



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRARIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE PESCA
CURSO DE ENGENHARIA DE PESCA**

FREDERICO BATISTA MAGALHÃES

**QUALIDADE DA ÁGUA SUBSUPERFICIAL E DE FUNDO NO CULTIVO DE
TILÁPIA EM TANQUES-REDE NA FAZENDA CAMPO GRANDE (AÇUDE
PEREIRA DE MIRANDA, PENTECOSTE, CEARÁ)**

**FORTALEZA
2013**

FREDERICO BATISTA MAGALHÃES

**QUALIDADE DA ÁGUA SUBSUPERFICIAL E DE FUNDO NO CULTIVO DE
TILÁPIA EM TANQUES-REDE NA FAZENDA CAMPO GRANDE (AÇUDE
PEREIRA DE MIRANDA, PENTECOSTE, CEARÁ)**

**Dissertação submetida à
coordenação do Curso de Pós-
Graduação em Engenharia de
Pesca, da Universidade Federal do
Ceará, como requisito parcial
para obtenção do grau de Mestre
em Engenharia de Pesca.**

**Orientador: Marcelo Vinícius do
Carmo e Sá**

**FORTALEZA
2013**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca de Ciências e Tecnologia

M166q

Magalhães, Frederico Batista.

Qualidade da água subsuperficial e do fundo no cultivo de tilápia em tanque-rede na Fazenda Campo Grande (acúde Pereira Miranda, Pentecoste, Ceará). / Frederico Batista Magalhães. 2013. 68f. : il. color. , enc. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Engenharia de Pesca, Programa de Pós-graduação em Engenharia de Pesca, Fortaleza, 2013.

Área de Concentração: Aquicultura

Orientação: Prof. Dr. Marcelo Vinicius do Carmo e Sá.

1. Físico-química – água. 2. Estratificação térmica. 3. Tilapicultura. I. Título.

CDD 639.2

FREDERICO BATISTA MAGALHÃES

QUALIDADE DA ÁGUA SUPERFICIAL E DE FUNDO NO CULTIVO DE
TILÁPIA EM TANQUES-REDE NA FAZENDA CAMPO GRANDE (AÇUDE
PEREIRA MIRANDA, PENTECOSTE, CEARÁ)

Dissertação submetida à coordenação do Curso de Pós-Graduação em
Engenharia de Pesca, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial
para obtenção do grau de Mestre em Engenharia de Pesca.

Aprovada em: 15/07/2013

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Marcelo Vinícius do Carmo e Sá (Orientador)

Prof^a. Dr^a. Elenise Gonçalves de Oliveira

Prof. Dr. Aldeney Andrade Soares Filho

A minha família e amigos

AGRADECIMENTOS

A Deus que sempre me ajudou, guiou e deu força para enfrentar todos os desafios da minha vida de cabeça erguida, me concedendo força, atitude e coragem para enfrentar qualquer dificuldade meu caminho.

Aos meus pais, Cicero de Arruda Magalhães e Maria Núbia Batista Magalhães, por toda a educação, amor e apoio durante minha vida, principalmente durante minha fase de estudo. A minha irmã Rafaela Batista Magalhães, por sempre está presente em minha vida e por todos os momentos que vivemos juntos.

Ao professor Dr. Marcelo Vinícius do Carmo e Sá pelo apoio, ajuda na elaboração, orientação, paciência e principalmente na confiança depositada sobre esse trabalho.

Aos meus amigos Roberto Lima e Jânio Magalhães, que tiveram importante participação em todas as fases do trabalho, especialmente durante o trabalho de campo durante as madrugadas.

Aos meus colegas de laboratório no LCTA, Nayara Caldini, Davi Cavalcante, Michael Akao, Rafael Barroso, Fernando Luis, Fabrizia Quaresma, Vanessa Tomaz, Jéssica Saldanha, Juliana Sampaio e Lorena Leite.

A Estação Meteorológica da UFC, por ceder os dados meteorológicos necessários para a interpretação e conclusão deste trabalho.

Aos companheiros Rafael Alves, Rafael Santos, Alan Santos, Getúlio Silva, Cássio Ribeiro, Rommel Rocha e Thiago Rocha.

As companheiras Tatiliane Oliveira, Priscila Barros, Hellen Oliveira, Karol Rocha, Lana leite, Gisele Castro, Nágila Mendes e Amanda Maia.

Aos professores do Departamento de Engenharia de Pesca e aos professores parceiros durante o mestrado, esses que contribuíram para minha formação profissional e pessoal.

Ao todos que fazem parte do Centro Acadêmico Stênio de Freitas (CASF), por todo o apoio e amizade.

A todos que de alguma forma contribuíram para o trabalho e por ventura não tenha sido citado.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudo, de fundamental importância durante a pós-graduação.

RESUMO

A humanidade tem uma importante ligação histórica com a água, em especial com os Ecossistemas Aquáticos Continentais (EACs). No mundo, existem cerca de 1.386 milhões de km³ de água, sendo apenas 2,5% água doce. É de extrema importância o conhecimento das variáveis físico-químicas da água para prever de forma antecipada os fenômenos de estratificação e desestratificação térmica. Assim podendo evita perdas financeiras em empreendimentos aquícolas. O presente trabalho teve como objetivos determinar quais efeitos a tilapicultura em tanques redes realizada na Fazenda Capo Grande (Pentecoste, Ceará) exerce sobre os parâmetros da água subsuperficial e de fundo no cultivo e monitorar sistematicamente as alterações físico-químicas nictimerais causadas pelas alterações meteorológicas locais. O trabalho foi realizado na Piscicultura Campo Grande, localizada no Açude Publico Pereira de Miranda localizado em Pentecoste (Ceará – Brasil). Foram escolhidos dois pontos de coletas com a mesma profundidade e características semelhantes (PC – Ponto controle, localizado a 50 m dos tanques-rede; PTR – Ponto nos Tanques-Rede localizado entre os tanques-rede). Os dados meteorológicos foram obtidos através da FUNCEME e da Estação Meteorológica da UFC. As campanhas ocorriam a cada 21 dias, se iniciaram no dia 24/03/2012 e foram finalizadas no dia 07/07/2012. Coletava-se águas de sub-superfície (0,30 m) e de fundo (3,90 m) nos dois pontos e em horários diferentes (6, 12, 18 e 24h00min). Ainda no local foram medidos a temperatura da água, pH e ocorria a fixação do oxigênio pelo método de Winckler. Em laboratório foram medidos a condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, alcalinidade total, dureza total, salinidade, nitrogênio amoniacal total, nitrito, ferro II e fósforo dissolvido. A transparência da água foi medida com um disco de secchi. Cada campanha gerou 324 resultados de qualidade de água, totalizando 1944 resultados no fim do trabalho. Concluiu-se que a Piscicultura Campo Grande eutrofizou o meio de forma insignificante, que a alteração da qualidade de água se deu principalmente na água de fundo, ocorreram estratificações térmicas na área da piscicultura, mas nem sempre ocorreu à mistura total da massa de água, a dispersão de resíduos foi muito baixa, mantendo-se no perímetro dos tanques-rede e a qualidade da água pode ser organizada da seguinte forma, em ordem crescente de qualidade de água (da pior para a melhor água): 1 – água de fundo dos tanques-rede; 2 – água de fundo do ponto-controle; 3 – água subsuperficial dos pontos controle e tanques-rede.

Palavras-chave: Físico-química da água. Estratificação Térmica. Tilapicultura.

ABSTRACT

Mankind has an important historical connection with the water, especially with Continental Aquatic Ecosystems (CAEs). Worldwide, there are about 1386 million km³ of water. This value may seem absurdly large, almost unimaginable, but only a small portion of this amount is freshwater, and a smaller portion is still available for consumption by humans. This study aimed to determine the effects of tilapia culture in cages held at Fazenda Campo Grande (Weir Pereira de Miranda, Pentecost, Ceará), the quality of surface and bottom of the cultivation area and systematically monitor the physical-chemical changes nictimerais changes caused by local weather. The study was conducted at Aquaculture Campo Grande, located in Weir Public Pereira de Miranda located in Petecoste (Ceará - Brazil). Have chosen two stations (PC - Control Point; PTR - Point in Tanks-Net). Were chosen due to location (50 m away) and divide the similar physical characteristics (depth, distance from shore, etc.). Meteorological data were obtained from FUNCEME and the the Meteorological Station of Universidade Federal do Ceará. The campaigns took place every three weeks and began on 24/03/2012 and were finalized on 07/07/2012. Them were collected waters of sub-surface and bottom in two points and at different times (6, 12, 18 and 24h00min). Even at the site were measured water temperature, pH and oxygen fixation occurred by Winckler method. In the laboratory were measured electrical conductivity, dissolved oxygen, total alkalinity, total hardness, salinity, total ammonia nitrogen, nitrite, iron II and dissolved phosphorus. The water clarity was measured with a Secchi disk. Each campaign has generated 324 results in water quality, total 1944 results at the end of the work. In the end it was concluded that the fish farming Campo Grande eutrophication medium so insignificant, that the change in water quality is mainly in the bottom water, thermal stratification occurred in fish, but there was not always a total mixture of the water body, waste dispersion was very low, keeping the perimeter of the cages and water quality can be organized as follows, in order of increasing water quality (from worse to best water): 1 - bottom water of net cages; 2 - bottom water-point control; 3 - sub-surface water of the control points and net cages.

Keywords: Physical chemistry of the water. Thermal stratification. Fish culture.

Lista de Figuras

		Pag.
Figura 1	Localização dos pontos de coleta controle (C) e do ponto de coleta tanques-rede (TR) no açude Pereira de Miranda em Pentecoste.	23
Figura 2	Figura 2 – A: Ilustração do delineamento experimental do projeto de pesquisa. C: ponto do açude sem tanques-rede, mas com a mesma profundidade de TR; TR: ponto experimental com tanques-rede; B: Distribuição os tanques-rede dentro da água na Fazenda Campo Grande (Pentecoste, Ceará)	26
Figura 3	A: Canoa menor utilizada na primeira coleta. B: Canoa utilizada nas demais coletas.	27
Figura 4	Prumo de mão utilizado para medir a profundidade dos pontos C e TR	28
Figura 5	A: Frascos logo após a fixação do oxigênio <i>in situ</i> ; B: Erlenmeyers com amostras separadas para a análise de oxigênio dissolvido.	28
Figura 6	A: Garrafa de van Dorn aberta, antes de ser disparada pelo mensageiro. B: Frascos separados por horário e por tipo (frascos da cor azul para a coleta do oxigênio, frascos com tampa vermelha para a água de fundo e frascos com a tampa azul ou verde para água de subsuperfície). C: Forma de transporte dos frascos para a coleta. D: Amostras acomodadas em gelo para sua conservação.	29
Figura 7	A: Medidor de pH portátil utilizado no trabalho de campo. B: Termômetro digital modelo espeto.	30
Figura 8	Amostras recém-chegadas ao laboratório divididas por estrato (sub-superfície e fundo) e as amostras fixadas <i>in situ</i> para à análise de oxigênio dissolvido.	31
Figura 9	Indicadores físico-químicos de qualidade da água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos. C: controle, área do açude distante 50 m dos tanques redes; TR tanques-rede, área do açude ocupada com tanques redes.	33
Figura 10	Indicadores físico-químicos de qualidade da água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em quatro pontos distintos. SS C: subsuperficial controle, coleta de amostra de água subsuperficial (20 – 30 cm abaixo da superfície da água), em arpa do açude distante 50 m dos tanques-rede, SS TR: subsuperficial tanques-rede, coleta de amostra subsuperficial em área do açude com tanques-rede; F C: fundo controle, coleta de amostras de água de fundo (20 – 30 cm acima da superfície do solo), em área do açude distante 50 m dos tanques redes; F TR: fundo tanques-rede, coleta de amostra de água de fundo em área do açude ocupada por tanques-rede.	35
Figura 11	Indicadores físico-químicos de qualidade da água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos (C e TR), em quatro horários diferentes. C: Controle, área do açude distante 50 m dos tanques redes; TR: tanques-rede, área do açude ocupada com tanques-rede.	37
Figura 12	Indicadores físico-químicos de qualidade da água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos (C e TR), em quatro horários diferentes. C: Controle, área do açude distante 50 m dos tanques redes; TR: tanques-rede, área do açude ocupada com tanques-rede.	40

- Figura 13 Indicadores físico-químicos de qualidade da água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos (SS TR e F TR), em quatro diferentes horários. SS TR: subsuperficial tanques-rede, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude ocupada com tanques-rede; F TR: fundo tanques-rede, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede. 43
- Figura 14 Indicadores físico-químicos de qualidade da água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos (SS C e SS TR), em quatro diferentes horários. SS C: subsuperficial controle, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude distante 50 m dos tanques-rede; SS TR: subsuperficial tanques-rede, água subsuperficial coletada na área do açude ocupada com tanques-rede. 46
- Figura 15 Indicadores físico-químicos de qualidade da água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos (F C e F TR), em quatro diferentes horários. F C: fundo controle, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude distante 50 m dos tanques-rede; F TR: fundo tanques-rede, água de fundo coletada na área do açude ocupada com tanques-rede. 49
- Figura 16 Concentração de nitrogênio amoniacal total na água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos (C e TR), em diferentes datas. C: Controle, área do açude distante 50 m dos tanques redes; SS C: subsuperficial controle, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude no ponto controle; F C: fundo controle, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede. TR: tanques-rede, área do açude ocupada com tanques-rede; SS TR: subsuperficial tanques-rede, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude ocupada com tanques-rede; F TR: fundo tanques-rede, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede. 52
- Figura 17 Nitrito presente na água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos (C e TR), em diferentes datas. C: Controle, área do açude distante 50 m dos tanques redes; SS C: subsuperficial controle, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude no ponto controle; F C: fundo controle, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede. TR: tanques-rede, área do açude ocupada com tanques-rede; SS TR: subsuperficial tanques-rede, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude ocupada com tanques-rede; F TR: fundo tanques-rede, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede. 54
- Figura 18 Ferro solúvel presente na água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos (C e TR), em diferentes datas. C: Controle, área do açude distante 50 m dos tanques redes; SS C: subsuperficial controle, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude no ponto controle; F C: fundo controle, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede. TR: tanques-rede, área do açude ocupada com tanques-rede; SS TR: subsuperficial tanques-rede, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude ocupada com tanques-rede; F TR: fundo tanques-rede, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede. 56

Figura 19 Fósforo reativo presente na água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos (C e TR), em diferentes datas. C: Controle, área do açude distante 50 m dos tanques redes; SS C: subsuperficial controle, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude no ponto controle; F C: fundo controle, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede. TR: tanques-rede, área do açude ocupada com tanques-rede; SS TR: subsuperficial tanques-rede, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude ocupada com tanques-rede; F TR: fundo tanques-rede, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede

58

Figura 20 Oxigênio dissolvido presente na água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos (C e TR), em diferentes datas. C: Controle, área do açude distante 50 m dos tanques redes; SS C: subsuperficial controle, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude no ponto controle; F C: fundo controle, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede. TR: tanques-rede, área do açude ocupada com tanques-rede; SS TR: subsuperficial tanques-rede, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude ocupada com tanques-rede; F TR: fundo tanques-rede, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede.

61

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APPM	Açude Público Pereira de Miranda
C	Controle
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica por Oxigênio
DEP	Departamento de Engenharia de Pesca
DNOCS	Departamento Nacional de Obras Contra a Seca
EAC	Ecossistemas Aquáticos Continentais
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FUNCEME	Federação Cearense de Meteorologia
FT	Fósforo Total
LCTA	Laboratório de Ciências e Tecnologias Aquícolas
NAT	Nitrogênio Amoniacal Total
NPK	Agente químico composto por: Nitrogênio, Fósforo e Potássio
NT	Nitrogênio Total
O ₂ D	Oxigênio Dissolvido
PC	Ponto Controle
pH	Potencial Hidrogeniônico
PTR	Ponto nos Tanques-rede
SDT	Sólidos Totais Dissolvidos
TR	Tanques-rede
UFC	Universidade Federal do Ceará

SUMÁRIO

	Pag.
1 INTRODUÇÃO.....	12
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	16
2.1 Açude Público Pereira de Miranda (Pentecoste, Ceará).....	16
2.2 Dinâmica da circulação vertical da água em EACs.....	17
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	23
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	32
5 CONCLUSÃO.....	62
REFERÊNCIAS.....	63

1. INTRODUÇÃO

A humanidade tem uma importante ligação histórica com a água, em especial com os Ecossistemas Aquáticos Continentais (EACs). Boa parte das maiores cidades que existem ou já existiram no mundo surgiram e se desenvolveram próximo a grandes rios e lagos. Ainda hoje, mais da metade das megalópoles se localizam distribuídas próximas ou mesmo na vizinhança imediata de rios, reservatórios, lagos, etc (SOUZA; KJERVE, 1997). É possível citar como exemplos as cidades de São Paulo (Rio Tietê), Londres (Rio Tâmisa), Nova Iorque (Rio Hudson) e Xangai (Rio Yangtzé).

No mundo, existem cerca de 1.386 milhões de km³ de água. Esse valor pode parecer absurdamente grande, praticamente inimaginável, porém apenas uma pequena parcela dessa quantidade é água doce, sendo que uma parcela menor ainda está disponível para o consumo dos seres humanos. Quando se fala em porcentagem, os valores se tornam de fácil entendimento e é possível comparar e tornar evidente as proporções entre a água doce e a água salgada existente no Planeta Terra. Cerca de 97,5% da água existente no planeta não está disponível para o consumo, por se tratar de água salgada, presente nos mares, oceanos, salinas, etc. Portanto, apenas 2,5% da água presente no nosso planeta é água doce.

Segundo a Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação (FAO, 2012) a produção mundial de pescado no ano de 2011 ficou em torno de 154 milhões de toneladas, sendo que a aquicultura produziu aproximadamente 64 milhões de toneladas (41,5%). É cada vez mais notável o crescimento e a responsabilidade da aquicultura no cenário mundial na produção de alimentos de qualidade para a humanidade. Ainda, quando se compara os últimos dados disponíveis de produção de pescado na aquicultura (FAO, 2012) com o do ano de 2006 (onde a produção de pescado na aquicultura alcançou a marca aproximada de 47,3 milhões de toneladas), observa-se um crescimento positivo que ultrapassou os 134% na produção continental e marinha. É esperado que, aos poucos, a produção de pescado da aquicultura ultrapasse a produção da pesca.

No Brasil, Sá (2012) destacou três espécies como as mais cultivadas na aquicultura continental. A carpa (*Cyprinus carpio*), o tambaqui (*Colossoma macropomum*) e a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). Esta última é o carro-chefe da piscicultura brasileira. Em 2010, a produção de tilápia foi responsável por valores próximos a 40% do total de peixes cultivados no Brasil. Assim, das 394 mil toneladas de peixes produzidas pela aquicultura continental brasileira em 2010, cerca de 160 mil toneladas foram de tilápia do Nilo (SÁ,

2012). Tais valores mostram a dominância e a importância da tilápia no desenvolvimento da piscicultura em nosso país e na produção de alimento de qualidade para a população.

A engorda de tilápia no Brasil está baseada no cultivo em tanques-rede instalados em médios e grandes reservatórios, geralmente públicos. O interesse por essa tecnologia de cultivo se deve aos menores investimentos de capital exigidos para se iniciar a atividade, quando comparado ao cultivo em viveiros escavados, e ao histórico de bons resultados obtidos pelos produtores (MPA, 2010).

Apesar do crescente sucesso da criação de tilápia em tanques-rede no Brasil, alguns problemas que causam insegurança entre os produtores persistem nessa atividade. Dentre eles, destaca-se a estratificação térmica da coluna d'água. Estratificação térmica é o processo de aquecimento desigual da coluna d'água do reservatório que leva à formação de diferentes camadas verticais de água, com diferentes temperaturas e densidades. Essa estratificação física leva, em tempo mais ou menos curto, à estratificação química da coluna d'água, com a depleção do oxigênio dissolvido na camada de água de fundo (hipolímnio). Como consequência direta desse fenômeno, tem-se a decomposição anaeróbia da matéria orgânica presente no hipolímnio e o surgimento de gases tóxicos, tais como o gás sulfídrico e o gás metano. Por outro lado, o hipolímnio anaeróbio permite que o fósforo dos sedimentos chegue até a coluna d'água, favorecendo a ocorrência de florações algais que podem se tornar nocivas ao meio ambiente (TROELL; BERG, 1997).

Com o resfriamento natural da camada superficial de água (epilímnio), que pode ocorrer durante a noite ou em período de inverno, poderá haver a mistura total da coluna d'água, a depender da ocorrência de ventos suficientemente fortes para isso (inversão térmica). Esta mudança é propiciada pela inversão entre as massas de água superficiais de fundo causados por movimentos de mistura diretamente ligados a densidade e a temperatura da água (STRASKRABA; TUNDISI, 2000). Quando isso acontece, há a subida dos gases tóxicos produzidos no hipolímnio para os locais aonde se localizam os tanques-rede com tilápias. Nessas ocasiões, as mortalidades de peixes são muito elevadas, podendo chegar a 100% (KAGGWA; LITI; SCHARGERL, 2001). Cabe destacar que muitas toneladas de peixe, com peso próximo ao de abate, podem ser perdidas nesses eventos. A ocorrência de temporais, com a formação de *seiches* (ondas estacionárias) que ressuspendem os sedimentos do fundo, é outra causa para desestratificação térmica da coluna d'água (PETRUCIO, 1998).

Percebe-se, portanto, que a estratificação e desestratificação/inversão térmica do açude são fenômenos naturais, os quais não podem ser controlados pelo homem. Desse modo, deve-se buscar o seu entendimento para prever com antecedência os seus possíveis efeitos e,

desse modo, permitir a convivência pacífica com a estratificação térmica. O objetivo final é minimizar os efeitos negativos da desestratificação/inversão térmica na produção de pescado cultivado.

Segundo Boyd (2010) a qualidade da água dentro dos tanques-rede depende das características físicas, químicas e biológicas do corpo d'água em que os mesmos estão inseridos. Por isso, algumas propostas têm sido levantadas com o objetivo de evitar que ocorra mortalidade massiva de peixes cultivados por desestratificação/inversão térmica. Uma dessas propostas defende que os tanques-rede devem se localizar nas áreas mais rasas do açude, respeitando-se uma distância mínima de 1 m do fundo. Segundo seus propositores, esses locais mais rasos apresentariam maiores concentrações de oxigênio dissolvido na água de fundo e, dessa forma, não haveria decomposição anaeróbia da matéria orgânica, com a produção de gases tóxicos. Apesar de sua coerência teórica, essa hipótese ainda carece de comprovação experimental.

Além disso, muitos ambientalistas criticam a piscicultura em tanques-rede afirmando que a mesma eutrofiza o meio ambiente, contribuindo com a sua degradação (PAWAR *et al.*, 2001; TOMASZEK; KOSZELNIK, 2003). Afirmam, ainda, que o fundo do açude, sobre o qual estão localizados os tanques-rede, torna-se anóxico e impróprio à vida devido à grande sedimentação de fezes de peixe e ração não consumida (McGHIE *et al.*, 2000; CHO; BUREAU, 2001). Finalmente, argumentam que a piscicultura em tanques-rede é uma atividade não sustentável por ser autopoluidora, ou seja, por criar condições adversas para si mesma (YANAGI, 1997).

Estudo realizado por Aguado-Giménez e García-García (2004), no Mar Mediterrâneo (Espanha), mostrou que, nesses locais, o grau de alteração ambiental dependerá da intensidade da produção (número de tanques-rede e densidades de estocagem praticadas), da dispersão de resíduos realizada pelas correntes locais e da capacidade de suporte do ambiente para assimilar a entrada de matéria orgânica nova. Essas afirmações, entretanto, ainda não foram comprovadas em ecossistemas aquáticos tropicais do Semiárido, tal como o Açude Pereira de Miranda, localizado no município de Pentecoste, no Estado do Ceará.

Assim, a criação de procedimentos operacionais de cultivo (rotinas de manejo), alicerçados em conhecimentos científicos, que respeitem e considerem o fenômeno da estratificação/inversão térmica, é de grande importância para o sucesso dessa atividade e para assegurar a multiplicidade de usos desses corpos hídricos. Para isso, entretanto, deve-se, primeiro, realizar estudos básicos nos açudes nordestinos utilizados no cultivo de tilápias em tanques-rede, para elucidar o seu padrão de estratificação/inversão térmica. Finalmente, os

conhecimentos advindos da presente pesquisa no Açude Pereira de Miranda, em Pentecoste – CE poderão também ser úteis a outros ecossistemas aquáticos tropicais do Semiárido Brasileiro. É importante frisar por fim, que a aquicultura sustentável em tanques-rede realizada em países desenvolvidos, tal como na Noruega, somente se tornou possível graças à compreensão da dinâmica dos ecossistemas aquáticos nos quais os tanques-rede foram instalados (DE SILVA, 1998). O presente trabalho de pesquisa teve como objetivos determinar os efeitos da tilapicultura em tanques-rede, realizada no Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará, sobre a qualidade da água subsuperficial e de fundo do local de cultivo e monitorar sistematicamente as alterações físico-químicas nictimerais causadas pelas alterações meteorológicas locais.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Açude Público Pereira de Miranda (Pentecoste, Ceará)

O Açude público Pereira de Miranda (APPM), mais conhecido como Açude Pentecoste, está localizado no município de Pentecoste, Estado do Ceará. Sua construção, feita pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS), teve início em 1950 e foi concluída sete anos depois, vindo a ser inaugurado em 14 de janeiro de 1957, pelo então Presidente da República, Juscelino Kubitschek (BRASIL, 2013). Portanto, o APPM, após 58 anos de criação, já pode ser considerado um açude “velho”. O APPM foi construído pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas – DNOCS e apresenta capacidade para armazenar até 400 milhões de metros cúbicos de água. Atualmente, o APPM recebe grande número de tanques-rede para o cultivo da tilápia do Nilo.

O APPM está inserido na microrregião do Médio Curu, mesorregião Norte do Estado do Ceará. Sua rede de drenagem ocupa uma área de 2.840 km² e é alimentado principalmente pelo rio Canindé e seu afluente, o rio Capitão Mor. A barragem do APPM retém as águas do rio Canindé em sua foz, junto ao rio Curu, após a confluência dos rios Canindé e Capitão Mor (ARAÚJO, 1990).

O APPM foi construído com os objetivos de controlar as cheias do rio Canindé; regularizar a vazão do rio Curu; irrigar cultivos nas proximidades (Projeto de irrigação Curu-Paraibapa) e a jusante do lago artificial; gerar energia hidroelétrica e desenvolver a piscicultura (ARAÚJO, 1990). Além desses, o APPM se destina ainda à navegação de pequenas embarcações e lazer.

O volume hídrico potencial do APPM é de 395.638.000 m³, profundidade média de 7,2 m, possui uma área de bacia hidrográfica que ocupa 2.840 km² e sua área inundável ocupa aproximadamente de 5.700 ha. A média pluviométrica anual da região é de 681,0 mm (BRASIL, 2013).

O clima da região na qual está situado o APPM é o típico do semiárido do nordeste brasileiro (clima tropical quente semiárido), caracterizado pelo regime pluviométrico irregular no tempo e no espaço, escassez de chuvas e secas periódicas de intensidades variáveis (IPECE, 2012).

Os solos são reconhecidos pela pouca profundidade, pedregosidade, deficiência hídrica e erodibilidade e estão incluídos na classificação brasileira de solos como neossolos,

argissolos e luvisolos. A geologia é marcada pelo embasamento cristalino e formações de rochas sedimentares. A vegetação da área de influência do APPM é dominada pela caatinga arbustiva densa (IPECE, 2012).

2.2 Dinâmica da circulação vertical da água em EACs

Diferentes pesquisadores têm realizado estudos sobre a dinâmica da circulação vertical da água em corpos de águas interiores e costeiros.

McGhie *et al.* (2000) investigaram a composição e a taxa de degradação da matéria orgânica depositada nos sedimentos localizados abaixo ou próximo de dois locais anteriormente utilizados para cultivo de trutas e salmões em tanques-rede, no Estuário Huon (Tasmânia, Austrália). Esses locais passaram por um período de doze meses sem cultivo de peixes (*fallowing*; descanso). Amostras dos sedimentos foram analisadas para matéria orgânica total, ácidos graxos e esteróides, carbono e nitrogênio. Além disso, mediu-se o potencial redox de amostras de sedimentos. Esses pesquisadores analisaram, ainda, amostras das rações e das fezes dos peixes cultivados para saber se a matéria orgânica encontrada nos sedimentos era proveniente de ração não consumida ou de fezes dos animais. Os resultados obtidos mostraram que a maior acumulação de matéria orgânica estava confinada na área localizada diretamente abaixo dos tanques-rede. Após o período de descanso de um ano, os sedimentos dos locais anteriormente utilizados para cultivo de peixes em tanques-rede apresentava potencial redox positivo, apesar de ainda conter mais matéria orgânica que os locais de referência (nunca utilizados para cultivo de peixes).

Segundo Carroll *et al.* (2003), a prática do descanso (*fallowing*) é o melhor manejo que se conhece para recuperação da qualidade dos sedimentos aquáticos, servindo, desse modo, para o estabelecimento da aquicultura sustentável.

O grau de alteração físico-química dos sedimentos localizados abaixo dos tanques-rede dependerá, entre outros fatores, da taxa de renovação de água do corpo hídrico no qual os tanques-rede estão instalados (velocidade das correntes locais de água). Como regra, tem-se que uma maior taxa de renovação de água causa maior dispersão dos detritos liberados pelos tanques-rede na água, que dilui o efeito eutrofizante em uma área de fundo maior (TSUTSUMI *et al.*, 1991). Segundo Carrol *et al.* (2003), o impacto ambiental causado pela piscicultura em tanques-rede será uma função das condições ambientais do reservatório em questão e das práticas de manejo realizadas pelos produtores locais.

Pawar et al. (2001) realizaram trabalho em Tashima e Yokota, duas áreas em que se realiza aquicultura no *Seto Inland Sea* do Japão, com o objetivo de analisar o impacto do cultivo de peixes (red seabream, *Pagrus major*; black seabream, *Acanthopagrus schlegeli*; seabass, *Lateolabra japonicus*) sobre a qualidade dos sedimentos localizados abaixo dele. Nesse trabalho, foram estudados dois locais distintos em cada área (Tashima e Yokota), sendo que um apresentava tanques-rede com cultivo de peixes e outro não (controle). Os dois tipos de sedimentos, provenientes dos locais com ou sem cultivo de peixes, mostraram-se significativamente diferentes entre si. Os sedimentos abaixo dos tanques-rede foram bastante redutores (potencial redox negativo), ácidos e ricos em sulfetos (tóxico). Esses autores observaram que houve variação sazonal da qualidade do sedimento ao longo do trabalho. No verão, os sedimentos localizados abaixo dos tanques-rede apresentavam mais gás sulfídrico e menor potencial redox que no inverno. Portanto, houve deterioração da qualidade do sedimento, que recebeu os detritos provenientes dos tanques-rede, na época mais quente do ano. Calculou-se o raio de degradação dos sedimentos pela atividade aquícola em 165 m, a contar a partir do centro do cultivo. Esses resultados põem por terra a pressuposição de que apenas a área imediatamente na vizinhança dos tanques-rede é afetada pelo cultivo, havendo impacto apenas localizado. Ao final, os autores propuseram a classificação dos sedimentos em “pouco afetados”, “moderadamente afetados” e “muito afetados”. Segundo Carrol *et al.* (2003), sedimentos muito afetados pelas piscicultura em tanques-rede geralmente se localizam dentro de um raio de 10 m do grupo de gaiolas.

Já Mallasen *et al.* (2012) realizaram monitoramento limnológico mensal, ao longo de dois anos, em uma criação comercial de tilápia do Nilo instalada no braço do rio Ponte Pensa, reservatório de Ilha Solteira, Estado de São Paulo. Esse reservatório foi classificado como oligotrófico pelos autores. A piscicultura ocupava 4,5 ha do espelho d'água do reservatório, havia 240 tanques-rede de 14 e 20 m³ e a profundidade média do local era de 14 m. Em média, ofertou-se 140 t de ração mês⁻¹ aos peixes cultivados. Três pontos de coleta foram considerados no trabalho: no centro dos tanques-rede, em local afastado da piscicultura (870 m) e logo a jusante da mesma. Houve determinações *in situ* (temperatura, pH, O₂D, condutividade elétrica e transparência da água) e coletas de amostras de água para posterior análise em laboratório (1,5 m de profundidade). As variáveis físico-químicas de qualidade de água monitoradas foram as seguintes: DBO, NPK, NAT, nitrato, fósforo reativo, SDT e clorofila *a* (as coletas para clorofila *a* foram a 0,3 m de profundidade). Além disso, com o auxílio de câmaras de sedimentação, monitorou-se a taxa de sedimentação do material suspenso e a sedimentação do fósforo total, nos três pontos estudados. As diferenças de

qualidade de água observadas entre os três pontos monitorados foram insignificantes. Os autores concluíram que o impacto ambiental causado pela criação comercial de peixe foi mínimo, ou seja, que a capacidade de assimilação do ecossistema foi maior que a taxa de liberação de resíduos pela piscicultura. Portanto, a capacidade de suporte desse ambiente ainda não fora ultrapassada até a realização do trabalho de Mallasen *et al.* (2012). Com isso, seria possível a expansão do cultivo de peixes em tanques-rede sem ocorrência de degradação ambiental. Logo, a simples instalação de tanques-rede com peixes no corpo hídrico não implica em consequente degradação ambiental. Se respeitada a capacidade de suporte do manancial, as alterações limnológicas provocadas pelas criações serão mínimas ou insignificantes.

Além do monitoramento de variáveis físico-químicas de qualidade de água e de solo, há também grande importância na observação de variáveis biológicas, tais como das densidades das diferentes famílias de fitoplâncton (cianobactérias, criptofíceas, bacilariofíceas, clorofíceas, zignefíceas e euglenofíceas) e dos grupos de zooplâncton (rotíferos, cladóceros e copépodos) na água de cultivo.

Nesse sentido, Borges *et al.* (2010) realizaram estudo em um dos afluentes da Represa de Rosana (Rio Paranapanema, divisa entre Paraná e São Paulo), conhecido como Riacho Guairacá (8 m de profundidade), com o objetivo de determinar os efeitos de um cultivo experimental de tilápias em tanques-rede sobre as comunidades planctônicas locais. O Riacho Guairacá foi classificado pelos autores como mesotrófico, lótico e exposto a fortes ventos, pela falta de vegetação ciliar. No local do trabalho, foram instalados quinze tanques-rede de 6 m³ com tilápia, nas densidades de 100 – 200 peixes m⁻³. Três pontos de coletas foram estabelecidos: entre os tanques-rede, 400 m acima (à montante) e 400 m abaixo (à jusante). As amostragens se realizaram uma semana antes da instalação dos tanques-rede e após 15, 30, 60, 60 e 120 dias da mesma. As seguintes variáveis experimentais foram observadas: temperatura da água, O₂D, condutividade elétrica, pH, turbidez, fósforo total, fósforo reativo, nitrogênio total, nitrato, amônia, densidade de fitoplâncton, densidade de zooplâncton e concentração de microcistina LR. Os autores observaram aumento na densidade fitoplancônica após o início da alimentação dos peixes nos tanques-rede, com predomínio de cianobactérias. Contudo, para as variáveis monitoradas, as diferenças entre os três pontos de amostragens (entre os tanques-rede, 400 m abaixo e 400 m acima) não foram significativas (não houve diferença espacial). Os autores atribuíram esses resultados ao pequeno número de gaiolas empregado no trabalho, à estação do ano na qual o trabalho foi realizado (outono/inverno), a hidrodinâmica local (lótica) e à influência dos fortes ventos da

região. Portanto, a interação entre a intensidade de produção e as condições ambientais locais são fatores importantes na definição do grau de impacto ambiental causado pela piscicultura em tanques-rede. Assim, elevada intensidade de produção em condição ambiental favorável à homeostase (lótica, fortes ventos) pode não causar impacto ambiental mensurável. Por outro lado, baixa intensidade de produção em condição ambiental desfavorável à homeostase (lêntico, ausência de ventos) por causar degradação ambiental considerável.

Geralmente, considera-se que corpos de água rasos apresentam homogeneidade vertical. Entretanto, quando há elevada turbidez na água, a absorção da luz solar se restringe a uma camada de água superficial relativamente pequena, o que pode causar a estratificação térmica do mesmo, conhecida como “estratificação térmica rasa”. Por considerar essa premissa, Condie e Webster (2002) examinaram os ciclos de estratificação térmica de um pequeno corpo de água localizado no Sudoeste da Austrália, conhecido como *Rushy Billabong* (profundidade máxima menor que 2 m). Esse corpo de água se caracteriza pela alta turbidez e por receber ação de ventos de intensidade variável, o que o faz estratificar e desestratificar com regularidade. Nesse trabalho, os autores concluíram que o lago em questão apresenta dois padrões típicos de estratificação térmica, definidos pela força dos ventos locais. Eles afirmaram que os conhecimentos adquiridos através do monitoramento e da modelagem desses ecossistemas são úteis para o manejo de sistemas aquáticos com características semelhantes (rasos e turvos), tais como bacias de sedimentação, viveiros de aquicultura e *wetlands*.

A troca de água dentro do tanques-rede e a dispersão de resíduos dissolvidos e particulados produzidos pela aquicultura, realizadas pelas correntes locais, são geralmente menores nos EACs menores. Isso porque, nesses ambientes, a ação dos ventos na produção de correntes de água é limitada (ALONGI *et al.*, 2003; GUO; LI, 2003). Assim sendo, os açudes menores seriam menos propícios à piscicultura em tanques-rede que os açudes maiores porque os primeiros têm maior chance de desenvolver sedimentos deteriorados, abaixo e próximo aos tanques-rede, que os açudes de maior porte, mantidas as demais condições constantes. Portanto, os trabalhos realizados apontam que se deve priorizar a atividade de piscicultura em tanques-rede nos médios e grandes açudes, restringindo-se a atividade nos pequenos açudes.

Aguado-Giménez e García-García (2004) realizaram um estudo na costa da Espanha para determinar as alterações sofridas pelos sedimentos localizados abaixo ou próximo do cultivo de peixes marinhos (sea bream, *Sparus aurata* e sea bass, *Dicentrarchus labrax*). Ao final de um ano de amostragens e análises, não se conseguiu observar alterações

significativas nos sedimentos estudados, quando comparado com a área-controle. Os autores atribuíram esses resultados aos seguintes fatores: grande profundidade do local estudado (≈ 40 m), grande velocidade das correntes locais (8 cm s^{-1}) e baixa intensidade de produção (200 t ano^{-1}). Além disso, as observações foram comprometidas pela descarga de esgotos domésticos e pela entrada de afluentes continentais (barra de rio) nas proximidades do local de cultivo. Os autores sugeriram que outros descritores além de matéria orgânica, N e P devem ser empregados na caracterização da degradação ambiental sofrida pelos sedimentos localizados abaixo dos tanques-rede. Destacaram, entre vários descritores possíveis, as alterações verificadas na fauna bentônica. Por outro lado, os custos laboratoriais envolvidos nas análises de fauna bentônica podem ser muito elevados, por vezes, proibitivos (CARROL *et al.* 2003).

Guo *et al.* (2009) investigaram a dinâmica do nitrogênio e do fósforo de um lago raso na China, utilizado para o cultivo de peixes em tanques-rede, após à prática do “descanso” (retirada dos tanques-rede de determinada área do corpo d’água, por um período de tempo, com o objetivo de recuperar a qualidade dos sedimentos locais. Quatro locais de amostragem foram estabelecidos, a saber: abaixo dos tanques-rede, ao lado dos tanques-rede e a 50 e 100 m a leste dos tanques-rede. As concentrações de nitrogênio total (NT) e fósforo total (FT) da água e dos sedimentos foram analisadas durante dois anos (dois ciclos completos de produção). As entradas máximas de NT e FT no ambiente, por conta da piscicultura, foram calculadas em 3084 kg e 697 kg, respectivamente, no período estudado. Não foram observadas alterações significativas na qualidade dos sedimentos localizados a 50 e 100 m dos tanques-rede. Por outro lado, os sedimentos abaixo e ao lado dos tanques-rede apresentaram, ao final do período estudado, maiores concentrações de NT e FT. Com a retirada dos tanques-rede do local por três meses, observou-se redução nas concentrações de NT e FT na água, mas não nos sedimentos. Os autores concluíram que houve recuperação apenas parcial da qualidade da água e dos sedimentos do lago após a realização do “descanso” (*fallowing period*) e que, por isso, a reutilização do mesmo local em cultivos posteriores deve ser analisada com cautela pelos produtores. Uma dúvida frequente entre produtores é sobre o tempo mínimo necessário que se deve observar durante o “descanso” para se conseguir recuperação dos sedimentos.

Kaggwa *et al.* (2011), em estudo realizado em três pequenos reservatórios no Quênia, África, observaram que houve grande variação na qualidade da água do corpo hídrico em decorrência da mudança da estação do ano (período chuvoso e quente - menor concentração de oxigênio dissolvido (O_2D) na água; período de estiagem e frio - maior concentração de O_2D na água). No trabalho, a concentração de oxigênio dissolvido na água de

fundo, localizada abaixo da área dos tanques-rede, foi menor em relação à área afastada que foi monitorada (águas abertas). Isso se deveu provavelmente pela maior atividade de decomposição bacteriana das fezes de peixe e da ração não consumida que se concentrou abaixo dos tanques-rede. Os autores concluíram que a quantidade de ração ofertada aos peixes, que depende diretamente da densidade de estocagem praticada, é fator crucial na definição do perfil vertical de oxigênio dissolvido no corpo hídrico, já que excesso de ração ou taxas de arraçoamento excessivas podem causar severa depleção na concentração de O_2D na água.

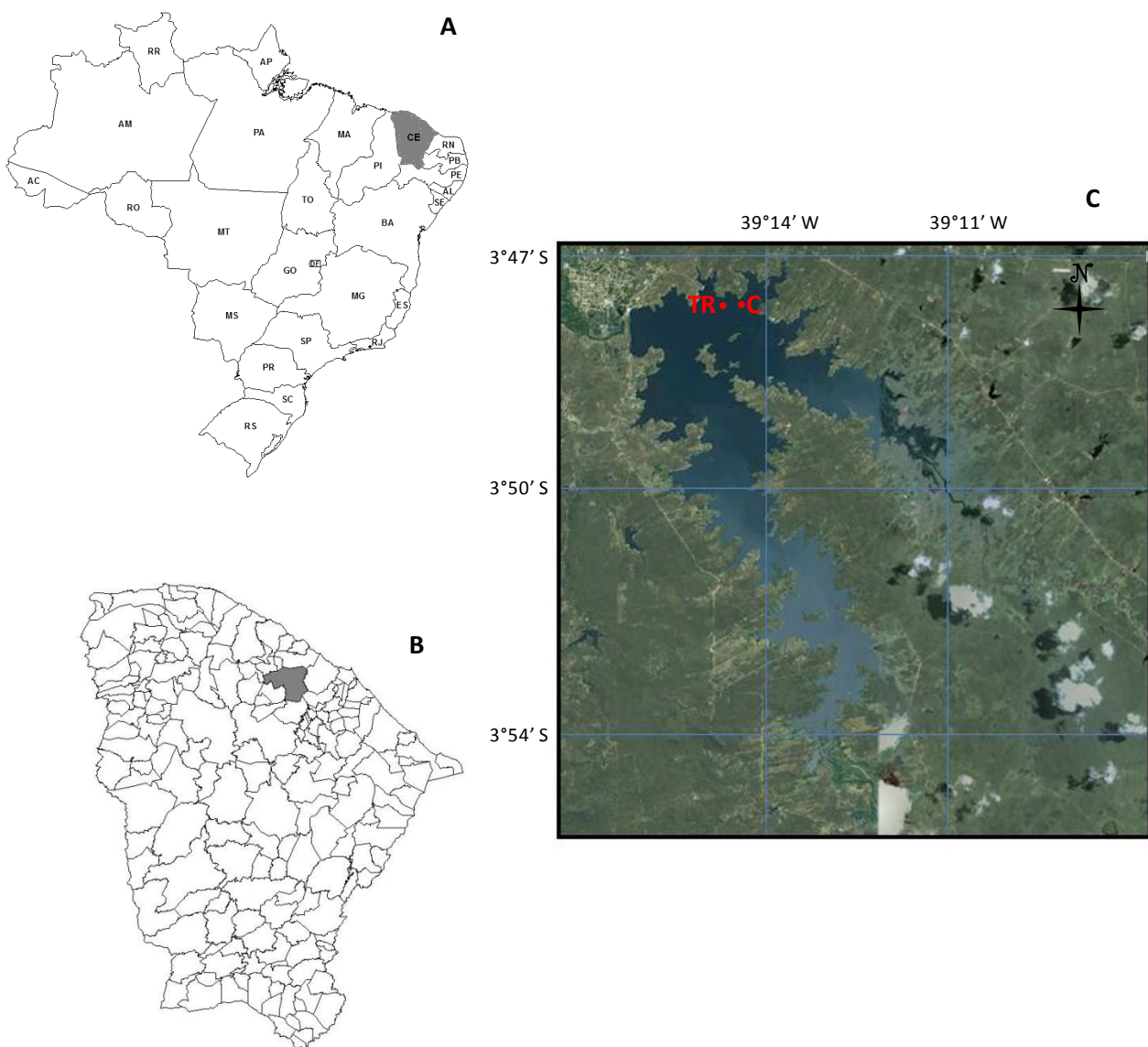
Kaggwa *et al.* (2011) recomendaram que a piscicultura em reservatórios fosse realizada com cautela, levando-se em consideração os períodos críticos do ano nos quais há maior probabilidade da ocorrência de condições anóxicas no meio (época das chuvas). Esses autores sugeriram que as densidades de estocagem dos tanques-rede sejam alteradas em função do período do ano ou do perfil vertical de oxigênio na água (menores densidades de estocagem no período chuvoso) e que a localização dos tanques-rede no reservatório coincida com os pontos do manancial com maiores concentrações de oxigênio na água (identificados através de levantamento prévio). Finalmente, os autores destacaram a importância do desenvolvimento de práticas de monitoramento de qualidade da água de baixo custo, apoiadas sobre modelagem matemática, que permitam a manejo racional desses reservatórios, tendo em vista a realização dos usos múltiplos previstos para o mesmo.

Em resumo, observa-se que a escolha correta do ambiente e do local específico para instalação do cultivo é fundamental para o sucesso da piscicultura em tanques-rede. Além disso, o conhecimento da hidrodinâmica ambiental e de suas variações em função das diferentes condições climatológicas locais afetam diretamente os resultados de produção. Por fim, que a adoção de boas práticas de manejo e a atenção à capacidade de suporte do manancial permitirá aos produtores o desenvolvimento sustentável dessa importantíssima atividade econômica.

3. MATERIAL E MÉTODOS

O local escolhido para a realização do estudo foi a Piscicultura Campo Grande, instalada no Açude Público Pereira de Miranda (Figura 1A, B e C). A fazenda fica no distrito de Córrego da Piaba, município de Pentecoste, Estado do Ceará e apresenta coordenadas geográficas de S03°47'31,9" - W039°14'17,2".

Figura 1 – Localização geográfica do Ceará (A); do município de Pentecoste (A e B) e dos pontos de coleta no açude (C)



Fonte: A e B: Elaborada pelo autor; C: Google Earth com modificações

Na Piscicultura Campo Grande trabalha com uma média 300 tanques-rede variando entre 6m^3 ($2 \times 2 \times 1,5 \text{ m}$) e 9m^3 ($3 \times 2 \times 1,5 \text{ m}$). Cada fileira possuía entre 20 e 50 tanques-rede, variando de acordo com o tamanho e o lote dos peixes presente nele. As despescas ocorriam todas as quintas-feiras, onde foram retiradas entre quatro toneladas de tilápia-do-Nilo da água. Cada tanques-rede de 6m^3 acondicionava em média 500 animais. Durante o manejo foram utilizadas cerca de 28 toneladas de ração por mês. Esta que possuía uma taxa de 32% de proteína na sua composição. Os peixes foram alimentados três vezes durante o dia (7:00, 11:30 e as 16:00 h). A Piscicultura contava com uma tenda móvel onde se estocava a ração utilizada no dia e pequenos galpões onde se armazenavam as rações para uso posterior. Contava ainda com plataforma onde foram realizadas as despescas e duas canoas para o arraçamento dos tanques-rede.

Foram escolhidos dois pontos horizontais (TR e C) e, em cada um deles, dois pontos verticais (SS e F) para as coletas de amostras de água (Figura 2). O ponto experimental TR localizava-se dentro da área do espelho d'água do açude onde estavam instalados os tanques-rede com cultivo de tilápia, exatamente ao lado de um tanques-rede ($S03^{\circ}47'39.0''$ - $W039^{\circ}14'15.8''$). O ponto controle experimental C localizava-se a cerca de 50 m, da área onde se encontravam os tanques-rede ($S03^{\circ}47'40.1''$ - $W039^{\circ}14'13.4''$). Em cada um dos pontos horizontais (TR e C) amostras de água foram coletadas a 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, aqui identificado como superfície (SS), e a 30 cm acima do sedimento (aproximadamente 4,00m), aqui identificado como fundo (F).

A identificação do ponto TR foi feita na corda usada para fixar os tanques-rede e, do ponto C, foi feita usando uma bombona plástica flutuante, presa a uma poita ancorada no fundo do açude. Para escolha dos pontos TR e C, foi levado em consideração os seguintes critérios:

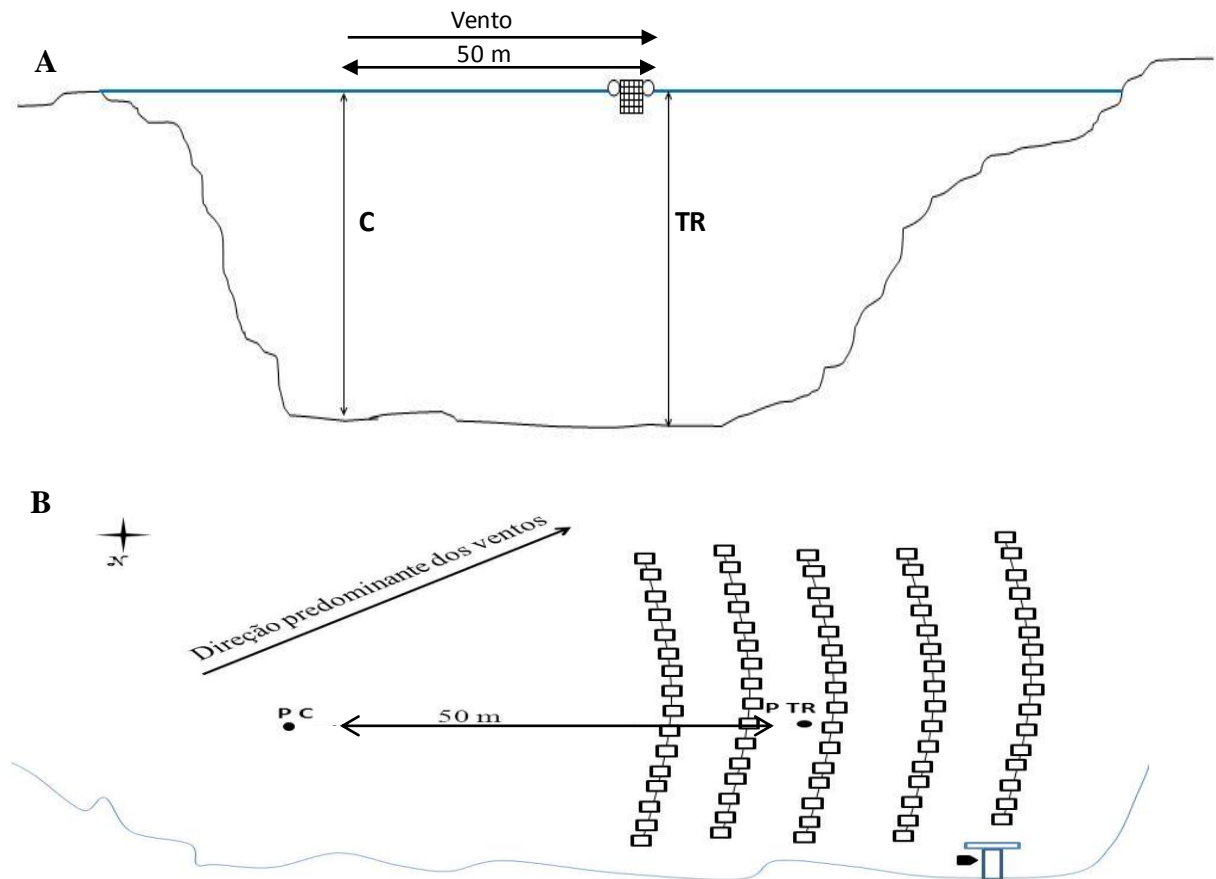
- a) Os dois pontos (C e TR) deveriam ter características físicas semelhantes (mesma profundidade e mesma distância da margem do açude);
- b) O ponto TR deveria se localizar dentro da área do açude com tanques-rede; o ponto C deveria estar fora dos limites dos tanques-rede e sem influência direta da atividade de piscicultura;
- c) A direção predominante dos ventos na região. A direção do vento deveria ser do ponto C para o ponto TR (e não o contrário). Esperava-se, com isso, evitar o carreamento de substâncias provenientes do ponto TR (restos de ração, fezes dos animais cultivados) em direção ao ponto C.

- d) A distância entre os pontos C e TR é de aproximadamente 50 metros (Figura 2). As condições climatológicas gerais da região, dos dois dias que antecederam as coletas no açude, e dos próprios dias de coleta, foram obtidas através da Fundação Cearense de Meteorologia - FUNCEME para posterior análise e discussão dos resultados. Com estes dados em mão foram feitas médias das variáveis obtidas, excetuando-se a precipitação acumulada.
- e) As campanhas limnológicas no Açude Pentecoste ocorriam a cada três semanas, tendo início no dia 24/03/2012 e sendo finalizada no dia 07/07/2012, com um total de seis campanhas. As coletas de amostras de águas seguiram o padrão nictimeral, ou seja, foram realizadas dentro do ciclo de 24 horas. A primeira coleta ocorria sempre às 12 horas do primeiro dia e era finalizada às 6 horas do dia seguinte. O intervalo entre coletas era de seis horas. Sendo assim, ocorriam coletas de amostras de água nos seguintes horários: 12, 18, 24 e 06h00min.

Os horários foram escolhidos de maneira que não atrapalhasse o manejo da fazenda e que se aproximasse dos horários críticos no cultivo (horário com a menor taxa de O_2D presente na água, maiores taxas de radiação solar, etc.)

O deslocamento da equipe de trabalho e de todos os materiais e equipamentos necessários até a área de coleta das amostras de água foi realizado em canoa de madeira movida a remo (Figura 3). A canoa partia de uma plataforma flutuante, utilizada como ponto de apoio da equipe, em direção ao ponto TR, já que ficava mais próximo da plataforma; as amostras de água na SS e F foram coletadas e, em seguida, a canoa era deslocada até o ponto C, para também, nesse local, coletar as amostras de água na SS e F. Antes de iniciar a coleta de água, sempre se utilizava um prumo de mão com o intuito de conferir a profundidade do local de coleta.

Figura 2 – A: Ilustração do delineamento experimental do projeto de pesquisa. **C**: ponto do açude sem tanques-rede, mas com a mesma profundidade de TR; **TR**: ponto experimental com tanques-rede; B: Distribuição os tanques-rede dentro da água na Fazenda Campo Grande (Pentecoste, Ceará) e distancia entre



Fonte: Elaborada pelo autor.

A marcação dos pontos C e TR foi feita com a utilização de objetos fixos e por marcação visual. O ponto C era indicado pela presença de um tambor plástico fixado com lastros no fundo do açude. O ponto TR era indicado pela localização das filas e posição dos tanques-rede no açude. Em cada ponto de coleta, sempre se utilizava o prumo de mão (Figura 4) com o intuito de conferir a profundidade do local de coleta e evitar eventuais erros.

Figura 3 – Canoa utilizada no transporte até os pontos de coleta d'água



Fonte: Elaborada pelo autor.

O monitoramento começava pelo ponto TR, já que ficava mais próximo a plataforma flutuante utilizada como ponto de apoio da equipe. Antes de iniciar o monitoramento, em cada ponto de coleta, sempre se utilizava um prumo de mão (Figura 4) com o intuito de conferir a profundidade do local de coleta e evitar eventuais erros.

Os pontos de coleta foram assim designados no presente trabalho:

- a) SS C: água subsuperficial (30 cm abaixo da superfície do espelho d'água) da área-controle (distante 50 m dos tanques-rede);
- b) SS TR: água subsuperficial da área dos tanques-rede;
- c) F C: água de fundo, coletada 30 cm acima da superfície dos sedimentos, na área-controle;
- d) F TR: água de fundo da área dos tanques-rede.

Em cada horário, foram obtidas oito amostras de água, quatro na área-controle (2 x SS C + 2 x F C) e quatro na área dos tanques-rede (2 x SS TR + 2 x F TR). As coletas de amostras de água subsuperficial foram realizadas com o uso de frascos opacos a cerca de 30 cm de profundidade. As coletas de água de fundo foram realizadas com o auxílio de uma garrafa de van Dorn modelo 1120 H4O da marca WILDCO®, com o volume de 2 L. A garrafa de van Dorn descia aberta até uma distância de 30 cm do fundo. Nesse ponto era liberado o mensageiro para fechar a garrafa na profundidade desejada. Isso evitava a mistura com a água superficial ou das demais profundidades quando a mesma era puxada para a superfície. A água coletada era então transferida para frascos opacos com a capacidade de 1 L. Paralelamente a essas coletas, ocorria também a coleta de amostra de água para realização do procedimento de fixação de oxigênio dissolvido

Figura 4 – Prumo de mão utilizado para medir a profundidade dos pontos C e TR



Fonte: Elaborada pelo autor

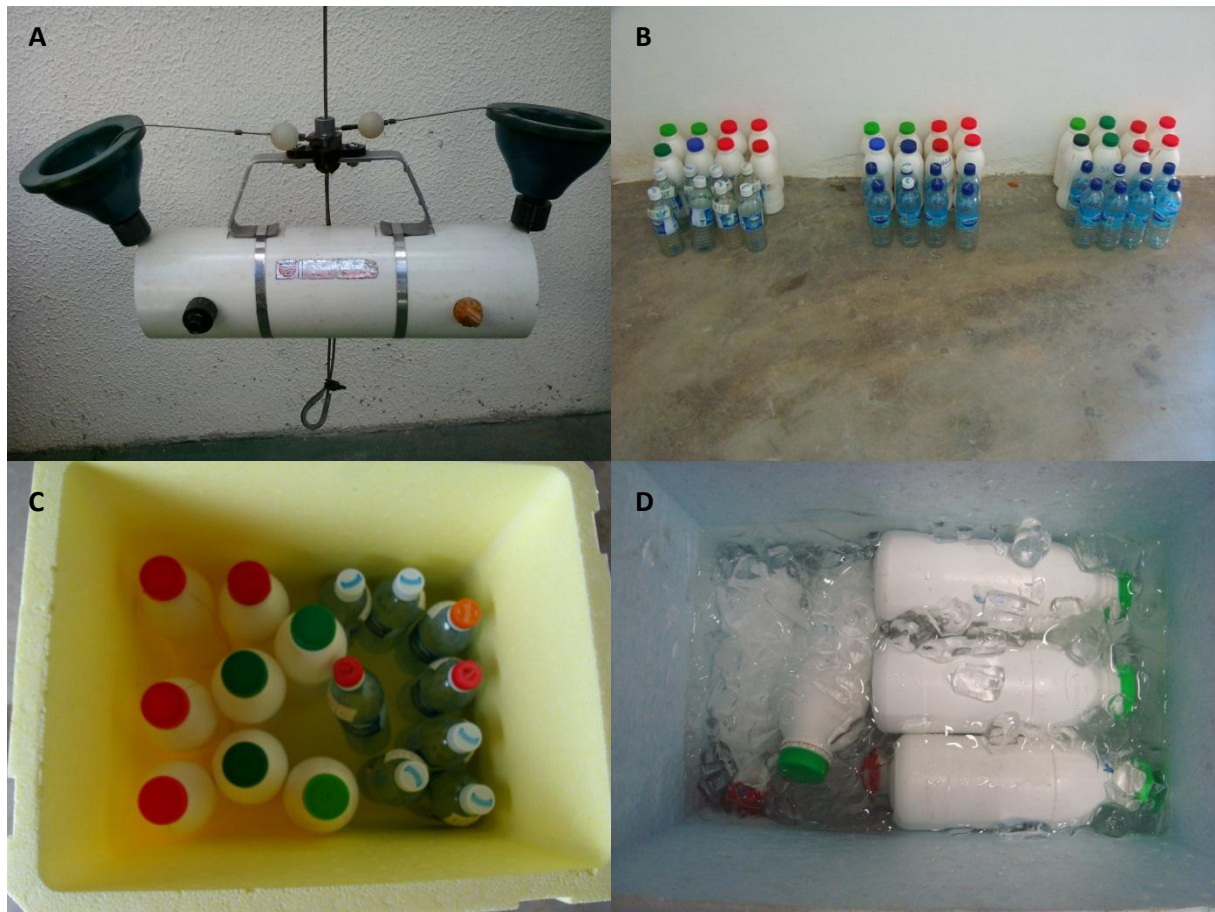
Logo após o fim da coleta era feita a fixação do oxigênio dissolvido (O_2D) com a aplicação de sulfato manganoso, azida-alcalina-iodada e por fim o ácido sulfúrico concentrado (Figura 5). A conclusão do método de Winkler com modificação azida era realizado no LCTA logo após a chegada do trabalho de campo (Figura 5). Todos os frascos utilizados nas coletas recebiam rótulos apropriados de acordo com o horário, ponto de coleta (C ou TR) e tipo de água (subsuperficial ou fundo) (Figura 6). Em terra, todas as garrafas de coleta contendo amostras foram distribuídas em três caixas isotérmicas de 33 L (uma para as amostras de sub-superfície, uma para as amostras de fundo e uma para as amostras de oxigênio). As caixas continham gelo para a conservação da das características químicas das amostras (Figura 6).

Figura 5 – A: Frascos logo após a fixação do oxigênio *in situ*; B: Erlenmeyers com amostras separadas para a análise de oxigênio dissolvido.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 6 – **A:** Garrafa de van Dorn aberta, antes de ser disparada pelo mensageiro. **B:** Frascos separados por horário e por tipo (frascos da cor azul para a coleta do oxigênio, frascos com tampa vermelha para a água de fundo e frascos com a tampa azul ou verde para água de subsuperfície). **C:** Forma de transporte dos frascos para a coleta. **D:** Amostras acomodadas em gelo para sua conservação.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Ao final da campanha, todo o material era transportado para o Laboratório de Ciência e Tecnologia Aquícola (LCTA), localizado na cidade de Fortaleza, Ceará. O LCTA é pertencente ao Departamento de Engenharia de Pesca (DEP) da Universidade Federal do Ceará (UFC). No LCTA, as amostras de água foram submetidas às seguintes determinações:

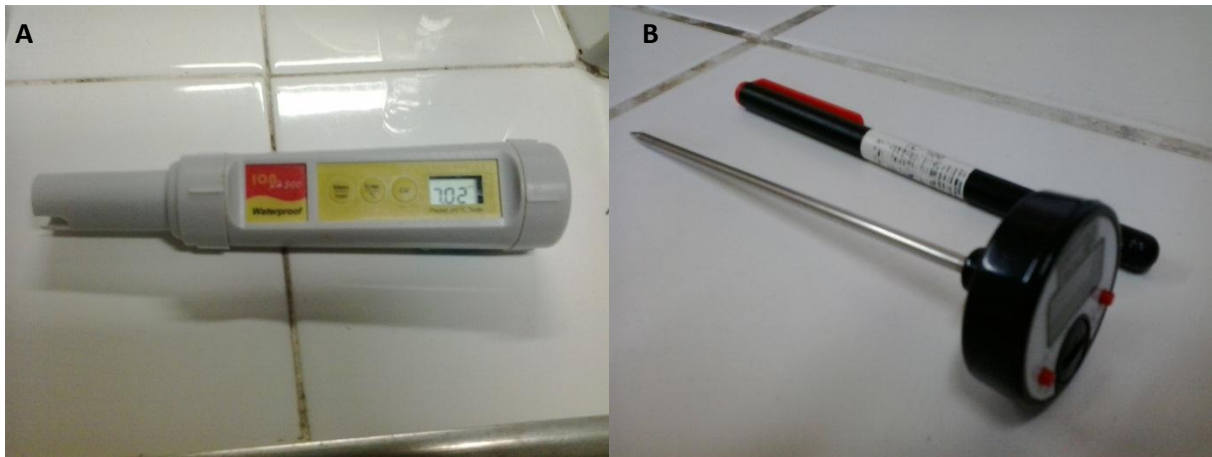
- a) Condutividade elétrica, medida com o uso de um condutivímetro portátil digital, modelo CD-850 da marca INSTRUTHERM®;
- b) Oxigênio dissolvido, pelo método de Winkler com modificação da azida;
- c) Alcalinidade total, pelo método de titulação da amostra de água com solução-padrão de ácido sulfúrico;
- d) Dureza total, por meio da titulação com solução-padrão de EDTA;
- e) Salinidade, pela titulação com solução de nitrato de prata;;
- f) Nitrogênio amoniacal total (NAT), pelo método do indofenol;

- g) Nitrito, pelo método de Gries-Ilosva;
- h) Ferro II, pelo método colorimétrico de Herapath;
- i) Fósforo reativo, pelo método do molibdato de amônio e o cloreto estanhoso.

As amostras de água utilizadas para as determinações de NAT, nitrito, ferro II e fósforo reativo foram filtradas em papel-filtro específico para tais análises (papel-filtro faixa branca). Para leitura dos respectivos valores de transmitância ou absorbância óptica, utilizou-se de um espectrofotômetro UV-Vis modelo Genesys-20 da marca THERMO SCIENTIC®. A transparência da água, nos dois pontos observados (C e TR) foi lida sempre às 12h00min com disco de Secchi.

O pH da água foi determinado *in situ* utilizando-se medidor portátil de pH da marca ION modelo pH300 (Figura 7). A temperatura da água subsuperficial e da água de fundo foram medidas em todos os horários de amostragem (12, 18, 24 e 06h00min) com o uso de um termômetro digital modelo espeto TE-300 da marca SAMAR, imediatamente após a coleta das amostras, ainda dentro da canoa.

Figura 7 – A: Medidor de pH portátil utilizado no trabalho de campo. B: Termômetro digital modelo espeto.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Ao final de cada campanha limnológica foram obtidas 64 amostras de água, sendo que 32 para a quantificação do O₂D e as outras 32 amostras para as demais análises (CE, alcalinidade total, dureza total, salinidade, NAT, nitrito, ferro e fósforo) (Figura 8). Todas as determinações analíticas seguiram as metodologias-padrão, conforme consta em APHA (1992).

Figura 8 – Amostras recém-chegadas ao laboratório divididas por estrato (sub-superfície e fundo) e as amostras fixadas *in situ* para à análise de oxigênio dissolvido.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Cada campanha limnológica gerou 324 resultados de qualidade de água. Como durante o trabalho foram realizadas seis campanhas, um total de 1944 resultados de qualidade de água do Açude público Pereira de Miranda foram gerados no presente trabalho.

Por ser um trabalho de campo, foi escolhido apresentar os dados por meio de estatística descritiva, assim como parte dos autores que trabalham com ecologia.

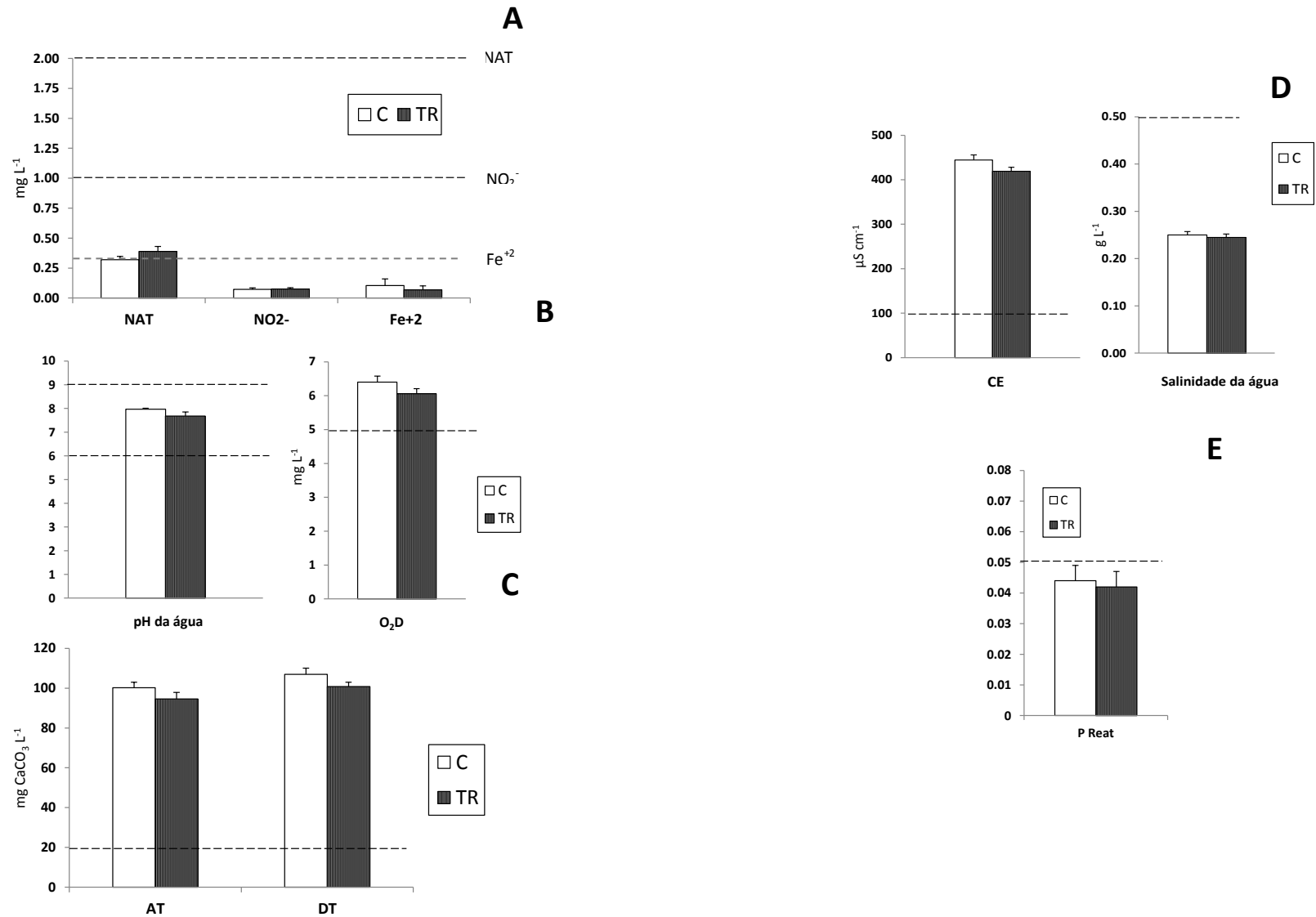
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Houve uma pequena diferença na concentração média de NAT entre o ponto-controle e o ponto tanques-rede (Figura 9A). O valor encontrado para o NAT dos tanques-rede foi superior ao encontrado para o ponto-controle. Porém tanto a concentração encontrada no ponto-controle como nos tanques-rede foram abaixo dos valores máximos recomendados pela resolução 357/05 do CONAMA (BRASIL, 2005) que é de $2,0 \text{ mg L}^{-1}$. Dessa forma ocorreu uma eutrofização insignificante, respeitando a capacidade de suporte do manancial, assim como o observado por Binda (2006).

Para o NO_2^- não foi visualizada nenhuma diferença considerável entre os pontos monitorados. O ponto controle apresentou concentrações de ferro dissolvido 66,35% maior que o ponto localizado nos tanques-rede. Os resultados observados não tem uma significação prática, pois se espera uma maior concentração de ferro dissolvido em águas pouco oxigenadas, entretanto a maior concentração de O_2D se encontra no ponto controle (SÁ, 2012). Os indicadores NO_2^- e Fe^{+2} também estão de acordo com os valores para a EACs de Classe 2 (águas com uso destinado ao abastecimento humano, recreação, proteção de comunidades aquáticas, irrigação, aquicultura e pesca) que são menores que $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,3 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente.

É possível observar que tanto o pH da água quanto a concentração de O_2D apresentaram a mesma tendência nos dois pontos monitorados no presente trabalho (Figura 9B). O ponto-controle apresentou concentrações maiores de O_2D que na área onde estavam localizados os tanques-rede. A maior demanda de O_2D devido aos tanques-rede e o maior acúmulo de matéria orgânica, podem ser apontados como responsáveis pela diferença, porém essa pequena redução manteve-se dentro do aceitável para o desenvolvimento do cultivo (KUBITZA, 1998). O pH da água apresentou seus valores entre os limites inferiores e superiores de adequação, que são 6,0 e 9,0, respectivamente, e o O_2D acima do valor mínimo recomendado que é maior que $5,0 \text{ mg L}^{-1}$. Portanto, os dois pontos monitorados estão com boas concentrações para corpos hídricos de Classe 2 (BRASIL, 2005). Em todas as análises, os resultados de alcalinidade total, dureza total, CE e salinidade da água do ponto-controle foram ligeiramente superiores aos encontrados no ponto localizado nos tanques-rede (Figuras 9C e 9D). Desses, a diferença na salinidade da água foi a mais discreta, se tornando praticamente imperceptível entre os pontos.

Figura 9 – Indicadores físico-químicos de qualidade da água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos. C: controle, área do açude distante 50 m dos tanques redes; TR tanques-rede, área do açude ocupada com tanques redes. A linha pontilhada representa os valores de referência de cada variável. A linha pontilhada representa o valor de referência da variável.



Fonte: Elaborada pelo autor.

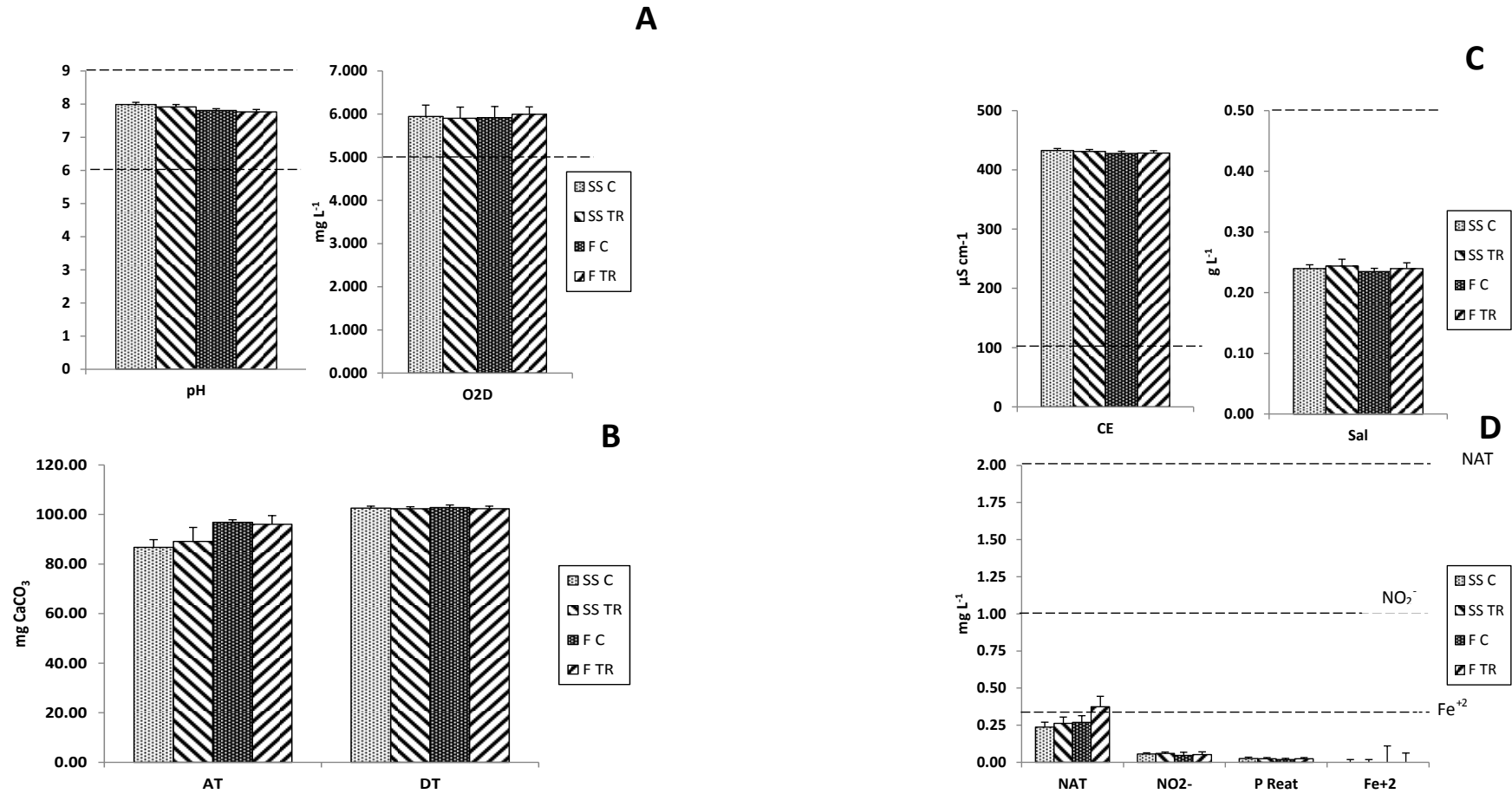
O ponto-controle apresentou maior concentração de fósforo reativo que o ponto dos tanques-rede (Figura 9E). Entretanto, as concentrações de fósforo, em ambos os pontos ficaram acima do valor máximo estipulado para corpos hídricos lânticos de Classe 2, que é $0,03 \text{ mg L}^{-1}$, mas abaixo do limite de $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ para corpos de água intermediários (BRASIL, 2005). Na época de estiagem há o risco de ocorrer florações algais, que são prejudiciais ao cultivo. Este risco poderia ser menor com a renovação de água no manancial. Porém deve-se levar em consideração a entrada de material alóctone devido o escoamento superficial para o açude (GREGORIO; AZEVEDO; SANTOS, 2012).

A dureza total não apresentou diferença quanto ao ponto de coleta ou quanto à profundidade (Figura 9C). Os valores observados para a alcalinidade e dureza total da água estão de acordo com os parâmetros necessários para o bom desenvolvimento da piscicultura que são de pelo menos $20 \text{ mg L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ (BOYD; TUCKER, 1998).

Foi observado que o pH da água apresentou pequenas diferenças entre os valores nos pontos e profundidades estudadas (Figura 10A). Os maiores valores de pH foram registrados as 12h00min na água subsuperficial e na água de fundo. Já as 24 h00min ocorreu o inverso, foi registrado o menor valor do pH diário. O principal motivo da variação do pH na água durante o ciclo nictimeral é a fotossíntese realizada pelo fitoplâncton (KUBITZA, 1998; MAGALHÃES, 2010). Durante todo o ciclo nictimeral, o pH da sub-superfície se manteve mais elevado que o pH de fundo. Provavelmente, a diferença se deu devido ao acúmulo de matéria orgânica no fundo e a estratificação térmica da coluna d'água corroborando com os resultados obtidos por Miwa (2007), ao analisar a o sistema de esgoto de Cataji em São Paulo. No entanto, todos os valores de pH da água obtidos no presente trabalho estiveram dentro das normas estabelecidas para corpos hídricos de Classe 2 (BRASIL, 2005).

As concentrações de O_2D apresentaram grande variação durante o ciclo nictimeral. A quantidade de oxigênio presente nas amostras de 12 e 18h00min foram superiores a que estavam presentes nas amostras de 24 e 06h00min. O ápice ocorreu as 12h00min quando foram registradas as maiores concentrações de oxigênio dissolvido na água. Nos outros dois horários, foram obtidas as menores concentrações de O_2D na água, sendo que a menor leitura foi registrada no horário de 06h00min, na sub-superfície, medindo $4,9 \text{ mg L}^{-1}$. Esse valor está um pouco abaixo do valor mínimo estipulado de $5,0 \text{ mgL}^{-1}$ de O_2D (BRASIL, 2005).

Figura 10 – Indicadores físico-químicos de qualidade da água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em quatro pontos distintos. SS C: subsuperficial controle, coleta de amostra de água subsuperficial (20 – 30 cm abaixo da superfície da água), em arpa do açude distante 50 m dos tanques-rede, SS TR: subsuperficial tanques-rede, coleta de amostra subsuperficial em área do açude com tanques-rede; F C: fundo controle, coleta de amostras de água de fundo (20 – 30 cm acima da superfície do solo), em área do açude distante 50 m dos tanques redes; F TR: fundo tanques-rede, coleta de amostra de água de fundo em área do açude ocupada por tanques -rede. A linha pontilhada representa os valores de referencia de cada variável.



Fonte: Elaborada pelo autor.

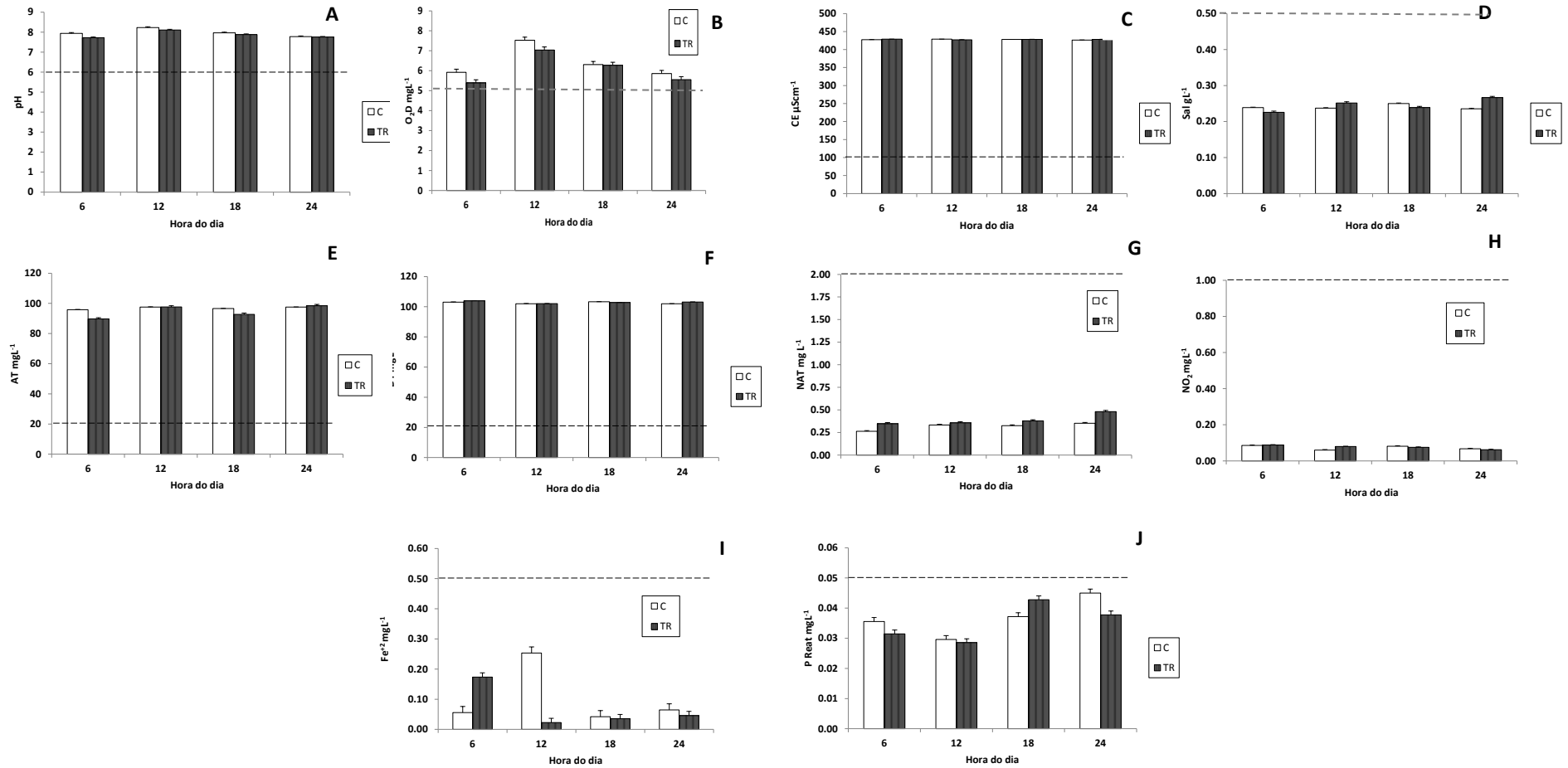
Constatou-se uma inversão na concentração do oxigênio na água com o local da coleta. Durante os horários onde a fotossíntese ocorria com maior intensidade antes da coleta, a sub-superfície apresentou uma maior quantidade de O₂D na água. Já nos horários onde a fotossíntese diminuía (24 e 06h00min), o fundo apresentava uma maior concentração de O₂D. As concentrações de O₂D sempre foram superiores no ponto controle quando comparadas as dos tanques-rede. Apesar dessa diferença os dois pontos se mantiveram acima do limite mínimo de 5,0 mgL⁻¹, indicando que a piscicultura era ambientalmente sustentável e não alterava de forma danosa a físico-química da água (SÁ, 2012).

As concentrações de NAT dos diferentes pontos foram bem semelhantes entre si, exceto para as amostras de fundo coletadas nos tanques-rede, que foram superiores aos demais pontos. Com isso é provável que a qualidade da água do local onde a piscicultura está instalada, tenha uma grande sedimentação de fezes de peixes e de ração não consumida (CHO e BUREAU, 2001; McGHIE et al, 2000). As concentrações de nitrito e fósforo reativo apresentaram comportamento parecido, com os menores valores sendo obtidos nas amostras de fundo do ponto controle (F C). Apesar disso, as diferenças entre os valores foram mínimas.

As concentrações de Fe⁺² foram próximas à zero (Figura 10D). Baixas concentrações de Fe⁺² podem ocorrer devido a concentrações satisfatórias de O₂D na água de fundo, impedindo que aconteça o desprendimento do ferro dos sedimentos, ao contrário do que ocorre em meios anaeróbios (MARTINS; SPERLING, 1997). Todas as variáveis de qualidade de água monitoradas no presente trabalho se mantiveram dentro das normas para a piscicultura em corpos de água de Classe 2 (BRASIL, 2005).

O pH manteve um padrão bastante estável durante todo o ciclo nictimeral, onde as diferenças encontradas foram bem discretas (Figura 11A). Em todos os horários, os resultados mostraram valores ligeiramente maiores no ponto-controle, sendo que os maiores foram observados nas coletas de 12h00min. Esses valores variaram dentro da faixa ideal de pH para a piscicultura, indicando uma boa condição ambiental do meio. Em condições adversas ao desenvolvimento do cultivo, valores menores de pH apareceriam e indicariam a acidificação do meio. (SÁ, 2012). O oxigênio mostrou uma grande variação durante as análises no ciclo diário (Figura 11B). Como esperado, os maiores valores observados de O₂D ocorriam as 12 e as 18h00min, horários que ocorriam durante e logo após a fase clara do dia. Nos outros dois horários (06 e 24h00min), foram observados os menores valores de O₂D.

Figura 11 – Indicadores físico-químicos de qualidade da água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos (C e TR), em quatro horários diferentes. C: Controle, área do açude distante 50 m dos tanques redes; TR: tanques-rede, área do açude ocupada com tanques-rede. A linha pontilhada representa os valores de referência de cada variável



Fonte: Elaborada pelo autor.

Em todos os horários, assim como o observado para os resultados de pH, as concentrações de O₂D do ponto controle foram maiores que as observados no ponto localizado nos tanques-rede. O O₂D também variou de forma aceitável na Fazenda Campo Grande. Todos os valores, em ambos os pontos se mostraram satisfatórias para o desenvolvimento da piscicultura (BOYD, 2010).

Os resultados de condutividade elétrica, salinidade, alcalinidade total e dureza total variaram pouco durante o ciclo nictimeral, permanecendo praticamente estáveis, na maioria dos casos (Figuras 11C, 11D, 11E, 11F). Altos valores de alcalinidade contribuem para a manutenção e para a que ocorra a variação do pH na água (SÁ, 2012). Em todos os casos, foram notadas apenas pequenas variações nos valores encontrados entre os diferentes horários e tratamentos. As concentrações de NAT na água apresentaram uma tendência de crescimento durante o ciclo nictimeral (Figura 11G). É provável que o fitoplâncton não tenha crescido durante as coletas, pois o mesmo absorve a amônia durante o seu crescimento (REYNOLDS, 1984).

Durante o ciclo nictimeral, os valores encontrados no ponto-controle foram menores que os encontrados no ponto entre os tanques-rede. A liberação de amônia para a água é maior na área dos tanques-rede devido à degradação da ração e das fezes dos peixes ricas em proteínas (CHO e BUREAU, 2001). As diferenças encontradas ao se comparar o mesmo tratamento nos horários com o maior e o menor valor ultrapassam os 25% em ambos os casos. Mesmo com essa grande variação todas as concentrações observadas estão abaixo do limite máximo regulamentado (BRASIL, 2005).

O nitrito foi outro indicador químico que se mostrou bastante estável ao longo do ciclo nictimeral (Figura 11H). Ocorreram diferenças mínimas entre os pontos analisados (C e TR), sendo que nos dois primeiros horários (06 e 12h00min), o ponto localizado nos tanques-rede apresentou concentrações de nitrito ligeiramente superiores as do ponto controle. Já nos outros horários (18 e 24h00min), ocorreu o inverso, o ponto-controle foi o que apresentou as maiores concentrações de nitrito na água. Em todos os horários, as concentrações de nitrito estão abaixo do máximo permitido para corpos de água Classe 2, que é de 1,0 mg L⁻¹ (BRASIL, 2005).

As concentrações de Fe⁺² apresentaram valores bem diferentes entre os pontos e horários (Figura 11I). Em três dos quatro horários de monitoramento, o ponto-controle apresentou maiores concentrações de ferro dissolvido na água que o ponto dos tanques-rede. Na coleta de 06h00min, os valores encontrados para o ponto controle foram expressivamente menores que a encontrada nos tanques-rede. As 12h00min o inverso ocorreu, os valores mais

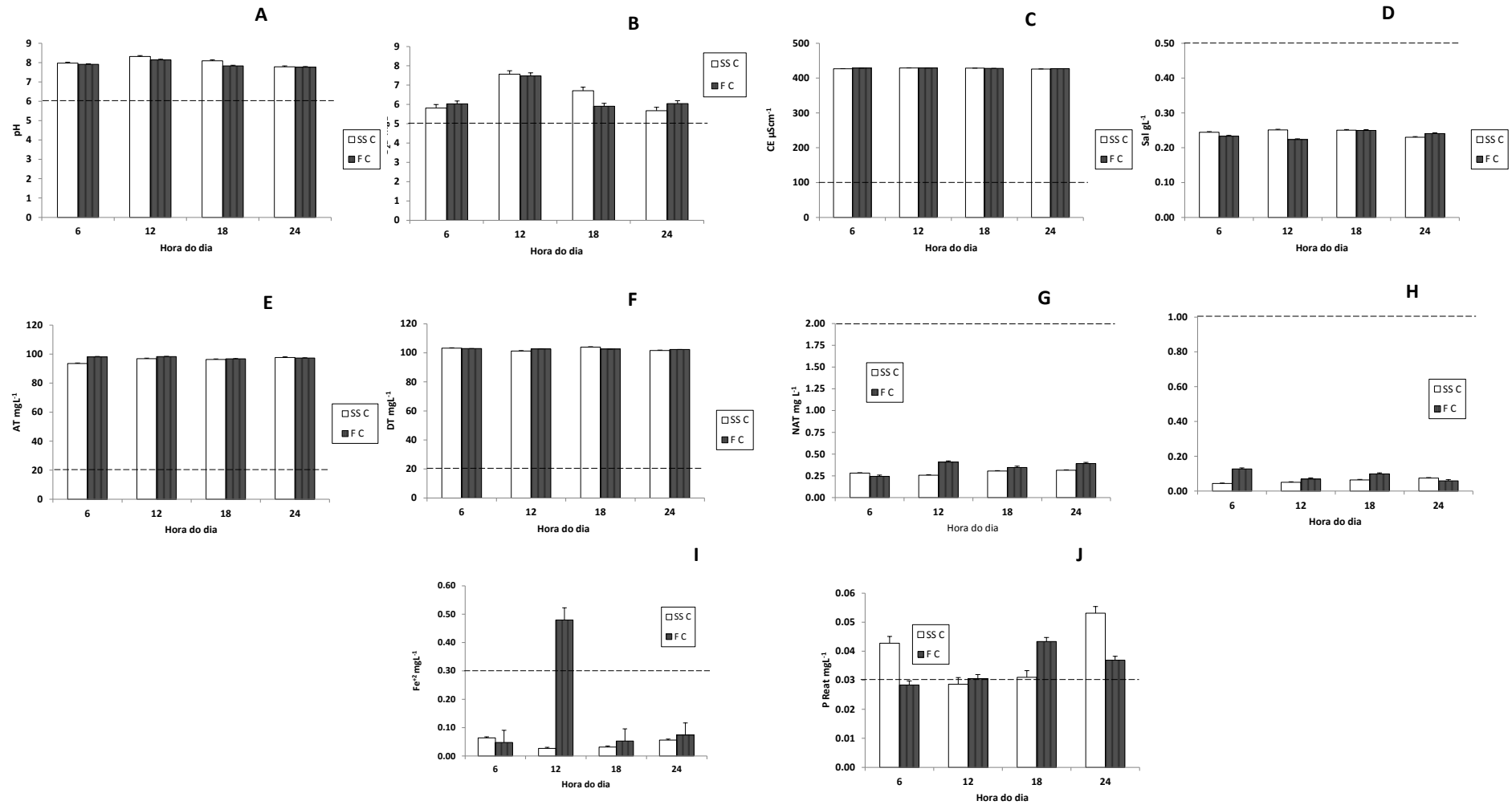
expressivos foram observados no ponto controle. Nos demais horários (18 e 24h00min) os valores apresentaram uma ligeira diferença. Todos os resultados de ferro dissolvido relatos no presente trabalho estão de acordo com as normas, onde é citado como valor máximo permitido $0,5 \text{ mg}^{-1}$ de ferro dissolvido (BRASIL, 2005).

As concentrações de fósforo reativo na água sofreram variação ao longo do ciclo nictimeral (Figura 11J). O ponto-controle apresentou maiores concentrações de fósforo reativo que o ponto nos tanques-rede em três dos quatro horários de coleta (06, 12 e 24h00min). Apenas às 18h00min, a concentração de fósforo reativo foi maior nos tanques-rede que no ponto controle. As maiores concentrações de fósforo reativo foram encontradas nas águas coletadas as 18 e 24h00min, em ambos os tratamentos. Geralmente, uma maior quantidade de fósforo indica uma maior eutrofização. Porém, pode indicar uma menor densidade algal devido a menor absorção do nutriente (MORABITO, 1997). Em todos os casos, os valores observados estavam de acordo com os previstos para corpos hídricos de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Os resultados de condutividade elétrica, salinidade, alcalinidade e dureza total pouco variaram durante o ciclo nictimeral e entre as profundidades analisadas. Apenas os resultados de alcalinidade total às 06h00min que mostraram uma discreta diferença em relação às demais observações. Todos os indicadores físico-químicos monitorados no presente trabalho estavam em boas condições para o desenvolvimento da aquicultura em corpos de água de usos múltiplos.

As concentrações de NAT foram maiores na maior profundidade (água de fundo) em três dos quatro horários de monitoramento. Apenas as coletas de 06h00min a água de sub-superfície continham uma maior concentração de NAT que a quantidade existente no fundo. É comum que a concentração de amônia seja maior no fundo que na sub-superfície pois é nos sedimentos que ocorre a maior parte da decomposição da matéria orgânica (nesse caso em especial as fezes e ração não consumida), dessa forma já é esperado uma maior concentração na água de fundo (TUNDISI; MATSUMUTA TUNDISI, 2008). O pico das concentrações de NAT foi registrado nas coletas de 12h00min (Figura 12G). Neste horário também foi aonde se observou a maior diferença entre as concentrações da sub-superfície e do fundo. A estratificação térmica junto da estratificação química pode ter influenciado nessa diferença, já que evitou a mistura das massas de água (MARQUES; FERREIRA; BARBOSA, 1999). Outro fator que pode ter ajudado nessa diferenciação, foi a absorção da amônia pelo fitoplâncton na zona eufótica contribuindo assim com a diminuição da concentração da amônia na área subsuperficial (TRAIN; OLIVEIRA; QUEVEDO, 2000). O nitrito apresentou

Figura 12 – Indicadores físico-químicos de qualidade da água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos (C e TR), em quatro horários diferentes. C: Controle, área do açude distante 50 m dos tanques redes; TR: tanques-rede, área do açude ocupada com tanques-rede. A linha pontilhada representa os valores de referência de cada variável.



Fonte: Elaborada pelo autor.

maiores concentrações na água de fundo que na água subsuperficial, exceto no último horário onde a água de sub-superfície mostrou valores ligeiramente superiores ao da água de fundo. No horário de 06h00min, o resultado mostrado para a água de fundo foi quase três vezes maior que o apresentado na água subsuperficial. Durante o amanhecer são encontradas as menores concentrações de O₂D na água, fator que contribui na amonificação do nitrato, já que ocorre em situações onde o oxigênio é escasso (AZEREDO; OLIVEIRA, 1996). Visto que as concentrações de nitrito foram baixas e a nitrificação da amônia não se fez por completa, o nitrito acumulou-se no fundo. Mesmo nesse caso, tanto o NO₂⁻ como o NAT estavam dentro dos valores estipulados para corpos hídricos de Classe 2 (BRASIL, 2005).

A concentração de ferro dissolvido na água de fundo, no horário de 12h00min, foi quase 18 vezes maior que o obtido na água subsuperficial. Com a estratificação térmica e a diminuição da quantidade de O₂D no fundo, houve a liberação do ferro que estava presente nos sedimentos para a água de fundo (OLIVEIRA; SCHMIDT; de FREITAS, 2010). Nas demais coletas, a diferença entre nas concentrações de ferro dissolvido na água foram discretas. No horário de 12h00min, a concentração de ferro dissolvido ultrapassou o limite máximo de 0,3 mg L⁻¹ (BRASIL, 2005).

O fósforo reativo apresentou um comportamento inverso ao do O₂D (Figura 12J). O fitoplâncton utiliza o fósforo presente na água para a realização da fotossíntese e com isso produzem O₂D, justificando assim o resultado encontrado. No fundo há menores concentrações de O₂D, com isso o fósforo é despreendido do sedimento para a água (MARTINS; SPERLING, 1997). Comparando com o fundo, a sub-superfície teve maiores quantidades de fósforo reativo nos horários de 24 e 06h00min. Nos horários de 12 e 18h00min, o fundo possuía as maiores quantidades. Em geral, as concentrações de fósforo reativo não extrapolaram o valor limite estipulado pelo CONAMA (2005) para ambientes lenticos, que é de 0,03 mg L⁻¹. Apenas nos horários de 06h00min, na água fundo (0,028 mgL⁻¹), e às 12h00min, na água subsuperficial (0,029 mgL⁻¹), as concentrações de fósforo reativo ficaram muito próximo ao valor (BRASIL, 2005).

O pH da água pouco variou durante o monitoramento nictimeral (Figura 13A). Os valores de pH da água foram ligeiramente superiores na sub-superfície dos tanques-rede quando comparado com o fundo do açude, abaixo do cultivo. A maior presença de matéria orgânica em decomposição no fundo, acaba diminuindo o pH da água. Pois, com a decomposição aeróbia ocorre a liberação de CO₂ para a água tornando o pH cada vez menor (KUBITZA, 1998). Os maiores valores de pH da água foram observados durante as coletas de 12 e 18h00min, provavelmente devido à maior atividade fotossintética. Os menores valores de

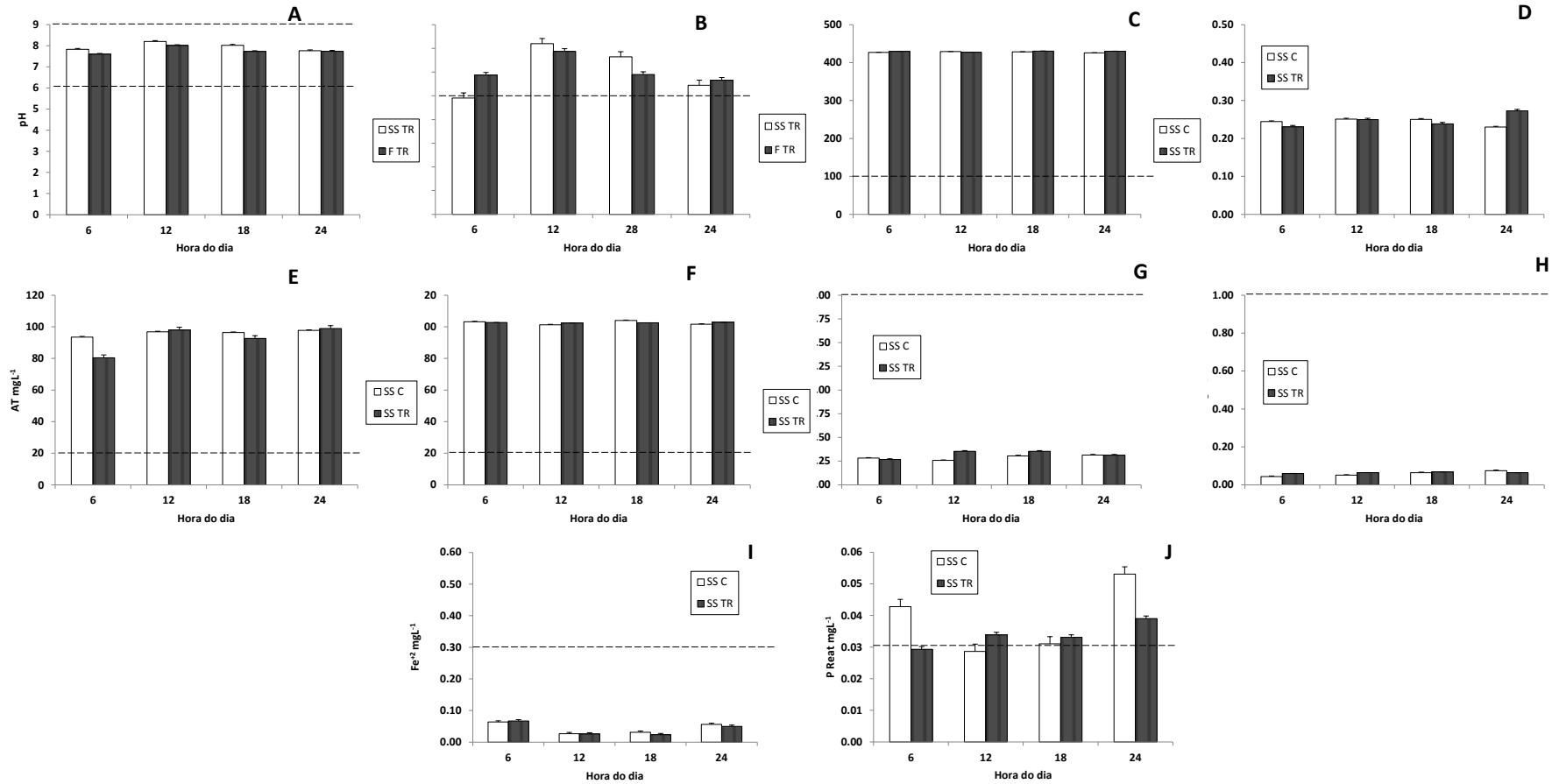
pH da água foram registrados as 24 e as 06h00min. Tanto na sub-superfície como no fundo dos tanques-rede, os valores de pH da água encontrados no presente trabalho se enquadraram no exigido para corpos de água de Classe 2 (BRASIL, 2005).

O comportamento do O_2D na água mostrou que nos horários onde a radiação solar antes da coleta era mais incidente (12 e 18h00min), a concentração de oxigênio nos tanques-rede foi superior na sub-superfície quando comparado com o fundo (Figura 13B). Com isso é possível afirmar que nestes horários ocorria estratificação térmica na área estudada, corroborando com os resultados observados por Magalhães (2010) na Lagoa da Maraponga. A concentração de O_2D observada no período escuro do dia mostrou concentrações superiores de oxigênio no ponto localizado no fundo do açude, logo abaixo dos tanques-rede. Com a ação dos ventos e o movimento das correntes aquáticas desestratificou a coluna d'água e misturou as camadas antes separadas, dessa maneira as conferiu novas características químicas (TRINDADE; FURLANETTO; PALMA-SILVA, 2009).

Os valores observados para a condutividade elétrica, salinidade, alcalinidade total e dureza total pouco variaram durante o ciclo nictimeral (Figuras 13C; 13D; 13E; 13F). A única exceção foi observada no horário de 06h00min para alcalinidade total, onde a concentração sub-superficial apresentou um valor inferior em relação ao valor observado no fundo e às demais concentrações obtidas nos tanques-rede.

As concentrações de NAT encontradas no fundo dos tanques-rede foram maiores que as concentrações encontradas na sua sub-superfície (Figura 13G). A decomposição de maior parte da matéria orgânica acontece no fundo, em contato com o sedimento, por estar em contato direto com este sedimento orgânico a água de fundo geralmente tem uma qualidade inferior a subsuperficial. Isto pode ser agravado inclusive com a estratificação térmica da coluna d'água (MIWA, 2007). Apenas o horário de 12h00min apresentou uma discreta diferença entre as profundidades. Entretanto, as demais diferenças foram bem expressivas, incluindo a do monitoramento de 24 h. A concentração de NAT observada no fundo foi maior que o dobro encontrado na superfície dos tanques-rede. Mesmo assim, todos os valores observados estavam dentro das normas estipulados para a corpos hídricos de Classe 2 (BRASIL, 2005). As concentrações de nitrito mostraram pequenas diferenças entre as profundidades (Figura 13H). Maiores concentrações de nitrito foram observadas no fundo em três dos quatro horários monitorados no presente trabalho.

FIGURA 13. Indicadores físico-químicos de qualidade da água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos (SS TR e F TR), em quatro diferentes horários. SS TR: subsuperficial tanques-rede, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude ocupada com tanques-rede; F TR: fundo tanques-rede, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede. A linha pontilhada representa os valores de referência de cada variável.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Após a desestratificação térmica, podem ocorrer mortandades em massa de peixes nos tanques-rede devido ao envenenamento por nitrito. Forma-se a metahemoglobina impedindo a respiração dos peixes, causando morte por asfixia (SÁ, 2012). Apenas na coleta de 24 h, a concentração de nitrito foi ligeiramente maior na sub-superfície.

No monitoramento de 06h00min, as concentrações de ferro dissolvido na água no fundo, no ponto dos tanques-rede, foram quatro vezes maiores que o valor observado na superfície. Apenas na coleta de 12h00min, a concentração de Fe^{+2} foi maior na sub-superfície que no fundo. Nos demais horários, as maiores concentrações de ferro dissolvido foram encontradas no fundo dos tanques-rede. Haverá mais Fe^{+2} em águas menos oxigenadas. Com a solubilização do ferro, há a entrada de fósforo na água a partir dos sedimentos (fertilização interna) que pode causar blooms algais nocivos ao meio ambiente e ao cultivo (MATINS; SPERLING, 1997). As concentrações de ferro dissolvido na água encontrados no presente trabalho estavam de acordo com o as normas estabelecidas para corpos de água de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Apenas dois resultados de fósforo reativo se posicionaram abaixo do limite máximo, mesmo assim estando bem próximos do mesmo ($0,03 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 13J). Apenas às 06h00min na sub-superfície dos tanques-rede e às 12h00min no fundo abaixo dos tanques-rede as concentrações foram aceitáveis. As demais concentrações ficaram acima do limite aceitável para corpos de água de Classe 2 (BRASIL, 2005).

A água sub-superficial do ponto controle apresentou um valor de pH ligeiramente maior que o da água sub-superficial dos tanques-rede. Os resultados obtidos pouco variaram ao longo do ciclo nictimeral. Dessa forma, o pH da água em ambos os pontos monitorados estava bem estável e dentro dos limites exigidos (BRASIL, 2005). Indicando que a água possuía uma boa alcalinidade, ou seja, poder-tampão de pH (ESTEVEES, (2011).

A concentração de O_2D na água variou bastante durante o dia, mostrando a maior concentração na coleta de 12h00min, entre as águas subsuperficiais (Figura 14B). Como esperado, as maiores concentrações de O_2D foram observadas nos horários onde a água tinha influencia direta da radiação solar. O inverso também pôde ser observado com os resultados das concentrações de O_2D nos horários de 06 e 24h00min. Nestes ocorreram as menores concentrações de O_2D nas águas sub-superficiais analisadas, sendo que, as 06h00min o valor observado foi ligeiramente menor que o mínimo exigido (5 mg L^{-1}) pelo (BRASIL, 2005). Em todos os horários analisados, as concentrações de O_2D das águas sub-superficiais do ponto controle foram maiores que as concentrações encontradas nas águas subsuperficiais do ponto tanques-rede. Assim podemos afirmar que a concentração de matéria orgânica, especialmente

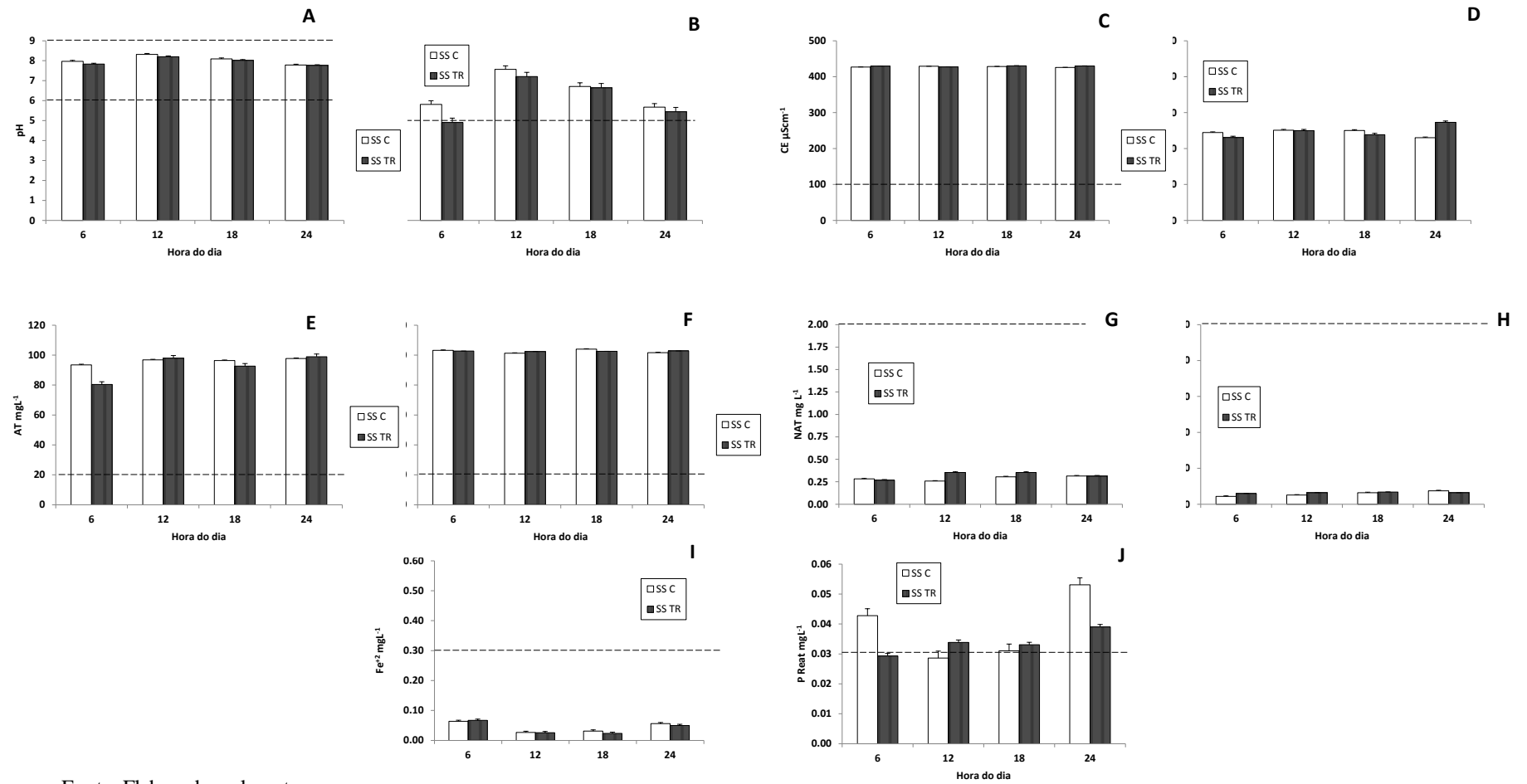
de carbono orgânico dissolvido (COD), era superior na área onde se encontravam os tanques-rede (ESTEVEES, 2011).

Os valores obtidos de condutividade elétrica, salinidade, alcalinidade total e dureza total pouco variaram durante a análise nictimeral (Figuras 14C; 14D; 14E; 14F). Apenas em dois casos, a água subsuperficial dos tanques-rede apresentou um comportamento diferenciado dos demais. A salinidade da água no horário de 24 h foi um pouco maior que o observado na amostra subsuperficial, para o ponto-controle. A alcalinidade total da água subsuperficial do ponto-controle às 06h00min apresentou maior diferença em relação aos demais horários. Entretanto, os resultados para todas as variáveis listadas acima são aceitáveis para corpos de água de Classe 2, segundo Brasil (2005) e Boyd e Tucker (1998).

As concentrações de NAT se mostraram ligeiramente maiores nas amostras subsuperficiais do ponto controle as 06 e 24h00min que nas amostras dos tanques-rede, para esses mesmos horários (Figura 14G). Nos outros dois horários (12 e 18h00min), houve uma diferença maior entre as concentrações de NAT dos pontos. No entanto, as maiores concentrações de NAT foram registradas nos tanques-rede. Com a decomposição das fezes dos peixes cultivados e da ração não consumida ocorreu à liberação de amônia para a água (SÁ, 2012). Os valores observados de NAT foram mais de cinco vezes menores que o valor máximo permitido para corpos de água de Classe 2 (BRASIL, 2005).

As concentrações de nitrito apresentaram pequenas diferenças entre as águas subsuperficiais nos dois pontos e também diferenças no ciclo nictimeral (Figura 14H). A água subsuperficial nos tanques-rede mostrou uma concentração de nitrito maior em três das quatro coletas realizadas no presente trabalho (06, 12 e 18h00min). A concentração de nitrito na água subsuperficial no ponto controle foi aumentando aos poucos até que, na análise de 24h00min, observou-se concentração de NO_2 superior na água de fundo. Tal comportamento sugeriu uma desestratificação térmica e química muito semelhante a observada por Magalhães (2010) na Lagoa da Maraponga. As maiores concentrações de ferro dissolvido na água foram observadas nos horários onde o período noturno antecedeu as coletas (Figura 14I). Nesses horários (06 e 24h00min), as concentrações de Fe^{+2} foram superiores ao dobro das concentrações dos outros dois horários de monitoramento (12 e 18h00min). A água de fundo, ao contrário da água subsuperficial, está menos sujeita aos efeitos provocados pelas alterações atmosféricas, tais como ventos, chuvas e exposição ao sol (BEZERRA-NETO; PINTO-COELHO, 2002).

FIGURA 14. Indicadores físico-químicos de qualidade da água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos (SS C e SS TR), em quatro diferentes horários. SS C: subsuperficial controle, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude distante 50 m dos tanques-rede; SS TR: subsuperficial tanques-rede, água subsuperficial coletada na área do açude ocupada com tanques-rede. A linha pontilhada representa os valores de referência de cada variável.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Às 06h00min foi o único horário do dia em que a concentração de Fe^{+2} presente na água subsuperficial nos tanques-rede foi superior a do ponto controle. As diferenças entre as concentrações de Fe^{+2} durante o monitoramento nictimeral e nas águas dos dois pontos observados foram mínimas. Tanto o Fe^{+2} como o nitrito apresentaram valores em concordância com as normas para corpos d'água de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Foi observado que a relação entre as concentrações de fósforo reativo e de O_2D foi inversamente proporcional. Os sedimentos são o grande reservatório de fósforo do EAC. Sabe-se que há liberação de fósforo dos sedimentos para a água da coluna em anaerobiose, isso explica o aumento e a queda do fósforo (TROELL; BERG, 1997). As maiores concentrações de fósforo reativo foram observadas nos horários de 06 e 24h00min, na água subsuperficial do ponto-controle. Nos outros dois horários (12 e 18h00min), foram registrados os menores valores de fósforo reativo para a água subsuperficial do ponto-controle (Figura 14J). Com o aumento na concentração de O_2D na água, por efeito da fotossíntese, há precipitação de compostos metálicos para o fundo. Nesse processo, há co-precipitação de fosfatos, que seguem adsorvidos aos metais. (CAPELO NETO *et al.* 2001).

As concentrações de fósforo reativo da água subsuperficial dos tanques-rede variaram muito pouco no decorrer do ciclo nictimeral. Apenas as concentrações de fósforo reativo das 06h00min, da água subsuperficial dos tanques-rede, e a das 12h00min, da água subsuperficial do ponto controle, estiveram dentro da norma (BRASIL, 2005). As demais concentrações de fósforo reativo ultrapassaram o limite máximo permitido para corpos de água de Classe 2 (BRASIL, 2005).

Houve poucas diferenças no pH da água quando foi feita a comparação dos valores encontrados no fundo da área controle e no fundo da área com os tanques-rede (Figura 15A). Este resultado mostrou que o cultivo na fazenda se fazia de forma ambientalmente sustentável visto que não ocorreu à acidificação do solo abaixo dos tanques-rede, processo observado na Lagoa da Maraponga devido a grande quantidade de matéria orgânica presente no fundo da lagoa (MAGALHÃES, 2010). Em todas as coletas, o pH da água de fundo da área-controle se mostrou ligeiramente mais alcalino que o da área com tanques-rede. Em todos os horários e em ambos os tratamentos, o pH da água estava de acordo com o estabelecido (BRASIL, 2005).

A concentração de O_2D apresentou um comportamento bem parecido ao do pH, pois em todos os horários a água de fundo do ponto controle apresentou maiores concentrações de O_2D que na água de fundo do ponto nos tanques-rede (Figura 15B). Os valores observados durante o ciclo nictimeral foram bastante parecidos, exceto às 12h00min,

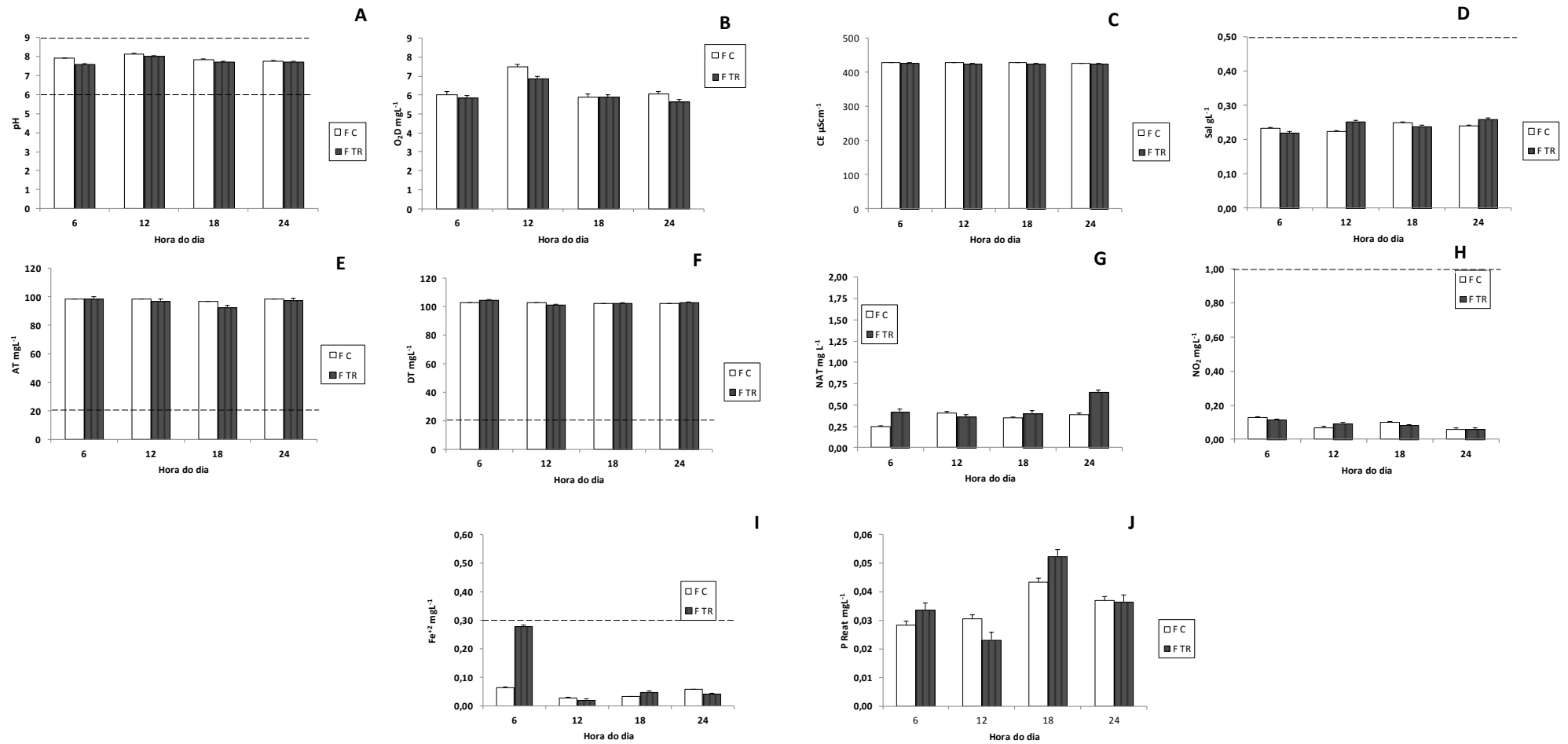
pois nesse horário foram registrados os picos de O_2D . Também nesta coleta (12h00min), foi registrada a maior diferença na concentração de O_2D entre as águas de fundo. Embora altere a físico-química da água, os resultados mostram que a fazenda Campo Grande respeita a capacidade de suporte do ambiente em qual está instalada, já que em todas as análises realizadas com a água de fundo, a concentração de O_2D estava dentro dos padrões exigidos para corpos de água de Classe 2 (BRASIL, 2005).

A condutividade elétrica, a salinidade, a alcalinidade total e a dureza total dos pontos monitorados no presente trabalho pouco mudaram ou, quando muito, sofreram variações discretas, seguindo um padrão estável ao longo do período de estudo (Figuras 15C, 15D, 15E e 15F). A exceção ocorreu apenas para o resultado de salinidade da água em dois horários de coleta (12 e 24h00min), quando houve um aumento na concentração de sais na água de fundo dos tanques-rede, tornando os valores observados naquele ponto maiores que os encontrados na água de fundo do ponto controle. Os resultados encontrados para os indicadores citados acima estão dentro dos respectivos padrões para o desenvolvimento de atividades aquícolas em reservatórios de água doce de Classe 2 (BOYD; TUCKER 1998; BRASIL, 2005; SÃO PAULO, 2006).

Somente em um dos horários de coleta (12h00min), a concentração de NAT da água de fundo do ponto-controle se mostrou superior ao observado no fundo da área com os tanques-rede (Figura 15G). Nos demais horários, a concentração de NAT foi superior na água de fundo da área com os tanques-rede. As maiores diferenças observadas entre as águas de fundo ocorreram durante a fase escura do dia (06 e 24h00min). Esses resultados indicam que as concentrações de O_2D na água de fundo da área dos TRs, durante à noite, caem mais que na água de fundo, do ponto-controle. Em baixas ou menores concentrações de O_2D , há acúmulo de amônia na água (SÁ, 2012). Nesses dois horários, as diferenças nas concentrações de NAT se tornaram bem evidentes quando comparadas com as concentrações observadas nos horários de 12 e 18h00min. Mesmo com essas diferenças, todos os resultados de NAT do presente trabalho estiveram abaixo do valor máximo estipulado (BRASIL, 2005).

As concentrações de nitrito apresentaram um decréscimo em ambos os tratamentos, durante o ciclo nictimeral (Figura 15H). As maiores concentrações de nitrito foram observadas no horário de 06h00min e as menores às 24h00min. É sabido que a pior condição de qualidade de água ocorre nas primeiras horas do dia, após o transcurso da noite, período em que não há a liberação de O_2D na água através da fotossíntese (AZEREDO; OLIVEIRA. 1996).

FIGURA 15. Indicadores físico-químicos de qualidade da água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos (F C e F TR), em quatro diferentes horários. F C: fundo controle, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude distante 50 m dos tanques-rede; FTR: fundo tanques-rede, água de fundo coletada na área do açude ocupada com tanques-rede. A linha pontilhada representa os valores de referência de cada variável.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Ocorreu uma discreta diferença entre as concentrações de nitrito da água de fundo do ponto-controle e da água de fundo do ponto com tanques-rede.

As concentrações de Fe^{+2} da água de fundo, entre os dois pontos monitorados no presente trabalho, também diferiram discretamente (Figura 15I). A exceção foi a coleta realizada às 06h00min, onde a concentração de Fe^{+2} na água de fundo, do ponto dos tanques-redes, foi quase seis vezes maior que o presente na água de fundo do ponto-controle. Esse resultado indica que a concentração de O_2D da água de fundo dos TRs, ao amanhecer, foi inferior a da água de fundo do ponto-controle. Com a queda no O_2D , há liberação de ferro dos sedimentos para a água (CAPELO NETO *et al.* 2001).

Nos dois casos citados, todas as concentrações de ferro dissolvido na água estavam dentro dos valores estipulados para corpos de água de Classe 2, aonde estava a aquicultura (BRASIL, 2005).

As concentrações de fósforo reativo sofreram variações bem evidentes durante o ciclo nictimeral, registrando-se os picos de fósforo no monitoramento realizado às 18 h (Figura 15J). Esse resultado sugere que nesse momento do dia a coluna d'água se encontrava estratificada termicamente, pelo aumento na passagem de fósforo dos sedimentos para a água de fundo com baixas concentrações de O_2D , já que não havia entrada de O_2D da zona eufótica, epilímnio, para o hipolímnio (TROELL; BERG, 1997).

As menores concentrações de fósforo reativo foram registradas às 12h00min. A concentração de fósforo reativo da água de fundo do ponto-controle foi maior que a encontrada na água de fundo do ponto nos tanques-rede. O horário de 24 h foi único no qual ocorreu uma diferença ligeiramente pequena entre os pontos para a concentração de fósforo reativo.

Desta forma foi possível estabelecer se houve relação direta entre alterações nos parâmetros limnológico e os fatores meteorológicos. As condições climáticas vão interferir diretamente nas características físico-químicas da água (ANGELOCCI; VILLA NOVA, 1995). Possivelmente os quadros de estratificação térmica no corpo d'água estudado tenha sofrido influencia devido a estas variações, como é possível observar na quarta campanha, realizada no dia 26 de maio (Figura 16 G). Nela observa-se as maiores variações meteorológicas quando se compara com as demais campanhas realizadas neste trabalho.

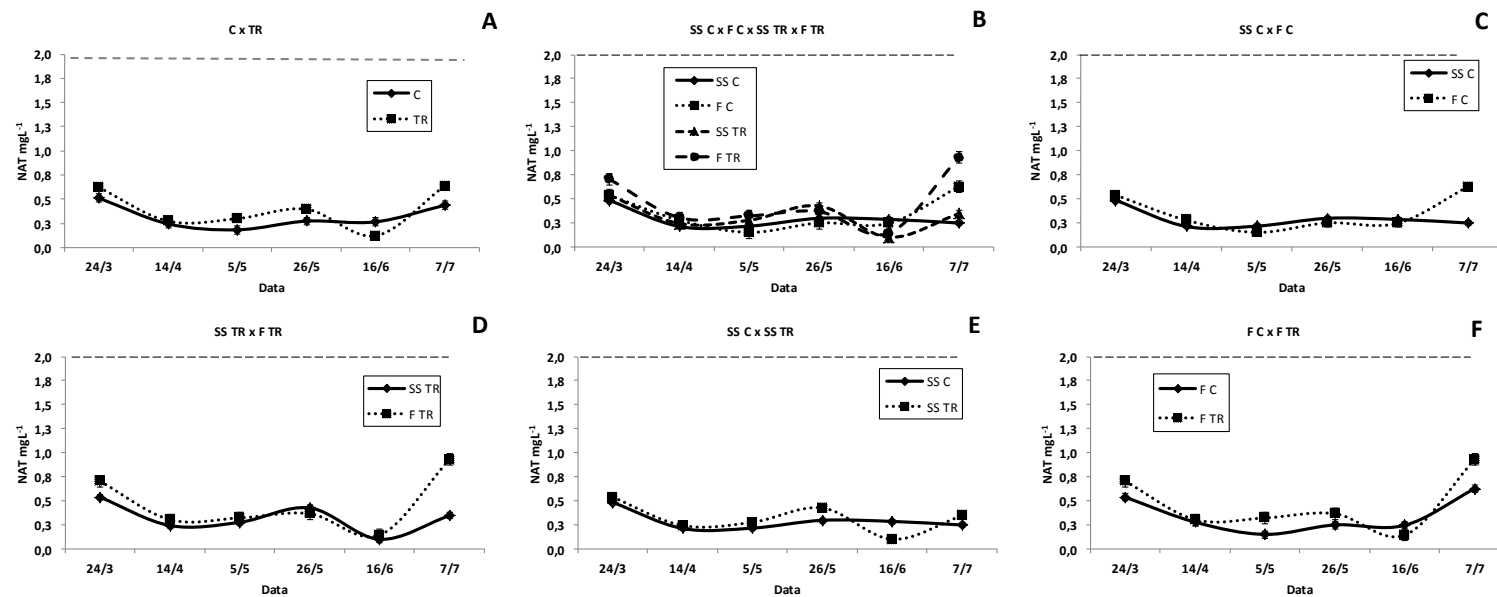
As concentrações de NAT se mantiveram dentro dos padrões recomendados para o desenvolvimento ideal da piscicultura, em todas as campanhas (BRASIL, 2005).

Em cinco das seis campanhas, as concentrações de NAT (Figura 16A) foram maiores no ponto dos tanques-rede que no ponto controle, exceção ocorreu na quinta coleta (16/6), quando a concentração de NAT foi maior no ponto controle. Sugerindo com isso que a dispersão da matéria orgânica produzida na piscicultura não se disperse por uma grande distancia e se mantenha restrita em um pequeno perímetro em torno das gaiolas (AGUADO-GIMENEZ; GARCIA-GARCIA, 2004). Também foi possível observar que as concentrações de NAT no ponto controle se apresentaram mais estáveis ao longo das campanhas. Já o ponto controle apresentou uma variação considerável na concentração de NAT na quinta campanha que diminuiu bastante quando comparada com as demais campanhas realizadas no ponto.

A água subsuperficial do ponto controle se manteve com a concentração de NAT relativamente constante. Apenas na primeira campanha apresentou maiores concentrações de NAT, sendo que nas demais os valores foram ligeiramente semelhantes entre si. No ponto tanques-rede, a água subsuperficial apresentou maiores concentrações de NAT que a analisada no ponto controle, exceto na quinta campanha onde a maior concentração foi observada na água do ponto controle. A concentração de NAT da água de fundo variou bastante para ambos os tratamentos, principalmente na primeira e na última campanha, onde foram registradas as maiores concentrações de NAT. A água de fundo do ponto tanques-rede teve as maiores concentrações de NAT em cinco das seis campanhas realizadas, apenas na quinta ela foi menor que a do ponto controle (Figura 16B). Com esses resultados obtidos para o NAT é possível estabelecer um ranking na qualidade da água entre os pontos e os estratos monitorados, do pior para o melhor: 1 – F TR; 2 – SS TR; 3 – F C e SS C, esses últimos muito semelhantes entre si. Em todas as campanhas, as concentrações de NAT que foram observadas no presente trabalho estiveram de acordo com a resolução nº 375 do CONAMA (BRASIL, 2005).

A concentração de nitrito da água apresentou tendência de crescimento com o passar do tempo, tanto para o ponto controle como para o ponto tanques-rede (Figura 17A). Com o crescimento dos peixes cultivados, há aumento na quantidade de ração ofertada aos peixes. Com isso, a carga de matéria orgânica em decomposição aumenta, liberando mais amônia na água. Esse, pelo trabalho das Nitrossomonas, produz nitrito (E STEVES, 2011; SÁ 2012).

Figura 16 – Concentração de nitrogênio amoniacal total na água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos (C e TR), em diferentes datas. C: Controle, área do açude distante 50 m dos tanques redes; SS C: subsuperficial controle, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude no ponto controle; F C: fundo controle, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede. TR: tanques-rede, área do açude ocupada com tanques-rede; SS TR: subsuperficial tanques-rede, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude ocupada com tanques-rede; F TR: fundo tanques-rede, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede. A linha pontilhada representa os valores de referencia de cada variável



G

	Pressão atmosférica(mb)	Temperatura do ar (°C)	Transparência da água (cm)		Umidade relativo ar (%)	Precipitação acumulada (mm)
			C	TR		
24/mar	1001.78	28.79	73	78	75.13	10.80
14/abr	1002.35	31.01	74	67	64.13	0.00
05/mai	1002.70	28.06	92	87	64.80	0.00
26/mai	1004.15	26.90	59.5	55	69.33	0.00
16/jun	1003.46	31.65	93	81	58.63	0.00
07/jul	1003.08	30.93	91	84	64.13	0.00

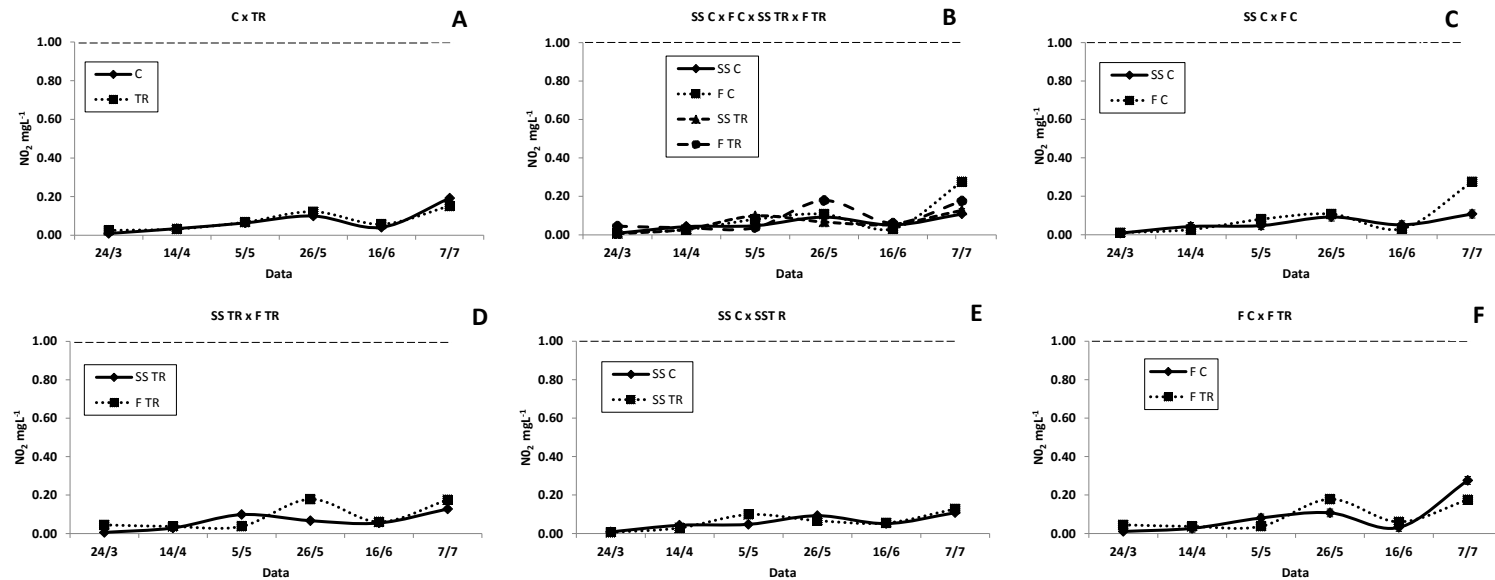
Fonte: Elaborada pelo autor.

Apenas a quinta campanha (16/6) fugiu do padrão crescente nas concentrações de nitrito e apresentou valores menores que nas coletas anteriores. Entretanto, na sexta coleta a concentração de nitrito retomou o padrão de crescimento visto anteriormente. O ponto controle e o ponto tanque rede apresentaram concentrações de nitrito bastante semelhantes durante as seis campanhas realizadas no presente trabalho. As concentrações de NO_2^- observadas neste trabalho estiveram de acordo com o indicado para corpos hídricos de Classe 2, aonde se enquadra a piscicultura (BRASIL, 2005).

As variações nas concentrações de nitrito ao longo do período monitorado foram irrelevantes e mantiveram a tendência crescente da primeira (24/3) até a última campanha (7/7) realizada. As diferenças observadas entre as concentrações de nitrito da água subsuperficial do ponto controle e a do ponto tanques-rede foram mínimas e se mantiveram dentro dos valores ideais indicados para corpos de água (BRASIL, 2005). A água de fundo apresentou na maioria dos casos concentrações de nitrito superiores as encontradas na água subsuperficial. A água de fundo de ambos os pontos apresentou uma maior variação na concentração do nitrito, tendo-se registrado a maior quantidade de nitrito na última campanha. As concentrações de nitrito na água de fundo (C x TR) também se comportaram de forma semelhante entre si. Ao se comparar os pontos de coleta (C e TR), nota-se que ocorreram pequenas diferenças nas concentrações nitrito entre a primeira (24/3) e a terceira campanha (5/5). A partir da quarta campanha (26/5). Observa-se uma maior diferença nas concentrações de nitrito (Figura 17B). Contudo, mesmo com esse aumento as concentrações de nitrito continuaram baixas e dentro do indicado para o desenvolvimento de atividades ligadas a aquicultura em água doce (BRASIL, 2005).

Ao se analisar as concentrações de ferro dissolvido na água (Fe^{+2}) para o ponto-controle (C) e o ponto tanques-rede (TR) é possível observar que, em duas das campanhas realizadas, essas concentrações ultrapassaram o limite máximo de $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ estipulado (BRASIL, 2005). A concentração de ferro dissolvido no ponto tanques-rede, durante a primeira campanha realizada (24/3), ultrapassou o limite estipulado (BRASIL, 2005). Já durante a quarta campanha (26/5), foi o ponto controle que ultrapassou o limite máximo estipulado para o desenvolvimento de atividades aquícolas em água doce. Quando sob estratificação térmica, há redução na concentração de O_2D na água, em intensidade diretamente proporcional a carga de matéria orgânica presente na mesma. Em águas menos oxigenadas, passa a se acumular compostos reduzidos, como a amônia, ou

Figura 17 – Nitrito presente na água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos (C e TR), em diferentes datas. C: Controle, área do açude distante 50 m dos tanques redes; SS C: subsuperficial controle, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude no ponto controle; F C: fundo controle, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede. TR: tanques-rede, área do açude ocupada com tanques-rede; SS TR: subsuperficial tanques-rede, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude ocupada com tanques-rede; F TR: fundo tanques-rede, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede. A linha pontilhada representa os valores de referência de cada variável



G	Pressão atmosférica(mb)	Temperatura do ar (°C)	Transparência da água (cm)		Umidade relativo do ar (%)	Precipitação acumulada (mm)
			C	TR		
24/mar	1001.78	28.79	73	78	75.13	10.80
14/abr	1002.35	31.01	74	67	64.13	0.00
05/mai	1002.70	28.06	92	87	64.80	0.00
26/mai	1004.15	26.90	59.5	55	69.33	0.00
16/jun	1003.46	31.65	93	81	58.63	0.00
07/jul	1003.08	30.93	91	84	64.13	0.00

Fonte: Elaborada pelo autor.

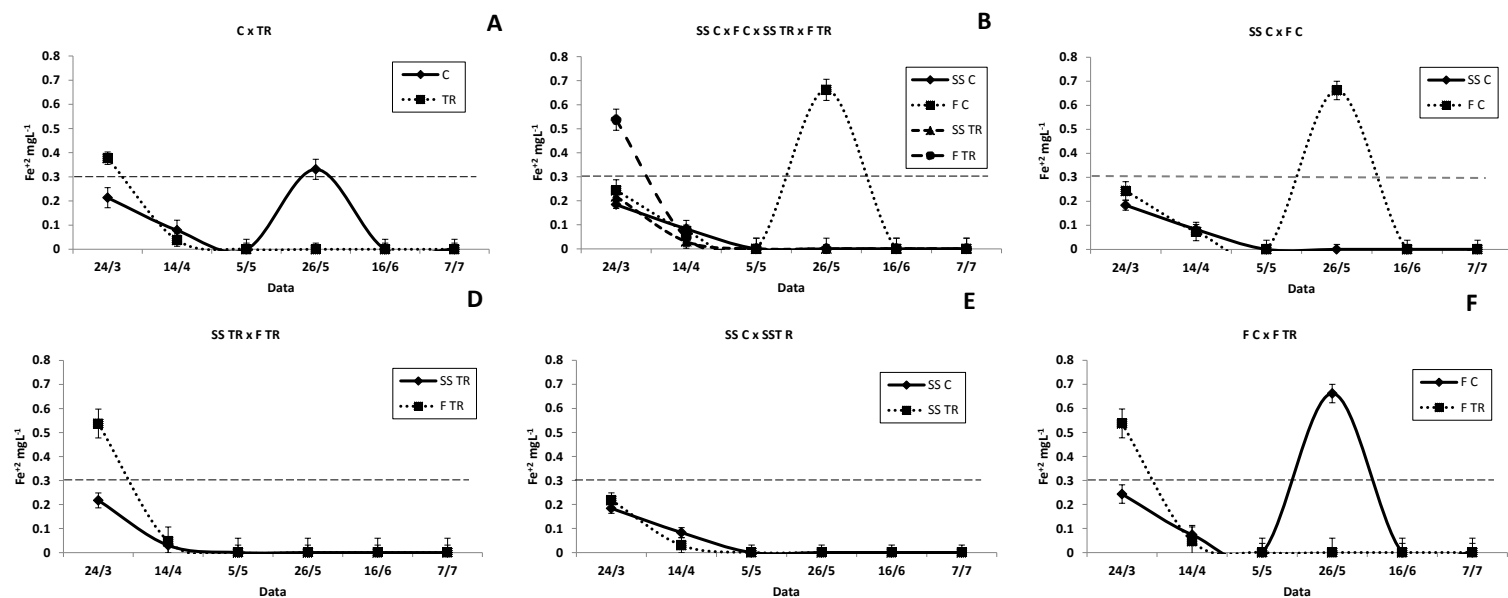
parcialmente oxidados, como o nitrito (REBOUÇAS; BRAGA; TUNDISI, 2006; GOULART; CALLISTO, 2003). Os dois pontos monitorados no presente trabalho mostraram uma tendência decrescente de ferro dissolvido na água até chegar a um nível onde não se observou mais Fe^{+2} . Isso foi válido exceto na quarta campanha (26/5), quando foi registrado um pico na concentração de Fe^{+2} no ponto controle (Figura 18A). Logo após esse pico, a concentração de Fe^{+2} voltou a cair como visto anteriormente.

As concentrações de Fe^{+2} observadas nas águas subsuperficiais foram baixas e ligeiramente diferentes entre os dois pontos monitorados no presente trabalho (C x TR). Somente na primeira e segunda campanha (24/3 e 14/4), foi possível observar alguma concentração de Fe^{+2} na água. A partir da terceira campanha (5/5) em diante não se observou concentrações apreciáveis de Fe^{+2} na água em nenhum dos pontos de coleta. Esse resultado indica que as concentrações de O_2D na água foram satisfatórias ou adequadas, visto haver precipitação de compostos férricos para os sedimentos em aerobiose (MARTINS; SPERLING, 1997). A concentração de Fe^{+2} na água de fundo apresentou o mesmo comportamento decrescente da água subsuperficial, porém de forma mais intensa.

Na quarta campanha (26/5) realizada no presente trabalho, foi registrada a maior concentração de Fe^{+2} de todo o trabalho (Figura 18B), duas vezes maior que o limite máximo estipulado para corpos de água de Classe 2 (BRASIL, 2005). Esse resultado reforça a tese de que, por conta da menor transparência da água observada na 4ª campanha, a coluna d'água do local de coletas no açude se encontrava estratificada, térmica e quimicamente. Nessas condições, há formação de camada anaeróbia no fundo do reservatório, que reduz o ferro para forma dissolvida (MARGALEF, 1983; MARQUES; FERREIRA; BARBOSA, 1999).

A concentração de fósforo reativo variou bastante durante o período do trabalho, observando-se um pico na segunda campanha (14/4) (Figura 19A). Por problemas técnicos com os reagentes utilizados na análise da primeira campanha e os dados foram perdidos. As concentrações de fósforo reativo registradas durante a segunda campanha, em ambos os pontos horizontais (C e TR), foram as maiores entre todas as campanhas. Nas duas campanhas seguintes, esses dois pontos de coleta apresentaram uma grande queda nas concentrações de fósforo reativo. A partir da quarta campanha (26/5), as concentrações de fósforo reativo no ponto dos tanques-rede se mantiveram estáveis. Já para o ponto-controle, observou-se que na quinta campanha (16/6) houve um aumento na concentração de fósforo na água e uma nova queda na última coleta (7/7).

Figura 18 – Ferro solúvel presente na água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos (C e TR), em diferentes datas. C: Controle, área do açude distante 50 m dos tanques redes; SS C: subsuperficial controle, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude no ponto controle; F C: fundo controle, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede. TR: tanques-rede, área do açude ocupada com tanques-rede; SS TR: subsuperficial tanques-rede, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude ocupada com tanques-rede; F TR: fundo tanques-rede, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede. A linha pontilhada representa os valores de referência de cada variável.



G

	Pressão atmosférica(mb)	Temperatura do ar (°C)	Transparência da água (cm)		Umidade relativo do ar (%)	Precipitação acumulada (mm)
			C	TR		
24/mar	1001.78	28.79	73	78	75.13	10.80
14/abr	1002.35	31.01	74	67	64.13	0.00
05/mai	1002.70	28.06	92	87	64.80	0.00
26/mai	1004.15	26.90	59.5	55	69.33	0.00
16/jun	1003.46	31.65	93	81	58.63	0.00
07/jul	1003.08	30.93	91	84	64.13	0.00

Fonte: Elaborada pelo autor.

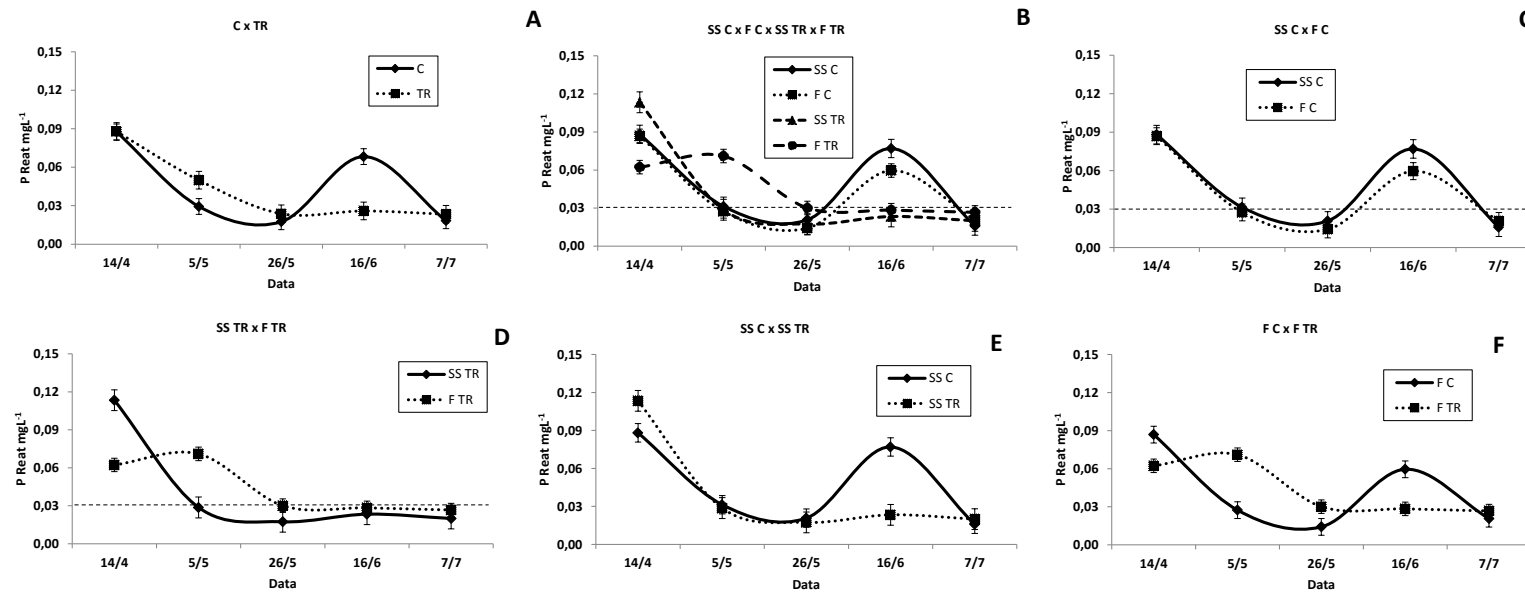
As concentrações de fósforo reativo, tanto no ponto-controle como no ponto dos tanques-rede, em duas campanhas estiveram acima dos valores permitidos para corpos de água de Classe 2 (BRASIL, 2005).

As águas de sub-superfície apresentaram diferenças consideráveis em duas das seis campanhas realizadas, nas suas concentrações de fósforo reativo. Na segunda campanha (14/04), onde a água subsuperficial dos tanques-rede apresentou uma concentração de fósforo reativo maior que o observado na água subsuperficial do ponto controle; e na quinta campanha (16/6), que ao contrário do citado anteriormente, apresentou as concentrações de fósforo reativo da água subsuperficial do ponto controle s maiores que o observado no ponto tanques-rede. Esses resultados antagônicos apoiam a sugestão de que a alteração antrópica no ponto dos tanques-rede, por conta do cultivo de tilápia, não era significativa, não excedendo a capacidade de suporte daquele ambiente. A água de fundo só não mostrou diferenças expressivas nas concentrações de fósforo reativo na ultima campanha realizada (7/7), tendo-se observado diferenças relevantes nas demais. A água de fundo do ponto-controle mostrou uma maior concentração de fósforo reativo na segunda e na quinta campanha quando comparado com a água de fundo dos tanques-rede. (Figura 19B).

As maiores concentrações de fósforo reativo na água ocorreram na campanha realizada em 14/04, época em que havia maior aporte de ração, já que a fazenda trabalhava com um maior número de tanques-rede, para suprir a demanda de peixes na semana santa. As menores concentrações de fósforo reativo foram observadas na quarta coleta, coincidindo com menor transparência da água. Esse fato leva a dizer que, o maior aporte de fósforo na campanha de abril, favoreceu o aumento na densidade fitoplanctônica e esta, por sua vez, contribuiu para mobilizar os nutrientes do meio, nos períodos subsequentes. A afirmativa de Sá (2012), de que o fósforo reativo é o principal nutriente limitante para o crescimento das microalgas em EACs, também corroboram com essa hipótese.

As concentrações de oxigênio dissolvido na água (O2D) no ponto controle e no ponto dos tanques-rede apresentaram perfil semelhante durante todas as campanhas realizadas no presente trabalho (Figura 20A). Assim, ambos os pontos mostraram aumento nas concentrações de O2D da primeira para a terceira campanha, queda acentuada e na quarta campanha (26/5), seguida de aumento na quinta e decréscimo na última. Quando em estratificação térmica, a coluna d'água se estratifica, em tempo mais ou menos longo, quimicamente.

Figura 19 – Fósforo reativo presente na água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos (C e TR), em diferentes datas. C: Controle, área do açude distante 50 m dos tanques redes; SS C: subsuperficial controle, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude no ponto controle; F C: fundo controle, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede. TR: tanques-rede, área do açude ocupada com tanques-rede; SS TR: subsuperficial tanques-rede, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude ocupada com tanques-rede; F TR: fundo tanques-rede, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede. A linha pontilhada representa os valores de referência de cada variável



G

	Pressão atmosférica(mb)	Temperatura do ar (°C)	Transparência da água (cm)		Umidade relativo ar (%)	Precipitação acumulada (mm)
			C	TR		
24/mar	1001.78	28.79	73	78	75.13	10.80
14/abr	1002.35	31.01	74	67	64.13	0.00
05/mai	1002.70	28.06	92	87	64.80	0.00
26/mai	1004.15	26.90	59.5	55	69.33	0.00
16/jun	1003.46	31.65	93	81	58.63	0.00
07/jul	1003.08	30.93	91	84	64.13	0.00

Fonte: Elaborada pelo autor.

Dentre as diferenças, destaca-se a concentração de O₂D que caiu acentuadamente na água de fundo, podendo zerar (WAND *et al*, 1997). Após esta coleta, houve uma pequena diferença entre os dois pontos para essa variável. A concentração de O₂D do ponto dos tanques-rede se apresentou estável nas coletas posteriores. Já o ponto-controle aumento na concentração de O₂D na quinta coleta (16/6) e uma nova queda na ultima coleta (7/7), ficando assim com uma concentração de O₂D ligeiramente inferior à encontrada no ponto dos tanques-rede.

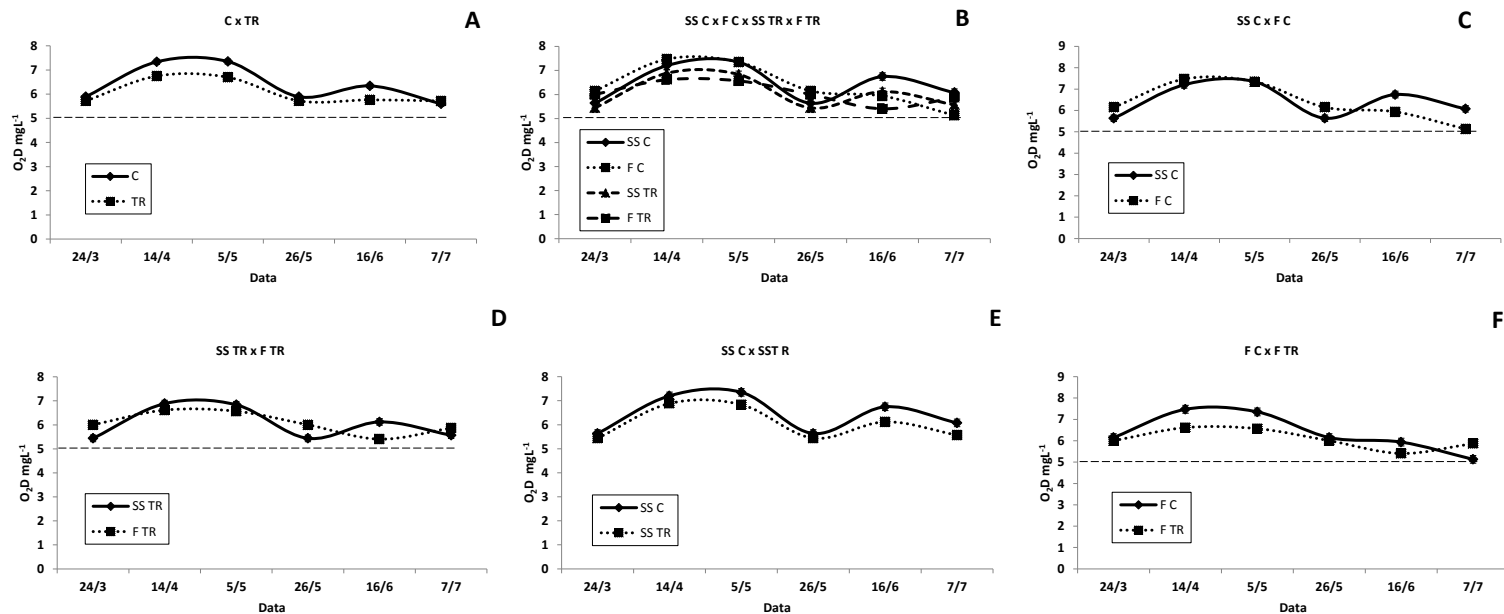
Quando comparadas entre si, as águas subsuperficiais (SS C e SS TR) se comportaram da mesma forma e apresentaram valores de O₂D bem próximos. Nos dois casos, foram observadas concentrações crescentes de O₂D nas três primeiras campanhas. Na quarta campanha, entretanto, os valores de O₂D caem, voltam a crescer na campanha seguinte. Finalmente, as concentrações de O₂D diminuem na última campanha realizada no presente trabalho. Em todas as campanhas, a água subsuperficial do ponto controle apresentou uma maior concentração de O₂D que a água subsuperficial coletada nos tanques-rede.

As águas de fundo (F C e F TR) apresentaram um comportamento de O₂D diferente do observado para as subsuperficiais, a partir da segunda coleta. Wetzel (2001), afirma que a água de fundo indica de maneira mais visível os efeitos da estratificação quando comparadas a água subsuperficiais. A concentração de O₂D registrada na água de fundo do ponto controle apresentou valores decrescentes logo após a segunda campanha. Uma queda mais visível na concentração de O₂D foi observada na quarta campanha. Nas demais campanhas, entretanto, os valores diminuíram de forma discreta. Nos tanques-rede, foi observado o mesmo comportamento de O₂D da água de fundo, exceto na última campanha. Nesta, a concentração de O₂D encontrada foi ligeiramente superior à observada anteriormente (Figura 20 B). A estratificação térmica da coluna d'água pode ser monitorada pelas variações nas concentrações de O₂D da água de fundo. Declínios na concentração de O₂D na água de fundo indicam estratificação térmica e subidas indicam desestratificação. Pode-se fazer uma correlação também entre a transparência da água e o fenômeno da estratificação. Enquanto que a menor transparência da água favorece a estratificação, o aumento na leitura do disco de Secchi indica a desestratificação da coluna d'água do EAC (ESTEVES, 2011; MARGALEF, 1983; TUNDISI; MATSUMURA TUNDISI, 2008). Em todos os casos, o O₂D se manteve dentro das normas estabelecidas (BRASIL, 2005).

Ao se observar o comportamento da transparência da água nos dois pontos monitorados no presente trabalho (C e TR), é possível observar semelhanças entre as variações de transparência e de O₂D na água. Os valores de transparência da água aumentam

até a terceira campanha, caindo bruscamente na quarta campanha. Nas campanhas seguintes, as leituras de transparência da água já se foram maiores novamente (Figura 20 G). A transparência da água está diretamente ligada à quantidade de fitoplâncton presente na água. A água do reservatório, por ocasião da quarta coleta, apresentou-se mais esverdeada devido à grande quantidade de microalgas presentes na água. Os valores mais baixos de transparência da água podem ser explicados pelo grande consumo do O_2D durante a noite. Durante o dia o fitoplâncton presente na água produzia oxigênio por meio da fotossíntese. Porém, consumia o O_2D presente na água durante o período noturno (REBOUÇAS; BRAGA; TUNDISI, 2006).

Figura 20 – Oxigênio dissolvido presente na água do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede realizado na Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, Ceará), em dois pontos distintos (C e TR), em diferentes datas. C: Controle, área do açude distante 50 m dos tanques redes; SS C: subsuperficial controle, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude no ponto controle; F C: fundo controle, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede. TR: tanques-rede, área do açude ocupada com tanques-rede; SS TR: subsuperficial tanques-rede, água coletada 30 cm abaixo da superfície do espelho d'água, na área do açude ocupada com tanques-rede; F TR: fundo tanques-rede, água coletada 30 cm acima da superfície do solo, na área do açude ocupada com tanques-rede. A linha pontilhada representa os valores de referência de cada variável.



G	Pressão atmosférica(mb)	Temperatura do ar (°C)	Transparência da água (cm)		Umidade relativo ar (%)	Precipitação acumulada (mm)
			C	TR		
24/mar	1001.78	28.79	73	78	75.13	10.80
14/abr	1002.35	31.01	74	67	64.13	0.00
05/mai	1002.70	28.06	92	87	64.80	0.00
26/mai	1004.15	26.90	59.5	55	69.33	0.00
16/jun	1003.46	31.65	93	81	58.63	0.00
07/jul	1003.08	30.93	91	84	64.13	0.00

Fonte: Elaborada pelo autor.

5. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos no presente trabalho permitem concluir o que segue:

A tilapicultura em tanques-rede realizada pela Fazenda Campo Grande (Açude Pereira de Miranda, Pentecoste, CE) eutrofiza o meio ambiente de forma insignificante, respeitando, desse modo, a capacidade de suporte do manancial na qual ela está instalada (adequação às normas estipuladas pela resolução N° 257 do CONAMA para corpos de água de Classe 2). Uma das possíveis explicações para isso é a boa alcalinidade total da água desse reservatório, que impede a acidificação da água e do solo;

A alteração na qualidade da água se dá principalmente na água de fundo;

Houve provavelmente desestratificação térmica da coluna d'água no período noturno, com a subida da água de fundo rica em nutrientes em direção à superfície (na dependência do regime de ventos do local);

Embora o padrão de desestratificação térmica da coluna d'água da área do açude onde se localiza os tanques-rede seja o diário, nem sempre havia a mistura total da água por ausência de ventos suficientemente fortes para isso;

A dispersão de resíduos produzidos pela tilapicultura é pequena, mantendo-se restrita a um perímetro relativamente pequeno do espelho d'água, na área imediatamente em torno das tanques-rede;

A qualidade da água dos pontos monitorados durante o presente trabalho pode ser organizada da seguinte forma, em ordem crescente de qualidade de água (da pior para a melhor água): 1 – água de fundo dos tanques-rede; 2 – água de fundo do ponto-controle; 3 – água subsuperficial dos pontos controle e tanques-rede, esses últimos com físico-química da água muito semelhante entre si.

REFERÊNCIAS

AGUADO-GIMÉNEZ, F.; GARCÍA-GARCÍA, B. Assessment of some chemical parameters in marine sediments exposed to offshore cage fish farming influence: a pilot study. **Aquaculture**, v. 242, p. 283–296, 2004.

ALONGI, D. M., CHONG, V. C.; DIXON P. ; SASEKUMAN, A., TIRENDI, F. The influence of fish cage culture on pelagic carbon flow and water chemistry in tidally dominated mangrove estuaries of peninsular Malaysia. **Marine Environmental Research**, v. 55, p. 313–333, 2003.

ANGELOCCI, L. R.; VILLA NOVA N. A. Variações da temperatura da água de um pequeno lago artificial ao longo de um ano em Piracicaba-sp. **Scientia Agricola**. v. 3. n. 52 p. 431 – 438. 1995

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and waste water**. Washignton: APHA, 1992.

ARAÚJO, J. A. A. **Barragem no Nordeste do Brasil: experiência do DNOCS em barragens na região semi-árida**. Fortaleza: DNOCS, 1990. 328p. 2ª Ed.

AZEREDO J; OLIVEIRA R (1996). Estudo da nitrificação e desnitrificação heterotrófica por Alcaligenes Denitrificans. In: V Conferência Nacional Sobre a Qualidade do Ambiente. Aveiro : Universidade, Anais, vol. 2, p. 1915-1925, 1996.

BEZERRA-NETO, J. F.; PINTO-COELHO,R. M. A estrutura térmica, o trabalho do vento ea estabilidade de um reservatório tropical raso: Lagoa do Nado, BH-MG. **BIO**, 2002. Belo Horizonte. v. 10. p. 19-33 2002.

BINDA, F. P. **Contribuições da piscicultura para eutrofização de sistemas costeiros: estudo de caso da alevinagem do Rio Bubú (Vitória – ES)**. 57 p. Monografia (Graduação em Oceanografia) - Centro de Ciências Humanas e Naturais. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2006.

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

BOYD, C. E. Cage design, placement affect water quality. **Global Aquaculture Advocate**, v. 13(E3), p. 21-22, 2010.

BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. 1998. **Pond water quality management**. Boston: Kluwer Academic. 700 p.

BRASIL – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução N° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação do corpo de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Diário Oficial da União. Poder

Executivo, de 18 de março de 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/conama>. Acesso em: 10 de março de 2013.

BRASIL – **Departamento Nacional contra a Seca (DNOCS)**. Disponível em: <http://www.dnocs.gov.br/~dnocs/doc/canais/barragens/Barragem%20do%20Ceara/pentecoste.htm>. Acesso em 12 de março de 2013

BRASIL – MINISTERIO DA PESCA E AQUICULTURA (MPA). **Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura. Brasil 2010**. Brasília. 129p. Disponível em: http://www.mpa.gov.br/images/Docs/Informacoes_e_Estasticas/Boletim%20Estat%20C3%ADstico%20MPA%202010.pdf. Acesso em 12 de março de 2013.

CAPELO NETO, J.; MOTA, S. B; da SILVA, F. J. A; PEDROZA, M. M. Avaliação do Tratamento de Percolado de Resíduo Domestico em Lagoa Anaeróbia no Semi-Árido Nordeste. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2001.

CARROL, M. L.; COCHRANE, S.; FIELER, R.; VELVIN, R.; WHITE, P. Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway: environmental factors, management practices, and monitoring techniques. **Aquaculture**, v. 226, 2003. p. 165-180.

CHO C. Y., BUREAU D. P. A review of diet formulation strategies and feeding systems to reduce excretory and feed wastes in aquaculture. **Aquaculture Research**, v. 32, p. 349–360, 2001.

CONDIE, S. A.; WEBSTER, I. T. Stratification and circulation in a shallow turbid waterbody. **Environmental Fluid Mechanics**, v. 2, 2002.p. 177–196.

DESILVA, S. S. **Tropical mariculture**. In: DeSilva S. S. (ed) Current status and prospects, 1st edn. Academic Press, San Diego, 1998.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3ª ed. Rio de Janeiro. Interciência. 2011.826 p.

FAO, FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2012**. Fao: Roma, 2012 Disponível em <http://www.fao.org>. Acesso em 12 de março de 2013.

GREGÓRIO, R.; AZEVEDO, J. C. R.; SANTOS, M. M. Avaliação da influência antrópica no rio palmital. *In*: 2º Seminário de extensão e inovação da UTFPR – SEI. 2012. Curitiba. UTFPR. v. 1, p. 1-6.

GUO, L .G.; LI J. Z. Effects of nitrogen and phosphorous from fish cage culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze river basin of China. **Aquaculture**, v. 226, p. 201–212, 2003.

GUO, L.; LI, Z.; XIE, P. ; NI, L. Assessment effects of cage culture on nitrogen and phosphorus dynamics in relation to fallowing in a shallow lake in China. **Aquaculture International**, v. 17, n. 3, p. 229-241, 2009.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **FAPAM**, 2003. v. 2, no.2 pag.153-164.

IPECE - Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Ceará em Mapas:** informações georreferenciadas e espacializadas para os 184 municípios cearenses. 2007. Disponível em: <<http://www2.ipece.ce.gov.br/atlas/capitulo1/12.htm>>. Acesso em: 12de março de 2013.

KOPPEN, W. **Climatologia: com um estúdio de los climas de la tierra**. México, 1948. 479 p.

KAGGWA, M. N. , LITI, D. M., SCHAGERL, M. Small tropical reservoirs and fish cage culture: a pilot study conducted in Machakos district, Kenya. **Aquaculture International**, no prelo, p. 1 – 15, 2011

KUBITZA, F. Qualidade da água na produção de peixes: ParteI. **Panorama da Aquicultura**, São Paulo, 1998. vol. 8, no 45, p. 10-18.

MAGALHÃES, F. B. **Estratificação térmica e variação físico-química da água de fundo da lagoa da Maraponga**. 36 f. Monografia (Graduação em Engenharia de Pesca). Centro de Ciências Agrárias. Universidade Federal do Ceará. 2010.

MALLASEN, M; CARMO, C. F.; TUCCI, A.; BARROS, H. P. ; ROJAS, N. E. T.; FONSECA, F. S.; YAMASHITA, E. Y. Qualidade da água em sistema de piscicultura em tanques-rede no reservatório de Ilha Solteira, SP. **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo, no. 38, vol 1. p 15 – 30.

MARGALEF, M. **Limnologia**. Barcelona. 1983. 1010 p.

MCGHIE, T. K., CRAWFORD, C. M., MITCHELL, I. M., OOBRIEN, D. The degradation of fish-cage waste in sediments during fallowing. **Aquaculture**, v. 187, p. 331–336, 2000.

MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA, R. L.; BARBOSA, F. A. R. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas carioca e da barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia**. Rio de Janeiro, 1999. p. 203-210

MARTINS, M. L. N; SPERLING, E. V. Dinâmica do ferro e do manganês no Hipolimnio do Reservatório Serra Azul em Minas Gerais. Rio de Janeiro. **ABES**, 1997. pag. 14.

MIWA, A. C. P. **Avaliação do funcionamento do sistema de tratamento de esgoto de Cajati, Vale do Ribeira de Iguape (SP), em diferentes épocas do ano**. 2007. 194 f. Tese (Doutorado-Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração Hidráulica e

Saneamento – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007

MORABITO, G. Dinamica stagionale delle comunità algali. **Biologia Ambientale**. no. 2. p 3 – 18. 1997.

OLIVEIRA, D. A.; SCHMIDT, G.; de FREITAS, D. M. Avaliação do teor de ferro em águas subterrâneas de alguns poços tubulares, no plano diretor de Palmas-TO. Disponível em <http://www.bvsde.paho.org/bvsAIDIS/PuertoRico29/gilda.pdf>; acessado em 03/06/2013

PAWAR, V. , MATSUDA, O., YAMAMOTO, T., HASHIMOTO, T., RAJENDRAN, N. Spatial and temporal variations of sediment quality in and around fish cage farms: a case study of aquaculture in Seto Inland Sea, Japan. **Fisheries Science**, v. 67, p. 619–627, 2001.

PETRUCIO, M. M. **Caracterização das lagoas Imboassica, Cabiúnas, Comprida e Carapebus a partir da temperatura, salinidade, condutividade, alcalinidade, oxigênio dissolvido, pH, transparência e material em suspensão**. In: ESTEVES, F.A. (Ed.) Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ). Rio de Janeiro: UFRJ/NUPEM, 1998. p. 109-122.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI. **Águas doces no Brasil: capital ecológico**. 3ª ed. São Paulo. 2006. 768p.

REYNOLDS, C. S. **The ecology of freshwater phytoplankton**. Cambridge. University Press, 1984

SÁ, M. V. C. **Limnocultura: limnologia para aquicultura**. Edições UFC. Fortaleza. 218 p.

SÃO PAULO – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB). **Desenvolvimento de Índices Biológicos para o Biomonitoramento em Reservatórios do Estado de São Paulo**. São Paulo, 2006, 146 p. Relatório Técnico.

SOUZA, R. C.; KJERVE, B. Fundamentos da Maré e sua Predição. Anais do XX Congresso Nacional de Matemática Aplicada e Computacional. Gramado/RS. **Anais 1997**

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos: gerenciamento da qualidade dos lagos**. São Carlos, ILEC/IEE. 2000. 280p.

TOMASZEK, J. A., KOSZELNIK, P. A simple model of nitrogen retention in reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 504, p. 51–58, 2003.

TRAIN, S.; OLIVEIRA, M. D.; QUEVEDO, M. T. Dinâmica sazonal da comunidade fitoplancônica de um canal lateral. **Acta Scientiarum**. v 2. n. 22. p 389-395, 2000.

TRINDADE, C. R. T.; FURLANETTO, L. M.; PALMA-SILVA C. Nycthemeral cycles and seasonal variation of limnological factors of a subtropical shallow lake (Rio Grande, RS, Brazil) - **Acta Limnol. Brasiliensia**, 2009. vol. 21, no. 1, p. 35-44.

TROELL, M., BERG, H. Cage fish farming in the tropical Lake Kariba, Zimbabwe: impact and biological changes in sediment. **Aquaculture Research**, v. 28, p. 527–544, 1997.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA TUNDISI, T. **Limnologia**. 1. ed. Oficina de Textos: São Paulo. 2008. 632 p.

TSUTSUMI, H., KIKICHI, T., TANAKA, M., HIGASHI, T., IMASAKA, K., MIYAZAKI, M. Benthic faunal succession in a cove organically polluted by fish farming. **Mar. Pollut. Bull.** v. 23, p. 233–238, 1991.

WAND, U.; SCHWARZ, G.; BRUGGEMANN, E.; BRAUER, K. Evidence for physical and chemical stratification in Lake Untersee. **Antarctic Science**. v. 9. p. 43 – 45. 1997

WETZEL, R. G. **Limnology – Lake and river ecosystems**. 3. ed. Academic Press: San Diego, 2001. 1006 p.

YANAGI T. The preservation and creation of fisheries grounds. In: OKAICHI T, YANAGI T (eds). **Sustainable Developemnt in the Seto Inland Sea, Japan – from the Viewpoint of Fisheries**. Terra Scientific publishing Co., Tokyo. 1997. p. 97–119.