



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA
CURSO DE DOUTORADO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: MANEJO DE BACIAS

MÁRIO CESAR WIEGAND

**EUTROFIZAÇÃO DE AÇUDES NO SEMIÁRIDO: VULNERABILIDADE E BIO-
MANIPULAÇÃO**

FORTALEZA – CEARÁ

2015

MÁRIO CESAR WIEGAND

EUTROFIZAÇÃO DE AÇUDES NO SEMIÁRIDO: VULNERABILIDADE E BIOMANIPULAÇÃO

Tese de Doutorado submetida à Coordenação do Curso de Pós-graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como requisito para obtenção do grau de Doutor em Engenharia Agrícola.

Orientador: Prof. José Carlos de Araújo, Dr.
- UFC

FORTALEZA – CEARÁ

2015

Dados Internacionais de Catalogação na
Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca de Pós-Graduação em Economia Agrícola

W64e

Wiegand, Mário Cesar

Eutrofização de açudes no semiárido: vulnerabilidade e biomanipulação./ Mario Cesar Wiegand. - 2015.

144 f.: il. color., enc.; 30 cm

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Engenharia Agrícola, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Fortaleza, 2015.

Área de Concentração Manejo de Bacias Hidrográficas.

Orientação: Prof. Dr. José Carlos de Araújo.

Coorientador: Prof^ª. Dr^ª. Carla Ferreira Rezende.

1. Limnologia. 2. Tempo de residência. 3. Biotecnologia. 4. Índice de estado trófico.
I. Título.

CDD: 551.48

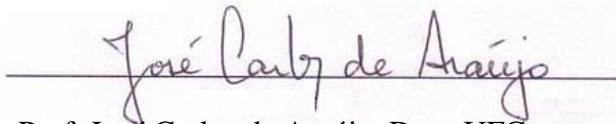
MÁRIO CESAR WIEGAND

EUTROFIZAÇÃO DE AÇUDES NO SEMIÁRIDO: VULNERABILIDADE E BIOMANIPULAÇÃO

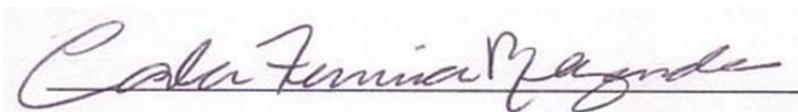
Tese de Doutorado submetida à Coordenação do Curso de Pós-graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como requisito para obtenção do grau de Doutor em Engenharia Agrícola.

APROVADA EM: 01 de ABRIL de 2015.

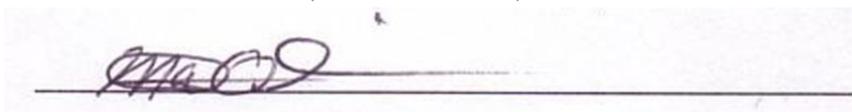
BANCA EXAMINADORA



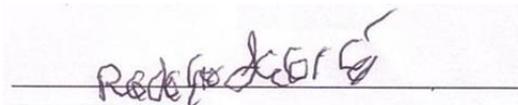
Prof. José Carlos de Araújo, Dr. – UFC
(Orientador)



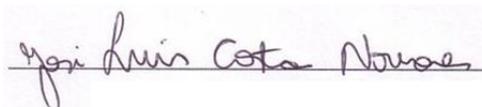
Profa. Carla Ferreira Rezende, Dra. – UFC
(Co-Orientadora)



Prof. Moisés Almeida de Oliveira, Dr. – Aposentado
(Examinador)



Prof. Rodolfo José Sabiá, Dr. – URCA
(Examinador)



Prof. José Luís Costa Novaes, Dr. – UFERSA
(Examinador)

À minha Família; da qual subtraí muitas
luas de convivência com o escopo de al-
cançar almejado título.

Aos Amigos... (àqueles que ainda estão
nesse plano e, aos que já partiram para o
outro) que sempre torceram e confiaram
em minha vitória.

AGRADECIMENTOS

“Ao DEUS do meu coração e de minha compreensão. Criador de toda Vida, visível e invisível, manifesta e imanifesta. Construtor de todas as estrelas, de todos os planetas e mundos, Pai e Mãe de todas as almas.”

Ao Mestre – DIVINO – Jesus e ao Anjo Micael pela ajuda me fornecida quando esta foi solicitada.

Ao meu Anjo da Guarda “Seheiah” e todos os “Guias” que me acompanham pela proteção, principalmente durante minhas “aventuras” em águas de reservatório estrangeiro.

À Antiga e Mística Ordem Rosae Crucis – AMORC e a todos os Frateres e todas as Sorores que me auxiliaram de alguma maneira nessa árdua vereda.

A todos os “Anjos”, pessoas do Sim que o Cósmico colocou em minha vereda. Em especial a cinco amigos de Curitiba; Eloi Khun, Lídia Celeste (Lia), Paulo Roberto (Bonanza), Roberto Artigas Faucz (Beto) e Fabiano Navarro (*in memoriam*) pelo apoio à minha “loucura” de partir para Fortaleza. Naquele momento, mais que me apoiarem, eles SALVARAM MINHA VIDA.

Ao Professor José Carlos de Araújo, pela Orientação na pesquisa e, principalmente, pela amizade e voto de confiança.

À Professora Carla Ferreira Rezende pela Co-orientação em minha pesquisa.

Ao Professor Iván Piedra pela Co-orientação durante meu doutorado Sanduíche em Cuba e, principalmente, pelo apreço e amizade.

Aos Professores Moisés Almeida de Oliveira, Rodolfo José Sabiá e José Luís Costa Novaes por aceitarem o convite para a Banca Examinadora e por suas contribuições e sugestões.

A todos os Professores e Professoras que me auxiliaram nessa longa jornada. Às Professoras Margo, Aurora, Jesebel, Gelta e Tereza (Primário); Às Professoras Darcy, Vilma, Hael, “Vó” e aos Profesores Afrânio e Theodoro (Ginásio); Aos Professores Ivo, Renato, Nakid e Proença (Colégio e Cursinho); Aos Professores Teodorovicz e Domacoski (Informática); Aos Professores Evaldo Mehl e Márlío (Engenharia Elétrica); Às Professoras Silvana Sa-

ker, Alessandra, Regine, Artamizia e Bete e aos Professores Igarashi, Jarbas (*in memoriam*), Calíope, Moisés, Alexandre, Manoel, Vladimir, Marcelo e “Comandante” (Engenharia de Pesca); Ao Professor Ronaldo (Química Analítica); Ao Professor Rogério (Economia Rural); À Professora Helena Becker (Química); À Professora Lilian Cavalcante (Inglês Instrumental).

Aos Professores e Professoras da Pós-graduação que nortearam minha busca por conhecimento. Professoras Helba Araújo, Ana Célia, Eunice Maia, Sandra Santaella, Carla Resende e; Professores José Carlos, Julien Burte, Nonato, Renato e Iran Neto.

Ao Professor Odálio Girão e Família, pelo apoio durante o início dessa caminhada de estudo em Fortaleza e pela amizade que perdura.

Ao Professor e Perito Antoniel; responsável por eu cursar Engenharia de Pesca.

Às Famílias fortalezenses que me “Adotaram” e que mostraram que ainda existem pessoas de BOM CORAÇÃO no Mundo. Família de Dona Maria do Carmo e Seu Marcelino; Família de Dona Emília e Seu Edivan; Família de Socorro Amaral e Dr. Ranvier Aragão; Família de Rosiana Aragão e seu Reginaldo Euler e; Família de Salvelina Portela e Erlon Nascimento.

À Família de Iraida e Manuel. “Minha” Família Cubana que muito me ensinou sobre a sua história e cultura. E ao Amigo Walfrido Ruz pelos ensinamentos e passeios.

Aos Amigos(as) do Grupo de Pesquisa HidroSed. Em especial Pedro Medeiros, George Mamede, Carlos Alexandre, José Wellington, Christine Farias, Leonardo Schramm, Yuri Castro, Débora Mythia, Vidal Figueiredo, Laldiane Pinheiro, por toda mínima ajuda oferecida e prestada.

Ao “time” de Engenheiros de Pesca que formei para ganhar esse título: Diego Ribeiro, Ana Caroline (Carol) e Thiago Xavier.

Ao Hidrosediano mais “Tremofera” do Grupo. O “engrongado e trepotildo” Cicero pela sempre ajuda fornecida durante a montagem dos experimentos, formatação de textos, estatística e outros.

Aos amigos da Pós-graduação em Engenharia Agrícola.

Aos amigos da Engenharia de Pesca Alexandro Poliato, Alisson Nepomuceno, Margerminia Vasconcelos, Daniel Cavalcante, Ivone Coelho, Paulo Paracuru e Jullyermes Lourenço.

Aos amigos de Madalena. Aos Moradores do Assentamento 25 de Maio. Em especial à Família de Dona Gorete e Seu “Mauro” por nos acolher como se fossemos da família também.

Aos bolsistas e amigos Auderice e Cleidson.

Aos também colaboradores Charles e Fabrício pela ajuda na condução dos experimentos.

Aos funcionários da Escola Estadual João dos Santos de Oliveira (Quieto) e à sua Diretora Sandra que prontamente nos cedeu espaço para a realização dos experimentos.

A todos os funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola. À Dona Fátima pelo cafezinho; À “sempre cantante” Aninha pelo chá, pela broaca na merenda e, sem dúvida, pela Amizade.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia (IFCE) - Campus de Maracanaú, em especial à Professora Emília.

À Voluntária, Amiga e Amada Tatiana Nascimento (TATI) pelos ensinamentos ofertados ao meu “time” em laboratório e pela paciência, compreensão e carinho para mim dedicados.

Àqueles que mais que tudo deram a VIDA por essa pesquisa; os espécimes de peixes (*Oreochromis niloticus* e *Astyanax bimaculatus*) utilizados nos experimentos.

A Capes MÊS/CUBA pela oportunidade oferecida em realizar Doutorado Sanduíche em Cuba e pela concessão de bolsa de estudo que possibilitou minha dedicação exclusiva ao curso e a pesquisa desenvolvida.

“O ambiente aquático, seja um rio, fonte, lago, açude ou qualquer coleção d’água, é por si mesmo um pequeno mundo no qual todas as forças da natureza estão nele integradas e interagem na complementação do seu ciclo de vida, sendo por isso considerado como um **Órgão da Terra** que aparece, floresce, vive e, como todo ser vivo, também morre.”

[FORBES (1887) apud GURGEL (2010)]

RESUMO

WIEGAND, Mário Cesar. Universidade Federal do Ceará, Abril de 2015. **Eutrofização de açudes no semiárido: vulnerabilidade e biomanipulação.** Orientador: José Carlos de Araújo. Co-orientador(a): Carla Ferreira Rezende. Examinadores: Moisés Almeida de Oliveira, Rodolfo José Sabiá, José Luís Costa Novaes.

Com o crescente aumento da demanda de água e a preocupação de que a oferta estabelecida não consiga suprir esse consumo, torna-se necessária a conservação da quantidade e, principalmente, da qualidade da água disponível, especialmente em regiões semiáridas como o Nordeste brasileiro (NEB), onde esse recurso é escasso. As principais causas da poluição da pequena açudagem no semiárido são: a presença de animais nas margens dos açudes, onde defecam e urinam; os efluentes domésticos (*e.g.* lavagem de roupas, águas utilizadas nas atividades domésticas); o desmatamento da mata ciliar, que protegeria os açudes contra o assoreamento e a entrada de matéria orgânica; a presença de lixo ao ar livre; e o uso de insumos agrícolas que contribuem para o processo de eutrofização. Por sua vez, a principal característica do processo de eutrofização é o excesso de nutrientes nos corpos d'água, apresentando grandes oscilações de crescimento e mortandade de algas e macrófitas. Através da continuidade do processo, há o acúmulo de matéria morta na região mais profunda desses ambientes, causando o aumento do metabolismo de bactérias que ocasiona a mortandade de peixes e outros organismos pela falta ou diminuição de oxigênio, acrescentando-se, ainda, o fato da produção de toxinas, por algas cianofíceas, ser prejudicial à biota e à saúde humana. Diante disso, estudos que estimem o aporte de nutrientes tornam-se impostergáveis para que, a partir daí, medidas que auxiliem na recuperação de reservatórios eutrofizados possam ser tomadas. Entre tais medidas há a biomanipulação. Esta é uma ferramenta biológica e o seu preceito basilar consiste na utilização de organismos aquáticos (*e.g.* peixes), no sentido de melhorar a qualidade do ecossistema aquático. Pergunta de Partida: É possível tratar um açude eutrofizado usando biomanipulação? No caso afirmativo, quais as particularidades para um açude no semiárido, principalmente no que tange a sua ictiofauna a qual apresenta maior riqueza de espécies, estoques com dominância de peixes onívoros e onde a reprodução dos peixes ocorre durante todo o ano? Assim sendo, com o escopo de responder as aludidas questões a presente tese foi dividida em duas partes: a primeira compara o estado de eutrofização e suas prováveis causas em dois reservatórios tropicais, um em clima úmido (La Juventud, Cuba) e o outro em clima semiárido (Marengo, Brasil). Após estimar o estado trófico dos dois reservatórios nas estações chuvosa e seca, avaliou-se a influência hidrológica e de uso do solo sobre o grau de trofia dos lagos. Concluiu-se que o lago tropical semiárido encontrava-se eutrófico, enquanto que o lago úmido encontrava-se mesotrófico. Considerando-se que há similitude entre os usos do solo nas duas bacias e que, na estação chuvosa, o aporte de nutrientes na bacia úmida é consideravelmente superior ao da bacia semiárida, o maior estado trófico da bacia seca surpreende. A variável que melhor explica esse fenômeno é o tempo de residência da água, que influencia diretamente o tempo de residência do fósforo no lago. O elevado tempo de residência da água na bacia semiárida (três vezes superior ao do lago úmido) deve-se tanto

ao reduzido coeficiente de escoamento superficial (93 versus 595 mm anuais na bacia úmida) quanto à excessiva evaporação da água armazenada no reservatório seco (1,2 vezes superior à do reservatório úmido). Esses resultados indicam que lagos semiáridos são mais vulneráveis à eutrofização que lagos úmidos nos períodos de estio e que, portanto, o manejo de suas bacias deve ser mais restritivo à produção de nutrientes; consoante a segunda parte, essa retrata em particular a questão da biomanipulação. Nesse sentido, em mesocosmos experimentais de 2.000 L, foram delineados seis tratamentos para avaliar o efeito de duas espécies onívoras (tilápia do Nilo – *Oreochromis niloticus* e piaba – *Astyanax bimaculatus*) sobre águas eutróficas. Observou-se, ainda, a influência do sedimento como fonte de nutriente para o processo de eutrofização. Os tratamentos avaliados foram: 1. *Oreochromis niloticus* sem sedimento; 2. *Oreochromis niloticus* com sedimento; 3. *Oreochromis niloticus* + *Astyanax bimaculatus* sem sedimento; 4. *Oreochromis niloticus* + *Astyanax bimaculatus* com sedimento; 5. *Astyanax bimaculatus* sem sedimento e; 6. *Astyanax bimaculatus* com sedimento. Cada ensaio foi conduzidos por 45 dias. Coletas d'água foram realizadas a cada 15 dias. Foram feitas análises de fósforo total, ortofosfato, clorofila *a* e nitrogênio total, sendo este analisado somente no início e final de cada tratamento. As concentrações de oxigênio dissolvido, temperatura, pH e transparência de Secchi foram feitas *in situ*. No sedimento realizou-se análises de pH, concentração de íons e nutrientes tais como Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , ferro, fósforo assimilável e análise granulométrica. Para se estimar o grau de trofia da água dos tratamentos foi aplicado o índice de estado trófico (IET) de Toledo Jr. *et al.* (1983). Diferenças entre os IETs foram calculadas conforme Carlson (1991). Fez-se, ainda, a análise do teor de fósforo total nos peixes. Os resultados sugeriram que os sistemas que continham tilápias do Nilo apresentaram baixa eficiência na recuperação de águas eutrofizadas. O IET médio obtido nesses ensaios mostrou que a água manteve-se sempre eutrófica. Os tratamentos com piabas mostraram uma melhor eficiência no controle da eutrofização. O IET médio obtido nesses ensaios revelou que a água passou de eutrófica para mesotrófica, ao final dos mesmos. Contudo, os resultados encontrados pelas diferenças dos IETs não confirmam que as piabas foram sozinhas as principais responsáveis por esse fato. O mesmo pode ter sido influenciado, também, pela luz e pela temperatura. Quanto ao teor de fósforo total, para os espécimes advindos dos tratamentos, a tilápia apresentou bioacumulação superior ao encontrado nas piabas. Todavia, os resultados foram antagônicos para os espécimes oriundos diretamente da natureza. Em suma, foram avaliados aspectos da biomanipulação de duas espécies onívoras; o *Oreochromis niloticus* que, em função de seu comportamento, revelou-se um agente perturbador da qualidade da água e o *Astyanax bimaculatus*, a qual se apresentou potencialmente viável para futuras pesquisas de biomanipulação.

Palavras-chave: Limnologia. Tempo de residência. Biotecnologia. Índice de estado trófico.

ABSTRACT

WIEGAND, Mário Cesar. Federal University of Ceará, April de 2015. **Reservoir eutrophication in the semiarid region: vulnerability and biomanipulation.** Advisor: José Carlos de Araújo. Co-Advisor: Carla Ferreira Rezende. Committee: Moisés Almeida de Oliveira, Rodolfo José Sabiá, José Luís Costa Novaes.

With the increasing water demand and the concern that the supply can not meet that consumption, it is increasingly necessary conserving the available water, in quantity and (especially) quality. This conservation is especially important in semi-arid regions such as the Brazilian Northeast (NEB), where water is scarce. The main causes of pollution (water waste) in small reservoirs (in the semiarid) are: the animal presence on the reservoir margins, where they defecate and urinate; domestic wastewater (*e.g.* laundry water, water used in the household); removal of riparian vegetation, which protects reservoirs against silting and organic matter input; presence of outdoor trash; and use of agricultural inputs that contribute to the process of eutrophication. In turn, the main feature of eutrophication process is excess nutrients in water bodies, with considerable growth fluctuations and eventual death of algae and weeds. With the continuity of the process, there is the accumulation of dead matter in the deepest region of these environments, causing the increase in bacterial metabolism that causes the death of fish and other organisms by oxygen lack or reduction, plus the toxin production by blue-green algae, which are harmful to human health and to the biota at large. Therefore, studies that estimating the nutrient input become urgent. With such studies, strategies for the restoration of eutrophic reservoirs can be implemented. Among such strategies there is biomanipulation. Biomanipulation is a biological strategy based in the use of aquatic organisms (*e.g.* fish), to balance the aquatic ecosystem. Hypothesis: "Is it possible to treat an eutrophic reservoir using biomanipulation?" If so, what are the particularities of biomanipulating a reservoir the semiarid region, especially considering its rich ictiological diversity, with predominantly omnivorous fish population and where fish reproduction occurs throughout the year? Therefore, in order to answer these questions, this thesis was divided in two parts, the first comparing the state of eutrophication and its probable causes in two tropical reservoirs, one in wet climate (La Juventud, Cuba) and the other in semiarid climate (Marengo, Brazil). After estimating the trophic state of the two reservoirs in rainy and dry seasons, we evaluated the influence of hydrology and of land use on reservoir trophic level. It was found that the semi-arid tropical reservoir was eutrophic, while the reservoir on humid climate was mesotrophic. Considering that there is similar land use in the two basins and that, in the rainy season, the nutrient input in the wet basin is considerably higher than the nutrient input in the semiarid basin, the higher trophic state of the semi-arid basin is surprising. The variable that best explains this phenomenon is the water residence time, which directly influences the phosphorus residence time in the reservoir. The high water residence time in the semiarid basin reservoir (three times that of the reservoir in humid climate) is due as much to the low runoff coefficient (93 versus 595 mm per year in the reservoir in humid climate) as to the excessive water evaporation in the semiarid

reservoir (1.2 times that of the reservoir in humid climate). These results indicate that semiarid reservoirs are more vulnerable to eutrophication than reservoirs in humid climate in summer periods and, therefore, the management of their basins should be more restrictive to nutrient production; as to the second part, it reflects the particularities of the biomanipulation issue. Thus, in experimental 2000L mesocosms, six treatments were outlined to evaluate the effects of two omnivorous species (Nile tilapia – *Oreochromis niloticus* and piaba – *Astyanax bimaculatus*) on eutrophic waters. It was also taken into account the sediment influence as a nutrient source for the eutrophication process. The treatments were: 1. *Oreochromis niloticus* without sediment; 2. *Oreochromis niloticus* with sediment; 3. *Oreochromis niloticus* plus *Astyanax bimaculatus* without sediment; 4. *Oreochromis niloticus* plus *Astyanax bimaculatus* with sediment; 5. *Astyanax bimaculatus* without sediment and; 6. *Astyanax bimaculatus* with sediment. Each test was conducted for 45 days. Water samples were taken every 15 days. Tests were performed for total phosphorus, orthophosphate, chlorophyll a and total nitrogen (TN being tested only at the beginning and at the end of each treatment). Testing for dissolved oxygen concentration, temperature, pH and Secchi transparency was done in situ. The sediment was tested for pH, ion content, nutrients (such as Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , iron and assimilable phosphorous) and particle size. In order to estimate the treatment water trophic level, the trophic state index (TSI) of Toledo Jr. et al. (1983) was applied. Differences between the TSI values were calculated according to Carlson (1991). Also, the fish were tested for total phosphorus content. The results suggested that systems containing tilapia showed low efficiency in the recovery of eutrophic waters. The average TSI obtained in these tests showed that the water remained eutrophic. Treatments with piabas showed better efficiency in controlling eutrophication. The average TSI obtained in these tests showed that the water went from eutrophic to mesotrophic. However, the results found by TSI differences do not confirm if the piabas (*Astyanax bimaculatus*) were alone responsible for this. The same results could be also influenced by light and temperature. As to the total phosphorus content of specimens coming from treatments, tilapia showed higher bioaccumulation than that shown by piabas. However, the results were antagonistic to those obtained from specimens taken directly from nature. In short, two omnivorous species were tested for their biomanipulation potential; the *Oreochromis niloticus*, which, due to its behavior, proved to be an agent of water quality disruption and the *Astyanax bimaculatus*, which was shown as being potentially viable for future biomanipulation research.

Keywords: Limnology. Residence time. Biotechnology. Trophic state index.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais variáveis de análise comparativa entre as bacias tropicais Marengo (semiárida) e La Juventud (úmida).....	45
Tabela 2 - Principais variáveis (valores médios) de análise comparativa entre as bacias tropicais Marengo (semiárida) e La Juventud (úmida)	48
Tabela 3 - Dados climatológicos dos Municípios de Fortaleza/CE e Madalena/CE.....	64
Tabela 4 - Variáveis limnológicas analisadas e os respectivos métodos utilizados	69
Tabela 5 - Estatística descritiva das variáveis limnológicas tomadas <i>in situ</i> (pH, temperatura e OD) e teste de Kruskal Wallis para as variáveis determinadas em laboratório e seus respectivos índices de estado trófico, em cada tratamento avaliado com duração de 45 dias.....	73
Tabela 6 - Variações das concentrações iniciais e finais de fósforo total e nitrogênio total e da relação NT:PT observadas em cada tratamento.....	74
Tabela 7 - Análise físico-química do sedimento das margens do açude Marengo.....	76
Tabela 8 - Correlação entre as variáveis limnológicas e o índice de estado trófico médio nos diferentes tratamentos	82
Tabela 9 - Estimativa da eficiência dos tratamentos avaliados em relação aos IETs.....	83
Tabela 10 - Número de espécimes, biomassa, peso médio corporal (média \pm desvio padrão), taxa de crescimento, bioacumulação de nutriente e sobrevivência para a tilápia e a piaba nos tratamentos avaliados	86

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Fatores que impulsionam o processo de eutrofização em açudes.....23
- Figura 2 - Diagrama ilustrando os efeitos *top-down*, diretos e indiretos, e *bottom-up* nas interações tróficas (efeitos diretos com linhas sólidas, efeitos indiretos com linhas tracejadas). As setas indicam um efeito positivo de um nível trófico em outro, enquanto os quadrados indicam que o efeito pode ser positivo ou negativo, dependendo do parâmetro (diversidade x abundância) ou teia alimentar (viva x detritos).....28
- Figura 3 - Desenvolvimento do conceito de onívoria. A) onivoria definida como um consumidor (C) que se alimenta de vários recursos (R); B) cadeia onívora única na qual o predador (P) originalmente se alimentava de plantas e animais, mas que passou a ser definida como um organismo que se alimenta de mais de um nível trófico em uma cadeia alimentar; C) onivoria entre cadeias dentro de um ecossistema e D) onivoria entre cadeias em distintos ecossistemas.....32
- Figura 4 - Diagrama ilustrativo do funcionamento do processo de biomanipulação. O lado esquerdo mostra a estrutura de um lago eutrófico. A parte direita mostra um lago com utilização da biomanipulação35
- Figura 5 - Modelo conceitual mostrando as mudanças na estrutura trófica e a sensibilidade à carga de nutrientes em lagos mesotróficos e eutróficos de regiões temperadas e (sub)tropicais37
- Figura 6 - Agentes condutores da seca. As setas cinza indicam os fatores que contribuem para a seca, e as setas pretas mostram os fatores que a inibem39
- Figura 7 – Localização e hidrografia das bacias em estudo: tropical semiárida (reservatório Marengo, Ceará, Brasil) e tropical úmida (reservatório La Juventud, Pinar del Río, Cuba)44
- Figura 8 - Índice de Estado Trófico do açude Marengo para os parâmetros profundidade do disco de Secchi e ortofosfato conforme o período sazonal49
- Figura 9 - Índice de Estado Trófico do reservatório La Juventud para os parâmetros profundidade do disco de Secchi e ortofosfato conforme o período sazonal50
- Figura 10 - Bacia do reservatório Marengo e aspectos do seu uso do solo. Vista geral em período chuvoso (A e B) e, período de estiagem (C e D); Presença de gado e cultivo na bacia hidráulica do reservatório (E e F); Pesca de subsistência (G e H);

Vegetação característica em período seco e chuvoso (I, J, K e L); Aspectos gerais do entorno (M e N); Tecnologia “Fossa Verde” para reuso do esgoto domiciliar (O)	52
Figura 11 - Bacia do reservatório La Juventud e aspectos do seu uso do solo. Vista geral (A, B e C); sangradouro e presença de gado dentro do reservatório (D, E e F); estrutura para cultivo de peixe “gato” <i>Ictalurus punctatus</i> e amostra de espécimes (G e H); indústria para processamento de arroz e área de cultivo (I e J); balneário San Diego de Fontes Termas Medicinais (K e L); sítio com biodigestor (M, N e O).....	54
Figura 12 - Correlação entre índice de estado trófico e tempo de residência da água em seis reservatórios com uso de solo semelhantes para bacias semiáridas e úmidas. A linha tracejada vertical corresponde ao <i>critério de Aguiar</i> (CAMPOS, 2010). As bolas vazadas correspondem aos valores medidos sob os quais se obteve a equação da reta (Regressão dos dados) para o IET médio	59
Figura 13 - Espécimes de <i>Oreochromis niloticus</i>	65
Figura 14 - Espécimes de <i>Astyanax bimaculatus</i>	66
Figura 15 - Mesocosmos experimentais, quatro tanques de polietileno de 2.000 L	67
Figura 16 - Variação do IET de fósforo total nos diferentes tratamentos	77
Figura 17 - Variação do IET de ortofosfato nos diferentes tratamentos	78
Figura 18 - Variação do IET de Secchi nos diferentes tratamentos	79
Figura 19 - Variação do IET de Clorofila <i>a</i> nos diferentes tratamentos	80
Figura 20 - Variação do IET médio nos diferentes tratamentos.....	81
Figura 21 - Diferenças entre IET (Chl <i>a</i>), IET (PT) e IET (Secchi), plotados a partir da média dos respectivos IETs em cada tratamento. Quatro fases foram delimitadas pelos níveis do IET (Chl <i>a</i>) – IET (PT) = 0 e IET (Chl <i>a</i>) – IET (Secchi) = 0. Marcadores vazados representam os valores para os dias 1, 15 e 30 e, marcadores cheios representam os valores finais (dia 45).....	84
Figura 22 - Relação entre os IETs médios dos tratamentos. As retas correspondem a valores 1:1	95
Figura 23 - Curva de crescimento fitoplanctônico em função da intensidade luminosa. Na parte inferior da curva o crescimento aumenta linearmente, apresentando uma inclinação α (região limitada por luz). A partir daí, o crescimento torna-se independente da luz (região saturada por luz). O parâmetro de saturação de luz I_k , (parâmetro de foto-adaptação) é a intensidade luminosa na qual a seção limitada	

por luz, sendo prolongada, intercepta a linha horizontal traçada em direção ao P_{max} . Intensidades luminosas maiores do que a I_{max} podem levar ao declínio da fotossíntese, sendo essa terceira seção considerada inibida por luz..... 98

Figura 24 - Insolação diária para as áreas experimentais de Fortaleza e Madalena para os respectivos períodos de realização dos tratamentos. Fortaleza (outubro/2013 a novembro/2013); Madalena (maio/2014 a dezembro/2014) 99

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	18
1.1	Hipóteses.....	20
1.2	Objetivos.....	20
2	REVISÃO DE LITERATURA	22
2.1	Eutrofização	22
2.2	Cascata trófica	27
2.3	Bio-manipulação	34
2.4	Seca.....	38
	PARTE I.....	33
	Vulnerabilidade à eutrofização de dois lagos tropicais de climas úmido (Cuba) e semiárido (Brasil)	33
I.1	INTRODUÇÃO.....	42
I.2	MATERIAL E MÉTODOS	43
I.2.1	Áreas de estudo.....	43
I.2.3	Índice de Estado Trófico (IET).....	46
I.2.4	Uso do solo e dados climatológicos.....	47
I.3	RESULTADOS	48
I.3.1	Estado trófico dos reservatórios.....	48
I.3.2	Uso do solo	51
I.3.3	Aspectos hidrológicos.....	55
I.4.1	Estado trófico dos reservatórios.....	56
I.4.2	Uso do solo	57
I.4.3	Aspectos hidrológicos.....	58
I.5	CONCLUSÕES.....	60
	PARTE II	55
	O efeito da bio-manipulação com uso de espécies onívoras em mesocosmos experimentais	55
II.1	INTRODUÇÃO.....	62
II.2	MATERIAL E MÉTODOS	64
II.2.1	Áreas experimentais.....	64
II.2.2	Espécies seleccionadas	65
II.2.3	Delineamento experimental	67

II.2.4	Amostras e análises de água e sedimento	68
II.2.6	Nutriente em peixe.....	71
II.2.7	Análises estatísticas	71
II.3	RESULTADOS	72
II.3.1	Variáveis limnológicas	72
II.3.2	Relação NT:PT	74
II.3.3	Sedimento	75
II.3.4	Índice de estado trófico - IET	76
II.3.5	Peixes e nutrientes	85
II.3.6	Experimentos com insucessos	86
II.4	DISCUSSÃO	87
II.4.1	Variáveis limnológicas	87
II.4.2	Relação NT:PT	92
II.4.3	Sedimento	93
II.4.4	Índice de estado trófico - IET	94
II.4.5	Peixes e nutrientes	100
II.5	CONCLUSÕES.....	103
3	CONSIDERAÇÕES FINAIS	104
	REFERÊNCIAS	106
	APÊNDICES	126

1 INTRODUÇÃO GERAL

Desde os primórdios, a história da civilização está intimamente interligada aos cursos d'água doce que, além de servirem de fonte de suprimento para necessidades básicas da vida (*e. g.* dessedentação e alimento) também servem, até os dias hodiernos, de meio para afastar os resíduos (MACHADO; FERREIRA; RITTER, 2004). Em adição, Esteves e Menezes (2011) depreenderam que a vida na sociedade moderna quer nas grandes metrópoles urbanas como também nas zonas rurais, faz os cidadãos vastamente dependentes da disponibilidade hídrica, em quantidade e qualidade. Os mesmos autores salientaram, também, que a relação do homem é de tal maneira imbricada com o aludido recurso natural, que na maioria das vezes o mesmo é somente lembrado em dois momentos distintos: durante a escassez, quando há falta de água para as necessidades básicas e, em períodos de abundância, durante as inundações.

No que pertine à qualidade d'água em um reservatório, a mesma está intimamente ligada às atividades humanas e aos usos múltiplos em sua bacia hidrográfica, onde ações antrópicas (*e.g.* destruição de vegetação nativa e uso de técnicas agrícolas inadequadas) têm sido um agente catalisador importante do processo de eutrofização (TUNDISI; MATSUMURA TUNDISI, 2008; LOPES *et al.*, 2014). Em particular, cada bacia hidrográfica possui um conjunto de indicadores chaves relacionados com o ambiente natural, retratam a qualidade do meio físico, biológico e geológico, e o meio ambiente social relacionado aos sistemas socioeconômicos e culturais (TOLEDO; ZAMORA, 2010).

A eutrofização é o processo de alteração de um estado trófico para outro nível superior, em lagos e reservatórios e, sua aceleração nas últimas décadas, tem se tornado um dos grandes problemas ambientais no mundo no que diz respeito à qualidade das águas superficiais (SMITH; SCHINDLER, 2009; WANG; WANG, 2009). Esse problema se agravou em vários países em desenvolvimento, também, em virtude do rápido crescimento populacional das cidades e da ocupação desordenada do solo (SALAS; MARTINO, 2001). Segundo Schindler *et al.* (2008) o fósforo tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial em ecossistemas aquáticos. Na mesma linha, estudos realizados por Salas e Martino (1991, 2001), Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008) e Esteves e Menezes (2011) demonstraram que a maioria dos corpos hídricos tropicais da América Latina tem sua produtividade limitada pelo fósforo.

Segundo von Sperling (2014), os principais efeitos indesejáveis na eutrofização são: 1. problemas estéticos e recreacionais; 2. condições anaeróbias no fundo do corpo d'água; 3. maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água; 4. problemas com o abastecimento de água industrial, e conseqüente elevação dos custos para o abastecimento de água; 5. modificações na qualidade e quantidade de peixes de valor comercial; 6. redução na navegação e capacidade de transporte e 7. desaparecimento gradual do lago como um todo.

Devido a todos os problemas relacionados à eutrofização, muitos países, com destaque para os Estados Unidos e Inglaterra, vêm estudando esse processo de forma mais detalhada com a finalidade de identificar possíveis vulnerabilidades das bacias onde se encontram reservatórios ou lagos com índices de trofia elevados e, assim, criar planos e modelos de gestão sustentável desses corpos d'água (BENNION *et al.*, 2005).

Posto isto, no que pertine ao aludido processo, é importante salientar que a maioria dos estudos encontrados na literatura fundamenta-se em experimentos realizados em reservatórios de climas temperados. Assim, as características peculiares de reservatórios tropicais podem estar mal representadas e até não terem sido consideradas. Além disso, precisa-se atentar para as diferenças existentes de região para região dentro da própria zona tropical como, por exemplo, as inúmeras distinções encontradas entre as regiões sudeste e nordeste do Brasil.

Desta forma, estudos devem ser realizados principalmente em reservatórios de regiões semiáridas, para que medidas de gerenciamento da qualidade de suas águas possam ser tomadas. Entre tais medidas há a biomanipulação, processo cerne da presente pesquisa. Ademais, vislumbra-se nesta pesquisa, através da Engenharia Agrícola em sua área de concentração Manejo de Bacias Hidrográficas, buscar novos subsídios para o avanço da gestão integrada dos recursos hídricos no semiárido. Cabe ressaltar que esse desejado progresso depende de pesquisadores dotados de imaginação, ânsia por descoberta e com coragem para irem além do prosclênio das estruturas físicas de salas de aulas e laboratórios.

Nesse sentido, as seguintes questões científicas relativas ao tema foram trazidas a lume: é possível tratar um açude eutrofizado usando biomanipulação? No caso afirmativo, quais as particularidades para um açude no semiárido, principalmente no que tange à sua ictiofauna, onde a reprodução dos peixes ocorre durante todo o ano?

1.1 Hipóteses

As hipóteses apresentadas no âmbito deste estudo são:

1. Adaptando-se uma cadeia trófica com peixes nativos e presença de espécies onívoras, o processo de biomanipulação comumente utilizado em lagos temperados pode ser aplicado com sucesso em açudes tropicais;

2. Espécies onívoras de peixes exercem relevante influência sobre o estado trófico das águas dos açudes semiáridos.

1.2 Objetivos

Ante o exposto, esta pesquisa de Doutorado tem por objetivo geral propor uma metodologia para conservação e recuperação da qualidade da água em açudes eutrofizados, no semiárido, com uso de biomanipulação. Por sua vez, os objetivos específicos para o presente estudo são:

- a) Comparar a vulnerabilidade à eutrofização e suas prováveis causas em dois reservatórios tropicais, um em clima úmido (Cuba) e outro em clima semiárido (Brasil);
- b) Avaliar a influência do sedimento como fonte de nutriente para o processo de eutrofização em reservatórios experimentais de mesoescala;
- c) Avaliar o efeito de espécies onívoras de peixes (tilápia do Nilo - *Oreochromis niloticus*; espécie filtradora e piaba - *Astyanax bimaculatus*; espécie não filtradora) sobre o grau de trofia e a transparência da água em mesoescala.

Por oportuno, este estudo pretende trazer novos subsídios para a avaliação das potencialidades da aplicação de um programa de biomanipulação, visando minimizar o grau de trofia em pequenos açudes do semiárido, com ênfase na questão da onivoria. Para tal, foram realizados experimentos em escala de mesocosmos e avaliados parâmetros relacionados com a degradação da qualidade da água (transparência, concentração de nutrientes e clorofila *a*).

A presente Tese está estruturada a partir de secções autônomas. O corpo da Tese (Partes I e II) é precedido pela presente Introdução Geral, na qual se abordam as questões científicas relevantes para o estudo; são apresentadas as hipóteses e definidos os objetivos. Logo após, segue uma Revisão de Literatura norteada sob as seguintes palavras-chave: eutrofização, cascata trófica, biomanipulação e secas. Ao término do documento fazem-se algumas considerações finais e, apresentam-se, na íntegra, as referências bibliográficas.

A despeito das partes I e II temos que, cada qual possui as suas próprias secções de Introdução, Material e Métodos, Resultados, Discussão e Conclusão.

A Parte I fez um paralelo entre a vulnerabilidade ao processo de eutrofização em reservatórios tropicais. No caso, fez-se uma comparação entre o estado de eutrofização e suas prováveis causas em dois reservatórios tropicais, um em clima úmido (La Juventud, Cuba) e o outro em clima semiárido (Marengo, Brasil). Após estimar o estado trófico dos dois reservatórios nas estações chuvosa e seca, avaliou-se a influência hidrológica e de uso do solo sobre o grau de trofia dos lagos.

A Parte II retratou um estudo específico de biomanipulação em ambiente de mesocosmo (caixas d'água de 2.000 L). No caso, fez-se uma avaliação do efeito de espécies onívoras de peixes: a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e a piaba (*Astyanax bimaculatus*) sobre o grau de trofia e a transparência da água. Avaliou-se, também, a influência do sedimento como fonte de nutriente para o processo de eutrofização e o teor de fósforo bioacumulado nos peixes.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Eutrofização

A palavra eutrofização deriva do grego, significando bem-nutrido. Não é, portanto, sinônimo de poluição. Ela apenas denota o processo natural ou artificial de adição de nutrientes aos corpos d'água e os efeitos resultantes dessa adição (NOGUEIRA, 1991).

A eutrofização das águas é caracterizada pelo crescimento excessivo de plantas aquáticas, algas e macrófitas devido ao aumento da disponibilidade de fatores limitantes necessários à fotossíntese tais como luz e nutrientes (CHISLOCK *et al.*, 2013; DODDS, 2006; SCHINDLER, 2006). Consequentemente, acarreta um desequilíbrio no ecossistema e uma progressiva degradação da qualidade d'água dos corpos hídricos (FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007).

Em ambiente natural, a eutrofização é um processo vagaroso e ininterrupto que resulta do aporte de nutrientes carregados pelas chuvas e pelas águas superficiais que escoam e lavam a superfície terrestre (ESTEVES; MEIRELLES-PEREIRA, 2011; KHAN; ANSARI, 2005). Todavia, o referido processo pode ser fortemente acelerado por atividades antrópicas que aumentam a taxa de entrada de nutrientes em um ecossistema aquático em virtude da rápida urbanização, da industrialização e da intensificação da produção agrícola (ROY; CHARI; GAUR, 2013).

Conforme Straskraba e Tundisi (2000), as principais causas da eutrofização são: a presença de animais nas margens dos açudes, onde defecam e urinam; os efluentes domésticos (*e.g.* lavagem de roupas, águas utilizadas nas atividades domésticas); o desmatamento da mata ciliar, que protegeria os açudes contra o assoreamento e a entrada de matéria orgânica; a presença de lixo ao ar livre; e o uso de insumos agrícolas. Nesta linha, estudo conduzido por Feitosa (2011) em pequenos açudes do semiárido cearense corroborou com os autores supracitados, mostrando que no meio rural o consumo de água por animais e a lavagem de roupa na beira do açude são práticas comumente adotadas que contribuem para o processo de eutrofização desses corpos d'água. A Figura 1 ilustra alguns dos fatores que impulsionam o processo de eutrofização em reservatórios.

Através da continuidade do processo, há o acúmulo de matéria morta na região mais profunda desses ambientes, causando o aumento do metabolismo de bactérias que, por sua vez, ocasiona a mortandade de peixes e outros organismos pela falta ou diminuição

de oxigênio, acrescentando-se, ainda, o fato de a produção de toxinas, por algas cianofíceas, ser prejudicial à biota e à saúde humana (DA COSTA *et al.*, 2009; MORAES, 2009).

Figura 1 - Fatores que impulsionam o processo de eutrofização em açudes



Fonte: van Ginkel (2011).

Consoante à contaminação por cianotoxinas, no Brasil o evento mais drástico ocorreu em Caruaru (PE), onde 116 de 123 pacientes de hemodiálise apresentaram intoxicação por microcistina, sendo que destes 54 entraram em óbito devido à falência das funções hepáticas. Salienta-se que a água utilizada para realizar a hemodiálise no referido caso era proveniente de açude eutrofizado (AZEVEDO *et al.*, 2002). Todavia, a cloração de águas eutrofizadas leva, também, à formação de diversos subprodutos clorados, entre os quais os chamados trihalometanos (THMs), que são potencialmente cancerígenos e para os quais as algas também se constituem em potenciais precursores (FUNASA, 2003). Em concordância, estudo conduzido por Viana *et al.* (2009) em dez pontos em Fortaleza e região metropolitana, sobre os riscos de câncer através da ingestão oral, inalação ou absorção dermal por THMs a partir de água tratada proveniente de reservatório, mostrou que todos pontos avaliados estavam com concentrações acima ou próximas do máximo permitido pela portaria 518/2004 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004).

Em síntese, conforme apresentado em vasta revisão feita por Smith (2009) os principais efeitos da eutrofização em águas interiores são:

- Aumento na produtividade e biomassa do fitoplâncton e algas em lagos, reservatórios e rios;
- Mudança na composição algal, frequentemente originando “blooms” de espécies incômodas, muitas das quais podendo ser tóxicas ou pouco comestíveis;
- Aumento na produtividade e biomassa do perifíton, bem como mudanças na sua composição;
- Mudanças na produtividade e biomassa de plantas vasculares;
- Aumento na produtividade e biomassa de consumidores aquáticos;
- Aumento na probabilidade de mortalidade de peixes;
- Decréscimo da transparência da água;
- Aumento na probabilidade e intensidade de gosto, odor, e problemas de filtração de águas superficiais;
- Depleção na concentração de oxigênio da água;
- Acúmulo de nutrientes dissolvidos em água profundas anóxicas;
- Diminuição do valor estético do corpo d’água;
- Impactos econômicos negativos, incluindo o decréscimo dos valores de propriedades e redução dos usos recreativos;
- Possibilidade de aumento de risco e intensidade de doenças.

2.1.1 Relação NT:PT

Vários estudos têm identificado o fósforo e o nitrogênio como os principais nutrientes responsáveis pela eutrofização dos ambientes aquáticos, sendo que em regiões tropicais o fósforo tem sido o elemento limitante (CHAPRA, 1997; ESTEVES; MEIRELLES-PEREIRA, 2011; MCDOWELL; SHARPLEY; CONDRN, 2001; REYNOLDS; DAVIES, 2001; SALAS; MARTINO, 1991; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

A razão entre nitrogênio total e fósforo total da água (NT:PT) tem sido longamente utilizada para descrever a limitação do fitoplâncton por nutriente (WANG; WANG, 2009). Geralmente, os lagos têm sido considerados como limitados pelo PT se NT:PT for relativamente grande, limitado por NT se NT:PT for relativamente pequeno e co-limitado por NT e PT quando NT:PT for intermediária. Os limiares da NT:PT para indicar a limitação de nutrientes têm muitas variações na literatura, sendo, por exemplo, 10-17 por Sakamoto (1966), 10-30 por Huber *et al.* (1982), 7-15 pela OECD (2006) e, conforme Chapra

(1997) e Redfield (1958), 16:1 em átomos e 7:1, em massa. Contudo, esta não é uma razão limite universal, mas uma média das proporções específicas entre as espécies. A razão limite de NT:PT varia muito entre as várias espécies de fitoplâncton de água doce, apresentando um intervalo entre 8,2 e 45,0 (KLAUSMEIER *et al.*, 2004).

Portanto, é quase impossível especificar um limite de corte para a relação NT:PT para identificar se um certo nutriente é limitante a uma comunidade com várias espécies, uma vez que a relação ótima entre NT:PT varia entre as espécies de fitoplâncton (WANG *et al.*, 2008; WANG; WANG, 2009). Alguns trabalhos realizados em reservatórios de regiões de clima tropical e subtropical demonstraram que o crescimento fitoplanctônico é limitado pelas concentrações de fósforo que, por sua vez, regulam o processo de eutrofização destes sistemas (TOLEDO JR. *et al.*, 1983; SALAS; MARTINO, 2001; LAMPARELLI, 2004). Toledo Jr. *et al.* (1983) adotaram a razão NT:PT em reservatórios tropicais e subtropicais brasileiros, os quais definiram o nitrogênio como limitante quando a razão fosse inferior a 5:1 e o fósforo sendo limitante quando a razão fosse acima de 10:1. Salas e Martino (2001) adotaram a razão NT:PT de 9:1, de modo que valores acima desta razão correspondem à limitação por fósforo e valores abaixo, à limitação por nitrogênio.

Nessa linha, estudos têm mostrado que o foco para o controle da eutrofização deve estar na minimização do aporte de fósforo ao corpo hídrico. Pesquisa conduzida por Schindler *et al.* (2008) apresentou resultados de 37 anos de estudos sobre o processo de eutrofização no Lago 227 (Ontário/Canadá), sendo o mesmo submetido a uma variação na razão NT:PT através de fertilizações controladas. Os autores concluíram que a relação NT:PT limita a diversidade de fitoplâncton quando o NT é limitante mas, não limita o desenvolvimento de cianobactérias mesmo quando essa relação é zero.

Wang *et al.* (2008) e Wang e Wang (2009) em pesquisas realizadas na China também depreenderam que o fósforo é o principal fator limitante do crescimento da biomassa do fitoplâncton e não o nitrogênio. Huszar *et al.* (2006) usando dados de 192 lagos de regiões tropicais e subtropicais, examinou a relação entre P total (PT) e clorofila (Chl). Os resultados mostraram que a limitação de N não foi uma explicação provável para a fraca relação entre TP e Chl nesses ecossistemas.

Pesquisa realizada por Feitosa (2011) em pequenos açudes da região de Madalena, tomando como base as razões adotadas por Thomann e Mueller (1987), por Toledo Jr. *et al.* (1983) e por Salas e Martino (2001), mostrou que o crescimento do fitoplâncton nos açudes Paus Branco e Mel, no período avaliado, foi limitado pelo fósforo.

2.1.2 Índice de Estado trófico (IET)

Estado trófico é uma propriedade importante dos ecossistemas aquáticos, uma vez que reflete a influência antrópica na qualidade da água e do funcionamento ecológico dos rios, lagos e reservatórios (CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013; DODDS; COLE, 2007).

Índices de estado trófico fornecem uma visão sobre como os nutrientes e a disponibilidade de luz e outros fatores estimulam o desenvolvimento da biomassa de algas (normalmente medida como clorofila *a*). Promovem o agrupamento de dados e sua organização, norteados a tomada de decisões para a gestão dos recursos hídricos (CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013; XU *et al.*, 2010; YANG *et al.*, 2012). No entanto, não há consenso sobre os mecanismos que regulam as relações entre nutrientes e clorofila em corpos d'água localizados em regiões de clima diferentes (HUSZAR *et al.*, 2006).

Uma variedade de fatores pode influenciar o estado trófico. A luz, por exemplo, influencia diretamente os estados autotróficos e heterotróficos. Os efeitos diretos sobre o estado autotrófico são óbvios: a luz pode limitar as taxas fotossintéticas. A radiação solar pode também influenciar o estado heterotrófico pela degradação da matéria orgânica na superfície da água, tornando esta mais disponível para o consumo microbiano (DE LANGE *et al.*, 2003). Em termos práticos, as atividades humanas possuem as maiores influências sobre o estado trófico através das alterações na entrada de nutrientes e luz nos ecossistemas aquáticos (DODDS; COLE, 2007).

Um índice de estado trófico para lagos temperados foi proposto por Carlson (1977), considerando relações empíricas entre clorofila *a*, fósforo total (PT) e profundidade do disco de Secchi (SD). Este índice tem sido frequentemente utilizado por pesquisadores e instituições governamentais para estimar indiretamente a biomassa de algas e indicar o grau de eutrofização dos sistemas lênticos. Salas e Martino (1991) propuseram um modelo simplificado de fósforo total e classificação do estado trófico para lagos tropical de águas quentes da América Latina. Esses autores estimaram limites máximos para estado oligotrófico, mesotrófico e eutrófico, em relação à média das concentrações de fósforo total e clorofila *a*. No Brasil, Toledo Jr. *et al.* (1983) introduziram alterações no índice de Carlson (1977) e desenvolveram um novo índice de estado trófico para reservatórios brasileiros.

Todavia, com o aumento nas pesquisas sobre o processo de eutrofização, ecologistas têm envidado esforços para definir mais especificamente o estado trófico dos cor-

pos aquáticos (ver CUNHA, CALIJURI; LAMPARELLI, 2013; LAMPARELLI, 2004; SCHINDLER, 2006). Nessa linha, Dodds e Cole (2007) argumentaram que uma definição mais robusta de estado trófico carece de uma conexão entre os processos de oxidação do carbono orgânico (respiração) e a fixação do carbono inorgânico (produção primária). Os aludidos autores propuseram, então, estados autotróficos e heterotróficos sendo definidos pelas taxas fotossintética e respiratória do fluxo de carbono (C) respectivamente, sendo ambas usadas para caracterizar o ecossistema.

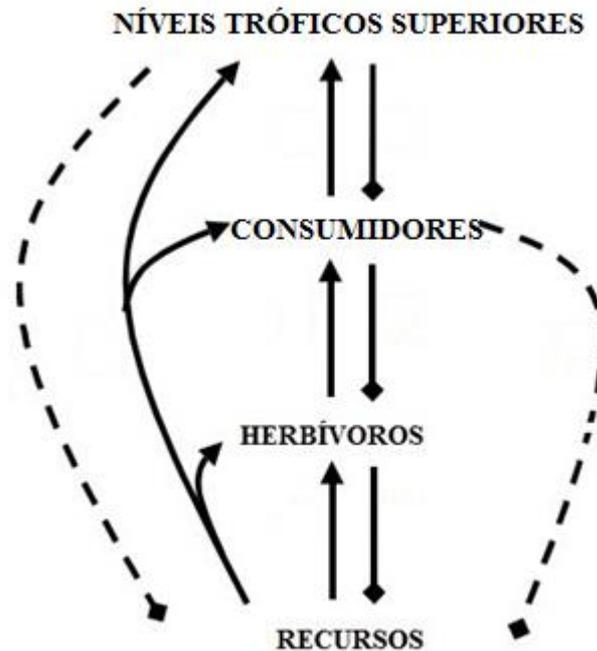
2.2 Cascata trófica

O termo "cascata trófica" tem sua origem na obra de Paine em sistemas marítimos (PAINE 1980, 1988) e foi elaborado por ecologistas para ser usado como uma estrutura conceitual para o estudo das interações tróficas em ecossistemas de água doce (CARPENTER *et al.*, 1987; PERSSON, 1999; SHURIN *et al.* 2002). Uma cascata trófica é definida como a propagação de efeitos indiretos entre os níveis não adjacentes na cadeia alimentar (PERSSON, 1999).

A hipótese da cascata trófica (CARPENTER; KITCHELL, 1996) afirma, em síntese, que mudanças em um nível trófico podem se transferir para baixo e, assim, afetar outros níveis que não estão diretamente conectados. Por exemplo, um aumento na biomassa de peixes planctívoros resultaria indiretamente em uma maior biomassa de fitoplâncton, ao passo que um aumento na biomassa de peixes piscívoros resultaria na redução da biomassa de fitoplâncton. Ou seja, as inter-relações entre os diferentes grupos de organismos são muito intensas e seus efeitos se dão tanto de baixo para cima (*bottom-up*) como de cima para baixo (*top-down*), conforme ilustra a Figura 2.

Segundo Polis *et al.* (2000) os fatores e processos que influenciam a ocorrência de cadeias tróficas são: 1. autorregulação de guildas e/ou níveis tróficos (*e.g.* canibalismo e territorialismo); 2. regulação entre os diferentes níveis tróficos (*e.g.* onivoria e predação intra-guilda); 3. disponibilidade e qualidade dos recursos (*e.g.* heterogeneidade temporal, qualidade baixa do recurso, rápida reciclagem de nutrientes); e 4. fatores da paisagem (*e.g.* refúgio e padrões de perturbação).

Figura 2 - Diagrama ilustrando os efeitos *top-down*, diretos e indiretos, e *bottom-up* nas interações tróficas (efeitos diretos com linhas sólidas, efeitos indiretos com linhas tracejadas). As setas indicam um efeito positivo de um nível trófico em outro, enquanto os quadrados indicam que o efeito pode ser positivo ou negativo, dependendo do parâmetro (diversidade x abundância) ou teia alimentar (viva x detritos)



Fonte: Dyer e Letourneau (2003).

Por sua vez, Finke e Denno (2004) salientaram que cascatas tróficas devem ser mais comuns nas seguintes situações: 1. ocorrência de habitats homogêneos; 2. existência de presas rápidas em relação aos consumidores; 3. a presa comum tende a ser consumida por todos; 4. os níveis tróficos tendem a apresentar interações fortes. Assim sendo, ambientes pelágicos de lagos, bentos de rios e costões rochosos geralmente atendem as aludidas situações.

Meta análise conduzida por Borer *et al.* (2005) testou várias hipóteses sobre por que as cascatas tróficas acontecem e o que determina a sua força usando dados de 114 estudos que mediram o efeito indireto de predadores sobre a biomassa da comunidade de planta em sete ecossistemas aquáticos e terrestres. Os autores concluíram que as características dos predadores e herbívoros são bons preditores da magnitude de cadeias tróficas. Vários fatores mostraram pequena associação com as cascatas, incluindo riqueza de preda-

dores e herbívoros e mobilidade herbívora. Grupos taxonômicos e metabólicos de predadores e herbívoros explicaram mais de 30% da variabilidade na força da cascata trófica em todos os 114 artigos e cerca de 20% da variação dentro de cada sistema. Contudo, a eficiência da conversão do recurso se mostrou como o fator mais forte na condução da variação da força na cascata.

Por oportuno, de acordo com Lazzaro *et al.* (2003), os açudes do semiárido nordestino fornecem uma gama de oportunidades para a pesquisa no âmbito da cascatas tróficas em relação ao impacto das forças *top-down* e *bottom-up* nas interações peixe-plâncton em ambientes tropicais, sob o efeito da dominância da onivoria.

2.2.1 Estrutura trófica em açudes

A presença de compartimentos distintos como zona fluvial, zona de transição ou intermediária e zona lacustre é um aspecto importante na estruturação de diversos grupos de organismos aquáticos (fitoplâncton, zooplâncton, e zoobentos) nos reservatórios. No que pertine à comunidade íctica, nos trechos superiores geralmente ocorre uma maior diversidade específica, porém menor biomassa e densidade de peixes (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007). Em trechos intermediários encontra-se a maior produtividade em relação aos demais (OLIVEIRA *et al.*, 2004; BRITTO; CARVALHO, 2006). Nas regiões lânticas, poucas espécies apresentam adaptações fisiológicas para viver na zona pelágica. A maior produtividade e diversidade é encontrada na zona litorânea, devido à presença de macrófitas aquáticas que fornecem alimento e abrigo aos peixes (CASATTI; MENDES; FERREIRA, 2003; HOFFMANN; ORSI; SHIBATTA, 2005; PELICICE; AGOSTINHO, 2006; VIDOTTO; CARVALHO, 2007).

Em reservatórios, as comunidades de peixes se sustentam por recursos autóctones (*e.g.* organismos bentônicos, peixes e plâncton), porém a organização trófica e utilização de recursos alimentares pelas espécies podem estar relacionadas a fatores sazonais e espaciais. Assim, espécies piscívoras são favorecidas durante o período de enchimento de um reservatório devido à abundância de espécies-presa, bem como espécies oportunistas e com elevada plasticidade trófica que se beneficiam da incorporação de material vegetal e invertebrados terrestres. Posteriormente, espécies aptas a explorar recursos de origem aquática (*e.g.* zoobentos e plâncton) serão favorecidas (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007; LOUREIRO CRIPPA; HAHN 2006).

Estudo conduzido por Lazzaro *et al.* (1999) sobre as características das relações tróficas entre as comunidades ícticas e planctônicas dos açudes do Semiárido nordestino, verificou que essas relações apresentavam um duplo “top down” da biomassa de fitoplâncton pelos peixes onívoros, via aumento da reciclagem interna dos nutrientes e ineficiência do forrageamento.

Rodrigues (2007) avaliou as características limnológicas e a estrutura trófica das comunidades de peixes de açudes do Rio Grande do Norte. A autora relatou que a maior turbidez, aliada a outras mudanças (*e.g.* pH, alcalinidade total e condutividade elétrica), na água dos reservatórios eutrofizados afetam a estrutura trófica das comunidades ícticas, reduzindo a importância dos peixes piscívoros e o comprimento das cadeias alimentares.

2.2.2 Forrageamento e onivoria

De acordo com Pough, Janis e Heiser, (2008) “forrageamento” é o conjunto de estratégias utilizadas por um indivíduo para encontrar, capturar, subjugar, engolir e combater os mecanismos de defesa desenvolvidos pelas presas. Na atividade de forrageamento, quando uma presa em potencial é identificada, inúmeras decisões carecem ser tomadas pelos predadores. Todavia, tais decisões são norteadas em relação aos custos e benefícios, levando-se em conta aspectos fisiológicos e ambientais (*e.g.* fome, custo energético, qualidade do habitat e presença de predadores) (CHAVES; ALVES, 2010).

A Teoria do Forrageamento Ótimo (TFO) salienta que os custos energéticos envolvidos na procura, captura e manipulação da presa não devem ser maiores que os benefícios energéticos embutidos nos itens alimentares (NUNN; TEWSON; COWX, 2012). Assim, para maximizar a energia Huey e Pianka (1981) diferenciaram o padrão de forrageamento das espécies em dois tipos: 1. Forrageadores ativos e 2. Forrageadores sedentários. Os forrageadores ativos se alimentam em sua maioria de presas sedentárias; os forrageadores sedentários, contrariamente, predam presas mais ativas e móveis. A TFO prediz que ambos os tipos de forrageadores podem coexistir se ambas as presas são suficientemente abundantes (CHAVES; ALVES, 2010).

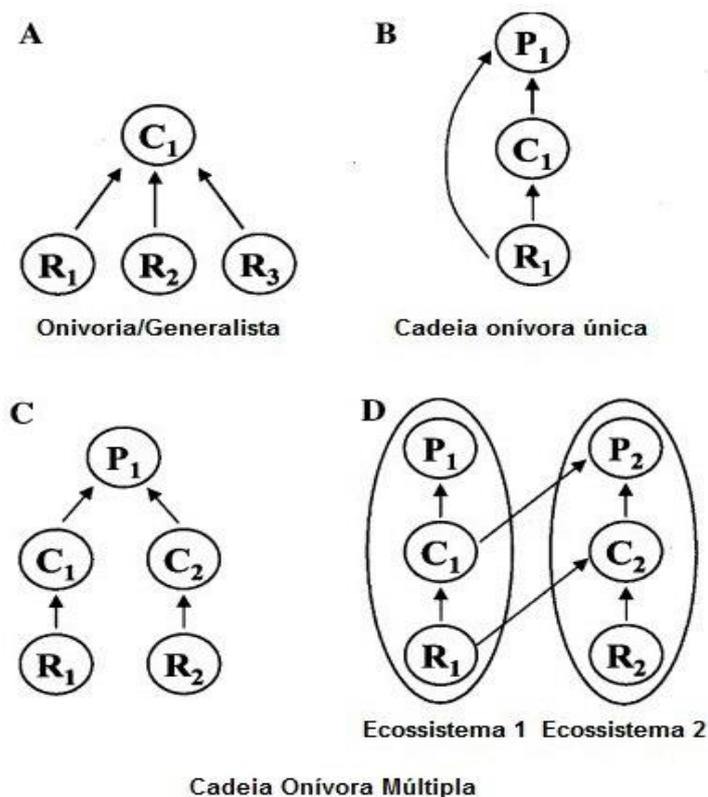
A onivoria reflete a flexibilidade do predador em adquirir energia de várias fontes através de forrageamento (ATTAYDE, ISKIN; CARNEIRO, 2006; CHAVES; ALVES, 2010), sendo um padrão macroecológico global ocorrendo tanto em águas doces quanto em ecossistemas marinhos (GONZÁLEZ-BERGONZONI *et al.*, 2012). Uma defi-

nição robusta considera a onivoria como uma estratégia de forrageamento generalista (Figura 3A), mas a definição mais comumente aceita é que onívoros alimentam-se em mais de um nível trófico dentro de uma mesma cadeia (Figura 3B). Contudo, a definição de maior abrangência ecológica (Figura 3C e 3D) refere-se a onívoros de cadeias múltiplas “*multi-chain omnivory*”, que exploram diferentes cadeias tróficas baseadas em produtores primários de grupos funcionais e compartimentos diversos, incluindo detritos (VADEBOU-COEUR *et al.*, 2005).

A maioria dos estudos com peixes onívoros incluiu espécies filtradoras generalistas representadas principalmente por ciprinídeos (*e.g. Cyprinus carpio, Rutilus rutilus, Abramis brama, Oreochromis niloticus*) e clupeídeos (*Dorosoma cepedianum*) que se alimentam de macrozooplâncton, microzooplâncton, fitoplâncton e detritos (FERNANDO, 1994).

Os peixes onívoros possuem efeitos de predação consistentes sobre a comunidade fitoplanctônica, com taxas de consumo maiores sobre algas de grande tamanho (OKUN *et al.* 2008). São reconhecidos por atuarem como eficientes regeneradores e recicladores de nutrientes através de translocação de sedimentos do fundo para coluna d’água (i.e. bioturbação) e através de excreção, respectivamente (VANNI 2002). Ao consumirem matéria orgânica dos sedimentos, parte dos nutrientes ingeridos é excretado e, desta forma, os peixes onívoros transferem nutrientes do sedimento para a coluna d’água, agindo como verdadeiros “reservatórios de nutrientes” que estavam imobilizados no sedimento (DRENNER; SMITH; THRELKELD, 1996; GRIFFITHS, 2006).

Figura 3 - Desenvolvimento do conceito de onívoros. A) onívoros definida como um consumidor (C) que se alimenta de vários recursos (R); B) cadeia onívora única na qual o predador (P) originalmente se alimentava de plantas e animais, mas que passou a ser definida como um organismo que se alimenta de mais de um nível trófico em uma cadeia alimentar; C) onívoros entre cadeias dentro de um ecossistema e D) onívoros entre cadeias em distintos ecossistemas



Fonte: Vadeboncoeur *et al.* (2005).

Alguns trabalhos demonstraram que a porção de nutriente incorporada aos sedimentos é cada vez maior, à medida que o grau de trofia dos sistemas aumenta (DRENNER; SMITH; THRELKELD, 1996; SONDERGAARD; JENSEN; JEPPESEN, 2003; VANNI *et al.* 2006), provendo aos onívoros filtradores e detritívoros um potencial ainda maior de agirem como “reservatórios de nutrientes”. Em uma meta-análise conduzida por Carneiro (2008), a referida autora encontrou como resultados que o aumento de biomassa dos peixes onívoros teve um efeito significativo na redução da biomassa do zooplâncton; a biomassa de peixes onívoros não apresentou nenhum efeito interativo na resposta do fitoplâncton; e, quanto maior o grau de trofia do sistema, mais pronunciado foi o efeito positivo dos peixes onívoros sobre a biomassa do fitoplâncton. Desta forma, as inter-relações

ecológicas entre peixes onívoros e carga de nutrientes podem ter importantes implicações para a gestão de sistemas de lagos eutróficos (DRENNER; SMITH; THRELKELD, 1996).

Todavia, uma abordagem sobre a proposição funcional do hábito onívoro, conhecida como onivoria de cadeias múltiplas “*multi-chain omnivory*” (POLIS; STRONG, 1996; VADEBONCOEUR *et al.* 2005), propôs que onívoros podem modificar a dinâmica das interações tróficas e o fluxo de energia responsáveis pelos padrões de regulação trófica entre as diferentes comunidades e compartimentos aquáticos. Assim, peixes onívoros não filtradores poderiam afetar a força de cascata trófica pelágica sobre o fitoplâncton (McCANN; RASMUSSEN; UMBANHOWAR, 2005; VANDER ZANDEN; ESSINGTON; VADEBONCOEUR, 2005).

2.2.3 Peixes e nutrientes

Os peixes desempenham um relevante papel dentro da biocenose de um reservatório, sendo importantes armazenadores de nutrientes. Devido aos seus diversos hábitos alimentares (*e.g.* herbívoros, insetívoros, detritívoros, bentófagos, piscívoros, onívoros), podem influenciar de maneira maior ou menor a concentração de fósforo em corpos hídricos. Desta forma, a presença ou ausência de determinadas espécies, aliada à quantidade de peixes existentes no sistema, auxilia a composição e quantidade de nutrientes, de zooplâncton e de fitoplâncton presentes no corpo hídrico bem como a qualidade da água (AGOSTINHO; GOMES 1997; GRIFFITHS, 2006; STRASKRABA; TUNDISI, 2000).

Conforme Vanni (2002) os peixes afetam a dinâmica de nutrientes direta e indiretamente. Efeitos diretos ocorrem pela regeneração (excreção e ingestão), sequestrando e translocando os nutrientes, enquanto que efeitos indiretos resultam de atividades alimentares que alteram a estrutura da comunidade, *e.g.* diferentes efeitos da predação sobre a composição do zooplâncton. Griffiths (2006) relatou que a contribuição das assembleias de peixes para a reciclagem de nutrientes é dependente da sua abundância e da taxa de reciclagem individual, sendo esta variável com o tamanho e a dieta de cada espécie. Ressaltando, ainda, que o conteúdo de fósforo no peixe é independente da família.

Sob esta ótica, estudo conduzido por Drenner *et al.* (1997) no qual foi proposto que o fósforo e o nitrogênio podem ser removidos da água poluída através de um sistema ecológico de tratamento de água com utilização de perifiton e peixes, apresentou como resultado que o peso seco da tilápia do Nilo é de 23,9% do seu peso fresco e o conteúdo de

fósforo é igual a 2,39% do peso seco, resultando em um valor final de 0,57% de P em relação ao seu peso fresco. De acordo com Beveridge (2004) a porcentagem média de fósforo nos peixes é de 0,34%.

Dantas e Attayde (2007), avaliando o conteúdo de nitrogênio e fósforo de alguns peixes de água doce de regiões temperada e tropical, confirmaram a hipótese que a variabilidade da concentração de nutrientes no corpo do peixe e sua taxa estão correlacionadas com o tamanho do seu corpo (comprimento e massa). Os referidos autores encontraram valores percentuais (massa seca) de fósforo e nitrogênio na tilápia e na traíra de 3,35% e 9,11% e 3,58% e 11,44% respectivamente. Não obstante, Starling *et al.* (2002) depreenderam que a contribuição da tilápia onívora para o processo de eutrofização de lagos, através do aporte de nutrientes via excreção é da ordem de $27 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ de fósforo total para tilápias com peso médio de 40 g.

2.3 Biomanipulação

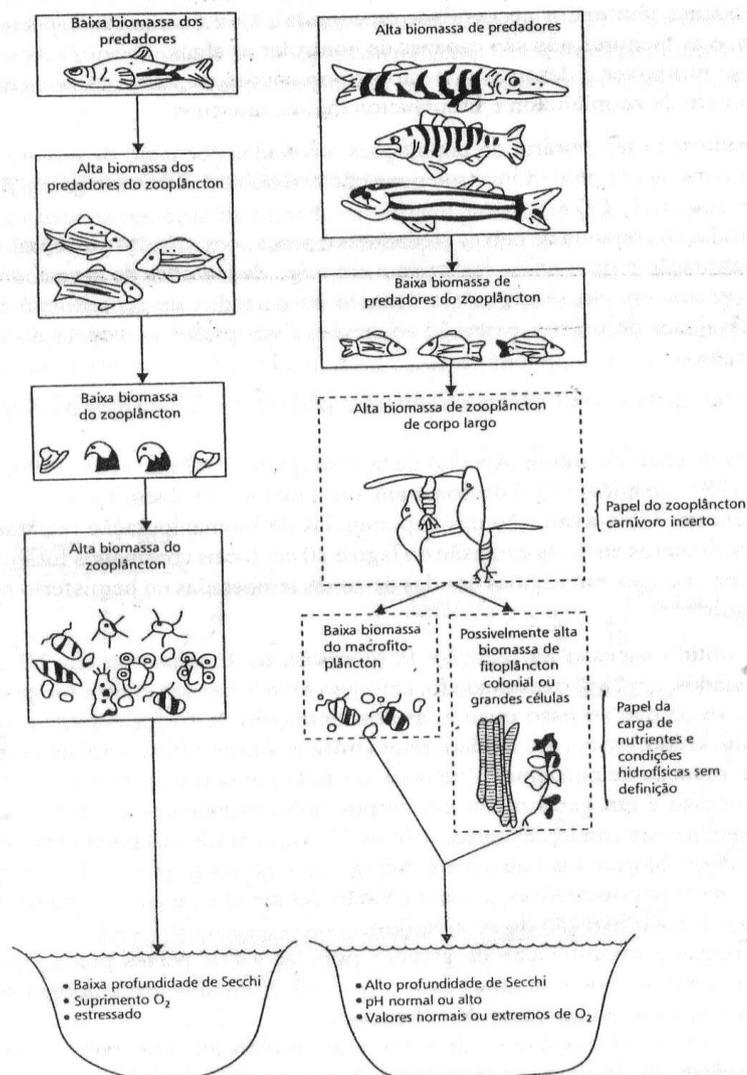
Hrbáček *et al.* (1961) foram os pioneiros a estudar a função dos peixes na existência de um controle do topo para a base. Contudo, o termo biomanipulação foi cunhado pela primeira vez por Shapiro, Lamarra e Lynch em (1975) e desde então tem significado uma ferramenta para gerenciar a qualidade da água. Iniciou-se em pequenos lagos sendo, devido ao seu sucesso, também aplicada em grandes lagos a partir da década de 1990 (LAMMENS, 2001; MUSTAPHA, 2010).

Biomanipulação é uma ferramenta biológica (ecotecnologia), amplamente aceita e utilizada para controlar altas densidades de algas e restabelecer a qualidade da água em lagos e reservatórios, conservando a biodiversidade, aumentando a produção pesqueira e promovendo as suas funções socioeconômicas. A biomanipulação, em conjunto com ações de saneamento da bacia de drenagem, apresenta-se como uma técnica promissora para a recuperação de reservatórios eutrofizados (BENNDORF, 1995; KASPRZAK *et al.*, 2002; MEHNER *et al.*, 2004; MUSTAPHA, 2010; PANOSSO *et al.*, 2007).

O preceito basilar da biomanipulação consiste na utilização de organismos aquáticos (*e.g.* peixes), no sentido de melhorar a qualidade do ecossistema aquático. A redução de peixes planctívoros, seguida por um aumento na abundância e no tamanho do zooplâncton (predominantemente grandes espécies de *Daphnia*). Como consequência, a pressão herbívora sobre o fitoplâncton é realçada levando, desse modo, ao clareamento da

água. Por outro lado, em reservatórios super povoados os peixes possuem um crescimento mais lento e, devido a seu elevado número e pequeno tamanho (animais pequenos têm maior necessidade alimentar), as espécies maiores de zooplâncton são dizimadas, não sendo as espécies menores capazes de controlar as algas de modo eficiente (ESTEVES; BOZELLI; BRANCO, 2011; MEHNER *et al.*, 2004; RIBEIRO FILHO, 2006). A Figura 4 apresenta um diagrama do funcionamento do processo de biomanipulação.

Figura 4 - Diagrama ilustrativo do funcionamento do processo de biomanipulação. O lado esquerdo mostra a estrutura de um lago eutrófico. A parte direita mostra um lago com utilização da biomanipulação



Fonte: Straskraba e Tundisi (2000).

Várias estratégias de biomanipulação, em lagos temperado, têm sido empregadas com êxito *e.g.* remoção de peixes através de pesca com redes específicas, abaixamento

do nível do lago, aplicação química de retenona (HA *et al.*, 2013). Contudo, um dos métodos mais comumente utilizados é a diminuição da biomassa de peixes planctívoros e bentívoros através da introdução de peixes piscívoros como o perca (*Perca fluviatilis*), o pike perca (*Sanderlucio perca*), o asp (*Aspius aspius*), o pike (*Esox lucius*) e a truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) (HA *et al.*, 2013; KASPRZAK *et al.*, 2003; MEHNER *et al.*, 2002; SØNDERGAARD *et al.*, 2008; VASEK *et al.*, 2013).

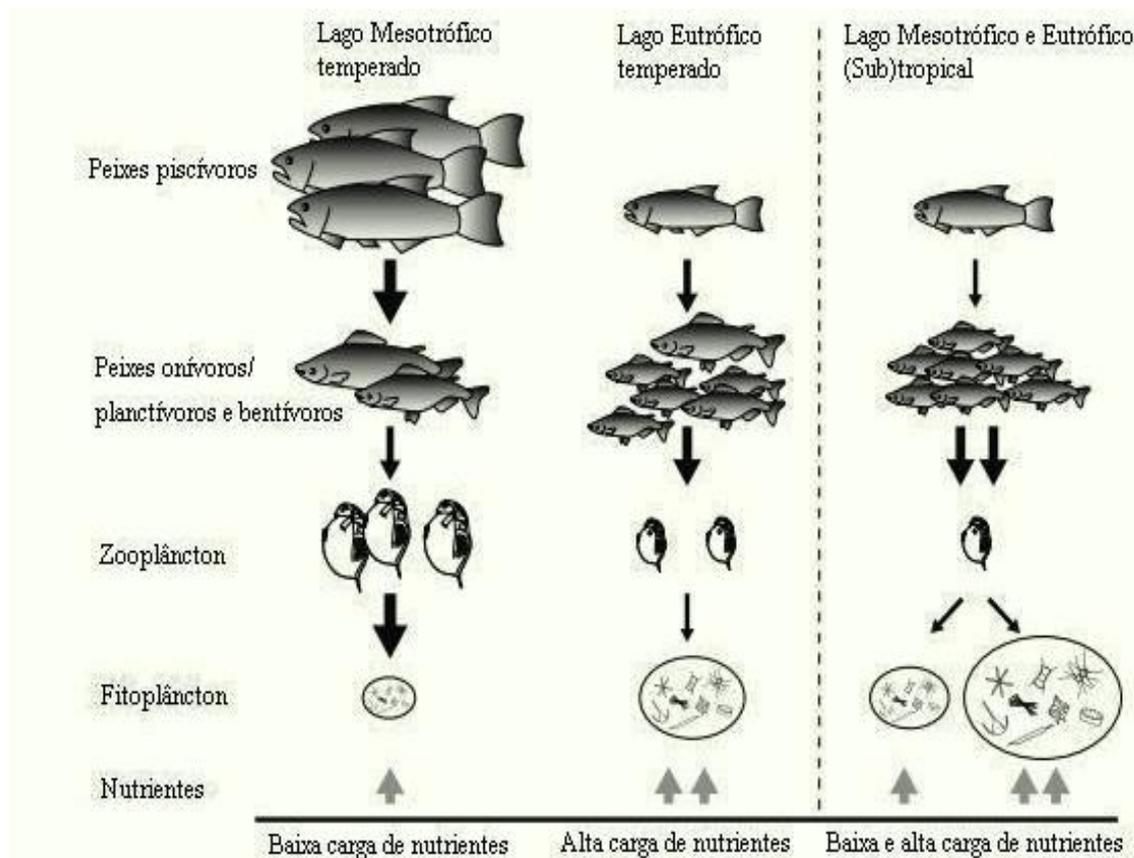
Não obstante, em lagos tropicais e subtropicais, a aplicação da biomanipulação nos moldes dos lagos temperados deve ser feita com certa ressalva, uma vez que há diferenças significativas, ecologicamente falando, entre os mesmos. Entre essas se destacam: 1. os ecossistemas aquáticos tropicais e subtropicais apresentam maior riqueza de peixe e sobreposição de nichos parciais, o que deve aumentar o controle do predador; 2. os estoques de peixes são dominados por espécies onívoras independente do estado trófico; 3. a densidade de peixes, mas não necessariamente a biomassa, é mais elevada (ESTEVEZ; BOZELLI; BRANCO, 2011; GONZÁLEZ-BERGONZONI *et al.*, 2012; JEPPESEN *et al.*, 2007; JEPPESEN *et al.*, 2010; LAZZARO, 1997; MEERHOFF *et al.*, 2012). A Figura 5 ilustra a estrutura trófica dos reservatórios em ambas as regiões.

Portanto, conforme os supracitados autores, o controle do “topo para a base” por piscívoros, em lagos tropicais e subtropicais, provavelmente é menos eficiente posto que os pequenos peixes sejam mais zooplactívoros (Figura 5). Desta forma, a existência de maior predação sobre o zooplâncton pode potencialmente se tornar uma limitação ao uso da biomanipulação com estocagem de peixes piscívoros. Este fato foi corroborado com o estudo conduzido por Menezes *et al.* (2012) que, utilizando o piscívoro tucunaré (*Cichla ocellaris*) em nove pequenos lagos no Nordeste do Brasil (RN) para avaliar seu efeito sobre a biomassa planctônica, encontrou apenas efeitos modestos na cascata sobre o plâncton e um impacto negativo sobre as espécies nativas de peixes, reduzindo sua abundância e diversidade.

Todavia, outros métodos de biomanipulação utilizando peixes filtradores têm sido aplicados com sucesso para controlar o fitoplâncton em lagos tropicais (BOVERI; QUIRÓS, 2007; GONZÁLEZ-BERGONZONI *et al.*, 2012; MENEZES; AT-TAYDE; VASCONCELOS, 2010). Espécies de carpas e tilápias filtradoras também têm sido utilizadas para testar o controle destes organismos sobre florações de cianobactérias em várias partes do mundo, por exemplo, na Austrália, na China e no Nordeste Brasileiro

(GUO *et al.*, 2014; HUNT *et al.*, 2003; LAZZARO *et al.*, 2003; LAZZARO; STARLING, 2005).

Figura 5 - Modelo conceitual mostrando as mudanças na estrutura trófica e a sensibilidade à carga de nutrientes em lagos mesotróficos e eutróficos de regiões temperadas e (sub)tropicais



Fonte: Jeppesen *et al.* (2010).

Estudos conduzidos em regiões temperadas (BENNDORF, 1995; HA *et al.*, 2013; JEPPESEN *et al.*, 2007; KASPRZAK *et al.*, 2003; MEHNER *et al.*, 2002; SCHINDLER *et al.*, 2008; VASEK *et al.*, 2013) e tropicais (MAZZEO *et al.*, 2010; MENEZES, ATTAYDE; VASCONCELOS, 2010; STARLING *et al.*, 2002; HART, 2011; SOSNOVSKI; QUIRÓS, 2009) concluíram que o sucesso da biomanipulação é dependente de controle e redução do aporte externo de nutrientes para os corpos hídricos.

Desta forma, mais estudos de biomanipulação aplicados em diferentes ambientes e com diferentes comunidades aquáticas são necessários para se estabelecer que o aludido processo seja um método efetivo para a recuperação de lagos. Portanto, o êxito da biomanipulação requer uma colaboração entre autoridades, limnologistas, pesquisadores, pescadores e comunidade local (HA *et al.*, 2013; VASEK *et al.*, 2013).

2.4 Seca

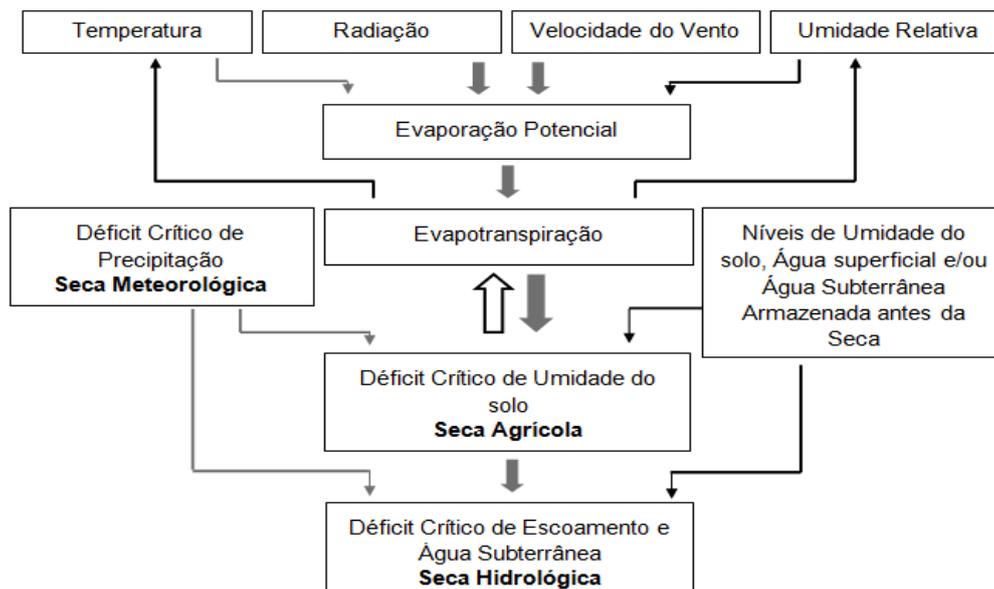
Seca, no rigor léxico, significa estiagem, falta de umidade. Das chuvas provém à água necessária à vida na terra. O problema das secas, assim encarado, seria simplesmente o problema da água, isto é, do seu suprimento. Mas a palavra seca, referida a uma porção de território habitado pelo homem, tem significação muito mais compreensiva. Com efeito, o fenômeno físico de escassez da chuva influi no homem pela alteração profunda que dela decorre para as condições econômicas da Região que, por sua vez, se refletem na ordem social. Assim encarada, a seca é um fenômeno muito vasto, de natureza tanto física, como econômica e social. O problema das secas é, portanto, um problema múltiplo. Verdadeiramente não há um problema, há problemas. (LISBOA, 1913 apud CARNEIRO, 2007).

Os primeiros estudos clássicos sobre seca foram introduzidos por Palmer (1965) o qual considerava a seca um fenômeno estritamente meteorológico e Yevjevich (1967) que apresentou um conceito mais holístico, mostrando suas diferentes nuances conforme a área de aplicação (*e.g.* agricultura, economia, engenharia).

Seca é uma deficiência na precipitação durante um período extenso, usualmente uma estação ou mais, resultando em uma escassez de água causando impactos sobre a vegetação, os animais e as pessoas. Fatores humanos como a demanda e o gerenciamento da água, podem exacerbar os impactos que a seca provoca em uma região. Assim, devido à interligação entre um evento natural de seca e os vários fatores humanos, na prática, a seca é definida por distintos ramos (Figura 6) que refletem várias perspectivas e interesses sendo comumente classificada como meteorológica, de agricultura, hidrológica ou sócio-econômica (ver DE ARAÚJO; BRONSTERT, submetido; MISHRA; SINGH, 2010; PAULO; PEREIRA, 2006; UN, 2007).

A seca pode gerar danosos efeitos na sociedade e no meio ambiente, sendo que vários fatores (*e.g.* temperatura, radiação, evapotranspiração) afetam o seu desenvolvimento. Desta forma, aludidos fatores devem ser considerados na avaliação das tendências de séries históricas juntamente com a contribuição de elementos antropogênicos (SENEVIRATNE, 2012; WHITE *et al.*, 2008). Impacta tanto os recursos hídricos superficiais quanto subterrâneos (*e.g.* redução do suplemento, deterioração da qualidade, alteração do regime hidrológico), reduz a produtividade agrícola, bem como pode afetar um grande número de atividades econômicas e sociais, sendo que a sua propagação através da bacia varia conforme a severidade e a conectividade hidráulica do sistema. (HOPKIN, 2007; HRDINKA *et al.*, 2012; PETERS *et al.*, 2006; PHAM *et al.*, 2008; THUILLER, 2007; TWEED; LEBLANC ; CARTWRIGHT, 2009).

Figura 6 - Agentes condutores da seca. As setas cinza indicam os fatores que contribuem para a seca, e as setas pretas mostram os fatores que a inibem



Fonte: Seneviratne (2012).

A qualidade das águas estocadas em reservatórios é diretamente influenciada pelos processos naturais e antrópicos que ocorrem em suas bacias hidrográficas, sendo que seus efeitos dependem fortemente das mudanças na evaporação e evapotranspiração, processos afetados pela temperatura, umidade e radiação, bem como pelas mudanças no regime de precipitação (DE ARAÚJO, 2012; KROL *et al.*, 2011).

No caso da região semiárida brasileira, o regime hidrológico atua de duas maneiras na qualidade da água dos açudes: 1. durante o período seco a tendência é que sua qualidade se deteriore, à medida que este período avança; 2. na quadra chuvosa, quando os açudes recebem afluência, ocorrem três fases: a) para as primeiras vazões, ocorre uma tendência à deterioração da água, em virtude das primeiras chuvas “lavarem” a matéria orgânica acumulada nos solos durante a estação seca; b) no período seguinte, em virtude da diluição do material carregado, a água tende a melhorar sua qualidade; c) no período dos eventos de vertimento dos açudes, pode ocorrer uma considerável melhora na qualidade da água, cuja intensidade vai variar de acordo com outros fatores *e.g.* capacidade de armazenamento, regras de operação, evaporação, tempo de residência, tamanho e quantidade de açudes na bacia que atuam no processo (ANDRADE; MEIRELES; PALÁCIO, 2010).

Conforme Aragão Araújo (1990), as chuvas nessa região se encontram em um semestre. São irregulares e escassas. Contudo, não ausentes. Segundo o mesmo autor, quando essa irregularidade apresenta-se acima do normal, levando as culturas agrícolas e a

vegetação nativa à morte, devido ao esgotamento das fontes hídricas superficiais, ocorre o fenômeno da seca. Uma seca severa ocorre na região semiárida brasileira quase todo ano (DAI; TRENBERTH; QIAN, 2004) em virtude, principalmente, da heterogeneidade espacial das precipitações (LIU; NEGRÓN JUÁREZ, 2001).

Consoante à qualidade da água, em períodos de seca, inúmeros estudos em diferentes regiões do mundo têm sido realizados mostrando sua variação e magnitude. Por exemplo, na República Tcheca, nos lagos Bechyne e Varvazov, a qualidade da água foi examinada durante o período de seca de 2003. A baixa vazão refletiu no alto incremento da temperatura da água (cerca de 1,7 °C), na diminuição da concentração de OD, limitando o efeito da diluição e aumentando a concentração de sólidos dissolvidos e fosfatos, em cerca de 16% e 45%, respectivamente (HRDINKA *et al.*, 2012). Na França, séries temporais da qualidade de água do rio Meuse foram investigadas durante dois períodos de seca severa (1976 e 2003). O declínio na qualidade da água foi causado, principalmente, pelas condições favoráveis para o desenvolvimento de algas (*e.g.* altas temperaturas, tempos de residência longos e altas concentrações de nutrientes) e pela redução na capacidade de diluição de efluentes de fontes pontuais (VAN VLIET; ZWOLSMAN, 2008).

No semiárido brasileiro, em virtude da sua condição climática e onde a precipitação é praticamente a única forma de entrada de água na região, a preocupação mais relevante sempre foi com a quantidade do que com a qualidade do aludido recurso (AQUINO *et al.*, 2008; PALÁCIO *et al.*, 2008), sendo raros trabalhos específicos que reportem a qualidade da água em períodos de estiagem. Contudo, em decorrência do agravamento do processo de eutrofização nos reservatórios da região, vários estudos têm sido conduzidos para avaliar o grau de trofia dos mesmos. Nessa linha, podemos citar trabalhos sobre a sazonalidade da qualidade das águas do açude Edson Queiroz, bacia do Acaraú, no semiárido cearense (MEIRELES; FRISCHKORN; ANDRADE, 2007); caracterização da qualidade da água do açude Buri Frei Paulo/SE (BARRETO; GARCIA, 2010); estado trófico e diagnóstico limnológico do açude Castanhão/CE (MOLISANI *et al.*, 2010) e, uso da terra e a dinâmica do estado trófico em um reservatório tropical semiárido (SANTOS *et al.*, 2014).

PARTE I

Vulnerabilidade à eutrofização de dois lagos tropicais de climas úmido (Cuba) e semiárido (Brasil)¹

¹ A presente parte dessa Tese, mais sucintamente escrita, foi submetida como Artigo à Revista Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, como pré-requisito ao Processo de Defesa da mesma.

WIEGAND, M. C. PIEDRA, J. I. G.; DE ARAÚJO, J. C. Vulnerabilidade à eutrofização em dois lagos tropicais de climas úmido (Cuba) e semiárido (Brasil). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, (Submetido).

I.1 INTRODUÇÃO

O aumento da demanda hídrica na América Latina e no Caribe durante os últimos anos tem acelerado a construção de reservatórios artificiais para usos múltiplos da água (DE ARAÚJO; MEDEIROS, 2013; LIMA NETO *et al.*, 2011; MAMEDE *et al.* 2012, PETER *et al.*, 2014). Todavia, muitos desses reservatórios têm sofrido processo de eutrofização, interferindo nos usos para os quais esses corpos d'água foram construídos (SALAS; MARTINO, 2001). O processo de eutrofização tem se tornado um impacto ambiental de ordem global, sendo um dos mais graves problemas relacionados com a conservação da água (SMITH; SCHINDLER, 2009). Eutrofização é o fenômeno pelo qual um ecossistema se torna cada vez mais produtivo através do enriquecimento por nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio. Como consequência, os produtores primários são estimulados, gerando-se o crescimento excessivo de macrófitas e algas planctônicas (SMITH; JOYE; HOWARTH, 2006; WANG; WANG, 2009). Entre os principais impactos causados pela eutrofização está o aumento da contaminação dos corpos hídricos por metais e substâncias tóxicas (liberadas por algas), a depleção do oxigênio dissolvido, a redução do espelho d'água, a morte de plantas e animais aquáticos (MORAES, 2009) e a produção de toxinas por algas cianofíceas (AZEVEDO *et al.*, 2002; VIANA *et al.*, 2009). Nyenje *et al.* (2010) relataram que 54% dos lagos e reservatórios na Ásia estão eutrofizados, na Europa essa fração é de 53%, na América do Norte 48%, na América do Sul 41% e na África 28%.

Há muitos fatores que regulam as mudanças em ecossistemas aquáticos. Como o processo de eutrofização está associado ao aporte de nutrientes, sua redução consiste na primeira meta para a recuperação ecológica dos ambientes atingidos (SCHINDLER *et al.*, 2008). Estudos de qualidade da água em várias regiões demonstraram que o clima, o uso do solo e a hidrologia das bacias hidrográficas são fatores que afetam diretamente suas características limnológicas (LEE *et al.* 2010; SOARES *et al.*, 2012; XU *et al.*, 2010). Todavia, poucos trabalhos têm sido produzidos para avaliar a conexão entre essas características (JONES; ELLIOTT, 2007). Entre as variáveis de maior importância para a qualidade da água em reservatórios está o tempo de residência da água (BURFORD *et al.*, 2007; JONES; ELLIOTT, 2007) e de constituintes, como o fósforo. Assim, a finalidade desse estudo é avaliar, comparativamente, a vulnerabilidade à eutrofização e os fatores intervenientes de dois reservatórios artificiais, um tropical semiárido, no Brasil, e outro tropical úmido, em Cuba.

I.2 MATERIAL E MÉTODOS

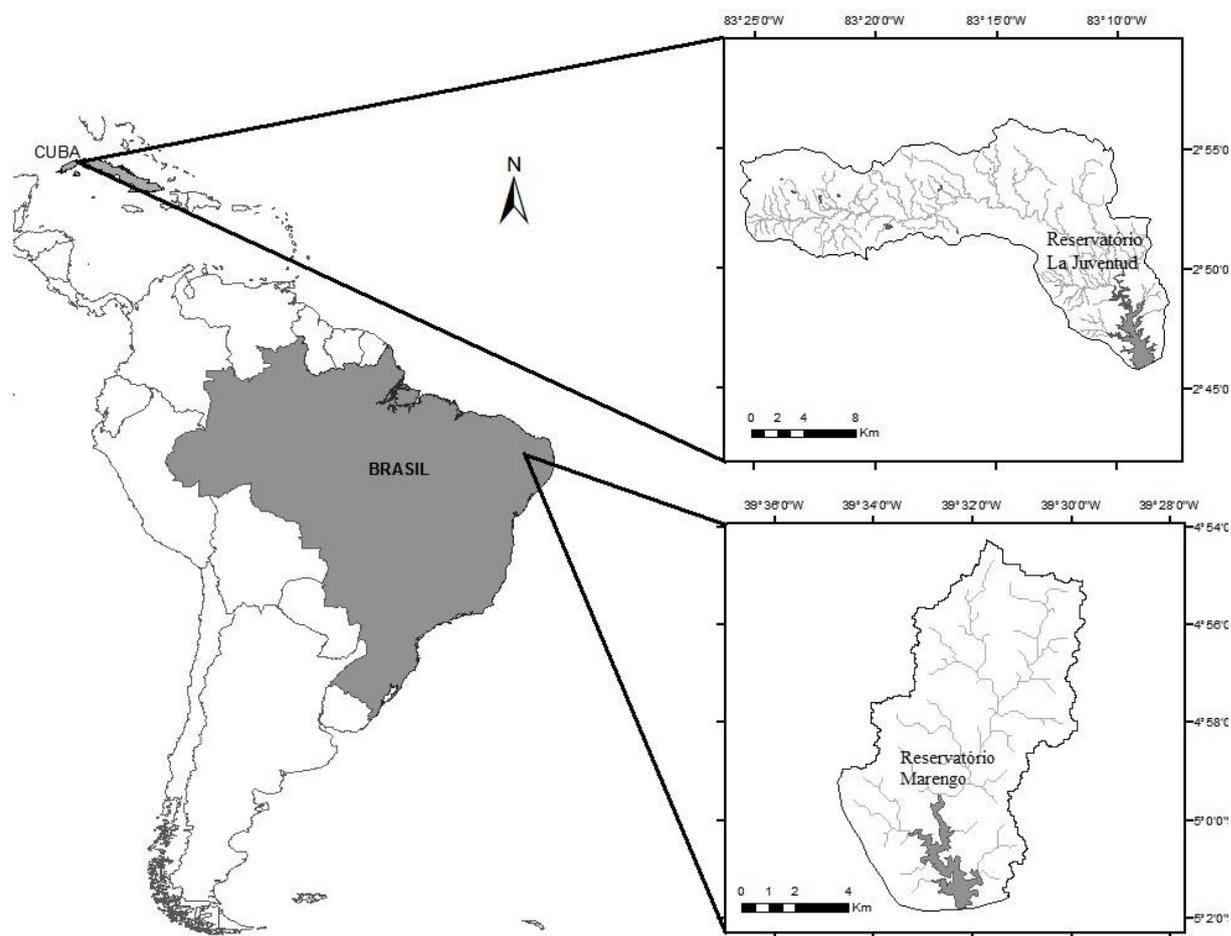
I.2.1 Áreas de estudo

A localização das bacias investigadas é apresentada na Figura 7 e suas principais características encontram-se na Tabela 1. A área de estudo tropical semiárida corresponde ao açude Marengo e sua bacia hidrográfica, localizados no município de Madalena, estado do Ceará, cuja superfície de drenagem é de 75 km². O clima é tropical quente semiárido, caracterizado por períodos de estiagem prolongados e variabilidade temporal das chuvas. A região, que possui temperatura média anual de 27 °C, está sujeita a ventos fortes e secos durante o segundo semestre. A precipitação média anual é aproximadamente 600 mm, com elevada variabilidade interanual e estação chuvosa nitidamente estabelecida entre fevereiro e maio, quando precipitam 75% do montante anual. A taxa de evaporação potencial (2200 mm anuais) é quase quatro vezes mais elevada que sua precipitação. Observa-se ocorrência de uma seca severa a cada década. A bacia, inserida na Depressão Sertaneja do semiárido brasileiro, situa-se integralmente sobre o embasamento cristalino, com ocorrência muito baixa (menos de 1%) de aluvião. Os solos são rasos com predomínio de Luvisolos Crômicos, Neossolos Litólico, Argissolos Vermelho-Amarelo, Planossolos Solódicos e Vertissolos. A cobertura vegetal natural é a Caatinga arbustiva densa, floresta caducifólia espinhosa. O açude Marengo tem capacidade de acumulação pouco superior a 15 hm³. Todos os seus afluentes são intermitentes, escoando não mais que quatro meses ao ano, nos quais o escoamento de base é extremamente limitado (DE ARAÚJO; PIEDRA, 2009; LOPES, 2013; PINHEIRO; COELHO; DE ARAÚJO 2011).

A bacia tropical úmida corresponde à do açude La Juventud, situada na província de Pinar Del Río, Cuba, com área de 237 km². Sua altitude média é de 165 m acima do nível do mar e sua declividade média de 12%. Seu clima é tropical úmido, caracterizado por um período chuvoso entre maio e outubro e um período seco de novembro até abril. Apresenta precipitação anual de quase 1500 mm, evaporação potencial anual de 1800 mm e temperatura média anual de 26 °C. Geologicamente, a bacia é dividida por uma falha regional em dois blocos, de diferentes substratos, caracterizados pelas serras dos Órgãos e do Rosário. A primeira está dividida em duas partes (cinturão de morros testemunhas e manto tectônico), assim como a segunda (Rosário Norte e Rosário Sul, cada uma composta por diferentes mantos tectônicos). Os solos da bacia, predominantemente pouco evoluídos,

são ferralíticos e pardos na porção norte (montante), delimitados pela barragem La Juventud; e hidromórficos em toda a porção sul, a jusante do barramento. Sua vegetação natural é composta por bosques tropicais perenifoliados e subperenifoliados. A bacia é composta por rios de curto comprimento e perenes, com significativo escoamento de base. A lâmina média escoada na estação hidrométrica de Las Gavilanes, a montante do açude La Juventud, é de quase 600 mm anuais (CUBA, 1973; 2000; 2004; RODRÍGUEZ ROSA, 2013; RODRÍGUEZ ÁLVAREZ, 2014).

Figura 7 – Localização e hidrografia das bacias em estudo: tropical semiárida (reservatório Marengo, Ceará, Brasil) e tropical úmida (reservatório La Juventud, Pinar del Río, Cuba)



Fonte: O autor.

Tabela 1 - Principais variáveis de análise comparativa entre as bacias tropicais Marengo (semiárida) e La Juventud (úmida)

Descrição	Bacia semiárida	Bacia úmida
Clima		
Classificação de Koepen	Bs	Aw
Precipitação média (mm.ano ⁻¹)	569	1481
Radiação global diária média (MJ.m ⁻²)	18	21
Velocidade média do vento (m.s ⁻¹)	3,5	4,0
Insolação anual média (h)	2760	2815
Umidade relativa média	0,66	0,79
Evaporação potencial anual média (mm)	2200	1800
Meses com 75% de precipitação anual	Fev – Mai	Mai - Out
Hidrologia		
Área da bacia hidrográfica (km ²)	75	237
Nome do reservatório	Marengo	La Juventud
Capacidade de estocagem (hm ³)	15,3	105
Volume do reservatório por área (mm)	443	204
Característica hidrológia do rio principal	Intermitente	perene
Vazão anual - média (hm ³ /ano)	7	141
Vazão anual - média (mm/ano)	93	595
Vazão anual - coeficiente de variação	0,95	0,42
Vazão anual - coeficiente de escoamento superficial	0,16	0,40
Tempo de residência da água (anos)	2,16	0,74
Tempo de residência do fósforo (anos)	0,61	0,30
Retenção de fósforo	0,73	0,50
Uso do solo		
População total (habitantes)	1650	9500
População - densidade (habitantes por km ²)	22	40
População - maior área urbana (habitantes)	250	3350
Suprimento de água (frequência)	0,40	1,00
Adequado sistema de esgoto (frequência)	0,15	0,60
Estradas rurais pavimentadas (frequência)	0,05	0,80
Área média agrícola por família (ha)	1,5	1,0
Fração de área urbana	0,08	0,15
Fração de área agrícola e bovina	0,35	0,40
Fração de área preservada	0,50	0,35
Fração de outros usos do solo (água, estradas etc)	0,07	0,10

Fonte: O autor.

I.2.2 Amostras e análises laboratoriais

A transparência da água em ambos os reservatórios foi medida através do disco de Secchi. Para a coleta das amostras de água no reservatório Marengo, foi utilizado um amostrador *van Dorn*. Foram realizadas coletas nos meses de março, abril e maio de 2012 (período chuvoso); e agosto, setembro e outubro de 2012 (período de estio), na profundidade do disco de Secchi. As amostras foram coletadas sempre às 10h, em três pontos distintos do açude: um próximo à barragem, um na zona central e um no braço do principal rio afluente. As amostras de água do reservatório La Juventud foram coletadas também na profundidade do disco de Secchi sempre às 11h nos meses de julho e agosto de 2012 (período chuvoso) e março de 2013 (período de estiagem) em três pontos distintos do reservatório, seguindo o mesmo critério do reservatório semiárido. Todas as amostras destinadas a ensaios químicos em laboratório foram acondicionadas em caixas isotérmicas a temperatura constante de 4°C para transporte; e os ensaios seguiram as instruções de APHA (2005).

I.2.3 Índice de Estado Trófico (IET)

Para avaliar o grau de eutrofização dos reservatórios, adotou-se o índice de estado trófico (IET) de Carlson modificado por Toledo Jr. *et al.* (1983), que considera tanto a transparência da água – medida através da profundidade do disco de Secchi (SD, em metros) – quanto a concentração de ortofosfato na água (PO_4 , em $\mu g.L^{-1}$), conforme Equações 1 a 3. De acordo com Toledo Jr. *et al.* (1990), um lago está oligotrófico se IET for inferior a 44; mesotrófico se IET estiver entre 44 e 54; eutrófico se IET estiver entre 54 e 74 e; hipereutrófico se IET superar 74.

$$IET(SD) = 10 * \left(6 - \frac{0,64 + \ln SD}{\ln 2} \right) \quad (1)$$

$$IET(PO_4) = 10 * \left(6 - \frac{\ln(21,67 / PO_4)}{\ln 2} \right) \quad (2)$$

$$IET(M) = \frac{IET(SD) + 2 \cdot (IET(PO_4))}{3} \quad (3)$$

I.2.4 Uso do solo e dados climatológicos

Para avaliação do uso do solo das duas bacias, fez-se consulta a cartas (geologia, relevo, solos, vegetação e hidrografia) e a imagens de satélite (*Google Earth*®). Com a finalidade de averiguação em campo (*ground-truthing*), foram realizadas quatro campanhas na bacia semiárida: duas na estação chuvosa (abril 2011 e março 2012); e duas na estação seca (outubro 2012 e novembro 2013). Também foram realizadas quatro campanhas na bacia úmida: duas na estação chuvosa (julho 2012 e junho 2014); e duas na estação seca (novembro 2011 e março 2013). Nas campanhas foram avaliados os padrões de uso do solo com base nas informações mapeadas e nas imagens de satélite, utilizando-se GPS para averiguação mais precisa da localização dos pontos avaliados *in situ*.

Os dados climatológicos referentes à bacia semiárida foram obtidos junto à Agência Nacional de Águas (BRASIL, 2013), enquanto que os dados de vazão afluente ao reservatório Marengo foram obtidos indiretamente, através do modelo WASA (GÜNTNER; BRONSTERT, 2004; GÜNTNER *et al.*, 2004), calibrado com base no monitoramento realizado de 2012 a 2013 (LOPES, 2013). Os dados climatológicos da bacia úmida foram oriundos de CUBA (2000), enquanto que as vazões afluentes ao reservatório La Juventud foram estimadas a partir de monitoramento da estação hidrométrica Las Gavi-lanes (1962-2011), localizada a montante do reservatório (RODRÍGUEZ ROSA, 2013; RODRÍGUEZ ÁLVAREZ, 2014).

A partir das análises hidroclimatológicas, foi possível calcular o tempo de residência da água (T_w), definido como a razão entre a capacidade de armazenamento do reservatório e sua vazão afluente média. Como consequência, pode-se avaliar o tempo de residência do fósforo (T_p) em um reservatório (Equação 4) que, segundo Vollenweider (1976), é função do tempo de residência da água. O coeficiente de decaimento de fósforo (k_s , em ano⁻¹), pode ser calculado pela Equação 5 (TOLEDO JR. *et al.*, 1983). Outro parâmetro útil para a análise de eutrofização (STRASKRABA; TUNDISI, 2000) é a taxa de retenção de fósforo (PR) em um reservatório (Equação 6).

$$T_p = \frac{1}{1/T_w + k_s} \quad (4)$$

$$k_s = \sqrt{\frac{3}{T_w}} \quad (5)$$

$$PR(\%) = 76,1 \cdot [1 - \exp(-0,004 \cdot T_w)] \quad (6)$$

I.3 RESULTADOS

I.3.1 Estado trófico dos reservatórios

Os resultados de estado trófico mostraram marcante sazonalidade nos dois reservatórios, como apresentado na Tabela 2. O reservatório semiárido apresentou pH suavemente alcalino, próximo à neutralidade, situando-se dentro da faixa aceitável, que é de 6,0 a 9,0 (BRASIL, 2005). As águas do reservatório Marengo apresentaram salinidade elevada, sendo a mesma superior no período seco, reflexo do elevado padrão de evaporação nesses meses. Apesar de elevada, a salinidade observada nesse açude está em conformidade com o teor de sal medido em outras bacias da região semiárida do Brasil (PALÁCIO *et al.*, 2011).

Tabela 2 - Principais variáveis (valores médios) de análise comparativa entre as bacias tropicais Marengo (semiárida) e La Juventud (úmida)

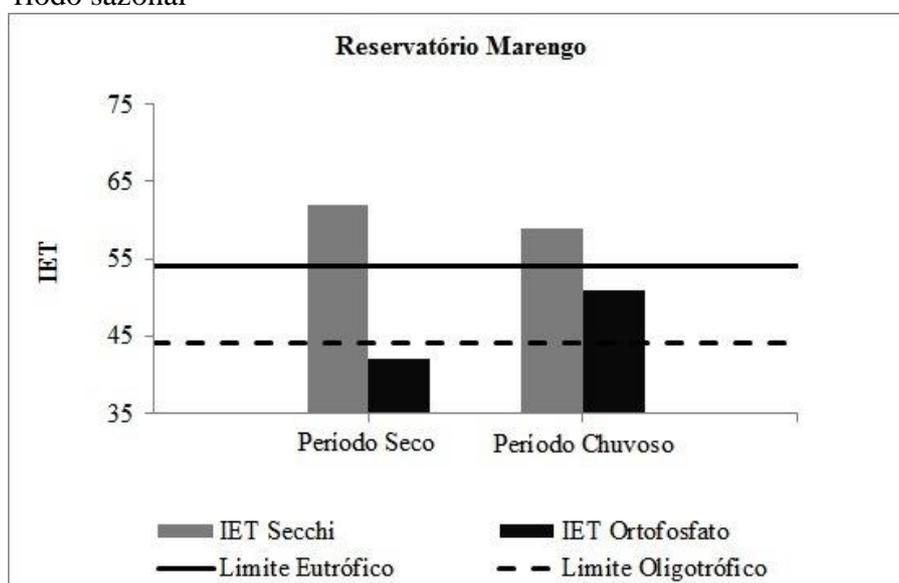
Descrição	Bacia semiárida		Bacia úmida	
	Período seco	Período chuvoso	Período seco	Período chuvoso
pH	8.0	8.1	8.3	8.2
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	622	394	335	276
Profundidade do disco de Secchi (m)	0,40	0,60	2,10	2,05
NO ₃ (mg.L ⁻¹)	0,02	0,05	0,50	1,40
NO ₂ (mg.L ⁻¹)	0,002	0,002	0,010	0,100
PO ₄ (mg.L ⁻¹)	0,007	0,012	0,005	0,050
Índice de estado trófico IET(SD)	62	59	40	41
Índice de estado trófico IET(PO ₄)	42	51	39	72
Índice de estado trófico IET – Médio	49	54	39	62

Fonte: O autor.

A transparência das águas do açude Marengo foi bastante reduzida em ambas as estações, oscilando entre 40 cm e 60 cm, o que conferiu índice de estado trófico superior a 60 que, na interpretação de Toledo Jr. *et al.* (1983), corresponde a águas eutrofizadas. Os teores de nitrogênio medidos foram reduzidos, bem abaixo do que a legislação brasileira permite (BRASIL, 2005). No caso de NO₂, os valores permaneceram semelhantes nas duas estações. Entretanto, observou-se significativo aumento de NO₃ no período chuvoso, resultado do escoamento causado pelos eventos de precipitação. A concentração de ortofosfato

foi mediana, de duas a três vezes inferior ao valor máximo permitido ($0,025 \text{ mg.L}^{-1}$), segundo a legislação nacional (BRASIL, 2005). Porém, observou-se aporte considerável de PO_4 na estação chuvosa (VON SPERLING; FERREIRA; GOMES, 2008), como ocorreu com NO_3 . O critério de IET do ortofosfato conferiu estado mesotrófico (51) às águas do açude na estação chuvosa, enquanto que na estação seca o mesmo encontrava-se no estado limítrofe entre oligotrófico e mesotrófico (42). O IET médio elevou-se moderadamente, passando de 49 (mesotrófico) na estação seca para 54 (estado limítrofe entre mesotrófico e eutrófico) na estação chuvosa. A Figura 8 ilustra a variação do IET do açude Marengo.

Figura 8 - Índice de Estado Trófico do açude Marengo para os parâmetros profundidade do disco de Secchi e ortofosfato conforme o período sazonal

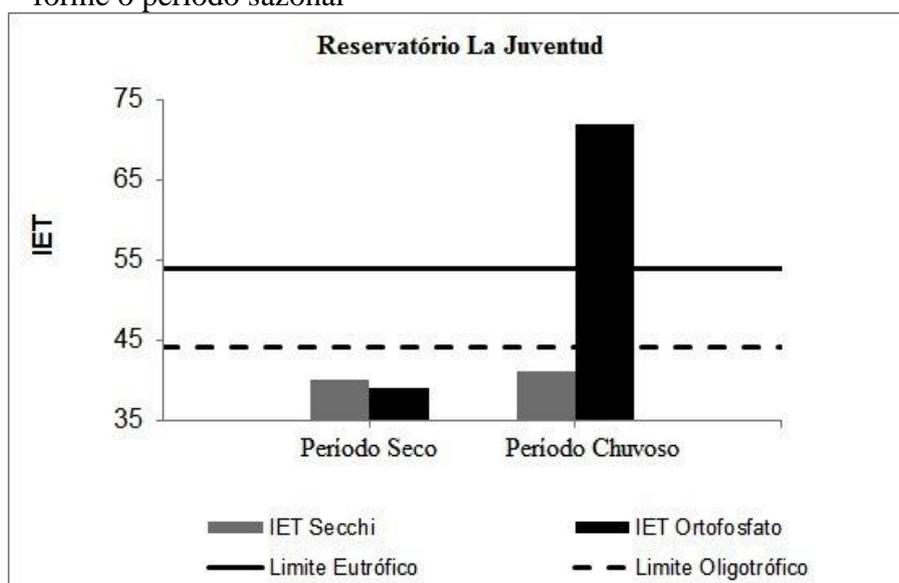


Fonte: O autor.

O reservatório La Juventud, que controla a bacia úmida, apresentou pH praticamente constante ao longo do ano, levemente alcalino, com valores entre 8,0 e 8,5. As águas do reservatório estavam com salinidade elevada, embora apenas cerca de metade daquela medida no açude brasileiro. Verificou-se também que a salinidade aumentou 20% na estação seca em relação à estação úmida, enquanto que em Marengo essa cifra foi de 60%. Tal diferença se explica porque, apesar da elevada taxa de evaporação no açude La Juventud, seu déficit atmosférico (evaporação menos precipitação) na estação de estio foi de 530 mm, apenas 40% daquele medido no açude Marengo. A transparência média das águas do açude La Juventud praticamente não se alterou com a mudança de estações. Entretanto, no início do período de estio foram medidas as menores profundidades do disco

de Secchi, de 170 cm. A elevada transparência das águas do açude La Juventud (profundidade anual média do disco de Secchi superior a 2 m) conferiu índice de estado trófico inferior a 40, indicando águas oligotróficas, segundo esse critério. Os teores de nitrogênio nesse reservatório, superiores aos verificados no brasileiro, variaram em até dez vezes quando se comparam as concentrações da estação chuvosa e de estio. Esse fato indicou que o aporte de nitrogênio no período chuvoso foi bem mais significativo que o observado no reservatório semiárido, no qual a razão entre concentrações nas diferentes estações foi inferior a três. Assim como ocorre com o nitrogênio, a concentração de ortofosfato também se elevou bruscamente na estação de chuvas ($50 \mu\text{g.L}^{-1}$) em relação à estação seca ($5 \mu\text{g.L}^{-1}$). O efeito do aporte de ortofosfato foi de tal modo acentuado que o IET médio aumentou de 39 (oligotrófico) para 62 (eutrófico) com a mudança de estação. Apesar do elevado aporte de nutrientes na estação chuvosa, o reservatório úmido renovou suas águas através do vertimento, evento frequente dado seu reduzido tempo de residência. Tal efeito resultou em baixa resiliência dos nutrientes, de modo que o IET (PO_4) do açude La Juventud reduziu-se de 72 (estado limítrofe entre eutrófico e hipereutrófico) na estação chuvosa para 39 (oligotrófico) na estação de estio. A Figura 9 ilustra a variação do IET do reservatório La Juventud. Os resultados das análises laboratoriais (água do açude La Juventud) são apresentados no Apêndice A.

Figura 9 - Índice de Estado Trófico do reservatório La Juventud para os parâmetros profundidade do disco de Secchi e ortofosfato conforme o período sazonal



Fonte: O autor.

I.3.2 Uso do solo

Ante o visto *in loco* durante as campanhas, pode-se depreender que há muita similaridade de uso do solo entre as bacias em estudo, que se situam na faixa tropical de regiões em desenvolvimento. A bacia semiárida tem população de 1650 habitantes, distribuídas em doze agrovilas, das quais a maior tem população de 250 habitantes, ou 15% do total. As áreas urbanizadas compreendem cerca de 8% da área total, nas quais os serviços de abastecimento de água atendem a 40%, enquanto os serviços de esgoto atendem somente a 15% da população. As estradas rurais são, em sua quase totalidade, não pavimentadas, o que potencializa a produção e o transporte de sedimento (MINELLA; MERTEN; CLARKE, 2009; NAVARRO-HEVIA; DE ARAÚJO; MANSO, 2014) que, muitas vezes, trazem constituintes poluidores consigo. A área destinada às agrovilas, às estradas e aos reservatórios soma 15% da bacia. Observe-se que há vinte e três micros (capacidade inferior a 0,1 hm³) e um pequeno (capacidade de 2,5 hm³) reservatórios a montante do açude Marengo, o que acentua a já elevada variabilidade de afluência hídrica (PETER *et al.*, 2014). Esses reservatórios prestam-se principalmente para pecuária e pesca (FEITOSA, 2011). A área usada para agricultura e pecuária corresponde a pouco mais de um terço da superfície da bacia. Como a bacia se encontra em um assentamento de reforma agrária, a área explorada para agricultura por família é pequena, da ordem de 1,5 ha. As culturas que mais se produzem na área são milho, feijão, mandioca, arroz e frutas, particularmente banana. Há também uma grande área de pasto, já que a pecuária é uma atividade econômica de elevada relevância para seus habitantes. Cerca de metade da área da bacia, no entanto, está ocupada pela Caatinga. Como os solos da bacia são pouco produtivos e o clima é muitas vezes inóspito, a produtividade média na região é baixa quando comparada a outras regiões tropicais, resultando na necessidade de frequente revezamento de área de produção. Assim, após alguns anos de uso agropastoril, a terra tem que ser deixada em pousio para que a fertilidade do solo possa ser recuperada, o que justifica tão elevada fração da terra sem exploração (ALMEIDA; OLIVEIRA; DE ARAÚJO, 2012). É também relevante acentuar que as áreas associadas a grandes declividades têm sido mantidas preservadas na bacia, explotando-se principalmente as terras mais planas. Embora na bacia os atuais usos do solo sejam pouco impactantes, na área contígua ao reservatório há graves problemas. Verificou-se a presença de vazantes e de gado dentro da bacia hidráulica dos açudes. Com isso intensificou-se o aporte de matéria orgânica, nutrientes (fertilizantes usados nas culturas de

vazante e material fecal do gado) e patógenos aos reservatórios, principalmente nas primeiras enchurradas. A Figura 10 ilustra alguns aspectos do uso do solo na bacia tropical semiárida.

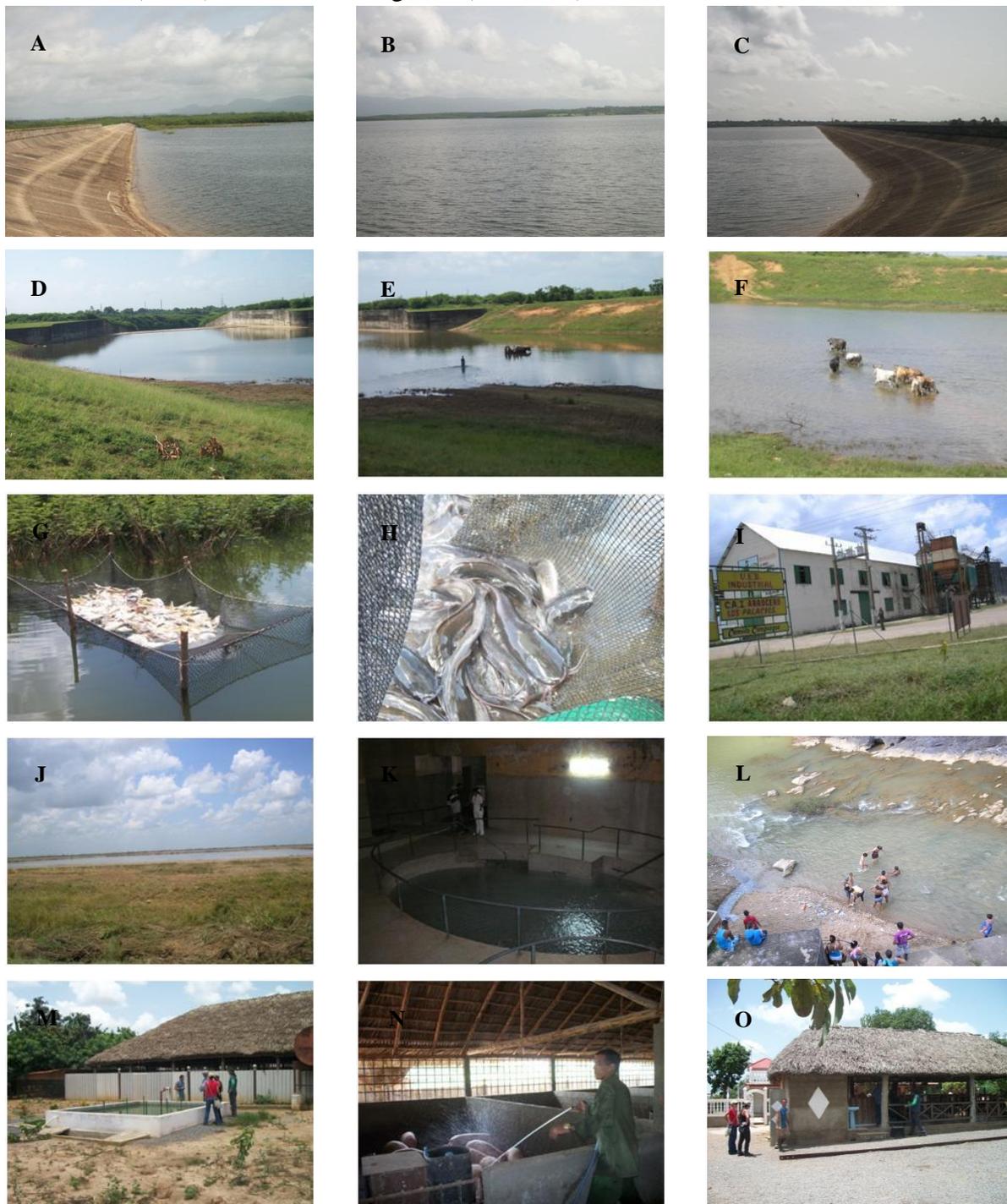
Figura 10 - Bacia do reservatório Marengo e aspectos do seu uso do solo. Vista geral em período chuvoso (A e B) e, período de estiagem (C e D); Presença de gado e cultivo na bacia hidráulica do reservatório (E e F); Pesca de subsistência (G e H); Vegetação característica em período seco e chuvoso (I, J, K e L); Aspectos gerais do entorno (M e N); Tecnologia “Fossa Verde” para reuso do esgoto domiciliar (O)



Fonte: O autor.

A bacia tropical úmida tem população de 9500 habitantes, o que perfaz uma densidade demográfica 82% superior àquela observada na bacia semiárida. Além da presença de agrovilas e de população rural difusa, há dois núcleos urbanos importantes, as vilas de San Diego (na qual há um balneário de águas termais com elevado potencial turístico) e de San Andrés, que somam mais da metade da população da bacia. Os serviços de saneamento são superiores aos da bacia semiárida, com abastecimento universal de água e atendimento adequado de 60% em termos de esgotos. As estradas são praticamente todas pavimentadas. Um quarto da área da bacia é usada em núcleos urbanos, estradas e áreas inundadas. A montante do reservatório La Juventud há três pequenos reservatórios, que acumulam juntos 0,56 hm³, pouco alterando o regime hidrológico da bacia. Cerca de 40% da área é usada para agricultura e pecuária, uma fração pouco superior à observada na bacia semiárida. A área explorada para agricultura por família também é pequena, da ordem de 1,0 ha. O que mais se produz na área são milho, cana-de-açúcar, arroz, batata, feijão, mandioca, banana e café, assim como pasto. A jusante do reservatório os principais usos são o cultivo de arroz e piscicultura, através de tanques de produção de alevinos para peixamento do próprio açude. Pouco mais que um terço da área da bacia está ocupada pela vegetação natural. Observou-se a presença de matas ciliares hidrorreguladoras em grandes extensões dos rios, estando seu estado de preservação particularmente elevado nos trechos de nascente. Assim como ocorre na bacia semiárida, as áreas montanhosas e com grandes declividades têm sido mantidas preservadas na bacia úmida, estando as áreas planas destinadas à produção. A prática de vazantes, assim como o acesso do gado às águas dos reservatórios também ocorrem na bacia tropical úmida (CUBA, 1973; 2000; 2004; RODRÍGUEZ ROSA, 2013; RODRÍGUEZ ÁLVAREZ, 2014). Em síntese, apesar da diferença de densidade populacional, o uso do solo nas duas bacias se assemelhou no que tange à prevalência de pequenas propriedades rurais, às culturas e práticas agropastoris e à preservação da vegetação natural em áreas íngremes e montanhosas. Além disso, as bacias são semelhantes no uso permissivo da bacia hidráulica, com a presença de vazantes e de gado. O fator que mais distinguiu o uso do solo nas duas áreas de estudo foi a prevalência de áreas urbanas na bacia cubana. Considerando-se que seu regime hidrológico é perene e que a lâmina escoada aí é seis vezes superior à da bacia semiárida, a existência de dois núcleos urbanos aumentou o aporte de constituintes ao reservatório, como se observou em relação ao nitrogênio e ao fósforo. A Figura 11 ilustra alguns aspectos do uso do solo na bacia tropical úmida.

Figura 11 - Bacia do reservatório La Juventud e aspectos do seu uso do solo. Vista geral (A, B e C); sangradouro e presença de gado dentro do reservatório (D, E e F); estrutura para cultivo de peixe “gato” *Ictalurus punctatus* e amostra de espécimes (G e H); indústria para processamento de arroz e área de cultivo (I e J); balneário San Diego de Fontes Termais Medicinais (K e L); sítio com biodigestor (M, N e O)



Fonte: O autor.

I.3.3 Aspectos hidrológicos

O açude Marengo, cuja capacidade é de 15,3 hm³, recebe em média 7 hm³ anualmente, indicando médio tempo de residência da água, em torno de 2,16 anos que conforme Straskraba (1999), pode ser considerado longo (Tabela 1). Referido tempo de residência da água é muito comum nos açudes do semiárido, projetados para suportarem 18 meses de estiagem. O tempo de residência de fósforo estimado foi pouco superior a sete meses (0,60 anos), valor elevado, fruto do longo tempo de residência da água. De modo análogo, a retenção de fósforo (0,73) foi também alta, o que indicou maior vulnerabilidade do lago à eutrofização. As chuvas ocorridas de 2012 a 2014 foram 25% abaixo da média, gerando aporte médio de 3 hm³.ano⁻¹ no triênio. Apesar de ter iniciado o triênio com capacidade de acumulação superior a 80% de seu potencial, o reservatório encontrava-se, no final da estação seca de 2013-2014, com apenas de 15% de sua capacidade.

O reservatório La Juventud tem capacidade superior a 100 hm³ e aporte médio de 141 hm³ anuais, gerando tempo de residência moderado (STRASKRABA, 1999) de nove meses (Tabela 1). A lâmina afluente ao reservatório La Juventud foi mais de seis vezes superior à que afluiu ao reservatório Marengo. Além disso, como o coeficiente de variação da vazão afluente anual em La Juventud foi baixo (0,42 *versus* 0,95 na bacia semiárida), a frequência de extravasamento foi bastante elevada. Esses fatores induziram a uma elevada dinâmica de renovação das águas do reservatório tropical úmido, o que reduziu sua vulnerabilidade à poluição e, em particular, à eutrofização. Assim como ocorreu com o reservatório semiárido, o reservatório úmido também começou o triênio 2012 – 2014 com mais de 80% de sua capacidade, chegando a apenas 20% de estocagem de água após o período seco de 2013 – 2014. Tal coincidência favorece a robustez da comparação aqui realizada, pois permitiu avaliar a qualidade da água nos dois lagos em semelhantes condições de armazenamento.

I.4 DISCUSSÃO

I.4.1 Estado trófico dos reservatórios

A razão entre nitrogênio total e fósforo total da água (NT:PT) tem sido longamente utilizada para discriminar a limitação do fitoplâncton por nutriente. Os limiares da razão NT:PT têm variações na literatura (WANG *et al.*, 2008), sendo a razão 16:1, apresentada por Redfield (1958), comumente adotada como referência. Segundo Klausmeier *et al.* (2004) essa não é uma razão ótima universal, mas uma média das proporções específicas entre as espécies, de modo que a razão ótima NT:PT varia entre 8,2 e 45,0. Em relação à eutrofização, a razão NT:PT é indicador relevante, pois influencia diretamente as espécies fitoplanctônicas que se sobressaem no ambiente aquático. Smith *et al.* (1995) concluíram que a razão NT:PT de 22:1 representa o limite entre lagos dominados por cianobactérias (NT:PT < 22:1) e lagos com baixa ocorrência destas algas (NT:PT > 22:1). Havens *et al.* (2003) relataram que altas densidades de cianobactérias produzem problemas no sabor e odor das águas de beber, danificam a estética e matam a biota aquática devido às condições associadas com sua senescência (*e.g.* baixa concentração de OD e alta concentração de amônia) e/ou produção de toxina. Da Silva (2014) avaliou, no reservatório Marengo, relação média NT:PT de 30:1, situada dentro da faixa de observação Klausmeier *et al.* (2004). Segundo o critério de Smith *et al.* (1995), tal razão indica baixa ocorrência de cianobactérias. Entretanto, verificou-se elevada variação sazonal da razão NT:PT no reservatório semiárido, chegando a 13:1 (da SILVA, 2014). Conforme Smith *et al.* (1995), tal ambiente deve ser dominado por cianobactérias, corroborando os resultados que indicam lago eutrofizado (IET = 54) na estação úmida (Tabela 2). Averhoff (2012) conduziu estudo em reservatórios do ocidente cubano, onde também se encontra o açude La Juventud, cuja razão média NT:PT foi de 12:1, variando de 5:1 a 28:1. Esses valores apresentaram-se dentro do intervalo ótimo para desenvolvimento do fitoplâncton, conforme Klausmeier *et al.* (2004). Contudo, o valor médio de NT:PT obtido por Averhoff (2012) indicou dominância de algas cianofíceas no lago, o que não foi confirmado por inspeção *in loco*. Em nenhuma das visitas realizadas no âmbito desta pesquisa o reservatório La Juventud apresentou sinais de florações de cianofíceas ou odores típicos, como mencionado por Havens *et al.* (2003). Tampouco há qualquer registro de floração dessas algas pelos gestores locais.

De acordo com os resultados (Tabela 2), na estação seca, o fitoplâncton pode ter sido a causa principal da turbidez no reservatório Marengo, fazendo com que o IET (SD) indicasse nível eutrófico. Fortalecendo essa hipótese, Esteves e Suzuki (2011) relataram que, em reservatórios tropicais, as maiores densidades e biomassas fitoplanctônicas são observadas no período seco. Este fato é agravado pelo longo tempo de residência da água (BURFORD *et al.*, 2007; JONES; ELLIOTT, 2007; WANG; LIU; ZHENG, 2013). O reservatório úmido, em contraste, enquadrou-se o ano inteiro no nível oligotrófico (IET (SD)) devido, provavelmente, à influência da hidrologia local, que favoreceu ao extravasamento frequente e, portanto, à descarga de fitoplâncton.

I.4.2 Uso do solo

Em regiões temperadas e tropicais/subtropicais os ecossistemas aquáticos possuem específicas sensibilidades à eutrofização por serem submetidos a diferentes usos do solo, com associadas alterações nas características físicas, químicas e biológicas (HUSZAR *et al.*, 2006; ORTIZ-JIMENEZ *et al.*, 2006).

A despeito do presente estudo, as bacias dos reservatórios Marengo e La Juventud apresentaram fortes similitudes no que diz respeito ao seu uso do solo, exceto pelos núcleos urbanos existentes na área cubana. Considerando-se o uso do solo na bacia semiárida, os nutrientes identificados no presente estudo provêm de resíduos de fertilizantes das vazantes e de excrementos de gado, oriundos de sua bacia hidráulica, fato também observado por Figueiredo *et al.* (2007). O mesmo se verificou na bacia úmida. Entretanto, há aí aporte proveniente dos dois núcleos urbanos o que pode indicar maior pressão antrópica na mesma.

Santos *et al.* (2014) relataram que, no açude Orós (2000 hm³), no semiárido brasileiro, algumas áreas apresentam-se eutrofizadas devido ao uso do solo sem aplicação de práticas conservacionistas. Lopes *et al.* (2014) apontaram como principais fatores responsáveis pela qualidade da água nesse reservatório o processo natural de intemperismo do solo, os carreamentos dos sólidos suspensos através do escoamento superficial e as ações humanas desenvolvidas em suas partes mais altas. Na bacia úmida, de acordo com o INRH (2000), os solos em alguns lugares apresentam-se muito deteriorados devido à ação das intempéries naturais e em outros casos estão degradados em decorrência do mau uso e manejo por parte dos agricultores. Em concordância, estudo conduzido por Toledo e Zamora

(2010), para diagnosticar a situação dos recursos naturais na parte superior da bacia do rio San Diego, concluiu que o recurso mais degradado na região é o solo, seguido pela água e pela diversidade. Os aludidos autores salientaram, ainda, que as principais causas para a deterioração do solo, são aplicações excessivas de fertilizantes químicos e má rotação de cultivos.

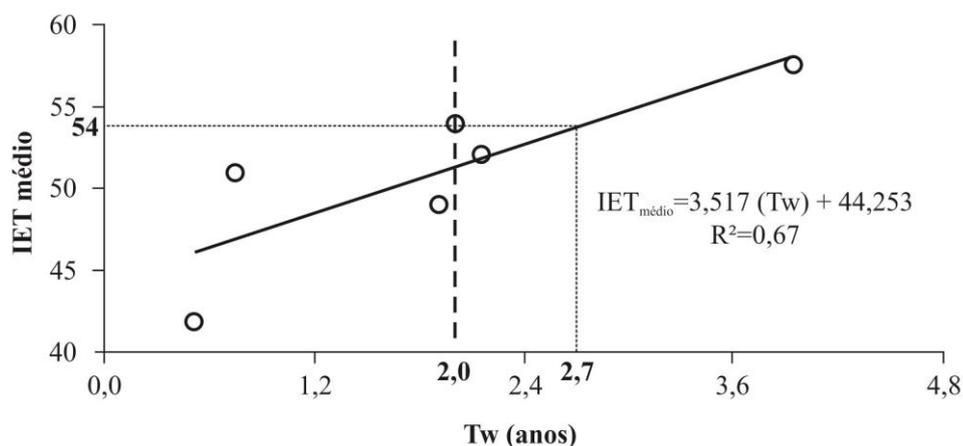
I.4.3 Aspectos hidrológicos

Os lagos semiáridos do Brasil apresentam elevado tempo de residência da água, geralmente maior que um ano (ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2007). Organismos técnicos da região utilizam o tempo de residência de dois anos (denominado *critério de Aguiar*) para dimensionamento de seus reservatórios visando à otimização da disponibilidade hídrica local: reservatórios com menor tempo de residência tendem a não aproveitar adequadamente a água aportada; enquanto que reservatórios com maior tempo de residência tendem a ser superdimensionados (CAMPOS, 2010). A Figura 12 ilustra a correlação entre índice de estado trófico e tempo de residência da água em seis reservatórios com uso de solo semelhantes aos das bacias em estudo (Marengo, Taperoá, Soledade e Paus Brancos no semiárido brasileiro; e La Juventud e Jaruco em Cuba). De acordo com a regressão linear, reservatórios com tempo de residência (T_w) superior a 2,7 anos (Figura 12) têm maior possibilidade de encontrarem-se eutrofizados ($IET \geq 54$). Esse critério aproxima-se bastante daquele estabelecido por Aguiar (CAMPOS, 2010), embora o mesmo tenha sido estabelecido visando somente o aspecto quantitativo da água. O critério de Aguiar, T_w igual a dois anos, linha tracejada vertical na Figura 12 explica o estado trófico de cinco dos seis reservatórios, indicando robustez também no que se refere à qualidade da água.

O tempo de residência da água é fator relevante para a retenção de nutrientes em lagos (STRASKRABA, 1999; VERBURG *et al.*, 2013), de modo que corpos hídricos com maior tempo de residência da água retêm mais nutrientes (KÕIV; NÕGES; LAAS, 2011; WETZEL, 2001). No presente estudo, os reservatórios semiárido e úmido apresentaram retenção de fósforo de 73% e 50%, respectivamente (Tabela 2). Os resultados sugerem que o reservatório semiárido é potencialmente mais susceptível à eutrofização, haja vista apresentar maior tempo de residência da água e de fósforo. Em concordância, a Agência Nacional de Água (BRASIL, 2013) indicou que os recursos hídricos do semiárido brasilei-

ro são mais vulneráveis à eutrofização, em consequência dos maiores taxas de evaporação e baixos índices de tratamento de esgoto.

Figura 12 - Correlação entre índice de estado trófico e tempo de residência da água em seis reservatórios com uso de solo semelhantes para bacias semiáridas e úmidas. A linha tracejada vertical corresponde ao *critério de Aguiar* (CAMPOS, 2010). As bolas vazadas correspondem aos valores medidos sob os quais se obteve a equação da reta (Regressão dos dados) para o IET médio



Fonte: O autor.

A razão pela qual os reservatórios tropicais semiáridos têm tempos de residência tão superiores aos tropicais úmidos reside, principalmente, em dois fatores. Embora a evaporação potencial em regiões tropicais úmidas e semiáridas seja semelhante; e a precipitação de regiões úmidas seja somente o dobro daquelas observadas em regiões semiáridas; sabe-se que as vazões geradas em bacias úmidas superam aquelas geradas em bacias semiáridas em mais de dez vezes. Além disso, a taxa de evaporação excedente (evaporação menos precipitação direta) nos reservatórios semiáridos é quase cinco vezes superior àquela observada em reservatórios úmidos, o que reduz sua eficiência hidrológica, obrigando à construção de reservatórios maiores para se obter oferta compatível com a demanda (DE ARAÚJO; PIEDRA, 2009). Portanto, reservatórios semiáridos, com elevada capacidade de armazenamento e baixa afluência, apresentam elevado tempo de residência sendo, então, mais vulneráveis à eutrofização que aqueles localizados em bacias úmidas.

I.5 CONCLUSÕES

O presente estudo analisou o estado trófico de dois lagos tropicais (um semiárido e um úmido) e, ante o exposto podemos concluir que:

1. No período avaliado (2012 – 2014), o reservatório semiárido encontrava-se eutrófico; e o úmido mesotrófico;
2. Em ambas as bacias o uso do solo é similar tanto nos aspectos positivos quanto nos negativos; exceto pelo fato que, na bacia tropical úmida, há dois núcleos urbanos importantes;
3. Apesar de ter semelhante uso de solo e mais aporte de nutrientes, a bacia tropical úmida está menos eutrofizada. Atribui-se isso a fatores hidrológicos (elevadas vazões afluentes e reduzidas perdas por evaporação), o que induz à frequente renovação da água (baixos tempos de residência da água e do fósforo), diminuindo a vulnerabilidade do lago à eutrofização;
4. O máximo tempo de residência da água estimado para que reservatórios tropicais semiáridos não se tornem eutróficos (2,7 anos) aproxima-se do tempo ótimo visando à disponibilidade hídrica (2,0 anos). A faixa de tempo de residência de 2,0 a 2,7 otimiza, portanto, aspectos quantitativos e qualitativos da disponibilidade de água nos reservatórios semiáridos tropicais;
5. Por serem os reservatórios tropicais semiáridos bastante vulneráveis à eutrofização, a política de uso de solo de suas bacias deve ser mais restritiva quanto à produção de nutrientes.

PARTE II

O efeito da biomanipulação com uso de espécies onívoras em mesocosmos experimentais

II.1 INTRODUÇÃO

Ecosistemas aquáticos, em particular, de águas doces (lagos e reservatórios) enfrentam na atualidade impactos antropogênicos, que levaram ao desenvolvimento de métodos de biomonitoramento e restauração para mitigar ou, até mesmo, reverter esses impactos humanos adversos (FRIBERG *et al.*, 2011; LAYER *et al.*, 2011).

Entre os processos bioecológicos encontra-se a biomanipulação (SØNDERGAARD *et al.*, 2008), i.e. procedimentos que alteram a cadeia alimentar cujo preceito básico consiste na utilização de organismos aquáticos (*e.g.* peixes), no sentido de melhorar a qualidade da água do ecossistema (MEHNER *et al.*, 2004; RIBEIRO FILHO, 2006).

Várias estratégias de biomanipulação, em lagos temperados, têm sido empregadas com êxito. Em uma forma, utilizam-se peixes que favoreçam a pastagem do fitoplâncton. Em outra, eliminam-se espécies que reciclam nutrientes e favorecem aqueles que auxiliam no controle de algas. Contudo, um dos métodos mais comumente utilizados é a diminuição da biomassa de peixes planctívoros e bentívoros através da introdução de peixes piscívoros (GUO *et al.*, 2014; HA *et al.*, 2013; VASEK *et al.*, 2013).

Não obstante, em lagos tropicais e subtropicais, a aplicação da biomanipulação nos moldes dos lagos temperados deve ser feita com ressalva, uma vez que, ecologicamente falando, os mesmos apresentam diferenças significativas destacando-se a onivoria (GONZÁLEZ-BERGONZONI *et al.*, 2012; JEPPESEN *et al.*, 2007; JEPPESEN *et al.*, 2010; LAZZARO, 1997; MEERHOFF *et al.*, 2012).

Desta forma, a onivoria tem assumido um papel fundamental no estudo da ecologia de populações e comunidades (VANNI *et al.* 2005). Esse comportamento alimentar é um padrão macroecológico global ocorrendo tanto em águas doce quanto em ecossistemas marinhos (GONZÁLEZ-BERGONZONI *et al.*, 2012) e reflete a flexibilidade do predador em adquirir energia de várias fontes através de forrageamento (ATTAYDE, ISKIN; CARNEIRO, 2006; CHAVES; ALVES, 2010).

Os peixes onívoros possuem efeitos de predação consistentes sobre a comunidade fitoplantônica, com taxas de consumo maiores sobre algas de grande tamanho (OKUN *et al.* 2008), sendo reconhecidos por atuarem como eficientes regeneradores e recicladores de nutrientes através de translocação de sedimentos do fundo para coluna d'água (i.e. bioturbação) e através de excreção, respectivamente (ATTAYDE *et al.*, 2007; OKUN *et al.* 2008; VANNI, 2002).

A despeito das espécies onívoras, encontradas em corpos hídricos de região tropical, a tilápia do Nilo tem sido bastante estudada em relação à sua ecologia, comportamento e influência sobre a qualidade da água nesses ambientes (ATTAYDE *et al.*, 2007; FERNANDO, 1994; OKUN, *et al.*, 2008). A tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) é um peixe de hábito alimentar onívoro introduzido nos reservatórios do nordeste brasileiro em 1971 (GURGEL, 2009) e com vasta disseminação. Apresenta-se, ainda, como o principal recurso em termos de piscicultura continental na região (SILVA, 2009).

Contudo, os impactos ecológicos e socioeconômicos da introdução dessa espécie exótica para a região estão ainda pouco definidos (ATTAYDE *et al.*, 2007). Estudos sugerem que a tilápia do Nilo, em virtude de sua etologia, gera impactos negativos tanto para a comunidade íctica endêmica quanto para a qualidade da água dos corpos hídricos onde foram introduzidas (ATTAYDE *et al.*, 2007; OKUN *et al.* 2008; STARLING *et al.*, 2002).

Ante este fato, o presente estudo pretende avaliar o efeito de espécies onívoras (tilápia do Nilo - *Oreochromis niloticus*; espécie filtradora e piaba - *Astyanax bimaculatus*; espécie endêmica não filtradora) sobre águas eutróficas. Para responder esta questão experimentos em mesocosmos foram realizados a partir de duas hipóteses: 1. O índice de estado trófico da água aumenta na presença da tilápia; 2. O índice de estado trófico da água reduz na presença de piabas. Salienta-se que, apesar de inúmeros estudos a respeito da biologia e ecologia da espécie *A. bimaculatus* (ABILHOA; AGOSTINHO, 2007; NORMANDO *et al.*, 2014; SANTOS; ARAÚJO, 2014), poucos são os trabalhos efetuados sob a óptica aqui aplicada.

II.2 MATERIAL E MÉTODOS

II.2.1 Áreas experimentais

Os experimentos em mesocosmos foram conduzidos em duas áreas experimentais distintas, a saber: 1. Estação Agrometeorológica de Fortaleza/CE, CE situada no Campus do Pici, no Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará – UFC (3°5' S; 38°33' W); 2. Área experimental da Escola Estadual João dos Santos de Oliveira, localizada no Assentamento Rural 25 de Maio, Madalena/CE (5°11' S; 39°17' W). A Tabela 3 ilustra alguns dados climatológicos das respectivas regiões.

Tabela 3 - Dados climatológicos dos Municípios de Fortaleza/CE e Madalena/CE

	Fortaleza	Madalena
Classificação Climática Köppen	Aw'	Bs'
Precipitação Média	1620 mm.ano ⁻¹	569 mm.ano ⁻¹
Velocidade média do vento	3,8 m.s ⁻¹	3,5 m.s ⁻¹
Radiação Solar Global	17 MJ.m ⁻² .dia ⁻¹	18 MJ.m ⁻² .dia ⁻¹
Insolação anual média	2880 h	2760 h
Evaporação Potencial	2500 mm.ano ⁻¹	2200 mm.ano ⁻¹
Umidade Relativa	78%	65%

Fonte: Aguiar *et al.*, 2004; Atlas Solarimétrico do Brasil (UFPE, 2000); De Araújo, Güntner e Bronstert (2006); Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará (IPE-CE, 2009); Normais Climatológicas (Brasil, 1992).

Salienta-se, ainda, que no âmbito dessa pesquisa estava previsto a realização de um experimento de biomanipulação em um micro açude, localizado na Área Experimental 2. Contudo, em decorrência da seca (2012-2014) que assolou a região, foi impossível a implantação do aludido experimento. Ver Apêndices B e C.

Todavia, estudo conduzido por Alexandre (2012), na região a ser desenvolvida a presente pesquisa, a referida autora apresentou uma metodologia para a gestão de pequenos sistemas hídricos no semiárido nordestino.

II.2.2 Espécies selecionadas

II.2.2.1 *Oreochromis niloticus* (Tilápia do Nilo)

O *Oreochromis niloticus* (Figura 13) é um peixe nativo da África e pode ser encontrado em vários países de clima tropical e/ou subtropical, onde foi introduzido intencional ou acidentalmente, com faixa de temperatura ótima de desenvolvimento entre 24°C e 34°C (GURGEL, 2010). É uma espécie fitoplanctófaga com tendência onívora; apresenta boa resistência aos baixos níveis de oxigênio na água e boa resistência a doenças. As tilápias adultas preferem a ingestão de fitoplâncton. Caso este item esteja escasso, há uma preferência por zooplâncton e em último caso por detritos. As variações sazonais também causam modificações na dieta alimentar dos peixes dessa espécie. Em época de chuvas, os espécimes se alimentam frequentemente de detritos. No período de seca, é priorizado o consumo de fitoplâncton (BEVERIDGE; BAIRD, 2000). São peixes filtradores e crescem rapidamente em águas ricas em nutrientes (SILVA 2009). Possuem precocidade sexual e alta prolificidade em ambientes lânticos (MOREIRA *et. al.*, 2001). Nas condições climáticas do Nordeste Brasileiro, com quatro a seis meses de vida e menos de 15 cm de comprimento total, conforme as condições nutritivas, a tilápia do Nilo atinge a primeira maturação gonadal (MOTA ALVES; LIMA, 1987; SILVA, 2011). Apresenta, ainda, forte cuidado à sua prole, o que maximiza as taxas de recrutamento e garante um acelerado crescimento populacional (ATTAYDE *et al.*, 2007).

Figura 13 - Espécimes de *Oreochromis niloticus*



Fonte: Fish base (www.fishbase.org).

II.2.2.2 *Astyanax bimaculatus* (Piaba)

O *Astyanax bimaculatus* (Figura 14) pertence à família Characidae a qual engloba a maior parte dos peixes de água doce do Brasil, possuindo o maior número de espécies (BAUMGARTNER *et al.*, 2012). Nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil o *A. bimaculatus* é conhecido popularmente como tambuí ou lambari-do-rabo-amarelo; no Nordeste, como piaba; e nos países sul-americanos como mojarra ou sardinha-de-água-doce (GARUTTI, 2003). Na natureza, a piaba é um dos principais peixes forrageiros dos ecossistemas aquáticos interiores da América do Sul. É uma espécie rústica, de pequeno porte (comprimento total até 150 mm) podendo ser considerada onívora (BRITSKI; SILIMON; LOPES, 2007; FELIPE *et al.*, 2007; NORMANDO *et al.*, 2014). É considerada uma espécie oportunista, devido ao pequeno porte, longo período de reprodução, amplo espectro alimentar e tolerância ambiental. Essas características adaptativas permitem que essa espécie sobreviva em condições de estresse (ABILHOA; AGOSTINHO, 2007). Gurgel *et al.* (2007) e Ferreira (2004) relataram que a espécie pode ser enquadrada no nível trófico de insetívora. A piaba pode ser considerada, também, peixe larvófago (SANTOS 1981). As diferentes espécies do gênero *Astyanax* foram estudadas por diversos autores quanto ao aspecto reprodutivo. As estimativas para o tamanho de maturação sexual variam de 7,8 a 10,4 cm de comprimento total, conforme descrito por Agostinho *et al.* (1984) e Santos *et al.* (1991).

Figura 14 - Espécimes de *Astyanax bimaculatus*



Fonte: Fish Base (www.fishbase.org).

II.2.2.3 Obtenção dos espécimes

Os espécimes de *Oreochromis niloticus* e *Astyanax bimaculatus*, utilizados nesse estudo, foram coletados no açude Marengo situado no Assentamento Rural 25 de Maio, Madalena/CE; excetuando-se os espécimes de *Oreochromis niloticus* utilizados no experimento conduzido em Fortaleza, os quais foram obtidos na Estação de Piscicultura do Departamento de Engenharia de Pesca da Universidade Federal do Ceará - UFC.

II.2.3 Delineamento experimental

Os mesocosmos experimentais consistiam em caixas d'água de polietileno de 2.000 L (Figura 15). Seis diferentes tratamentos foram conduzidos em mesocosmos (Ver Apêndice D), por um período de 45 dias cada. Em concordância com Menezes *et al.* (2010), a densidade de estocagem de *Oreochromis niloticus* foi de 1 (um) peixe por m³. A espécie *Astyanax bimaculatus* foi estocada a uma densidade de 7,5 indivíduos por m³.

Figura 15 - Mesocosmos experimentais, quatro tanques de polietileno de 2.000 L



Fonte: O autor.

Os peixes foram inseridos nos tanques experimentais (mesocosmos) 24 horas após o preenchimento da estrutura com água e sedimento (quando este esteve presente). Ressalta-se, que o sedimento de fundo dos açudes constitui-se em um compartimento ambiental importante no estudo da eutrofização artificial devido à sua capacidade de armazenar ou liberar nutrientes (JORCIN; NOGUEIRA, 2005). Assim sendo, na presente pesquisa o mesmo foi adicionado ao fundo dos mesocosmos com o escopo de avaliar essa sua função.

Realizou-se biometria inicial em cada espécime de peixe utilizado nos tratamentos bem como biometria final, calculando-se a taxa de sobrevivência (Ver Apêndice E). Os espécimes de tilápia apresentaram peso médio inicial de 90 g (amplitude de 51 g a 176 g) e comprimento total médio inicial de 16,7 cm (amplitude de 13,5 cm a 20,8 cm). Consoante aos espécimes de piaba (*A. bimaculatus*), esses apresentaram peso médio inicial de 5,0 g (amplitude de 3,0 g a 10,0 g) e comprimento total médio inicial de 7,3 cm (amplitude de 6,0 cm a 9,2 cm). Os peixes não foram alimentados durante os tratamentos. Os ensaios avaliados foram:

1. *O. niloticus* sem sedimento/O-SS (n = 4);
2. *O. niloticus* + *A. bimaculatus* sem sedimento/AO-SS (n = 4);
3. *A. bimaculatus* sem sedimento/A-SS (n = 2);
4. *O. niloticus* com sedimento/O-CS (n = 2);
5. *O. niloticus* + *A. bimaculatus* com sedimento/AO-CS (n = 2);
6. *A. bimaculatus* com sedimento/A-CS (n = 2)

II.2.4 Amostras e análises de água e sedimento

A água utilizada nos tratamentos desenvolvidos em Fortaleza foi oriunda de um poço localizado na Estação Agrometeorológica de Fortaleza/CE (área experimental 1). Segue que esta inicialmente não se encontrava eutrofizada, sendo este processo favorecido pelo arraçoamento às tilápias estocadas por um período de sete dias. Nesse período, foram utilizados 250 g de ração (Pirá 32; 6 mg P/kg). Após a eutrofização da água, o arraçoamento foi cessado e fez-se a estocagem dos espécimes de piaba.

A água e o sedimento utilizados nos tratamentos desenvolvidos em Madalena eram oriundos do açude Marengo. As amostras de água foram coletadas por volta das 10 horas da manhã, na profundidade de visibilidade observada no disco de Secchi, com utilização de uma garrafa de Van Dorn. Quatro coletas foram realizadas a cada 15 dias desde o início do experimento. As concentrações de oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH e transparência de Secchi (m) foram feitas *in situ* (Ver Apêndice F). As amostras foram coletadas e acondicionadas em garrafas plásticas opacas, identificadas e resfriadas em gelo. Posteriormente, foram transportadas para análise ao Laboratório de Química,

Águas e Resíduos, no Instituto Federal de Ciência, Educação e Tecnologia do Ceará (IFCE, Maracanaú/Ceará).

Em laboratório, foram feitas análises de fósforo total (mg.L^{-1}), ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$), clorofila *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e nitrogênio total (mg.L^{-1}), sendo este analisado somente no início e final de cada tratamento (Tabela 4). Todas as análises seguiram a metodologia proposta por APHA (2005). A biomassa do fitoplâncton foi estimada a partir da concentração de Clorofila *a*, sendo esta comumente adotada para bioensaios de curta duração (SCHINDLER *et al.*, 2008).

Tabela 4 - Variáveis limnológicas analisadas e os respectivos métodos utilizados

Parâmetro	Método utilizado
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Espectrofotometria
Fósforo total (mg.L^{-1})	Colorimetria do Ácido Ascórbico
Ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Colorimetria do Ácido Ascórbico
Transparência de Secchi (m)	Disco de Secchi
Nitrogênio total (mg.L^{-1})	Método do Persulfato / Redução em Coluna de Cádmio
Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1})	Oxímetro portátil
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Oxímetro portátil
pH	Peagâmetro portátil

Fonte: O autor.

O sedimento foi coletado na região litoral do açude Marengo; local de fácil acesso, próximo à margem. O sedimento foi transportado em sacos plásticos (40 cm X 60 cm), pesado e então acondicionado ao fundo dos mesocosmos (Apêndice G). A quantidade de sedimento depositada em cada mesocosmo foi, aproximadamente, 65 kg. Uma amostra de sedimento foi retirada e transportada para o Laboratório de Solos e Água da Universidade Federal do Ceará, onde foram realizadas análises de pH e de concentração de íons e nutrientes nas amostras, tais como Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , ferro, fósforo assimilável e análise granulométrica.

II.2.5 Índice de estado trófico (IET)

Para se estimar o grau de trofia da água dos tratamentos foi aplicado o índice de estado trófico (IET) de Carlson, modificado por Toledo Jr. *et al.* (1983). Equações 1 e 2 (ver parte I) e equações 7 e 8.

$$IET(PT) = 10 * \left(6 - \frac{\ln(80,32 / PT)}{\ln 2} \right) \quad (7)$$

$$IET(Chl) = 10 * \left(6 - \frac{2,04 - 0,695 \cdot \ln Chl}{\ln 2} \right) \quad (8)$$

Em que: PT: Concentração de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$); Chl: Concentração de clorofila *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e, ln: logaritmo natural.

Para a avaliação do IET médio, o seu cálculo foi realizado através de uma média ponderada (Equação 9) dos IETs, atribuindo-se um peso menor para o IET(SD), conforme sugerido por Toledo Jr. (1990). Calculou-se, então, a eficiência (ε) de cada tratamento com base no IET médio através da equação 10.

$$IET(\text{Médio}) = \frac{IET(SD) + 2 \cdot (IET(PT) + IET(PO4) + IET(Chl))}{7} \quad (9)$$

$$\varepsilon = \frac{IET_1 - IET_{45}}{IET_1} \quad (10)$$

Em que: IET_1 = IET com 1 (um) dia; IET_{45} = IET com 45 dias

Em concordância com Toledo Jr. (1990), os critérios para a classificação trófica da água nesse estudo foram: oligotrófica ($IET \leq 44$); mesotrófica ($44 < IET \leq 54$); eutrófica ($54 < IET \leq 74$) e; hipereutrófica ($IET > 74$).

II.2.6 Nutriente em peixe

Ao final de cada tratamento os espécimes de peixes foram, após biometria, congelados e estocados. A posteriori, os exemplares de *Oreochromis niloticus* e *Astyanax bimaculatus* foram descongelados e triturados inteiros (cabeça + corpo com vísceras). A massa obtida de cada espécime, por tratamento, foi então novamente congelada e levada ao laboratório Labor Saúde: Análises Ambientais, situado em Fortaleza/CE, para realização de análise de teor de fósforo total. A metodologia de análise aplicada foi o “Vanado – Molibdato de Amônio” conforme APPCC: Controle de Qualidade de Alimentos (SENAI; SEBRAE, 1999).

II.2.7 Análises estatísticas

Foram calculados os parâmetros da estatística descritiva: número de dados (n), média aritmética (\pm desvio padrão), máximo e mínimo para as variáveis limnológicas monitoradas *in situ* diariamente, no caso, pH, temperatura e OD. Em seguida, foi aplicado o teste estatístico de Kruskal Wallis (KRUSKAL; WALLIS, 1952) para identificar diferenças significativas entre os tratamentos.

O teste de Kruskal-Wallis é uma extensão do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney. É um teste não paramétrico utilizado para comparar três ou mais populações (TRIOLA, 2008). O teste de Kruskal-Wallis não exige as suposições de normalidade da variável, nem homogeneidade de variâncias entre os tratamentos (BIANCONI, *et al.*, 2008). A prova de Kruskal-Wallis é uma das mais eficientes provas não-paramétricas para amostras independentes e sua eficiência é de 95,5% quando comparada à prova *F* (SIEGEL; CASTELLAN, 2006).

Posteriormente, fez-se uma análise de correlação (linear) entre as variáveis limnológicas utilizadas pelo índice proposto por Toledo Jr. *et al.* (1983) e o IET médio estimado. O aplicativo utilizado para a realização dos referidos testes estatísticos foi o ASSISTAT Versão 7.7 beta (2015). O nível de significância (α) adotado nos testes foi de 5%.

II.3 RESULTADOS

II.3.1 Variáveis limnológicas

Os resultados obtidos (Tabela 5) mostraram que o pH manteve-se na faixa alcalina, com um valor médio em torno de 9,2 para todos os tratamentos. Os maiores valores (9,7) foram observados nos tratamentos que continham tilápia sem sedimento e, os menores valores (8,5) encontrados nos tratamentos que apresentavam tilápia e sedimento. Contudo, a menor amplitude entre os valores máximos e mínimos para o pH foi observada nos mesocosmos que possuíam piabas. A temperatura apresentou valores altos, com médias superiores a 25 °C. Os picos de temperatura (média de 31 °C) foram observados nos ensaios com presença de tilápia. Nesse caso, em decorrência do horário da medição *in loco*, realizada por volta das 15:00 h. Os menores valores foram registrados para os tratamentos com piabas. Todavia, a menor variação de temperatura foi observada no tratamento ON-CS. A despeito da concentração de oxigênio dissolvido, de modo geral, observa-se um padrão similar na disponibilidade deste gás entre os valores médios observados. Entretanto, o tratamento AO-SS apresentou os valores de máximo e mínimo (21,5 mg.L⁻¹ e 1,4 mg.L⁻¹, respectivamente). Tais valores, novamente, estão associados aos horários de medição *in loco*; valores de máximo observados em medições vespertinas e, de mínimo, em medições matutinas (7:00 h).

A aplicação do teste de Kruskal-Wallis ($\alpha= 5\%$) para os dados de concentração de fósforo total (PT) detectou que somente o tratamento AB-SS apresentou diferença significativa entre os tratamentos. Os valores de mínimo e máximo variaram de 0,02 mg.L⁻¹ (ensaio AB-SS) a 0,66 mg.L⁻¹ (ensaio ON-SS), respectivamente. Em relação às concentrações de ortofosfato (PO₄), os resultados estatísticos revelaram que os tratamentos ON-SS e AO-SS foram significativamente iguais entre si, sendo ambos diferentes dos demais. O valor máximo observado foi 0,36 mg.L⁻¹ (tratamento ON-SS) e o mínimo esteve abaixo do limite de detecção (< L.D.). Essa ausência de ortofosfato na água provavelmente está associada ao longo período de seca em que se encontrava a região de Madalena. No entanto, ao final dos tratamentos ON-CS e AO-CS, os mesmos apresentaram uma concentração média de PO₄ igual 0,012 mg.L⁻¹, a qual provavelmente foi oriunda da interação entre tilápia e sedimento. Nos mesocosmos contendo piaba + sedimento, tal efeito não foi observado (Tabela 5).

Tabela 5 - Estatística descritiva das variáveis limnológicas tomadas *in situ* (pH, temperatura e OD) e teste de Kruskal Wallis para as variáveis determinadas em laboratório e seus respectivos índices de estado trófico, em cada tratamento avaliado com duração de 45 dias

Variáveis limnológicas	Estatística	Tratamentos					
		O-SS	AO-SS	A-SS	O-CS	AO-CS	A-CS
pH	Média (± DP)	9,2 ± 0,2	9,3 ± 0,2	9,2 ± 0,1	9,2 ± 0,2	9,2 ± 0,2	9,2 ± 0,1
	Mínimo	8,6	8,6	8,9	8,5	8,5	8,8
	Máximo	9,7	9,7	9,4	9,5	9,6	9,3
Temperatura (°C)	Média (± DP)	27,6 ± 1,0	27,5 ± 1,1	26,2 ± 1,2	25,7 ± 0,8	25,8 ± 0,8	26,2 ± 1,2
	Mínimo	25,2	25,2	23,7	24,1	24,0	23,6
	Máximo	30,7	31,2	28,4	27,5	27,9	28,5
OD (mg.L ⁻¹)	Média (± DP)	5,8 ± 2,6	6,1 ± 2,7	5,3 ± 0,4	5,3 ± 0,4	5,3 ± 0,4	5,3 ± 0,3
	Mínimo	1,9	1,4	4,8	3,7	3,9	4,8
	Máximo	17,4	21,5	7,4	6,8	6,5	6,8
Tamanho da amostra	(-)	178	178	105	105	105	105
PT (mg.L ⁻¹)	Média	0,26 ± 0,19 b	0,14 ± 0,10 ab	0,07 ± 0,04 a	0,17 ± 0,03 b	0,19 ± 0,04b	0,14 ± 0,04 ab
	Mínimo	0,06	0,06	0,02	0,12	0,12	0,07
	Máximo	0,66	0,37	0,13	0,24	0,24	0,20
PO ₄ (mg.L ⁻¹)	Média	0,09 ± 0,12 b	0,02 ± 0,01 b	0,003 a	0,003 ± 0,002 a	0,004 ± 0,004a	0,003 a
	Mínimo	0,01	0,01	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.
	Máximo	0,36	0,02	< L.D.	0,008	0,016	< L.D.
Secchi (m)	Média	0,45 ± 0,13 b	0,48 ± 0,15 b	0,54 ± 0,13 b	0,23 ± 0,03 a	0,23 ± 0,03 a	0,38 ± 0,13 ab
	Mínimo	0,25	0,24	0,30	0,17	0,18	0,19
	Máximo	> 0,73	> 0,75	> 0,65	0,28	0,27	0,55
Chl (µg.L ⁻¹)	Média	25 ± 28 ns	23 ± 28 ns	12 ± 16 ns	36 ± 33 ns	40 ± 31 ns	21 ± 18 ns
	Mínimo	6	4	0,2	0,2	0,2	2
	Máximo	90	90	35	95	91	35
Tamanho da amostra	(-)	16	16	10	10	10	10
IET (PT)	Média	65 ± 8 b	60 ± 6 ab	53 ± 7 a	64 ± 2 b	65 ± 2 b	61 ± 3 ab
IET (PO ₄)	Média	61 ± 15 b	51 ± 7 b	35 a	37 ± 4 a	38 ± 7 a	35 a
IET (Secchi)	Média	66 ± 4 a	65 ± 5 a	63 ± 4 a	75 ± 2 b	75 ± 2 b	68 ± 5 ab
IET (Chl)	Média	64 ± 20 ns	62 ± 20 ns	48 ± 23 ns	65 ± 23 ns	67 ± 23 ns	64 ± 14 ns
IET médio	Média	65 ± 5 c	60 ± 5 bc	48 ± 8 a	60 ± 2 bc	61 ± 1 bc	55 ± 5 ab
Tamanho da amostra	(-)	16	16	10	10	10	10

Tratamentos: O-SS = *O. niloticus* sem sedimento; AO-SS = *O. niloticus* + *A. bimaculatus* sem sedimento; A-SS = *A. bimaculatus* sem sedimento; O-CS = *O. niloticus* com sedimento; AO-CS = *O. niloticus* + *A. bimaculatus* com sedimento; A-CS = *A. bimaculatus* com sedimento. L.D.: Limite de detecção do método. n.s.: Não significativo.

Fonte: O autor.

Para a transparência da água (profundidade do disco de Secchi), o teste de Kruskal-Wallis ($\alpha = 5\%$) revelou diferença significativa entre os tratamentos sem sedimento para os tratamentos com sedimento. No caso, o ensaio A-CS foi o único que não apresentou diferença estatística para os tratamentos sem sedimento. Os maiores valores para a transparência de Secchi, média superior a 0,71 m, foram observados nos tratamentos sem sedimento. Por sua vez, os menores valores, média de 0,18 m ocorreram nos tratamentos com adição de sedimento. Ou seja, o sedimento foi um importante agente

condutor da variação da transparência da água nos tanques experimentais. Consoante à concentração de clorofila *a* (Chl), esta não apresentou significância estatística pelo teste de Kruskal-Wallis ($\alpha= 5\%$) entre os tratamentos. Embora o teste estatístico não tenha detectado diferenças significativas entre os tratamentos para as concentrações de clorofila *a*, os maiores valores desta variável foram encontrados nos tratamentos com tilápias do que nos tratamentos com piabas. O valor mínimo médio foi $0,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ e, o valor máximo médio $95 \mu\text{g.L}^{-1}$.

II.3.2 Relação NT:PT

A concentração de fósforo total inicial nos tratamentos O-SS e AO-SS foi próxima ao dobro da concentração média inicial observada no tratamento A-SS. Os valores médios foram $0,23 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,12 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente (Tabela 6). A concentração de nitrogênio total inicial para os ensaios O-SS e AO-SS apresentou valores superiores (próximo a três vezes) em relação ao tratamento A-SS. Os valores médios foram $5,3 \text{ mg.L}^{-1}$ e $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$. Pertinente aos tratamentos com sedimento, os valores iniciais para a concentração de fósforo total e nitrogênio total foram mais homogêneos, com valores médios de $0,18 \text{ mg.L}^{-1}$ e $2,2 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Quanto à razão NT:PT, os valores iniciais para os tratamentos com tilápia sem sedimento (O-SS e AO-SS) foram superiores ao tratamento com piaba (A-SS). A razão NT:PT entre os tratamentos com adição de sedimento se apresentou bastante similar, ficando em torno de 13.

Tabela 6 - Variações das concentrações iniciais e finais de fósforo total e nitrogênio total e da relação NT:PT observadas em cada tratamento

Tratamentos	Tamanho da amostra	Valores médios iniciais (dia 1)			Valores médios finais (dia 45)		
		PT (mg.L^{-1})	NT (mg.L^{-1})	NT:PT	PT (mg.L^{-1})	NT (mg.L^{-1})	NT:PT
O-SS	8	$0,25 \pm 0,22$	$5,8 \pm 5,0$	23	$0,34 \pm 0,28$	$6,3 \pm 5,2$	19
AO-SS	8	$0,21 \pm 0,18$	$4,7 \pm 3,7$	22	$0,10 \pm 0,07$	$5,5 \pm 4,1$	55
A-SS	4	$0,12 \pm 0,02$	$2,0 \pm 0,6$	17	$0,03 \pm 0,01$	< L.D.	-
O-CS	4	$0,19 \pm 0,01$	$2,2 \pm 0,3$	12	$0,20 \pm 0,04$	$1,2 \pm 0,1$	6
AO-CS	4	$0,17 \pm 0,01$	$2,2 \pm 0,3$	13	$0,24 \pm 0,01$	$1,1 \pm 0,1$	5
A-CS	4	$0,18 \pm 0,02$	$2,1 \pm 0,7$	12	$0,16 \pm 0,06$	< L.D.	-

L.D.: Limite de detecção do método.

Fonte: O autor.

Ao final dos experimentos (dia 45), os ensaios com tilápia sem sedimento (O-SS) apresentaram concentração de fósforo total 1,4 vezes superior à inicial. Todavia, nos

tratamentos com tilápia com sedimento (O-CS) a concentração final de fósforo total elevou-se sutilmente (média de $0,20 \text{ mg.L}^{-1}$), permanecendo muito próxima à inicial. O sistema contendo tilápia + piaba sem sedimento (AO-SS) apresentou uma redução na concentração de fósforo total superior a 50%. Contrariamente, o mesmo sistema com sedimento (AO-CS) aumentou em cerca de 30% a concentração de fósforo total ao seu término. Quanto aos tratamentos somente com piabas, ambos apresentaram, após 45 dias de experimento, decréscimo na concentração de fósforo total. Todavia, o melhor efeito foi observado para o ensaio A-SS que reduziu em 75% a concentração de fósforo total. No que pertine ao nitrogênio total, a sua concentração final apresentou um suave acréscimo nos ensaios que continham tilápia sem sedimento (O-SS e AO-SS). Os ensaios com tilápia e com sedimento apresentaram uma redução na concentração de nitrogênio total de 54% para o tratamento O-CS e 50% para o tratamento AO-CS. Para os tratamentos somente com piaba (A-SS e A-CS) não se conseguiu mensurar a concentração final de nitrogênio total (concentração de nitrogênio total final < limite de detecção do método). Quanto à razão NT:PT, o ensaio com tilápia sem sedimento (O-SS) teve uma pequena redução. Não obstante, no sistema contendo tilápia + piaba sem sedimento (AO-SS) a razão NT:PT elevou-se 2,5 vezes em relação à inicial. Em relação aos tratamentos com sedimento, ambos os ensaios (O-CS e AO-CS) apresentaram um decréscimo de 50% na razão NT:PT em relação aos valores iniciais. Em síntese, observou-se que o sedimento atuou como fonte interna de fósforo total nos tratamentos e; nos sistemas com presença de piabas as concentrações de fósforo total e nitrogênio total diminuíram com o tempo.

II.3.3 Sedimento

Os resultados da análise do sedimento do açude Marengo, utilizado no fundo dos mesocosmos, são apresentados na Tabela 7. Os resultados obtidos mostram uma baixa concentração dos íons Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , bem como da matéria orgânica (M.O.) As concentrações de P assimilável e Fe são elevadas. A classificação textural do sedimento foi definida como “areia”, sendo 57% areia grossa, 32% areia fina, 7% silte e 4% argila. Ver apêndice H.

Tabela 7 - Análise físico-química do sedimento das margens do açude Marengo

Sedimento			
Complexo sortivo		Granulometria	
Ca ²⁺ (cmolc/kg)	2,80	Areia grossa (g/kg)	570
Mg ²⁺ (cmolc/kg)	2,30	Areia fina (g/kg)	323
Al ³⁺ (cmolc/kg)	0	Silte (g/kg)	70
pH	8,1	Argila (g/kg)	37
MO (g/kg)	7,1	Argila natural (g/kg)	-
P Assimilável (mg/kg)	24		
Fe (mg/kg)	212	Classificação	Areia
Fe:P	9		

Fonte: O autor.

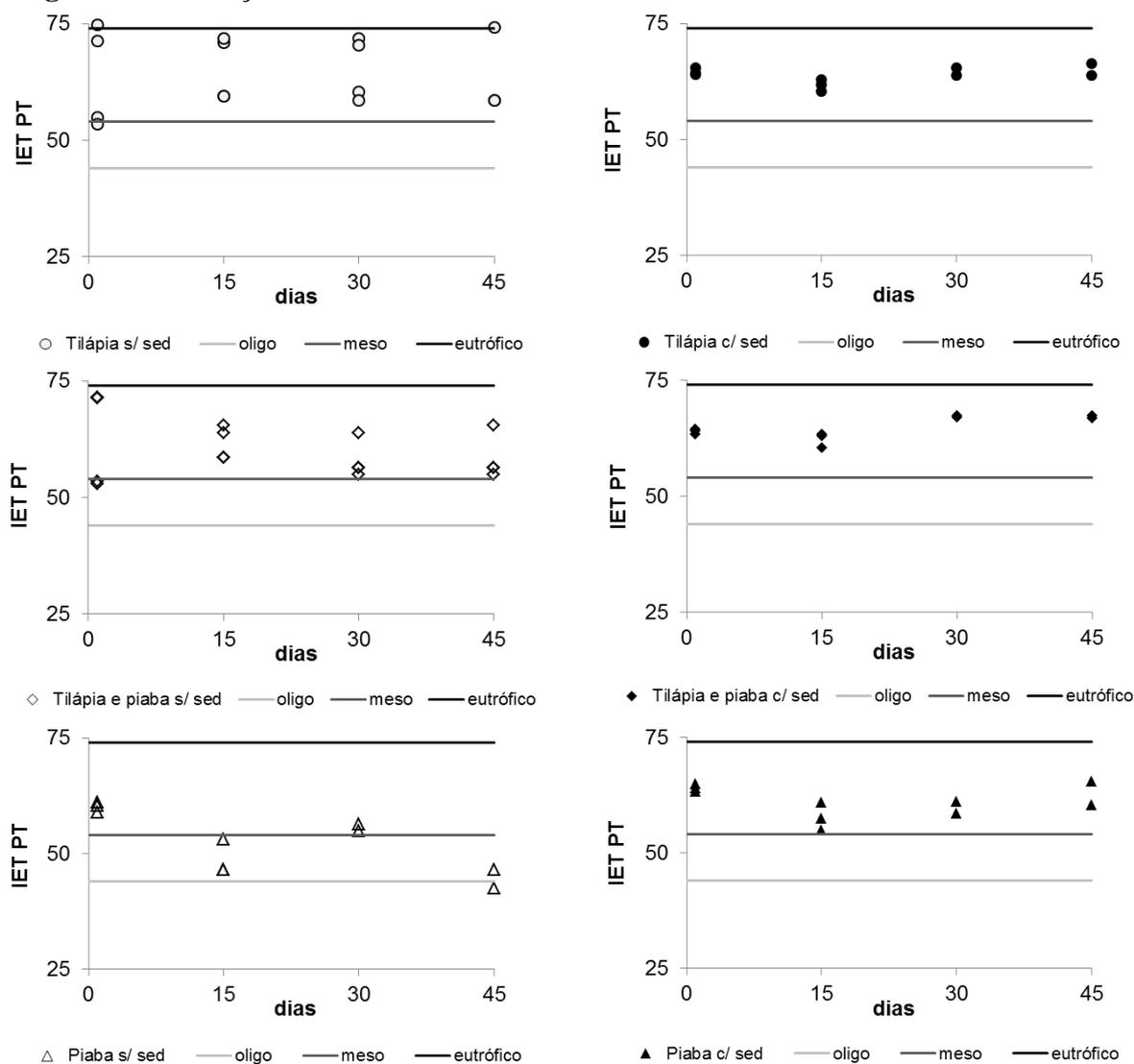
A partir dos baixos valores encontrados, podemos supor, com base na literatura (KOPACEK *et al.*, 2005), que Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺ não estão atuando como agentes precipitadores de fósforo para o sedimento. Em relação às concentrações de fósforo e ferro, estudos depreendem que a liberação do fósforo do sedimento está estreitamente ligada à razão entre as mesmas (KLEEBERG, *et al.*, 2012; LOH *et al.*, 2013). A adsorção do fósforo ao ferro ocorre predominantemente quando a razão molar Fe:P é elevada (GUNNARS; BLOMQUIST, 1997). Assim, o sedimento inserido aos mesocosmos pode estar atuando como fonte de carga interna desse nutriente, corroborando com a elevação do seu estado trófico da água. Esse fato também está relacionado ao baixo valor de pH e à baixa porcentagem de argila.

II.3.4 Índice de estado trófico - IET

O teste de Kruskal-Wallis ($\alpha=5\%$) foi significativo, entre os tratamentos, para IET (PT), IET (PO₄), IET (Sechhi) e IET (Médio); não o sendo, entretanto, para o IET de clorofila *a* (Tabela 5). Os valores do IET (PT) para os tratamentos sem sedimento apresentaram melhor variação em relação aos tratamentos com sedimento (Figura 16). O tratamento somente com tilápia (O-SS), apresentou valores iniciais entre 54 e 75. Ao final, o valor máximo atingiu 74 e o mínimo 59; indicando condição eutrófica. Para o tratamento contendo tilápia + piaba (AO-SS), os valores iniciam entre 53 e 72 e chegam ao fim entre 54 e 65; indicando condições mesotrófica/eutrófica. Não obstante, o tratamento apenas com piaba (A-SS) apresentou um decréscimo em seus valores; variando de 61 (eutrófico) para 42 (oligotrófico). Em relação aos tratamentos com sedimento, estes apresentaram

pouca variação nos ensaios testados. Nos ensaios contendo tilápia (O-CS e AO-CS), os valores iniciais para o IET (PT) foram 63 e os finais subiram para aproximadamente 66. O grau de trofia das águas permaneceu eutrófico. O tratamento apenas com piaba (A-CS) apresentou, para o dia 15, o menor valor; IET (PT) igual a 55, próximo ao limite mesotrófico superior. Entretanto, ao final do experimento (dia 45), o IET (PT) observado foi em torno de 63 (condição eutrófica).

Figura 16 - Variação do IET de fósforo total nos diferentes tratamentos

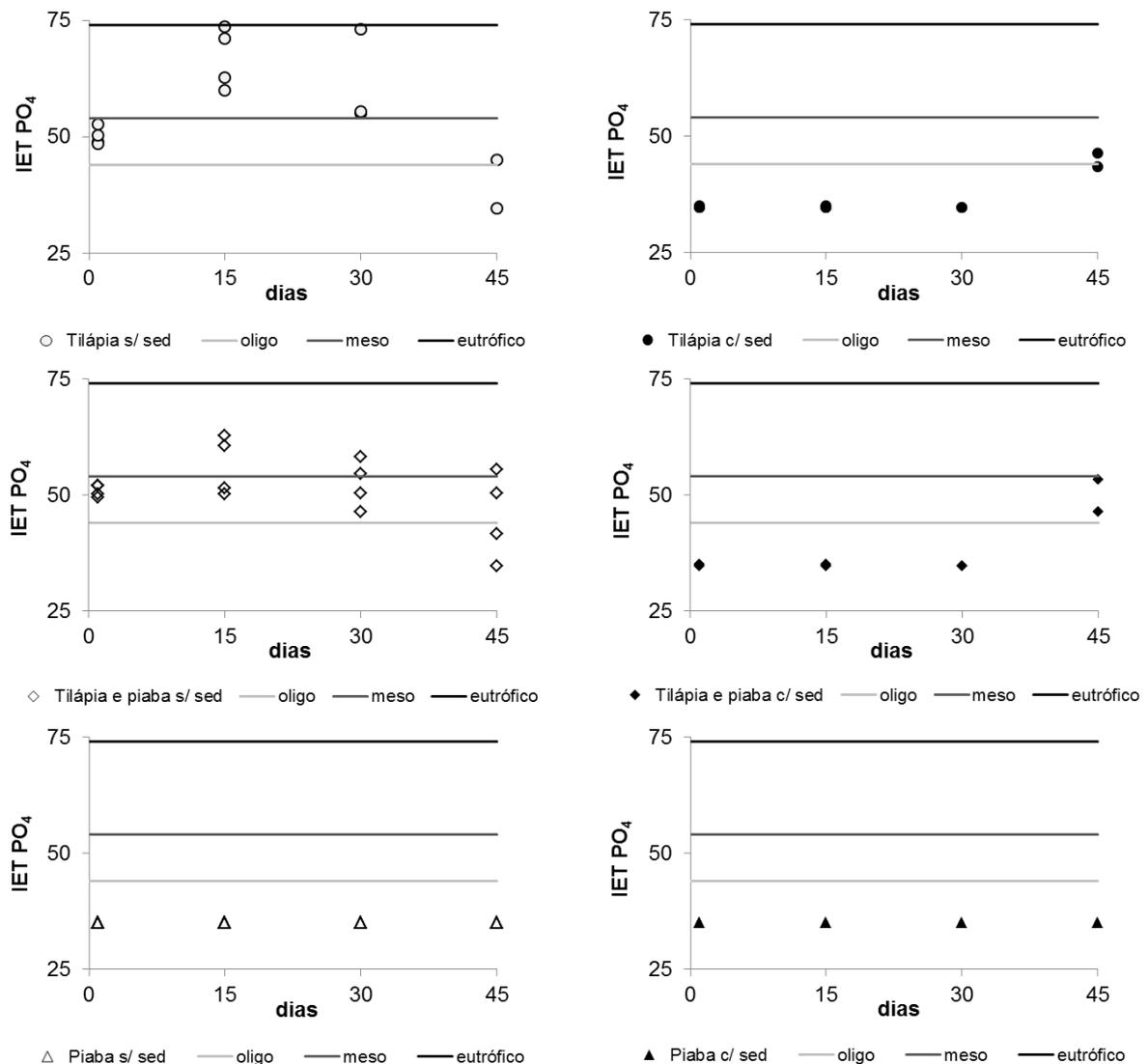


Fonte: O autor.

Consoante ao IET (PO_4), os tratamentos sem sedimento também apresentaram uma variação melhor que os sistemas com sedimento (Figura 17). Os tratamentos que continham tilápia (O-SS e AO-SS) iniciaram com valor de IET (PO_4) em torno de 50 (meso-

trófico); apresentaram um pico em seus valores (dia 15), mais pronunciado para o tratamento apenas com tilápia (O-SS) com IET (PO_4) igual a 74 e, posteriormente, tiveram esse valor reduzido, sendo o valor mínimo igual a 35 (oligotrófico). Apesar dos tratamentos com sedimento, os ensaios contendo tilápia (O-CS e AO-CS) mantiveram-se sob o estado oligotrófico a maior parte do tempo. Contudo, no final do experimento (dia 45) os IETs (PO_4) estimados para os ensaios O-CS e AO-CS foram iguais a 45 e 49, respectivamente (condição mesotrófica). Os tratamentos apenas com piaba (A-SS e A-CS), em virtude da baixa concentração de PO_4 (concentração < LD), apresentaram IET (PO_4) constante e igual a 35 (estado oligotrófico).

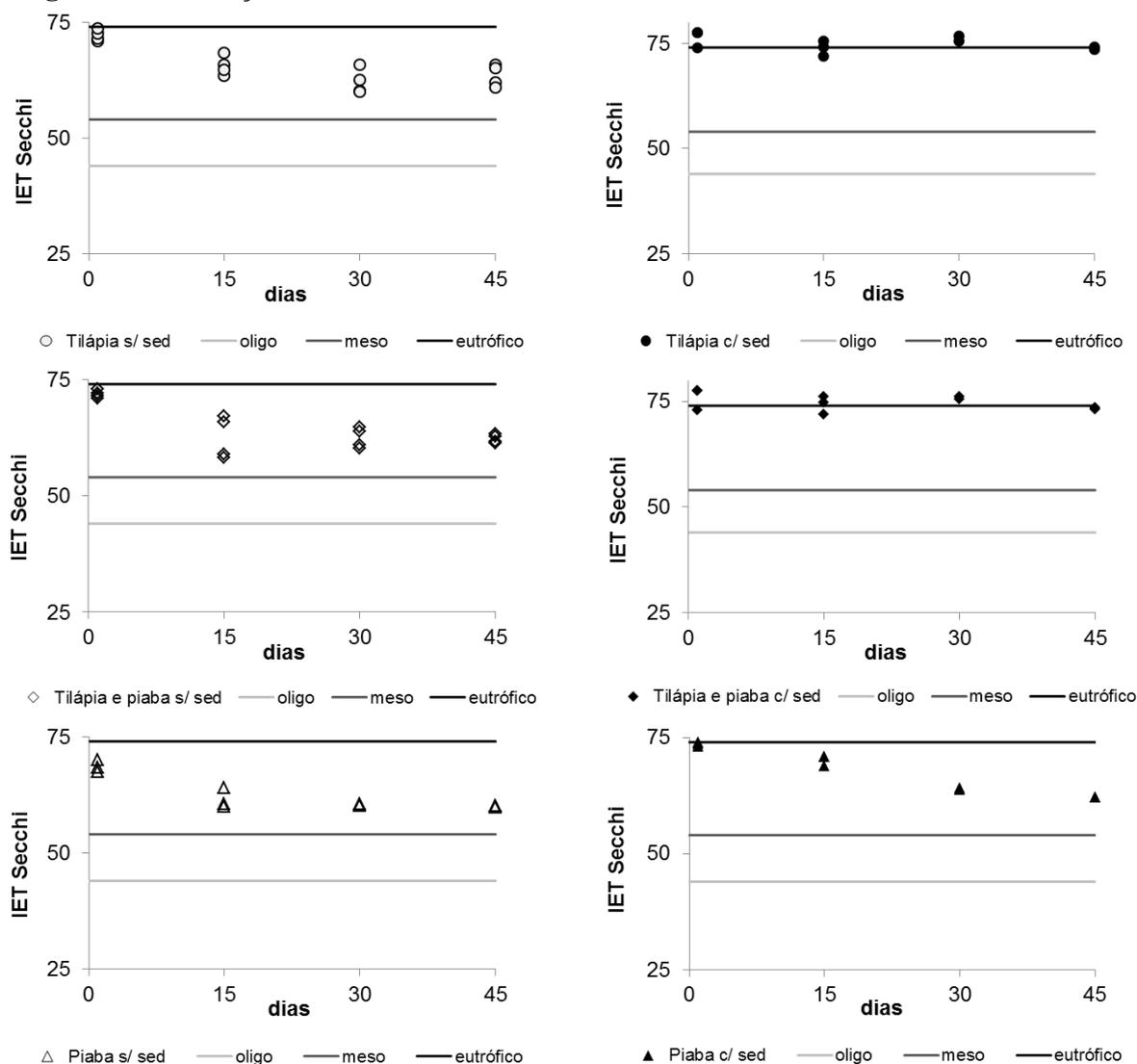
Figura 17 - Variação do IET de ortofosfato nos diferentes tratamentos



Fonte: O autor.

Segundo o IET (Secchi), o comportamento de todos os tratamentos sem sedimento foi bastante homogêneo (Figura 18). Em todos os ensaios, do início ao final, a água permaneceu eutrófica, mas apresentou decaimento monotônico de trofia. Os valores variaram, nos tratamentos O-SS e AO-SS, de 74 a 63 aproximadamente; no tratamento somente com piaba (A-SS) o IET (Secchi) decresceu de 68 para 60. Nos tratamentos com sedimento, os dois ensaios com presença de tilápia (O-CS e AO-CS) mostraram pouca variação para o IET (Secchi), com valores oscilando de 78 (hipereutrófico, dia 1) a 74 (valor limítrofe, eutrófico/hipereutrófico, dia 45). O tratamento somente com piaba (A-CS) apresentou uma redução no seu valor de IET (Secchi), passando de 74 (valor limítrofe, eutrófico/hipereutrófico) para 62 (eutrófico).

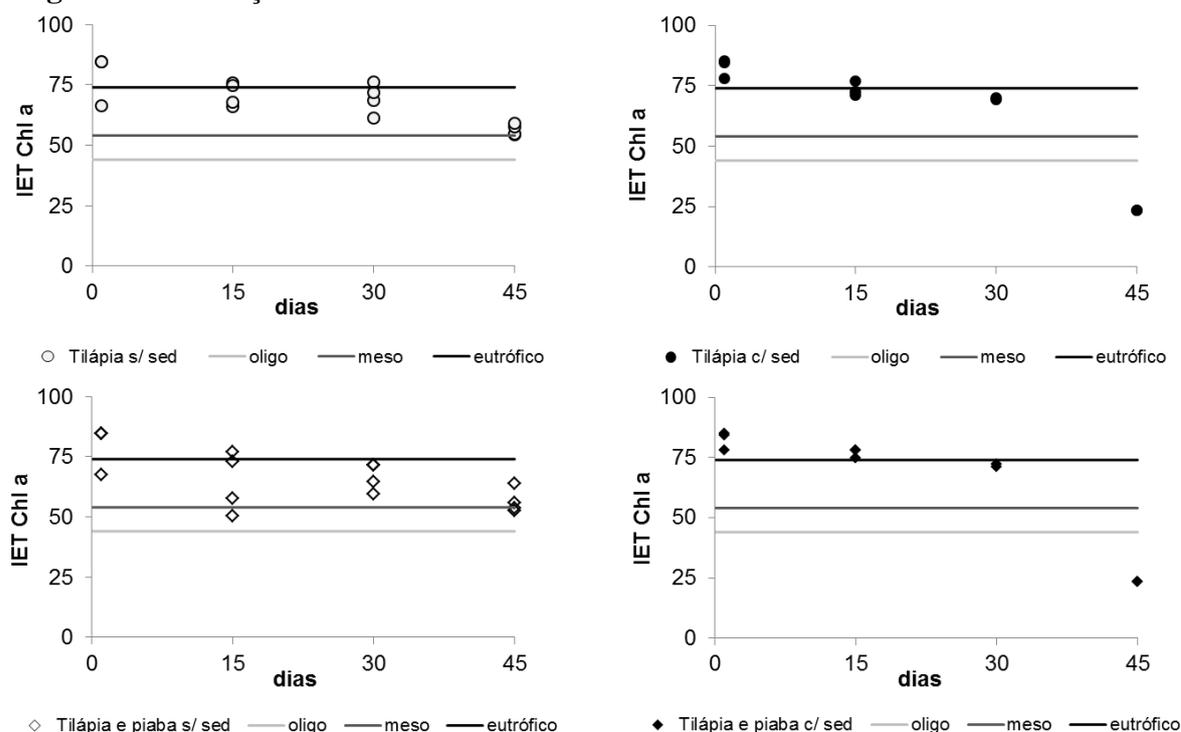
Figura 18 - Variação do IET de Secchi nos diferentes tratamentos

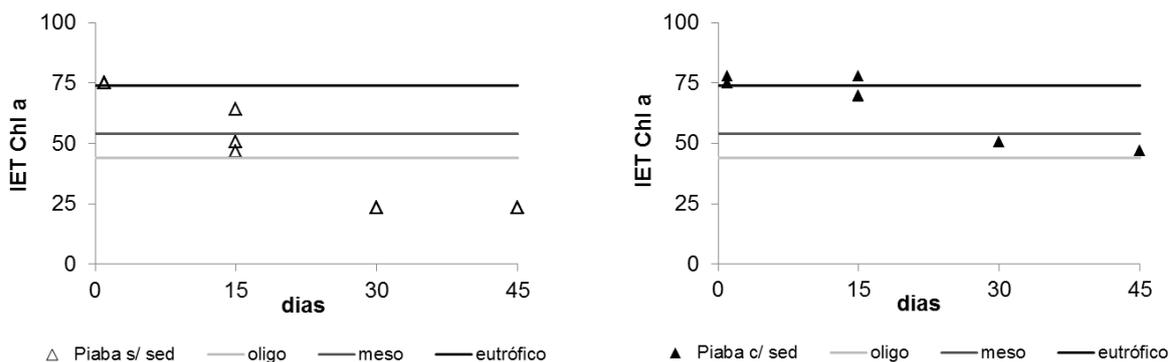


Fonte: O autor.

O IET (Chl *a*) foi o indicador que apresentou os valores iniciais mais elevados (Figura 19) e, contrariamente aos demais IETs, os ensaios com sedimento apresentaram melhor variação que os ensaios sem sedimento; exceto para o sistema somente com piaba. Os tratamentos somente com tilápia (O-SS e AO-SS), apresentaram valores iniciais para o IET (Chl *a*) entre 67 e 85 (eutrófico/hipereutrófico). Ao final dos experimentos, em ambos os ensaios, observou-se que o valor do IET (Chl *a*) decresceu para 54 (valor limítrofe, eutrófico/mesotrófico). Por sua vez, para o tratamento contendo apenas piaba (A-SS), o IET (Chl *a*) passou de 74 (valor limítrofe, eutrófico/hipereutrófico) para 23 (oligotrófico) ao seu término. Entre os tratamentos com sedimento, aqueles com tilápia (O-CS e AO-CS) foram os que alcançaram um nível trófico menor em relação ao IET (Chl *a*). Ambos iniciaram com valores entre 78 e 85 (hipereutrófico) e terminaram com um IET (Chl *a*) de 23 (oligotrófico). O ensaio apenas com piaba (A-CS) também apresentou redução de trofia da água. O IET (Chl *a*) passou de 74 (valor limítrofe, eutrófico/hipereutrófico) para 44 (valor limítrofe, mesotrófico/oligotrófico).

Figura 19 - Variação do IET de Clorofila *a* nos diferentes tratamentos

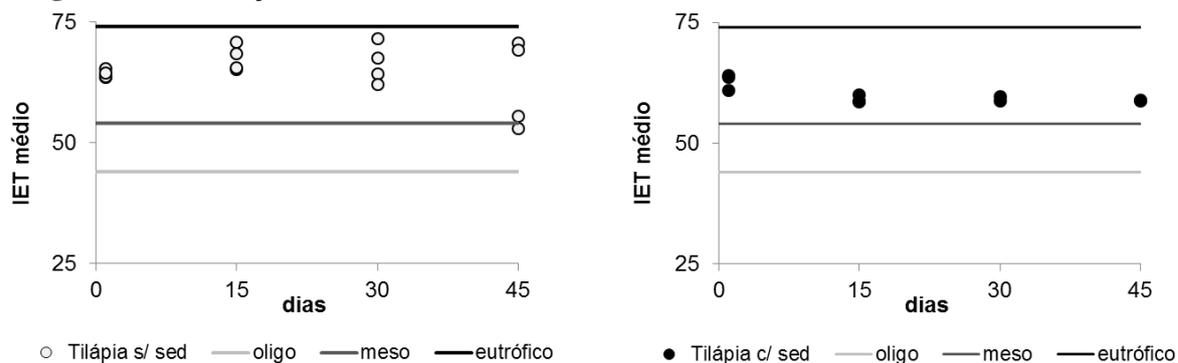


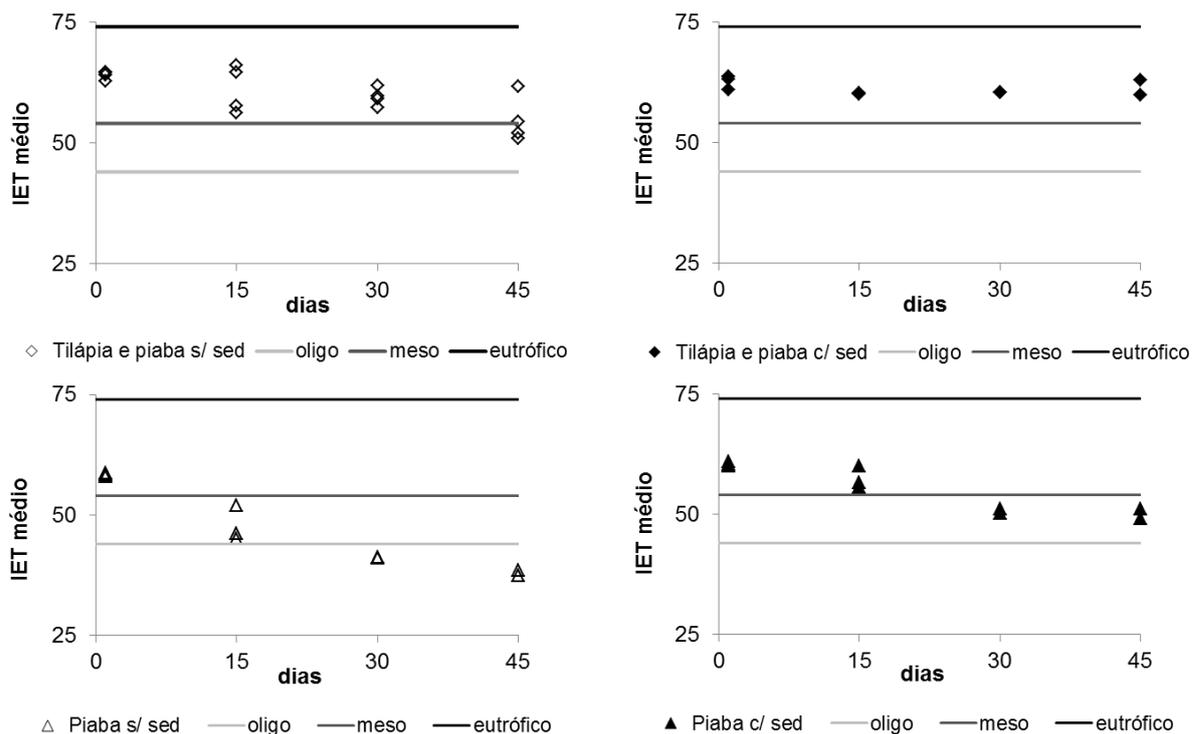


Fonte: O autor.

No que pertence ao IET médio, os tratamentos sem sedimento novamente apresentaram melhor variação em relação aos tratamentos com sedimento (Figura 20). O tratamento somente com tilápia (O-SS), apresentou IET médio inicial de 63 (eutrófico). Em seu término, observou-se IET médio mínimo de 54 (valor limítrofe eutrófico/mesotrófico) e IET médio máximo de 69 (eutrófico). Comportamento similar foi observado para o tratamento contendo tilápia + piaba (AO-SS). O tratamento contendo apenas piaba (A-SS) atingiu um nível menor de trofia. O IET médio inicial passou de 58 (eutrófico) para 37 (oligo-trófico) ao final do ensaio. Para os tratamentos com sedimento, aqueles que possuíam tilápias (O-CS e AO-CS) mantiveram suas águas, do início ao final do experimento, sob o estado eutrófico. Os valores do IET médio variaram de 63 a 59. O tratamento apenas com piaba (A-CS) se mostrou melhor. O IET médio decresceu de 60 (eutrófico) para 50 (mesotrófico).

Figura 20 - Variação do IET médio nos diferentes tratamentos





Fonte: O autor.

Corroborando com esses resultados, a Tabela 8 apresenta a correlação entre as variáveis limnológicas e o IET médio. Os resultados mostraram correlações significativas. Entre essas, deve-se dar destaque para as fortes correlações entre transparência do disco de Secchi e o IET médio nos tratamentos somente com piaba (A-SS e A-CS) e, entre clorofila *a* e IET médio no tratamento com tilápia com sedimento (O-CS) e, também, nos ensaios somente com piaba (A-SS e A-CS).

Tabela 8 - Correlação entre as variáveis limnológicas e o índice de estado trófico médio nos diferentes tratamentos

Variáveis Limnológicas	IET médio					
	O-SS	AO-SS	A-SS	O-CS	AO-CS	A-CS
PT	0,59*	0,27 ^{ns}	0,81**	0,34 ^{ns}	0,03 ^{ns}	0,27 ^{ns}
PO ₄	0,69**	0,62**	0,49 ^{ns}	- 0,36 ^{ns}	0,31 ^{ns}	0,49 ^{ns}
Secchi	0,32 ^{ns}	- 0,61*	- 0,94**	- 0,59 ^{ns}	- 0,42 ^{ns}	- 0,94**
Chl <i>a</i>	0,001 ^{ns}	0,61*	0,94**	0,95**	0,53 ^{ns}	0,97**

** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0,01$).

* significativo ao nível de 5% de probabilidade ($p < 0,05$).

n.s.: Não significativo.

Fonte: O autor.

Por oportuno, apresentam-se ainda, na Tabela 9 os resultados para o cálculo da eficiência dos tratamentos avaliados na presente pesquisa. Os resultados sugerem que os ensaios apenas com piaba, tanto sem sedimento quanto com sedimento, apresentaram as melhores eficiências em relação ao IET médio; 27% e 12% para os tratamentos A-SS e A-CS, respectivamente. Desta forma, os resultados observados apresentaram-se em concordância com a segunda hipótese testada para os experimentos de mesocosmos; ou seja, o índice de estado trófico da água reduz na presença de piabas. O teste estatístico de Kruskal Wallis (Tabela 5) também corrobora com os resultados expostos para o IET médio. No caso, os resultados mostraram diferença estatística entre o ensaio com piaba sem sedimento (A-SS) e todos os ensaios contendo tilápia. Quanto ao tratamento com piaba com sedimento (A-CS), o mesmo apresenta diferença estatística somente para o ensaio com tilápia sem sedimento (O-SS).

Tabela 9 - Estimativa da eficiência dos tratamentos avaliados em relação aos IETs

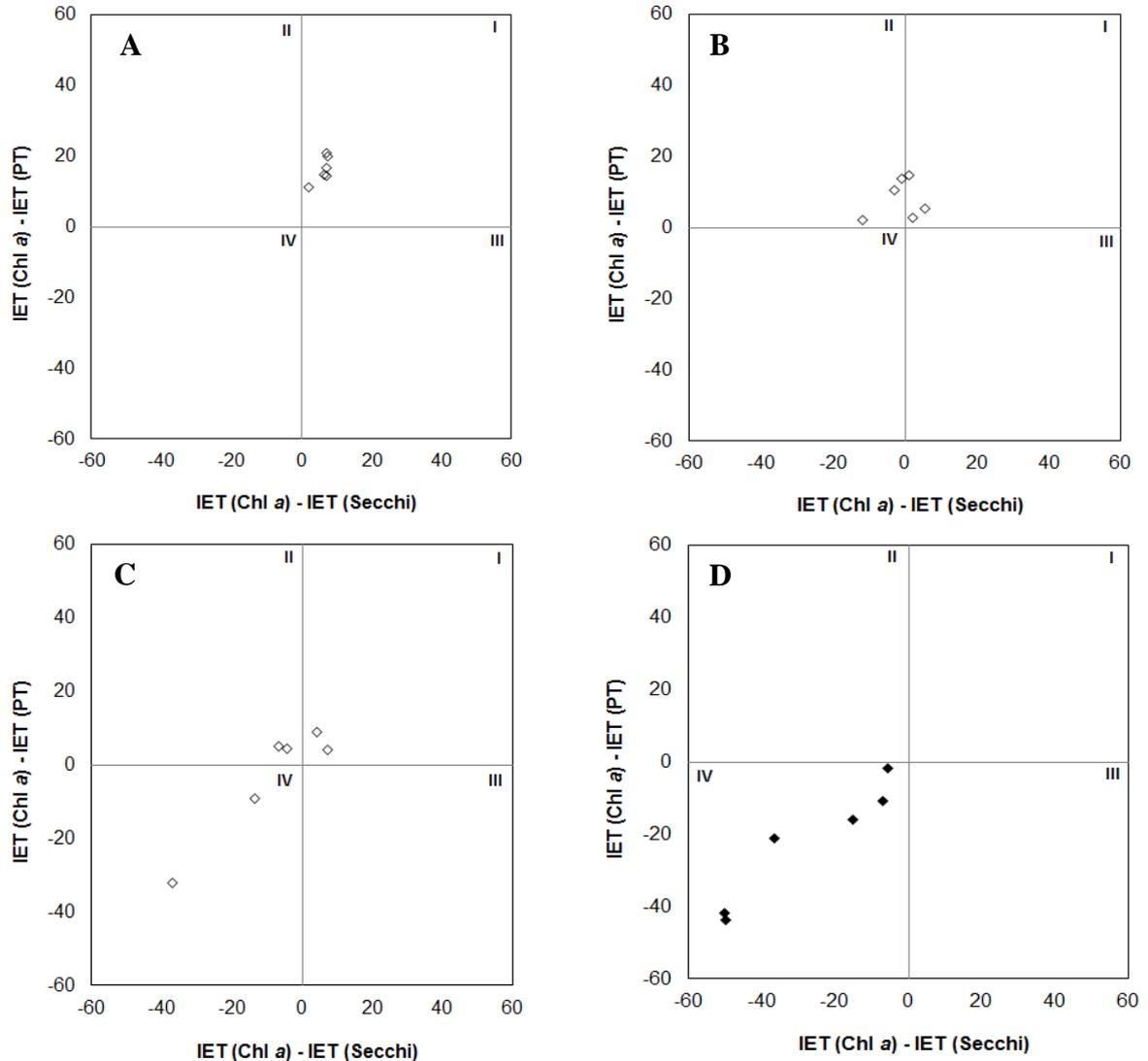
Tratamentos	Eficiência				
	IET PT	IET PO ₄	IET Secchi	IET Chl	IET médio
O-SS	-0,06	-0,23	0,12	0,04	0,03
AO-SS	0,07	0,10	0,13	0,05	0,15
A-SS	0,21	0	0,11	0,51	0,27
O-CS	0,003	-0,20	0,04	0,50	0,06
AO-CS	-0,03	-0,29	0,04	0,49	0,03
A-CS	0,03	0	0,12	0,25	0,12

Fonte: O autor.

II.3.4.1 Avaliação dos processos predominantes

De acordo com o método para avaliar os processos predominantes que atuam na variação do índice de estado trófico, proposto por Carlson (1991), uma limitação por fósforo ocorre quando $IET(Chl\ a) > IET(PT)$ – fases I e II; Efeitos “top-down” são indicados quando $IET(Chl\ a) > IET(Secchi)$ – fase III; $IET(Chl\ a) < IET(Secchi)$ indica uma redução na transparência da água por fatores como elevadas concentrações de matéria orgânica dissolvida e/ou pequenas partículas de sedimento – fase IV (Figura 21).

Figura 21 - Diferenças entre IET (Chl *a*), IET (PT) e IET (Secchi), plotados a partir da média dos respectivos IETs em cada tratamento. Quatro fases foram delimitadas pelos níveis do $IET(Chl\ a) - IET(PT) = 0$ e $IET(Chl\ a) - IET(Secchi) = 0$. Marcadores vazados representam os valores para os dias 1, 15 e 30 e, marcadores cheios representam os valores finais (dia 45)



Fonte: O autor.

Na presente pesquisa, os resultados obtidos exibem uma clara movimentação da fase I para a fase IV (via fase II), mostrando a dinâmica entre os fatores que regulam a produção primária nos mesocosmos (Figura 21) no decorrer do tempo.

De acordo com o critério exposto, relação trófica entre o IET (clorofia *a* menos fósforo total; Chl *a* – PT) e IET (clorofia *a* menos transparência; Chl *a* – Secchi), os resultados indicaram que a biomassa algal no início do experimento, em todos os tratamentos, foi controlada principalmente pela concentração de fósforo total; nesse caso, $IET(Chl\ a) > IET(PT)$ e $IET(Chl\ a) > IET(Secchi)$. No 15º dia dos experimentos, há movimentação de

alguns resultados para a fase II; contudo, a produção primária no sistema continua sendo controlada pela concentração de fósforo total. No dia 30 dos experimentos, observamos nova movimentação dos resultados das diferenças entre os IETs; os mesmos apresentam-se distribuídos entre as fases I, II e IV. No dia 45 (final dos experimentos) observamos que todos os resultados se moveram para a fase IV.

Desta forma, os resultados sugerem que os tratamentos, no decorrer do tempo, apresentaram uma limitação da produtividade primária em função das seguintes causas: 1. do início dos experimentos até o 15º dia, a produção primária foi controlada pela concentração de fósforo total; 2. do 15º dia ao 30º dia de experimento, a produção primária foi controlada pela concentração de fósforo total e devido à presença de partículas em suspensão na coluna d'água (redução da transparência) e/ou à ação da radiação solar (aumento da transparência) e; 3. do 30º dia ao 45º dia de experimento, a produção primária foi controlada pela presença de partículas em suspensão na coluna d'água (redução da transparência) e/ou ação da radiação solar (aumento da transparência).

II.3.5 Peixes e nutrientes

O número de peixes nos mesocosmos decresceu na maioria dos tratamentos; somente os ensaios O-CS e AO-CS chegaram ao final com 100% de sobrevivência (Tabela 10). No caso, uma forte causa de mortalidade dos peixes foi o estresse inicial e, no decorrer do experimento, a clara limitação de recurso; este fato foi observado pela taxa de crescimento em peso (R), que representa o quanto de peso os espécimes estocados ganharam ou perderam no período sob o qual estiveram confinados nos mesocosmos. As tilápias, nos tratamentos sem sedimento, apresentaram aumento no seu peso médio; variando aproximadamente de 95 g para 116 g. Para os tratamentos com sedimento, o peso médio final das tilápias foi praticamente igual ao inicial, em torno de 84 g. Em relação às piabas, estas na presença de tilápias mantiveram seus pesos médios inalterados, 4 g; contudo, nos tratamentos onde se estocaram somente piabas, os pesos médios finais decresceram de 6 g para 4 g, tanto para mesocosmos sem sedimento quanto com sedimento.

No que pertine à bioacumulação de nutriente (PT), verifica-se uma clara distinção (Tabela 10). Na tilápia, ensaio O-CS, observou-se o melhor resultado, 53 g.100g⁻¹; para as piabas, os resultados foram bastante homogêneos, cerca de 40 g.100g⁻¹. Em relação aos peixes retirados diretamente do açude, os valores de fósforo total foram 25,7 g.100g⁻¹ e

39,3 g.100g⁻¹, respectivamente para tilápia e piaba (Apêndice I). Esses resultados sugerem que a tilápia, em relação à piaba, consegue reter uma maior porcentagem de fósforo total em sua massa corporal.

Tabela 10 - Número de espécimes, biomassa, peso médio corporal (média ± desvio padrão), taxa de crescimento, bioacumulação de nutriente e sobrevivência para a tilápia e a piaba nos tratamentos avaliados

Tratamentos	Início (dia 1)			Final (dia 45)			R (B/N) / (B ₀ /N ₀)	PT (g/100g)	S %
	N ₀	B ₀	B ₀ /N ₀	N	B	B/N			
O-SS	8	773	97 ± 23	7	789	113 ± 24	1,2	*	88
AO-SS	8 (tilápias)	738	92 ± 32	6	710	118 ± 35	1,3	*	75
	60 (piabas)	260	4 ± 2	50	191	4 ± 1	1,0	*	83
A-SS	30	167	6 ± 2	25	98	4 ± 1	0,7	40,0	83
O-CS	4	367	92 ± 57	4	389	97 ± 54	1,1	53,3	100
AO-CS	4 (tilápias)	275	69 ± 16	4	283	71 ± 24	1,0	40,0	100
	30 (piabas)	116	4 ± 1	23	84	4 ± 1	1,0	39,5	77
A-CS	30	173	6 ± 2	24	99	4 ± 1	0,7	40,6	80

B = Biomassa (g); N = Número de espécimes; B/N = Peso médio corporal (g); R = Taxa de crescimento (-); PT = Teor de fósforo total; S = Sobrevivência. * Valores não obtidos.

Fonte: O Autor.

II.3.6 Experimentos com insucessos

Por oportuno, ressalta-se que dois outros experimentos de Biomanipulação foram conduzidos no âmbito da presente pesquisa. Contudo, por motivos externos os mesmos não chegaram ao seu término. Um dos experimentos foi montado (Área experimental 1) próximo a um experimento com Biodigestor (Apêndice J) e, após um manejo onde se realizou o corte da grama na área adjacente, grande parte da mesma e restos de matéria orgânica do experimento com Biodigestor foram arremessados para dentro dos Tanques Experimentais. Isso acarretou no aumento da concentração de nutrientes dentro do mesocosmo, prejudicando os resultados do sistema de biomanipulação em análise. Ante tal fato, decretou-se o seu término. Todavia, nem tudo foi em vão. Adquiriu-se, com a prática e os percalços para a sua realização, o conhecimento básico para delineamento dos experimentos futuros. O segundo experimento perdido foi realizado em Madalena (Área Experimental 2). O ensaio encontrava-se com 15 dias de andamento (total de 45 dias) quando ações sub-reptícias por parte de alguns integrantes do Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra (MST), com o intuito de utilizar os mesocosmos (caixas d'água de 2.000 L) para armazenar água para consumo, durante um evento do aludido movimento que acontecia na região onde desenvolvemos nossa pesquisa, decretaram o final do mesmo.

II.4 DISCUSSÃO

A presente pesquisa pretende trazer a lume, subsídios para nortear a gestão de açudes eutrofizados através do processo de biomanipulação. Ante esta premissa e pelo fato de as águas dos açudes, amparadas pela Lei Nº 9.433 (BRASIL, 1997) serem, em situação de escassez, de prioridade para o abastecimento humano e a dessedentação animal, os parâmetros limnológicos analisados no âmbito deste estudo foram balizados pelos limites estabelecidos pela Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA -, para águas doces da classe 2. Ver também Sabiá (2008).

II.4.1 Variáveis limnológicas

Na presente pesquisa, a concentração de pH na água dos mesocosmos, em todos os tratamentos, manteve-se na faixa alcalina (Tabela 5). Contudo, os valores máximos apresentaram-se superiores ao valor máximo adotado como referência (Resolução nº 357/2005) que indica valores entre 6,0 e 9,0. Os valores máximos de pH observados nos tratamentos conduzidos em Fortaleza podem estar associados à proliferação de algas. Esses valores foram tomados no mesmo período em que ocorreram picos de temperatura, oxigênio dissolvido tendo coincidido também com alta concentração de clorofila *a*. Ou seja, com o aumento da fotossíntese, conforme Gurgel (2010), ocorre o aumento do pH. Quanto aos tratamentos desenvolvidos em Madalena tem-se que ecossistemas aquáticos alcalinos podem ser encontrados em áreas onde há balanço hídrico negativo, refletindo a realidade dos reservatórios da região nordeste do Brasil. Durante o período de estiagem prolongada, o pH pode atingir valores superiores a 9 (VON SPERLING, 2014; CHELLAPA, 2009). Barbosa *et al.* (2012) relataram que os valores de pH para os reservatórios do nordeste brasileiro, comumente estão acima de 8. Esta situação corrobora com os resultados da presente pesquisa, uma vez que o reservatório Marengo (fonte de água para vários mesocosmos) durante o período da pesquisa encontrava-se sob intenso déficit hídrico. Estudo conduzido por Eskinazi-Sant'anna *et al.* (2007), em seis reservatórios eutróficos do Rio Grande do Norte, revelou que os mesmos apresentavam águas alcalinas durante o período seco (pH de 7,6 a 9,4) com marcada variação sazonal.

Ao longo da pesquisa, a temperatura da água nos tratamentos desenvolvidos permaneceu dentro da média observada nas respectivas regiões onde foram desenvolvidos.

Os ensaios realizados em Fortaleza ocorreram entre 05/10/2013 e 21/11/2013 e a temperatura média da água nos mesocosmos foi de 28,4 °C. Por sua vez, os ensaios realizados em Madalena ocorreram de 11/05/2014 a 12/12/2014. Nesses, a temperatura média observada na água dos mesocosmos foi de 26,3 °C. Essa variação para mais ou para menos encontrada, provavelmente deveu-se aos horários de realização das medidas e ao período do ano. Segundo Barbosa *et al.* (2012), a temperatura da água nos reservatórios da região semiárida é sempre alta, com valores superiores 23,5 °C. Não constam na legislação valores máximos ou mínimos estipulados para esta variável. Contudo, os resultados obtidos estão dentro do esperado para as condições climáticas de ambas as regiões. A região de Fortaleza pertence ao grupo de clima tropical chuvoso, com temperatura média do mês mais frio superior a 18 °C (AGUIAR *et al.*, 2004). Conforme dados da Estação Meteorológica situada nos Campus da Universidade Federal do Ceará (Área Experimental 1), a temperatura média local durante o período do experimento foi de 27,5 °C. Em Madalena, o clima é do tipo Tropical Semiárido, caracterizado por períodos de estiagem prolongados e variabilidade temporal das chuvas. A temperatura média varia de 26 a 28 °C, podendo atingir 25 °C durante o período chuvoso de fevereiro a maio (LÓPEZ, 2011). Para o período avaliado, a média encontrada de acordo com os dados das Normais Climatológicas do Brasil, referentes ao município de Quixeramobim/Ceará, foi de 27,6 °C (INMET, 2015). Menezes, Attayde e Vasconcelos (2010), desenvolvendo experimento em mesocosmos na região de Serra Negra, Rio Grande do Norte/Brasil, observaram temperatura média de 29,6 °C.

Os valores de oxigênio dissolvido (OD) apresentaram elevada amplitude para os tratamentos O-SS e AO-SS (Tabela 5). Tal acontecimento foi favorecido pela elevada temperatura, pela elevada concentração inicial de fósforo total, pela alta concentração inicial de clorofila *a* (alta biomassa fitoplanctônica) com consequente aumento da fotossíntese que, por sua vez, gerou o aumento na concentração do aludido gás. Não obstante, a elevada biomassa fitoplanctônica torna-se, através da respiração, a responsável pela queda da concentração de OD nos períodos matinais, fazendo-os decrescer até cerca de 1,7 mg.L⁻¹, valor bem inferior ao mínimo de referência, igual a 5,0 mg.L⁻¹. Menezes, Attayde e Vasconcelos (2010), desenvolvendo experimento em mesocosmos com utilização de tilápia, encontraram valor médio de OD igual a 5,8 mg.L⁻¹. De acordo com os aspectos limnológicos das águas dos açudes do semiárido brasileiro, apresentados por Barbosa *et al.* (2012), a concentração de oxigênio desses encontra-se geralmente acima de 4,0 mg.L⁻¹. No reserva-

tório Taperoá II (PB), o elevado teor de OD foi atribuído principalmente à atividade fotossintética (BARBOSA *et al.* 2010).

A concentração de fósforo total (PT) apresentou fortes oscilações, mostrando diferença significativa para o tratamento A-SS (Tabela 5). Em média, todas as concentrações medidas ultrapassaram o limite de referência aqui adotado (Resolução nº 357/2005) que estabelece uma concentração de $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ para ambientes lênticos. Os tratamentos sem sedimento realizados em Fortaleza apresentaram concentrações iniciais em torno de sete vezes superiores às concentrações iniciais de fósforo total observada nos tratamentos sem sedimento desenvolvidos em Madalena. Essa acentuada diferença, plausivelmente, foi decorrente do processo de eutrofização a que se submeteu a água daqueles mesocosmos. Inicialmente, alimentaram-se as tilápias estocadas com 250 g de ração com teor de fósforo de 6 mgP.kg^{-1} até a água ficar verde; nesse ponto, o arraçoamento foi cessado e começou o experimento de biomanipulação. Desta forma, realizou-se um aporte de 1,5 mg de fósforo total aos mesocosmos. Segundo Folke e Kautski (1992), 66% do fósforo aportado pelo arraçoamento seguem para o sedimento, 11% ficam dissolvidos na água e 23% são incorporados no peixe. Assim, mesmo descontando-se a assimilação do peixe, ainda fica notória a alta concentração potencial de fósforo total na água; fato comprovado pelos resultados laboratoriais. Entretanto, com exceção do tratamento O-SS, os demais ensaios sem sedimento apresentaram, em média, uma concentração de fósforo total similar à encontrada por Barbosa *et al.* (2012), valor em torno de $0,10 \text{ mg.L}^{-1}$. Porém, os tratamentos com sedimento, em seu início, apresentaram aproximadamente o dobro dessa concentração, cerca de $0,18 \text{ mg.L}^{-1}$. Nesse caso, o sedimento atuou como fonte interna de fósforo total, liberando-o para a coluna d'água (ver item II.4.3). Boveri e Quirós (2007), avaliando os efeitos de duas espécies de peixes, um onívoro filtrador (*Cyphocharax voga*) e outro planctívoro visual (*Odontesthes bonariensis*), em mesocosmos experimentais de 5.500 L encontraram diferenças significativas entre os tratamentos avaliados. Os tanques com densidades maiores de planctívoros visuais apresentaram uma superior proporção de fósforo particulado em relação aos tanques dominados por peixes onívoros filtradores. Figueredo e Giani (2005), estudando as interações ecológicas entre a tilápia do Nilo e a comunidade fitoplanctônica do reservatório de Furnas (Brasil), conduziram dois experimentos (período chuvoso e período seco) em tanques experimentais com capacidade de 2.200 L e observaram uma acentuada elevação da concentração de fósforo total nos mesocosmos com tilápia (em média, 540% e 270% superior ao controle sem tilápia) em decorrência da excreção dos peixes. Em suma,

na presente pesquisa, a concentração de fósforo total na água dos mesocosmos foi influenciada pelo arracoamento inicial (experimento desenvolvido em Fortaleza), pelo sedimento depositado no fundo dos mesocosmos e, pela biomanipulação aplicada.

No que concerne à concentração de ortofosfato (PO_4) na água dos mesocosmos, o tratamento com tilápia sem sedimento (O-SS), em relação aos demais ensaios avaliados, foi o que apresentou concentração mais elevada. Sendo o ensaio O-SS composto apenas por tilápias, isso sugere que a elevação da concentração de PO_4 foi oriunda da excreção dos peixes. Corroborando com essa observação, Gurgel (2010) e Starling *et al.* (2002) salientaram que a tilápia produz, através de suas excretas, $27 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ de fósforo. Ademais, observou-se, ainda, que ao final desse tratamento a concentração de clorofila *a* estava em torno de quatro vezes menor que a concentração inicial (baixa massa de fitoplâncton capaz de assimilar o ortofosfato disponível). Em relação aos valores abaixo do limite de detecção (Tabela 5), é considerável supor que este fato esteja indiretamente relacionado à seca: Como a principal fonte de ortofosfato é o esgoto (detergentes) e como não foi registrada ocorrência de precipitação na região da bacia hidrográfica do açude Marengo durante o período de realização dos tratamentos, notoriamente, não houve aporte desse nutriente. Nessa linha, Von Sperling, Ferreira e Gomes (2008) relataram que há considerável aporte de PO_4 na estação chuvosa para os reservatórios. Fato também observado no âmbito dessa pesquisa para os reservatórios Marengo e, principalmente, para o reservatório La Juventud (Tabela 2). Por outro lado, ao final dos tratamentos com sedimento, nos ensaios com tilápia (O-CS; AO-CS) foram detectadas concentrações médias de PO_4 de $0,008 \text{ mg.L}^{-1}$, tendo como fonte, possivelmente, o sedimento presente nesses mesocosmos. Barbosa *et al.* (2012), para os açudes do semiárido, encontrou concentrações de ortofosfato que variaram de $0,015 \text{ mg.L}^{-1}$ a $0,037 \text{ mg.L}^{-1}$. Assim, a concentração de ortofosfato, na água dos tratamentos avaliados no âmbito dessa pesquisa, apresentou pouca variação em função do não carreamento desse nutriente para o açude (Marengo), no caso dos ensaios realizados em Madalena. Exceção feita ao ensaio O-SS conduzido em Fortaleza, no qual a concentração de ortofosfato foi mais acentuada, possivelmente em virtude do arracoamento inicial dado às tilápias e, conseqüentemente, por suas excretas.

Os resultados mostraram que a transparência da água para os tratamentos sem sedimento foi, em média, 43% superior aos tratamentos com sedimento (Tabela 5). Contudo, em ambos os casos, os tratamentos apenas com piabas apresentaram os melhores resultados; 24% e 39% superiores aos demais ensaios sem e com sedimento, respectivamente.

Observa-se aqui, o forte efeito negativo da tilápia sobre a transparência da água nos mesocosmos. Nos tratamentos sem sedimento, isso decorreu provavelmente devido às suas excretas que, aumentando a disponibilidade de nutrientes, aumentaram concomitantemente a biomassa fitoplanctônica gerando, então, uma diminuição na transparência. Nos tratamentos com sedimento, o comportamento das tilápias em revolvê-lo fez com que pequenas partículas ficassem soltas na coluna d'água, diminuindo assim sua transparência. Estudos sugerem que os efeitos da tilápia do Nilo sobre a transparência da água é dependente da sua presença e de seu comportamento, mas não da sua densidade (ATTAYDE *et al.*, 2007; OKUN *et al.*, 2008). Menezes, Attayde e Vasconcelos (2010), avaliando os efeitos da tilápia e do nutriente sobre o plâncton e a transparência da água em um reservatório tropical, concluíram que a influência do peixe sobre a comunidade planctônica do açude e a transparência da água foi significativa e, até mesmo, maior que a da carga de nutriente.

Não obstante, observa-se um comportamento antagônico para a concentração de clorofila *a*. Em média, os ensaios com piaba (A-SS e A-CS) apresentaram concentração de clorofila *a* 47% menor que os tratamentos com tilápia. Entretanto, fazendo uma distinção entre os tratamentos sem sedimento e com sedimento, observa-se uma clara variação nos resultados. Os ensaios com tilápias sem sedimento (O-SS e AO-SS) apresentaram, respectivamente, concentração mínima de clorofila *a* 30 vezes e 20 vezes superiores ao ensaio apenas com piaba (A-SS). Tal fato está em concordância com a elevação da concentração de PO₄ em virtude da excreção dos peixes (como anteriormente exposto) que, por consequência, gera um aumento na biomassa de fitoplâncton. Contrariamente, para os ensaios com sedimento, observou-se que o tratamento apenas com piaba (A-CS), teve uma concentração mínima de clorofila *a* 10 vezes superior aos tratamentos com tilápia (O-CS e AO-CS). Tal fato, provavelmente está relacionado ao comportamento das tilápias, que podem promover a ressuspensão do sedimento através da agitação do mesmo (STARLING *et al.*, 2002; LAZZARO *et al.*, 2003; OKUN *et al.*, 2008). Isso explica o alto número de partículas de sedimento suspenso na água (observada *in loco*), a sua baixa transparência e, consequentemente, a baixa concentração de clorofila *a* nos mesocosmos. Experimento conduzido por Figueredo e Giani (2005), para avaliar as interações ecológicas da tilápia do Nilo com o plâncton, encontrou concentração de clorofila *a* de 34 µg.L⁻¹ (período seco) valor muito próximo ao encontrado nessa pesquisa, média de 31 µg.L⁻¹, para os tratamentos com tilápia.

II.4.2 Relação NT:PT

Tradicionalmente, a razão NT:PT foi proposta como um índice para dividir os lagos em duas categorias: 1. lagos limitados por nitrogênio e, 2. lagos limitados pelo fósforo (OECD, 2006). Nessa linha, comumente adota-se a razão NT:PT (16:1 em átomos) proposta por Redfield (1958) como um critério para avaliar a limitação por nutrientes. Na presente pesquisa, os resultados observados mostraram que a razão NT:PT inicial diferiu em virtude da presença ou não de sedimento nos mesocosmos. Os tratamentos sem sedimento apresentaram razões NT:PT acima da razão de Redfield (16:1) e, os tratamentos com sedimento razões NT:PT inferiores (REDFIELD; 1958).

A razão NT:PT final mostrou-se distinta para os tratamentos com presença de tilápia. O ensaio sem sedimento (O-SS) apresentou uma leve redução; contudo, no tratamento AO-SS observou-se uma razão NT:PT duas vezes e meia superior à inicial em decorrência da diminuição da concentração de fósforo total, o qual pode ter ocorrido devido à ação interativa entre tilápia e piaba sobre o fitoplâncton. Salienta-se, que a concentração de clorofila *a* nesse tratamento passou de $65 \mu\text{g.L}^{-1}$ (inicial) para $6 \mu\text{g.L}^{-1}$ (final), correspondendo a uma redução em torno de 11 vezes. A concentração de nitrogênio total final, nos aludidos ensaios apresentou um pequeno acréscimo, podendo estar relacionado às excretas das tilápias. Concernente aos tratamentos com sedimento, contrariamente, os ensaios O-CS e AO-CS apresentaram decréscimos nas razões NT:PT finais em torno de 50% em relação aos valores iniciais; apresentando valores cerca de três vezes menores que a razão de Redfield. Esse fato foi corroborado pela diminuição da concentração de nitrogênio total pela metade e, ao acréscimo na concentração de fósforo total final, em relação à inicial. Por sua vez, nos tratamentos com piaba (A-SS e A-CS) as análises laboratoriais não detectaram presença de nitrogênio total ao término dos experimentos. A redução na concentração de nitrogênio, nos mesocosmos, pode estar associada à fixação biológica. De acordo com Esteves e Amado (2011) o processo é regulado por fatores como disponibilidade de energia (*e.g.* radiação solar), concentração de oxigênio e temperatura; o que pode explicar sua redução nos tratamentos sem sedimento. Os supracitados autores salientaram, ainda, que o processo de fixação de nitrogênio é extremamente sensível à presença de ferro e oxigênio. Segundo Wetzel (2001), o ferro é fortemente requerido pela enzima que atua na fixação do nitrogênio. Notoriamente, elementos disponíveis nos ensaios com sedimento. Em concordância com os resultados dessa pesquisa, similar mudança na taxa NT:PT foi encontrada

por Figueredo e Giani (2005). Esses autores encontraram que, durante experimento conduzido por 28 dias em tanques experimentais com presença de tilápia, essa relação decresceu de 31 para 12 ao final do experimento. Ante o exposto, na presente pesquisa, temos que a taxa NT:PT na água dos mesocosmos foi influenciada pelos diferentes sistemas avaliados.

II.4.3 Sedimento

O sedimento é uma importante fonte de fósforo em lagos e reservatórios (WETZEL, 2001). O padrão de fluxo de fósforo entre sedimentos e a água circundante é um componente essencial para o ciclo do fósforo em ecossistemas aquáticos. Vários fatores (*e. g.* físico-químicos e biológicos) interferem na imobilização (precipitação) e na mobilização do fósforo no corpo hídrico, destacando-se: a concentração dos íons de ferro, alumínio, cálcio, magnésio, compostos orgânicos e pH (ESTEVES; PANOSSO, 2011; KLEEBERG; KÖHLER; HUPFER, 2012).

Em geral, a alta adsorção do fosfato pelo sedimento é favorecido por baixos valores de pH, aproximadamente de 5 a 6 (WETZEL, 2001). Fisher e Wood (2004) evidenciaram que a taxa de liberação de P em sedimentos aumentou (cerca de duas vezes) para a coluna d'água com o acréscimo do pH de 8 para 10. Fonseca *et al.* (2011) confirmaram a forte associação de fósforo com partículas de granulação fina. Em relação ao Al^{3+} , estudos suportam a hipótese de que os sedimentos com altas concentrações desse íon não liberam fósforo para coluna d'água (HANSEN *et al.*, 2003; KOPACEK *et al.*, 2005, 2007). Assim, pelos resultados obtidos no presente estudo (Tabela 7), podemos concluir que os aludidos fatores físico-químicos não atuaram como agentes precipitadores do fósforo ao sedimento.

Pertinente ao ferro, estudos depreendem que a liberação do fósforo do sedimento está estreitamente ligada à razão entre as concentrações de ferro e fósforo (GEURTS *et al.*, 2008; KLEEBERG, *et al.*, 2012; LOH *et al.*, 2013). Jensen *et al.* (1992) mostraram que em lagos temperados os sedimentos com razão Fe:P > 15 (em peso) liberavam quantidades decrescentes de ortofosfato, enquanto lagos com Fe:P < 10 eram incapazes de fazer sua retenção. Forsmann e Kjaergaard (2014), Geurts *et al.* (2008) e Zak *et al.* (2010) sugeriram a proporção Fe:P de 10 como um limiar para a retenção de fósforo pelo sedimento. Nessa pesquisa, a razão Fe:P foi 9 (Tabela 7). Desta forma, nossos resultados sugerem que o sedimento esteja atuando como fonte de nutrientes dentro dos mesocosmos. Em concordância, Wiegand *et al.* (2014) mostraram que a liberação do fósforo sedimentar

é uma relevante fonte interna desse nutriente em açudes do semiárido, podendo explicar a variação do seu índice de estado trófico, especialmente, em épocas de estiagem.

II.4.4 Índice de estado trófico - IET

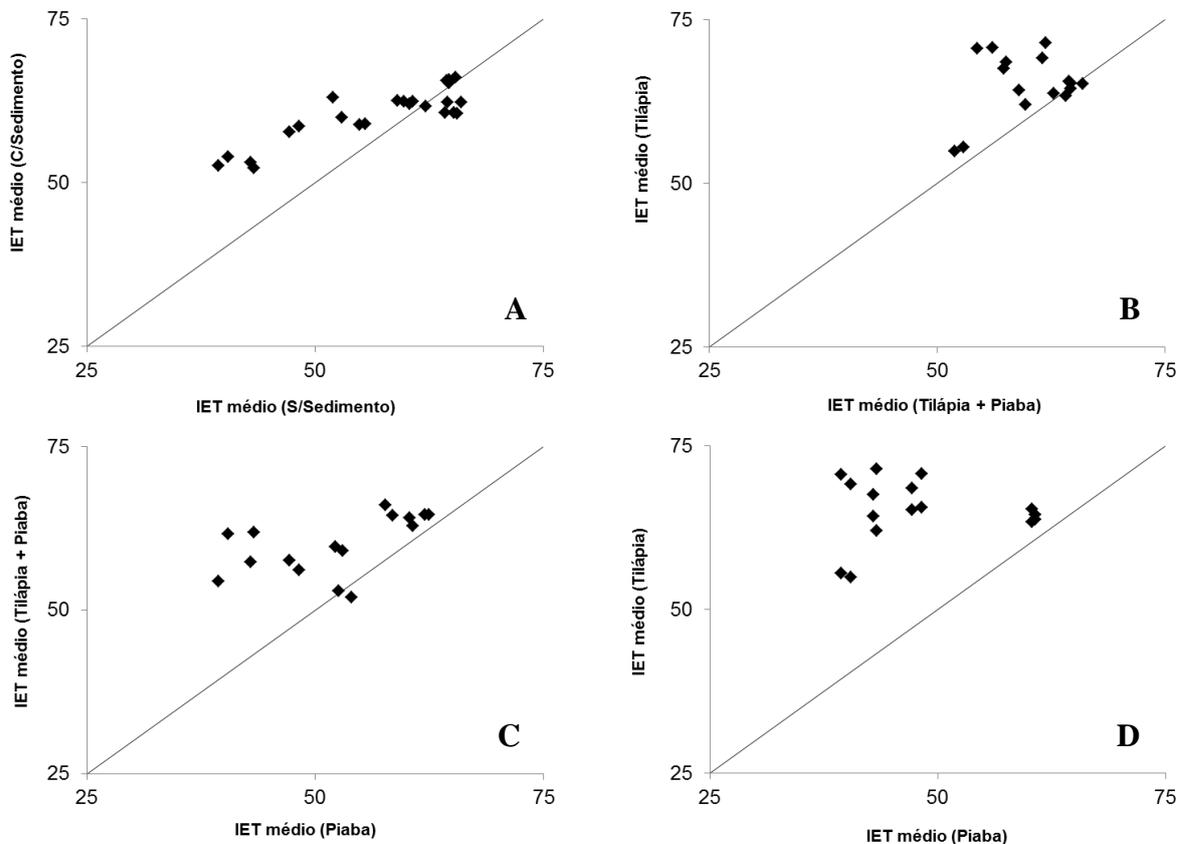
O estado trófico dos corpos hídricos pode ser influenciado por uma gama de fatores, *e.g.* concentração de nutrientes, luz e estrutura da teia alimentar. Desta forma, comumente bioensaios são realizados para estimar a importância desses na produção primária, com os diferentes IETs podendo ser usados para avaliar o grau de trofia e o nutriente limitante (MATTHEWS *et al.*, 2002; XU *et al.*, 2010).

Todavia, como observado em nossos resultados (Tabela 5) e, como salientaram Toledo Jr. *et al.* (1983), os estados tróficos inferidos apresentam diferenças quando se considera cada parâmetro em separado. Os mesmos autores depreenderam que tal fato mostra, na realidade, que dos quatro parâmetros envolvidos no modelo por eles apresentado, dois estão relacionados com as causas do processo de eutrofização (i.e. fósforo total e ortofosfato); enquanto dois estão relacionados com os efeitos do processo (i.e. clorofila *a* e transparência de Secchi).

Assim sendo, os resultados obtidos pela ponderação dos parâmetros envolvidos no modelo (IET médio) sugerem uma resposta mais significativa (Tabela 3) para o índice de estado trófico dos tratamentos avaliados. Os resultados dos ensaios (duração de 45 dias cada) somente com piaba (A-SS e A-CS) revelaram um IET médio 18% inferior ao dos tratamentos somente com tilápia (O-SS e O-CS) e 15% inferior ao dos tratamentos contendo tilápia + piaba (AO-SS e AO-CS). Corroborando esses resultados, a Tabela 9 também nos revela superioridade da eficiência dos tratamentos somente com piaba, em relação aos tratamentos contendo tilápias. Os ensaios somente com piaba foram 77% mais eficiente que os ensaios com tilápia e, 54% mais eficiente que os tratamentos com tilápia + piaba.

Por oportuno, a Figura 22 ilustra a relação entre os resultados obtidos para o IET médio nos tratamentos aqui avaliados. É apresentada como mais uma evidência que corrobora com a hipótese que o índice de estado trófico é reduzido na presença de piaba (Hipótese 2).

Figura 22 - Relação entre os IETs médios dos tratamentos. As retas correspondem a valores 1:1



Fonte: O autor.

Aparentemente, temos uma distinção entre o IET médio dos tratamentos com sedimento em relação aos tratamentos sem sedimento (Figura 22-A). Contudo, sob um olhar mais acurado percebe-se que, na realidade, a maioria dos pontos plotados se aproxima da reta 1:1 para IET > 64. A relação entre IET médio dos tratamentos com tilápia *versus* o IET médio dos tratamentos com tilápia + piaba (Figura 22-B) mostrou que 56% dos pontos plotados se alojaram próximos à reta identidade. Pertinente aos tratamentos com tilápia + piaba *versus* os tratamentos com Piaba, a relação dos IETs médios (Figura 22-C) nos mostra que o IET daqueles é superior ao IET destes. Temos que 62% dos pontos plotados ficaram acima da reta 1:1. Por fim, observando o IET médio dos ensaios com tilápia *versus* o IET médio dos ensaios com piaba (Figura 22-D) percebe-se a forte superioridade do IET médio dos tratamentos com tilápia. Nessa relação temos que 75% dos pontos plotados ficaram acima da reta identidade. Desta forma, vê-se a concordância entre a evidência ilustrada pela Figura 22 e os resultados obtidos no teste estatístico de Kruskal Wallis (Tabela 5).

Manifestamente falando, é provável que a evidência apresentada na Figura 22 em conjunto com os demais resultados expostos, apresente-se substancialmente favorável à validação da hipótese que a piaba melhora a qualidade da água, ou seja, em síntese temos: sistema somente com piaba > sistema com piaba + tilápia > sistema somente com tilápia.

Porém, ainda não é possível fazer, de fato, uma ilação de que a piaba foi o fator preponderante para a redução do índice de estado trófico da água nos mesocosmos em que foram estocadas. Destarte, outra avaliação, fundamentada no modelo de Carlson (1991), foi testada.

II.4.4.1 Avaliação dos processos predominantes

Métodos gráficos bidimensionais (Figura 21), fundamentados sobre o índice de estado trófico (IET), têm sido usados com frequência para identificar lagos onde o nutriente pode não limitar a biomassa algal e a turbidez abiótica afeta as relações da transparência e do fósforo com a clorofila (CARLSON, 1991; HAVENS, 1995, MATTHEWS *et al.*, 2002).

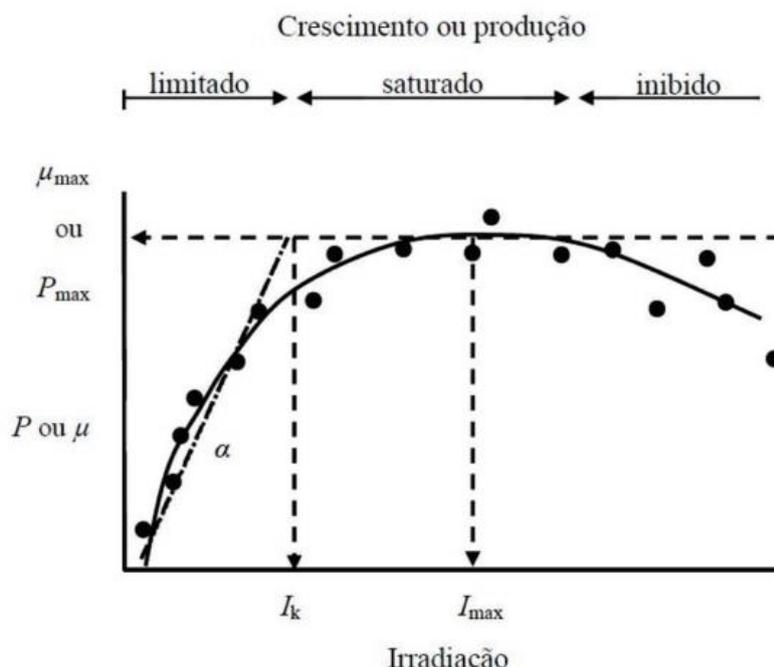
Os resultados sugerem que os tratamentos com sedimento apresentaram uma limitação da produtividade primária, devido a partículas em suspensão na coluna d'água. Nesses, o comportamento da tilápia de revolver o fundo (bioturbação) é uma explicação plausível para a alta turbidez da água nos tanques experimentais, acarretando em uma diminuição da concentração de clorofila *a* nos mesmos. Conforme Starling *et al.* (2002) e Lazzaro *et al.* (2003), a tilápia pode promover a ressuspensão do sedimento através da agitação do mesmo, o que pode explicar a alta concentração de partículas de sedimento e a baixa transparência da água nos mesocosmos, corroborando com nossa premissa. Não obstante, era de se esperar um aumento na produção primária em virtude do fluxo de nutrientes do sedimento para a coluna d'água, conforme resultados encontrados na Tabela 7 e em Wiegand *et al.* (2014). Contudo, esse fato não foi observado; plausivelmente em decorrência ao elevado número de partículas finas na superfície da água, as quais minimizam a penetração da luz solar, diminuindo a capacidade de realização da fotossíntese e, por consequência, a produtividade primária.

Contrariamente, os tratamentos sem adição de sedimento apresentaram elevada transparência da água, muito provavelmente em virtude da ação da radiação solar. De acordo com Esteves e Suzuki (2011), a produtividade primária fitoplanctônica está estreiti-

tamente ligada a fatores bióticos (*e. g.* reprodução do fitoplâncton e herbivoria) e abióticos (*e. g.* nutrientes, temperatura e radiação solar), os quais podem inibi-la ou estimulá-la. Os efeitos ecológicos de luz e temperatura sobre a fotossíntese e o crescimento de algas são inseparáveis por causa de interrelações entre o metabolismo e a saturação de luz. A intensidade da luz necessária para saturar a fotossíntese das algas geralmente aumenta à medida que a temperatura da água aumenta. Abaixo da saturação de luz, reações foto-químicas limitam a fotossíntese (WETZEL, 2001). O estresse provocado aos organismos fotossintéticos pela luz ocorre frequentemente sob condições tropicais (STREIT *et al.*, 2005). A intensidade luminosa pode influenciar o fitoplâncton inibindo a taxa de crescimento sob elevadas intensidades ou atuar como fator limitante sob baixas intensidades (BRASIL; HUSZAR, 2011; MOLISANI *et al.*, 2010). Interações de luz e temperatura frequentemente resultam em diferentes perfis verticais de fotossíntese em ambientes planctônicos. Em alguns casos, há uma zona de taxa máxima fotossintética até a saturação de luz, a qual cobre uma zona de declínio exponencial de taxas com o aumento da profundidade. Quando a intensidade de luz excede a saturação, uma superfície de fotoinibição da comunidade fotossintética ocorre. A profundidade em que as taxas máximas de fotossíntese ocorrem varia de acordo com a transparência da água, a qual é regida pela concentração da matéria orgânica dissolvida e particulada e pela turbidez abiótica (WETZEL, 2001).

A luz posiciona os organismos no âmago de um dilema: a exposição intensa à luz causa morte, embora a luz do Sol seja a fonte primária de energia e sem a qual a vida não se desenvolveria (ODUM; BARRETE, 2011). A fotossíntese das algas é claramente danificada pela exposição à luz UV-B e, especialmente radiação UV-A a partir da irradiação solar. O metabolismo do fitoplâncton pode ser severamente inibido nas camadas de água superficiais. A fotoinibição por UV pode resultar em uma redução de fotossíntese (> 80%) e de clorofila *a* (> 60%). A radiação UV pode afetar o zooplâncton e os peixes em habitats de águas rasas. Efeitos diretos podem lesar o DNA, e a fotólise da UV-B pode gerar fotoquímicos nocivos (*e.g.* radicais livres) podendo ocorrer o desenvolvimento de pigmentos protetores capazes de alterar a susceptibilidade das presas à predação por peixes (WETZEL, 2001). Corroborando nossa argumentação, a Figura 23 ilustra a taxa de crescimento do fitoplâncton em função da intensidade luminosa, conforme apresentaram Brasil e Huszar (2011).

Figura 23 - Curva de crescimento fitoplanctônico em função da intensidade luminosa. Na parte inferior da curva o crescimento aumenta linearmente, apresentando uma inclinação α (região limitada por luz). A partir daí, o crescimento torna-se independente da luz (região saturada por luz). O parâmetro de saturação de luz I_k , (parâmetro de foto-adaptação) é a intensidade luminosa na qual a seção limitada por luz, sendo prolongada, intercepta a linha horizontal traçada em direção ao P_{max} . Intensidades luminosas maiores do que a I_{max} podem levar ao declínio da fotossíntese, sendo essa terceira seção considerada inibida por luz



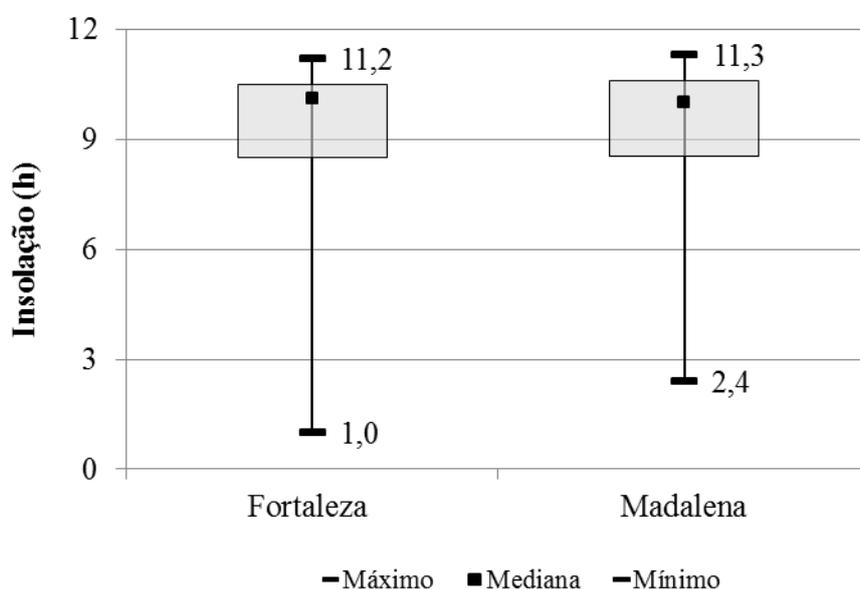
Fonte: Brasil e Huszar (2011).

A despeito da temperatura, Esteves e Suzuki (2014) depreenderam que esta pode atuar sobre a produtividade primária do fitoplâncton de duas maneiras, a saber: diretamente sobre a fisiologia dos organismos fitoplanctônicos e indiretamente, alterando a distribuição de nutrientes na zona eufótica, através da formação de camadas com diferentes densidades.

Assim, em nosso estudo, conduzido em ambas as regiões com forte radiação solar (Tabela 3), podemos aceitar que a mesma foi um fator de inibição à produtividade primária dos sistemas. A Figura 24 fortalece nossa hipótese, ilustrando a intensa insolação diária a que estiveram submetidas, ambas as áreas experimentais, durante os respectivos períodos de avaliação dos tratamentos. Pode-se observar que os valores mínimos apresentam uma leve amplitude da região de Fortaleza para Madalena, contudo, em relação aos

valores máximos, há evidente semelhança para a insolação diária de ambas as regiões. Esse fato também pode ser observado pela amplitude das faixas entre os quartis 25% e 75%. Nessa linha, Cordeiro-Araújo *et al.* (2010) relataram que a intensidade luminosa (insolação) foi uma das variáveis relevantes para o crescimento e o desenvolvimento de cianobactérias em reservatórios no oeste paulista sob condições naturais e controladas.

Figura 24 - Insolação diária para as áreas experimentais de Fortaleza e Madalena para os respectivos períodos de realização dos tratamentos. Fortaleza (outubro/2013 a novembro/2013); Madalena (maio/2014 a dezembro/2014)



Fonte: INMET/BDMEP (2015).

Ante esses fatos, as observações precedentes, fundamentadas no método gráfico bidimensional exposto, implicam que o estado trófico da água nos tratamentos avaliados foi primeiramente controlado pelo efeito do fósforo total; enquanto ao seu final, o mesmo foi influenciado pela atenuação da luz por partículas de sedimento e/ou matéria orgânica dissolvida, bem como pela alta incidência de radiação solar. Segundo o mesmo critério, não foi evidenciado o efeito “top down” nos sistemas avaliados. Ou seja, conforme o enfoque aqui adotado, em concordância com os estudos de Lazzaro *et al.* (2003) e Menezes, Attayde e Vasconcelos (2010), a biomanipulação propriamente dita, em mesocosmos experimentais com peixes onívoros, não ocorreu.

II.4.5 Peixes e nutrientes

O suave aumento do peso médio das tilápias nos ensaios (sem sedimento) pode estar associado, diretamente, ao arraçoamento inicial realizado (até deixar a água dos mesocosmos verde) para os tratamentos realizados em Fortaleza. Observando os valores iniciais e finais para o peso das tilápias nos tratamentos (sem sedimento) realizados em Madalena, nos quais não se fez nenhuma oferta de alimentação através de ração, os pesos dos peixes mantiveram-se praticamente iguais. Isso corrobora o fato acima exposto. Na presença das tilápias, as piabas se favoreceram no que diz respeito à alimentação. No caso, em função de seu comportamento e, também de suas excretas, a tilápia propicia maior disponibilidade de nutrientes para o meio; há aumento da produtividade primária e, por sua vez, mais recursos alimentares para a piaba. O mesmo efeito não ocorreu nos tratamentos somente com piabas. Assim, ao seu final, com pouco recurso alimentar as mesmas se encontravam abaixo do peso inicial.

Consoante à bioacumulação, os peixes são uma fonte interna de nutrientes em lagos e reservatórios e podem conter uma substancial quantia de fósforo em sua biomassa (SEREDA *et al.*, 2008). Quando os peixes se alimentam e liberam nutrientes na zona pelágica, eles somente reciclam os nutrientes na coluna d'água, não gerando novos nutrientes para a comunidade planctônica. A translocação de nutrientes ocorre quando o peixe consome presas bentônicas e excreta na coluna d'água e/ou em decorrência da bioturbação, i.e., revolvimento do sedimento enquanto se alimenta ou nada (SEREDA *et al.*, 2008; VANNI, 2002).

Posto isso, podemos, então, refutar a ideia que a tilápia é uma espécie melhor que a piaba para o processo de biomanipulação. Mesmo observando uma maior bioacumulação de nutrientes em sua massa corporal (Tabela 10), o comportamento da tilápia em revolver o sedimento (FIGUEREDO; GIANI, 2005; LAZZARO *et al.*, 2003; STARLING *et al.*, 2002) e alta concentração de nutrientes em suas excretas (GURGEL, 2010; STARLING *et al.*, 2002) a desqualificam para realização do aludido processo.

Sob esse prisma, experimento conduzido por Staling e Lazzaro (1997) demonstrou que estoques elevados de peixes onívoros (tilápia) contribuem para sustentar a eutrofização através do aumento da ciclagem de nutrientes. Starling *et al.* (2002) salientaram que a qualidade da água do Lago Paranoá apresentou considerável melhora após a mortandade de tilápias (retirada de 150 toneladas). Em açudes de Pernambuco, Lazzaro *et al.* (2003)

demonstraram que a abundância de tilápias apresentou correlação positiva com a biomassa do fitoplâncton e com a proporção de cianobactérias. Attayde *et al.* (2007) mostraram que a tilápia do Nilo provocou uma redução na abundância de certos microcrustáceos planctônicos, um aumento na biomassa de algas nanoplânctônicas e uma redução na transparência da água. Okun *et al.* (2008), avaliando o efeito de tilápias sobre cascatas tróficas, encontraram resultados que mostraram que a tilápia onívora, significativamente diminuiu a abundância de algas pequenas e reduziu a transparência da água. Menezes, Attayde e Vasconcelos. (2010), em estudo para testar os efeitos de peixes onívoros filtradores e o enriquecimento de nutrientes sobre o plâncton e transparência da água, reportaram que a tilápia reduziu ambas as biomassas de zooplâncton e fitoplâncton e, ainda, diminuiu a transparência da água, sendo o efeito produzido pelas mesmas mais forte que o efeito dos nutrientes.

Não obstante, poucos estudos fazem relação entre piaba e qualidade d'água em reservatórios. Sobre esse tema há o trabalho conduzido por Arcifa, Northcote e Froehlich (1986). Os autores avaliaram as interações peixe-zooplâncton e seus efeitos sobre a qualidade da água em um reservatório tropical (Americana/Brasil), durante as estações secas (julho-setembro) de 1982 e 1983. Dois tanques (1 X 1 X 2,5 m³) foram estocados com 35 espécimes de peixes adultos (7,7 cm e 9,7 g - em média) de *Astyanax bimaculatus* em 1982 e *A. fasciatus* em 1983 e dois tanques sem peixes. Os experimentos duraram, aproximadamente, um mês. Ao final dos experimentos a transparência da água estava baixa e a biomassa de fitoplâncton alta nos tanques com peixes em comparação àqueles sem peixes. Em conclusão, os autores depreenderam que as espécies de peixes *A. bimaculatus* e *A. fasciatus*, afetando a densidade e composição das presas, podem rapidamente influenciar os níveis tróficos inferiores e, desse modo, as condições de qualidade da água em um sistema tropical.

Notoriamente, vê-se que os resultados encontrados pelos autores supracitados são antagônicos aos resultados encontrados na presente pesquisa. Salvo as devidas diferenças climatológicas das regiões (Sudeste e Nordeste do Brasil) há, também, similitudes entre as condições experimentais testadas *e.g.* confinamento de presa e predador em relativamente pequeno volume de água e pouca possibilidade de movimentação ou refúgio, desta forma, isso parece uma limitação de ambos os sistemas, o que me confere aqui, a vantagem da dúvida. Provavelmente, na natureza, as interações e os efeitos do *Astyanax bimaculatus* com o plâncton e a qualidade da água sejam distintos daqueles encontrados em mesocos-

mos experimentais. Isso sugere o aprofundamento das pesquisas, contudo, em uma escala maior – um micro açude.

Em se tratando da presença dos peixes onívoros, pode-se depreender que o *Oreochromis niloticus*, como também observado por Attayde *et al.* (2007), Menezes, Attayde e Vasconcelos (2010) e Okun *et al.* (2008) foi um agente perturbador da qualidade da água nos tratamentos. Contrariamente, o *Astyanax bimaculatus* apresentou-se como uma espécie a ser aplicada em futuras pesquisas de biomanipulação, haja vista os resultados também mostrarem que a espécie possui uma elevada porcentagem de fósforo total em sua massa corporal (cerca de 40%), praticamente não diferindo entre os espécimes da natureza para os espécimes nos tratamentos.

Todavia, na literatura, os estudos referentes à composição centesimal de peixes são desenvolvidos em função do aspecto nutricional. Assim, os resultados relatados são sempre do teor de fósforo que o peixe possui em sua carne (parte comestível), não computando o teor presente em vísceras, espinhas e ossos; diferindo da metodologia adotada nesse estudo que avaliou o teor de fósforo total no peixe inteiro.

Ilustrando esse fato, citamos o estudo clássico conduzido por Drenner *et al.* (1997). Como resultado os autores relataram que o peso seco da tilápia do Nilo é de 23,9% do seu peso fresco e o conteúdo de fósforo é igual a 2,39% do peso seco, gerando um valor final de 0,57% de P em relação ao seu peso fresco. Segue, de acordo com Beveridge (2004), que a porcentagem média de fósforo nos peixes é de 0,34%. Ou seja, esses resultados, em decorrência de serem estimados em termos nutricionais, são inferiores aos resultados obtidos no âmbito dessa pesquisa (Tabela 10).

II.5 CONCLUSÕES

O presente estudo analisou o efeito de duas espécies de peixes onívoros, sobre o grau de trofia da água, em mesocosmos experimentais e, ante o exposto conclui-se que:

1. O sedimento, nos mesocosmos experimentais, foi uma importante fonte interna de liberação de fósforo total para a água;
2. Os tratamentos com tilápia mantiveram o IET médio da água, nos mesocosmos, em condições eutróficas;
3. Os tratamentos com piaba reduziram o grau de trofia da água nos mesocosmos. Contudo, não foi possível depreender que a piaba foi o fator preponderante para esse decréscimo da condição trófica. Outros fatores como luz e temperatura, conforme sugerem os resultados, também podem ter auxiliado no efeito observado;
4. Não foi observado, conforme o modelo de Carlson (1991) testado, forrageamento sobre o fitoplâncton nos mesocosmos. Isto é, as espécies onívoras aqui avaliadas não realizaram biomanipulação conforme o conceito adotado em concordância com (LAZZARO *et al.*, 2003; MENEZES; ATTAYDE; VASCONCELOS, 2010);
5. O *Oreochromis niloticus*, em função de seu comportamento, mostrou-se como um agente perturbador da qualidade da água; o *Astyanax bimaculatus* se apresentou como uma espécie potencialmente viável para futuras pesquisas de biomanipulação;
6. Sugere-se a manutenção de baixa biomassa de tilápia do Nilo nos pequenos açudes mediante um forte esforço de pesca e, adoção de uma política voltada para o peixamento com espécies endêmicas; novos estudos, em uma escala maior (micro açude), envolvendo a piaba (*Astyanax bimaculatus*) com o escopo de avaliar mais acuradamente o seu efeito sobre a qualidade da água e; em experimentos de mesoescala a utilização de sedimento, haja vista o mesmo ser uma importante fonte de nutrientes que pode influenciar, positiva ou negativamente, no processo de eutrofização.

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo, em sua Parte I, mostrou que no período avaliado (2012 – 2014), o reservatório semiárido (Brasil) encontrava-se eutrófico e o úmido (Cuba) mesotrófico. Em ambas as bacias, o uso do solo é similar tanto nos aspectos positivos quanto nos negativos. Contudo, apesar de ter semelhante uso de solo e mais aporte de nutrientes, a bacia tropical úmida está menos eutrofizada. Atribui-se isso a fatores hidrológicos (elevadas vazões afluentes e reduzidas perdas por evaporação), o que induz à frequente renovação da água (baixos tempos de residência da água e do fósforo), diminuindo a vulnerabilidade do lago à eutrofização. Assim, o máximo tempo de residência da água estimado para que reservatórios tropicais semiáridos não se tornem eutróficos foi de 2,7 anos. Por sua vez, por serem os reservatórios tropicais semiáridos bastante vulneráveis à eutrofização, a política de uso de solo de suas bacias deve ser mais restritiva quanto à produção de nutrientes.

Em sua Parte II, a pesquisa indicou que o sedimento adicionado aos mesocosmos possui vasta importância para o processo de liberação do fósforo, podendo se tornar uma relevante fonte de carga interna desse nutriente, corroborando com a elevação do estado trófico da água. Assim, o sedimento é um elemento importante no estudo da qualidade de água em experimentos de mesoescala. Pertinente à biomanipulação, os tratamentos com tilápia mantiveram o IET médio da água, nos mesocosmos, em condições eutróficas; os tratamentos com piaba reduziram o grau de trofia. O *Oreochromis niloticus*, em função de seu comportamento, mostrou-se como um agente perturbador da qualidade da água; o *Astyanax bimaculatus* se apresentou como uma espécie potencialmente viável para futuras pesquisas de biomanipulação. Todavia, não foi observado, conforme o modelo de Carlson (1991) testado, forrageamento sobre o fitoplâncton nos mesocosmos. Isto é, as espécies onívoras aqui avaliadas não realizaram biomanipulação conforme o conceito adotado em concordância com (LAZZARO *et al.*, 2003; MENEZES; ATTAYDE; VASCONCELOS, 2010).

A despeito de uma metodologia para conservação e recuperação da qualidade da água em açudes eutrofizados, no semiárido, com uso de biomanipulação, sugere-se: 1. manutenção de baixa biomassa de tilápia do Nilo nos pequenos açudes mediante um forte esforço de pesca e, adoção de uma política voltada para o peixamento com espécies endêmicas; 2. novos estudos, em uma escala maior (micro açude), envolvendo a piaba (*Astya-*

nax bimaculatus) com o escopo de avaliar mais acuradamente o seu efeito sobre a qualidade da água e; 3. utilização de sedimento, em experimentos de mesoescala, haja vista o mesmo ser uma importante fonte de nutrientes que pode influenciar, positiva ou negativamente, no processo de eutrofização.

REFERÊNCIAS

- ABILHOA, V.; AGOSTINHO, A. A. Aspectos biológicos de duas espécies de *Astyanax* (*Teleostei*, *Characidae*) em lagoas marginais do alto do rio Iguaçu, Paraná, Brasil. **Estud. Biol.** 29(66): 23-32. 2007.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo.** Maringá: EDUEM, 1997. 387p.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil.** Maringá: Eduem, 2007. 501p.
- AGUIAR, M. J. N.; VIANA, T. V. A.; AGUIAR, J. V.; JÚNIOR, R. R. C.; AQUINO, F. C.; BARRETO JÚNIOR, J. H. C. **Dados climatológicos: Estação de Fortaleza, 2003.** Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2004. 19p.
- ALEXANDRE, D. M. B. **Gestão de pequenos sistemas hídricos no semiárido nordestino.** 2012, 150 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.
- ALMEIDA, C. L.; OLIVEIRA, J. G. B.; DE ARAÚJO, J. C. Impacto da recuperação de área degradada sobre as respostas hidrológicas e sedimentológicas em ambiente semiárido. **Water Resources and Irrigation Management**, v. 1, p. 41-52, 2012.
- ANDRADE, E. M. de. ; MEIRELES, A. C.; PALÁCIO, H. A. Q. O Semiárido cearense e suas águas, In: ANDRADE, E. M. de.; PEREIRA, O.; DANTAS, E. (Org.). **Semiárido e o manejo dos recursos naturais: uma proposta de uso adequado do capital natural.** Fortaleza, Universidade Federal do Ceará, 2010. p. 56-80.
- APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 21th ed. Washington DC, 2005.
- AQUINO, D. N.; ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B.; TEIXEIRA, A. S.; CRISOSTOMO, L. A. Impacto do manejo da irrigação sobre os recursos solo e água. **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza, v. 39, n. 2, p. 225-232, 2008.
- ARAGÃO ARAÚJO, J. A. de. **Barragens no Nordeste do Brasil; experiência do DNOCS em barragens na região semi-árida.** 2. Ed. Fortaleza, DNOCS, 1990. 328 p.
- ARCIFA, M. S.; NORTHCOTE, T. G.; FROEHLICH, O. Fish-zooplankton interactions and their effects on water quality of a tropical Brazilian reservoir. **Hydrobiologia**, v. 139, p. 49-58, 1986.
- ATLAS SOLARIMÉTRICO DO BRASIL: Banco de dados terrestres. Grupo de Pesquisas em **Fontes Alternativas de Energia.** Departamento de Energia Nuclear – UFPE, PE/Brasil. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2000. 111 p.

ATTAYDE, J. L.; OKUN, N.; BRASIL, J.; MENEZES, R.; MESQUITA, P. Impactos da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do bioma caatinga. **Oecol. Bras.**, v. 11, n. 3, p. 450-461, 2007.

ATTAYDE, J. L.; ISKIN, M.; CARNEIRO, L. O papel da Onívoria na Dinâmica de Cadeias Alimentares. **Oecologia brasiliensis**, v. 10, p. 69-77, 2006.

AVERHOFF, O. R. L. **Limnología de embalses em las regions central y occidental de Cuba**. Tesis presentada en opcional grado científico de Doctor en Ciencias Geográficas. Habana, 2012.

AZEVEDO, S. M. F. O.; CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G. R.; EAGLESHAM, G. K. Human intoxication by mycrocystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brasil. **Toxicology**, v. 182, p. 441-446, 2002.

BARBOSA, J. E. L.; BRASIL, J.; MONTINEGRO, A. K. M.; FRANÇA, J. C.; OLIVEIRA, F. M. 2010. Variação Interanual do Fitoplâncton e Variáveis Limnológicas em um Açude Raso, Típico do Semi-Árido Brasileiro (Açude Taperoá II, Paraíba). In MOURA, A. N.; ARAÚJO, E. L.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; PIMENTEL, R. M. M.; ALBUQUERQUE, U. P. (Orgs.) **Reservatórios do Nordeste do Brasil: Biodiversidade, Ecologia e Manejo**. Recife: NUPEEA Núcleo de Publicações em Ecologia e Etnobotânica Aplicada. vol. 1, p. 81-114, 2010.

BARBOSA, J. E. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. S.; CRISPIM, M. C. B.; DA SILVA, G. H. G. Aquatic systems in semi-arid Brasil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 103-118, 2012.

BARRETO, P. R.; GARCIA, C. A. B. Caracterização da qualidade da água do açude Buri-Frei Paulo/SE. **Scientia Plena**, v. 6, n. 09, p. 1-21, 2010.

BAUMGARTNER, G.; PAVANELLI, S. C.; BAUMGARTNER, D.; BIFI, A. G.; DEBONA, T.; FRANA, V. A. **Peixes do baixo rio Iguaçu** [online]. Maringá: Eduem, 2012. Characiformes. pp. 57-100. ISBN 978-85-7628-586-1. Available from Scielo Books <http://books.scielo.org>

BENNDORF, J. Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. **Int. Rev. Gesamt. Hydrobiol**, v.80, p. 519-534, 1995.

BENNION, H.; HILTON, J.; HUGHES, M.; CLARK, J.; HORNBY, D.; FOZZARD, I.; PHILLIPS, G.; REYNOLDS, C. The use of a GIS-based inventory to provide a national assessment of standing waters at risk from eutrophication in Great Britain. **Science and the Total Environment**, v. 344, pp. 259 – 273. 2005

BEVERIDGE, M. C. M. **Cage Aquaculture**. Fishing News Books, Oxford, 2004. 307 p.

BIANCONI, A.; GOVONE, J. S.; VON ZUBEN, C. J.; PIÃO, A. C. S.; PIZANO, M. A.; ALBERTI, L. F. Transformação de dados e implicações da utilização do Teste de Kruskal-Wallis em pesquisas agroecológicas. **Pesticidas: r. ecotoxicol. e meio ambiente**, Curitiba, v. 18, p. 27-34, 2008.

BORER, E. T.; SEABLOOM, E. W.; SHURIN, J. B.; ANDERSON, K. E.; BLANCHETTE, C. A.; COOPER, D.; HALPERN, B. S. What determines the strength of a trophic cascade? **Ecology**, v. 86, n. 2, p. 528-537, 2005.

BOVERI, M. B.; QUIRÓS, R. Cascading trophic effects in pampean shallow lakes: results of a mesocosm experiment using two coexisting fish species with different feeding strategies. **Hydrobiologia**, v. 584, p. 215–222, 2007.

BRASIL. Agência Nacional de Águas - ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**. 2013. 432 f. Distrito Federal, Brasília, 2013.

BRASIL. Casa Civil. Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o sistema nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Distrito Federal, Brasília, 1997.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução CONAMA n. 357**. Publicada no DOU n. 53, de 18 de março de 2005, Seção I, p. 58-63, Distrito Federal, Brasília, 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde - MS. Portaria nº. 518, de 25 de março de 2004. **Diário Oficial**, Brasília, 26 de março de 2004. Seção 1, p. 266.

BRASIL. Ministério da Agricultura e da Reforma Agrária. Secretaria Nacional de Irrigação Departamento Nacional de Meteorologia. **Normais Climatológicas (1961-1990)**, Brasília, 1992. 89 p.

BRASIL, J.; HUSZAR, V. L. M. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton Continental. **Oecologia Australis**, v. 15, v. 4, p. 799-834, 2011.

BRITSKI, H. A.; SILIMON, K. Z. S.; LOPES, B. S. **Peixes do Pantanal: manual de identificação**. 5ª Edição. Embrapa, 2007. 230 p.

BRITTO, S. G. C.; CARVALHO, E. D. Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu Reservoir, Paranapanema River (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. **Acta Limnologia Brasiliensia**, v.18, n. 4, p. 377-388, 2006.

BURFORD, M. A.; JOHNSON, S. A.; COOK, A. J.; PACKER, T. V.; TAYLOR, B. M.; TOWNSLEY, E. R. Correlations between watershed and reservoir characteristics, and algal blooms in subtropical reservoirs. **Water Research**, v. 41, p. 4105-4114, 2007.

CAMPOS, J. N. B. Modeling the yield-evaporation-spill in the reservoir storage process: the Regulation Triangle Diagram. **Water Resources Management**, v. 24, p. 3487–3511, 2010.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n.2, p. 361-369. 1977.

CARLSON, R. E. Expanding the trophic state concept to identify non-nutrient limited lakes and reservoirs. **Enhancing the States' Lake Management Programs**, p. 59-71, 1991.

CARNEIRO, L. S. **Efeito de Peixes Onívoros Sobre a Estrutura e Estabilidade de Cadeias Tróficas Aquáticas**. 2008, 143 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, 2008.

CARPENTER, S. R.; KITCHELL, J. F. **The trophic cascade in lakes**. Cambridge University Press, Cambridge, 1996. 399 p.

CARPENTER, S. R.; KITCHELL, J. F.; HODGSON, J. R.; COCHRAN, P. A.; ELSER, J. J.; LODGE, D. M.; KRETCHMER, D.; H. E, X.; VON ENDE, C. N. Regulation of lake primary productivity by food web structure. **Ecology**, v. 68, p. 1863-1876, 1987.

CASATTI, L.; MENDES, H. F.; FERREIRA, K. M. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 2, p. 213-222, 2003.

CEARÁ. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará – IPECE. **Perfil básico municipal de Madalena**. Fortaleza, 2009.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**. McGraw-Hill International Editions, 1997. 844p.

CHAVES, F. G.; ALVES, M. A. S. Teoria do forrageamento ótimo: premissas e críticas em estudos com aves. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 2, p. 369-380, 2010.

CHISLOCK, M. F.; DOSTER, E.; ZITOMER, R. A.; WILSON, A. E. Eutrophication: Causes, consequences, and controls in aquatic ecosystems. **Nature Education Knowledge**, v. 4, n. 4, p. 1-8, 2013.

CORDEIRO-ARAÚJO M. K. *et al.* Cianobactérias planctônicas de reservatórios do oeste paulista. Brasil: condições naturais versus controladas. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*. Ano 5, n.03, p.74-88, 2010.

CUBA. Dirección Provincial de Planificación Física Pinar del Río (DPPF). **Diagnostico del Sistema de Asentamientos Humanos Cuencas Hidrográficas Río Hondo y San Diego**. Habana, 2004. 18 p.

CUBA. Grupo Hidraulico DEL DAP. **Memoria de Investigaciones Hidrometeorológicas de Embalses**: Memoria Técnica n. 3, Habana, 1973. 60 p.

CUBA. Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos: Dirección Técnica (INRH). **Catálogo de Cuencas Hidrográficas Río San Diego Delegación Provincial De Recursos Hidráulicos**. Habana, 2000. 16 p.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI_{tsr}). **Ecological Engineering**, v.60, p. 126-134, 2013.

DA COSTA, I. A. S.; CUNHA, S. R. S; PANOSSO, R.; ARAÚJO, M. F. F.; MELO, J. L. S.; SANT'ANNA, E. M. E. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semiárido do Rio Grande do Norte. **Oecol. Bras.**, v.13, n. 2, p. 382-401, 2009

DA SILVA, A. C. B. **Análise da qualidade da água e da comunidade íctia durante o período de estiagem no açude Marengo (Madalena, CE)**. 2014. 92 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Pesca) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Pesca e Recursos Pesqueiros, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

DAI, A.; TRENBERTH, K. E.; QIAN, T. A global dataset of Palmer Drought Severity Index for 1870-2002: relationship with soil moisture and effects of surface warming. **Journal of Hydrometeorology**, v. 5, p. 1117-1130, 2004.

DANTAS, M. C.; ATTAYDE, J. L. Nitrogen and phosphorus content of some temperate and tropical freshwater fishes. **Journal of Fish Biology**, v. 70, p. 100–108, 2007. doi:10.1111/j.1095-8649.2006.01277.

DE ARAÚJO, J. C. Recursos hídricos em regiões semiáridas, In: GHEY, H. R.; PAZ, V. P. S.; MEDEIROS, S. S.; GALVÃO, C. O. (Org). **Recursos hídricos em regiões semiáridas: estudos e aplicações**. Campina Grande, PB. Instituto Nacional do Semiárido, Cruz das Almas, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2012. p. 30-43

DE ARAÚJO, J. C.; MEDEIROS, P. H. A. Impact of dense reservoir networks on water resources in semiarid environments. **Australian Journal of Water Resources**, v. 17, p. 87-100, 2013.

DE ARAÚJO, J. C.; PIEDRA, J. I. G. Comparative hydrology: analysis of a semiarid and a humid tropical watershed. **Hydrological Processes**, v. 23, p. 1169-1178, 2009.

DE LANGE, H. J., MORRIS, D. P.; Williamson, C. E. Solar ultraviolet photodegradation of DOC may stimulate freshwater food webs. **Journal of Plankton Research**, v. 25, p. 111-117, 2003.

DODDS, W. K. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. **Limnol. Oceanogr.** v. 51, p. 671-680, 2006.

DODDS, W. K.; COLE, J. Expanding the concept of trophic state in aquatic ecosystems: Its not just the autotrophs. **Aquat. Sci.**, v. 69, p. 427-439, 2007.

DRENNER, R. W.; DAY, D. J.; BASHAM, S. J.; SMITH, J. D.; JENSEN, S. I. Ecological water treatment system for remove of phosphorous and nitrogen from polluted waters. **Ecological Applications**, v. 7, n. 2, p: 381-390, 1997.

DRENNER, R. W.; SMITH, J. D.; THRELKELD, S. T. Lake trophic state and the limnological effects of omnivorous fish. **Hydrobiologia**, v. 319, p. 213-223, 1996.

DYER, L. A.; LETOURNEAU, D. Top-down and bottom-up diversity cascades in detrital vs. living food webs. **Ecology Letters**, v. 6, p. 60-68, 2003.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; MENEZES, R.; COSTA, I. S.; PANOSSO, R. F.; ARAÚJO, M. F.; ATTAYDE, J. L. Composição da comunidade zooplancônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecol. Bras.**, v. 11, n. 3, p. 410-421, 2007.

ESTEVEVES, F. A.; AMADO, A. M. Nitrogênio. *In*:_____. **Fundamentos de Limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, cap. 9, p. 239-258, 2011.

ESTEVEVES, F. A.; BOZELI, R. L.; BRANCO, C. W. C. Comunidade zooplancônica. *In*:_____. **Fundamentos de Limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, cap. 24, p. 523-580, 2011.

ESTEVEVES, F. A.; MENEZES, C. F. S. Papel da água e da limnologia na sociedade moderna. *In*:_____. **Fundamentos de Limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, cap. 3, p. 63-72, 2011.

ESTEVEVES, F. A.; MEIRELLES-PEREIRA, F. Eutrofização artificial. *In*:_____. **Fundamentos de Limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, cap. 27, p. 625-655, 2011.

ESTEVEVES, F. A.; PANOSSO, R. Fósforo. *In*:_____. **Fundamentos de Limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, cap. 14, p. 259-281, 2011.

ESTEVEVES, F. A.; SUZUKI, M. S. Comunidade fitoplancônica. *In*:_____. **Fundamentos de Limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, cap. 21, p. 375-445, 2011.

FEITOSA, L. S. **Aspectos Limnológicos da Pequena Açudagem no Semiárido**: Estudo de Caso dos Açudes do Assentamento 25 de Maio, Madalena-CE. 2011. 130 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

FELIPE, J.; OLIVEIRA, M. T.; PORTO, E. A. S.; BARBOSA, L. M.; MARTINS, A. C. S. Análise e dinâmica da dieta alimentar dos *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1578) (Characidae), lagoa Paiaguás no município de Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. *In*: VIII CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL. **Anais...** Caxambu, Minas Gerais. 2007.

FERNANDO, C. H. Zooplankton, fish and fisheries in tropical freshwaters. **Hydrobiologia**, v. 272, p. 105-123, 1994.

FERREIRA, A. **Ecologia trófica de *Astyanaxparanae* (Osteichthyes, Characidae) em córregos da bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo**. Dissertação. Universidade de São Paulo. Piracicaba, São Paulo. 2004. 71p.

FIGUEIRÊDO, M. C. B.; TEIXEIRA, A. S.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; PAULINO, W.; MOTA, S.; DE ARAÚJO, J. C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 4, p. 399-409, 2007.

FIGUEREDO C. C.; GIANI A. Ecological interactions between Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, L.) and the phytoplanktonic community of the Furnas Reservoir (Brazil). **Freshwater Biology**, v. 50, p. 1391–1403, 2005.

FINKE, D. L.; DENNO, R. F. Predator diversity dampens trophic cascades. **Nature**, v. 429, p. 407-410, 2004.

FISHBASE. www.fishbase.org. Acesso em: 27 de janeiro de 2015.

FISHER, L. H.; WOOD, T. M. Effect of water-column pH on sediment-phosphorus release rates in Upper Klamath Lake, Oregon, 2001. **U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report**, 03-4271, 2004. 25 p.

FOLKE, C.; KAUTSKI, N. Aquaculture with its Environment: Prospects for Sustainability. **Ocean & Coastal Management**, v.17, p. 5-24, 1992.

FONSECA, R.; CANÁRIO, T.; MORAIS, M.; BARRIGA, F. J. A. S. Phosphorus sequestration in Fe-rich sediments from two Brazilian tropical reservoirs. **Applied Geochemistry**, v. 26, p. 1607-1622, 2011.

FORSMANN, D. M.; KJAERGAARD, C. Phosphorus release from anaerobic peat soils during convective discharge - Effect of soil Fe:P molar ratio and preferential flow. **Geoderma**, v. 223, p. 21-32, 2014.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE – FUNASA. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília, 2003, 56p.

GEURTS, J. J. M.; SMOLDERS, A. J. P.; VERHOEVEN, J. T. A.; ROELOFS, J. G. M.; LAMERS, L. P. M. Sediment Fe: PO(4) ratio as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of macrophyte biodiversity in fen waters. **Freshw. Biol.**, v. 53, n.10, p. 2101-2116, 2008.

GONZÁLEZ-BERGONZONI, I.; MEERHOFF, M.; DAVIDSON, T. A.; TEIXEIRA-DE MELLO, F.; BAATTRUP-PEDERSEN, A.; JEPPESEN, E. Meta-analysis Shows a Consistent and Strong Latitudinal Pattern in Fish Omnivory Across Ecosystems. **Ecosystems**, v. 15, p. 492-503, 2012. DOI: 10.1007/s10021-012-9524-4

GRIFFITHS, D. The direct contribution of fish to lake phosphorus cycles. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 15, p. 86–95, 2006.

GUNNARS, A.; BLOMQVIST, S. Phosphate exchange across the sediment-water interface when shifting from anoxic to oxic conditions – an experimental comparison of freshwater and brackish-marine systems. **Biogeochemistry**, v. 37, p. 203-226, 1997.

- GÜNTNER, A.; BRONSTERT, A. Representation of landscape and lateral redistribution processes for large-scale hydrological modelling in semi-arid areas. **Journal of Hydrology**, v. 297, n. 2-3, p.136-161, 2004.
- GÜNTNER, A.; KROL, M. S.; DE ARAÚJO, J. C; BRONSTERT, A. Simple water balance modeling of surface reservoir systems in a large data-scarce semiarid region. **Hydrological Science Journal**, v.5, n. 5, p. 901-917, 2004.
- GURGEL, J. J. S. **Manual de diagnóstico da mortandade de peixes e ações preventivas**. 2010. 159p.
- GURGEL, J. J. S. **A biocenose melhorada: a história do transplante de espécies animais e vegetais e da transferência de tecnologia de cultivo gerada pelo DNOCS no semiárido nordestino**. Fortaleza: DNOCS/BNB-ETENE, 2009. 160p.
- GURGEL, J. J. S.; FERNANDO, C. H. Fisheries in semi-arid Northeast Brazil with special reference on the role of tilapias. **Internationale Revue Gesamten Hydrobiologie**, v. 79, p. 77-94, 1994.
- GURGEL, M., J.; GAVILAN-LEANDRO, S. A. C.; MENDONÇA, M. C. F. B.; PERETTI, D.; MESQUITA, J. E. M. P. J.; FERNANDES, A. M. A. Ecologia alimentar de *Astyanax bimaculatus* presente na lagoa do Piató, Assu, RN. In: VIII CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 2007. **Anais...** Caxambu, Minas Gerais. 2007.
- GUO, L.; WANG, Q.; XIE, P.; TAO, M.; ZHANG, J.; NIU, Y.; MA, Z. A non-classical biomanipulation experiment in Gonghu Bay of Lake Taihu: control of Microcystis blooms using silver and bighead carp. **Aquaculture Research**, p. 1-14, 2014. doi:10.1111/are.12375
- HA, J. Y.; SANEYOSHI, M.; PARK, H-D.; TODA, H.; KITANO, S.; HOMMA, T.; SHIINA, T.; MORIYAMA, Y.; CHANG, K-H.; HANAZATO, T. Lake restoration by biomanipulation using piscivore and Daphnia stocking; results of the biomanipulation in Japan. **Limnology**, v. 14, p. 19-30, 2013. doi 10.1007/s10201-012-0381-9.
- HANSEN, J.; REITZEL, K.; JENSEN, H. S.; ANDERSEN, F. Ø. Effects of aluminum, iron, oxygen and nitrate additions on phosphorus release from the sediment of a Danish softwater lake. **Hydrobiologia**, v. 492, p. 139-149, 2003.
- HART, R. C. Zooplankton biomass to chlorophyll ratios in relation to trophic status within and between ten South African reservoirs: Causal inferences, and implications for biomanipulation. **Water S.A.**, v. 37, n.4, 2011.
- HAVENS, K. E., Secondary nitrogen limitation in a subtropical lake impacted by non-point source agricultural pollution. **Environmental Pollution**, v. 89, p. 241-246, 1995.
- HAVENS, K. E.; JAMES, R. T.; EAST, T. L.; SMITH, V. H. N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. **Environmental Pollution**, v. 122, p. 379-390, 2003.

- HOFFMANN, A. C., ORSI, M. L.; SHIBATTA, O. A. Fish diversity in the UHE Escola Engenharia Mackenzie (Capivara) Reservoir, Paranapanema River, upper Rio Paraná basin, Brazil, and the importance of large tributaries in its maintenance. **Iheringia**, v. 95, n. 3, p. 319-325, 2005.
- HOPKIN, M. Climate takes aim. **Nature**, v. 446, p. 706–707, 2007.
- HRBAČEK, J.; DVOŘÁKOVÁ, M.; KOŘINEK, V.; PROCHAŽKOVÁ, L. Demonstration of the effect of the fish-stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of whole plankton association. **Verh. Int. Ver. Limnol.**, v.14, p. 192-195, 1961.
- HRDINKA, T.; NOVICKY, O.; HANSLÍK, E.; RIEDER, M. Possible impacts of floods and droughts on water quality. **Journal Hydro-environment Research**, v. 6, p. 145-150, 2012.
- HUBER, W.; BREZONIK, P.; HEANEY, J.; DICKINSON, R.; PRESTON, S.; SWORNIK, S.; DEMAIIO, M. **A Classification of Florida Lakes**. Department of Environmental Engineering and Sciences, University of Florida, Gainesville, F. L., 1982.
- HUEY, R. B.; PIANKA, E. R. Ecological consequences of foraging mode. **Ecology**, v. 62, p. 991-999, 1981.
- HUNT, R.; MATVEEV, V.; JONES, G. J.; WARBURTON, K. Structuring of the cyanobacterial community by pelagic fish in subtropical reservoirs: experimental evidence from Australia. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1482-1495, 2003.
- HUSZAR, V. L. M.; CARACO, N. F.; ROLAND, F.; COLE, J. Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? **Biogeochemistry**, v. 79, p. 239-250, 2006.
- JENSEN, H. S.; KRISTENSEN, P.; JEPPESEN, E.; SKYTTHE, A. Iron:phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 235/236, p.731-743, 1992.
- JEPPESEN, E.; MEERHOFF, M.; HOLMGREN, K.; GONZALEZ-BERGONZONI, I.; TEIXEIRA-DE-MELLO, F.; DECLERCK, S. A. J.; DE MEESTER, L.; SØNDERGAARD, M.; LAURIDSEN, T. L.; BJERRING, R.; CONDE-PORCUNA, J. M.; MAZZEO, N.; IGLESIAS, C.; REIZENSTEIN, M.; MALMQUIST, H.J.; LIU, Z.; BALAYLA, D.; LAZZARO, X. Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. **Hydrobiologia**, v. 646, p. 73–90, 2010.
- JEPPESEN E.; MEERHOFF M.; JACOBSEN B. A.; HANSEN R. S.; SØNDERGAARD M.; JENSEN J. P.; LAURIDSEN T. L.; MAZZEO N.; BRANCO C. W. C. Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation - the successful strategy varies with lake size and climate. **Hydrobiologia**, v. 581, p. 269–285, 2007.

- JONES, I. D.; ELLIOTT, J. A. Modelling the effects of changing retention time on abundance and composition of phytoplankton species in a small lake. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 988–997, 2007.
- JORCIN, A.; NOGUEIRA, M.G. **Phosphate distribution in the sediments along a cascade of reservoirs (Paranapanema River, SE, Brazil), in Phosphate in Sediments.** SERRANO, L.; OLTERMAN, H. L. (Org.) Proceeding of the 4th International Symposium. Backhuys, 2005. pp. 77–86.
- KASPRZAK, P.; BENNDORF, J.; MEHNER, T.; KOSCHEL, R. Biomanipulation of lake ecosystems – Research progress, water quality and fisheries management. Special issue. **Freshw. Biol.**, v. 47, p. 2277-2465, 2002.
- KHAN, F. A.; ANSARI, A. A. Eutrophication: An ecological vision. **The Botanic Review**, v. 71, n. 4, p. 449-482, 2005.
- KLAUSMEIER, C. A.; LITCHMAN, E.; DAUFRESNE, T.; LEVIN, S. A. Optimal nitrogen-to-phosphorus stoichiometry of phytoplankton. **Nature**, v. 429, 171-174, 2004.
- KLEEBERG, A.; KÖHLER, A.; HUPFER, M. How effectively does a single or continuous iron supply affect the phosphorus budget of aerated lakes? **J. Soils Sediments**, v.12, p. 1593-1603, 2012.
- KÕIV, T.; NÕGES, T.; LAAS, A. Phosphorus retention as a function of external loading, hydraulic turnover time, area and relative depth in 54 lakes and reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 660, p. 105-115, 2011.
- KOPAČEK, J.; BOROVEC, J.; HEJZLAR, J.; ULRICH, K. U.; NORTON, S. A.; AMIRBAHMAN, A. Aluminum control of phosphorus sorption by lake sediments. **Environ. Sci. Technol.**, v. 39, p. 8784-8789, 2005.
- KOPAČEK, J.; MARESOVA, M.; HEJZLAR, J.; NORTON, S. A. Natural inactivation of phosphorus by aluminum in preindustrial lake sediments. **Limnol. Oceanogr.**, v. 52, p. 1147-1155, 2007.
- KROL, M. S.; VRIES, M. J.; VAN OEL, P. R.; ARAÚJO, J. C. Sustainability of Small Reservoirs and Large Scale Water Availability Under Current Conditions and Climate Change. **Water Resour Manage**, Published online, 2011. DOI 10.1007/s11269-011-9787-0
- KRUSKAL, W.H.; WALLIS, W. A. Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. **Journal of the American Statistical Association**, v. 47, n. 260, p. 583-621, 1952.
- LAMMENS, E. H. R. R. Consequences of biomanipulation for fish and fisheries. **FAO Fisheries Circular**, n. 952. Rome, FAO. 2001. 23p.
- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** 2004. 238 f. Tese (Doutorado em Ciências na Área

de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo-SP, 2004.

LAZZARO, X. Do the trophic cascade hypothesis and classical biomanipulation approaches apply to tropical lakes and reservoirs? **Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.**, v. 26, p. 719–730, 1997.

LAZZARO, X.; BOUVY, M.; RIBEIRO-FILHO, R. A.; OLIVIERA, V. S.; SALES, L. T.; VASCONCELOS, A. R. M.; MATA, M. R. Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic Northeast Brazilian reservoirs? **Freshwater Biology**, v. 48, p. 649-668, 2003.

LAZZARO, X.; RIBEIRO FILHO, R.; OLIVEIRA, V.; SALES, L. Relações tróficas entre peixes, plâncton e qualidade de água em açudes do Semi-Árido de Pernambuco. **Workshop Project Açudes**, Recife, 15p. 1999.

LAZZARO, X.; STARLING, F. Using biomanipulation to control eutrophication in a shallow tropical urban reservoir (Lago Paranoá, Brazil). In: Reddy, M.V. (Ed.), **Restoration and Management of Tropical Eutrophic Lakes**. Oxford & IBH Publ. Co. Pvt. Ltd., New Delhi and Science Publishers Inc., New Hampshire, pp. 361–387, 2005.

LEE, J. H.; JA-MYUNG, K.; DONG-SU, KIM.; SOON-JIN, H.; KWANG-GUK, A. Nutrients and chlorophyll-a dynamics in a temperate reservoir influenced by Asian monsoon along with in situ nutrient enrichment bioassays. **Limnology**, v. 11, p. 49-62, 2010. DOI 10.1007/s10201-009-0289-1

LIMA NETO, I. E.; WIEGAND, M. C.; DE ARAÚJO, J. C. Sediment redistribution due to a dense reservoir network in a large semi-arid Brazilian basin. **Hydrological Sciences Journal**, v. 56, n. 2, p. 319-333, 2011. DOI 10.1080/02626667.2011.553616

LIU, W. T.; NEGRÓN JUÁREZ, R. I. ENSO drought onset prediction in northeast Brazil using NDVI. **International Journal of Remote Sensing**, v. 22, n. 17, p. 3483-3501, 2001.

LOH, P. S.; MOLOT, L. A.; NÜRNBERG, G. K.; WATSON, S. B.; GINN, B. Evaluating relationships between sediment chemistry and anoxic phosphorus and iron release across three different water bodies. **Inland Waters**, v. 3, p. 105-118, 2013.

LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; BECKER, H.; BATISTA, A. A. Assessment of the water quality in a large reservoir in semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 437-445, 2014.

LOPES, J. W. B. **Modelagem hidrossedimentológica em meso-bacia do Semiárido**. 2013, 83p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2013.

LÓPEZ, O. C. **Estudio comparativo del manejo de los recursos hídricos en dos cuencas tropicales latinoamericanas en diferentes condiciones ambientales: la cuenca de Magdalena, Ceará, Brasil y la cuenca del Río San Diego, Pinar Del Río, Cuba**. Relatório – UFC, Fortaleza (CE), 2011. 66 p.

LOUREIRO CRIPPA, V. E.; HAHN, N. S. Use of food resources by the fish fauna of a small reservoir (rio Jordão, Brazil) before and shortly after its filling. **Neotropical Ichthyology**, v.4, n. 3, p. 357-362, 2006.

MACHADO, C. J. S., FERREIRA, J. A., RITTER, E. **Gestão de águas doces: a poluição das águas doces, integrando a gestão dos resíduos sólidos na gestão dos recursos hídricos**. Rio de Janeiro: Interciência, 2004, p.179-193.

MAMEDE, G. L.; ARAÚJO, N. A. M.; SCHNEIDER, C. M.; de ARAÚJO, J. C.; HERMANN, H. J. Overspill avalanching in a dense reservoir network. **PNAS.**, v. 109, n. 19, p. 7191-7195, 2012.

MATTHEWS, R.; HILLES, M.; PELLETIER, G. Determining trophic state in Lake Whatcom, Washington (USA), a soft water lake exhibiting seasonal nitrogen limitation. *Hydrobiologia*, v. 468, p. 107-121, 2002.

MAZZEO, N.; IGLESIAS, C.; TEIXEIRA-DE MELLO, F.; BORTHAGARAY, A.; FOSALBA, C.; BALLABIO, R.; LARREA, D.; VILCHES, J.; GARCIA, S.; PACHECO, J. P.; JEPPESEN, E. Trophic cascade effects of *Hoplias malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) in subtropical lakes foodwebs: a mesocosm approach. **Hydrobiologia**, v. 644, p. 325–335, 2010.

MCCANN, K. S.; RASMUSSEN, J. B.; UMBANHOWAR, J. The dynamics of spatially coupled food webs. **Ecology Letters**, v. 8, p. 513-523, 2005. doi: 10.1111/j.1461-0248.2005.00742.x

MCDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N.; CONDRN, L. M. Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.59, p.269-284, 2001.

MEERHOFF, M.; TEIXEIRA-DE-MELLO, F.; KRUK, C.; ALONSO, C.; GONZALEZ-BERGONZONI, I.; PACHECO, J. P.; LACEROT, G.; ARIM, M.; BEKLIOGLU, M.; BRUCET, S.; GOYENOLA, G.; IGLESIAS, C.; MAZZEO, N.; KOSTEN, S.; JEPPESEN, E. Environmental warming in shallow lakes: a review of potential changes in community structure as evidenced from space-for-time substitution approaches. **Adv. Ecol. Res.** v. 46, p. 259–350, 2012.

MEHNER, T.; ARLINGHAUS, R.; BERG, S.; DÖRNER, H.; JACOBSEN, L.; KASPRZAK, P.; KOSCHEL, R.; SCHULZE, T.; SKOV, C.; WOLTER, C.; WYSUJACK, K. How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. **Fisheries Management Ecology**, v. 11, p. 261–275, 2004.

MEHNER, T.; BENNDORF, J.; KASPRZAK, P.; KOSCHEL, R. Biomanipulation of lake ecosystems: successful applications and expanding complexity in the underlying science. **Freshw. Biol.**, v. 47, p. 2453-2465, 2002.

MEIRELES, A. C. M.; FRISCHKORN, H.; ANDRADE, E. M. Sazonalidade da qualidade das águas do açude Edson Queiroz, bacia do Acaraú, no Semi-Árido cearense. **Revista Ciência Agronômica**, v.38, n.1, p.25-31, 2007.

MENEZES, R. F.; ATTAYDE, J. L.; LACEROT, G.; KOSTEN, S.; COIMBRA E SOUZA, L.; COSTA, L. S.; VAN NES, E. H.; JEPPESEN, E. Lower biodiversity of native fish but only marginally altered plankton biomass in tropical lakes hosting introduced piscivorous *Cichla cf. ocellaris*. **Biol Invasions**, v. 14, p. 1353–1363. DOI 10.1007/s10530-011-0159-8, 2012.

MENEZES, R. F.; ATTAYDE, J. L.; VASCONCELOS, F. R. Effects of omnivorous filter-feeding fish and nutrient enrichment on the plankton community and water transparency of a tropical reservoir. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 767–779, 2010. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02319.x

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; CLARKE, R. T. Método “fingerprinting” para identificação de fontes de sedimentos em bacia hidrográfica rural. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.5, p.633-638, 2009.

MISHRA, A. K.; SINGH, V. P. A review of drought. **Journal of Hydrology**, v.391, p. 202-216, 2010.

MOLISANI, M. M.; BARROSO, H. S.; BECKER, H.; MOREIRA, M. O. P.; HIJO, C. A. G.; MONTE, T. M.; VASCONCELLOS, G. H. Trophic state, phytoplankton assemblages and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 22, n. 1, p. 1-12, 2010.

MORAES, L. A. F. A visão integrada da ecidrologia para o manejo sustentável dos ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v.13, n. 4, p. 676-687, 2009. DOI 10.4257/oeco.2009.1304.11

MUSTAPHA, M. K. Application of biomanipulation in reducing high algal biomass in eutrophicated shallow tropical African reservoirs. **Limnetica internet**, v. 4, p. 01-07, 2010. http://www.limnetica.org/internet/mustapha_2010_biomanipulation.pdf

MUSTAPHA, M. K. Influence of watershed activities on the water quality and fish assemblages of a tropical African reservoir. **Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 9, p. 01-08, 2009.

NAVARRO-HEVIA, J.; DE ARAÚJO, J. C.; MANSO, J. M. Assessment of 80 years of ancient-badlands restoration in Saldaña, Spain. **Earth Surface Processes and Landforms**, 2014. DOI: 10.1002/esp.3541

NOGUEIRA, V. P. Q. Qualidade da água em lagos e reservatórios. In: PORTO, R. L. L. (Org.). **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: ABRH. p. 165-210, 1991.

NORMANDO, F. T.; SANTIAGO, K. B.; GOMES, M. V. T.; RIZZO, E.; BAZZOLI, N. Impact of the Três Marias dam on the reproduction of the forage fish *Astyanax bimaculatus*.

tus and *A. Fasciatus* from the São Francisco River, downstream from the dam, southeastern Brazil. **Environ. Biol. Fish**, v. 97, p. 309-319, 2014. DOI 10.1007/s10641-013-0153-3

NUNN, A. D.; TEWSON, L. H.; COWX, I. G. The foraging ecology of larval and juvenile fishes. **Ver. Fish Biol. Fisheries**, v. 22, p. 377-408, 2012.

NYENJE, P. M.; FOPPEN, J. W.; UHLENBROOK, S.; KULABAKO, R.; MUWANGA, A. Eutrophication and nutrient release in urban areas of sub-Saharan Africa-A review. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 447-455, 2010.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. 5.ed. São Paulo: Cengage Learning, 2011.

OECD. **Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control**. Research of the Organization for Economic Co-operation and Development (OECD), 2006.

OKUN, N.; BRASIL, J.; ATTAYDE, J. L.; COSTA, I. A. S. Omnivory does not prevent trophic cascades in pelagic food webs. **Freshwater Biology**, v. 53, p. 129-138, 2008.

OLIVEIRA, E. F.; MINTE-VERA, C. V.; GOULART, E. Fish diversity along spatial gradients of Itaipu Reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v. 6, n. 3A, p. 447-458, 2004.

PAINE, R. T. Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. **Journal of Animal Ecology**, v. 49, p. 667-685, 1980.

PAINE, R. T. Food webs: road maps of interactions or grist for theoretical development? **Ecology**, v. 69, p. 1648-1654, 1988.

PALÁCIO, H. de A. Q.; ANDRADE, E. M.; CRISOSTOMO, L. A.; TEIXEIRA, A. dos S.; SOUZA, I. H. de. Selection of the determinantes Trussu River water quality factors using multivariable analysis. **Geographia Technica**, România, v.5, n.1, p. 74-81, 2008.

PALÁCIO, H. A. Q.; ARAÚJO NETO, J. R.; MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E. M.; SANTOS, J. C. N.; CHAVES, L. C. G Similaridade e fatores determinantes na salinidade das águas superficiais do Ceará, por técnicas multivariadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, n.4, p.395-402, 2011.

PANOSSO, R.; COSTA, I. A. S.; SOUZA, N. R.; ATTAYDE, J. L.; CUNHA, S. R. S.; GOMES, F. C. F. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 433-449, 2007.

PAULO, A. A.; PEREIRA, L. S. Drought concepts and characterization: comparing drought indices applied at local and regional scales. **Water International**, v. 31, n. 1, p. 37-49, 2006.

PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. Feeding ecology of fishes associated with *Egerias* pp. patches in a tropical reservoir, Brazil. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 15, p.10-19, 2006.

PERSSON, L. Trophic cascades: abiding heterogeneity and the trophic level concept at the end of the road. **Oikos**, v. 85, p. 385-397, 1999.

PETER, S.; DE ARAÚJO, J. C.; ARAÚJO, N.; HERRMANN, H. J. Flood avalanches in a semiarid basin with a dense reservoir network. **Journal of Hydrology**, v. 512, p. 408-420, 2014.

PETERS, E.; BIER, G.; VAN LANEN, H. A. J.; TORFS, P. J. J. F. Propagation and spatial distribution of drought in a groundwater catchment. **Journal of Hydrology**, v. 321, p. 257-275, 2006.

PHAM, S. V.; LEAVITT, P. R. Spatial variability of climate and land-use effects on lakes of the northern Great Plains. **Limnol.Oceanogr.**, v. 53, n. 2, p. 728-742, 2008.

PINHEIRO, L. S. **Proposta de índice de priorização de áreas para saneamento rural: estudo de caso Assentamento 25 de Maio, Ceará.** Fortaleza: UFC, 2011. 135p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

PINHEIRO, L. S.; COELHO, C. F.; DE ARAÚJO, J. C. Proposta de modelo de saneamento rural para a região semiárida. In: II Convención Internacional de Geografía, Medioambiente y Ordenamiento Territorial, **Anais...** Havana, 2011. CD Rom.

POLIS, G. A.; SEARS, A. L. W.; HUXEL, G. R.; STRONG, D. R.; MARON, J. When is a trophic cascade a trophic cascade? **Trends Ecol. Evol.**, v. 15, p. 473-475, 2000.

POLIS, G. A.; STRONG, D. R. Food web complexity and community dynamics. **The American Naturalist**, v. 147, n. 5, p. 813-846, 1996.

POUGH, F. H.; JANIS, C. M.; HEISER, J. B. **A vida dos vertebrados.** 4 Ed. Atheneu, São Paulo. 2008, 750p.

REDFIELD, A. C. The biological control of chemical factors in the environment. **American Scientist**, v. 46, n. 3, p. 205-221, 1958.

REYNOLDS, C. S.; DAVIES, P. S. Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a british perspective. **Biology Review**, v.76, p.27-64, 2001.

RIBEIRO FILHO, R. A. **Relações tróficas e limnológicas no reservatório de Itaipu: uma análise do impacto da biomassa pesqueira nas comunidades planctônicas.** 2006. 139 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

RODRIGUES, M. M. **Características limnológicas e estrutura trófica das comunidades de peixes de alguns lagos naturais e artificiais do Rio Grande do Norte.** Mestrado em bioecologia aquática, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2007. 31p.

RODRÍGUEZ ÁLVAREZ, R. **Caracterización del escurrimiento em cuencas hidrográficas com observaciones hidrométricas del occidente de Cuba.** Trabajo de Diploma. Facultad de Geografía, Universidad de La Habana, Cuba, 2014. 90 p.

RODRÍGUEZ ROSA, M. **Evaluación de las principales variables hidrológicas em la cuenca del río San Diego hasta el embalse La Juventud, Pinar del Río, Cuba.** M.Sc. thesis. Facultad de Geografía, Universidad de La Habana, Cuba, 2013. 120 p.

ROTHBARD, S. Fish biological control of the Israeli National Water carrier and dual-purpose reservoir (fish culture/crop irrigation): the Israeli concept. **Archives of Polish Fisheries**, v. 16, n. 1, p. 05-19, 2008.

ROY, K.; CHARI, M. S.; GAUR, S. R. Eutrophication in lentic systems and its impact on fisheries. **International Journal of Research in Fisheries and Aquaculture**, v. 3, n. 4, p. 170-175, 2013.

SABIÁ, R. J. **Estudo do padrão de emissão de poluentes para o enquadramento de rios intermitentes:** estudo de caso do rio Salgado, CE. Fortaleza: UFC, 2008. 137p. Tese (Doutorado em Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.

SAKAMOTO, M. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 62, p. 1-28, 1966.

SALAS, H. J.; MARTINO, P. Metodologías Simplificadas Para La Evaluación De Eutroficación En Lagos Cálidos Tropicales. **Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS)**, 2001. 63p.

SALAS, H. J.; MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Wat. Res.**, v. 25, n. 3, 1991, p. 341-350.

SANTOS, A. B. I.; ARAÚJO, F. G. Evidence of morphological differences between *Astyanax bimaculatus* (Actinopterygii: Characidae) from reaches above and below dams on a tropical river. **Environ Biol Fish.**, 2014. DOI 10.1007/s10641-014-0248-5

SANTOS, J. C. N.; ANDRADE, E. M.; ARAÚJO NETO, J. R.; MEIRELES, A. C. M.; PALÁCIO, H. A. Q. Land use and trophic state dynamics in a tropical semi-arid reservoir. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, n. 1, p. 35-44, 2014.

SCHINDLER, D. W. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. **Limnol. Oceanogr.**, v. 51, p. 356-363, 2006.

SCHINDLER, D. W.; HECKY, R. E.; FINDLAY, D. L.; STANTON, M. P.; PARKER, B. R.; PATERSON, M. J.; BEATY, K. G.; LYNG, M.; KASIAN, S. E. M. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-years whole-ecosystem experiment. **PNAS.**, v. 105, n. 32, p. 11254-11258, 2008.

SENEVIRATNE, S. I. Historical drought trends revisited. **Nature**, v. 491, p. 338-339, 2012.

- SEREDA, J. M.; HUDSON, J. J.; TAYLOR, W. D.; DEMERS, E. Fish as sources and sinks of nutrients in lakes. **Freshwater Biology**, v. 53, p. 278-289, 2008.
- SHAPIRO, J.; LAMARRA, V.; LYNCH, M. Biomanipulation, an ecosystem approach to lake restoration. BREZONIK, P. L.; FOX, J. L. (Org.) In: **Symp. Water Quality Management Through Biological Control**. Gainesville, Univ. Florida. Proceedings, p. 85-96, 1975.
- SHURIN, J. B.; BORER, E. T.; SEABLOOM, E. W.; ANDERSON, K.; BLANCHETTE, C. A.; BROITMAN, B.; COOPER, S. D.; HALPERN, B. S. A cross-ecosystem comparison of the strength of trophic cascades. **Ecology Letters**, v. 5, p. 785-791, 2002.
- SIEGEL, S.; CASTELLAN, N. J. **Estatística não-paramétrica para as ciências do comportamento**. 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 2006. 448 p.
- SILVA, F. A. S. **The ASSISTAT Software**: statistical assistance. Homepage <http://www.assistat.com>. Acesso em: 11 de janeiro 2015.
- SMITH, V. H. Eutrophication. **Encyclopedia of Inland Waters**, v. 3, p. 61-73, 2009.
- SMITH, V. H.; BIERMAN, V. J.; JONES, B. L.; HAVENS, K. E. Historical trends in the Lake Okeechobee ecosystem IV. Nitrogen:phosphorus ratios, cyanobacterial dominance, and nitrogen fixation potential. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 107, p. 71-88, 1995.
- SMITH, V. H.; JOYE, S. B.; HOWARTH, R. W. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. **Limnology and Oceanography**, v. 51, p. 351-355, 2006.
- SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 4, p. 201-207, 2009.
- SOARES, M. C. S.; MARINHOB, M. M.; AZEVEDO, S. M. O. F.; BRANCO, C. W. C.; HUSZAR, V. L. M. Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. **Limnologica**, v. 42, p. 197-203, 2012.
- SONDERGAARD, M.; JENSEN, J. P.; JEPPESEN, E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 506, p.135-145, 2003.
- SØNDERGAARD, M.; LIBORIUSSEN, L.; PEDERSEN, A. R.; JEPPESEN, E. Lake restoration by fish removal: long-term effects in 36 Danish lakes. **Ecosystems**, v. 1, p. 1291-1305, 2008.
- SOSNOVSKY, A.; QUIRÓS, R. Effects of fish manipulation on the plankton community in small hypertrophic lakes from the Pampa Plain (Argentina). **Limnologica**, v. 39, p. 219-229, 2009.
- STARLING, F.; LAZZARO, X.; CAVALCANTI, C.; MOREIRA, R. Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow reservoir: evidence from a fish kill. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 2443-2452, 2002.

STARLING, F. L. M.; LAZZARO, X. Experimental investigation of the feasibility of improving water quality by controlling exotic planktivore overpopulation in eutrophic Paranoá Reservoir (Brasília, DF, Brasil). **International Vereinigung Für Theoretische Und Angewandte Limnologie Verhandlungen**, vol. 83, p. 789-794, 1997.

STRASKRABA, M. Retention time as a key variable of reservoir limnology, In: TUNDISI, T.G.; STRASKRABA, M. (Eds.). *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. International Institute of Ecology, **Brazilian Academy and Backhuys Publishers**, São Carlos, Brazil, 1999. p. 385-410.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. (Ed.). **Gerenciamento da qualidade da água de represas**. São Carlos: ILEC/IE. Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos, v. 9, 2000. 258 p.

STREIT, N. M.; CANTERLE, L. P.; DO CANTO, M. W.; HECKTHEUER, L. H. H. The Chlorophylls. **Ciência Rural**, v. 35, n. 3, p. 748-755, 2005.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York: Harper and Row, 1987, 644 p.

THUILLER, W. Climate change and the ecologist. **Nature**, v. 448, n. 2, p. 550–552, 2007.

TOLEDO JR., A. P. **Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais**. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 12 p. (Relatório Interno CETESB), 1990.

TOLEDO JR., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, **Anais ...** Camboriú: 1983, p.1-34.

TOLEDO, L. R.; ZAMORA, Y. R. Diagnóstico de la situación de recursos naturales en la cuenca superior del río San Diego. **CITMA, Ciencia, Tecnología y Meio Ambiente**, v. 12, n. 2, 2010.

TRIOLA, M. F. **Introdução à estatística**. 10 ed. Rio de Janeiro: LTC, 2008. 696p.

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

TWEED, S.; LEBLANC, M.; CARTWRIGHT, I. Groundwater–surface water interaction and the impact of a multi-year drought on lakes conditions in South-East Australia. **Journal of Hydrology**, v. 379, p. 41–53, 2009.

UNITED NATIONS. **Drought Risk Reduction Framework and Practices: Contributing to the Implementation of the Hyogo Framework for Action / Preliminary version**. Geneva, Switzerland, 2007. 105p.

VADEBONCOEUR, Y.; MCCANN, K. S.; VANDER ZANDEN, M. J.; RASMUSSEN, J. B. Effects of Multi-chain Omnivory on the Strength of Trophic Control in Lakes. **Ecosystems**, v. 8, p. 682-693, 2005.

VAN GINKEL, C. E. Eutrophication: Present reality and future challenges for South Africa. **Water S.A.**, v. 37, n. 5, p. 693-701, 2011.

VAN VLIET, M. T. H.; ZWOLSMAN, J. J. G. Impact of summer droughts on the water quality of the Meuse river. **Journal of Hydrology**, v. 353, p. 1-17, 2008.

VANDER ZANDEN, M. J.; ESSINGTON, T. E.; VADEBONCOEUR, Y. Is pelagic top-down control in lakes augmented by benthic energy pathways? **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 62, p. 1422-1431, 2005. doi: 10.1139/F05-042

VANNI, M. J. Nutrient cycling by animals in fresh water ecosystems. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, v. 33, p.341-370, 2002. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150519.

VANNI, M. J.; BOWLING, A. M.; DICKMAN, E. M.; HALE, R. S.; HIGGINS, K. A.; HORGAN, M. J.; KNOLL, L. B.; RENWICK, W. H.; STEIN, R. A. Nutrient cycling by fish supports relatively more primary production as lake productivity increases. **Ecology**, v. 87, n. 7, p. 1696-1709, 2006.

VASEK, M.; PRCHALOVÁ, M.; PETERKA, J.; KETELAARS, H. A. M.; WAGENVOORT, A. J.; CECH, M.; DRASTÍK, V.; RÍHA, M.; JUSA, T.; KRATOCHVÍL, M.; MRKVICKA, T.; BLABOLIL, P.; BOUKAL, D. S.; DURAS, J.; J.KUBCKA. The utility of predatory fish in biomanipulation of deep reservoirs. **Ecological Engineering**, v. 52, p. 104-111, 2013.

VERBURG, P.; HORROX, J.; CHANEY, E.; RUTHERFORD, J. C.; QUINN, J. M.; WILCOCK, R. J.; HOWARD-WILLIAMS, C. W. Nutrient ratios, differential retention, and the effect on nutrient limitation in a deep oligotrophic lake. **Hydrobiologia**, v. 718, p. 119-130, 2013.

VIANA, R. B.; CAVALCANTE, R. M.; BRAGA, F. M. G.; VIANA, A. B.; ARAÚJO, J. C.; NASCIMENTO, R. F.; PIMENTEL, A. S. Risk assessment of trihalomethanes from tap water in Fortaleza, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 151, p. 317-325, 2009.

VIDOTTO, A. P.; CARVALHO, E. D. Composition and structure of fish community in a stretch of the Santa Bárbara River influenced by Nova Avanhandava Reservoir (low Tietê River, São Paulo State, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 2, p. 233-245, 2007.

VOLLENWEIDER, R. A. Advances on defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. **Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia**, v. 33, p. 53-83, 1976.

VON SPERLING, E.; FERREIRA, A. C. S.; GOMES, L. M. L. Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. **Desalination**, v. 226, n. 3, p. 169-174, 2008.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 470 p.

WANG, H.; LIANG, X.; JIANG, P.; WANG, J.; WU, S.; WANG, H. TN:TP ratio and planktivorous fish do not affect nutrient-chlorophyll relationships in shallow lakes. **Freshwater Biology**, v. 53, 2008, p. 935–944. doi:10.1111/j.1365-2427.2007.01950.x

WANG, H.; WANG, H. Mitigation of lake eutrophication: Loosen nitrogen control and focus on phosphorus abatement. **Progress in Natural Science**, v. 19, p. 1445-1451, 2009.

WANG, L.; LIU, L.; ZHENG, B. Eutrophication development and its key regulating factors in a water-supply reservoir in North China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, n. 5, p. 962-970, 2013.

WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems**. 3 ed. San Diego, California: Academic Press/Elsevier. 2001. 1006 p.

WHITE, M. S.; XENOPOULOS, M. A.; HOGSDEN, K.; METCALF, R. A. DILLON, P.J. Natural lake level fluctuation and associated concordance with water quality and aquatic communities within small lakes of the Laurentian Great Lakes region. **Hydrobiologia**, v. 613, p. 21–31, 2008. DOI 10.1007/s10750-008-9469-y

WIEGAND, M. C.; RIBEIRO, D. C.; DO NASCIMENTO, A. T. P.; DE ARAÚJO, J. C. O sedimento como fonte de fósforo em açudes eutrofizados do semiárido. In: XI ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS. João Pessoa/Paraíba. **Anais...** João Pessoa, 2014. CD-Rom.

XU, Y.; CAI, Q.; HAN, X., SHAO, M.; LIU, R. Factors regulating trophic status in a large subtropical reservoir, China. **Environmental Monitoring**, v. 169, p. 237-248, 2010.

YANG, J.; YU, X.; LIU, L.; ZHANG, W.; GUO, P. Algae community and trophic state of subtropical reservoirs in southeast Fujian, China. **Environ. Sci. Pollut. Res. Int.**, v. 19, n. 5, p. 1432-1442, 2012.

ZAK, D.; WAGNER, C.; PAYER, B.; UGUSTIN, J.; GELBRECHT, J. Phosphorus mobilization in rewetted fens: the effect of altered peat properties and implications for their restoration. **Ecol. Appl.**, v. 20, n.5, p. 1336-1349, 2010.

APÉNDICES

Apéndice A – Resultados das análises laboratoriais das amostras de água coletadas no reservatório La Juventud (Cuba) em julho e agosto de 2012.

	Empresa Nacional de Análisis y Servicios Técnicos Ave. Las Palmas No. 18401 esq. Independencia, Boyeros, Ciudad de La Habana, Cuba Telef.: 683-0895 E-mail: ch@enast.hidro.cu	 ISO 9001 BUREAU VERITAS Certification	 CUBA Y VERITAS 2008	 NORMA CUBANA N° 10000
SGC-ENAST-UEB CH Código: RT0502 Folio: 123-2012				
INFORME FINAL DE RESULTADOS DE ENSAYO				
CLIENTE: Universidad de la Habana DIRECCIÓN: San Lázaro y L CONTRATO: 03-120-12			FECHA DE RECEPCIÓN: 18/7/2012 FECHA DE ELABORACIÓN: 2/8/2012 CANTIDAD DE MUESTRAS: 2	
IDENTIFICACIÓN DE LAS MUESTRAS				
M	Identificación			
847	Presa Juventud Arroyo Sara			
848	Presa Juventud sobre el Río			
MÉTODOS DE ENSAYO				
ENSAYO	NOMBRE	DOCUMENTACIÓN QUE AMPARA EL ENSAYO.	MÉTODO	
pH ^{**}	pH	PA01 Procedimiento Analítico para el Ensayo de pH.	Método Electrométrico.	
NO ₃ ¹⁻	Nitrato	SMWW 4500-F -NO ₃ ¹⁻	Método Colorimétrico por reducción de la columna de Cadmio.	
NO ₂ ¹⁻	Nitrito	SMWW 4500-NO ₂ ¹⁻	Método Colorimétrico.	
NH ₄ ¹⁺	Amonio	SMWW 4500-NH ₄ ¹⁺	Método de la reacción de Berthelot.	
DBO ₅ ²⁰	Demanda Bioquímica de Oxígeno	PA 12 Procedimiento analítico para el ensayo de DBO.	Prueba de DBO - 5 días.	
DQO ^{**}	Demanda Química de Oxígeno	PA 11 Procedimiento analítico para el ensayo de DQO.	Método acelerado autoclaveando muestras bajo presión con dicromato.	
PO ₄ ³⁻	Fosfato	SMWW 4500-P, F	Método de la reducción del ácido ascórbico.	
<p>** Ensayos que cumplen los requisitos de la Norma Cubana NC ISO/IEC 17025:2006 y están acreditados por el Órgano Nacional de Acreditación de la República de Cuba (ONARC).</p> <p>Para los ensayos de pH empleando el método de control interno, la Incertidumbre de los resultados es de 0.5%.</p> <p>Para el ensayo de DQO empleando el método de control interno, la Incertidumbre es de 7 %.</p> <p>Para el ensayo de DBO empleando el método de control interno, la Incertidumbre es de 6%.</p>				
<p><small>Este Informe Final de Resultados es un Documento generado por el SGC de ENAST que está certificado NC ISO 9001: 2008 por ONN y Bureau Veritas mediante los certificados No. 088-2009 y BR. 229798 respectivamente. Se prohíbe la reproducción parcial del informe, sin la aprobación escrita del Director de la UEB de Ciudad de La Habana que lo emite.</small></p>				
Página 1 de 2				



**Empresa Nacional de Análisis
y Servicios Técnicos**

Ave. Las Palmas No. 18401 esq. Independencia, Boyeros. Ciudad de La Habana, Cuba Telef.: 683-0895 E-mail: ch@enast.hidro.cu



SGC-ENAST-UEB CH
Código: RT0502 Folio: 123-2012

RESULTADOS

M	pH (u), °C	NO ₃ ¹⁻ mg/L	NO ₂ ¹⁻ mg/L	NH ₄ mg/L	PO ₄ ³⁻ mg/L	DBO ₅ ²⁰ mg/L	DQO mg/L
847	8.04, 23.1	5	<0.1	<0.2	<0.1	5	18
848	8.22, 23.1	<1	<0.1	<0.2	<0.1	<2	<10

BIBLIOGRAFIA

- Standard Methods for the examination of Water and Waste Water, SMWW 1998, 20th Ed.

ELABORADO POR: Lic. Ivette Mora Leyva

REVISADO Y APROBADO POR DIRECTOR: Lic. Leslie Llanes Santamaria

RECIBIDO POR:

FECHA DE ENTREGA:



NOTA 1: Los resultados que contiene este informe sólo están relacionados con los ítems ensayados.

*Este Informe Final de Resultados es un Documento generado por el SGC de ENAST que está certificado NC ISO 9001: 2008 por ONN y Bureau Veritas mediante los certificados No. 088-2009 y BR.229798 respectivamente.
Se prohíbe la reproducción parcial del informe, sin la aprobación escrita del Director de la UEB de Ciudad de La Habana que lo emite.*

Página 2 de 2



**Empresa Nacional de Análisis
y Servicios Técnicos**

Ave. Las Palmas No. 18401 esq. Independencia, Boyeros. Ciudad de La Habana, Cuba Telef.: 683-0895 E-mail: ch@enast.hidro.cu



ICIG 1001 2008
Registro No. 088 2008

SGC-ENAST-UEB CH

Código: RT0502 Folio: 130-2012

INFORME FINAL DE RESULTADOS DE ENSAYO

CLIENTE: Universidad de la Habana
DIRECCIÓN: San Lázaro y L
CONTRATO: 03-120-12

FECHA DE RECEPCIÓN: 2/8/2012
FECHA DE ELABORACIÓN: 14/8/2012
CANTIDAD DE MUESTRAS: 3

IDENTIFICACIÓN DE LAS MUESTRAS

M	Identificación
869	La Juventud sobre el río
870	La Juventud frente a la Guinera
871	La Juventud Enseñada Sara

MÉTODOS DE ENSAYO

ENSAYO	NOMBRE	DOCUMENTACIÓN QUE AMPARA EL ENSAYO.	MÉTODO
pH**	pH	PA01 Procedimiento Analítico para el Ensayo de pH.	Método Electrométrico.
NO ₃ ¹⁻	Nitrato	SMWW 4500-F -NO ₃ ¹⁻	Método Colorimétrico por reducción de la columna de Cadmio.
NO ₂ ¹⁻	Nitrito	SMWW 4500-NO ₂ ¹⁻	Método Colorimétrico.
NH ₄ ⁴⁺	Amonio	SMWW 4500-NH ₄ ⁴⁺	Método de la reacción de Berthelot.
DBO ₅ ²⁰	Demanda Bioquímica de Oxígeno	PA 12 Procedimiento analítico para el ensayo de DBO.	Prueba de DBO - 5 días.
DQO**	Demanda Química de Oxígeno	PA 11 Procedimiento analítico para el ensayo de DQO.	Método acelerado autoclaveando muestras bajo presión con dicromato.
PO ₄ ³⁻	Fosfato	SMWW 4500-P, F	Método de la reducción del ácido ascórbico.
CE**	Conductividad Eléctrica	PA02 Procedimiento Analítico para el Ensayo de Conductividad Eléctrica (CE).	Método de Laboratorio.
SO ₄ ^{2-2*}	Sulfato	PA 05 Procedimiento analítico para el ensayo de Sulfato.	Método Espectrofotométrico.
CT	Coliformes Totales	PA21 Determinación del Número Más Probable de Coliformes Totales y Coliformes Termotolerantes.	Técnica de tubos múltiples de fermentación para miembros del grupo Coliformes.
CF	Coliformes Termotolerantes		

**** Ensayos que cumplen los requisitos de la Norma Cubana NC ISO/IEC 17025:2006 y están acreditados por el Órgano Nacional de Acreditación de la República de Cuba (ONARC).**

Para los ensayos de pH y CE empleando el método de control interno, la Incertidumbre de los resultados es de 0.5%.
Para el ensayo de DQO empleando el método de control interno, la Incertidumbre es de 7%.
Para el ensayo de DBO empleando el método de control interno, la Incertidumbre es de 6%.
Para el ensayo de Sulfato empleando el método de control interno, la Incertidumbre es de 5%.

Este Informe Final de Resultados es un Documento generado por el SGC de ENAST que está certificado NC ISO 9001: 2008 por ONN y Bureau Veritas mediante los certificados No. 088-2009 y BR 229798 respectivamente.
Se prohíbe la reproducción parcial del informe, sin la aprobación escrita del Director de la UEB de Ciudad de La Habana que lo emite.

Página 1 de 2



**Empresa Nacional de Análisis
y Servicios Técnicos**

Ave. Las Palmas No. 18401 esq. Independencia, Boyeros. Ciudad de La Habana, Cuba Telef.: 683-0895 E-mail: ch@enast.hidro.cu



SGC-ENAST-UEB CH
Código: RT0502 Folio: 130-2012

RESULTADOS

M	pH (u), °C	CE (µS/cm) 25°C	NO ₂ ¹⁻ mg/L	NH ₄ mg/L	PO ₄ ³⁻ mg/L	NO ₃ ¹⁻ mg/L	SO ₄ ²⁻ mg/L	DBO ₅ ²⁰ mg/L	DQO mg/L	CT NMP/100 mL	CF NMP/100 mL
869	8.26, 29.5	286	<0.1	<0.2	<0.1	<1.0	15	2	17	25.6	<2
870	8.31, 29.2	271	<0.1	<0.2	<0.1	<1.0	17	6	18	11.42	<2
871	8.29, 29.2	270	<0.1	<0.2	<0.1	<1.0	17	2	19	5x10 ²	<2

BIBLIOGRAFIA

- Standard Methods for the examination of Water and Waste Water, SMWW 1998, 20th Ed.

ELABORADO POR: Lic. Ivette Mora Leyva

REVISADO Y APROBADO POR DIRECTOR: Lic. Leslie LLanes Santamaria

RECIBIDO POR:

FECHA DE ENTREGA:

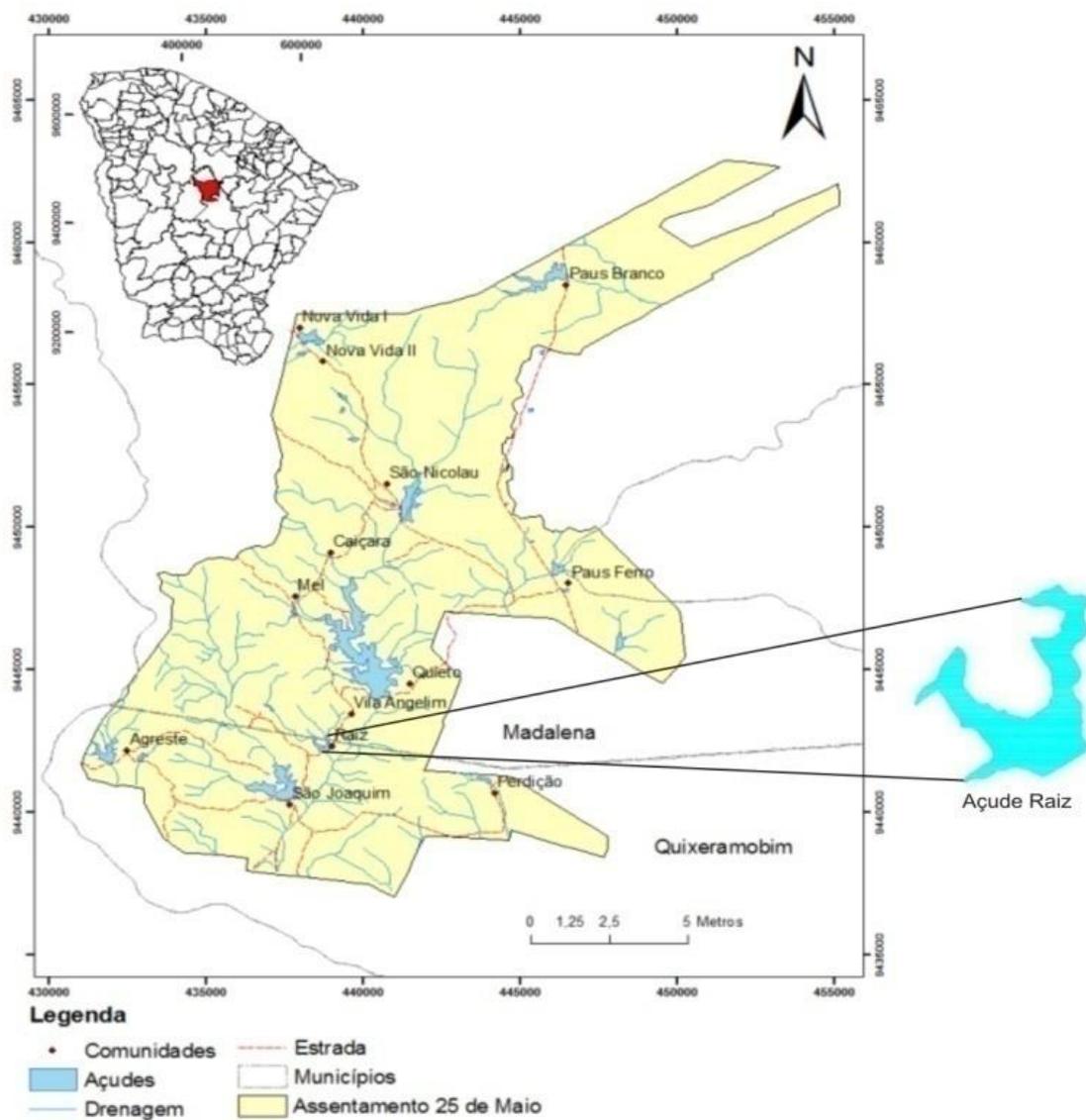


NOTA 1: Los resultados que contiene este informe sólo están relacionados con los ítems ensayados.

*Este Informe Final de Resultados es un Documento generado por el SGC de ENAST que está certificado NC ISO 9001:2008 por ONN y Bureau Veritas mediante los certificados No. 088-2009 y BR 229798 respectivamente.
Se prohíbe la reproducción parcial del informe, sin la aprobación escrita del Director de la UEB de Ciudad de La Habana que lo emite.*

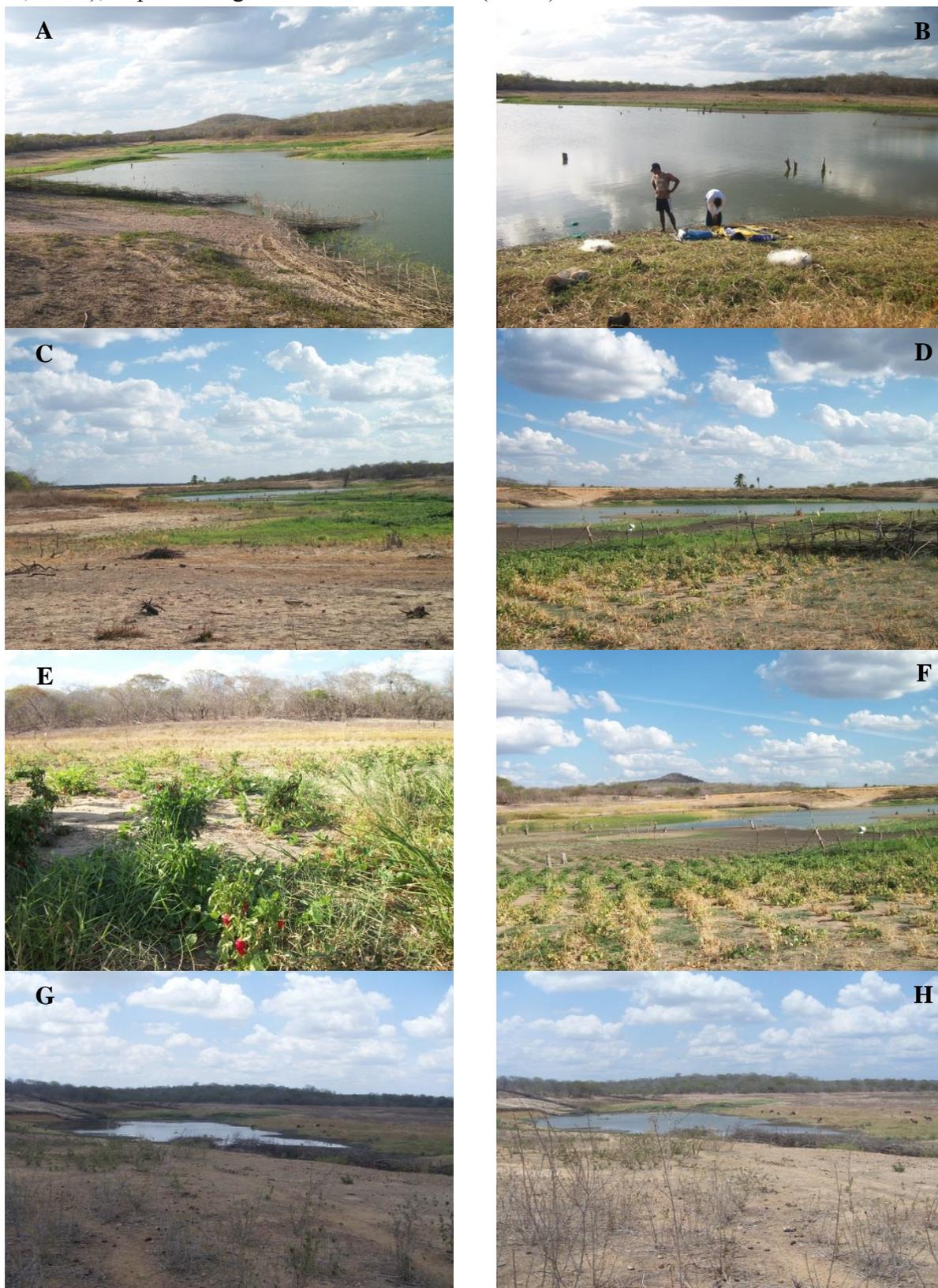
Página 2 de 2

Apêndice B - Mapa de localização da Área Experimental 2 inserida no Sertão Central do Estado do Ceará com destaque para o açude Raiz



Fonte: Pinheiro (2011)

Apêndice C - Açude Raiz. Espelho d'água e bacia hidráulica em Janeiro de 2013 (A, B, C, D, E e F); Espelho d'água em Janeiro de 2014 (G e H)

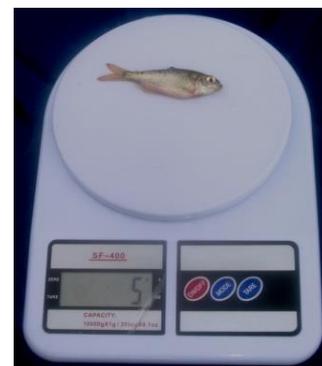


Fonte: O autor

Apêndice D - Delineamento dos tratamentos em mesocosmos. Área experimental em Fortaleza (A e B); Área experimental em Madalena (C e D)



Fonte: O autor

Apêndice E – Biometrias dos espécimes de peixes*Astyanax bimaculatus* (piaba)*Oreochromis niloticus* (tilápia do Nilo)

Fonte: O autor

Apêndice F - Equipamentos utilizados para medições *in situ*. Oxímetro (A), peagômetro (B) e disco de Secchi (C). Coletor de amostra d água - garrafa de van Dorn (D).



Fonte: O autor

Apêndice G – Amostras de sedimento. Coleta e transporte em sacos plásticos (A e B); pesagem (C e D); acondicionamento nos mesocosmos (E e F)



Fonte: O autor

Apêndice H – Resultados das análises laboratoriais do sedimento utilizado nos experimentos de biomanipulação em mesocosmo.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO SOLO				GOVERNO DO ESTADO DO CEARÁ SRH/FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS - FUNCEME						
LABORATÓRIO DE SOLOS/ÁGUA										
CAMPUS DO PICI - BLOCO 807 - CAIXA POSTAL 12168 - CEP 60021 - 970 - FORTALEZA - CE (Fone/Fax: (085) 3366 9689)										
Interessado: Mário César Wiegand										
Procedência Assentamento 25 de Maio-Açude Marengo-Madalena-Ce							Perfil:	Data 18/08/2014		
RESULTADOS DA ANÁLISE DE SOLO										
Amostra	Horizonte		Composição Granulométrica (g/kg)					Classificação Textural		
	Símbolo	Prof (cm)	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila	Argila Natural			
942	-	-	570	323	70	37	-	Areia		
Grau de Flocculação (g/100g)	Densidade (g/cm ³)		Umidade (g/100g)			pH		C.E (dS/m)		
	Global	Partícula	0,033 MPa	1,5 MPa	Água Útil	Água	KCl			
-	---	-	-	-	-	8,1	-	0,62		
Complexo Sortivo (cmol _c /kg)										
Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	H ⁺ + Al ³⁺	Al ³⁺	S	T	V (%)	m (%)	PST
2,80	2,30	0,34	0,27	0,17	0,00	5,7	5,9	97	-	6
C (g/kg)	N (g/kg)	C/N	M O (g/kg)	P Assimilável (mg/kg)	Ferro (Fe) (Mg/kg) (mg/kg)					
4,14	0,40	10	7,14	24	211,60					

*Responsável

LABORATÓRIO DE SOLOS
UFC/FUNCEME

Apêndice I – Resultados das análises laboratoriais de bioacumulação de fósforo total nas espécies de peixes avaliadas nessa pesquisa.



LABOR SAÚDE Ar
Análises Ambientais Água
Alimentos
Efuentes

LAUDO ANÁLISE Nº 00119237

Cliente: MARIO CESAR WIEGAND
 Endereço: RUA LICURGO MONTENEGRO Nº 54 Ap 204 - PADRE ANDRADE
 Cidade: FORTALEZA UF: CE CEP: 60.356-205 Telefone: (85)8896-8250 (85)3366-9757
 CNPJ/CPF: 771.111.849-04 E-mail: mcwiegand1@yahoo.com.br
 Autenticador: e011cf0c-8feb3057-5011482c-10bc7fdb

Data de Entrada: 13/11/2014 Liberação Laudo: 03/12/2014
 Pedido(OS): 4572 Especialidade: ALIMENTO
 ETIQUETA: 119237 Coletor: CLIENTE Data/Hora Coleta 13/11/2014
 Responsável: MARIO CESAR Setor: FQ Material/Amostra: PIABA CRUA E .CONGELADA DO AÇUDE - CÓDIGO: P1 Apresentacao: EMBALAGEM PLÁSTICA Data fabricação: 07/11/2014

RESULTADOS ANALÍTICOS

Parâmetro	Resultado	Vlr. Referência	Unidade	Metodologia	Legislação	Ensaio
FOSFORO TOTAL	39,3%	-	g/100g	-	-	11/11/2014

Legenda: METODOLOGIA : VANADO - MOLIBDATO DE AMÔNIO.

Observação: O presente resultado restringe-se a amostra analisada.

LAB. SAÚDE AR AGUA E FQ S.A. S.A.
 CNPJ: 04.939.044/0001-40

Dionisio Torres Neto
 Chefe Responsável
 CRA-CE: 10100061
 CPF: 048.473.853-49

Fortaleza, 09 de Dezembro de 2014







Av. Pontes Vieira, 2429 | Fortaleza-CE | CEP: 60.135-237 | Dionisio Torres
 + 55 85 3272.0818 | +55 85 3099.9455 | + 55 85 3099.9459
www.laboraude.com | facebook.com/laboraude | contato@laboraude.com

LAUDO ANÁLISE Nº 00119238

Cliente: MARIO CESAR WIEGAND
 Endereço: RUA LICURGO MONTENEGRO Nº 54 Ap 204 - PADRE ANDRADE
 Cidade: FORTALEZA UF: CE CEP: 60.356-205 Telefone: (85)8896-8250 (85)3366-9757
 CNPJ/CPF: 771.111.849-04 E-mail: mcwiegand1@yahoo.com.br
 Autenticador: e011cf0c-8feb3057-5011482c-10bc7fdb
 Data de Entrada: 13/11/2014 Liberação Laudo: 03/12/2014
 Pedido(OS): 4572 Especialidade: ALIMENTO
 ETIQUETA: 119238 Coletor: CLIENTE Data/Hora Coleta 13/11/2014
 Responsável: MARIO CESAR Setor: FQ Material/Amostra: PIABA MAIS TILÁPIA CRUAS E CONGELADAS MAIS SEDIMENTO - CÓDIGO: P2 Apresentação: EMBALAGEM PLÁSTICA Data fabricação: 07/11/2014

RESULTADOS ANALÍTICOS

Parâmetro	Resultado	Vlr. Referência	Unidade	Metodologia	Legislação	Ensaio
FOSFORO TOTAL	39,5%	-	g/100g	-	-	11/11/2014

Legenda: METODOLOGIA : VANADO - MOLIBDATO DE AMÔNIO.

Observação: O presente resultado restringe-se a amostra analisada.

LAB. SAÚDE AR ÁGUA ALIM. S. FORTALEZA
 CNPJ: 04.934.047/0001-40
 ETIQUETA: 119238 P2
 Responsável: MARIO CESAR
 CRQ-CE: 10100061
 CPF: 173.853-49

Fortaleza, 09 de Dezembro de 2014





LAUDO ANÁLISE Nº 00119239

Cliente: MARIO CESAR WIEGAND
 Endereço: RUA LICURGO MONTENEGRO Nº 54 Ap 204 - PADRE ANDRADE
 Cidade: FORTALEZA UF: CE CEP: 60.356-205 Telefone: (85)8896-8250 (85)3366-9757
 CNPJ/CPF: 771.111.849-04 E-mail: mcwiegand1@yahoo.com.br
 Autenticador: e011cf0c-8feb3057-5011482c-10bc7fdb
 Data de Entrada: 13/11/2014 Liberação Laudo: 03/12/2014
 Pedido(OS): 4572 Especialidade: ALIMENTO
 ETIQUETA: 119239 Coletor: CLIENTE Data/Hora Coleta: 13/11/2014
 Responsável: MARIO CESAR Setor: FQ Material/Amostra: PIABA CRUA E CONGELADA - CÓDIGO: P3 Apresentação: EMBALAGEM PLÁSTICA Data fabricação: 07/11/2014

RESULTADOS ANALÍTICOS

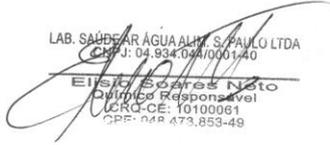
Parâmetro	Resultado	Vlr. Referência	Unidade	Metodologia	Legislação	Ensaio
FOSFORO TOTAL	40%	-	g/100g	-	-	11/11/2014

Legenda:

METODOLOGIA : VANADO - MOLIBDATO DE AMÔNIO.

Observação:

O presente resultado restringe-se a amostra analisada.

LAB. SAÚDE AR ÁGUA ALIM. S. PAULO LTDA
 CNPJ: 04.934.044/000140

 Elisio Soares Neto
 Diretor Responsável
 UENF-CE: 10100061
 CPF: 048.473.853-48

Fortaleza, 09 de Dezembro de 2014

50 anos



PIONEIRO
NO CEARÁ
EM ANÁLISE
DO AR

Av. Pontes Vieira, 2429 | Fortaleza-CE | CEP: 60.135-237 | Dionísio Torres
 + 55 85 3272.0818 | +55 85 3099.9455 | + 55 85 3099.9459
www.laboraude.com | facebook.com/laboraude | contato@laboraude.com



LAUDO ANÁLISE Nº 00119240

Cliente: MARIO CESAR WIEGAND
 Endereço: RUA LICURGO MONTENEGRO Nº 54 Ap 204 - PADRE ANDRADE
 Cidade: FORTALEZA UF: CE CEP: 60.356-205 Telefone: (85)8896-8250 (85)3366-9757
 CNPJ/CPF: 771.111.849-04 E-mail: mcwiegand1@yahoo.com.br
 Autenticador: e011cf0c-8feb3057-5011482c-10bc7fdb
 Data de Entrada: 13/11/2014 Liberação Laudo: 03/12/2014
 Pedido(OS): 4572 Especialidade: ALIMENTO
 ETIQUETA: 119240 Coletor: CLIENTE Data/Hora Coleta 13/11/2014
 Responsável: MARIO CESAR Setor: FQ Material/Amostra: PIABA CRUA E CONGELADA MAIS SEDIMENTO - CÓDIGO: P4 Apresentação: EMBALAGEM PLÁSTICA Data fabricação: 07/11/2014

RESULTADOS ANALÍTICOS

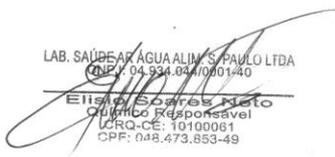
Parâmetro	Resultado	Vlr. Referência	Unidade	Metodologia	Legislação	Ensaio
FOSFORO TOTAL	40,6%	-	g/100g	-	-	11/11/2014

Legenda:

METODOLOGIA : VANADO - MOLIBDATO DE AMÔNIO.

Observação:

O presente resultado restringe-se a amostra analisada.

LAB. SAÚDE AR ÁGUA ALIM. S. PAULO LTDA
 CNPJ: 04.934.041/0001-40

 Elisio Soares Neto
 Químico Responsável
 CRC-CE: 10100081
 CPF: 048.473.853-49

Fortaleza, 09 de Dezembro de 2014

50 anos



PIONEIRO
NO CEARÁ
EM ANÁLISE
DO AR

Av. Pontes Vieira, 2429 | Fortaleza-CE | CEP: 60.135-237 | Dionísio Torres
 + 55 85 3272.0818 | +55 85 3099.9455 | + 55 85 3099.9459
www.laboraude.com | facebook.com/laboraude | contato@laboraude.com



LABOR SAÚDE Ar
 Análises Ambientais Água
 Alimentos
 Efluentes

LAUDO ANÁLISE Nº 00119234

Cliente: MARIO CESAR WIEGAND
 Endereço: RUA LICURGO MONTENEGRO Nº 54 Ap 204 - PADRE ANDRADE
 Cidade: FORTALEZA UF: CE CEP: 60.356-205 Telefone: (85)8896-8250 (85)3366-9757
 CNPJ/CPF: 771.111.849-04 E-mail: mcwiegand1@yahoo.com.br
 Autenticador: e011cfd0c-8feb3057-5011482c-10bc7fdb
 Data de Entrada: 13/11/2014 Liberação Laudo: 03/12/2014
 Pedido(OS): 4572 Especialidade: ALIMENTO
 ETIQUETA: 119234 Coletor: CLIENTE Data/Hora Coleta 13/11/2014
 Responsável: MARIO CESAR Setor: FQ Material/Amostra: TILÁPIA CRUA E CONGELADA DO AÇUDE - CÓDIGO: T1 Apresentação: EMBALAGEM PLÁSTICA Data fabricação: 07/11/2014

RESULTADOS ANALÍTICOS

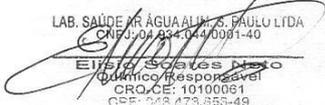
Parâmetro	Resultado	Vlr. Referência	Unidade	Metodologia	Legislação	Ensaio
FOSFORO TOTAL	25,7%	-	g/100g	-	-	11/11/2014

Legenda:

METODOLOGIA : VANADO - MOLIBDATO DE AMÔNIO.

Observação:

O presente resultado restringe-se a amostra analisada.

LAB. SAÚDE DE ÁGUA ALIMENTOS E EFLUENTES LTDA
 CNPJ: 04.234.044/0001-40

 Elisângela Neto
 Responsável Técnico
 CRO/CE: 10100061
 CPF: 048.473.855-49

Fortaleza, 09 de Dezembro de 2014

50 anos


 PIONEIRO
 NO CEARÁ
 EM ANÁLISE
 DO AR

Av. Pontes Vieira, 2429 | Fortaleza-CE | CEP: 60.135-237 | Dionísio Torres
 + 55 85 3272.0818 | +55 85 3099.9455 | + 55 85 3099.9459
 www.labora.saude.com | facebook.com/labora.saude | contato@labora.saude.com



LAUDO ANÁLISE Nº 00119235

Cliente: MARIO CESAR WIEGAND
 Endereço: RUA LICURGO MONTENEGRO Nº 54 Ap 204 - PADRE ANDRADE
 Cidade: FORTALEZA UF: CE CEP: 60.356-205 Telefone: (85)8896-8250 (85)3366-9757
 CNPJ/CPF: 771.111.849-04 E-mail: mcwiegand1@yahoo.com.br
 Autenticador: e011cf0c-8feb3057-5011482c-10bc7fdb
 Data de Entrada: 13/11/2014 Liberação Laudo: 03/12/2014
 Pedido(OS): 4572 Especialidade: ALIMENTO
 ETIQUETA: 119235 Coletor: CLIENTE Data/Hora Coleta 13/11/2014
 Responsável: MARIO CESAR Setor: FQ Material/Amostra: TILÁPIA CRUA E CONGELADA MAIS SEDIMENTO - CÓDIGO: T2 Apresentação: EMBALAGEM PLÁSTICA Data fabricação: 07/11/2014

RESULTADOS ANALÍTICOS

Parâmetro	Resultado	Vlr. Referência	Unidade	Metodologia	Legislação	Ensaio
FOSFORO TOTAL	53,3%	-	g/100g	-	-	11/11/2014

Legenda:

METODOLOGIA : VANADO - MOLIBDATO DE AMÔNIO.

Observação:

O presente resultado restringe-se a amostra analisada.

LAB. SAÚDE AR ÁGUA ALIM. & SÓLIDO LTDA
 CNPJ: 04.934.044/0001-40
 Elísio Soares Neto
 Químico Responsável
 CRQ-CE: 10100561
 CPF: 048.473.853-49

Fortaleza, 09 de Dezembro de 2014



Av. Pontes Vieira, 2429 | Fortaleza-CE | CEP: 60.135-237 | Dionísio Torres
 + 55 85 3272.0818 | +55 85 3099.9455 | + 55 85 3099.9459
 www.laboraude.com | facebook.com/laboraude | contato@laboraude.com



LAUDO ANÁLISE Nº 00119236

Cliente: MARIO CESAR WIEGAND
 Endereço: RUA LICURGO MONTENEGRO Nº 54 Ap 204 - PADRE ANDRADE
 Cidade: FORTALEZA UF: CE CEP: 60.356-205 Telefone: (85)8896-8250 (85)3366-9757
 CNPJ/CPF: 771.111.849-04 E-mail: mcwiegand1@yahoo.com.br
 Autenticador: e011cf0c-8feb3057-5011482c-10bc7fdb
 Data de Entrada: 13/11/2014 Liberação Laudo: 03/12/2014
 Pedido(OS): 4572 Especialidade: ALIMENTO
 ETIQUETA: 119236 Coletor: CLIENTE Data/Hora Coleta 13/11/2014
 Responsável: MARIO CESAR Setor: FQ Material/Amostra: TILÁPIA CRUA E CONGELADA MAIS PIABA MAIS SEDIMENTO - CÓDIGO: T3 Apresentação: EMBALAGEM PLÁSTICA Data fabricação: 07/11/2014

RESULTADOS ANALÍTICOS

Parâmetro	Resultado	Vlr. Referência	Unidade	Metodologia	Legislação	Ensaio
FOSFORO TOTAL	40%	-	g/100g	-	-	11/11/2014

Legenda: METODOLOGIA : VANADO - MOLIBDATO DE AMÔNIO.

Observação: O presente resultado restringe-se a amostra analisada.

LAB. SAÚDE AR AGUA ALIM. S. PAULO LTDA
 CNPJ: 04.884.047/0001-40

 Elisio Soares Neto
 Químico Responsável
 V. CRQ-CE: 10100081
 CPF: 048.473.853-49

Fortaleza, 09 de Dezembro de 2014



Av. Pontes Vieira, 2429 | Fortaleza-CE | CEP: 60.135-237 | Dionísio Torres
 + 55 85 3272.0818 | +55 85 3099.9455 | + 55 85 3099.9459
www.laboraude.com | facebook.com/laboraude | contato@laboraude.com

Apêndice J – Experimento de biomanipulação (Insucesso). Instalação de piscinas (“reservatórios”) para aclimação e separação das espécies de peixes a serem utilizadas para o teste de Biomanipulação (A e B). “Reservatório” no qual foi testado o processo de Biomanipulação (caixa d’água 5.000 L) à frente e, ao fundo, “Reservatório” controle (C). Em destaque (círculo vermelho) mostrando o biodigestor (D).



Fonte: O autor