxicológicos (KNIE; LOPES, 2004).

Entre os principais métodos de ensaio de ecotoxicidade normalizados por entidades de padronização com *D. rerio* temos: APHA (2005); ABNT NBR 15088: 2011 (ABNT, 2011); OECD (2013) e ABNT NBR 15499:2015 (ABNT, 2015).

Apesar do *D. rerio* ser uma espécie exótica no Brasil, estudos tem demonstrado que sua utilização é viável. Bertolleti (2009) realizou levantamento sobre sensibilidade de algumas espécies de peixes para realização de ensaios toxicológicos. Foram utilizados *Danio rerio* (paulistinha), *Poecilia reticulata* (guarú), *Hemigrammus marginatus* (bandeirinha) e *Serrapinnus notomelas* (piabinha). O autor concluiu que entre as espécies introduzidas *Danio rerio* e *Poecilia reticulata*, poderiam substituir as espécies nativas nos ensaios de toxicidade.

Considerar apenas os efeitos sobre a sobrevivência do *D. rerio* nem sempre pode ser suficiente para caracterizar a toxicidade de amostras ambientais, por isso efeitos subletais devem ser observados e avaliados, uma vez que agentes químicos tóxicos e efluentes líquidos são lançados continuamente nos corpos hídricos (ARENZON et al., 2013), e podem estar causando efeitos crônicos.

Em geral, estudos mostram constante necessidade de cautela no lançamento de efluentes, sejam eles *in natura* ou tratados nos corpos receptores (SOBRAL et al., 2011; GUNKEL et al., 2013), e os ensaios ecotoxicológicos fornecem importantes respostas que podem ser utilizadas como ferramenta na gestão dos efluentes de piscicultura.

3 METODOLOGIA

Nesse capítulo estão descritos os procedimentos de coleta de amostras em campo e a área de amostragem, fases de laboratório com etapa de cultivo dos organismos e análises laboratoriais, assim como o tratamento estatístico empregado para análise dos dados. As técnicas descritas foram aplicadas com intuito de analisar parâmetros físico-químicos, biológicos e ecotoxicológicos, a fim de avaliar as condições atuais da água e efluente da piscicultura em tanque escavado, o nível de toxicidade do 17 α -metiltestosterona e do oxitetraciclina nos organismos aquáticos utilizados.

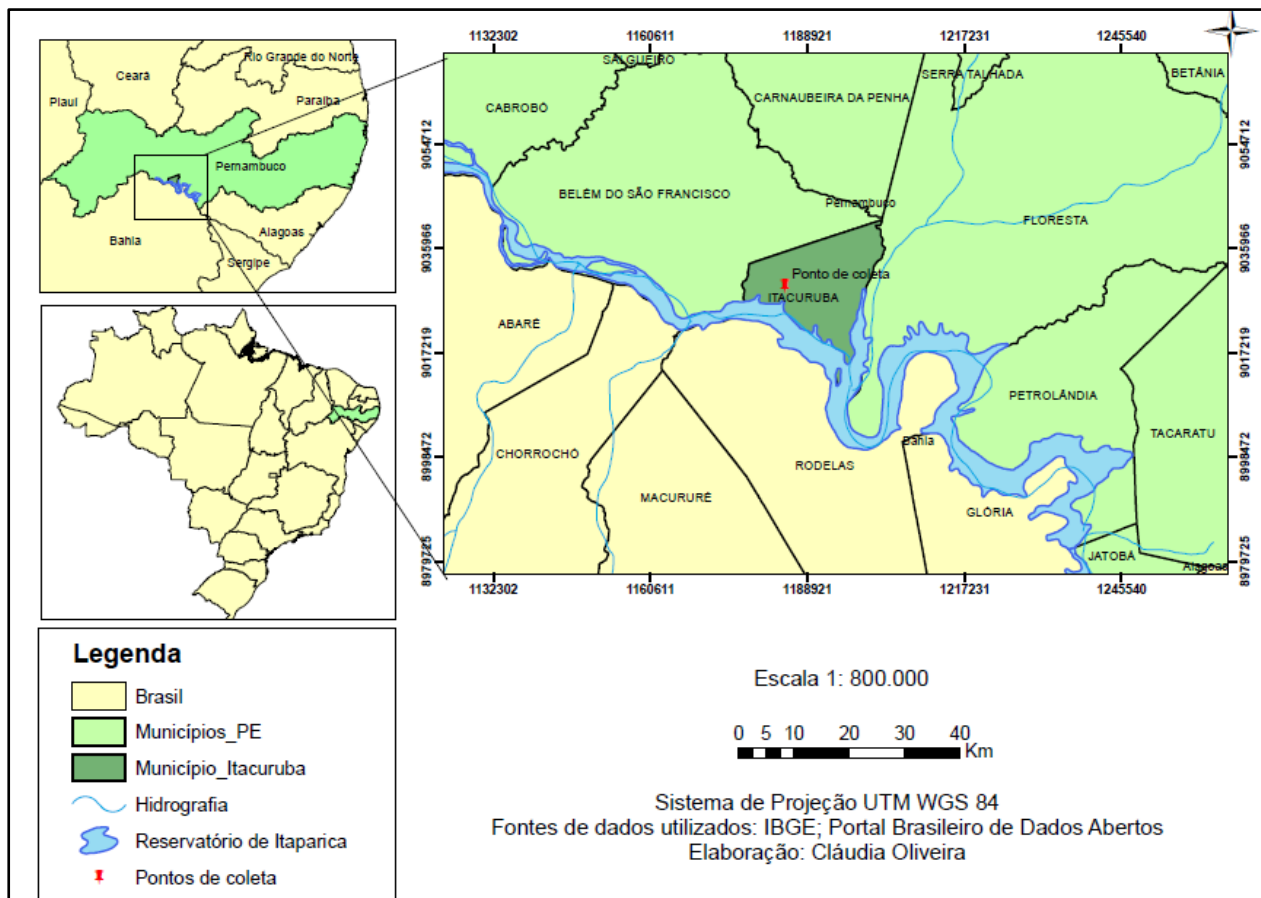
3.1 Área de estudo

3.1.1 Reservatório de Itaparica

O reservatório de Itaparica encontra-se na bacia do São Francisco, um dos principais rios do Brasil. O rio São Francisco percorre vários estados e está dividido nas regiões fisiográficas alto, médio, submédio e baixo São Francisco. O submédio do Rio São Francisco estende-se entre os municípios de Remanso – BA (médio São Francisco) e Paulo Afonso – BA (submédio São Francisco), apresentando trecho praticamente todo represado, e inclui no seu trecho os reservatórios de Itaparica, Moxotó, Paulo Afonso I, II, III e Paulo Afonso IV (SOARES et al., 2007; CHESF, 2010).

O reservatório de Itaparica possui uma capacidade de armazenamento da ordem de 11 bilhões de m³ de água, com profundidade máxima de 101 m e média de 21 m (Figura 3). Está inserido nas cidades pernambucanas de Belém de São Francisco, Itacuruba, Jatobá, Floresta e Petrolândia, localizado a montante do Complexo Hidrelétrico de Paulo Afonso, tendo como função a geração de energia elétrica e a regularização das vazões afluentes diárias e semanais das usinas do complexo Paulo Afonso (CHESF, 2010).

Figura 3 – Mapa da localização da área de estudo, às margens do reservatório de Itaparica, na bacia do rio São Francisco.



Fonte: Oliveira (2016).

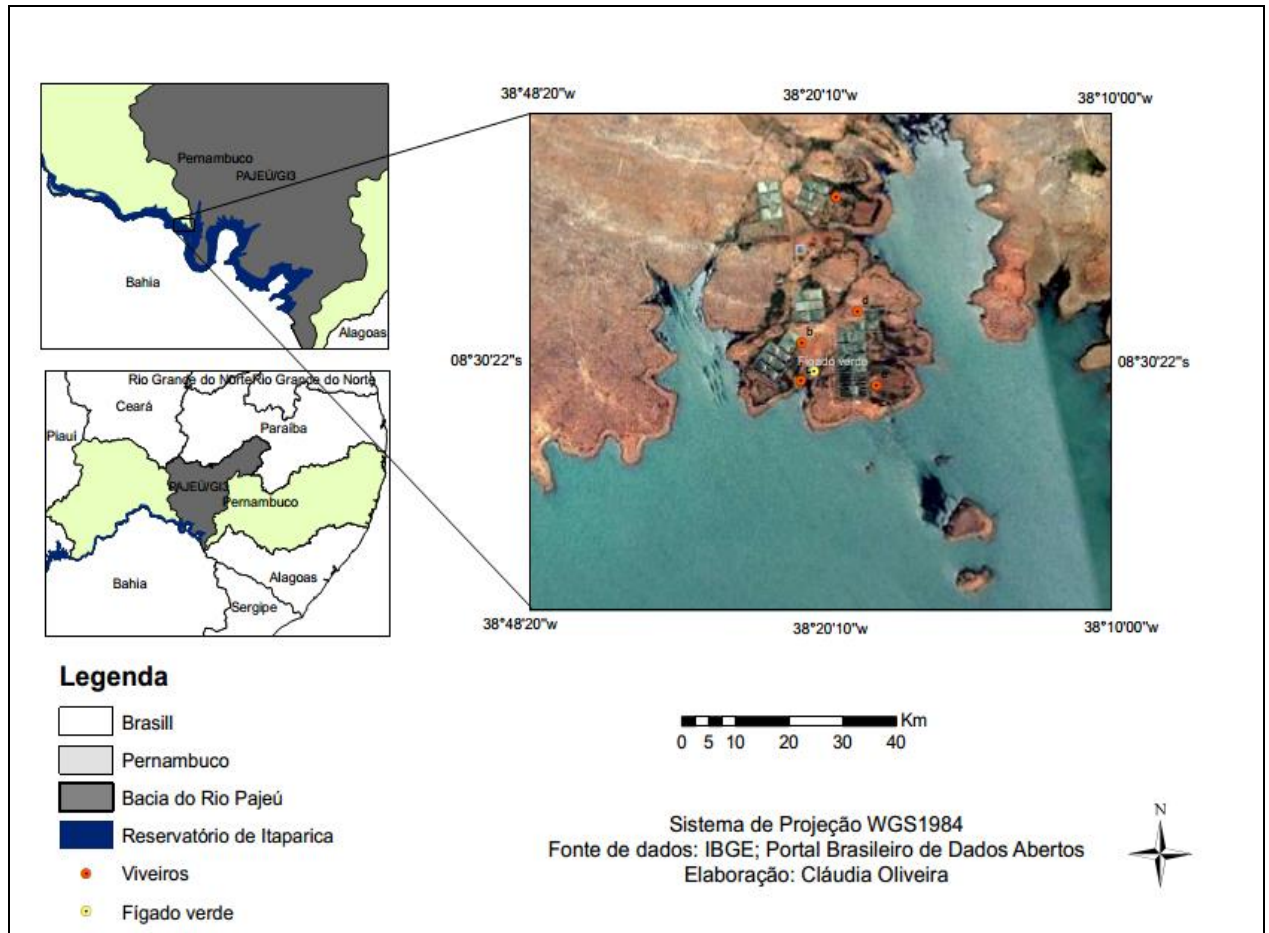
3.1.2 Piscicultura de tanque escavado

O estudo foi desenvolvido em uma piscicultura de tanque escavado na região do semiárido de Pernambuco, no município de Itacuruba, inserido na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (UP-27), situado na mesorregião do São Francisco Pernambucano, pertencente à microrregião de Itaparica e à Região de Desenvolvimento do Sertão Itaparica (Figura 4). A área de estudo possui atualmente uma economia onde a prática da piscicultura é intensamente presente e muito importante para geração de emprego e renda (SILVA et al., 2011c), sendo este apenas um dos múltiplos usos da água na região.

A piscicultura de tanque escavado encontra-se às margens do reservatório de Itaparica, local de onde capta água para o suprimento dos cultivos, mas também é o mesmo local de lançamento de seu efluente. Possui três tanques escavados para cultivo de Tambaquis e 17 tanques escavados para cultivo de juvenis de tilápia do Nilo, com capacidade de suporte para cultivo de

tilápias, de aproximadamente de 28.200 unidades por temporada, além de tanques-escavados para produção de alevinos de tilápia e tanques para reprodução. E uma lagoa de tratamento por fitorremediação do efluente proveniente dos viveiros de cultivo de juvenis de tilápia do Nilo.

Figura 4 – Localização da piscicultura de tanque escavado, em Itacuruba, Pernambuco.



Fonte: Oliveira, 2016.

3.1.2.1 Tanques de cultivo

Os tanques de cultivo de juvenis possuem área de 1.800 m² (Figura 5), suportam até 75 mil litros de água por tanque, com profundidades que variam de 1,5 m a 1,8 m e renovação da água entre 10 a 15 dias. São inseridos diariamente um total aproximado de 10 a 12 refeições a base de ração, contabilizando 13.500 kg por mês, contudo a dieta pode variar ao longo do tempo em função do peso e da idade dos peixes. A ração é inserida após cinco dias da entrada dos peixes nos tanques e a finalização ocorre quatro dias antes da despesca (Figura 6), sendo a permanência das tilápias em média de 60 a 65 dias.

Figura 5 – Tanque escavado para cultivo de juvenis de tilápia do Nilo, em Itacuruba, semiárido pernambucano.



Fonte: Cardoso (2016).

Figura 6 – Tanque escavado para cultivo de juvenis de tilápia do Nilo após processo de despesca, em Itacuruba, semiárido pernambucano.



Fonte: Cardoso (2016).

Nos tanques para criação de alevinos de tilápia ocorrem adição de ração, probióticos, hormônios, como o 17- α metiltestosterona e antibióticos, como o permanganato de potássio e oxitetraciclina, além de antifúngicos. Em média, os alevinos passam 50 dias nesses viveiros antes de irem para os tanques-escavados destinados ao cultivo de juvenis (Figura 7). Cada tanque destinado a alevinagem possui aproximadamente 24.000 indivíduos, com produção média anual total de 700.000 a 800.000 unidades.

Na primeira fase, os alevinos chegam aos tanques de alevinagem com cinco dias de vida, e permanecem até 14 dias, há introdução apenas de ração, em torno de 10 kg/dia, a adição de hormônios ocorre na segunda fase, a partir do 15º dia, e estes permanecem em dois viveiros de profundidade igual a 1,5 m, após 28 dias (3ª fase), vão para viveiros de profundidade menor, aproximadamente 1,0 m, passam a receber 20 kg/dia de ração e há introdução de hormônio e antibióticos. São inseridos 1,2 kg de 17- α metiltestosterona, diluído em 5 L de álcool etílico comercial a 46%, em 20 kg de ração.

Figura 7 – Tanque escavado para cultivo de alevinos de tilápia do Nilo, em Itacuruba, semiárido pernambucano.



Fonte: Cardoso (2016).

3.1.3 Lagoa de tratamento biológico de efluente

A lagoa de tratamento biológico pela técnica de fitorremediação, foi construída através do projeto *Interplay coupling of substance cycle in aquatic and terrestrial ecosystems - INNOVATE*, que se encontra em processo de execução desde 2012 e conclusão em 2017, financiado pelo Ministério de Ciência e Tecnologia e Inovação do Brasil (MCTI)/CNPq e o Ministério Alemão de Ensino e Pesquisa (BMBF).

O projeto INNOVATE tem como objetivo tratar o efluente dos tanques escavados de produção de juvenis de tilápia do Nilo da piscicultura, promovendo a máxima remoção possível de fósforo e nitrogênio do efluente antes de ser lançado no reservatório de Itaparica.

A possibilidade de reuso da água do efluente da piscicultura será discutida como parte dos resultados desse trabalho. Para tal serão utilizados dados primários obtidos a partir das análises físico-químicas, biológicas e ecotoxicológicas do efluente da piscicultura antes e após tratamento por fitorremediação e dados secundários sobre o tema, numa abordagem qualitativa.

A lagoa de tratamento por fitorremediação foi intitulada Fígado Verde e possui 100 m x 25 m x 2,0 m, com volume total de 5.000 m³ e volume útil de 4.250 m³ (Figura 8). As espécies utilizadas são plantas aquáticas, chamadas de macrófitas aquáticas, a *Eichhornia crassipes* Mart. e Solms e a *Egeria densa* Planch. A lagoa é composta por um tanque dividido em 5 chicanas de 0,4 m, essas divisões têm como finalidade diminuir a velocidade do efluente e aumentar a retenção pelas plantas. Nas duas primeiras chicanas, estão presentes as macrófitas emersas da espécie *E. crassipes*, nas três chicanas seguintes, as macrófitas submersas *E. densa*.

Figura 8 – Lagoa de tratamento de efluente por fitorremediação, em piscicultura de tanque escavado.



Fonte: Cardoso (2016).

3.2 Amostragem em campo

As coletas de amostras para as análises realizadas nessa pesquisa ocorreram na piscicultura de tanque escavado, situada no semiárido pernambucano às margens do reservatório de Itaparica. Foram realizadas duas coletas, a primeira no dia 05 de maio e a segunda em 11 de outubro, ambas em 2016. Nas Figura 9 e Figura 10 estão descritos os pontos de amostragem de coleta de água e efluente para análises físico-químicas, biológicas e ensaios ecotoxicológicos.

Figura 9 - Piscicultura de tanque escavado, com respectivos pontos de coleta.



Fonte: Adaptado da sede da Piscicultura (2015).

Figura 10 - Pontos de amostragem na piscicultura de tanque escavado. A – tanques de alevinos P1; B – tanque de alevinos P2; C – tanque de alevinos P3; D – efluente dos tanques de juvenis antes do tratamento P4; E – efluente dos tanques de juvenis após tratamento P5; e F – reservatório de Itaparica P6.

Ponto: P1 – Alevinos (5 dias)

Descrição: Ponto de amostragem no tanque de cultivo de alevinos de tilápia do Nilo, com 5 dias de permanência.

Ponto: P2 – Alevinos (15 dias)

Descrição: Ponto de amostragem no tanque de cultivo de alevinos de tilápia do Nilo, com 15 dias de permanência.



Ponto: P3 – Alevinos (50 dias)

Descrição: Ponto de amostragem no tanque de cultivo de alevinos de tilápia do Nilo, com 50 dias de permanência.



Ponto: P4

Descrição: Ponto de amostragem no lançamento do efluente sem tratamento dos tanques escavados de cultivo de juvenis de tilápia do Nilo (13 tanques), lado direito.



Ponto: P5

Descrição: Ponto de amostragem na saída da lagoa de tratamento do efluente da piscicultura por fitorremediação.



Ponto: P6

Descrição: Ponto de amostragem no reservatório de Itaparica.



Fonte: Autor (2016).

A escolha dos pontos de coleta foi baseada nos diferentes tipos de entradas de produtos durante o processo de produção. Os pontos P1, P2 e P3 foram escolhidos com intuito de verificar os impactos pela introdução de ração, hormônio e antibiótico, e em P4 para analisar os impactos do aporte de nutrientes na qualidade da água, provenientes da ração, que neste momento do processo ocorre de maneira mais intensa. Em P5, a finalidade foi verificar a influência da técnica de fitorremediação na qualidade do efluente que é lançado. O ponto P6, foi escolhido por ser o corpo receptor do efluente da piscicultura e local de captação de água para a mesma. Além de ser uma área estratégica para gestão dos recursos hídricos devido aos múltiplos usos da água.

Durante a coleta de amostras realizada no dia 11 de outubro de 2016 foi feita amostragem apenas nos pontos P1, P2, P3 e P6, porque a piscicultura encerrou o cultivo com juvenis de tilápia do Nilo em tanque escavado, e os pontos P4 (efluente sem tratamento dos tanques de juvenis) e P5 (efluente após tratamento) encontravam-se secos, portanto, descaracterizados, impossibilitando a coleta de amostras e comparações com os dados da coleta anterior, realizada em maio.

As amostras para as análises físico-químicas e biológicas foram coletadas na superfície, zona eufótica e fundo, nos dois últimos, quando ocorreu profundidade suficiente para permitir tal amostragem. Para as análises ecotoxicológicas, foi realizada amostragem única na superfície. No momento da coleta foram aferidas as variáveis temperatura da água e do ar (°C), condutividade elétrica (µS/cm), sólidos totais dissolvidos (mg/L), salinidade, oxigênio dissolvido da água (mg/L O₂), potencial hidrogeniônico (pH) e transparência da água (m), mediante o uso de sonda multiparâmetros YSI modelo 556 MPS em todos os pontos de amostragem. Todos os pontos foram georeferenciados (Quadro 2).

Quadro 2 - Coordenadas geográficas dos pontos de amostragem na piscicultura de tanque escavado, no dia 05 de maio de 2016.

Pontos de amostragem	Latitude	Longitude
P1	S 08°47'37.1"	W 038°44'13.3"
P2	S 08°47'37.1"	W 038°44'13.6"
P3	S 08°47'39.2"	W 038°44'14.5"
P4	S 08°48'18.3"	W 038°44'17.5"
P5	S 08°48'20.3"	W 038°44'19.3"
P6	S 08°48'49.0"	W 038°44.21.1"

Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

A coleta de amostras para análises físico-químicas foi realizada com auxílio da garrafa de *Van Dorn*, e a coleta para análises ecotoxicológicas foi realizada no próprio recipiente de armazenamento, ambas foram acondicionada em recipientes de polipropileno de 1000 mL, devidamente identificados e mantidos em refrigeração em caixa térmica até a chegada das amostras no laboratório, seguindo as normas propostas por Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos (CETESB, 2011) e *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA - American Public Health Association, 2012).

As amostras para análises físico-químicas e ecotoxicológica com *Daphnia similis* foram enviadas ao Laboratório de Limnologia, no Departamento de Engenharia de Pesca e Aquicultura. As amostras para análise ecotoxicológica com *Danio rerio* foram enviadas ao Laboratório de Ecofisiologia e Comportamento Animal, no Departamento de Morfologia e Fisiologia Animal (LECA), ambos os laboratórios pertencem a Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), *Campus Dois Irmãos*.

A coleta da comunidade fitoplancônica foi realizada com auxílio de rede de plâncton de malha de 20 µm, filtrados o volume de 100 L de água, e acondicionada em recipiente de polipropileno com capacidade de 250ml, devidamente identificados e preservado com lugol acético ao abrigo da luz. As amostras foram encaminhadas ao Núcleo de Pesquisas em Ecossistemas Aquáticos (NUPEA), na Universidade do Estado da Bahia (UNEB), *Campus VIII* – Paulo Afonso.

3.3 Caracterização físico-química e biológica do sistema de piscicultura

As análises físico-químicas da água foram realizadas de acordo com as metodologias determinadas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater* (2012). Os parâmetros físico-químicos analisados foram alcalinidade, dureza, amônia, nitrato, nitrito, fósforo total, fosfato total e ortofosfato. (Quadro 3).

Quadro 3 – Metodologia utilizada para análise dos parâmetros físico-químicos em amostras de água da piscicultura em tanque escavado.

Parâmetro	Unidade	Técnica	Referência
Alcalinidade	mg.L ⁻¹ CaCO ₃	Titulométrico	APHA (2012)
Dureza	mg.L ⁻¹ CaCO ₃	Titulométrico	
Nitrato (NO ₃)	mg.L ⁻¹ N	Espectrometria	
Nitrito (NO ₂)	mg.L ⁻¹ N	Espectrometria	
Amônia (NH ₄ ⁺ + NH ₃)	mg.L ⁻¹	Titulométrico	
Ortofosfato	mg.L ⁻¹	Ácido ascórbico	
Fosfato	mg.L ⁻¹ P	Ácido ascórbico	
Fósforo Total	mg.L ⁻¹ P	Ácido ascórbico	

Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

Para determinação da clorofila-a foi utilizada metodologia descrita no *Standard Methods for the Examination of water and wastewater* (10200-H) (APHA, 2012).

A comunidade fitoplancônicas foi identificada, sempre que possível, até o nível de espécie a partir de amostras examinadas em microscópio óptico binocular, observando caracteres

morfológicos e morfométricos com base em bibliografia especializada. Foi utilizado o Sistema de Classificação de Medlin; Kaczmarek (2004) para enquadramento taxonômico das Bacillariophyta, o de Anagnostidis; Komárek (1988) e Komárek; Anagnostidis (2005) para Cyanophyta, o de Buchheim et al. (2001) para as Chlorophyta e o Sistema de Van den Hoek et al. (1995) para os demais grupos taxonômicos. A análise quantitativa foi realizada em microscópio invertido Zeiss (Axiovert 25), de acordo com o método de Utermöhl (1958). A partir dos resultados de densidade foi calculada a abundância relativa (LOBO; LEIGHTON, 1986).

3.4 Análise do grau de toxicidade em piscicultura de tanque escavado

Os procedimentos referentes ao cultivo de organismos e ensaios ecotoxicológicos basearam-se nas normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas, a ABNT NBR 12713:2004 para *D. similis* e a ABNT NBR 15499:2015 para *D. rerio* (ABNT, 2004; 2015).

3.4.1. Cultivos dos organismos-teste

Daphnia similis

Os exemplares de *Daphnia similis* foram provenientes do Laboratório de Ensaios Biológicos Ambientais, do Centro de Tecnologia das Radiações, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (CTR-IPEN), da Universidade de São Paulo (USP), e mantidas no Laboratório de Limnologia, Departamento de Engenharia de Pesca e Aquicultura da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), Campus Dois Irmãos. As *D. similis* foram cultivadas em água doce natural, coletada no córrego localizado na UFRPE e filtrada em rede de plâncton. A água do cultivo foi mantida sobre aeração constante para que mantenha as condições de pH e oxigênio dissolvido adequados. A qualidade da água de cultivo foi monitorada e ajustada quando necessário, com temperatura entre 20 e 22° C. A dureza da água foi ajustada em 40 a 48 mg L CaCO₃, o pH entre 7,0 a 7,6 e o oxigênio dissolvido superior a 5 mg/L. A água do cultivo foi trocada a cada sete dias.

A alimentação foi a base de microalga Chlorophyta, das espécies *Chlorella vulgaris* Beyerinck [Beijerinck] 1890 e *Scenedesmus subspicatus* Chodat 1926, ofertada aos cultivos diariamente

e adquiridas no Laboratório de Produção de Alimento Vivo (LAPAVI), no Departamento de Engenharia de Pesca e Aquicultura, e com alimentação complementar preparada em laboratório a partir de ração comercial Alcon Basic para peixe e fermento biológico seco, como descrito por ABNT (2004). Os cultivos não excederam mais de 2 dias sem alimentação.

Os cultivos são mantidos em lotes de 25 adultos de mesma faixa etária, em béquer de 1.000 mL, com luminosidade difusa, fotoperíodo de 16 horas de escuro e temperatura entre 18 e 22 °C (Figura 11). São mantidos lotes com diferentes faixas etárias. Diariamente são realizadas limpezas dos béqueres para retirada das carapaças, compostos orgânicos, excesso de alimento e os organismos jovens (neonatas). Se dois ou mais efípios surgiram em um lote, os organismos jovens produzidos neste lote foram descartados e o procedimento de cultivo foi reavaliado. Adultos com mais de 30 dias são descartados.

Figura 11 – Cultivo de *D. similis*, no Laboratório de Limnologia, na UFRPE.



Fonte: Cardoso (2016).

Danio rerio

Os peixes adultos foram adquiridos em loja especializada em aquarofilia e foram mantidos em aquários de 40 L, com fêmeas e machos separados, sob constante aeração, no laboratório de Ecofisiologia e Comportamento Animal (LECA), Departamento de Morfologia e Fisiologia Animal, na Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) *Campus* Dois Irmãos (Figura 12). Para o cultivo foi utilizada água potável da rede de abastecimento, com pH ajustado segundo ABNT (2015), assim como os demais parâmetros exigidos. A alimentação diária foi realizada com ração comercial para peixe, duas vezes ao dia, sem exceder 72 horas sem alimentação.

Figura 12 – Aquário com exemplares adultos de *D. rerio*, no Laboratório de Ecofisiologia e Comportamento Animal, na UFRPE.



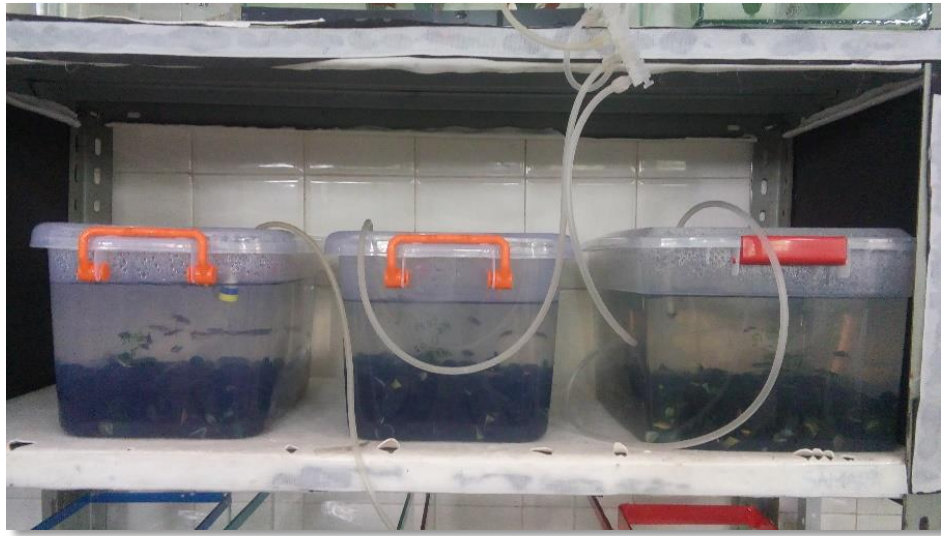
Fonte: Cardoso (2016).

A manutenção dos aquários foi realizada duas vezes por semana ou sempre que necessário, a fim de manter melhores condições e mínimo de estresse aos peixes. A temperatura da água foi mantida entre 24 °C a 26 °C, oxigênio dissolvido acima de 5 mg/L O₂ e pH entre 7,0 e 7,4.

Para reprodução dos peixes e obtenção dos ovos para ensaio ecotoxicológico foram utilizados aquários de 10 L, com água potável ajustada nas mesmas condições da água de cultivo (Figura 13).

Os aquários foram forrados com bolas de gude a fim de evitar que os peixes adultos abocanhem os ovos após a liberação. As fêmeas e os machos foram mantidos separados por meio de uma tela transparente no meio do aquário, mantidos no escuro, em fotoperíodo de 12 horas escuro. Quando iniciou o período claro, a tela foi retirada e então os peixes vão para o momento de acasalamento. A proporção utilizada foi de 2 fêmeas para um macho, totalizando média de 16 indivíduos por aquário.

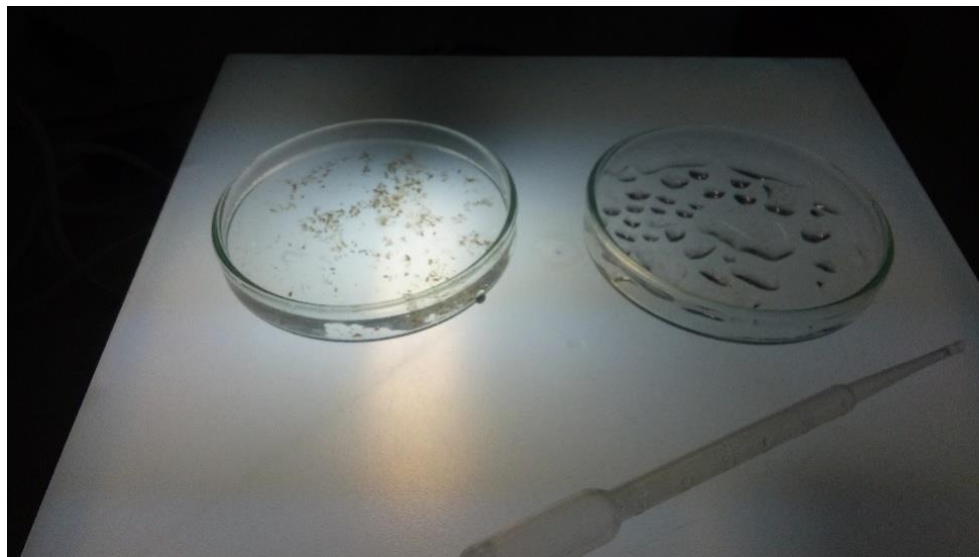
Figura 13 - Aquários para reprodução de *D. rerio*, no Laboratório de Ecofisiologia e Comportamento Animal, na UFRPE.



Fonte: Cardoso (2016).

Em seguida, após passadas as 24 horas, os peixes voltam aos aquários originais e os ovos foram retirados do aquário com auxílio de rede de 200 μm . A triagem para separação dos ovos viáveis e inviáveis é realizada em bandeja iluminada e estereomicroscópio, com os inviáveis descartados e os viáveis utilizados nos ensaios ecotoxicológicos (Figura 14).

Figura 14 - Processo de triagem e separação dos ovos viáveis e inviáveis de *D. rerio* em bandeja iluminada, no Laboratório de Ecofisiologia e Comportamento Animal, na UFRPE.



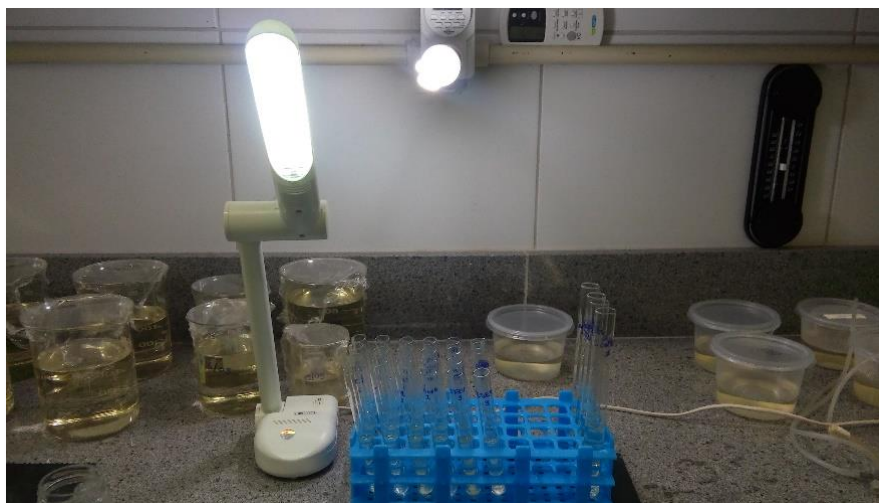
Fonte: Cardoso (2016).

3.4.2 Ensaios com organismos-teste

Daphnia similis

Para os ensaios ecotoxicológicos, a fim de testar a toxicidade da água dos tanques e efluente da piscicultura, foram utilizadas amostras de água coletadas nos pontos de amostragem apresentados anteriormente, e em seguida levadas ao laboratório. As amostras foram distribuídas em tubos de ensaio, com volume total de 10 mL, (Figura 15). Para cada amostra foram preparadas 4 réplicas, sendo que para cada réplica são adicionados cinco organismos, totalizando um número de 20 organismos por concentração-teste. Os neonatas utilizados para o teste foram jovens com 2 horas a 24 horas de vida. Ao término das 48 horas de exposição, foi feita uma contagem dos organismos imóveis na coluna d'água em cada concentração. Foram registrados os teores iniciais e finais de oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica, pH e sólidos totais dissolvidos. Durante o ensaio os organismos não foram alimentados.

Figura 15 - Ensaio ecotoxicológico com *D. similis*: etapa final com observação dos organismos na coluna d'água em tubos de ensaio, no Laboratório de Limnologia, na UFRPE.



Fonte: Cardoso (2016).

O ensaio realizado com as amostras de água e efluente coletadas na piscicultura em tanque escavado foram expostas em concentração 100 % mais o controle com água de cultivo.

Danio rerio

Para realização dos ensaios com *D. rerio* foram utilizados ovos viáveis provenientes de lotes com presença de ovos inviáveis inferior a 30%, e disponibilizados no dia da reprodução. As amostras de água e efluente da piscicultura foram testadas na concentração 100% mais o

controle, cada um contendo total de 30 ovos por amostra distribuídos em placas de 6 ou 24 poços para cultivo de microrganismos, cada poço com 7 mL da amostra (6 poços) e 2 mL (24 poços), respectivamente. O tempo de exposição foi de 168 horas, com observação das taxas de eclosão, mortalidade e efeitos subletais a cada 24 horas até o final do ensaio. Os parâmetros oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica, pH e sólidos totais dissolvidos foram aferidos no início e no final dos ensaios (Figura 16).

Figura 16 – Ensaio ecotoxicológico com *D. rerio*: etapa inicial com coleta de dados das variáveis físico-químicas das soluções-teste e identificação de placa de poços utilizadas nos ensaios, no Laboratório de Ecofisiologia e Comportamento Animal, na UFRPE.



Fonte: Cardoso (2016).

3.5 Análise do grau de toxicidade do hormônio 17- α metiltestosterona

3.5.1 Ensaios com organismos-teste

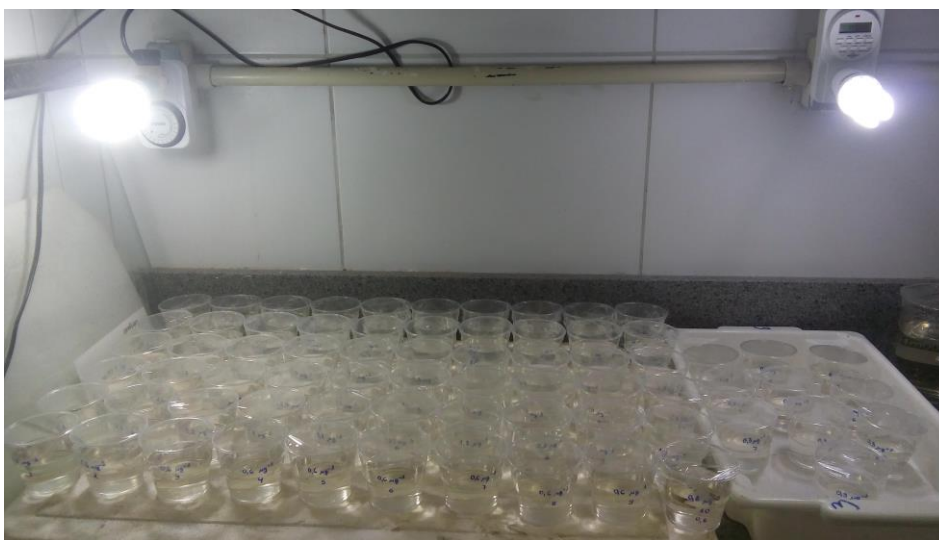
Daphnia similis

O ensaio agudo com o hormônio 17 α -metiltestosterona foi realizado a partir de uma solução estoque preparada em laboratório, na proporção 240 mg/L do hormônio em álcool etílico comercial a 46%. As soluções-teste utilizadas nos ensaios foram nas concentrações 4,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$, 9,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$, 14,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$, 19,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 24 $\mu\text{g.L}^{-1}$, no período de 48 horas sob as mesmas condições do ensaio com as amostras de água e efluente da piscicultura. As concentrações do hormônio utilizadas no ensaio foram baseadas no estudo de Falone (2007).

Nesse ensaio foram preparados dois controles, um com água de cultivo e outro com álcool etílico comercial a 46% na concentração de $24 \mu\text{g.L}^{-1}$, devido ao hormônio ter sido diluído em álcool para preparação da solução-estoque do mesmo, uma vez que o mesmo não dilui em água.

Ensaio crônico foi realizado a fim de verificar o efeito do hormônio na reprodução de *D. similis* (Figura 17). A maior concentração da solução-teste utilizada foi a menor concentração de efeito não observado no ensaio agudo, devido a finalidade de observar apenas os efeitos na reprodução. As soluções-teste utilizadas nos ensaios foram nas concentrações $4,8 \mu\text{g.L}^{-1}$, $2,4 \mu\text{g.L}^{-1}$, $1,2 \mu\text{g.L}^{-1}$, $0,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $0,3 \mu\text{g.L}^{-1}$, distribuídos em 10 réplicas cada concentração. Cada réplica recebeu um organismo. O período de exposição foi de 15 dias, para que fossem observados no mínimo o nascimento de três proles de cada organismo utilizado. Foram utilizados dois controles, um com água de cultivo e outro com álcool etílico comercial a 46% na concentração de $4,8 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Figura 17 - Ensaio de toxicidade crônica com *D. similis*, no Laboratório de Limnologia, na UFRPE.



Fonte: Cardoso (2016).

Danio rerio

O ensaio com o hormônio 17 α -metiltestosterona foi realizado a partir de uma solução estoque preparada na proporção 240 mg.L^{-1} do hormônio em álcool etílico comercial a 46%. Para exposição do *D. rerio* ao hormônio 17 α -metiltestosterona foram realizadas seis concentrações com solução-teste de $0,288 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,4032 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,5184 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,6336 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,7488 \text{ mg.L}^{-1}$, $0,864 \text{ mg.L}^{-1}$, mais o controle com água de cultivo e o controle com álcool etílico comercial a 46% numa concentração de $0,86 \text{ mg.L}^{-1}$, cada um contendo total de 30 ovos por amostra,

distribuídos em placas de poços de seis compartimentos. As concentrações utilizadas no ensaio foram definidas a partir de ensaio preliminar.

O ensaio teve tempo de exposição de 168 horas, com observação das taxas de eclosão, mortalidade e efeitos subletais a cada 24 horas até o final do ensaio. Os parâmetros oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica, pH e sólidos totais dissolvidos foram aferidos no início e no final dos ensaios.

3.6 Análise do grau de toxicidade do antibiótico oxitetraciclina

O ensaio ecotoxicológico com o antibiótico oxitetraciclina foi realizado seguindo o mesmo protocolo descrito para realização dos ensaios ecotoxicológicos anteriores (ABNT, 2004; 2015). A partir de uma solução estoque de oxitetraciclina preparada em laboratório.

3.6.1 Ensaios com organismos-teste

Daphnia similis

No ensaio com *D. similis* foram utilizadas soluções-teste nas concentrações 1 mg.L⁻¹, 6 mg.L⁻¹, 12,5 mg.L⁻¹, 15 mg.L⁻¹, 20 mg.L⁻¹, 25 mg.L⁻¹, 50 mg.L⁻¹ e o controle. Com total de 20 organismos expostos por concentração, distribuídos em quatro réplicas. O ensaio teve tempo de exposição de 48 horas, com observação da imobilidade dos organismos no final.

Danio rerio

Para exposição do *D. rerio* ao oxitetraciclina foram realizadas oito concentrações com solução-teste de 12,5 mg.L⁻¹, 25 mg.L⁻¹, 50 mg.L⁻¹, 75 mg.L⁻¹, 100 mg.L⁻¹, 125 mg.L⁻¹, 150 mg.L⁻¹ e 200 mg.L⁻¹, mais o controle com água de cultivo. Um total de 30 ovos foram expostos a cada concentração, distribuídos em placas de poços de seis compartimentos. O ensaio teve tempo de exposição de 168 horas, com observação das taxas de eclosão, mortalidade e efeitos subletais a cada 24 horas até o final do ensaio.

As concentrações utilizadas em ambos os ensaios foram definidas a partir dos trabalhos de Isidori et al (2005) e Santos et al (2010).

3.7 Validação dos ensaios ecotoxicológicos

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004; 2015) propõe a utilização de cloreto de potássio (KCl) ou cloreto de sódio (NaCl) para realização de ensaio de sensibilidade e verificação da viabilidade dos organismos testes através da elaboração da carta controle. Para tal, quatro réplicas contendo solução teste de cloreto de sódio foram utilizadas com tempo de exposição de 48 horas para *D. similis*, e 168 horas para *D. rerio*, com solução teste de cloreto de potássio. Para o controle foi utilizado água de cultivo e os ensaios com substância de referência ocorreram nas mesmas condições descritas na norma.

3.8 Tratamento estatístico das análises ecotoxicológicas

Para as análises estatísticas, no cálculo da $CE_{50}/48$ horas, ou seja, a concentração do agente tóxico que causa imobilidade para 50% dos organismos expostos no período de 48 horas e $CL_{50}/168$ horas, a concentração do agente tóxico que causa letalidade para 50% dos organismos expostos no período de 168 horas (CETESB, 1992), foi utilizado o método Trimmed Spearman-Kärber (HAMILTON et al., 1977), através do programa computacional “Abbott”.

Para avaliar se ocorreram diferenças significativas entre as amostras e o controle, foram realizados testes estatísticos no programa “SigmaPlot 11.0”. A fim de determinar o teste a ser aplicado, as amostras foram submetidas ao teste de normalidade. De acordo com os resultados da normalidade foram aplicados os testes não paramétricos: teste t para amostras independentes dois-a-dois, e os paramétricos: One-way ANOVA. Os valores de p foram determinados pelo teste de Kruskal Wallis ou Dunnet. As análises estatísticas foram realizadas considerando o nível de significância de 5%.

Os valores das Concentrações de Efeito não Observado (CENO) e Concentração de Efeito Observado (CEO) foram estimados, sempre que o teste revelasse diferença estatística significativa entre as concentrações testadas nas amostras com o controle.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados os resultados da caracterização físico-química e biológica da água dos viveiros da piscicultura, seu efluente e água do reservatório Itaparica, bem como, dos ensaios ecotoxicológicos com os organismos-teste *Daphnia similis* e *Danio rerio*, expostos às amostras de água dos viveiros e efluente da piscicultura, e a diferentes concentrações do hormônio 17 α -metilttestosterona e do antibiótico oxitetraciclina. Em seguida a viabilidade de reuso do efluente de piscicultura, como estratégia para desenvolvimento sustentável na piscicultura de tanque escavado no semiárido.

4.1 Caracterização físico-química e biológica do sistema de piscicultura

4.1.1 Análises físico-químicas

As análises físico-químicas da água incluem parâmetros analisados *in situ* e em laboratório (Tabela 1). A temperatura da água foi mais elevada em maio/16, com 28,5 °C, na superfície de P6. Entre os tanques de cultivo de alevinos a temperatura da água não apresentou alta amplitude térmica, variando de 27,9 °C, em maio/16, no ponto P2 a 26,3 °C no ponto de amostragem P3, em outubro/16. A condutividade, os sólidos totais dissolvidos e a salinidade apresentaram valores mais elevados no ponto P2. Com relação aos pontos de efluente, os valores mínimos para ambos os parâmetros citados acima ocorreram no ponto P5. Em outubro/16, os maiores valores de condutividade também foram observados nos tanques de cultivo.

De acordo com Esteves (2011), as variáveis condutividade elétrica, sólidos dissolvidos e salinidade estão correlacionadas diretamente às concentrações de sais, ácidos e bases dissolvidos na água. Quanto maior a concentração de sais e sólidos dissolvidos na água maior será o valor da condutividade.

A transparência da água foi mais elevada nos pontos P3 e P6, e mais baixa em P2, no mês de maio/16, corroborando com os dados de condutividade, sólidos totais dissolvidos e salinidade. Considerando que a quantidade de sólidos dissolvidos na água interfere diretamente na transparência. Em outubro/16, houve decréscimo nos valores para transparência da água, com exceção do reservatório, com significativa melhora de 0,7 m em maio/16 para 2,5 m em outubro/16.

Tabela 1 - Concentração das variáveis físico-químicas da água e efluente nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 5 de maio de 2016 (1ª coleta) e 11 de outubro de 2016 (2ª coleta). S = superfície; ZE = zona eufótica; F= fundo.

Parâmetros	P1		P2		P3		P4	P5	P6					CONAMA 357/05	CONAM A 430/11
	1ª coleta	2ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	1ª coleta	1ª coleta	1ª coleta			2ª coleta			
									Superfície	Zona eufótica	Fundo	Superfície	Fundo		
Temperatura da água (°C)	26,58	27,5	27,95	27,8	26,97	26,3	26,81	26,9	28,5	27,82	27,8	27,1	26,9	-	Inferior a 40°C
Oxigênio dissolvido (mg.L-1 O₂)	5,2	10,99	11,39	12,03	4,87	10,0	4,62	6,84	9,5	8,3	6,8	7,2	6,63	> 5 mg.L ⁻¹	-
pH	8,02	9,52	9,23	9,95	7,9	9,54	7,69	7,89	8,5	7,9	7,81	7,94	8,02	6 - 9	5 - 9
Sólidos totais dissolvidos (mg.L ⁻¹)	80	-	120	-	80	-	70	50	60	60	60	-	-	500 mg.L ⁻¹	-
Condutividade (µS/cm)	130	210,9	186	185,6	120	123,1	111	82	92	85	85	83,5	82,7	-	-
Salinidade	0,06	-	0,09	-	0,06	-	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04	-	-	-	-
Disco de Secchi (m)	0,3	0,2	0,2	0,2	0,8	0,2	0,05	0,4	0,7	-	-	2,5	-	-	-
Alcalinidade (mg.L-1 CaCO3)	45,50	54,00	44,50	31,50	48,00	51,50	52,00	37,50	33,00	39,00	42,00	40,00	40,00	-	-
Dureza (mg.L-1 CaCO3)	31,23	10042,1	28,02	2013,63	28,22	5238,08	30,83	18,42	22,42	24,62	27,02	1023,03	1022,63	-	-
Nitrato (mg.L-1 N)	0,25	0,01	0,02	0,01	0,09	0,00	0,23	0,01	0,14	0,20	0,14	0,00	0,01	10,0 mg.L ⁻¹	-
Nitrito (mg.L-1 N)	0,18	0,002	0,01	0,004	0,08	0,003	0,04	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	1,0 mg.L ⁻¹	-
Amônia (mg.L-1)	0,97	0,08	0,05	0,26	0,75	0,16	0,85	0,03	0,10	0,02	0,05	0,26	0,02	-	-
Fósforo total (mg.L-1 P)	0,51	0,23	0,26	0,38	0,40	0,67	0,39	0,13	0,10	0,06	0,05	0,07	0,06	0,03 mg.L ⁻¹	-
Ortofosfato (mg.L-1 P)	0,31	-	0,02	-	0,31	-	0,12	0,03	0,02	0,00	0,01	-	-	-	-
Fosfato (mg.L-1 P)	0,43	-	0,24	-	0,40	-	0,37	0,12	0,07	0,02	0,02	-	-	-	-

Obs.: Os valores em negrito representam os parâmetros fora do limite permitido pela Resolução Conama 357/05 (P6) e Conama 430/11(P4 e P5) (BRASIL, 2005; 2011).

Fonte: Elaborado pelo autor, 2016.

Os valores de alcalinidade e dureza apresentaram pouca variação com relação a água do interior e do exterior da piscicultura durante a 1ª coleta. Entre os tanques de cultivo de alevinos, foi registrado maior valor da dureza em P1, com 31,23 mg.L⁻¹ CaCO₃. Já entre os efluentes estudados, o menor valor da dureza ocorreu em P5, com 18,42 mg.L⁻¹ CaCO₃. O valor mínimo para alcalinidade seguiu o mesmo padrão da dureza, com menor valor no ponto P5, com 37,50 mg.L⁻¹ CaCO₃.

A dinâmica do carbono no ambiente aquático influencia os parâmetros dureza e alcalinidade. A baixa concentração de carbonatos corresponde a baixos valores de dureza, enquanto que o carbono inorgânico é evidenciado através da alcalinidade (ESTEVES, 2011).

Águas consideradas duras, com elevada concentração de carbonato de cálcio, interfere na disponibilidade de metais para os organismos, diminuindo a sua toxicidade (ZAGATO; BERTOLETTI, 2008). Segundo os autores, águas consideradas moles (com dureza entre 40 mg.L⁻¹ CaCO₃ a 48 mg.L⁻¹ CaCO₃) são essenciais para realização de ensaios de toxicidade. A dureza da água é importante para dinâmica de alguns organismos zooplancônicos, como exemplo as *Daphnia* spp., que necessitam de cálcio para auxiliar na troca de sua carapaça, influenciando diretamente no desenvolvimento. Altos valores de dureza foram encontrados para as análises de outubro/16.

Entre as formas nitrogenadas, o nitrogênio amoniacal, o nitrito e o nitrato são os principais formatos absorvíveis pelos organismos, por isso, sua medida auxilia na indicação da qualidade da água (ESTEVES, 2011).

Neste estudo, a amônia exibiu as maiores concentrações entre as formas nitrogenadas, nos dois meses de coleta. A concentração da amônia nos tanques de cultivo de alevinos apresentou valor mais elevado em P1, no mês de maio/16, com 0,97 mg.L⁻¹. Nos efluentes foi observado diminuição na concentração dos compostos nitrogenados do ponto P4 para o P5. O nitrito e o nitrato, em outubro/16, apresentaram-se em concentrações abaixo do encontrado na 1ª coleta.

O fósforo total exibiu os maiores valores nos pontos localizados nos tanques de cultivo de alevinos, com maiores registros em P1 e P3, no mês de maio/16, e em P2 e P3, no mês de outubro/16. Nos pontos em efluente, o mesmo padrão dos compostos nitrogenados foi observado, com diminuição das concentrações de P4 para P5.

Atualmente, no Brasil, a resolução Conama 357/2005 (BRASIL, 2005), indica o fósforo total como um dos parâmetros de qualidade da água. Nos dois meses de coleta, em P6, a concentração do fósforo total esteve acima do limite máximo de $0,030 \text{ mg.L}^{-1} \text{ P}$, para ambientes lênticos, recomendado pela legislação Conama 357/2005, para águas de classe 2 (BRASIL, 2005). Chamando atenção para os múltiplos usos da água no reservatório de Itaparica.

O fósforo é um dos principais fatores limitantes nos ecossistemas aquáticos e o acompanhamento dos seus níveis é fundamental para o controle da eutrofização nesses ambientes (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Por isso é considerado indicador de impactos ambientais. Em pisciculturas a ração e as excreções metabólicas dos peixes são responsáveis pelo acréscimo de compostos como fósforo e nitrogênio na água (MOURA et al., 2014).

Corroborando com dados do presente estudo, Moraes et al. (2011), também constataram que no reservatório de Itaparica, os compostos nitrogenados estiveram dentro no estabelecido pela legislação brasileira e os valores de fósforo total, acima do recomendado.

O fosfato e o ortofosfato registraram os maiores valores em P1. Em P6, as concentrações para estes parâmetros foram menores, uma vez que se encontram diluídos em maior quantidade de água. Com relação as concentrações do fosfato e do ortofosfato nos efluentes, P5 registrou redução em comparação ao ponto P4.

As concentrações dos nutrientes nos pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4 tem relação direta com entradas de ração nos viveiros, período de retenção da água e o manejo dos tanques. O acúmulo desses nutrientes é inevitável no processo de cultivo, uma vez que compõe a base da ração ofertada aos peixes (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010).

O nitrogênio e o fósforo componentes principais para eutrofização dos corpos hídricos (ESTEVES, 2011) foram relacionadas no trabalho de Stephens; Farris (2004) *apud* Bazante - Yamaguishi et al. (2009) em ensaios ecotoxicológicos com *Ceriodaphnia dubia*, evidenciando que concentrações acima de $0,10 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo total causaram toxicidade. Assim como o nitrogênio amoniacal, cujo valores de toxicidade encontrados pelos autores variaram entre $0,53 \text{ mg.L}^{-1}$ a $4,94 \text{ mg.L}^{-1}$ (CL_{50}) de efeito tóxico agudo, e para toxicidade crônica a concentração $0,46 \text{ mg.L}^{-1}$, com os organismos afetados na reprodução.

Pode-se observar que os compostos nitrogenados e fosfatados, apresentaram redução dos valores em P5 com relação a P4, além do aumento no percentual de oxigênio dissolvido de um ponto para o outro, sugerindo que o tratamento do efluente por fitorremediação melhora a composição do efluente lançado no reservatório Itaparica (corpo receptor).

Diversos trabalhos mostram dados que corroboram com a presente pesquisa, indicando que a fitorremediação também foi eficaz na remoção do nitrogênio, do fósforo e da turbidez dos efluentes gerados por pisciculturas (SIPAÚBA-TAVARES et al, 2002; SIPAÚBA-TAVARES; BRAGA, 2008; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2008). Além da retenção e filtração de materiais particulados, sedimentos e metais pesados (PEDRALLI; TEIXEIRA, 2003), na redução da demanda bioquímica de oxigênio (VYMAZAL, 1999) e em culturas hidropônicas com diversas variedades de vegetais comestíveis (CASTELLANI et al., 2009).

Reservatório com águas eutrofizadas no Ceará, foi estudado com intuito de verificar se há variabilidade física e química da água em área sob influência da atividade de piscicultura e área sem seu alcance (BEZERRA et al., 2014). Os autores constataram que não houve influência nas da atividade de piscicultura intensiva nas variáveis físico-químicas da água de áreas próximas a tanques-rede, com exceção da condutividade, pH, turbidez e clorofila *a*. O reservatório permaneceu eutrofizados durante todo o período de estudo, e a maior variabilidade física e química foi sazonal, com maiores valores de fósforo total no período chuvoso (BEZERRA et al., 2014).

Estudos no reservatório de Itaparica, também correlacionaram as alterações físico-químicas da água com a variação sazonal, com elevação da concentração de alguns parâmetros físico-químicos no período chuvoso (BRAGA et al., 1999; MORAIS et al., 2011).

4.1.2 Análises biológicas

Clorofila-a

A biomassa fitoplanctônica é refletida na concentração de clorofila-a. Os valores de clorofila-a apresentaram resultados no ponto P6, acima do permitido pela Resolução Conama 357/2005, para água de classe 2, com limite máximo de 30 µg/L, em maio/16 (Figura 18 e Tabela 2). Corroborando com o presente estudo, dados apresentados por Moraes et al. (2011) mostram valores de concentração de clorofila-a no reservatório de Itaparica bastante variáveis, com concentrações acima do limite recomendado pela legislação em várias ocasiões.

Estudo desenvolvido por Lopes et al. (2015), por meio de modelagem com imagens obtidas por satélite em outubro de 2012, identificaram que cerca de 96% do reservatório Itaparica encontra-se com valores de clorofila-a abaixo do limite máximo estabelecido pela resolução Conama 357/05.

Em outubro/16, os valores de clorofila-a em P6, estiveram abaixo do recomendado pela legislação. Nos demais pontos de amostragem, a clorofila-a manteve-se com resultados acima em relação a coleta realizada em maio/16, sobretudo nos pontos P1, P2 e P3, indicando aumento da produção primária nos tanques de cultivo.

O reservatório Itaparica, local de captação de água para piscicultura, é também local de lançamento do efluente do empreendimento. Araújo-Filho et al. (2013) e Moraes et al. (2011), encontraram indícios de processo de eutrofização no referido reservatório.

Figura 18 –Distribuição da concentração de clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) na água e efluente nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 5 de maio de 2016 (1ª coleta) e 11 de outubro de 2016 (2ª coleta).

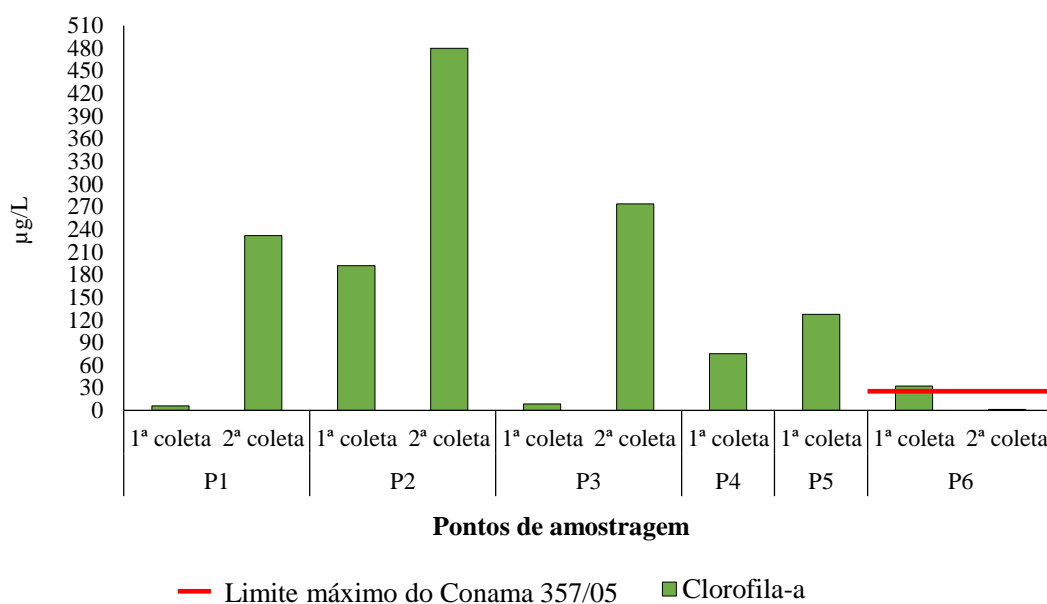


Tabela 2 - Concentração de clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) na água e efluente dos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 5 de maio de 2016 (1ª coleta) e 11 de outubro de 2016 (2ª coleta).

Pontos de amostragem		Clorofila-a $\mu\text{g/L}$
P1	1^a coleta	6,065
	2^a coleta	231,78
P2	1^a coleta	191,580
	2^a coleta	479,88
P3	1^a coleta	8,338
	2^a coleta	273,42
P4	1^a coleta	74,981
P5	1^a coleta	127,294
P6	1^a coleta	32,481
	2^a coleta	1,47

Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

Comunidade fitoplanctônica

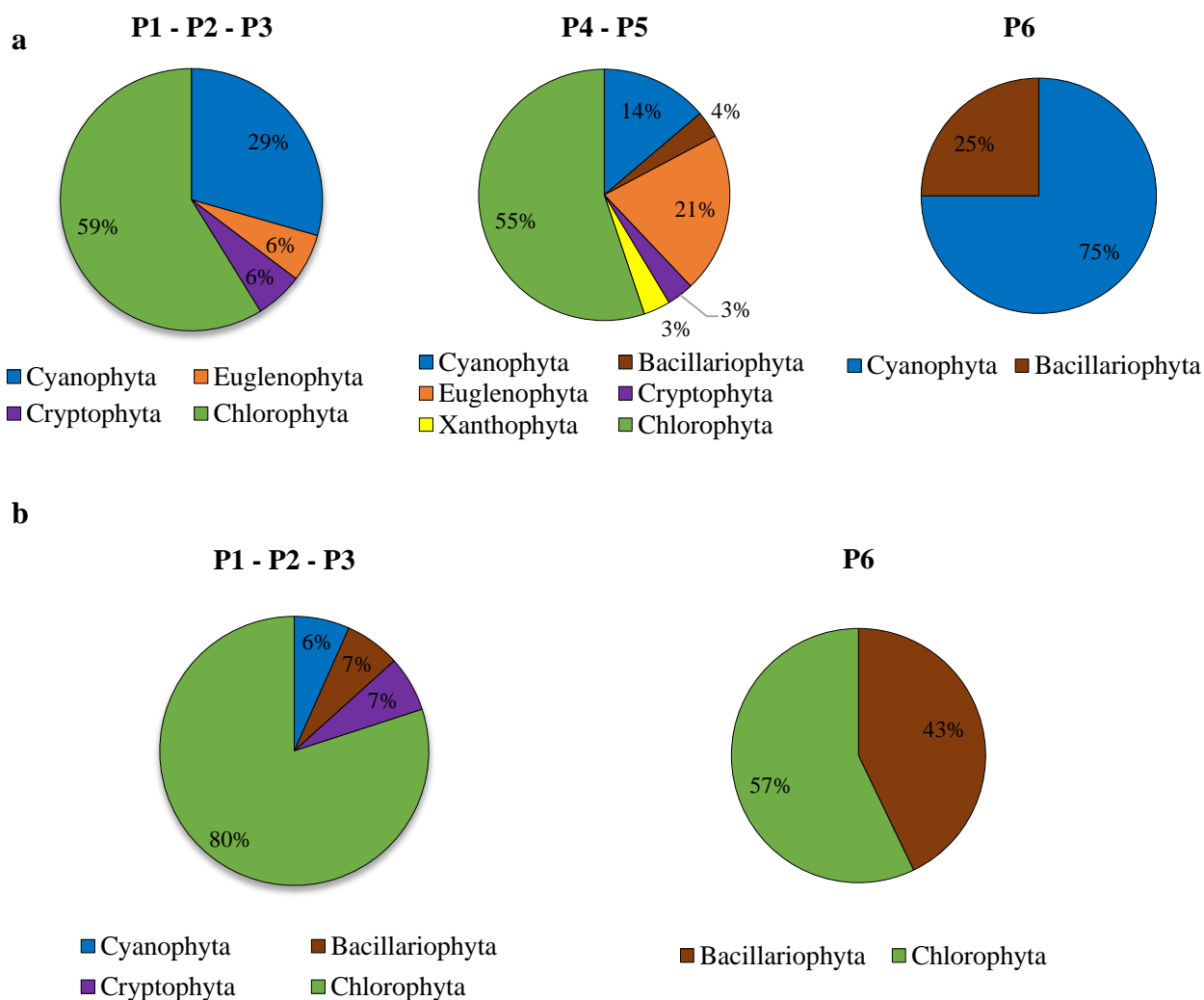
Em geral o desenvolvimento de florações algais em altas densidades são ocasionados pelas condições de luminosidade subaquática e alta disponibilidade de nutrientes, sejam naturais ou antropogênicas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Em sistemas de piscicultura, o fitoplâncton pode representar a maior fonte de turbidez, com crescimento potencializado pelo uso de rações nos viveiros, causando como consequência a diminuição da penetração de luz na água (MERCANTE et al., 2008).

A composição da comunidade fitoplanctônica nos pontos de amostragem estudados esteve representada por um total de seis filos durante a 1^a coleta, em maio/16, e quatro filos na 2^a coleta, em outubro/16, distribuídos entre os pontos de amostragem (Figura 19a e Figura 19b). A redução da biodiversidade é considerada um dos impactos gerados no ambiente aquático.

Chlorophyta foi o grupo mais representativo durante a amostragem de maio/16 e outubro/16, com exceção do ponto P6, em maio/16, com maior riqueza para Cyanophyta. Espécies clorofíceas contribuem com grande número em ambientes tropicais e oligotróficos e sua contribuição quanto a riqueza é reportada por diversos autores no Nordeste (CHELLAPPA et al. 2009; COSTA et al., 2009; RODRIGUES, et al., 2010; SILVA et al., 2011a).

Figura 19 – Riqueza da comunidade fitoplanctônica nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado. a = em 5 de maio de 2016 (1ª coleta) e b = 11 de outubro de 2016 (2ª coleta).



Durante a 1ª coleta, em P5, após o tratamento do efluente da piscicultura encontra-se o maior número de táxons entre as demais. Os dados físico-químicos registrados em P5 sugerem que a diminuição nos teores dos compostos nitrogenados e fosfatados nesse ponto pode ter influenciado o surgimento de maior riqueza de espécies. Uma vez que, algumas espécies como as clorofíceas, costuma se estabelecer em águas de boa qualidade.

As divisões Chlorophyta e Cyanophyta ocorreram na maior parte das estações, com exceção das clorofíceas em P6 e das cianofíceas em P1, enquanto que Xanthophyta registrou presença apenas em P5, no mês de maio/16 (Figura 20). Já em outubro/16, as cianofíceas ocorreram apenas em P1 (Figura 21). Em maio/16, no viveiro para produção de alevinos (P1), ocorreu

apenas a divisão Chlorophyta. Vale lembrar que no momento dessa coleta, o tempo de inserção dos alevinos era apenas de cinco dias e que a água se encontrava turva, após revolvimento do sedimento entre um ciclo de produção e outro. No entanto, em outubro/16, o ponto P1 apresentou maior riqueza de espécies e melhor transparência da água.

No momento da 2ª coleta as condições encontradas em P1 eram diferentes, com 48 dias sem troca de água, e consequente adição de compostos orgânicos através da ração a mais tempo, além do maior percentual de oxigênio dissolvido, quando relacionado a amostragem da 1ª coleta.

Em P2, com alevinos introduzidos no período 15 dias e maior aporte de ração, registrou-se a presença de quatro divisões fitoplanctônicas, enquanto que no terceiro viveiro P3, com 50 dias de introdução dos alevinos, maior volume de entrada de ração, além do aporte de xenobióticos e hormônios, observou-se diminuição da riqueza de espécies, tanto para o mês de maio/16 como para outubro/16. Esses fatores podem estar correlacionados, uma vez que o fitoplâncton é sensível às mudanças na qualidade da água (CASÉ et al., 2008), embora necessite de estudos demonstrando o efeito no fitoplâncton de xenobióticos e hormônios utilizados na piscicultura.

Figura 20 – Distribuição da riqueza da comunidade fitoplanctônica nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 5 de maio de 2016 (1ª coleta).

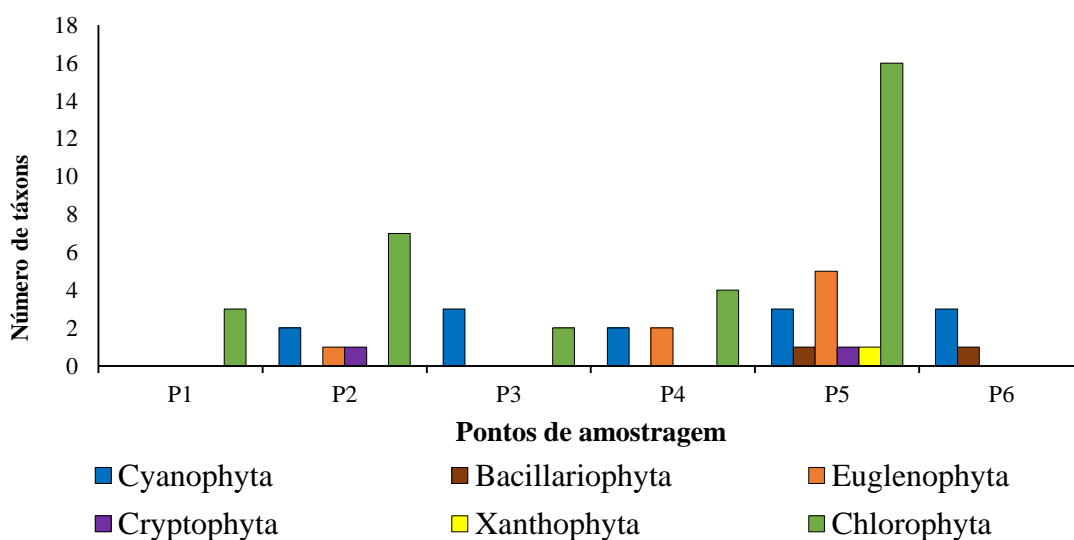
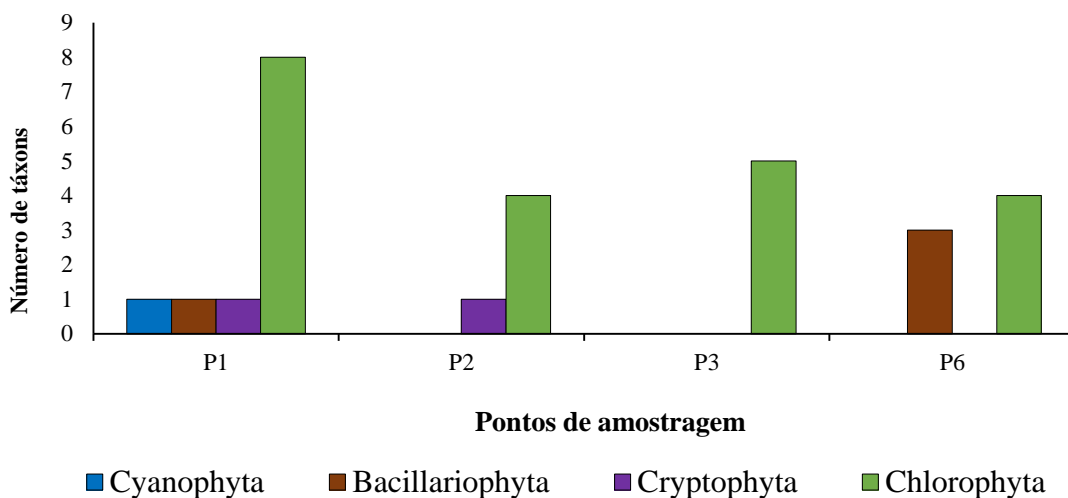


Figura 21 – Distribuição da riqueza da comunidade fitoplancônica nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 11 de outubro de 2016 (2ª coleta).



Os valores registrados para densidade do fitoplâncton nos pontos de amostragem mostraram altas densidades, sobretudo em P6, no mês de maio/16, e em P3, em outubro/16 (Figura 22 e Figura 23).

A densidade total do fitoplâncton nos tanques de cultivo de alevinos foi de 2.355.878 células/mL, nos efluentes P4 e P5, foi de 126.906 células/mL e em P6, foi de 131.456.088 células/mL, em maio/16, e de 114.423.077 células/mL nos tanques de cultivo P1, P2 e P3, e 22.340 células/mL em P6, em outubro/16 (Tabela 3).

Em maio/16, Cyanophyta foi o táxon mais representativo quanto a densidade, com total de 130.054.327 células/mL, destacando o ponto P6. Com as espécies *Sphaerospermopsis torques-reginae*, com 90.328.014 células/mL, *Microcystis wesenbergii*, com 32.671.835 células/mL e *Chroococcus limneticus*, com 6.191.502 células/mL, contribuindo com os maiores valores.

Em outubro/16, Chlorophyta foi mais representativo, com as espécies *Coelastrum reticulatum*, com 103.169.280 células/mL, *Monactinus simplex*, com 1.464.671 células/mL, *Scenedesmus ovalternus*, com 1.538.462 células/mL e *Scenedesmus quadricauda*, com 1.653.846 células/mL, representando as mais altas densidades. Esses dados corroboram com os altos resultados da clorofila-a para este período.

Figura 22 – Densidade total (células/mL) da comunidade fitoplanctônica nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 5 de maio de 2016 (1ª coleta).

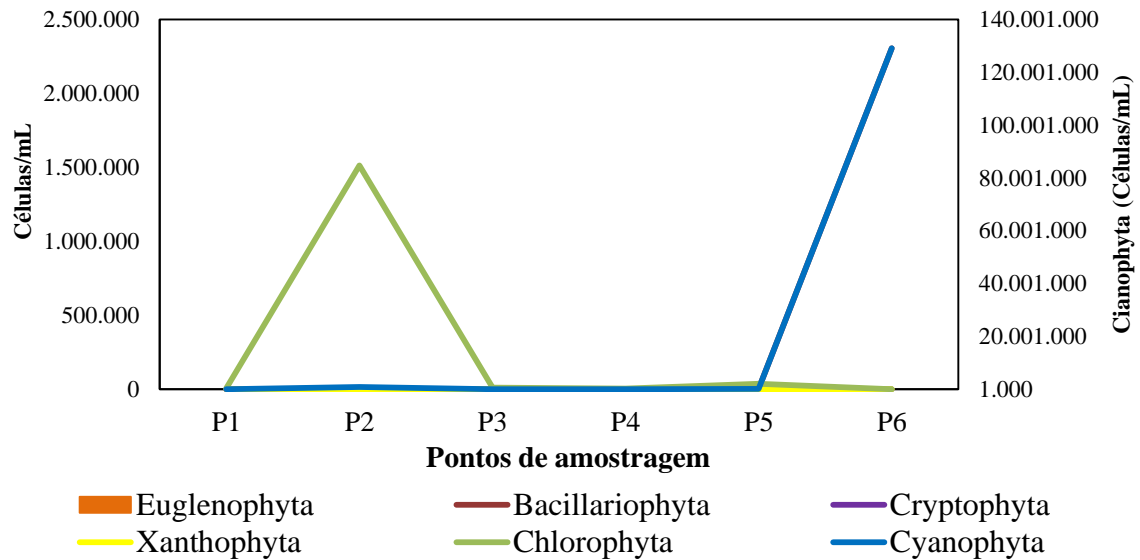
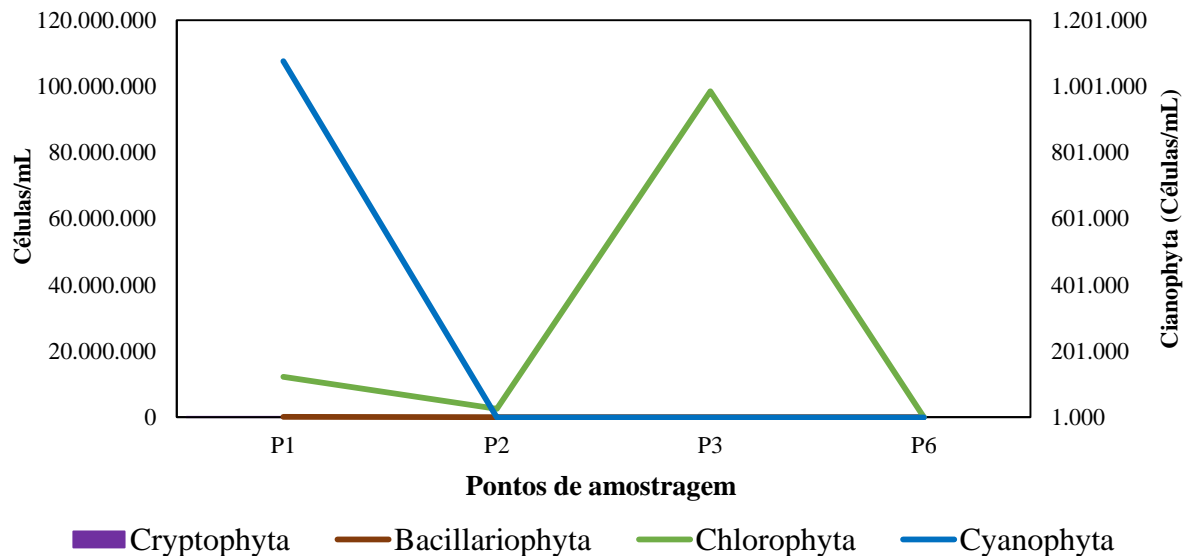


Figura 23 – Densidade total (células/mL) da comunidade fitoplanctônica nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 11 de outubro de 2016 (2ª coleta).



Durante a 1ª coleta, Bacillariophyta foi o segundo grupo com maior densidade, com 2.306.926 células/mL, seguido por Chlorophyta, com 1.567.217 células/mL, Euglenophyta, com 5.370

células/mL, Cryptophyta, com 4.880 células/mL e Xanthophyta, com apenas 151 células/mL. Já na 2ª coleta, Cyanophyta foi o segundo grupo com as mais altas densidades, com 1.076.923 células/mL, seguido por Cryptophyta, com 115.385 células/mL e Bacillariophyta, com 41.480 células/mL.

Estudos mostram a variação na predominância de riqueza e densidade entre os grupos Chlorophyta e Cyanophyta em rios e reservatórios no Nordeste (SILVA et al., 2008; ARAGÃO et al., 2007; CHESF, 2010; MASCARENHAS et al., 2011). Sugerindo que é comum a alternância entre esses grupos na área de estudo.

A predominância de Chlorophyta pode ser explicada pela capacidade de apresentar estratégias para assimilação de nutrientes, sobretudo no período chuvoso, já as Cyanophyta, sofre influência de fatores como a relação volume/água, disponibilidade de luz, pH e nutrientes, bem como por períodos de estiagem, com aumento da temperatura (MASCARENHAS et al., 2011).

Osti et al. (2011), estudando a comunidade fitoplanctônica em piscicultura, identificaram o grupo Chlorophyta como o mais representativo quanto a densidade, seguido por Cyanophyta e Bacillariophyta. Já pesquisa desenvolvida por Aragão-Tavares et al., (2015) identificaram um total de 110 espécies, distribuídas em dez grupos, no reservatório de Itaparica, com maior contribuição das diatomáceas, seguidas pelas clorofíceas.

Pode-se verificar com a distribuição dos valores de densidades nos pontos de amostragem que em P6, com total de 131.456.088 células/mL e P2, com 2.336.029 células/mL, foram os pontos mais representativos no mês de maio/16, e P3, com 98.461.538 células/mL, em outubro/16 (Tabela 3).

Comparando com os dados de clorofila-a em maio/16, nota-se que nos pontos P2, P4 e P5 foram registrados os valores mais elevados. Neste mesmo período, nos pontos P2 e P5 encontramos os valores mais elevados de densidade para as clorofíceas. Mostrando a correlação entre as clorofíceas e a clorofila-a, principal pigmento fotossintetizante. Em P6, cuja grande densidade do fitoplâncton foi atribuída as cianobactérias, que tem como principal pigmento a ficocianina, não observamos altas taxas no clorofila-a.

Tabela 3 – Táxons identificados e densidade (células/mL) da comunidade fitoplanctônica nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 5 de maio de 2016 (1ª coleta) e 11 de outubro de 2016 (2ª coleta).

Táxons	P1		P2		P3		P4	P5	P6	
	1º coleta	2º coleta	1º coleta	2º coleta	1º coleta	2º coleta	1º coleta	1º coleta	1º coleta	2º coleta
Cyanophyta										
<i>Anabaena</i> sp.					943					
<i>Anabaena planctonica</i>					3.094					
<i>Anabaenopsis</i> sp.			226.983							
<i>Chroococcus limneticus</i>								41.509	6.149.992	
<i>Merismopedia tenuissima</i>			586.372					4.453		
<i>Microcystis aeruginosa</i>							16.302	18.868		
<i>Microcystis wesenbergii</i>									32.671.835	
<i>Oscillatoria</i> sp.							5.396			
<i>Pseudanabaena catenata</i>					566					
<i>Pseudanabaena</i> sp.		1.076.923								
<i>Sphaerospermopsis torques-reginae</i>									90.328.014	
Subtotal	0	1.076.923	813.354	0	4.604	0	21.698	64.830	129.149.841	0
Bacillariophyta										
<i>Aulacoseira granulata</i>									2.306.247	1.358
<i>Cyclotella</i> sp.		38.462								
<i>Cymbella</i> sp.										340
<i>Melosira varians</i>								679		
<i>Ulnaria ulna</i>										1.321
Subtotal	0	38.462	0	0	0	0	0	679	2.306.247	3.019
Euglenophyta										
<i>Euglena acus</i>								264		
<i>Euglena</i> sp.							38			
<i>Phacus longicauda</i>								189		
<i>Phacus</i> sp.								38		
<i>Trachelomonas volvocina</i>								38		
<i>Strombomonas</i> sp.			4.729				38	38		
Subtotal	0	0	4.729	0	0	0	75	566	0	0
Cryptophyta										
<i>Cryptomonas</i> sp.		38.462	4.729	76.923						
<i>Rhodomonas lacustris</i>								151		
Subtotal	0	38.462	4.729	76.923	0	0	0	151	0	0
Xanthophyta										
<i>Isthmochloron lobulatum</i>								151		
Subtotal	0	0	0	0	0	0	0	151	0	0

Táxons	P1		P2		P3		P4	P5	P6	
	1º coleta	2º coleta	1º coleta	2º coleta	1º coleta	2º coleta	1º coleta	1º coleta	1º coleta	2º coleta
Chlorophyta										
<i>Coelastrum reticulatum</i>		7.961.538	510.711			95.192.308		6.113		15.434
<i>Crucigenia fenestrata</i>			94.576					906		
<i>Crucigenia tetrapedia</i>				923.077				604		
<i>Desmodesmus brasiliensis</i>						769.231				
<i>Desmodesmus communis</i>							2.415	3.019		
<i>Desmodesmus pulchellum</i>		923.077								
<i>Desmodesmus quadricauda</i>										151
<i>Kirchneriella lunaris</i>			331.016					604		
<i>Monactinus simplex</i>	377	1.461.538					528	9.396		3.132
<i>Monoraphidium contortum</i>		76.923						340		
<i>Monoraphidium convolutum</i>								38		
<i>Monoraphidium tortile</i>								113		
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>								302		
<i>Scenedesmus acuminatus</i>			151.322		151	769231	151	604		
<i>Scenedesmus arcuatus</i>		153.846		153.846						
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>			416.135				151	2.717		
<i>Scenedesmus ovalternus</i>						1.538.462		340		
<i>Scenedesmus quadricauda</i>		692.308		961.538						
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>		923077								604
<i>Staurastrum leptocladum</i>								38		
<i>Stauridium tetras</i>	5.547				9.132			10.189		
<i>Tetraedron icus</i>	38									
<i>Tetraedron gracile</i>			4.729							
<i>Tetraedron trigonum</i>		38.462	4.729	461.538		192.308		189		
Subtotal	5.962	12.230.769	1.513.217	2.500.000	9.283	98.461.538	3.245	35.509	0	19.321
TOTAL	5.962	13.384.615	2.336.029	2.576.923	13.887	98.461.538	25.019	101.887	131.456.088	22.340

Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

A partir dos resultados dos compostos fosfatados entre os pontos de amostragem, em maio/16, observa-se que os valores mais elevados foram registrados nos pontos P1 e P3, enquanto que as densidades mais elevadas do fitoplâncton foram observadas nos pontos P2 e P6, sobretudo das cianofíceas. Apesar das altas cargas de nutrientes favorecerem o fitoplâncton, especialmente em ambiente com altas temperaturas (MATSUZAKI et al., 2004), outros fatores podem ter influenciado a floração de Cyanophyta nesses locais, como a temperatura da água, que apresentou seus valores mais elevados e o próprio consumo pode ter levado a diminuição dos níveis de fósforo nos locais de maior densidade.

Os dados do oxigênio dissolvido corroboram com os dados de densidade da comunidade fitoplanctônica, uma vez que nos pontos onde foram registradas as maiores densidades, também se observa os valores de oxigênio dissolvido mais elevados. O fitoplâncton como produtor primário contribui com a produção de oxigênio.

A abundância relativa revela alternância na dominância entre Chlorophyta e Cyanophyta, em maio/16, e dominância de Chlorophyta, em outubro/16 (Figura 24 e Figura 25). Chamando atenção para os pontos P4, P5 e P6, com dominância das Cyanophyta, e mostrando que a dominância desse grupo ocorre interno e externamente a piscicultura.

Figura 24 – Contribuição (%) da comunidade fitoplanctônica nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 5 de maio de 2016 (1ª coleta).

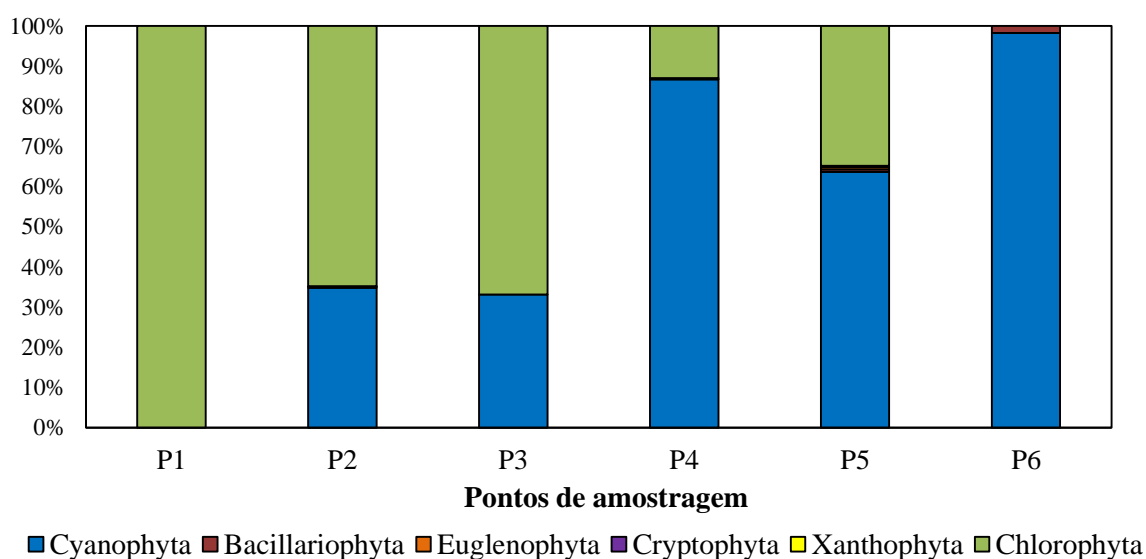
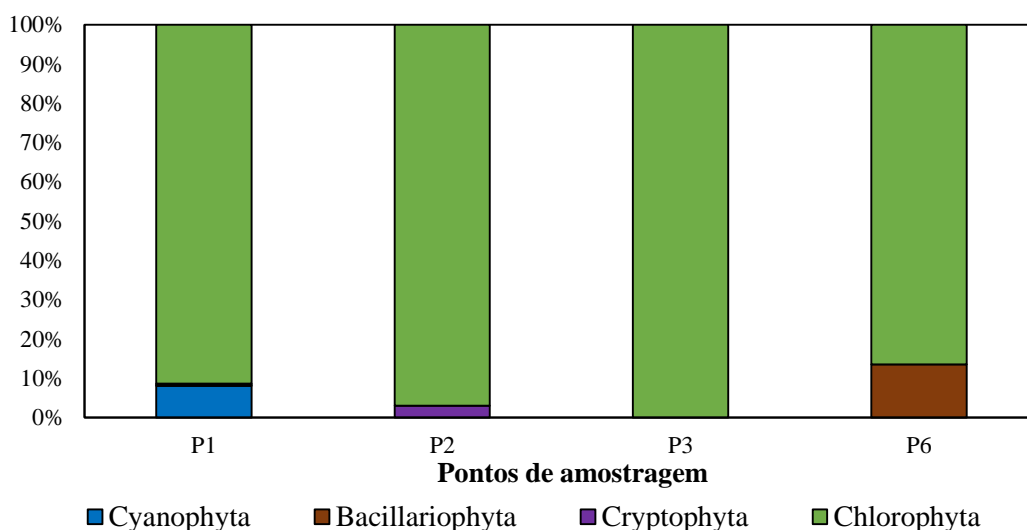


Figura 25 – Contribuição (%) da comunidade fitoplanctônica nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 11 de outubro de 2016 (2ª coleta).



As alterações entre as concentrações de nutrientes na água influenciam diretamente a comunidade fitoplanctônica interferindo na diversidade e na densidade de espécies (MELO et al., 2012). O enriquecimento de nutrientes na água pode levar a estratificação na coluna d'água e aumento da temperatura da água, sendo a redução da biodiversidade um dos impactos gerados no ambiente aquático (ESTEVES, 2011). Esses fatores favorecem a dominância de Cyanophyta. Florações de Cyanophyta podem estar relacionadas ao processo de eutrofização da água (CARDOSO et al., 2013).

As Cyanophyta possuem capacidade de influenciar negativamente a diversidade dos organismos fitoplanctônicos (BICUDO et al., 1999), pois algumas espécies possuem mecanismos de adaptação e melhor aproveitamento de compostos nitrogenados ou fosfatados, se sobressaindo em relação aos demais grupos. De acordo com Melo et al. (2012), o fósforo pode ser considerado fator limitante a produtividade primária em ecossistemas lacustres, e sua elevada disponibilidade na água beneficia o crescimento das Cyanophyta.

Vale destacar que entre as Cyanophyta identificadas, os gêneros *Anabaena* sp., *Microcystis* sp. e *Oscillatoria* sp., possuem espécies consideradas potencialmente produtores de cianotoxinas, com ocorrência e seus efeitos tóxicos registrados em diversos trabalhos no país (SANT'ANNA et al., 2006; NOGUEIRA et al., 2011; CARDOSO, 2012, KLING et al., 2012), e em reservatórios no estado de Pernambuco (MOLICA et al., 2005; BITTENCOURT-OLIVEIRA et al., 2009). Além da presença de cianotoxinas em águas destinadas a piscicultura (BARROS, et al., 2010; AGNOLLO, 2014).

Os valores registrados no mês de maio/16 para as Cyanophyta, no ponto P6, esteve acima do limite recomendado pela Resolução Conama N° 357, de 17 de maio de 2005, para águas de classe 2, com limite máximo de 50.000 células/mL (BRASIL, 2005). Esses valores elevados na densidade das Cyanophyta representam risco às populações, especialmente pela ocorrência de espécies potencialmente produtoras de toxinas, além do risco de bioacumulação em peixes, moluscos e bivalves, chamando atenção por ocorrerem em grande densidade no viveiro de cultivo de alevinos, e ainda ao homem, pela biomagnificação através do consumo de pescado e por se tratar de um reservatório de múltiplos usos com águas destinadas ao consumo humano.

A Portaria do Ministério da Saúde N° 2914, de 12 de dezembro de 2011, exige o monitoramento mensal, para ocorrência de densidades superiores a 10.000 céls.mL⁻¹, e semanal, onde a densidade ultrapassa 20.000 células/mL⁻¹ (BRASIL, 2011).

Apesar dos riscos potenciais pelas cianotoxinas, o fitoplâncton como organismos base da cadeia trófica, são importantes biomassa para os sistemas de cultivos, com elevado valor nutricional.

4.2 Análise do grau de toxicidade do sistema de piscicultura

4.2.1 Ensaio ecotoxicológico com *Daphnia similis*

No ensaio agudo realizado com *Daphnia similis* foi observado como efeito a imobilidade dos indivíduos. Para as amostras da primeira coleta (maio/16), no grupo controle e nos pontos P1 e P2 não foi observada imobilidade dos organismos expostos. Nos demais pontos analisados o percentual de imobilidade esteve abaixo de 20%.

O maior percentual médio de imobilidade observado para amostras da primeira coleta foi registrado em P4. Contudo, os resultados dos ensaios de toxicidade aguda não diferiram estatisticamente do controle, com valor $p = 0,254$, de modo que as amostras de água coletadas nos pontos de amostragem não provocaram efeitos agudos sobre *Daphnia similis* (Tabela 4).

Tabela 4 – Percentual de imobilidade de *Daphnia similis* nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 48 horas de exposição a 100 % das amostras, coletadas em 05 de maio de 2016.

Réplicas	Controle	P1	P2	P3	P4	P5	P6
R1	0	0	0	0	20	0	20
R2	0	0	0	20	0	0	0
R3	0	0	0	0	0	20	20
R4	0	0	0	20	40	0	0
Média	0	0	0	10,0	15,0	5,0	10,0
Desvio Padrão	0	0	0	11,5	19,1	10,0	11,5

Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

Nas amostras referentes a segunda coleta (outubro/16) não foi observada imobilidade dos organismos expostos nos pontos P1 e P3. O controle apresentou percentual médio de imobilidade de 10%. Mas, este valor é considerado aceitável pela norma (ABNT, 2004). O maior percentual de imobilidade foi registrado em P6.

Assim como observado para os organismos expostos as amostras coletadas em maio/16, os resultados dos ensaios de toxicidade aguda não diferiram estatisticamente do controle, com valor $p = 0,082$, demonstrando que as amostras coletadas em outubro/16 não provocaram efeitos agudos sobre *D. similis* (Tabela 5).

Tabela 5 – Percentual de imobilidade de *Daphnia similis* nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 48 horas de exposição a 100 % das amostras, coletadas em 11 de outubro de 2016.

Réplicas	Controle	P1	P2	P3	P6
R1	20	0	20	0	20
R2	0	0	0	0	0
R3	0	0	0	0	20
R4	20	0	0	0	20
Média	10,0	0,0	5,0	0,0	15,0
Desvio Padrão	11,5	0,0	10,0	0,0	10,0

Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

A eutrofização artificial é um dos principais efeitos nocivos ao ecossistema aquático induzido pelas atividades aquícolas. Em geral, efluentes de viveiros de cultivo apresentam um alto valor de nutrientes (MACEDO; SIPAÚBA- TAVARARES, 2010). Somado ao acréscimo de nutrientes, nos cultivos são adicionados antibióticos, antifúngicos e hormônios, compostos

potencialmente tóxicos, porém negligenciados (REGITANO; LEAL, 2010; SCHIVIANI et al., 2011).

A utilização de antibióticos e hormônios no cultivo é regular, principalmente nos tanques de cultivo de alevinos. Contudo, é possível que estes não estejam biodisponíveis ou que a concentração disponível no ambiente não seja suficiente para causar efeito agudo no organismo-teste do presente trabalho.

Corroborando com dados encontrados nesse estudo, pesquisa realizado com finalidade de estimar os efeitos da poluição decorrentes da produção de alevinos em uma piscicultura em São Paulo por Campos et al. (2014), utilizando a *D. similis* como organismo-teste, indicou baixa capacidade poluidora da piscicultura nos corpos d'água da região, confirmando potencial não tóxico dos efluentes gerados pelos viveiros de criação de alevinos. A toxicidade foi observada apenas no sistema de abastecimento e nas incubadoras, sugerindo o lançamento de contaminantes a montante pela utilização de biocidas nas plantações adjacentes. Nessa piscicultura, os viveiros, apresentaram-se como filtros biológicos e produziram efluentes não tóxicos.

Por outro lado, trabalho realizado por Bazante-Yamaguishi et al., (2009), em piscicultura de produção de tilápia do Nilo, com utilização do cladócea *Ceriodaphnia dubia* como organismo-teste, demonstrou toxicidade aguda e crônica. Os autores correlacionaram os resultados obtidos com as análises físicas e químicas e verificaram que os níveis de fósforo total e nitrogênio amoniacal total foram as variáveis com as maiores suspeitas de condicionarem os resultados de toxicidade aguda e crônica ao organismo-teste, além de fontes pontuais de poluentes a montante. Confirmando que a fonte de abastecimento chega ao local portando características tóxicas. Assim, concluíram que a atividade de piscicultura estudada não aumentou o grau de toxicidade para *C. dubia* e, em geral, houve uma melhora neste aspecto após o lançamento do efluente no corpo receptor. Porém, vale ressaltar que o alto grau de eutrofização dos pontos no viveiro e no efluente apontam para a necessidade de tratamento antes do seu despejo no corpo receptor (BAZANTE-YAMAGUISHI et al., 2009).

4.2.2 Ensaio ecotoxicológico com *Danio rerio*

A taxa de eclosão e mortalidade observada em embriões de *Danio rerio* não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre os pontos de amostragem, tanto para o mês de maio/16 (Tabela 6 e Tabela 8), quanto para o mês de outubro/16 (Tabela 7 e Tabela 9). A eclosão teve início após 48 horas de exposição e às 96 horas todos os ovos sadios eclodiram.

Quando comparados os resultados de mortalidade nos pontos de amostragem com o controle, a análise estatística mostrou que não houve variação significativa entre eles, com valor de $p = 0,084$ (maio/16) e $p = 0,176$ (outubro/16), assim como para taxa de eclosão em 96 horas de exposição, com valor de $p = 0,340$ (maio/16) e $p = 0,888$ (outubro/16).

Tabela 6 – Percentual de eclosão de larvas de *Danio rerio* nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 96 horas de exposição a 100% das amostras, coletadas em 05 de maio de 2016.

Réplicas	Controle	P1	P2	P3	P4	P5	P6
R1	100	80	80	100	80	100	100
R2	100	80	100	60	40	80	80
R3	80	100	80	100	80	100	80
R4	80	80	60	100	100	100	100
R5	80	100	80	100	100	100	100
R6	80	100	40	100	100	80	80
Média	86,7	90,0	73,3	93,3	83,3	93,3	90,0
Desvio Padrão	10,3	11,0	20,7	16,3	23,4	10,3	11,0

Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

Tabela 7 – Percentual de eclosão de larvas de *Danio rerio* nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 96 horas de exposição a 100% das amostras, coletadas em 11 de outubro de 2016.

Réplicas	Controle	P1	P2	P3	P6
R1	100	80	100	100	60
R2	100	100	100	80	80
R3	80	80	100	100	100
R4	100	100	100	100	100
R5	100	60	80	100	80
R6	100	80	100	100	80
Média	96,7	83,3	96,7	96,7	83,3
Desvio Padrão	7,5	15,1	8,2	8,2	15,1

Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

Tabela 8 - Percentual de mortalidade de larvas de *Danio rerio* nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 168 horas de exposição a 100% das amostras, coletadas em 05 de maio de 2016.

Réplicas	Controle	P1	P2	P3	P4	P5	P6
R1	0	20	20	20	0	0	0
R2	0	0	20	40	60	20	20
R3	20	0	20	20	20	0	20
R4	20	0	40	20	0	0	0
R5	20	0	20	0	0	0	0
R6	20	0	60	0	0	20	40
Média	13,3	3,3	30,0	16,7	13,3	6,7	13,3
Desvio Padrão	10,3	8,2	16,7	15,1	24,2	10,3	16,3

Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

Tabela 9 - Percentual de mortalidade de larvas de *Danio rerio* nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado, em 168 horas de exposição a 100% das amostras, coletadas em 11 de outubro de 2016.

Réplicas	Controle	P1	P2	P3	P6
R1	0	20	0	0	60
R2	0	0	0	20	20
R3	20	0	0	0	0
R4	0	0	0	0	0
R5	0	20	20	0	20
R6	0	20	0	0	20
Média	3,3	10,0	3,3	3,3	20,0
Desvio Padrão	8,2	11,0	8,2	8,2	21,9

Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

O percentual médio de coagulação dos ovos fertilizados em 24 horas de exposição, na análise das amostras coletadas em maio/16, foi de 3,3 % para P1 e P3; 13,3% para o controle e P4, e 23,3 % para P2. Os demais não apresentaram coagulação dos ovos fertilizados nas primeiras 24 horas de exposição. Já para análise das amostras de outubro/16, foi de 3,3% em P2, P3 e no Controle, e 13,3% em P6. Em P1 não foi observada coagulação dos ovos.

Ao final do teste foi verificada mortalidade média, para as amostras da piscicultura em maio/16, de 13,3 % no controle, 3,3% para P1, 30,0 % em P2, 16,7 % em P3, 13,3 % no P4, 6,7 % em P5 e 13,3 % em P6. De acordo com a norma ABNT NBR 15499:2015, apesar da média de mortalidade do controle estar acima do resultado encontrado em algumas estações, o ensaio se encontra dentro do padrão de 20% permitido para validação dos resultados (ABNT, 2015).

Enquanto que, em outubro/16, as amostras da piscicultura apresentaram mortalidade média de 3,3% em P2, P3 e no Controle, 10% em P1 e 20% em P6.

O valor observado para mortalidade no ponto P2, de 30%, em maio/16, pode ser um indicativo de que a água desse tanque já está começando a apresentar efeitos adversos.

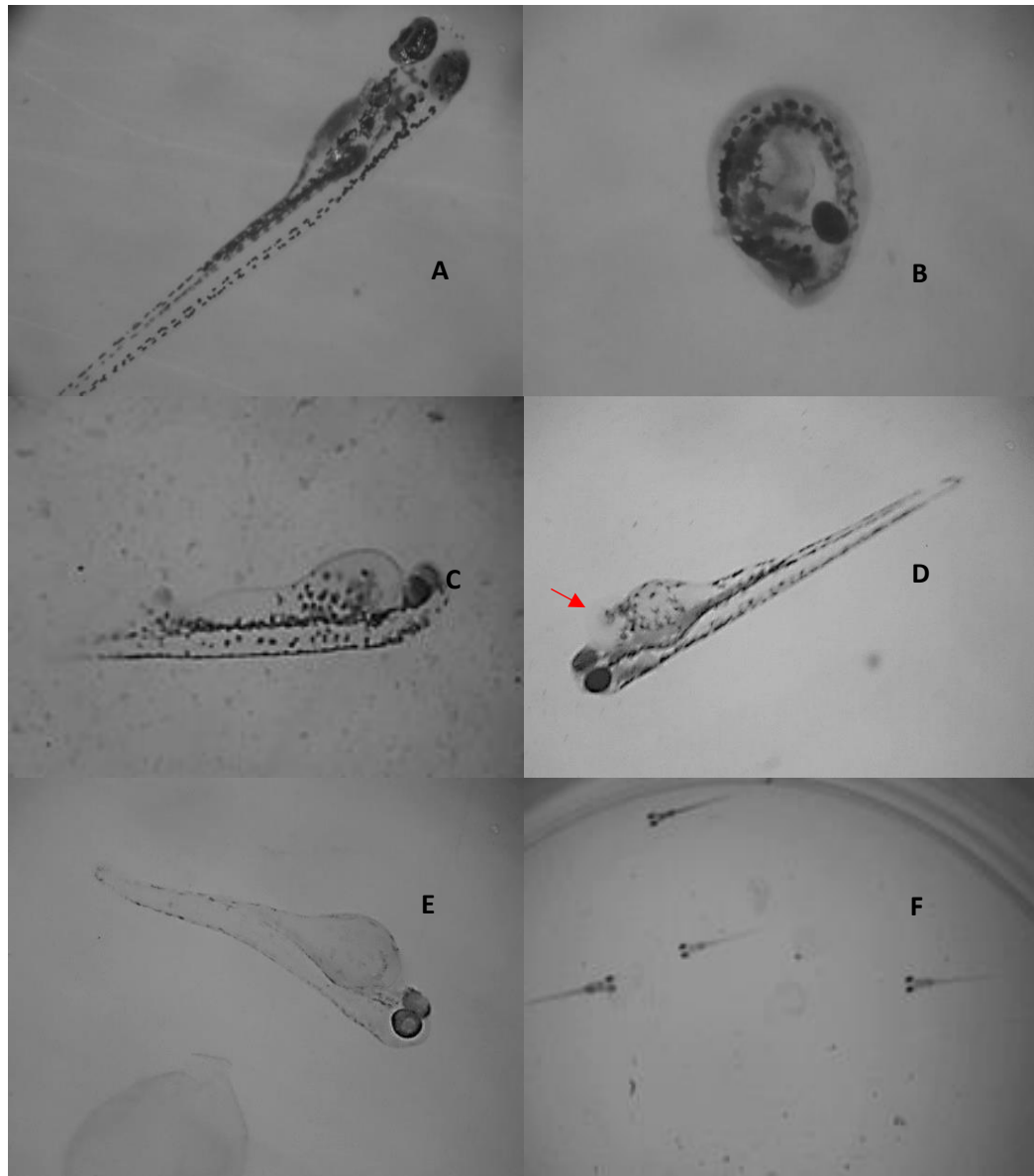
Comparando os dois meses de amostragem, em outubro/16 houve respostas mais positivas, tanto para a taxa de eclosão como para mortalidade, em relação ao mês de maio/16. Esses resultados podem decorrer da utilização de práticas adequadas na manutenção dos tanques na piscicultura. Estas práticas se dão a partir da remoção do sedimento após cada período de utilização dos tanques e em seguida pelo processo de calagem ou aplicação de calcário agrícola. De acordo com Kubitza (2003), a calagem ajuda a corrigir águas com pH baixo e a mantê-lo estável, melhora a disponibilidade de nutrientes para o fitoplâncton e fornece cálcio para o desenvolvimento normal do zooplâncton. Sendo o plâncton parte complementar da alimentação dos alevinos.

Recomenda-se sempre que quando os efeitos letais não forem suficientes para caracterizar um efeito tóxico ou quando resultar em ausência de efeito tóxico na solução-teste de 100% de um efluente testado, utilizar o método de ensaio de ecotoxicidade crônica, visando observar os efeitos subletais nos organismos (BERTOLETTI, 2013).

Os principais *endpoints* ou efeitos subletais considerados foram coagulação dos ovos fertilizados, absorção tardia do saco vitelínico, desenvolvimento tardio, ausência de somitos, pigmentação ocular, ausência de melanóforos, curvatura da cauda atípica, natação atípica, presença de edemas, edemas cardíacos e além disso foi realizado monitoramento dos batimentos cardíacos (Figura 26, Quadro 4, Quadro 5, Quadro 6 e Quadro 7). Os batimentos cardíacos se mantiveram no mesmo padrão em todas as amostras expostas, sem variações durante o período do ensaio.

De acordo com Arenzon et al. (2013), considerar apenas os efeitos sobre a sobrevivência do *D. rerio* nem sempre pode ser suficiente para a caracterizar a toxicidade de amostras ambientais. Apesar das amostras serem consideradas como não tóxicas, seguindo o protocolo da ABNT NBR 15499:2015 (ABNT, 2015), efeitos subletais foram observados e estes devem ser considerados, uma vez que os efluentes são gerados continuamente, enquanto a atividade estiver em desenvolvimento.

Figura 26 –*Endpoints* observados em ovos e larvas de *Danio rerio*, em ensaio crônico de curta duração, nos pontos de amostragem em piscicultura de tanque escavado. A – Larva do controle em 96 horas de exposição; B – ovo com desenvolvimento interrompido em 48 horas de exposição (P2); C – absorção tardia do saco vitelínico em 96 horas de exposição (P4); D – Edema cardíaco em 144 horas de exposição (P3); E - Ausência de melanóforos em 48 horas (P5), e F – Larvas do controle em 120 horas de exposição.



Fonte: Cardoso (2016).

Quadro 4 – *Endpoints* observados durante ensaio crônico de curta duração com *Danio rerio* exposto a amostras de água e efluente da piscicultura de tanque escavado, em 168 horas de exposição a 100% das amostras.

Pontos	24 horas	48 horas	72 horas	96 horas	120 horas	144 horas	168 horas
Controle	Coagulação do ovo	-	-	-	-	-	-
P1	Coagulação do ovo	-	-	Ausência de melanóforos	-	-	-
P2	Coagulação do ovo	Ovo com desenvolvimento interrompido	-	-	Ausência de melanóforos	-	Larva com natação atípica
	Pigmentação ocular mais fraca						
	Desenvolvimento tardio do ovo						
P3	Coagulação do ovo	Ausência de melanóforos	-	-	Larva com desenvolvimento tardio	Larva com desenvolvimento tardio	Edema cardíaco
					Edema cardíaco	Edema cardíaco	Pigmentação ocular mais fraca
P4	Coagulação do ovo	Absorção tardia do saco vitelínico	-	Absorção tardia do saco vitelínico	-	-	-
P5	-	Ausência de melanóforos	-	Ausência de melanóforos	Ausência de melanóforos	-	-
		Absorção tardia do saco vitelínico					
		Ovo com desenvolvimento interrompido					
P6	-	-	Ovo com desenvolvimento interrompido	-	-	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico
							Edema cardíaco

Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

Quadro 5 – *Endpoints* observados durante ensaio crônico de curta duração com *Danio rerio* exposto a amostras de água e efluente da piscicultura de tanque escavado, em 168 horas de exposição a 100% das amostras.

Pontos	24 horas	48 horas	72 horas	96 horas	120 horas	144 horas	168 horas
Controle	Coagulação do ovo	-	-	-	-	-	-
P1	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico
					Edema cardíaco	Edema cardíaco	Edema cardíaco
					Olhos e cabeça com desenvolvimento tardio	Olhos e cabeça com desenvolvimento tardio	Olhos e cabeça com desenvolvimento tardio
							Curvatura da cauda atípica
P2	Coagulação do ovo	Ovo com desenvolvimento interrompido	-	-	Edema cardíaco	Edema cardíaco	Edema cardíaco
					Olhos e cabeça com desenvolvimento tardio	Olhos e cabeça com desenvolvimento tardio	Olhos e cabeça com desenvolvimento tardio
							Curvatura da cauda atípica
P3	Coagulação do ovo	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico	Edema cardíaco	Edema cardíaco	Edema cardíaco	Edema cardíaco
	Ovo com desenvolvimento interrompido	Pigmentação ocular mais fraca	Edema cardíaco			Olhos e cabeça com desenvolvimento tardio	Olhos e cabeça com desenvolvimento tardio
P6	Coagulação do ovo	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico	Edema cardíaco	-	-	Absorção tardia do saco vitelínico
	Absorção tardia do saco vitelínico		Edema cardíaco				Olhos e cabeça com desenvolvimento tardio
							Curvatura da cauda atípica
							Natação atípica

Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

Quadro 6 – Percentual de observação dos *endpoints* analisados durante ensaio crônico de curta duração com *Danio rerio* exposto a amostras de água e efluente da piscicultura de tanque escavado, em 168 horas de exposição a 100% das amostras.

<i>Endpoints</i>	Controle	P1	P2	P3	P4	P5	P6
24 horas							
Coagulação do ovo fertilizado	13,3%	3,3%	23,3%	3,3%	13,3%		
48 horas							
Absorção tardia do saco vitelínico					3,3%	3,3%	
Ausência de melanóforos				3,3%		3,3%	
96 horas							
Ausência de melanóforos		3,3%				6,7%	
Absorção tardia do saco vitelínico					3,3%		
120 horas							
Ausência de melanóforos		3,3%				3,3%	
144 horas							
Edema cardíaco				13,3%			
Absorção tardia do saco vitelínico							3,3%
168 horas							
Edema cardíaco				10%			3,3%
Natação atípica			3,3%				
Pigmentação ocular mais fraca				3,3%			
Absorção tardia do saco vitelínico							3,3%

Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

Quadro 7 – Percentual de observação dos *endpoints* analisados durante ensaio crônico de curta duração com *Danio rerio* exposto a amostras de água e efluente da piscicultura de tanque escavado, em 168 horas de exposição a 100% das amostras.

<i>Endpoints</i>	Controle	P1	P2	P3	P6
24 horas					
Coagulação do ovo fertilizado	3,3%		3,3%	3,3%	13,3%
Absorção tardia do saco vitelínico		6,7%			3,3%
Ovo com desenvolvimento interrompido				3,3%	
48 horas					
Absorção tardia do saco vitelínico		6,7%		3,3%	3,3%
Ovo com desenvolvimento interrompido			3,3%		
Pigmentação ocular mais fraca				6,7%	
72 horas					
Absorção tardia do saco vitelínico		3,3%		3,3%	3,3%
Edema cardíaco				6,7%	6,7%
96 horas					
Absorção tardia do saco vitelínico		3,3%			
Edema cardíaco				3,3%	3,3%
120 horas					
Absorção tardia do saco vitelínico		3,3%			
Edema cardíaco		3,3%	3,3%	3,3%	
Olhos e cabeça com desenvolvimento tardio		3,3%	3,3%		
144 horas					
Absorção tardia do saco vitelínico		3,3%			
Edema cardíaco		3,3%	3,3%	3,3%	
Olhos e cabeça com desenvolvimento tardio		3,3%	3,3%	3,3%	
168 horas					
Absorção tardia do saco vitelínico		3,3%			3,3%
Edema cardíaco		3,3%	3,3%	3,3%	
Olhos e cabeça com desenvolvimento tardio		3,3%	6,7%	3,3%	6,7%
Curvatura da cauda atípica		3,3%	3,3%		3,3%
Natação atípica					3,3%

Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

4.3 Avaliação do grau de toxicidade do hormônio 17- α metiltestosterona

4.3.1 Ensaio agudo com *Daphnia similis*

A fim de verificar os possíveis impactos do hormônio 17- α metiltestosterona no organismo-teste *D. similis* foi realizado ensaio agudo com essa substância. Por meio de teste estatístico (teste t) pode-se verificar que não houve diferença estatística entre o controle e o controle com álcool ($p = 0,686$). Quanto aos demais resultados entre as diferentes concentrações do hormônio e o controle, verificou-se que os dados apresentaram variação normal, com diferença estatisticamente significativa ($p = < 0,001$) (Tabela 10).

Tabela 10 – Percentual de imobilidade de *Daphnia similis* em 48 horas de exposição ao hormônio 17 α -metiltestosterona, em diferentes concentrações.

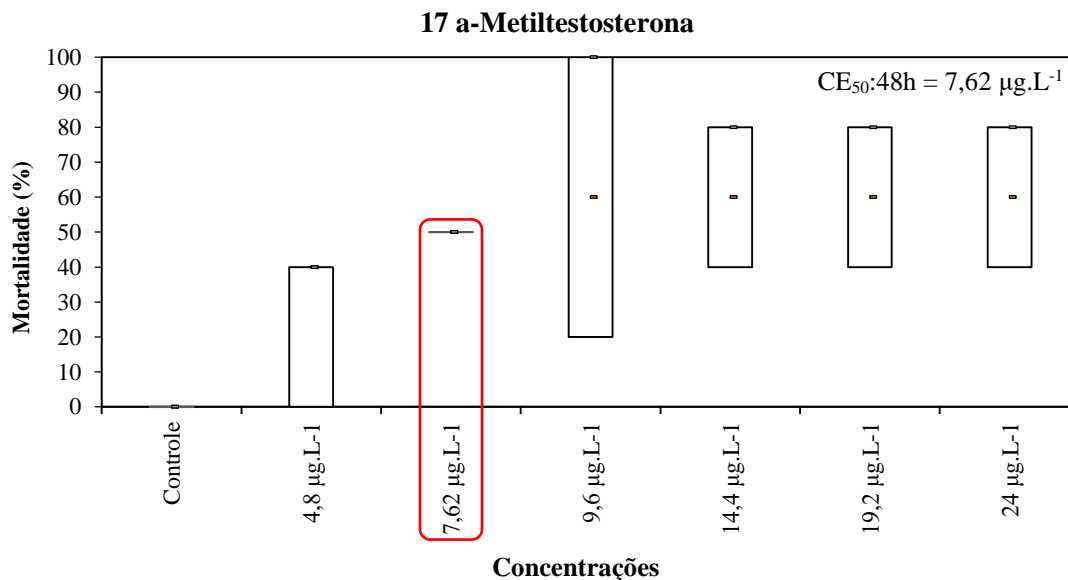
Réplicas	Controle						
	Controle	álcool	4,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$	9,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$	14,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$	19,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$	24 $\mu\text{g.L}^{-1}$
R1	0	0	40	60	80	80	60
R2	0	20	0	100	40	80	60
R3	0	0	40	20	60	40	40
R4	0	0	40	60	60	40	80
Média	0	5	30	60	60	60	60
Desvio							
Padrão	0	10	20	32,7	16,3	23,1	16,3

Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

As análises estatísticas demonstraram que as concentrações do hormônio 17- α metiltestosterona utilizadas nesse estudo apresentaram toxicidade aguda para a espécie *D. similis*, exceto a concentração de 4,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$, registrando 30% de imobilidade média. De acordo com o método *Trimmed-Spearman-Kärber*, a concentração que causou imobilidade a 50% dos organismos-teste ($\text{CE}_{50;48\text{h}}$) calculada foi igual a 7,62 $\mu\text{g.L}^{-1}$, com limites de confiança de 95% inferior e superior a 5,25 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 11,06 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente (Figura 27). A Concentração de Efeito não Observado (CENO) foi registrada em 4,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e a Concentração de Efeito Observado (CEO) foi apontada na concentração 9,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

As variáveis pH, condutividade, temperatura, sólidos totais dissolvidos e oxigênio dissolvido (mg/L O_2) estiveram dentro dos limites recomendados pela ABNT para cultivo de *D. similis* e pela legislação vigente (ABNT, 2005; BRASIL, 2005).

Figura 27 – Resultado do teste de toxicidade aguda com o hormônio 17 α -metiltestosterona realizado com o organismo *D. similis*, mostrando o percentual de imobilidade máxima, mínima e média entre as réplicas e o valor da $CE_{50:48h}$.



Diferindo dos resultados observados aqui, o estudo de Falone (2007) não observou toxicidade do 17 α -metiltestosterona para *D. similis*, utilizando duas concentrações $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $50 \mu\text{g.L}^{-1}$, mesmo estando umas das concentrações utilizadas maior que as apresentadas nesta pesquisa. Contudo, a autora chama atenção para o fato de que não se deve descartar a hipótese de toxicidade em concentrações maiores, considerando que esses microrganismos filtram a água para obtenção de oxigênio e alimentação. Falone (2007) detectou o hormônio 17-alfa-metiltestosterona em piscicultura, entre $15,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $99,5 \mu\text{g.L}^{-1}$, em viveiros de cultivo com diferentes condições.

Falone (2007), a partir da técnica de cromatografia líquida de alta eficiência com detecção por ultravioleta visível (HPLC-UV-Vis) e coluna RP-18 para a determinação do hormônio 17-alfa-metiltestosterona em piscicultura, detectou entre $15,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $99,5 \mu\text{g.L}^{-1}$, em viveiros de cultivo com diferentes condições. Foram testadas amostras de água de viveiros que receberam ração por 4 dias, 20 dias e em viveiros com alevinos já passados pelo processo de reversão. No viveiro onde se passaram 11 dias após o término do processo de reversão sexual não foi detectada presença do hormônio (FALONE, 2007). A autora indica que, possivelmente, as concentrações mais altas encontradas nos pontos de saída dos viveiros devem ter ocorrido devido a presença do hormônio na ração, que não foi totalmente consumido e acumulou-se com

o passar das aplicações diárias. Considerando ainda, que o hormônio é praticamente insolúvel em água.

Na piscicultura em estudo, a quantidade adicionada de hormônio em cada tanque pesquisado é de 1,2 kg em 5 L de álcool para 20 kg de ração. Os tanques P2 e P3 contém 1,5 m de profundidade, com taxa de renovação de 10% ao dia, e neles são adicionados aproximadamente 10 kg (P2) e 20 kg (P3) de ração com hormônio por dia para 24.000 mil unidades de alevinos, tendo, portanto, uma baixa concentração do hormônio decorrente do volume de água e alevinos encontrados nos tanques, quando comparado com as concentrações relatadas na bibliografia.

Estudo realizado por Marwah et al. (2005) apud Falone (2007) correlacionaram a presença de hormônio na água com o pH, verificando que em água com pH neutro o processo de degradação do hormônio é lento. Apesar do pH nos viveiros T2 e T3 estarem em 9,23 e 7,90, respectivamente, não foram detectadas toxicidade nas amostras coletadas nesses viveiros. Entretanto, para as concentrações utilizadas nesta pesquisa, embora abaixo das concentrações de 17 α -metiltestosterona encontradas em outros trabalhos, foi registrado efeito tóxico em *Daphnia similis*.

4.3.2 Ensaio crônico com *Daphnia similis*

Para verificar os possíveis impactos do hormônio 17- α metiltestosterona na reprodução do organismo-teste *D. similis* foi realizado ensaio crônico. Por meio de teste estatístico (teste t) pode-se verificar que não houve diferença estatística entre o controle e o controle com álcool ($p = 0,967$). Na análise entre as concentrações testadas em relação ao controle, também foi possível verificar que os dados não apresentaram diferença estatisticamente significativa ($p = 0,558$) (Tabela 11).

Deste modo, constatou-se que o hormônio 17 α -metiltestosterona não afetou na reprodução da *D. similis* nas concentrações testadas. Os resultados encontrados por Falone (2007) verificando efeito subletal, corroboram com o presente estudo, concluindo que não houve toxicidade do hormônio nas concentrações estudadas para *D. similis* e *Ceriodaphnia dubia*. Sendo a maior concentração utilizada pela autora de 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Tabela 11 – Número de neonatas de *Daphnia similis*, durante 15 dias (360 horas) de exposição ao hormônio 17 α -metiltestosterona, em diferentes concentrações.

Réplicas	Controle álcool	Controle	4,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$	2,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$	1,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$	0,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$	0,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$
R1	1	12	3	0	15	0	9
R2	0	15	7	5	12	0	20
R3	11	7	10	14	0	7	4
R4	13	14	10	0	3	12	14
R5	15	12	8	8	12	9	3
R6	9	11	6	0	0	9	0
R7	12	10	10	7	0	10	13
R8	1	1	10	2	5	5	0
R9	15	8	15	0	12	0	10
R10	11	15	9	4	2	0	5
Média	10	11	9	7	9	9	10
Desvio padrão	5,3	4,3	3,2	4,2	5,2	2,4	5,8

Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

4.3.3 Ensaio crônico de curta duração com *Danio rerio*

Durante ensaio a fim de examinar o efeito do hormônio 17 α -Metiltestosterona em larvas de *D. rerio*, no período 168 horas de exposição, pode-se constatar que os resultados de mortalidade apresentaram diferença estatisticamente significativa ($p = 0,015$) (Tabela 12). Variaram com relação ao controle apenas as concentrações 0,7488 mg.L^{-1} e 0,864 mg.L^{-1} . Por meio de teste estatístico (teste t) pode-se verificar que não houve diferença estatística entre o controle e o controle com álcool ($p = 0,207$).

Tabela 12 - Percentual de mortalidade de larvas de *Danio rerio* em 168 horas de exposição ao hormônio 17 α -Metiltestosterona, em diferentes concentrações.

Réplicas	Controle álcool	Controle	0,288 mg.L^{-1}	0,4032 mg.L^{-1}	0,5184 mg.L^{-1}	0,6336 mg.L^{-1}	0,7488 mg.L^{-1}	0,864 mg.L^{-1}
R1	0	0	50	50	58	17	67	58
R2	17	0	17	17	0	67	17	83
R3	17	0	50	33	33	50	83	100
R4	17	17	0	17	67	67	100	67
Média	13	4	29	29	40	50	67	77
Desvio Padrão	8,3	8,3	25,0	16,0	29,9	23,6	36,0	18,5

Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

Já o percentual de eclosão dos ovos não apresentou variação significativa entre as concentrações expostas e o controle ($p = 0,344$) (Tabela 13). A eclosão dos ovos iniciou com 48 horas de exposição, contudo observou-se que a maior parte dos ovos estavam eclodidos apenas em 120

horas de exposição. Possivelmente, o atraso na eclosão dos ovos em relação as amostras da piscicultura, se deu por que a temperatura no momento da realização do ensaio com o hormônio se manteve inferior, com temperatura média de 23,5 °C, enquanto que, no momento da realização do ensaio com as amostras da piscicultura a temperatura média esteve em 25,55 °C.

De acordo com Dammski et al. (2011), geralmente os ovos do *D. rerio* eclodem de 2 a 3 dias pós-fertilização, mas esse tempo depende muito da temperatura, sendo que nas mais baixas a eclosão é mais demorada comparada a temperaturas mais altas.

Tabela 13 - Percentual de eclosão de larvas de *Danio rerio* em 120 horas de exposição ao hormônio 17 α -Metiltestosterona, em diferentes concentrações.

Réplicas	Controle álcool	Controle	0,288 mg.L⁻¹	0,4032 mg.L⁻¹	0,5184 mg.L⁻¹	0,6336 mg.L⁻¹	0,7488 mg.L⁻¹	0,864 mg.L⁻¹
R1	100	100	75	92	92	83	42	75
R2	100	100	100	100	100	50	100	33
R3	83	100	50	100	100	67	100	17
R4	83	83	100	100	100	33	17	50
Média	92	96	81	98	98	58	65	44
Desvio Padrão	9,6	8,3	23,9	4,2	4,2	21,5	42,1	24,9

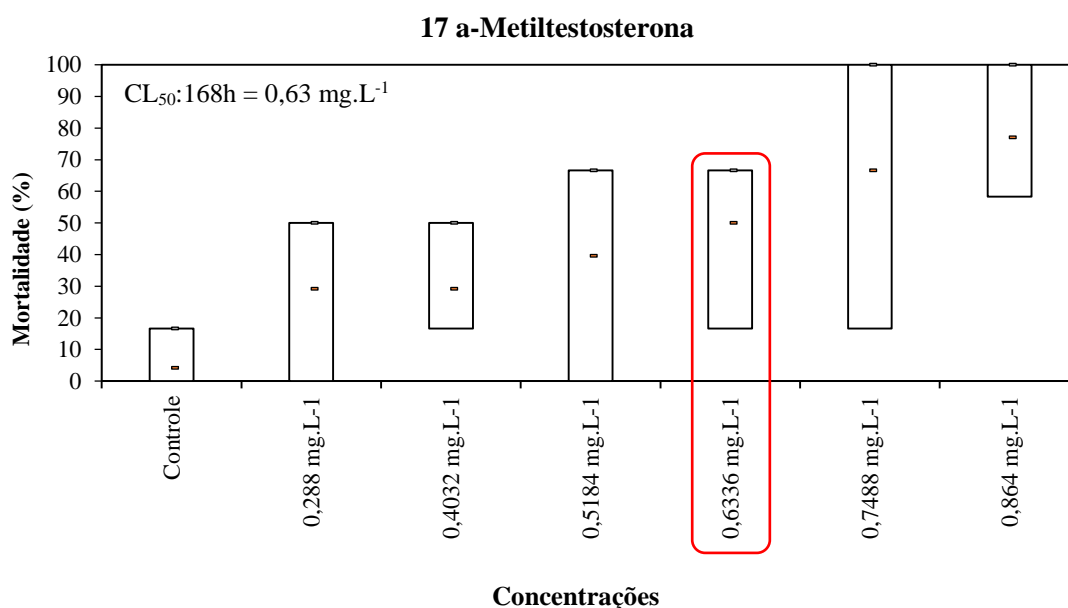
Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

As análises estatísticas demonstraram que as concentrações do hormônio 17- α Metiltestosterona utilizadas nesse estudo apresentaram toxicidade aguda em 168 horas de exposição para a espécie *D. rerio* apenas nas concentrações 0,7488 mg.L⁻¹ e 0,864 mg.L⁻¹. Nas demais concentrações, foi observada mortalidade inferior a 50%. De acordo com o método *Trimmed-Spearman-Karber*, a concentração que causou letalidade a 50% dos organismos-teste (CI₅₀;168h) foi de 0,63 mg.L⁻¹, com limites de confiança de 95% inferior e superior a 0,54 mg.L⁻¹ e 0,73 mg.L⁻¹, respectivamente (Figura 28). A Concentração de Efeito não Observado (CENO) foi registrada em 0,5184 mg.L⁻¹ e a Concentração de Efeito Observado (CEO) foi apontada na concentração 0,6336 mg.L⁻¹.

Em trabalho realizado por Wendt (2013), com exposição de seis dias do *Danio rerio* ao 17 α -metiltestosterona, foram utilizadas as concentrações superiores em relação a presente pesquisa, com 5 mg.L⁻¹, 7 mg.L⁻¹, 9 mg.L⁻¹, 11 mg.L⁻¹ e 13 mg.L⁻¹, e ao final do ensaio observou-se CL₅₀:96h de 10,30 mg.L⁻¹. Comparado com o presente estudo, foi identificada concentração bem menor do hormônio 17 α -metiltestosterona capaz de apresentar toxicidade ao *D. rerio*, no entanto, em maior tempo de exposição.

Variados trabalhos veem relatando os efeitos do hormônio 17 α -metiltestosterona em diversas espécies de peixes, mostrando assim a preocupação acerca dos seus efeitos tóxicos na ictiofauna (ZERULLA et al., 2002; BADO-NILLES et al., 2014; GAO et al., 2015; SAYED et al., 2016; ZHENG et al., 2016).

Figura 28 - Resultado do teste de toxicidade crônico de curta duração com o hormônio 17 α -metiltestosterona realizado com o organismo *D. rerio*, mostrando as mortalidades máxima, mínima e mediana entre as réplicas e o valor da CL_{50} :168h.



A quantidade de hormônio consumido pelos alevinos durante o processo de reversão sexual é pequena quando comparada as doses terapêuticas utilizadas em humanos (GHISELLI; JARDIM, 2007). Nos peixes o hormônio é metabolizado e eliminado em doses muito pequenas no ambiente. Durante o crescimento até o tamanho comercial, o juvenil e o adulto continuam a excretar o hormônio remanescente (ZANARDI et al., 2011). Considerando esses fatores, sugere-se que o consumo de peixes submetidos ao processo de reversão sexual não represente risco para a saúde dos consumidores.

Em pesquisa com finalidade de determinar presença do 17 α -metiltestosterona por meio do método cromatográfico em amostras de peixes expostos ao hormônio, Silva e colaboradores (2011b), não detectaram resíduos do hormônio nos peixes testados. Entretanto, o monitoramento a longo prazo dos efeitos dos produtos de degradação precisam ser levando em conta, constituindo uma ferramenta importante no controle da qualidade alimentar e da

qualidade da água e efluentes em pisciculturas. Considerando ainda, que informações sobre o uso desse hormônio para a reversão sexual em peixes, auxiliaram na promoção de protocolos de uso pelas agências de administração de alimentos e drogas.

Os *endpoints* ou efeitos subletais considerados foram os mesmos observados no ensaio com as amostras ambientais da piscicultura. Os principais efeitos subletais observados as larvas de *D. rerio* pela exposição ao 17 α -Metiltestosterona foram coagulação dos ovos fertilizados, absorção tardia do saco vitelínico, desenvolvimento tardio, ausência de somitos, pigmentação ocular, ausência de melanóforos e presença de edemas cardíacos. Nos quadros a seguir estão listados todos os *endpoints* observados referentes a cada hora de exposição e seu percentual de ocorrência (Quadro 8 e Quadro 9).

Os *endpoints* observados neste estudo possibilitaram um melhor entendimento do potencial efeito tóxico do 17 α -metiltestosterona. Apesar da baixa frequência observada (Quadro 9), efeitos crônicos devido a exposição contínua a este hormônio podem levar a alterações significativas pondo em risco o desenvolvimento das populações em ambientes naturais. Uma vez que, este hormônio vem sendo amplamente utilizado na piscicultura, sugere-se uma avaliação de risco deste produto baseada nos efeitos subletais em organismos de outros níveis tróficos.

Em países como o Estados Unidos, efeitos observados a partir de análises toxicológicas em peixes são utilizados em programas regulatórios para classificação de químicos específicos, novos pesticidas, parâmetros de qualidade da água e testes com desreguladores endócrinos (MIRACLE; ANKLEY, 2005).

Os efeitos desencadeados pelos hormônios sexuais sobre a biota aquática podem ser variados, desde alterações nas taxas de fecundidade, fertilização, eclosão, modificações comportamentais, morfológicas, histopatologias, desenvolvimento de características sexuais femininas em machos ou oposto, inibição do desenvolvimento dos órgãos sexuais, reversão sexual, entre outros (REIS-FILHO et al., 2006). Considerando ainda, que os peixes são capazes de acumular substâncias químicas tanto pela exposição direta aos poluentes encontrados na água ou através da cadeia trófica.

Quadro 8 – *Endpoints* observados durante ensaio crônico de curta duração com *Danio rerio* exposto a diferentes concentrações do hormônio 17 α -metiltestosterona, em 168 horas de exposição.

Pontos	24 horas	48 horas	72 horas	96 horas	120 horas	144 horas	168 horas
Controle	Coagulação do ovo	-	-	-	-	-	-
Controle álcool	-	-	-	-	-	-	-
0,288 mg.L⁻¹	-	Ovo com desenvolvimento interrompido	Ovo com desenvolvimento interrompido	Ausência de melanóforos	Edema cardíaco	Edema cardíaco	Corpo distorcido
		Ausência de melanóforos	Ausência de melanóforos	Absorção tardia do saco vitelínico	Ausência de melanóforos	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico
		Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico	Ausência de formação de somitos	Absorção tardia do saco vitelínico		
		Coagulação do ovo			Ausência de formação de somitos		
0,4032 mg.L⁻¹	Coagulação do ovo	Ausência de melanóforos	Ausência de melanóforos	Ausência de melanóforos	Edema cardíaco	Edema cardíaco	Edema cardíaco
					Ausência de somitos		
0,5184 mg.L⁻¹	Coagulação do ovo	Coagulação do ovo	Ausência de melanóforos	Ausência de melanóforos	Edema cardíaco	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico
		Ausência de melanóforos	Edema cardíaco	Ausência de somitos			
		Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico	Edema cardíaco		Edema cardíaco	Edema cardíaco
		Ovo com desenvolvimento interrompido		Absorção tardia do saco vitelínico			
0,6336 mg.L⁻¹	Coagulação do ovo	Coagulação do ovo	Absorção tardia do saco vitelínico	Ausência de melanóforos	Edema cardíaco	Edema cardíaco	Edema cardíaco
		Absorção tardia do saco vitelínico		Edema cardíaco			

Pontos	24 horas	48 horas	72 horas	96 horas	120 horas	144 horas	168 horas
0,7488 mg.L⁻¹	Coagulação do ovo	Coagulação do ovo	Absorção tardia do saco vitelínico	Olhos grandes em relação a cabeça	Ausência de batimento cardíaco	Edema cardíaco	Edema cardíaco
		Absorção tardia do saco vitelínico		Edema cardíaco	Olhos com pigmentação fraca	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico
				Absorção tardia do saco vitelínico	Cabeça e olhos com desenvolvimento tardio		
0,864 mg.L⁻¹	Coagulação do ovo	Coagulação do ovo	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico	Ausência de batimento cardíaco	Edema cardíaco	Edema cardíaco
		Absorção tardia do saco vitelínico		Ausência de batimento cardíaco	Edema cardíaco	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico
		Ovo com desenvolvimento interrompido					Batimento cardíaco desacelerado

Fonte: Elaborado pelo autor (2016).

Quadro 9 – Percentual de observação dos *endpoints* analisados durante ensaio crônico de curta duração com *Danio rerio* exposto a diferentes concentrações do hormônio 17 α -metiltestosterona, em 168 horas de exposição.

<i>Endpoints</i>	Controle	Controle álcool	0,288 mg.L ⁻¹	0,4032 mg.L ⁻¹	0,5184 mg.L ⁻¹	0,6336 mg.L ⁻¹	0,7488 mg.L ⁻¹	0,864 mg.L ⁻¹
24 horas								
Coagulação do ovo fertilizado	3,3%			3,3%	16,7%	3,3%	10%	3%
48 horas								
Coagulação do ovo fertilizado	3,3%		3,3%	3,3%	23,3%	3,3%	13,3%	3,3%
Ausência de melanóforos			10%	3,3%	3,3%			
Absorção tardia do saco vitelínico			3,3%		3,3%	3,3%	16,7%	6,7%
Ovo com desenvolvimento interrompido			3,3%		3,3%			13,3%
72 horas								
Edema cardíaco			3,3%		3,3%			
Ausência de melanóforos			3,3%	3,3%	3,3%			
Absorção tardia do saco vitelínico			3,3%		3,3%	3,3%	3,3%	3,3%
96 horas								
Edema cardíaco					3,3%	3,3%	3,3%	
Ausência de melanóforos			3,3%	3,3%	3,3%		3,3%	
Absorção tardia do saco vitelínico			6,7%		3,3%	3,3%		3,3%
Ausência de somitos			3,3%	3,3%	3,3%			
Olhos grandes em relação a cabeça						3,3%		
Ausência de batimento cardíaco								3,3%
120 horas								
Edema cardíaco			3,3%	3,3%	6,7%	3,3%		3,3%
Ausência de melanóforos			6,7%					
Absorção tardia do saco vitelínico			3,3%					
Ausência de somitos			3,3%	3,3%				
Cabeça e olhos com desenvolvimento tardio							3,3%	
Ausência de batimento cardíaco			3,3%				3,3%	6,7%
Olhos com pigmentação fraca							3,3%	
144 horas								
Edema cardíaco				6,7%	10%	23,3%	23,3%	6,7%
Absorção tardia do saco vitelínico			3,3%		10%		3,3%	10%
168 horas								
Edema cardíaco				10%	16,7%	23,3%	23,3%	6,7%
Absorção tardia do saco vitelínico			3,3%		10%		3,3%	10%
Corpo distorcido			3,3%					
Batimento cardíaco desacelerado								3,3%

Fonte: Autor (2016).

4.4 Avaliação do grau de toxicidade do antibiótico oxitetraciclina

4.4.1 Ensaio agudo com *Daphnia similis*

Para o ensaio realizado com a oxitetraciclina, no período 48 horas de exposição, verificou-se que não houve diferença estatística significativa entre as concentrações testadas e o controle ($p = 0,532$), portanto a oxitetraciclina não apresentou toxicidade para *D. similis* (Tabela 14).

Tabela 14 - Percentual de imobilidade de *Daphnia similis*, com 48 horas de exposição ao antibiótico oxitetraciclina.

Réplicas	Controle	1 mg.L ⁻¹	6 mg.L ⁻¹	12,5 mg.L ⁻¹	15 mg.L ⁻¹	20 mg.L ⁻¹	25 mg.L ⁻¹	50 mg.L ⁻¹
R1	20	0	0	0	0	0	20	20
R2	0	0	0	0	0	20	20	60
R3	0	0	20	0	20	0	0	0
R4	0	0	0	0	20	0	20	0
Média	5	0	5	0	10	5	15	20
Desvio Padrão	10,0	0	10,0	0	11,5	10,0	10,0	28,3

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Os trabalhos de Isidori et al. (2005) e Santos et al. (2010), identificaram efeito tóxico para os microcrustáceos *Daphnia magna* e *Ceriodaphnia dubia*, organismos amplamente utilizados em ensaios ecotoxicológicos.

Outros resultados encontrados na literatura corroboram com os observados no presente trabalho, onde pesquisadores avaliando a toxicidade da oxitetraciclina também não observaram efeito tóxico em seus experimentos, no entanto, utilizando como organismos-teste a *D. magna* (WOLLENBERGER et al., 2000; KOLAR et al., 2014).

Segundo Wollenberger et al. (2000), apesar de não observaram efeito tóxico agudo nesse microcrustáceo, foi observado efeito tóxico crônico na reprodução, com valor do EC₅₀/48h de 46,2 mg.L⁻¹. Os autores sugerem que testes de reprodução de crustáceos deve ser incluído em estratégia para o uso de antibióticos. Ainda, enfatizam que, como o efeito de antibióticos em bactérias e microalgas são geralmente encontrados entre 2 a 3 ordens de magnitude abaixo dos valores tóxicos para níveis tróficos superiores, e os antibióticos exercem efeitos adversos sobre os crustáceos na natureza, esses efeitos podem ser um resultado indireto de uma iniquência em seus organismos alimentares.

4.4.2 Ensaio crônico de curta duração com *Danio rerio*

A partir do ensaio realizado com a oxitetraciclina, no período 168 horas de exposição, constatou-se que os resultados encontrados não apresentaram diferença estatística significativa ($p = 0,194$), concluindo que nas concentrações testadas não houve toxicidade para o *D. rerio* (Tabela 15). O mesmo padrão foi observado para a eclosão dos ovos, sem variação estatística entre o controle e as demais concentrações expostas ao *D. rerio*, com valor de $p = 0,257$ (Tabela 16). A eclosão dos ovos iniciou com 48 horas de exposição, mas observou-se que a maior parte dos ovos estavam eclodidos em 96 horas de exposição.

Tabela 15 - Percentual de mortalidade de larvas de *Danio rerio* com 168 horas de exposição ao antibiótico oxitetraciclina.

Réplicas	Controle	12,5 mg.L ⁻¹	25 mg.L ⁻¹	50 mg.L ⁻¹	75 mg.L ⁻¹	100 mg.L ⁻¹	125 mg.L ⁻¹	150 mg.L ⁻¹	200 mg.L ⁻¹
R1	80	20	20	20	20	20	40	0	60
R2	0	20	20	0	0	0	40	0	40
R3	0	40	0	0	0	40	0	40	0
R4	0	0	0	0	20	0	20	40	60
R5	20	0	0	0	0	0	60	40	20
R6	20	0	0	20	0	0	0	0	60
Média	20	13	7	7	7	10	27	20	40
Desvio									
Padrão	31,0	16,3	10,3	10,3	10,3	16,7	24,2	21,9	25,3

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Tabela 16 - Percentual de eclosão de larvas de *Danio rerio* com 96 horas de exposição ao antibiótico oxitetraciclina.

Réplicas	Controle	12,5 mg.L ⁻¹	25 mg.L ⁻¹	50 mg.L ⁻¹	75 mg.L ⁻¹	100 mg.L ⁻¹	125 mg.L ⁻¹	150 mg.L ⁻¹	200 mg.L ⁻¹
R1	20	80	80	80	80	80	60	100	40
R2	100	80	80	100	80	100	60	100	80
R3	100	60	100	100	80	80	100	60	100
R4	100	100	100	100	80	100	80	80	40
R5	80	100	100	100	100	100	40	100	80
R6	80	100	100	80	100	100	100	100	40
Média	80	87	93	93	87	93	73	90	63
Desvio									
Padrão	31,0	16,3	10,3	10,3	10,3	10,3	24,2	16,7	26,6

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

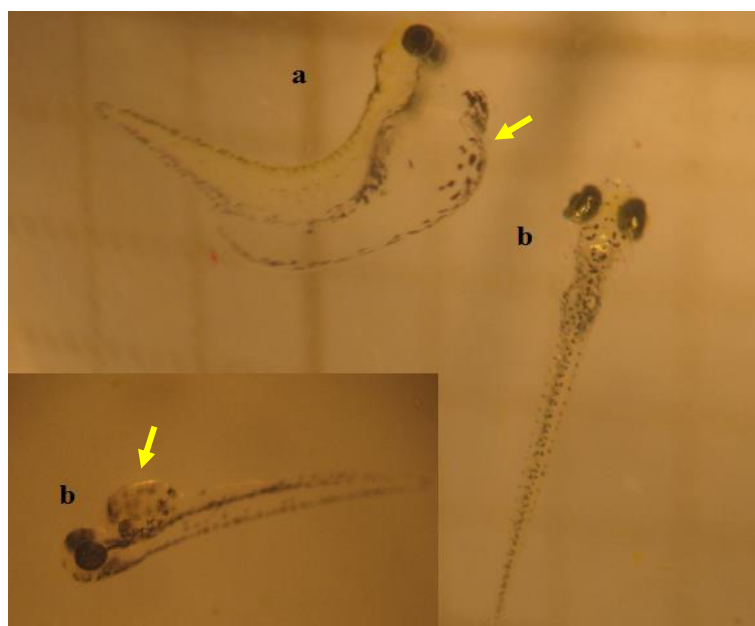
Estudos vem observando os efeitos da oxitetraciclina sobre diferentes espécies de peixes, entre eles os dados apresentados no trabalho de Isidori et al. (2005) corroboram com a presente

pesquisa, e sugere que o LC50/96h do referido antibiótico é igual a um valor acima de 1000 mg.L⁻¹ para o *D. rerio* na fase adulta. Já para os peixes *Oryzias latipes*, o oxitetraciclina apresentou toxicidade, com LC50/48h de 110.1 mg.L⁻¹ (SANTOS et al., 2010), e para o pacu (*Piaractus mesopotamicus*) foi identificada CL50/48h de 7,6 mg/L (CARRASCHI et al., 2011).

Pesquisadores vem detectando concentrações máximas na água para oxitetraciclina de 49 mg.L⁻¹ e no sedimento, com 6.908 mg/kg (RICO et al., 2014). Os autores sugerem riscos insignificantes a curto prazo para os produtores primários e invertebrados, contudo advertem que as pisciculturas estudadas constituem uma importante fonte de poluição por antibióticos. Na piscicultura no semiárido pernambucano, utilizada como estudo de caso, são administrados 70 g de oxitetraciclina para cada 25kg de ração diariamente, em tanques escavados com média de 300 alevinos.

Apesar da ausência de efeito tóxico, efeitos subletais ou *endpoints* foram observados (Quadro 10). Os *endpoints* foram coagulação dos ovos fertilizados, absorção tardia do saco vitelínico (Figura 29), desenvolvimento tardio, pigmentação ocular, curvatura atípica da cauda, natação atípica e edema cardíaco (Quadro 11).

Figura 29 – Larvas de *D. rerio* a 96 horas de exposição ao oxitetraciclina, na concentração 150 mg.L⁻¹: a. larva com absorção tardia do saco vitelínico (indicado por seta) e curvatura atípica da cauda; b. larvas em condições normais (absorção do saco vitelínico indicado por seta).



Fonte: Cardoso (2017).

Quadro 10 – *Endpoints* observados durante ensaio crônico de curta duração com *Danio rerio* exposto a diferentes concentrações do antibiótico oxitetraciclina, em 168 horas de exposição.

Pontos	24 horas	48 horas	72 horas	96 horas	120 horas	144 horas	168 horas
Controle	Coagulação do ovo	-	-	-	-	-	-
12,5 mg.L⁻¹	Coagulação do ovo	-	-	-	-	-	-
25 mg.L⁻¹	Coagulação do ovo	-	-	-	-	-	Absorção tardia do saco vitelínico
							Natação atípica
50 mg.L⁻¹	Coagulação do ovo	Absorção tardia do saco vitelínico	-	-	-	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico
						Edema cardíaco	Edema cardíaco
75 mg.L⁻¹	Coagulação do ovo	Olhos com pigmentação fraca	-	Absorção tardia do saco vitelínico	-	-	-
100 mg.L⁻¹	Coagulação do ovo	Olhos com pigmentação fraca	-	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico	-
				Curvatura atípica da cauda	Curvatura atípica da cauda	Curvatura atípica da cauda	
				Edema cardíaco	Edema cardíaco	Edema cardíaco	
125 mg.L⁻¹	Coagulação do ovo	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico	Curvatura atípica da cauda	Curvatura atípica da cauda	Curvatura atípica da cauda
		Olhos com pigmentação fraca		Curvatura atípica da cauda	Natação atípica	Natação atípica	Natação atípica
150 mg.L⁻¹	-	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico
			Curvatura atípica da cauda	Curvatura atípica da cauda	Curvatura atípica da cauda	Curvatura atípica da cauda	Curvatura atípica da cauda
			Desenvolvimento tardio	Edema cardíaco	Natação atípica	Natação atípica	Natação atípica
					Edema cardíaco	Edema cardíaco	Edema cardíaco
					Olhos com pigmentação fraca	Olhos com pigmentação fraca	Olhos com pigmentação fraca
200 mg.L⁻¹	Coagulação do ovo	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico	Absorção tardia do saco vitelínico	Curvatura atípica da cauda	Curvatura atípica da cauda	Curvatura atípica da cauda
				Edema cardíaco	Natação atípica	Natação atípica	Natação atípica

Quadro 11 – Percentual de observação dos *endpoints* analisados durante ensaio crônico de curta duração com *Danio rerio* exposto a diferentes concentrações do antibiótico oxitetraciclina, em 168 horas de exposição.

<i>Endpoints</i>	Controle	12,5 mg.L ⁻¹	25 mg.L ⁻¹	50 mg.L ⁻¹	75 mg.L ⁻¹	100 mg.L ⁻¹	125 mg.L ⁻¹	150 mg.L ⁻¹	200 mg.L ⁻¹
24 horas									
Coagulação dos ovos fertilizados	20,0%	10,0%	6,7%	3,3%	6,7%	3,3%	13%		16,7%
48 horas									
Absorção tardia do saco vitelínico				3,3%			10%	3,3%	20%
Olhos com pigmentação fraca					3,3%	6,7%	10%		
72 horas									
Absorção tardia do saco vitelínico							20%	26,7%	23,3%
Curvatura atípica da cauda								3,3%	
Desenvolvimento tardio								3,3%	
96 horas									
Absorção tardia do saco vitelínico					3,3%	3,3%	3,3%	3,3%	6,7%
Curvatura atípica da cauda						3,3%	3,3%	3,3%	
Edema cardíaco								3,3%	3,3%
120 horas									
Absorção tardia do saco vitelínico						3,3%		3,3%	
Curvatura atípica da cauda						3,3%	3,3%	3,3%	3,3%
Natação atípica							3,3%	3,3%	3,3%
Edema cardíaco						3,3%		3,3%	
Olhos com pigmentação fraca								3,3%	
144 horas									
Absorção tardia do saco vitelínico				3,3%		3,3%		3,3%	
Curvatura atípica da cauda						3,3%	3,3%	3,3%	3,3%
Natação atípica							3,3%	3,3%	3,3%
Edema cardíaco				3,3%		3,3%		6,7%	
Olhos com pigmentação fraca								3,3%	
168 horas									
Absorção tardia do saco vitelínico			6,7%	3,3%				3,3%	
Curvatura atípica da cauda							3,3%	3,3%	3,3%
Natação atípica			6,7%				3,3%	3,3%	3,3%
Edema cardíaco				3,3%				3,3%	
Olhos com pigmentação fraca								3,3%	

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Os efeitos subletais observados neste estudo indicam que efeitos crônicos representam riscos devido a exposição contínua a oxitetraciclina e podem levar a alterações no desenvolvimento de organismos não-alvo desse compost. Zhang; Li (2007) testando a semivida da oxitetraciclina em carpa-capim (*Ctenopharyngodon idellus* L.) recomendaram que o tempo máximo de uso desse fármaco deve ser de pelo menos 25 dias antes do uso de peixes para consumo humano. Considerando administração oral a uma dosagem de 100 mg/kg de peso corporal por dia, durante 7 dias à temperatura da água de 21 ± 1 °C.

Verificando a biodisponibilidade da oxitetraciclina após administração em enguia de cultura e seu destino em ambientes aquáticos fechados, os autores Ueno et al. (2004) concluíram que esse antibiótico não foi detectado na água após 5 dias depois da última medicação. Já no sedimento, a ausência da oxitetraciclina foi confirmada somente após 27 dias depois a última medicação. Pesquisadores destacam outra inquietação quanto ao uso da oxitetraciclina, pois grande parte desse antibiótico não é biodegradável (UENO et al., 2004; ZHANG; LI, 2007; GASTALHO et al., 2014), e foi recuperado da água da lagoa e do sedimento após a medicamentação com a dieta (UENO et al., 2004). Enfatizando a necessidade de estudos para desenvolver métodos que aumentem a biodisponibilidade e recuperação de alimentos não consumidos, evitando a lixiviação do fármaco para os corpos hídricos.

A ocorrência de doenças, especialmente, parasitárias e bacterianas são considerados fatores limitantes para produtividade na piscicultura. Os antibióticos que são utilizados em pisciculturas representam um risco de intoxicação ambiental que merece ser avaliado. E a oxitetraciclina, comumente utilizados no controle de doenças em peixes, não é permitido em atividades aquícolas no Brasil (CARRASCHI et al., 2011).

4.5 Reúso de efluente como ferramenta para gestão sustentável na piscicultura

Os potenciais impactos gerados pelo processo de produção de uma piscicultura são provenientes especialmente da geração de efluente, sobretudo nas regiões semiáridas, onde a água se tornou um fator limitante para o desenvolvimento. A natureza dos impactos pode variar, dependendo de diversos fatores como o processo de produção, as características do corpo hídrico receptor e o manejo aplicado no sistema (AMÉRICO et al., 2013).

O reúso de efluentes está entre as técnicas capazes de contribuir com a redução de impactos e da demanda de água captada para piscicultura (BOYD; GROSS, 2000). O tratamento e reúso

dos efluentes é de extrema importância como ferramenta para gestão sustentável da piscicultura, a fim de minimizar os impactos nos corpos hídricos receptores.

A Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental classificou o reúso de água como potável e não potável. O reúso potável refere-se à finalidade de reutilização no sistema de água potável, e o não potável, que por não exigir níveis de tratamentos elaborados, é mais viável economicamente, e pode ter fins agrícolas e na aquicultura (MORELLI, 2005).

Para que seja possível a reutilização da água, ela deve atender a padrões de uso, e para isso o conhecimento das características do efluente é indispensável. O reúso, quando atrelado a técnicas de tratamento de efluente, podem fornecer maior confiabilidade para sua aplicação. A partir das análises físico-químicas, biológicas e ecotoxicológicas realizados nesta pesquisa, pode-se observar que o tratamento biológico através da técnica de fitorremediação foi eficaz na diminuição de alguns parâmetros físico-químicos, e que não houve efeito tóxico do efluente antes e após tratamento, sobre os organismos testados.

Os dados levantados neste estudo mostram potencial de viabilidade para o reúso do efluente dos tanques de juvenis de tilápia do Nilo, fase em que não há introdução de hormônio no cultivo. No entanto, um monitoramento deve ser iniciado antes de qualquer reúso do efluente. Estes devem considerar períodos seco e chuvoso. Especialmente, pela presença de cianobactérias na água.

As águas do reservatório de Itaparica servem a múltiplos usos no semiárido, como irrigação, abastecimento humano, aquicultura, pesca artesanal e ao Projeto de Interligação de Bacias do Rio São Francisco. As práticas de reúso nessa região contribuem para minimizar as demandas de água, com melhorias na gestão dos recursos hídricos e com o desenvolvimento sustentável da piscicultura.

A aplicação de reúso de efluentes na agricultura irrigada e na aquicultura são descritas como benéficas economicamente. Segundo Rosa (2014), comumente os efluentes agrícolas vêm sendo desperdiçados, uma vez que pela qualidade dos nutrientes provenientes dos dejetos pode ser reutilizado como fonte para outros tipos de cultivos, como os agrícolas.

De acordo com Hespanhol (2002), efluentes de sistemas convencionais de tratamento possuem proporções de nitrogênio e fósforo capazes de suprir a irrigação em zonas semiáridas, reduzindo a necessidade do uso de fertilizantes comerciais.

O efluente de piscicultura, rico em nutrientes, possui grande potencial para o uso integrado com produção de plantas hidropônicas. Essa técnica é conhecida como aquaponia, e vem ganhando espaço na última década. A aquaponia se define pela integração entre a criação de organismos aquáticos, principalmente peixes, e o cultivo de vegetais hidropônicos, com enfoque na reutilização total da água, evitando o desperdício, e diminuindo ou até eliminando, a liberação do efluente no meio ambiente (CARNEIRO et al, 2015), reduzindo os impactos nos recursos hídricos, sendo uma alternativa de produção com características de sustentabilidade (HUNDLEY, 2013).

As principais vantagens da utilização do sistema de aquaponia no reuso de efluente estão relacionadas ao menor uso de terra e de água, ciclagem contínua de nutrientes que são transformados em produtos absorvíveis para as plantas, redução do uso de fertilizantes e defensivos, ciclos de plantas rápidos e inclusão no mercado de produtos “ecológico”, com valor agregado (EMERENCIANO, 2017). Já as desvantagens estão relacionadas a dependência de energia elétrica, limitações quanto à utilização de agrotóxicos e antibióticos, necessidade de conhecimento interdisciplinar, altos custos de investimento inicial e pouca tecnologia difundida no Brasil (HUNDLEY; NAVARRO, 2013).

Vários trabalhos vêm mostrando a eficiência do reuso de efluente em cultivo de plantas em aquaponia, validando tanto sistemas para a produção familiar quanto sistemas para produção em larga escala (CARNEIRO et al, 2015), e efluentes de cultivo de camarões de água doce e produção de alface e agrião (CASTELLANI et al., 2009), efluentes de cultivo de tilápia do Nilo e produção de manjerição e manjerona (HUNDLEY, 2013), sistema de cultivo intensivo de tilápia do Nilo integrado ao cultivo de alface (ZORTÉA, 2013), entre outros. No entanto, a literatura brasileira ainda é embrionária sobre tema (HUNDLEY; NAVARRO, 2013; CARNEIRO et al, 2015).

Para impulsionar o uso da aquaponia no Brasil, um projeto de lei aguarda votação na Comissão de Meio Ambiente, Defesa do Consumidor e Fiscalização e Controle, e este dá ao produtor benefícios como prioridade na concessão e renovação de outorga de direitos de uso de recursos hídricos, incentivos fiscais, prioridade para o produtor como fornecedor da produção aquícola e agrícola dentro do Programa de Aquisição de Alimentos do governo e acesso ao crédito rural com juros diferenciados (EMERENCIANO, 2017).

Diversos países como Bangladesh, Índia, Indonésia e Peru, vem utilizando a prática de uso de efluentes de piscicultura como fonte de alimento para os próprios peixes (HESPANHOL, 2002). Essa técnica contribui para a redução de custos com bombeamento de água, diminuição da quantidade de água captada dos corpos hídricos e fornece reforço na alimentação dos peixes, com a presença de organismos planctônicos na água.

O reúso depende também de diversos fatores além dos ambientais, tais como decisão política, esquemas institucionais, disponibilidade técnica e fatores econômicos, sociais e culturais (HESPANHOL, 2002).

A fim de garantir qualidade e segurança no reúso de efluente, uma regulamentação é imprescindível e esta deve considerar as questões éticas, sociais, econômicas e ambientais, sobretudo, ponderando os aspectos locais em relação à gestão dos recursos hídricos, os potenciais benefícios e os prejuízos.

Uma vez que não há padronização acerca das águas utilizadas, estudos sobre os potenciais riscos devem ser cruciais, anteriormente a aplicação do reúso de águas residuais. Sobretudo, no caso dos efluentes provenientes dos cultivos de alevinos na piscicultura, pelos efeitos oriundos do uso de produtos farmacêuticos.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os dados físico-químicos e biológicos no ponto P6, reservatório Itaparica, atendem aos limites permitidos pela legislação Conama 357/05, classe 2, exceto pelo fósforo total com valores acima de $0,30 \text{ mg.L}^{-1}$ P; clorofila-a, com resultado acima de $30 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ e a densidade de cianobactérias, acima de $50.000 \text{ células/mL}$. Relembrando que o reservatório Itaparica é tanto local de captação de água para piscicultura, como de lançamento de seu efluente.

Para os parâmetros como fósforo total, oxigênio dissolvido, pH, clorofila-a e cianobactérias, a necessidade de monitoramento rigoroso, considerando os impactos ambientais, sanitários e de saúde pública. Uma vez que esses parâmetros podem ser indicativos de eutrofização, podendo interferir na qualidade da água e na qualidade do pescado.

A água e o efluente da piscicultura em tanque escavado não representaram toxicidade aguda e crônica para integrantes das populações aquáticas do zooplâncton e da ictiofauna utilizados nos ensaios ecotoxicológicos. No entanto, os efeitos subletais, mesmo em baixos percentuais de ocorrência, foram observados em *Danio rerio*.

O hormônio 17α -metiltestosterona, mesmo em baixas concentrações, causou toxicidade ao microcrustáceo zooplancônico *Daphnia similis* ($\text{CE}_{50}:48\text{h} = 7.62 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$), e ao peixe *Danio rerio* ($\text{CI}_{50}:168\text{h} = 0,63 \text{ mg.L}^{-1}$).

O antibiótico oxitetraciclina não representou toxicidade aguda e crônica para integrantes das populações aquáticas do zooplâncton e da ictiofauna. No entanto, efeitos subletais em baixos percentuais de ocorrência foram observados em *Danio rerio*, chamando atenção para os riscos a longo prazo pelo acúmulo desse composto no sedimento e pela falta de regulamentação do seu uso no Brasil.

Quando comparados os dados dos pontos no efluente antes e após o tratamento observa-se que houve uma diminuição dos valores para os parâmetros físico-químicos, com elevação da taxa de oxigênio dissolvido e nenhum efeito tóxico foi observado. Demonstrando que o tratamento por fitorremediação vem melhorando a qualidade do efluente. Para as variáveis biológicas foi registrado aumento dos valores, destacando aumento da riqueza de espécies fitoplancônicas. Com isso, conclui-se que o efluente da piscicultura, dos tanques destinados ao cultivo de juvenis, tem grande potencial de reuso, destacando os fins agrícolas, contribuindo com o uso

sustentável dos recursos hídricos e com adoção de práticas sustentáveis para o desenvolvimento da piscicultura no semiárido.

Os resultados aqui apresentados demonstram que a piscicultura não está causando perturbações significativas ao ambiente. Porém o monitoramento é fundamental. Espera-se que a pesquisa contribuía com a elaboração de estratégias de gestão e políticas públicas para as cadeias produtivas no semiárido, visando reduzir os impactos ambientais. Uma vez que, a legislação nacional não faz menção a limites e padrões para substâncias utilizadas na piscicultura, e parâmetros específicos para testar a toxicidade dos efluentes dessa atividade no país. Chamando atenção ao fato de que não foram encontrados estudos ecotoxicológicos para região, com enfoque na atividade de piscicultura.

O desenvolvimento do setor aquícola no semiárido pernambucano sugere tendência de aumento do lançamento de efluentes nos corpos hídricos, destacando o rio São Francisco. A água usada nos tanques de cultivo é despejada nos corpos hídricos e a comunidade ribeirinha faz uso desta sem tratamento prévio. A qualidade da água nessa região é preponderante nos contextos ambiental, econômico, cultural e social. Impactando diretamente nas comunidades ribeirinhas, de difícil acesso às tecnologias de tratamento e reúso da água, pisciculturas, pescadores artesanais e nas áreas de lazer e recreação.

Os resultados explanados nesta pesquisa devem ser considerados e empregados como ferramentas para gestão ambiental sustentável da piscicultura, de modo que mostram necessidade de cautela no lançamento de efluentes e de reúso da água, a fim de evitar impactos ambientais e contribuir com o desenvolvimento da piscicultura na região semiárida. A qualidade das águas poderá representar uma barreira para o crescimento do setor.

A formulação de políticas públicas que garantam os múltiplos usos da água a todos e defina padrões de lançamento de efluente de atividades aquícolas no Brasil é vital para o desenvolvimento econômico da região. Uma vez que, grandes projetos como os de irrigação e transposição do rio São Francisco pleiteiam as águas dessa bacia, e podem se sobrepor ou chamar mais atenção do poder público em relação aos pequenos produtores rurais e pescadores artesanais. Como estratégia para contribuir com a gestão dos efluentes de piscicultura, recomenda-se os futuros estudos:

- Análise quantitativa das concentrações de hormônios e antibióticos no efluente da piscicultura, no corpo hídrico receptor e nos peixes cultivados;

- Análise em outros organismos não-alvo dos compostos farmacêuticos utilizados na piscicultura, pertencentes a outros níveis da cadeia trófica;
- Ensaios crônicos com hormônio 17 α -metiltestosterona em peixes endêmicos, a fim de verificar o efeito na reprodução e impacto local;
- Formulação de protocolos de ensaios ecotoxicológicos com espécies endêmicas da bacia do rio São Francisco.
- Estudos aplicados com reuso do efluente em culturas hidropônicas.

REFERÊNCIAS

- AGNOLLO, E. C. D.; TAMANAHA, M. S.; BOMBO, G; C.; VICENTE, L. R. M.; PADILHA, P. J. M.; COSTA, S. W. Ocorrência de cianotoxinas (microcistina e cilindrospermopsina) em viveiros de piscicultura em Santa Catarina. *In: Simpósio Internacional de Carcinicultura e Simpósio Internacional de Aquicultura, 11., 2004, Fortaleza, CE. Resumo...* Natal, RN: Associação Brasileira de Criadores de Camarões, p. 114, 2014.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L.C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. EDUEM, Maringá, PR, Brasil, 2007.
- AKANDE, M. G.; ORN, S.; NORRGREN, L. Evaluation of the Toxic Effects of Clozapine in Zebra fish (*Danio rerio*) embryos with the Fish Embryo Toxicity Test. **International Journal on Pharmaceutical and Biomedical Research**, v.1, 2010.
- AMARAL, B. R. do. Degradação eletroquímica de desreguladores endócrinos: o hormônio metiltestosterona. *Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Química, pela Universidade de São Paulo - USP, São Carlos*, 107 p., 2012.
- AMÉRICO, J. H. P.; TORRES, N. H.; MACHADO, A. A.; CARVALHO, S. L. de. Piscicultura em tanques-rede: impactos e consequências na qualidade da água. **Revista Científica ANAP**, v. 6, n. 7, p.137-150, 2013.
- AMORIM, F. S. Determinação de 17 α metiltestosterona em amostras de sedimentos de tanques de piscicultura de peixes tilápia do Nilo. *Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Química, pelo Instituto de Química da Universidade de Brasília - UNB, Brasília*, 71 p., 2013.
- ANAGNOSTIDIS K.; KOMÁREK J. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3 – Oscillatoriales. **Archives Hydrobiology Supplement**. V. 80, n. 1-4. (Algological Studies 50-53), p. 327-472. 1988.
- APHA - American Public Health Association; AWWA – American Water Works Association; WPCF – Water Pollution Control Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington DC. 1085p. 2012.
- APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. APHA. Washington DC: Edição 22, 1490 p., 2012.
- ARAGÃO, N. K. C. V.; GOMES, C. T. S.; LIRA, G. A. S. T.; ANDRADE, C. M. Estudo da comunidade fitoplancônica no reservatório do Carpina-PE, com ênfase em cyanobacteria. **Rev Inst Adolfo Lutz**, 66(3): 240-248, 2007.
- ARAGÃO-TAVARES, N. K. C.; SEVERIANO, J. S.; MOURA, A. N. Phytoplankton composition of the Itaparica and Xingó reservoirs, São Francisco River, Brazil. **Braz. J. Biol.**, vol. 75, no. 3, p. 616-627, 2015.
- ARAÚJO-FILHO, J. C. de.; GUNKEL G.; SOBRAL, M. C. M.; KAUPENJOHANN, M.; LOPES, H. L. Soil attributes functionality and water eutrophication in the surrounding area of Itaparica Reservoir, Brazil. **Rev. bras. eng. agríc. ambient.**, vol.17, n.9, p.1005-1013, 2013.

ARAÚJO, J. S. de; SÁ, M. de F. P. de. Sustentabilidade da piscicultura no baixo São Francisco alagoano: condicionantes socioeconômicos. **Ambiente & Sociedade**, v. XI, n. 2, p. 405 – 424, Campinas, 2008.

ARANA, L.V. **Fundamentos de aquíicultura**. Florianópolis, Ed. UFSC, 349 p., 2004.

ARENZON, A; DE LORENZO, C; COIMBRA, N. J; SCHULZ, U. H. A determinação da toxicidade crônica para peixes baseada apenas na sobrevivência é suficiente? **Ecotoxicol. Environ. Contam.**, v. 8, n. 2, p. 65-68, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **Ecotoxicologia aquática: toxicidade aguda – método de ensaio com *Daphnia* spp (Crustacea: Cladocera)**. ABNT NBR 12713: 2004, 23p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica de curta duração – Método de ensaio com peixes**. ABNT NBR 15499: 2015, 23 p.

BACCARIN, A. E.; CAMARGO, A. F. M. Characterization and evaluation of the impact of feed management on the effluents of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Culture Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.48, n.1, p.81-90, 2005.

BADO-NILLES, A.; TECHER, R.; PORCHER, J. M.; GEFFARD, A.; GAGNAIRE, B.; BETOULLE, S.; SANCHEZ, W. Detection of immunotoxic effects of estrogenic and androgenic endocrine disrupting compounds using splenic immune cells of the female thre-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus* (L.). **Environmental toxicology and pharmacology**, 38, p. 672-683, 2014.

BARBOSA, R. M.; POVINELLI, J.; ROCHA, O.; ESPÍNDOLA, E. L.G. A toxicidade de despejos (lodos) de estações de tratamento de água à *Daphnia similis* (cladocera, crustacea). In: *XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES*, Rio Grande do Sul, 2000.

BARROS, L. S. S.; DE SOUZA, F. C.; TAVARES, L. H. S.; AMARAL, L. A.; Microcystin-LR in brazilian aquaculture production systems. **Water Environment Research**, v.82, n.3, p. 240-248, 2010.

BARROSO, R. M.; ANDRÉS, M. P. **A Tilápia e o Desenvolvimento do Sertão de Itaparica/PE - Análise Econômica para Investimentos de Desenvolvimento na Região**. Documentos 4: Embrapa Pesca e Aquicultura, ed. 1, 44 p., Palmas - TO, 2014.

BAPTISTA, D.F; DORVILLÉ, L. F; BUSS, D.F; NESSIMIAN, J. L. Spatial and temporal organization of aquatic insects assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. **Brazilian Journal of Biology**, n.61, p. 295-304, 2001.

BAZANTE-YAMAGUISHI, R; LOMBARDI, J. V; MERCANTE, C. T. J; CARUSO, N. P. P; MOREIRA, L. E. B; PEREIRA, J. S. Análise Ecotoxicológica em Viveiro de Produção de Tilápia (*Oreochromis niloticus*), Utilizando o Cladóceros *Ceriodaphnia dubia* como Organismo-Teste. **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.** v. 4, n. 1-3, p. 55-64, 2009.

BERTOLETTI, E. Sensibilidade de Algumas Espécies de Peixes de Água Doce Utilizadas no Brasil. **Jornal. Braz. Soc. Ecotoxicol.** v. 4, n. 1-3, 2009.

BERTOLETTI, Eduardo. **Controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no estado de São Paulo**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (Série manuais), 2ª ed, 42 p., São Paulo, 2013.

BEZERRA, L. A. V.; PAULINO, W. D.; GARCEZ, D. S.; BECKER, H.; SÁNCHEZ-BOTERO, J. I. Limnological characteristics of a reservoir in semiarid Northeastern Brazil subject to intensive tilapia farming (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758). **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 26, no. 1, p. 47-59, 2014.

BICUDO, C.E.M., RAMIREZ R., J.J., TUCCI, A., BICUDO, D. C. Dinâmica de Populações fitoplanctônicas em ambiente eutrofizado: O Lago das Garças, São Paulo. In: Henry, R. (Ed.). *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. Botucatu: FUNDIBIO; São Paulo: FAPESP, 15: 451 – 507, 1999.

BILA, D. M.; DEZOTTI, M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e consequências. **Quim. Nova**, v.. 30, n.. 3, p. 651-666, 2007.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. do C.; CUNHA, M. C. C.; MOURA, A. do N. Genetic Polymorphism in Brazilian *Microcystis* spp. (Cyanobacteria) Toxic and Non-Toxic Through RFLP-PCR of the *cpcBA*-IGS. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, p. 901-909, 2009.

BOYD, C. E.; GROSS, A. Water use and conservation for inland aquaculture ponds. **Fisheries Management and Ecology**, USA, 7: 55-63, 2000.

BORGES, P. A. F.; TRAIN, S.; DIAS, J. D.; BONECKER, C. C. Effects of fish farming on plankton structure in a Brazilian tropical reservoir. **Hydrobiologia**, 649: 279-291, 2010.

BOSCARDIN, N. R. Produção Aquícola. In: OSTRENSKY, A.; BORGHETTI, J. R. & SOTO, D. (Org.). **Aquicultura no Brasil: o desafio é crescer**. Brasília, p. 27-72, 2008.

BRAGA, J. D. B.; BRAGA, E. G. P.; PEREIRA, S. M. B.; LEÇA, E. E.; TEIXEIRA, M. G. Programa de controle de macrófitas aquáticas no complexo hidrelétrico de Paulo Afonso e na UHE Itaparica. In: *Seminário nacional de produção e transmissão de energia elétrica – SNPTEE*. 15., 1999, Paraná, *Anais...* Paraná, 1999.

BRASIL. Leis, Decretos, etc. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 2 set. 1981. Seção 1.

BRASIL. Leis, Decretos, etc. Resolução CONAMA nº 001, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 17 de fev. 1986. Seção 1, p. 2548-2549.

BRASIL. Leis, Decretos, etc. Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63.

BRASIL. Lei nº 11.959, de 29 de junho de 2009. Dispõe sobre a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca, regula as atividades pesqueiras, revoga a Lei nº 7.679, de 23 de novembro de 1988, e dispositivos do Decreto-Lei nº 221, de 28 de fevereiro de 1967, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 30 jun. 2009 a. Seção 1.

BRASIL. Leis, Decretos, etc. Resolução CONAMA nº 413, de 26 de junho de 2009. Dispõe sobre o licenciamento ambiental da aquicultura, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 30 jun. 2009 b. Seção 1, p. 126-129.

BRASIL. Leis, Decretos, etc. Resolução Conama nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 16 maio 2011. Seção 1, p. 89.

BRASIL, PORTARIA nº 145/98, de 29 de outubro de 1998. Estabelece normas para a introdução, reintrodução e transferência de peixes, crustáceos, moluscos, e macrófitas aquáticas para fins de aquicultura, excluindo-se as espécies animais ornamentais. Instituto

BRASIL, PORTARIA Ministério da Saúde Nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 14 de dezembro. Seção 1, p. 19.

BUCHHEIM, M. A.; MICHALOPULOS, E. A.; BUCHHEIM, J. A. Phylogeny of the Chlorophyceae with special reference to the Sphaeropleales: a study of 18S and 26S rDNA data. **Journal of Phycology**. 37: 819-835. 2001.

CAMPOS, B. G. de; ABESSA, D. M. de S.; LOPES, M. C.; SILVA, N. J. R. da. Avaliação ecotoxicológica em piscicultura no parque estadual da Serra do Mar-SP, Núcleo Itarirú. **O Mundo da Saúde**, 38(1):98-104, São Paulo, 2014.

CARRASCHI, S. P.; SHIOGIRI, N. S.; VENTURINI, F. P.; CRUZ, C. da; GÍRIO, A. C. F.; MACHADO-NETO, J. G. Acute toxicity and environmental risk of oxytetracycline and florfenicol antibiotics to Pacu (*Piaractus mesopotamicus*). **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo, 37(2): 115-122, 2011.

CARDOSO, A. S. Avaliação da comunidade fitoplanctônica da bacia do rio Piranhas-açu, região semiárida, nordeste brasileiro. *Monografia apresentada para conclusão do curso de Licenciatura em Ciências biológicas, Departamento de Educação – Campus VIII, Universidade do Estado da Bahia*. 56 p., Paulo Afonso, 2012.

CARDOSO, A. S.; SILVA-FILHO, S. M. P. da; ALVES, A. E.; ROCHA, C. M. C.; CUNHA, M. C. C. Fitoplâncton como bioindicador de eventos extremos na bacia do rio Una, Pernambuco, Brasil. **Rev. Brasileira de Geografia Física**, v. 06, n. 04, p. 697-710, 2013.

CARNEIRO, D. O.; FIGUEIREDO, H. C. P.; PEREIRA JÚNIOR, D. J.; LEAL, C. A. G.; LOGATO, P. V. R. Perfil de susceptibilidade a antimicrobianos de bactérias isoladas em diferentes sistemas de cultivo de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*). **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.**, v.59, n.4, p.869-876, 2007.

CARNEIRO, Paulo César Falanghe; MORAIS, Carlos Adriano Rocha Silva; NUNES, Maria Urbana Corrêa; NIZIO-MARIA, Alexandre; FUJIMOTO, Rodrigo Yudi. Produção integrada de peixes e vegetais em aquaponia. *Documentos 198, Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros*, 2015.

CARVALHO, E. D.; RAMOS, I. P. A aquicultura em grandes represas brasileiras: interfaces ambientais, socioeconômicas e sustentabilidade. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v.38, p. 1, 2010.

CARVALHO-FILHO, Jomar. Conheça os números da produção aquícola de 2015. Revista Panorama da Aquicultura. 2016. Disponível em: <http://www.panoramadaaquicultura.com.br/novosite/?p=6342> Acesso em: 29/01/2017

CASÉ, M.; LEÇA, E. E.; NEUMANN-LEITÃO, S.; SANT'ANNA, E. E.; SCHWAMBORN, R.; MORAES-JUNIOR, A. T. de. Plankton community as an indicator of water quality in tropical shrimp culture ponds. **Marine Pollution Bulletin**. v. 56, n. 7, p. 1343–1352, 2008.

CASTAGNOLLI, M. C. Histórico da utilização da tecnologia na aquicultura brasileira. In: *IV Encontro Nacional de Pisciculturas em Águas Públicas – ENPAP*. Penede, AL, outubro, 2008.

CASTELLANI, D.; CAMARGO, A. F. M.; ABIMORAD, E. G. Aquaponia: aproveitamento do efluente do berçário secundário do Camarão-da-Amazônia (*Macrobrachium amazonicum*) para produção de alface (*Lactuca sativa*) e agrião (*Rorippa nasturtium aquaticum*) hidropônicos. **Bioikos**, Campinas, 23: 67-75, 2009.

CHELLAPPA, N. T. et al. Impact of stress and disturbance factors on the phytoplankton communities in Northeastern Brazil reservoir. **Revista Limnológica**, 39, 273 – 282, 2009.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Guia de coleta e preservação de amostras. Água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão – [et al]. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011, 326 p.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DOS VALES DO SÃO FRANCISCO DO PARNAÍBA - CODEVASF. **Cadeia produtiva de aquicultura & recursos pesqueiros - Oportunidade de investimento em piscicultura no Vale do São Francisco e do Parnaíba**. Brasília, DF. 41p.; 2008.

COMPANHIA HIDROELÉTRICA DO SÃO FRANCISCO - CHESF. **Inventário dos Ecossistemas Aquáticos do Baixo São Francisco. Reservatório Itaparica. 2º Relatório Anual Dezembro/2008 a Novembro/2009**. 331 p., Recife, 2010.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Água: teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* Claus, 1876 (Cladocera, Crustácea)**. Método de ensaio. São Paulo: CETESB, p1-17, 1991.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Métodos para avaliação da toxicidade de poluentes a organismos aquáticos**. São Paulo: CETESB, v. 2., p. 25, 1992.

COSTA, Carla Regina; OLIVI, Paulo; BOTTA, Clarice M. R; ESPINDOLA, Evaldo L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Quim. Nova**, v. 31,n. 7, p. 1820-1830, 2008.

COSTA, I. A. S.; CUNHA, S. R. de S.; PANOSSO, R.; ESKINAZA-SANT'ANNA, E. M. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, 13(2): 382-401, 2009.

CYRINO, José Eurico Possebon; BICUDO, Álvaro José de Almeida; SADO, Ricardo Yuji; BORGHESI, Ricardo; DAIRIKI, Jony Koji. A piscicultura e o ambiente – o uso de alimentos ambientalmente corretos em piscicultura. **R. Bras. Zootec.**, v.39, p.68-87, 2010.

CPRH – AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. **Norma técnica. Parâmetros de monitoramento por tipologia industrial. CPRH nº 2.006**. Aprovada pelo 218º Reunião do Conselho de Administração da CPRH, em 23 de agosto de 2000. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/normas-cprh-2006.pdf> Acesso em: 05 de janeiro de 2017.

DAMMSKI, Ana Paula; MÜLLER, Bruno Roberto; GAYA, Carolina; REGONATO, Daiane. **Zebrafish. Manual de criação de biotério**. Universidade Federal do Paraná, 1ª ed., 106 p., Curitiba, 2011.

DIAS-KOBERSTEIN, T. C. R.; NETO, A. G.; STÉFANI, M. V. de; MALHEIROS, E. B.; ZANARDI, M. F.; SANTOS, M. A. dos. Reversão sexual de larvas de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) por meio de banhos de imersão em diferentes dosagens hormonais. **Rev. Acadêmica**, Curitiba, v. 5, n. 4, p. 391-395, 2007.

DOMINGUES, I.; OLIVEIRA, R.; LOURENÇO, J.; GRISOLIA, C. K.; MENDO, S.; SOARES, A. M. Biomarkers as a tool to assess effects of chromium (VI): comparison of responses in zebrafish early life stages and adults. *Comparative biochemistry and physiology. Toxicology & pharmacology: CBP*, v. 152, n. 3, p. 338-45, 2010.

EMERENCIANO, Maurício. Incentivo à Vista – Momento Histórico para a Aquaponia no Brasil. *Aquaculture Brasil*, 4ª ed, 2017. Disponível em: <http://www.aquaculturebrasil.com/2017/04/04/incentivo-a-vista-momento-historico-para-a-aquaponia-no-brasil/> Acesso em: 14 de março de 2017.

ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos da limnologia**. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 3ª edição, 826 p., 2011.

FALONE, Sandra Zago. Desenvolvimento de métodos para a determinação do hormônio 17 α -Metiltestosterona em amostras de água e de sedimentos de piscicultura: ensaios ecotoxicológicos com cladóceros. *Tese apresentada a Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo – USP*. 155 p., 2007.

FARIA, Regina Helena Sant'Ana de; MORAIS, Marister; SORANNA, Maria Regina Gonçalves de Souza; SALLUM, Willibaldo Brás. **Manual de criação de peixes em viveiros**. Brasília: CODEVASF, 136 p., 2013.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Fisheries Technical Paper – 381**. James C. Cato. Rome, Italy, 1998.

FRANCO, Maria de Assunção Ribeiro. **Planejamento ambiental para cidade sustentável**. 2ª ed. – São Paulo: Annablume; Fapesb, 2008.

FRASCÁ-SCORVO, C. M. D.; SCORVO FILHO, J. D.; DONADELLI, A.; TURCO, P. H. N. Piscicultura em tanques-rede em represas rurais. **Pesquisa & Tecnologia**, v. 9, n. 1, p. 1-5, 2012.

GAO, Jiancao; LIU, Shaozhen; ZHANG, Yingying; YUAN, Cong; CHEN, Shu; WANG, Zaizhao. Effects of 17 α -methyltestosterone on transcriptome, gonadal histology and sex steroid hormones in rare minnow *Gobiocypris rarus*. **Comparative Biochemistry and Physiology. Part D** 15, p. 20-17, 2015.

GASTALHO, S.; SILVA, G. J. da; RAMOS, F. Uso de antibióticos em aquacultura e resistência bacteriana: Impacto em saúde pública. **Acta Farmacêutica Portuguesa**, vol. 3, n. 1, p. 29-45, 2014.

GHERARDI-GOLDSTEIN, E. Testes de toxicidade de efluentes industriais. **Ambiente: Revista CETESB de Tecnologia**, v. 2, n. 1, p. 033-038, 1988.

GHISELLI, Gislaine; JARDIM, Wilson F. Interferentes endócrinos no ambiente. **Quim. Nova**, v. 30, n. 3, p. 695-706, 2007.

GISP – Programa Global de Espécies Invasoras. América do Sul invadida. **A crescente ameaça das espécies exóticas invasoras**. 80 p., 2005.

GOZLAN, R. E. Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? **Fish and Fisheries**, Malden, 9: 106-115, 2008.

GOZLAN, R. E.; BRITTON, J. R.; COWX, I.; COPP, G. H. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. **Journal of Fish Biology**, Oxford, 76(4): 751-786, 2010.

GUIMARÃES, Adalberto Ferreira. **Criação de peixe**. Ilhéus: CEPLAC/MAPA, 28 p., 2012.

GUIMARÃES, E.S.; LACAVA, P.M.; MAGALHÃES, N.P. Avaliação da toxicidade aguda com *Daphnia similis* na água captada no Rio Paraíba do Sul e processada na Estação de Tratamento de Água do município de Jacareí - SP – Brasil. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 2, 2004.

GUNKEL, G.; SELGE, F.; SOBRAL, M. do C. Re-oligotrophication of tropical Water reservoirs to minimize environmental impact. **River Basin Management**, VII, v. 172, p. 313-326, 2013.

HAMILTON, M.A., RUSSO, R.C., THURSTON, R.V. Trimed Spearman-Kärber method for estimating medial lethal concentrations in toxicity bioassays. **Environmental Science Technology**, v.7, n. 7, p.714-719, jul. 1977.

HERMES, C. A. Sistema agroindustrial da tilápia na região de Toledo/PR e comportamento de custos e receitas. *Tese apresentada ao Curso de Pós-graduação em Aquicultura do Centro de Aquicultura da UNESP, Campus Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Aquicultura*. 142 p., 2009.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A. F. M. Impacto das Atividades de Aquicultura e Sistemas de Tratamento de Efluentes com Macrófitas Aquáticas. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, 34: 165-175, 2008.

HESPANHOL, Ivanildo. Potencial de reúso de água no Brasil. Agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. **RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.7, n.4, p. 75-95, 2002.

HOMKLIN, S.; ONG, S. K.; LIMPIYAKORN, T. Biotransformation of 17 α -methyltestosterone in sediment under different electron acceptor conditions. **Chemosphere**, 82 (10): 1401-1707, 2011.

HUNDLEY, G. C. Aquaponia, uma experiência com tilápia (*Oreochromis niloticus*), manjerição (*Ocimum basilicum*) e manjerona (*Origanum majorana*) em sistemas de recirculação de água e nutrientes. *Monografia (Graduação em Agronomia)* – Universidade de Brasília – UnB, Brasília, 2013.

HUNDLEY, G. C.; NAVARRO, R. D. Aquaponia: a integração entre piscicultura e a hidroponia. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS)**, v.3, n.2, p.52-61, 2013.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Avaliação da toxicidade aguda para peixes: parte D. 3: manual de testes para avaliação de ecotoxicidade de agentes químicos**. Brasília, DF, 1987.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 30 de outubro. Seção 1, p. 89.

IGARASHI, Marco Antonio. **Piscicultura**. Série de Cadernos Técnicos da Agenda Parlamentar: CREA-PR, 41 p., 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Produção da Pecuária Municipal 2014**. Rio de Janeiro: IBGE, 2015. Disponível em: <http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=260740&search=pernambuco|itacuruba> Acesso em: 01/06/2016

ISIDORI, Marina; LAVORGNA, Margherita; NARDELLI, Angela; PASCARELLA, Luigia; PARRELLA, Alfredo. Toxic and genotoxic evaluation of six antibiotics on non-target organisms. **Science of the Total Environment**, 346, p. 87 – 98, 2005.

ISO. International Organization for Standardization. **ISO 6341: water quality determination of the mobility of *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea)**. Geneve, 12 p., 1996.

KLING, H. J.; LAUGHINGHOUSE, H. D.; ŠMARDA, J.; KOMÁREK, J.; ACREMAN, J.; BRUUN, K.; WATSON, S. B.; CHEN, F. A new red colonial Pseudanabaena (Cyanoprokaryota, Oscillatoriales) from North American large lakes. **Fottea**, Olomouc, 12(2): 327-339, 2012.

KNIE, J. L.; LOPES, E. W. B. **Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações**. Florianópolis: Editora FATMA, 2004.

KOKTA, C., ROTHERT, H. A hazard and risk assessment scheme for evaluating effects on earthworms: the approach in the Federal Republic of Germany. In: **GREIG SMITH, P.W. Ecotoxicol Earthworms**. Newcastle: Intercept., p.169-184., 1992.

KOLAR, Boris; ARNUS, Loyro; JERETIN, Bogdana; GUTMAHER, Ales; DROBNE, Damjana; DURJAVA, Mojca Kos. The toxic effect of oxytetracycline and trimethoprim in the aquatic environment. **Chemosphere**, 115, p. 75–80, 2014.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota 2.Teil: Oscillatoriales. Pp. 1-759. In: B. Bridel; G.L. Gastner & M.S. Krienitz (eds.). **Süßwasserflora von Mitteleuropa**, 19/2. London, Elsevier. 2005.

KUBITZA, F. **Tilápia: tecnologia e planejamento na produção comercial**. Ed. **Acqua Supre**, 2ª ed., Jundiaí, 289 p., 2000.

KUBITZA, F. Larvicultura de peixes nativos. **Panorama da Aquicultura**, v. 13, n. 77, p. 47-56, mai./jun., 2003.

KUBITZA, F. 2010. Tilápias no Brasil. Para onde segue a produção de? **Panorama da Aquicultura**, p. 14-25, nov./dez., 2010.

LAALE, H. W. The biology and use of zebrafish, *Danio rerio* in fisheries research. A literature review. **J. Fish Biol.**, v. 10, p. 121-173, 1977.

LAITANO, K. dos Santos; MATIAS, W. G. Testes de Toxicidade com *Daphnia magna*: Uma Ferramenta para Avaliação de um Reator Experimental UASB. **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.**, v. 1, n. 1, p. 43-47, 2006.

- LIMA-JÚNIOR, Dilermando Pereira; LIMA, Luciano Benedito de; VITULE, Jean Ricardo Simões; ORSI, Mário Luís; AZEVEDO-SANTOS, Valter M. Modificação das diretrizes do CONAMA nº 413/2009 sobre licenciamento ambiental da aquicultura: retirando os "obstáculos normativos" para a criação de espécies não nativas em águas brasileiras. **Boletim ABLimno**, 40(2), p. 3-11, 2014.
- LIZAMA, M. A. P.; TAKEMOTO, R. M.; RANZANI-PAIVA, M. J. T.; AYROZA, L. M. S. & PAVANELLI, G. C. Relação parasito-hospedeiro em peixes de pisciculturas da região de Assis, Estado de São Paulo, Brasil. 1. *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1757). **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 29, n. 2, p. 223-231, 2007.
- LISE, M. L. Z.; GAMA E SILVA, T. S.; FERIGOLO, M.; BARROS, H. M. T. O abuso de esteróides anabólico-androgênicos em atletismo. **Revista da Associação Médica Brasileira**, São Paulo, v. 45, n. 4, p. 364-379, set./dec. 1999.
- LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista Biología Marina y oceanografía**, 22(1): 1-29, 1986.
- LOPES, Helio; SOBRAL, Maria do Carmo; GUNKEL, Günter; CANDEIAS, Ana Lúcia; MELO, Gustavo. Comportamento espacial da clorofila-a no reservatório de Itaparica, rio São Francisco. **Eng Sanit Ambient**, v.20, n.3, p. 475-484, 2015.
- MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES. L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. **Boletim do Instituto da Pesca**, 36(2): 149 – 163, São Paulo, 2010.
- MAGALHÃES, G. V. V.; PAULA, E. S. de; STEFANUTTI, R. Avaliação da toxicidade em efluentes de fossa séptica para *Daphnia magna* e *Daphnia similis*. **Revista AIDIS**, v. 7, n. 3, p. 272 – 282, 2014.
- MANSANO A. Avaliação Da Toxicidade Aguda Do Antibiótico Ciprofloxacina Aos Cladóceros *Daphnia magna* e *Ceriodaphnia silvestrii*. In: **VIII Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 8, n. 12, p. 76-88, 2012.
- MASCARENHAS, Gelsomina Lima; CASÉ, Maristela Costa Cunha; MARTINS, Larissa Ribeiro; FERREIRA, Jucélia Tavares; LOPES, Denise Vieira. Caracterização do fitoplâncton das bacias do rio São Francisco, Moxotó e Paraíba, inseridas no projeto de integração do rio São Francisco. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.6, n.5, p. 1050-1068, 2013.
- MATSUZAKI, M.; MUCCI, J. L. N.; ROCHA, A. A. Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. **Rev. Saúde Pública**. 38(5):679-686, 2004.
- MERCANTE, C. T. J.; SILVA, D.; COSTA, S. V. Avaliação da qualidade da água de pesqueiros da região metropolitana de São Paulo por meio do uso de variáveis abióticas e clorofila. In: **ESTEVEZ, K. E.; SANT'ANNA, C. L. Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente, saúde pública e manejo**. São Carlos: RIMA, p.37-48, 2008.
- MEDLIN, L.K.; KACZMARSKA, I. Evolution of the diatoms: V. Morphological and cytological support for the major clades and a taxonomic revision. **Phycologia**. V. 43, p. 245-270. 2004.
- MELO, Gustavo; MORAIS, Manuela; SOBRAL, Maria do Carmo; GUNKEL, Günter; CARVALHO, Renata. Influência de Variáveis Ambientais na Comunidade Fitoplanctônica nos

Reservatórios Receptores do Projeto de Integração do Rio São Francisco. **Revista Brasileira de Geografia Física**, 06, p. 1300-1316, 2012.

MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA- MPA. **Boletim estatístico da pesca e aquicultura de 2010**. Brasília: MPA, 129 p., 2012.

MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA- MPA. **Plano de desenvolvimento da aquicultura brasileira – 2015/2020**. Brasília: MPA, 61 p., 2015.

MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA - MPA. *Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura. Brasil 2008-2009*. Brasília, Ministério da Pesca e Aquicultura. 101p., 2012. Disponível em: <<http://www.mpa.gov.br/mpa/seap/Jonathan/mpa3/docs/anu%20da%20pesca%20completo2.pdf>> Acesso em: 19 ago. 2015.

MIRACLE, A. L.; ANKLEY, G. T. Ecotoxicogenomics: linkages between exposure and effects in assessing risks of aquatic contaminants to fish. **Reproductive Toxicology**, n. 19, p. 321-326, 2005.

MORAES, M.; SOBRAL, M. C.; SILVA, H.; MELO, G. L. de; PEDRO, A. ; CABRAL, J. ; SARMENTO, P. Qualidade de água em reservatórios de regiões com escassez hídrica: Estudos de caso na região Mediterrânea de Portugal e região semiárida do Brasil. In: *Carlos de Oliveira Galvão; José Almir Cirilo; Jaime Cabral; Mônica, G. Agra de Medeiros. (Org.). Recursos hídricos para a convivência com o semiárido: abordagens por pesquisadores no Brasil, Portugal, Cabo Verde, Estados Unidos e Argentina*. 1ed., Porto Alegre: ABRH, v. 1, p. 301-330, 2011.

MOLICA, R. J. R.; OLIVEIRA, E. J. A.; CARVALHO, P. V. V. C; COSTA, A. N. S. F.; CUNHA, M. C. C.; MELO, G. L.; AZEVEDO, S. M. F. O. Occurrence of saxitoxins and an anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. **Harmful Algae**, v. 4, p. 743-753, 2005.

MOUTINHO, L. M. G.; CAMPOS, L. H. R.; RAPOSO, I. P. A.; LEÃO, E. L. de S.; FERRAZ, J. M. de M. “Caracterização, análise e sugestões para adensamento das políticas de apoio a APLs implementadas nos Estados - Pernambuco. Nota técnica 5.” In: *Análise do mapeamento e das políticas para Arranjos Produtivos Locais no Norte, Nordeste e Mato Grosso e dos impactos dos grandes projetos federais nos Arranjos Produtivos Locais*. BNSD: Pernambuco. Disponível em: <http://www.politicaapls.redesist.ie.ufrj.br/>. Acesso em: 09 de maio de 2016.

MOURA, M. A. A; DOMINGUES, I; OLIVEIRA, R; JONSSON, C. M; NOGUEIRA, A. J. A. Efeito da ametrina em larvas e adultos de paulistinha (*Danio rerio*). **Biológico**, v.73, n.2, p.330-335, São Paulo, 2011.

MOURA, Rodrigo S. T. de; LOPES, Yuri V. de A.; HENRY-SILVA, Gustavo G. Sedimentação de nutrientes e material particulado em reservatório sob influência de atividades de piscicultura no semiárido do Rio Grande do Norte. **Quim. Nova**, Vol. 37, No. 8, 1283-1288, 2014.

MORELLI, Eduardo Bronzate. Reúso de água na lavagem de veículos. *Dissertação de mestrado apresentada a EPUSP – PHD*, São Paulo, 92 p., 2005.

MUÑOZ, Andrea Elena Pizarro; FLORES, Roberto Valladão; RODRIGUES, Ana Paula Oeda; MATAVELI, Marcela. Aquicultura: atividade em ascensão. **Boletim Ativos da Aquicultura**, Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil, ano 1, ed. 1, 2015.

NASCIMENTO, Flávio Lima; OLIVEIRA, Márcia Divina de. **Noções básicas sobre piscicultura e cultivo em tanques-rede no Pantanal**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 28 p., 2010.

NIETO, R. Caracterização ecotoxicológica de efluentes líquidos industriais – ferramenta para ações de controle da poluição das águas. In: *Anais XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, Rio Grande do Sul, 2000.

NOGUEIRA, Ina de Souza; GAMA-JÚNIOR, Watson Arantes; D’ALESSANDRO, Emmanuel Bezerra. Cianobactérias planctônicas de um lago artificial urbano na cidade de Goiânia, GO. **Revista Brasil. Bot.**, v.34, n.4, p.575-592, 2011.

NOUR, E. A. A; CANDELLO, F. P; SANTOS, E. M. R. dos; BARRETTO, A. S; DOMINGUES, L. M. Tratamento biológico de formaldeído: toxicidade residual monitorada por bioensaios com *Daphnia similis*. **Rev. Ecotoxicol. Environ. Contam.**, v. 09, n. 1, p. 77-85, 2014.

NUNES, José Simões; REMOR, Eliane; AMORIN, Desieli Gomes; MUELBERT, Betina; BORBA, Maude Regina de. Piscicultura agroecológica: utopia ou necessidade? In: *Memorias del V Congreso Latinoamericano de Agroecologia*, Archivo Digital, 2015.

ORGANISATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT – OECD. **Daphnia, reproduction teste**. Draft OECD Guideline, 202, partll, 1993.

ORGANISATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT – OECD. **Fisf Embryo Acute Toxicity (FET) Test**. OECD Guideline, 236, 22 p., 2013.

PASSADOR, C. S.; PASSADOR, J. L.; ROSA, A. B. de S.; ALVES, T. Arranjo Produtivo Local de Aquicultura do Baixo São Francisco. *Anais. II Encontro de Administração Pública e Governança*. São Paulo-SP: 22 a 24 de novembro de 2006.

OSTI, João Alexandre Saviolo; TUCCI, Andréa Tucci; BIUDES, José Francisco V.; CAMARGO, Antônio Fernando Monteiro. Caracterização da comunidade fitoplânctônica em viveiro de criação de tilápia (*Oreochromis niloticus*). In: *Anais da 18ª Reunião Anual do Instituto de Botânica*, Instituto de Botânica de São Paulo, São Paulo, 2011.

OSTRENSKY, A; BORGHETTI, J. R; SOTO, D. (Editores). **Estudo Setorial para Consolidação de uma Aquicultura Sustentável no Brasil**. Grupo Integrado de Aquicultura e Estudos Ambientais, 279 p. IL, Curitiba, 2007.

PEDRALLI, P.; TEIXEIRA, M. do C. Macrófitas aquáticas como agentes filtradores de materiais particulados, sedimentos e nutrientes. In: *HENRY, R. Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*, Rima, São Carlos. p.177-198, 2003.

PERNAMBUCO. Lei Estadual nº 14.549, de 21 de dezembro de 2011. Dispõe sobre licenciamento ambiental, infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, e dá outras providências. Altera a Lei Estadual nº 14.249, de 17 de dezembro de 2010. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Recife, 22 dez. 2011.

RAMOS, Igor Paiva; ZANATTA, Augusto Seawright; ZICA, Érica de Oliveira Penha; SILVA, Reinaldo José da; CARVALHO, Edmir Daniel. Impactos ambientais de pisciculturas em tanques-rede sobre águas continentais brasileiras: revisão e opinião. In: *CYRINO, J. E. P; FURUYAW, M.; RIBEIRO, R. P.; SCORVO FILHO, J. D. Tópicos especiais em biologia*

aquática e aquicultura III. Jaboticabal: Sociedade Brasileira de Aquicultura e Biologia Aquática, 2008.

RAND, G. M.; WELLS, P. G.; MCCARTHY, L. S. Introduction to aquatic toxicology. In: RAND, G. M. (Ed). **Fundamentals of aquatic toxicology effects, environmental fate and risk assessment**. 2ª ed., Washington: Taylor & Francis, p. 3 – 67, 1995.

REGITANO, Jussara Borges; LEAL, Rafael Marques Pereira. Comportamento e impacto ambiental de antibióticos usados na produção animal brasileira. **R. Bras. Ci. Solo**, 34:601-616, 2010.

REIS-FILHO, Ricardo Wagner; ARAÚJO, Juliana Coutinho de; VIEIRA, Eny Maria. Hormônios sexuais estrógenos: contaminantes bioativos. **Quim. Nova**, Vol. 29, No. 4, 817-822, 2006.

RICO, A.; OLIVEIRA, R.; MCDONOUGH, S.; MATSER, A.; KHATIKARN, J.; SATAPORNVANIT, K.; NOGUEIRA, A.; SOARES, A.; DOMINGUES, I.; BRINK, P. Use, fate and ecological risks of antibiotics applied in tilapia cage farming in Thailand. **Environmental Pollution**, 191, p. 8-16, 2014.

ROCHA, B. G. da; VITAL, T. A piscicultura em tanque-rede no município de Petrolândia - PE: um arranjo produtivo local em construção. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 5, n. 3, 2012.

RODRIGUES, L. L.; SANT'ANNA, C. L.; TUCCI, A. Chlorophyceae das represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 33, p. 247-264, 2010.

ROSA, Leonardo Cruz da. Crescimento e sobrevivência da ostra *Crassostrea brasiliana* (Lamarck, 1819) mantida em um viveiro de cultivo de camarão. **Arq. Ciên. Mar**, 47(1): 64 – 68, Fortaleza, 2014.

ROSSI, Gabriel Augusto Marques. Importância da aquicultura na saúde pública. **Revista de Educação Continuada em Medicina Veterinária e Zootecnia do CRMV-SP**. São Paulo: Conselho Regional de Medicina Veterinária, v. 10, n. 2 e 3, 2012.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; AGUIJARO, L. CARVALHO, L. R.; SOUZA, R. C. **Identificação e Contagem de Cianobactérias Planctônicas de Águas Continentais Brasileiras**. Ed. Interciência – Sociedade Brasileira de Ficologia. 55p., 2006.

SANTOS, R. M.; ROCHA, G. S.; ROCHA, O.; SANTOS-WISNIEWSKI, M. J. Influence of net cage fish cultures on the diversity of the zooplankton community in the Furnas hydroelectric reservoir, Areado, MG, Brazil. **Aquaculture Research**, 40: 753-776, 2009.

SANTOS, L. H. M. L. M.; ARAÚJO, A. N.; FACHINI, A.; PENA, A.; DELERUE-MATOS, C.; MONTENEGRO, M. C. B. S. M. Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment. **Journal of Hazardous Materials**, 175, P. 45–95, 2010.

SANTOS, Alexandre Augusto Oliveira. Sustentabilidade ambiental da criação de camarões de água doce e uso de aguapé no tratamento de efluentes. *Tese apresentada ao Programa de Pós-*

Graduação em Aquicultura pela Universidade Estadual Paulista– UNESP, Jaboticabal - SP, 2012.

SAKATA, A. Imagem ilustrativa do organismo *Daphnia magna* e *Daphnia similis*. Disponível em: < http://www.akira-sakata.com/daphnia/images/up_0012.jpg>. Acesso em: 18 de novembro 2015.

SAYED, Alaa El-Din H.; MAHMOUD, Usama M.; MEKKAWY, Imam A. Erythrocytes alterations of monosex tilapia (*Oreochromis niloticus*, Linnaeus, 1758) produced using methyltestosterone. **Egyptian Journal of Aquatic Research**, 42, p. 83-90, 2016.

SCHIVIANI, J. DE A.; CARDOSO, C. E.; RODRIGUES, W. C. Desreguladores Endócrinos no Meio Ambiente e o Uso de Potenciais Bioindicadores Endo. **Revista Eletrônica TECCEN**, v. 4, n. 3, p. 33–48, 2011.

SEBRAE/MPA. **Licenciamento ambiental da aquicultura**. Critérios e procedimentos. Brasília-DF: SEBRAE/MPA, 2011. 44p.

SIDONIO, L.; CAVALCANTI, I.; CAPANEMA, L.; MORCH, R.; MAGALHÃES, G.; LIMA, J.; BURNS, V.; ALVES JÚNIOR, A.J.; MUNGIOLI, R. Panorama da aquacultura no Brasil: desafios e oportunidades. **Agroindústria**, v. 35, p. 421-463, 2012.

SILVA, J. M. da.; ALMEIDA, V. L. S. do.; FUENTES, E. V.; ARAÚJO, M. K. C.; MOURA, A. N. da.; SEVERI, W. Diversidade da ficoflórula no reservatório de Itaparica, região Nordeste, Brasil. In: *Anais Jepex*, UFPE, 2008.

SILVA, L. A. P. da; ARAÚJO, F.; PANOSSO, R.; CAMACHO, F.; COSTA, I. A. S. As águas verdes dos Reservatórios do Rio Grande do Norte: o problema das cianobactérias e cianotoxinas. Associação Brasileira de Limnologia, **Boletim Ablimno**, nº39 (1), 2011a.

SILVA, V. A. G.; AMORIM, F. S.; PEREIRA, E. F.; SOUZA, J. R.; LOUVANDINI, H. Determinação do hormônio 17-alfa-metiltestosterona em amostras de peixe. **Revista de Educação Continuada em Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 9, n. 3, 2011b.

SILVA, R. F.; SILVA, J. L. A.; BARBOSA, A. D. Gestão do uso e reuso da água de cultivos de alevinos em Itacuruba – PE. In: *XIV Congresso Mundial da Água (World Water Congress, XIV, 2011 - International Water Resources Association)*. Anais. Gerenciamento adaptativo da água e o desenvolvimento sustentável. Ipojuca – Porto de Galinhas – PE: 2011c.

SILVA, Roberta Dias da; ROCHA, Laudicéia Oliveira; ALVES, Bruno Duarte; VIEIRA, Dirson; FIORAVANTI, Maria Clorinda Soares. Parâmetros hematológicos e bioquímicos da tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus* L.) sob estresse por exposição ao ar. **Pesq. Vet. Bras.** 32(Supl.1):99-107, dezembro, 2012.

SKAJKO, D.; FIRETTI, R. Tilápias em tanque-rede ótima alternativa de investimento. Em: *ANUÁRIO DA PECUÁRIA BRASILEIRA - Anualpec*. São Paulo: FNP Consultoria & Comércio, p. 309-22, 2000.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FÁVERO, E. C.; BRAGA, F. M. de S. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I Floating Plant. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, 62(3): 1-11, 2002.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BRAGA, F. M. de S. Constructed wetland in waste-water treatment. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, 30(3): 261-265, 2008.

SOARES, M. C. F.; LOPES, J. P.; BELLINI, R.; MENEZES, D. Q. A piscicultura no rio São Francisco: é possível conciliar o uso múltiplo dos reservatórios? **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, São Luís, v. 2, n. 2, p. 69-83, 2007.

SOBRAL, Maria do Carmo Martins; CARVALHO, Renata Maria Caminha Mendes de Oliveira; SILVA, Marlene Maria da; MELO, Gustavo Lira de. Uso e ocupação do solo no entorno de reservatórios no semi-árido brasileiro como fator determinante da qualidade da água. *XXX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental – AIDIS*, Punta del Este – Uruguay, 2006.

SOBRAL, Maria do Carmo Martins. **Wüstenbildung und Dürrekatastrophen in Pernambuco**. Diskussionsforum: TU Berlin International, v. 58, p. 30-31, 2006.

SOBRAL, M. do C.; CARVALHO, R. C.; FIGUEIREDO, R. C. Environmental risks management of multipurpose use of reservoirs in semiarid area of São Francisco River, Brazil. In: GUNKEL, G.; SOBRAL, M.C. (Org.). *Reservoirs and River Basins Management: Exchange of Experience from Brazil, Portugal and Germany*. Berlin: Technische Universität, TU Berlin, 2007.

SOBRAL, Maria do Carmo Martins. Estratégia de Gestão dos Recursos Hídricos no Semiárido Brasileiro. **Revista Eletrônica do PRODEMA – REDE**, v. 7, p. 76-82, 2011.

SONDERGAARD, Martin; LARSEN, Soren E.; JORGENSEN, Torben B.; JEPPESEN, Erik. Using chlorophyll a and cyanobacteria in the ecological classification of lakes. **Ecological Indicators**, v. 11, p. 1403-1412, 2011.

SOUZA, Jaqueline Pérola de; MEDEIROS, Louise de Souza; WINKALER, Elissandra Ulbricht; MACHADO-NETO, Joaquim Gonçalves. Acute toxicity and environmental risk of diflufenzuron to *Daphnia magna*, *Poecilia reticulata* and *Lemna minor* in the absence and presence of sediment. **Pesticidas: r. ecotoxicol. e meio ambiente**, Curitiba, v. 21, p. 1-12, 2011.

TESOLIN, G. A. S.; MARSON, M. M.; JONSSON, C. M.; NOGUEIRA, A. J. A.; FRANCO, D. A. de S.; ALMEIDA, S. D. B. de; MATALLO, M. B.; MOURA, M. A. M. de. Avaliação da toxicidade de herbicidas usados em cana-de-açúcar para o Paulistinha (*Danio rerio*). **O Mundo da Saúde**, São Paulo - 38(1):86-97, 2014.

TROCA, Débora Fernando Ávila; VIEIRA, João Paes. Potencial invasor dos peixes não nativos cultivados na região costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo, 38(2): 109 – 120, 2012.

TUCCI, A.; SANT'ANNA, C. L.; GENTIL, R. C.; AZEVEDO, M. T. de P. Fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano eutrófico. **Hoehnea**, 32(2):147-175, 2006.

TUNDISI, José Galizia; MATSUMURA-TUNDISI, Takako. **Limnologia**. Ed. Oficina de Textos, 1ª ed., São Paulo, 632 p., 2008.

UENO, Ryuji; KINOSHITA, Akiko; WAKABAYASHI, Junko. Comparative pharmacokinetics of oxytetracycline in eel and its fate in a closed aquatic environment. **Aquaculture**, 235, p. 53–63, 2004.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMMEE - UNEP. **Chemical pollution: a global overview**. Geneva: UNEP, 105p., 1992.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms**. Washington, DC: USEPA, 266 p., 2002. (EPA/821-R-02-012).

UTERMÖHL, H. Zur vervollkommen der quantitativen phytoplankton methodic. Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte. **Limnologie**, 9: 1-38. 1958.

VALENTI, W.C.; POLI, C.R.; PEREIRA, J.A.; BORGHETTI, J.R. (Ed.). **Aqüicultura no Brasil: Bases para um desenvolvimento sustentável**. Brasília: CNPq/Ministério da Ciência e tecnologia, 399 p. 2000.

VALENTI, W. C.; KIMPARA, J. M.; PRETO, B. de L. Measuring Aquaculture Sustainability. **World Aquaculture**, 42(3):26-30, 2011.

VAN DEN HOEK, C.; MANN, D.G.; JAHNS, H.M. **Algae: an introduction to phycology**. Cambridge, Cambridge University Press. 1995.

VAN DER MUDE, A. Endocrine-disrupting chemicals: testing to protect future generations. **Boston College Environmental Affairs Law Review**, n. 38, p. 509-535, 2011.

VICENTE, I.S.T.; FONSECA-ALVES, C.E. Impact of Introduced Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) on Non-native Aquatic Ecosystems. **Pakistan Journal of Biological Sciences**, v. 16, n. 3, p. 121-126, 2013.

VYMAZAL, J. Removal of bod_5 in constructed wetlands with horizontal sub surface flow: Czech experience. **American Fisheries Society Symposium**, USA, 2: 1-8. 1999.

ZANATTA, Augusto S.; PERBICHE-NEVES, Gilmar; VENTURA, Robson; RAMOS, IGOR P.; CARVALHO, Edmir D. Effects of a small fish cage farm on zooplankton assemblages (Cladocera and Copepoda: Crustacea) in a sub-tropical reservoir (SE Brazil). **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 5(4):530-539, 2010.

ZAGGATO, P. A., BERTOLETI, E. **Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações**. Rima, São Carlos – SP, 2ª ed., 486 p., 2008.

ZANARDI, Munir Francisco; KOBERSTEIN, Teresa Cristina Ribeiro Dias; URBINATI, Elisabeth Criscuolo; FAGUNDES, Michele; SANTOS, Marcio Alves dos; MATAQUEIRO, Maria Isabel. Concentrações de hormônio na carcaça de tilápias-do-Nilo e maturação precoce após reversão sexual. **R. Bras. Zootec.**, v.40, n.1, p.7-11, 2011.

ZERULLA, M.; LANGE, R.; STEGER-HARTMANN, T.; PANTER, G.; HUTCHINSON, T.; DIETRICH, D. R. Morphological sex reversal upon short-term exposure to endocrine modulators in juvenile fathead minnow (*Pimephales promelas*). **Toxicology Letters**, 131, p. 51-63, 2002.

ZHANG, Qizhong; LI, Xuemei. Pharmacokinetics and residue elimination of oxytetracycline in grass carp, *Ctenopharyngodon idellus*. **Aquaculture**, 272, p.140–145, 2007.

ZHENG, Y.; CHEN, J.; LIU, Y.; GAO, J.; YANG, Y.; ZHANG, Y.; BING, X.; GAO.; Z.; LIANG, H.; WANG, Z. Molecular mechanism of endocrine system impairment by 17 α -methyltestosterone in gynogenic *Pengze crician* carp offspring. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 128, p. 143-152, 2016.

ZORTÉA, L. F. Produção intensiva de tilápias (*Oreochromis niloticus*), integrada ao cultivo hidropônico de alface (*Lactuca sativa*). *Monografia (Graduação em Ciências Rurais)* – Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Curitiba, 2013.

YASUI, G. S.; SANTOS, L. C.; SHIMODA, E.; RIBEIRO-FILHO, O. P.; CALADO, L. L.; FREITAS, A. S.; VIDAL-JUNIOR, M. V.; FERREIRA, E. B. Masculinização de três linhagens de tilápias do Nilo utilizando o andrógeno sintético 17-a-metiltestosterona. **Zootecnia tropical**, 25 (4): 307-310, 2007.

WALKER, C. H.; SIBLY, R. M.; HOPKIN, S. P.; PEAKALL, D. B. **Principles of ecotoxicology**. 4^a ed, New York: CRC Press, 360 p., 2012.

WENDT, Carla Letícia Gediel Rivero. Avaliação toxicológica do hormônio 17 Alfa metiltestosterona em espécies aquáticas. *Tese apresentada ao curso de pós-graduação em Patologia Molecular da Universidade de Brasília – UNB*. Brasília, 198 p., 2013.

WOLLENBERGERA, L.; HALLING-SØRENSEN, B.; KUSKA, K. O. Acute and chronic toxicity of veterinary antibiotics to *Daphnia magna*. **Chemosphere**, 40, p. 723-730, 2000.