



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

JANAÍNA ANDRADE DOS SANTOS

**HIDROGEOQUÍMICA E ESTADO TRÓFICO DE RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO
BRASILEIRO SOB A INFLUÊNCIA DE ESTIAGEM PROLONGADA**

FORTALEZA - CE
2016

JANAÍNA ANDRADE DOS SANTOS

HIDROGEOQUÍMICA E ESTADO TRÓFICO DE RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO
BRASILEIRO SOB A INFLUÊNCIA DE ESTIAGEM PROLONGADA

Tese submetida à defesa do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará, para obtenção do título de doutor em Ecologia e Recursos Naturais.

Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Linha de pesquisa: Biologia aquática e biogeoquímica

Orientador: Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda

Coorientadora: Profa. Dra. Rozane Valente Marins

FORTALEZA - CE

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- S235h Santos, Janaína Andrade dos.
Hidrogeoquímica e estado trófico de reservatório do semiárido brasileiro sob a influência de estiagem prolongada / Janaína Andrade dos Santos. – 2016.
103 f. : il. color.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais , Fortaleza, 2016.
Orientação: Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda.
Coorientação: Profa. Dra. Rozane Valente Marins.

1. Mudanças climáticas. 2. Nutrientes. 3. Açude. 4. Sustentabilidade. I. Título.

CDD 577

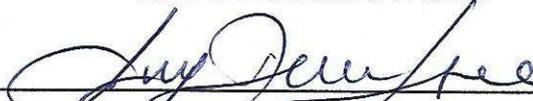
JANAÍNA ANDRADE DOS SANTOS

HIDROGEOQUÍMICA E ESTADO TRÓFICO DE RESERVATÓRIO DO
SEMIÁRIDO BRASILEIRO SOB A INFLUÊNCIA DE ESTIAGEM
PROLONGADA

Tese submetida à defesa do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará, para obtenção do título de doutor em Ecologia e Recursos Naturais. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

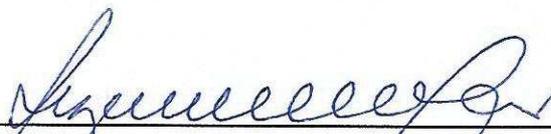
Aprovado em: 18/08/2016

BANCA EXAMINADORA



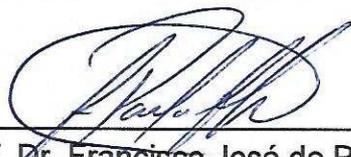
Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda (Orientador)

Instituto de Ciências do Mar-LABOMAR/ Universidade Federal do Ceará (UFC)



Prof. Dr. Rozane Valente Marins (Coorientadora)

Instituto de Ciências do Mar-LABOMAR/ Universidade Federal do Ceará (UFC)



Prof. Dr. Francisco José de Paula Filho
Universidade Federal do Cariri (UFCA)



Prof. Dr. Francisco José da Silva Dias
Universidade Federal do Maranhão (UFMA)



Prof. Dr. Carla Ferreira Rezende
Universidade Federal do Ceará (UFC)

***A meu pai Aparecido, minha mãe Socorro,
minha irmã Kelcyana e meu esposo Márcio
por me fazerem acreditar, pelo incentivo,
pelo carinho e pelo amor incondicional.
Amo muito!***

AGRADECIMENTO

Os desafios foram muitos... No entanto, sem os amigos, profissionais e instituições que me acompanharam não teria sido possível a chegada. A esses meus sinceros agradecimentos:

À Deus pelo dom da vida e a oportunidade de recomeçar a cada dia...

À minha família, por mostrar-me que as limitações necessitam ser compreendidas e as diferenças respeitadas.

Ao prof. Dr. Luiz Drude e à profa. Dra. Rozane Marins agradeço as orientações, conselhos e ajuda nos desafios.

Ao prof. Dr. Guillermo Challar pela sua dedicação e auxílio na elaboração dos protocolos das análises de laboratório e de campo e pela amizade construída. Bolsista do projeto CNPq Proc. Nº 561282/2010-2.

Aos colegas do Laboratório de Biogeoquímica Costeira que sempre estiveram presentes nas coletas, no laboratório e nos ensinamentos do dia a dia. Em especial ao Breno, Bia, Edvar, Isabel, Izadora, Karla, Karen, Moisés, Roseline, Tiago e Vitinho que dividiram os momentos de medo, alegrias, noite sem sonos, barco quebrado, turbulência e muita filtragem de amostras nas coletas de campo.

As *nutrigirls* Isabel, Izadora, Karla e Bia, que tornaram possível a análise das amostras em laboratório, agradeço a dedicação, o entusiasmo, as risadas, os ensinamentos e a amizade construída.

Aos meus colegas da turma de doutorado 2011.1. Karen e Sâmia, muito obrigada pelos momentos de desafios compartilhados juntas, o apoio nas horas difíceis foram importantes para a continuidade da caminhada.

Aos meus amigos Junior e Franzé pela amizade, conversas e ajuda nas dificuldades do caminho.

À minha grande amiga Andrea pela torcida, pelo carinho, pelas longas conversas e incentivo.

Aos profissionais Drs. Marcela Sancho e Eristow Nogueira que com a sensibilidade, carinho e competência na execução dos seus ofícios me ajudaram a manter o equilíbrio e a saúde do corpo e da mente.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq e ao INCT-TMCOcean, processos 561282/2010-2 e 573601/2008-2009 pelo suporte financeiro para execução do estudo.

À Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico – FUNCAP pela concessão de bolsa de estudo, fundamental para suporte na realização da tese.

A Universidade Estadual do Ceará - UECE pelo afastamento concedido para cursar o doutorado.

Aos membros da banca, agradeço pela colaboração e disponibilidade de tempo ao aceitarem participar da minha defesa de doutorado.

Aos professores do curso de Ecologia e Recursos Naturais, em especial as profas. Carla Rezende, Eunice Andrade e Thesca.

Enfim, a todos que de alguma forma influenciaram nas minhas escolhas, no direcionamento dos meus estudos e no meu aprendizado.

***“Talvez não cheguei aonde planejei ir. Mas
cheguei, sem querer, aonde meu coração
queria chegar, sem que eu soubesse”***

Rubem Alves

RESUMO

A mudança climática global terá um forte impacto no ciclo hidrológico e nos recursos hídricos das regiões semiáridas. Os usos múltiplos dos reservatórios exigirá uma abordagem integrada da compreensão física, química e biológica dos efeitos climáticos sobre os recursos hídricos. Tornando-se relevante o desenvolvimento de pesquisas científicas que quantifiquem as forçantes que alteram a ciclagem biogeoquímica e a qualidade da água dos seus reservatórios. O reservatório Castanhão registrou uma diminuição drástica do seu volume, constituindo uma oportunidade única para entender o relacionamento entre o volume, o estado trófico e a influências das pressões antropogênicas. Dessa forma, o objetivo do presente trabalho foi investigar a influência das alterações nas condições climáticas e antropogênicas sobre os padrões de heterogeneidade interanual e espacial das variáveis limnológicas do reservatório Castanhão. Entre Novembro de 2011 e Maio 2014 foram realizadas amostragens de água em quatro profundidades da coluna d'água. Foram obtidos *in situ* os dados de pH (6,1 - 9,9) , condutividade (287 – 372 $\mu\text{S cm}^{-1}$), turbidez (0,7 – 4,2 NTU), oxigênio dissolvido (0,1 – 11,7 mg L^{-1}) e temperatura (27,1 – 32,6 $^{\circ}\text{C}$). Em laboratório foram realizadas as análises de fósforo total, fósforo reativo solúvel, nitrogênio total, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e clorofila-a que variaram entre 5,4 – 158 $\mu\text{g L}^{-1}$, 2,5 – 114,5 $\mu\text{g L}^{-1}$, 97,6 – 1209,9 $\mu\text{g L}^{-1}$, 33 – 105,8 $\mu\text{g L}^{-1}$, 0,3 – 35,4 $\mu\text{g L}^{-1}$, 19,8 - 384,9 $\mu\text{g L}^{-1}$ e 0,9 – 42,3 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. O índice de estado trófico variou de oligotrófico a eutrófico. Amostras de sedimento indicaram valores de fósforo total variando entre 70 e 270 $\mu\text{g g}^{-1}$. O fósforo inorgânico total foi a fração dominante. O prolongado período de seca causou um decréscimo drástico no volume do reservatório, induzindo mudanças na estrutura física, química e biológica do sistema: Os processos de eutrofização não são uniformemente distribuídos pelo reservatório, ocorrendo a formação de diferentes compartimentos. A estrutura térmica da coluna d'água foi determinada por fatores climáticos e morfométricos que interferiram na dinâmica do oxigênio, da clorofila e dos nutrientes. Eventos anóxicos ocorreram no hipolímnio, indicando que processos de eutrofização estão ocorrendo. Maiores concentrações de nutrientes foram encontrados no hipolímnio. A ação dos ventos pode ter quebrado a estabilidade da coluna d'água e favorecido os processos de mistura e ressuspensão do sedimento. Dessa forma, o cenário de mudança climática global deve ser levado em consideração na gestão dos usos múltiplos do reservatório Castanhão com o objetivo de garantir a sustentabilidade e os usos mais nobres. A redução na precipitação e o aumento da frequência de eventos extremos na região semiárida, secas prolongadas e chuvas fortes, poderá intensificar os processos eutrofização no reservatório Castanhão.

Palavras-chave: Sustentabilidade, mudanças climáticas, nutrientes, açude.

ABSTRACT

Global climate change will have a strong impact on the hydrological cycle and water resources of the semiarid regions. The multiple use of water will require an integrated approach to understand the physical, chemical and biological effects of climate on water resources. The development of scientific research makes relevant the quantifying of the forcings that alter the biogeochemical cycling and water quality of the reservoirs. The Castanhão reservoir recorded a dramatic decrease in volume, providing a unique opportunity to understand the relationship between volume, the trophic state and the influence of anthropogenic pressures. Thus, the objective of this study was to investigate the influence of changes in climate and anthropogenic conditions on patterns of interannual and spatial heterogeneity of Castanhão reservoir's limnological variables. Between November 2011 and May 2014 water samples were taken at four depths of the water column. Data were obtained in situ of pH (6.1 to 9.9), conductivity (287-372 $\mu\text{S cm}^{-1}$) Turbidity (0.7 to 4.2 NTU), dissolved oxygen (0.1 - 11.7 mg L^{-1}) and temperature (27.1 to 32.6 $^{\circ}\text{C}$). In laboratory it was carried out the analysis of total phosphorus, soluble reactive phosphorus, total nitrogen, nitrate, nitrite, ammonia nitrogen and chlorophyll-a ranging from 5.4 to 158 $\mu\text{g L}^{-1}$, 2.5 to 114.5 $\mu\text{g L}^{-1}$, 97.6 to 1209.9 $\mu\text{g L}^{-1}$, 33 to 105.8 $\mu\text{g L}^{-1}$, 0.3 to 35.4 $\mu\text{g L}^{-1}$, 19.8 - 384.9 $\mu\text{g L}^{-1}$ and 0.9 to 42.3 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectively. The trophic state index ranged from oligotrophic to eutrophic. Sediment samples indicated total phosphorus values ranging between 70 and 270 $\mu\text{g g}^{-1}$. The total inorganic phosphorus was the dominant fraction. The prolonged drought caused a drastic decrease in the volume of the reservoir, leading to changes in the physical structure, chemical and biological system: Eutrophication processes are not uniformly distributed throughout the reservoir, affecting the formation of different compartments. The thermal structure of the water column was determined by climatic and morphometric factors that interfere in the dynamics of oxygen, chlorophyll and nutrients. Anoxic events occurred in the hypolimnion, indicating that eutrophication processes are occurring. Higher nutrient concentrations were found in the hypolimnion. The action of the winds may have broken the stability of the water column and favored the processes of mixing and resuspension of sediment. Thus, global climate change scenario should be taken into consideration in the management of multiple uses of the Castanhão reservoir in order to ensure sustainability and nobler uses. Reduction in rainfall and increased frequency of extreme events in the semiarid region, prolonged droughts and heavy rains could increase the eutrophication processes in Castanhão reservoir.

Keywords: Sustainability, climate change, nutrients, dam.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Média mensal histórica e média da pluviosidade durante o período do estudo na bacia do reservatório Castanhão (CEARÁ, 2014).....	31
Figura 2 - Flutuação do volume de água do reservatório Castanhão, NE Brasil, entre 2011 e 2014 (BRASIL, 2014).....	31
Figura 3 - Área de estudo e localização dos pontos de amostragem no reservatório Castanhão, NE Brasil.....	35
Figura 4 – Padrões de temperatura ao longo do reservatório Castanhão. A) Novembro 2011; B) Março 2012; C) Agosto 2012; D) Janeiro 2013; E) Agosto 2013; F) Maio 2014.....	41
Figura 5 – Perfil vertical da temperatura da água no Ponto 5 ao longo do período monitorado.....	42
Figura 6 – Perfil vertical do oxigênio dissolvido no ponto 5 nos meses de Março 2012 e Janeiro 2013.....	44
Figura 7 – Perfil vertical das concentrações de clorofila, fósforo e nitrogênio no ponto 7 nos meses de Março 2012, Janeiro 2013 e Maio 2014.....	50
Figura 8 – Análise de Componente Principal (PCA) das variáveis limnológicas do reservatório Castanhão.....	53
Figura 9 - Dendograma dos pontos de coleta e grupos no reservatório Castanhão. A) Primeiro cenário de Novembro 2011 a Janeiro 2013. B) Segundo cenário, incluindo todo o período monitorado.....	54
Figura 10 - Índice de estado trófico e sua relação com a flutuação da capacidade de armazenamento do reservatório Castanhão.....	57
Figura 11 – Mapa de distribuição do índice de estado trófico no reservatório Castanhão nos meses de Novembro 2011, Março 2012, Agosto 2012, Janeiro 2013, Agosto 2013 e Maio 2014.....	58
Figura 12 - Concentração de fósforo total no sedimento ao longo do reservatório Castanhão e da área de piscicultura.....	61
Figura 13 - Partição geoquímica do fósforo em sedimentos superficiais do reservatório Castanhão e da área de piscicultura.....	62

Figura 14 - Dendrograma dos pontos de coleta e grupos no reservatório Castanhão segundo as similaridades das variáveis monitoradas no sedimento.....	63
Figura 15 - Dendrograma dos pontos de coleta e grupos no reservatório Castanhão segundo as similaridades das variáveis monitoradas na água.....	65

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Evolução temporal (1900-2009) do número e da capacidade de estocagem de barragens oficiais construídas e operadas no estado do Ceará.....	17
Tabela 2 - Valores médios, mínimos e máximos das variáveis monitoradas nas profundidades de superfície e de fundo no reservatório Castanhão, NE do Brasil.....	40
Tabela 3 - Informações morfométricas do Reservatório Castanhão.....	46
Tabela 4 - Matriz de correlação das variáveis limnológicas amostradas entre Novembro 2011 e Maio 2014 no reservatório Castanhão, NE Brasil.....	46
Tabela 5 – Valores médios dos nutrientes monitorados nos perfis da coluna d’água no reservatório Castanhão, NE do Brasil.....	49
Tabela 6 - Valores médios, mínimos e máximos das variáveis em estudo para os grupos formados no reservatório Castanhão no primeiro cenário de Novembro 2011 a Janeiro 2013.....	55
Tabela 7 - Valores médios, mínimos e máximos das variáveis em estudo para os grupos formados no reservatório Castanhão no segundo cenário de Novembro 2011 a Maio 2014.....	56
Tabela 8 - Valores médios e desvio padrão das variáveis monitoradas em água de superfície e de fundo do reservatório Castanhão e de uma área do reservatório onde se encontra instalado o cultivo de tilápia em tanque-rede...	64

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	15
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	17
2.1 Reservatórios.....	17
2.2 Gestão da qualidade da água em reservatórios do semiárido brasileiro.....	20
2.3 Eutrofização.....	25
2.4 Índice de estado trófico.....	26
3 OBJETIVOS.....	29
3.1 Objetivo geral.....	29
3.2 Objetivos específicos.....	29
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	30
4.1 Área de estudo.....	30
4.2 Amostragem da água.....	34
4.3 Índice de estado trófico.....	36
4.4 Amostragem de sedimento.....	37
4.5 Análise de dados.....	37
5 RESULTADOS.....	39
5.1 Dinâmica sazonal de variáveis limnológicas nas escalas espaciais horizontal e vertical.....	39
5.1.1 Temperatura da água.....	39
5.1.2 Oxigênio dissolvido.....	43
5.1.3 Condutividade elétrica.....	43
5.1.4 Propriedades ópticas do reservatório.....	45
5.1.5 pH.....	47
5.1.6 Clorofila a.....	47
5.1.7 Fósforo.....	48
5.1.8 Nitrogênio.....	51
5.1.9 Relação entre nitrogênio e fósforo.....	51
5.2 Contexto ambiental.....	52
5.2.1 Análise estatística multivariada.....	52
5.2.2 Índice de estado trófico das águas do reservatório.....	56

5.3 Análise de sedimento.....	61
6. DISCUSSÃO.....	66
7 CONCLUSÕES.....	81
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	84

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A crescente escassez de água no século XXI tem sido considerada o problema ambiental mais grave da atualidade. Por ser um recurso finito, a água é fundamental tanto para a sobrevivência do homem como para a manutenção de todas as outras formas de vida e o equilíbrio natural dos ecossistemas.

Nas zonas semiáridas, a irregularidade e/ou deficiência de chuvas, onde a evapotranspiração normalmente supera a precipitação provocando a perda da água superficial, e o alto coeficiente de variação do fluxo anual dos rios constituem problemas para captação e armazenamento de água.

Ressalta-se o registro de várias ocorrências de seca, fenômeno que provoca deficiência de água com duração prolongada, de vasta atuação espacial na região e com grande impacto no meio físico e social e nas atividades econômicas (FURTADO, 2000). Dessa forma, a principal estratégia utilizada para armazenamento de água como forma de minimização dos efeitos adversos que as secas impõem à região foi o processo de açudagem e barramento dos rios.

No estado do Ceará, o gerenciamento racional e otimizado das águas armazenadas em seus reservatórios passa a ser imprescindível para o abastecimento humano e animal e desenvolvimento econômico e social da região. Em 2002, inicia-se a operação do maior açude do estado, o açude público Padre Cícero (reservatório Castanhão), com a capacidade total de armazenamento de 6,7 bilhões de m³, constituindo uma importante reserva hídrica para o estado.

Os principais usos múltiplos do reservatório são agricultura irrigada, piscicultura, pesca esportiva e de subsistência, lazer náutico e, o mais importante, abastecimento público das regiões do Vale do Jaguaribe e metropolitana do estado. Além das atividades atuantes dentro do reservatório, a pecuária e a urbanização na sua bacia de drenagem são fontes externas que podem interferir na qualidade de suas águas (BRASIL, 2014). Segundo Freire, Calijuri e Santaella (2009), os vetores antrópicos podem alterar os fluxos e a biogeoquímica dos nutrientes em reservatórios, principalmente do nitrogênio e do fósforo.

Acrescido a preocupação com a qualidade desse recurso hídrico, a mudança climática global terá um forte impacto no ciclo hidrológico e, portanto, sobre os recursos hídricos e sua gestão em muitas regiões do mundo (TOUHAMI *et al.*, 2015). A mudança climática aumenta a frequência de eventos extremos como inundações e secas. Algumas regiões áridas como oeste da Austrália, oeste e sudoeste dos Estados Unidos (bacia do Rio Colorado), sul do Canadá e Mediterrâneo têm experimentado intensas secas plurianuais (DAWADI; AHMAD, 2013). Segundo a Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos do Ceará (FUNCEME), o Ceará apresenta o pior ciclo de seca desde os anos de 1951-1954. Assim, no desenvolvimento das regiões semiáridas os impactos das mudanças globais exige uma abordagem integrada, analisando a disponibilidade para as demandas da sociedade e a compreensão física, química e biológica dos efeitos climáticos sobre o recurso hídrico (KROL; BRONSTERT, 2007).

No entanto, o estado do Ceará ainda carece da elucidação de padrões limnológicos dos seus reservatórios, embora vários já tenham múltiplos usos. Tornando-se relevante o desenvolvimento de pesquisas científicas que quantifiquem as forçantes que alteram a ciclagem biogeoquímica e a qualidade da água dos seus reservatórios, contribuindo para a construção de modelos direcionados as condições climáticas semiáridas e proposição de medidas de conservação e uso sustentável do sistema.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Reservatórios

A humanidade está cada dia mais dependente da água doce para produção de alimentos, uso doméstico e industrial. De acordo com a Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e a Cultura (UNESCO), no ano de 2050 a demanda por água deverá aumentar em 50% em relação a atual. Frente a essa realidade, o barramento dos rios para construção dos reservatórios vem sendo uma medida encontrada pelos gestores públicos para suprir a demanda por água.

Represar os rios com o objetivo de controlar e armazenar água para diversos usos vem sendo realizado pela humanidade há séculos. Na região Nordeste do Brasil o combate à seca nos últimos cem anos tem sido feito por meio do fornecimento de água armazenada em reservatórios, comumente chamados de açudes, garantindo uma segurança hídrica (BOUVY *et al.*, 1999). Na Tabela 1 pode-se observar a evolução temporal do número e capacidade de armazenamento de barragens oficiais construídas e operadas pelo estado do Ceará.

Tabela 1 - Evolução temporal (1900-2009) do número e da capacidade de estocagem de barragens oficiais construídas e operadas no estado do Ceará

Década	Nº total de barragens	Variação no nº de barragens por década	Capacidade total de armazenamento (hm ³)	Variação da capacidade total de armazenamento (hm ³) por década
1900-1909	2	-	178	-
1910-1919	15	325%	332	87%
1920-1929	32	82%	515	55%
1930-1939	39	23%	1.199	133%
1940-1949	41	5%	1.205	1%
1950-1959	50	25%	2.671	122%
1960-1969	60	20%	4.960	86%
1970-1979	63	7%	5.431	10%
1980-1989	94	48%	6.869	26%
1990-1999	129	38%	8.766	28%
2000-2009	143	11%	14.259	63%
Taxa de incremento anual		3,99%		4,10%

Fonte: Malveira, Araújo e Güntner (2012)

Na bacia do rio Jaguaribe, que ocupa uma área de 72.645 km² equivalente a 55% do estado do Ceará, existe aproximadamente 30 reservatórios

com capacidade de armazenamento maior que 10 hm^3 , sendo que 12 reservatórios regularizam 81% da bacia (CEARÁ, 2006). O reservatório Castanhão está localizado na região limítrofe entre a bacia média e inferior do rio Jaguaribe, sendo o maior do estado do Ceará com capacidade de $6,7 \times 10^9 \text{ m}^3$.

Os reservatórios são corpos de água semifechados considerados ecossistemas com características de rios e lagos e têm importância econômica, ecológica e social interferindo qualitativa e quantitativamente nas redes hidrográficas regionais. Constituindo-se em importantes ecossistemas aquáticos artificiais devido à multiplicidade de usos a que estão sujeitos, tais como contenção de enchentes, abastecimento público e geração de energia elétrica (TUNDISI, 2005; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Os rios e suas respectivas bacias hidrográficas controlam os reservatórios. O rio transporta água, nutrientes, sedimentos e organismos a esse ambiente, em quantidade e em qualidade que dependerão da bacia hidrográfica. O reservatório em si é um coletor e digestor daquilo que nele adentra oriundo das bacias hidrográficas, cujos efeitos incluem os processos internos físicos, químicos e biológicos e suas consequências dentro do reservatório (TUNDISI, 2005; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Segundo Figueiredo (2007), se por um lado o reservatório sofre a influência da área de drenagem a montante, por outro influencia e conecta-se ao rio a jusante de onde está localizado na bacia. Contudo, mesmo considerando essa conexão, o barramento de um rio para a formação de um reservatório representa um rompimento em relação ao gradiente longitudinal existente anteriormente no sistema lótico, descrita no *Conceito da Descontinuidade Serial* desenvolvido por Ward e Stanford (1995). Ou seja, a montante e a jusante dos reservatórios ocorrem mudanças nos padrões e nos processos bióticos e abióticos, sendo a direção e a extensão dessas mudanças dependentes da variável de interesse e da posição do reservatório ao longo do *continuum* do rio.

Segundo Barbosa e Espíndola (2009), a construção de barragens provoca importantes mudanças no perfil do sistema rio e na formação de novos padrões dentro do sistema. Para Train *et al.* (2005), as condições hidrodinâmicas que se

estabelecem após a formação dos reservatórios, aliadas ao aumento das concentrações de nutrientes, devido à decomposição da vegetação inundada e de aportes a montante, favorecem o desenvolvimento algal e esta biomassa pode ser exportada para o trecho a jusante dos mesmos.

Kimmel, Lind e Paulson (1990) relatam que ocorrem mudanças longitudinais devido à morfologia dos reservatórios e a velocidade de fluxo, resultando em diferentes profundidades da zona de mistura e alterações na disponibilidade de luz e concentração de nutrientes que, dentre outros aspectos promovem a ocorrência de gradientes verticais e longitudinais dos fatores abióticos e das comunidades bióticas desses sistemas.

Segundo Margalef (1983), a construção de reservatórios implica a formação de ambientes intermediários caracterizados entre lótico e lêntico por apresentarem mecanismos de circulação vertical e horizontal oriunda do sistema operacional da barragem. As alterações limnológicas mais diretas estão relacionadas ao estoque e à retirada da água (DE FILIPPO *et al.*, 1999). Portanto, se a estocagem de água promove a retenção e estratificação de materiais e calor, a retirada de água promove a exportação e a mistura de calor e matéria. A alternância desses processos é que caracteriza um reservatório (BARBOSA; ESPÍNDOLA, 2009).

Essas diferenças verticais e longitudinais tendem a formar ao longo do eixo rio-barragem as zonas de compartimentalização: zona de influência fluvial, zona de transição e zona lacustre. A zona de influência fluvial tem morfologia estreita e rasa, concentrações de nutrientes e turbidez elevadas e matéria orgânica proveniente da bacia de drenagem, a zona de transição possui morfologia mais larga e profunda, turbidez reduzida e matéria orgânica autóctone e na zona lacustre o canal é mais amplo, com maior profundidade, menor concentração de nutrientes e transparência elevada (THORNTON; KIMMEL; PAYNE, 1990; SANTOS, 2014). A delimitação, expansão e retração dessas zonas sofrem influência principalmente da variação temporal (seca/chuva) e de fatores em escala espacial, tais como: advecção proporcionada pelos afluentes que formam o reservatório, correntes

superficiais causadas pela ação dos ventos e correntes atribuídas ao fluxo de saída de água conforme a gestão operacional dos reservatórios (THORNTON; KIMMEL; PAYNE, 1990).

Para Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008), a morfometria dos reservatórios, sua posição no rio relativamente aos outros sistemas, as características de construção, os usos múltiplos e os usos da bacia hidrográfica, bem como o tempo de retenção determinam aspectos fundamentais dos mecanismos de funcionamento limnológico desses ecossistemas. Como são sistemas complexos, apresentam padrão dinâmico, respondendo rapidamente às mudanças dos mecanismos de funcionamento (TUNDISI, 2005; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

2.2 Gestão da qualidade da água em reservatórios do semiárido brasileiro

Como os reservatórios são utilizados para usos múltiplos, a determinação da qualidade da água, a avaliação dos futuros impactos e o monitoramento permanente são fundamentais para a compreensão dos processos de integração que ocorrem entre os usos da bacia hidrográfica, os usos múltiplos e a conservação ou deterioração da qualidade da água (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

De acordo com Gore (1996), a gestão de recursos hídricos requer estabelecer parâmetros e padrões de referência para acompanhar as alterações desses recursos em função dos diversos impactos aos quais estão submetidos. Segundo Braga (2009), o conceito de monitoramento da qualidade da água é muito mais amplo do que a simples verificação de que os padrões legais de qualidade estão sendo atendidos ou não. Deve, sobretudo, atender à necessidade de responder sobre o que está sendo alterado e porque essas modificações estão ocorrendo.

Reservatórios no semiárido brasileiro são utilizados para finalidades múltiplas como abastecimento doméstico, irrigação, dessedentação animal, pesca, piscicultura e lazer, constituindo-se em ecossistemas de grande valor

socioeconômico e cultural (FREITAS; RIGHETTO; ATTAYDE, 2011). No entanto, a qualidade da água desses ambientes vem sendo reduzida por emissões antrópicas de poluentes ao mesmo tempo que crescem as necessidades de consumo e a demanda de água, conseqüentemente gerando conflitos de uso.

O aumento das emissões antrópicas de cargas de nutrientes nas bacias hidrográficas está relacionado à disposição inadequada de rejeitos sólidos, ao lançamento de esgoto doméstico sem tratamento, ao escoamento superficial, a disposição inadequada de resíduos agrícolas e biocidas e a pecuária (MERTEN; MINELLA, 2002; VANZELA; HERNANDEZ; FRANCO, 2010; GUEDES *et al.*, 2012).

Em reservatórios, a piscicultura intensiva em gaiola é um recente vetor de contaminantes e alteração da qualidade da água (OLIVEIRA, 2015), uma vez que a ração pode contribuir com concentrações relevantes de nutrientes para o corpo hídrico (PEREIRA *et al.*, 2012).

A aquicultura continental brasileira é considerada a segunda maior da América do Sul ficando atrás apenas do Chile, e produz principalmente tilápias e algumas espécies nativas como pacu e pintado (SUSSEL, 2013). Dentre as regiões que mais produzem, destacam-se o nordeste brasileiro, com o Ceará consolidando-se como o maior produtor de tilápia no país, sendo o cultivo que mais cresce no Brasil (VICENTE; ELIAS; FONSECA-ALVES, 2014). No Ceará, a tilápia é produzida em 60 reservatórios, com destaque para os reservatórios Castanhão e Orós, localizados na bacia do rio Jaguaribe. Os piscicultores do Castanhão produzem cerca de 18 mil toneladas de tilápia por ano, cerca de 60% da produção de tilápia em todo o estado do Ceará (CEARÁ, 2013). No entanto, em junho de 2015 foi divulgado pela imprensa local que os piscicultores do Castanhão perderam quase 100% de toda a produção. A estimativa é de uma mortandade de aproximadamente três mil toneladas de tilápia. Na ocasião, o reservatório encontrava-se apenas com 20% da sua capacidade de acumulação devido à seca prolongada na região. Segundo o Plano de Desenvolvimento da Aquicultura 2015/2020 o objetivo do Programa de Desenvolvimento da Aquicultura no Semiárido Brasileiro é a

continuidade de implantação de projetos de produção aquícola nos reservatórios (MPA, 2015).

A fim de subsidiar a gestão dos recursos hídricos, um número crescente de estudos tem sido realizado sobre a dinâmica da variabilidade física e química de reservatórios em todo o mundo (BEZERRA *et al.*, 2014). Estudos variam de simples pesquisas ambientais a análises mais complexas, tais como modelagem hidrodinâmica (LINDIM; PINHO; VIEIRA, 2011) e modelagem de rede trófica (CARPENTER *et al.*, 2008). Contudo, apesar destes esforços, nenhum consenso foi alcançado considerando a variabilidade física e química de reservatórios tropicais (BEZERRA *et al.*, 2014).

No semiárido brasileiro, os reservatórios estão sujeitos a períodos de escassez de aporte de água pela precipitação. Durante tais períodos, esses reservatórios apresentam baixo fluxo, altas taxas de evaporação e tempo de residência da água elevado associado a um balanço hídrico negativo. O efeito da perda por evaporação é mais significativo nos anos secos, quando a disponibilidade de água pode ser um fator crítico para o abastecimento e desenvolvimento econômico da região. Isto intensifica a acumulação e concentração de nutrientes, tornando estes sistemas muito mais vulneráveis à eutrofização (BEZERRA *et al.*, 2014). Além disso, recebem grandes cargas de nutrientes como consequência da alta suscetibilidade do solo à erosão, das entradas de esgoto, do uso e da ocupação inadequada do solo (BARBOSA *et al.*, 2012).

Desde 2011, a região semiárida brasileira enfrenta a pior seca dos últimos 30 anos (NOVAES; FELIX, 2013), e uma evaporação potencial quatro vezes superior às precipitações (CAMPOS, 2011). Sendo levantada a hipótese de que no século XXII a região semiárida do nordeste do Brasil poderá ser reclassificada como árida devido ao gradual decréscimo da razão precipitação/ evaporação, potencialmente intensificado pelo aquecimento global (SHERWOOD; FU, 2014).

Mudanças nas condições climáticas no semiárido nordestino com irregularidades na precipitação e redução da estação chuvosa têm sido responsável

por modificações nas condições ecológicas de muitos reservatórios (BOUVY *et al.*, 2003). Condições mais secas modificam as propriedades hidrológicas e pode alterar a estrutura térmica e regime de luz da coluna d'água (CARPENTER *et al.*, 1992).

A estrutura térmica afeta diretamente os processos biológicos, físicos e químicos de lagos e reservatórios, incluindo a produção primária e secundária, a regeneração de nutrientes, os padrões de estratificação de oxigênio e migração de organismos planctônicos (BARBOSA; PADISÁK, 2002; BARBOSA; BARBOSA; BICUDO, 2012). A dinâmica de circulação e estratificação e a profundidade da termoclina são os principais fatores que regulam a distribuição de substâncias químicas e organismos ao longo da coluna d'água (ELCI, 2008; BARBOSA; BARBOSA; BARBOSA, 2011).

Segundo Bittencourt-Oliveira *et al.* (2012), as mudanças climáticas e a degradação da qualidade da água tem propiciado condições ecológicas para o crescimento de cianobactérias em um grande número de reservatórios brasileiros. Existem frequentes relatos de *blooms* de cianobactérias em reservatórios do nordeste do Brasil (BOUVY *et al.*, 2000; CHELLAPPA; COSTA, 2003; COSTA *et al.*, 2006; PANOSSO *et al.*, 2007; CHELLAPPA; BORBA; ROCHA, 2008; BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2011; DANTAS; MOURA; BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2011; LIMA, 2011; LIRA *et al.*, 2011; MOURA *et al.*, 2011; CHAVES, 2013; SILVA, 2015).

Os reservatórios no semiárido em condições de pouca profundidade têm maiores concentrações de nutrientes, condutividade, turbidez e biomassa de algas, levando a condições mais eutróficas (NASELLI-FLORES, 2003; GERALDES; BOAVIDA, 2005, 2007; MAC DONAGH; CASCO; CLAPS, 2009).

De acordo com esse cenário, a qualidade da água em reservatórios no semiárido tende a diminuir à medida que a estação seca se estende, causando impactos graves no abastecimento de água e desenvolvimento econômico regional, que dependem da quantidade e qualidade da água armazenada nos reservatórios.

Assim, o monitoramento e a gestão dos recursos hídricos devem ser mais constantes nesta região.

Outro aspecto a ser considerado no manejo de reservatórios é a sua carga interna. O sedimento constitui um compartimento de relevante importância na avaliação da intensidade e formas de impactos a que os ecossistemas aquáticos estão ou estiveram submetidos, pois realizam constantes trocas de nutrientes com a coluna d'água. Em uma variedade de ecossistemas aquáticos os sedimentos têm sido identificados como reservatórios de fósforo (P), sendo que parte dessa carga interna pode ser liberada em condições específicas (DING *et al.*, 2015; NI; WANG, 2015), desempenhando um importante papel na qualidade da água e florações de fitoplâncton (TANG *et al.*, 2014).

A ciclagem interna de fósforo representa um importante mecanismo que mantém e ainda aumenta a taxa de eutrofização antrópica em alguns lagos e reservatórios (SØNDERGAARD; JENSEN; JEPPESEN, 2003; SEN *et al.*, 2007; COTTINGHAM *et al.*, 2015). A gestão do estado trófico de muitos ambientes aquáticos tem levado em consideração a natureza complexa do ciclo do fósforo nos sedimentos (COTTINGHAM *et al.*, 2015). Para quantificar o ciclo do P em um corpo de água, um parâmetro importante é quantificar o P armazenado nos sedimentos de superfície que pode se tornar potencialmente biodisponível sob certas condições ambientais (YU *et al.*, 2006; REDEL *et al.*, 2007).

O P presente em sedimentos aquáticos pode se encontrar sob diferentes formas, algumas fortemente ligadas aos sedimentos, enquanto outras potencialmente móveis possibilitam sua mobilização e retorno para a coluna d'água (SMITH; WATZIN; DRUSCHEL, 2011; DING *et al.*, 2015). A eficácia do sedimento como sumidouro de fósforo e a rapidez dos processos de regeneração do fósforo para a coluna d'água dependerá de uma variedade de fatores físicos, químicos e biológicos (WETZEL, 2001).

Medidas de concentrações e fluxos de nutrientes no Castanhão, realizadas por Molisani *et al.* (2013), indicaram forte retenção de nutrientes e

material particulado com eficiências de retenção de 98% para fósforo solúvel reativo e fósforo total e 97% para material particulado em suspensão em relação aos fluxos de entrada no reservatório. Podendo ocorrer deposição do fósforo no sedimento e sua posterior regeneração para a coluna d'água.

Assim, elucidar o potencial da regeneração interna de P em reservatórios tropicais torna-se de grande relevância no entendimento da sua ciclagem biogeoquímica e na proposição de medidas de conservação e o uso sustentável do sistema.

2.3 Eutrofização

O processo de eutrofização de um corpo hídrico pode ser definido como o aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, que tem como consequência o aumento da produtividade de diversos de seus compartimentos e alterações diversas sobre o seu funcionamento (ESTEVES, 2011). A eutrofização tornou-se um problema amplamente reconhecido de deterioração da qualidade de água em reservatórios (RIBEIRO; BRANDIMARTE; KISHI, 2005).

O conceito de eutrofização está ligado estreitamente ao de “nutriente limitante”. O fósforo e o nitrogênio são os nutrientes potencialmente limitantes nos ecossistemas aquáticos límnicos, ambos os nutrientes têm sido o foco de atenção nos estudos de eutrofização e no desenvolvimento de estratégias de controle (UNESCO, 2009).

De acordo com Salas e Martino (1991), o nutriente limitante é aquele que, em termos de necessidade estequiométrica, apresenta a menor proporção dentre os nutrientes que regulam a biomassa fitoplanctônica, sendo o primeiro a se tornar escasso no meio limitando a produção primária.

A utilização de nutriente pelo fitoplâncton segue a “Lei do Mínimo” de Liebig, que estabelece que o desenvolvimento do organismo depende do nutriente que está disponível em quantidades relativas mínimas à sua necessidade.

Desde os trabalhos pioneiros de Vollenweider (1968) é destacado o fósforo como o principal nutriente limitante. Salas e Martino (1991) estudando os lagos tropicais latino-americanos notaram que a grande maioria são limitados pelo fósforo. O fósforo é o mais utilizado em modelagens tróficas por estar geralmente em menor quantidade no ambiente, mas com o avanço da poluição hídrica e o aumento de sua disponibilidade nos ecossistemas, o nitrogênio pode ser o nutriente limitante em algumas regiões (AMORIM, 2001; BARBOSA, 2002; DIAS, 2009; VILAR, 2009). Nogueira e Ramirez (1998) e Amorim (2001) mostraram que o mesmo reservatório pode ser limitado tanto pelo fósforo quanto pelo nitrogênio em fases distintas do mesmo ciclo hidrológico anual.

Para Kim *et al.* (2007), a determinação da relação N:P e do nutriente limitante são fundamentais para análise e previsão da estrutura, sucessão de assembleias fitoplanctônicas e dominância de cianobactérias em sistemas eutrofizados. Sistemas aquáticos caracterizados por relação baixa entre estes nutrientes tendem a ser dominados por cianobactérias capazes de fixar nitrogênio atmosférico (SMITH, 1983; KIM *et al.*, 2007; UNESCO, 2009). Aubriot e Bonilla (2012) observaram que as cianobactérias são capazes de ter uma flexibilidade na resposta fisiológica as flutuações de nutrientes por intermédio das propriedades de incorporação do fosfato do meio.

No entanto, a disponibilidade de luz na coluna d'água, fatores hidrológicos e pastejo são fatores que também podem regular o desenvolvimento dos produtores primários (SALAS; MARTINO, 1991; SMITH; JOYE; HOWARTH, 2006).

2.4 Índice de estado trófico

Índices de qualidade da água foram propostos visando resumir as variáveis analisadas em um número que possibilitasse analisar a evolução da

qualidade da água no tempo e no espaço e que servisse para facilitar a interpretação de extensas listas de variáveis ou indicadores, otimizando o uso dessas informações como ferramentas gerenciais e na tomada de decisões relativas aos recursos hídricos.

Robert E. Carlson (1977) apresentou uma metodologia simples para classificar os lagos quanto ao seu estado trófico. Apesar da simplicidade e objetividade do modelo proposto por Carlson (1977), sua aplicação universal pode sofrer restrições, uma vez que a base de dados para elaboração do índice foi obtida em regiões de clima temperado, podendo ter aplicação inadequada para climas tropicais (CASTAGNINO, 1982; TOLEDO JÚNIOR *et al.*, 1983; ESTEVES, 2011) e mais restritivo para regiões semiáridas.

Visando adaptar o índice de estado trófico (IET) de Carlson (1977) para condições limnológicas de reservatórios tropicais, Toledo Júnior *et al.* (1983) formularam adequações matemáticas no IET de Carlson a partir de dados levantados no reservatório de Barra Bonita, São Paulo.

Salas e Martino (1991) propuseram um simplificado modelo de fósforo total e classificação trófica para lagos tropicais. Essa classificação foi considerada mais apropriada para determinadas condições tróficas de vários lagos da região sudeste do Brasil (PETRUCIO; BARBOSA; FURTADO, 2006), reforçando a importância de estabelecer critérios específicos para lagos e reservatórios tropicais.

Lamparelli (2004) fez uma avaliação sobre os sistemas de classificação trófica de Carlson (1977), Toledo Júnior *et al.* (1983) e Salas e Martino (1991) e atribuiu a eles certa imprecisão e insensibilidade, fundamentadas na subjetividade no estabelecimento dos índices. E, propôs um sistema de classificação e um novo índice de estado trófico ampliando a sensibilidade do sistema de classificação. Todavia, apesar das melhorias adquiridas, Lamparelli (2004) considerou o IET modificado por Toledo Júnior *et al.* (1983) adequado para os reservatórios analisados.

Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) fizeram uma revisão e atualização dos índices de Salas e Martino (1991) e Lamparelli (2004) e propôs um índice de estado trófico para reservatórios localizados em regiões tropicais/subtropicais.

O estado trófico de reservatórios na região semiárida pode variar de acordo com o volume (BRAGA *et al.*, 2015), precipitação (CHAVES *et al.*, 2013) entradas de cargas externas de nutrientes (MOLISANI *et al.*, 2015; LOPES *et al.*, 2014; SANTOS *et al.*, 2014) e processos internos como a aquicultura (BEZERRA *et al.*, 2014). Entretanto, pouco se conhece como esses fatores interagem para afetar o estado trófico de reservatórios no semiárido brasileiro.

Segundo dados coletados durante este estudo no site do Departamento Nacional de Obras contra as Secas (DNOCS), o reservatório Castanhão registrou uma diminuição da sua capacidade de armazenamento de 88% para 27%, constituindo uma oportunidade peculiar para entender o relacionamento entre o volume, o estado trófico e a influências das pressões antropogênicas. Este longo período de precipitações abaixo da média pode se tornar mais frequente e imprevisível devido às mudanças climáticas (PBMC, 2013), com impactos diretos no nível dos reservatórios (DAWADI; AHMAD, 2013; UMAÑA, 2014). Por outro lado, a demanda de água aumenta devido ao rápido desenvolvimento regional da agricultura e urbanização nos anos recentes, em particular a agricultura irrigada (LACERDA *et al.*, 2008). Adicionalmente, programas do governo federal veem subsidiando financeiramente a expansão da piscicultura intensiva em tanque rede com o objetivo de proporcionar renda e segurança alimentar da região. A atividade expande em torno de 20% ao ano, aumentando as pressões ambientais no reservatório (OLIVEIRA *et al.*, 2015). Portanto, para se alcançar a sustentabilidade dos usos múltiplos do reservatório é necessário a compreensão do comportamento limnológico do reservatório para posteriores estudos da capacidade de suporte frente à demanda dos diferentes usos antrópicos de suas águas.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Investigar a influência das alterações nas condições climáticas e antropogênicas sobre os padrões de heterogeneidade temporal e espacial das variáveis limnológicas do reservatório Castanhão.

3.2 Objetivos específicos

- ✓ Caracterizar a dinâmica interanual e espacial horizontal das variáveis físicas, químicas e biológicas do reservatório.
- ✓ Caracterizar a dinâmica interanual e espacial vertical das variáveis físicas, químicas e biológicas do reservatório.
- ✓ Determinar a variação interanual do índice de estado trófico e identificar os fatores que influenciam na sua variação.
- ✓ Caracterizar a distribuição e partição do fósforo no sedimento de fundo do reservatório e a influência da sua remobilização no processo de eutrofização da coluna d'água.
- ✓ Compartmentalizar o reservatório segundo as variáveis físico-químicas da água e concentração de fósforo e matéria orgânica no sedimento.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A sub-bacia do médio Jaguaribe apresenta uma extensão de 137 Km e uma área de drenagem de 6.875 Km². Situa-se entre o reservatório Orós, no município de Orós, e a localidade de Peixe Gordo. A bacia abrange os municípios de Alto Santo, Deputado Irapuan Pinheiro, Ererê, Iracema, Jaguaribe, Jaguaretama, Jaguaribara, Milhã, Pereiro, Potiretama, São João do Jaguaribe, Solonópoles e Tabuleiro do Norte (CEARÁ, 2011a).

O estudo foi realizado no reservatório Castanhão (5.503043° S; -38.469952° W) situado na bacia hidrográfica do médio rio Jaguaribe, inteiramente abrigado no semiárido do estado do Ceará, Brasil. O clima na região é considerado quente-semiárido (BSw'h', segundo classificação de Köpper). O semiárido do Nordeste brasileiro apresenta singularidades advindas do comportamento dos sistemas atmosféricos que o regulam, sendo marcado por irregularidades pluviométricas no tempo e no espaço, cujas médias anuais, comumente, variam entre 400 e 1000 mm (AIRES; NASCIMENTO, 2011). A maioria das chuvas ocorre durante o período de dezembro a junho. E entre os meses de julho a novembro as chuvas são escassas. O regime pluviométrico e as altas taxas de evaporação são fatores que induzem alterações no nível dos reservatórios cearenses.

Entre Novembro 2011 e Maio 2014 a precipitação mensal variou entre 0 e 181 mm (CEARÁ, 2014) (Figura 1). Os anos de 2012, 2013 e 2014 foram anos secos, com precipitação média anual de 302,3, 656,5 e 571,1 mm, respectivamente, abaixo da média anual histórica de 795 mm (AIRES; NASCIMENTO, 2011), devido às peculiaridades climáticas da região semiárida tropical, influenciadas por fenômenos climáticos como El Niño e La Niña e pela Zona de Convergência Intertropical.

A Figura 2 mostra a flutuação do volume da água armazenada no reservatório durante o período do estudo. A flutuação do nível é determinada fundamentalmente pela operação do sistema na barragem. No entanto, durante o

período de amostragem ocorreu uma redução drástica do volume armazenado devido à ausência prolongada de chuva no semiárido nordestino.

Figura 1 – Média mensal histórica e média mensal da pluviosidade durante o período do estudo na bacia do reservatório Castanhão (CEARÁ, 2014).

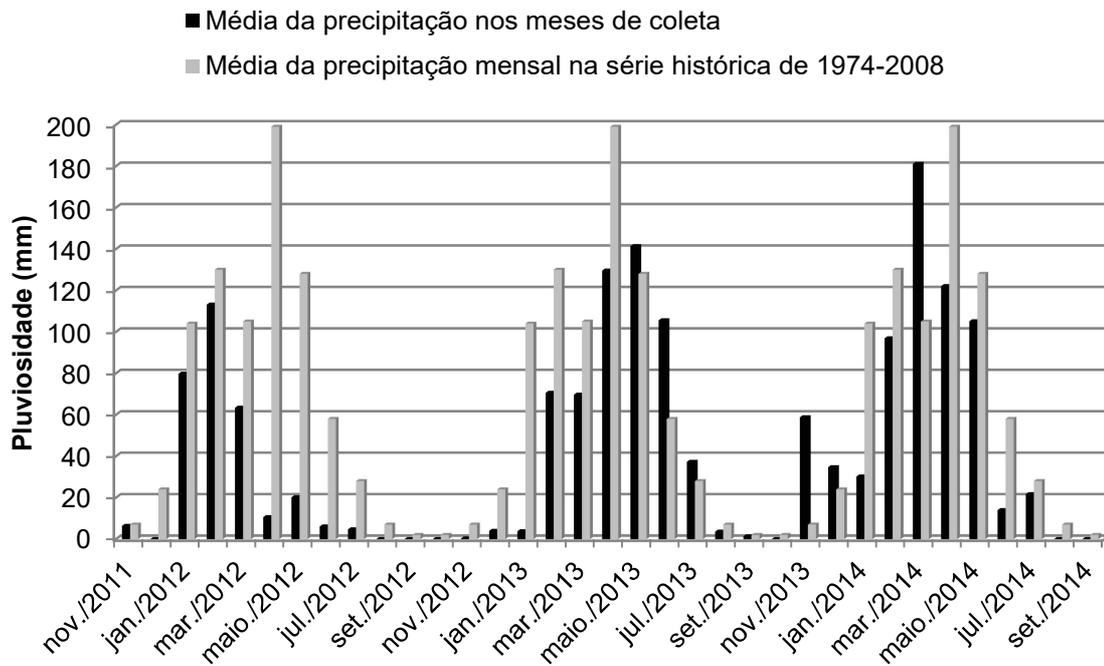
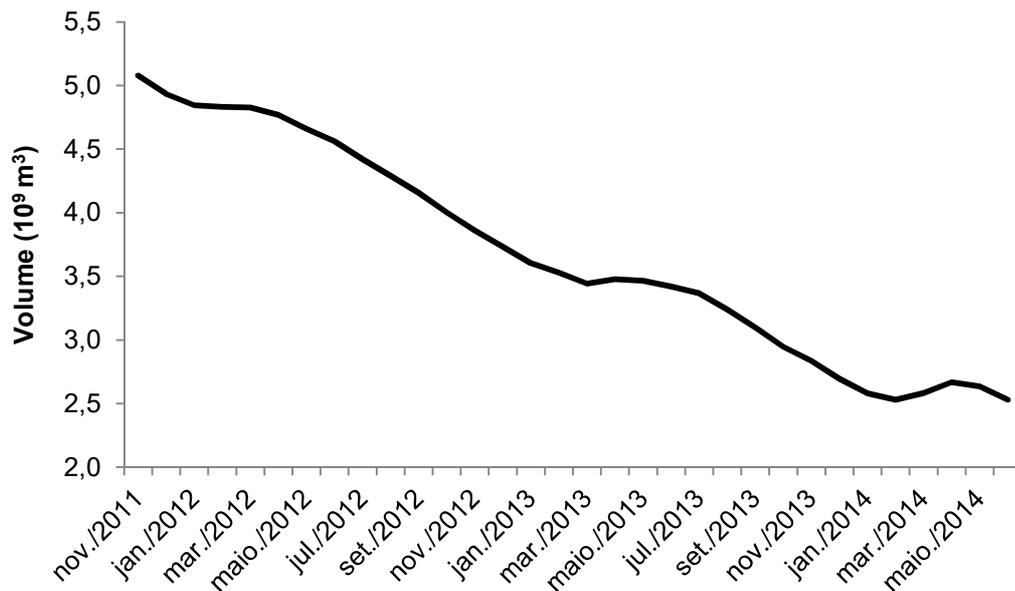


Figura 2 - Flutuação do volume de água do reservatório Castanhão, NE Brasil, entre 2011 e 2014 (BRASIL, 2014).



Na região, predomina um relevo bastante diversificado, resultado da extensão da bacia do reservatório Castanhão, abrangendo assim, diversos tipos de formações geológicas presentes no estado do Ceará. A maior parte de sua área é representada pelas unidades geomorfológicas da depressão sertaneja e pelos maciços residuais (CEARÁ, 2011b).

Os tipos de solos de maior distribuição são os argissolos, luvisolos, neossolos, chernossolos, latossolos e planossolos. O bioma predominante é a Caatinga (Caatinga arbustiva densa e arbórea dispersa) com parcelas de Florestas Superenifólia Tropical Pluvio-Nebular (Mata Úmida). Às margens do Castanhão, pode-se observar a mata ciliar bastante degradada (CEARÁ, 2011b).

O Castanhão é de responsabilidade do Departamento Nacional de Obras contra as Secas (DNOCS) e foi completamente inundado pela primeira vez em 2004. A capacidade total de armazenamento é de 6,7 bilhões de m³, enquanto que a capacidade normal de operação é de 4,45 bilhões de m³. Cobrindo uma área inundada de 325 km², com 48 km de extensão e profundidade podendo chegar a mais de 50 m em alguns pontos (BRASIL, 2014). Levantamento batimétrico realizado em 2011 por meio de perfilagens de 500 em 500 m mostrou que na região mais profunda próximo a barragem a profundidade média era de 40 m (Bezerra *et al.*, 2011). Segundo a *World Commission on Dams* (2000), estas características classificam o Castanhão como reservatório de grande porte.

O reservatório é de usos múltiplos, com função principal o armazenamento de água para abastecimento humano e agrícola. Ele abriga a maior instalação de piscicultura no estado e também é usado para objetivos recreativos, mas não para a produção de energia. A bacia do reservatório recebe aportes antropogênicos de nutrientes de diferentes fontes.

Nos açudes cearenses, a piscicultura tem sido intensificada e fomentada por órgãos públicos como alternativa à produção de proteínas. Segundo Esteves (2011) citando Marins (março, 2011), eram produzidas cerca de 25 mil toneladas de pescado no estado, sendo a tilápia (*Oreochromis niloticus*) o organismo mais

cultivado nos açudes e somente em uma fazenda de criação de tilápia em tanques-rede a produção de 224 toneladas de tilápias por ciclo de produção de seis meses lançam na coluna d'água 113 toneladas de carbono e 12 toneladas de nitrogênio devido à ração não consumida e pelas fezes e outros rejeitos metabólicos dos peixes.

Avelino (2015) desenvolveu uma análise DPSIR (*Driver, Pressure, State, Impact, Response*) do reservatório Castanhão e estimou, usando fatores de emissão estabelecidos (LACERDA *et al.*, 2008; PAULA FILHO; MARINS; LACERDA, 2015), a carga total de N e P. Emissões diretas anuais para o reservatório são principalmente da piscicultura que com uma produção média anual de aproximadamente de 18.000 t de tilápia do Nilo atingiu 519 t de N e 163 t de P. Molisani *et al.* (2015), calculou 12 t de N a ser emitida por ciclo de produção de 6 meses a partir de uma piscicultura no reservatório Castanhão que produz aproximadamente 448 t de peixe por ano. Extrapolando este valor para a produção média total em todo o reservatório chegasse a aproximadamente 964 t de N. Os autores, no entanto, não indicam como fatores de emissão foram calculados e este número é provavelmente uma sobrestimação, mas é consistente com a emissão anual de N estimado por Avelino (2015).

A agricultura irrigada, localizada na bacia de drenagem do reservatório, abrange uma área de 1.254 ha e produção de aproximadamente 2 milhões de toneladas de frutas. O escoamento dessas áreas para o corpo d'água totaliza 198 t de N e 149 t de P. A agricultura de subsistência pouco contribui para as emissões totais de nutrientes para o reservatório.

Resíduos urbanos e águas residuais provenientes do município de Nova Jaguaribara, com aproximadamente 7.400 habitantes, são parcialmente tratados. A coleta de esgoto atinge cerca de 70% do efluente total nas áreas urbanas e 90% dos resíduos sólidos são adequadamente descartados (BRASIL, 2010). As zonas rurais não têm coleta ou tratamento de esgoto e não existem sistemas de disposição de resíduos sólidos (IPECE, 2011). Como resultado, as emissões anuais de N e P são relativamente pequenas, atingindo 271 t de N e 73 t de P. A pecuária, embora com uma emissão elevada de aproximadamente 1.150 t de N e 1.166 t de P, está

localizada na parte superior da bacia de drenagem e as cargas de nutrientes dificilmente atingem o reservatório, principalmente devido a condições semiáridas que dificultam o escoamento superficial do solo (CEARÁ, 2011b; AVELINO, 2015).

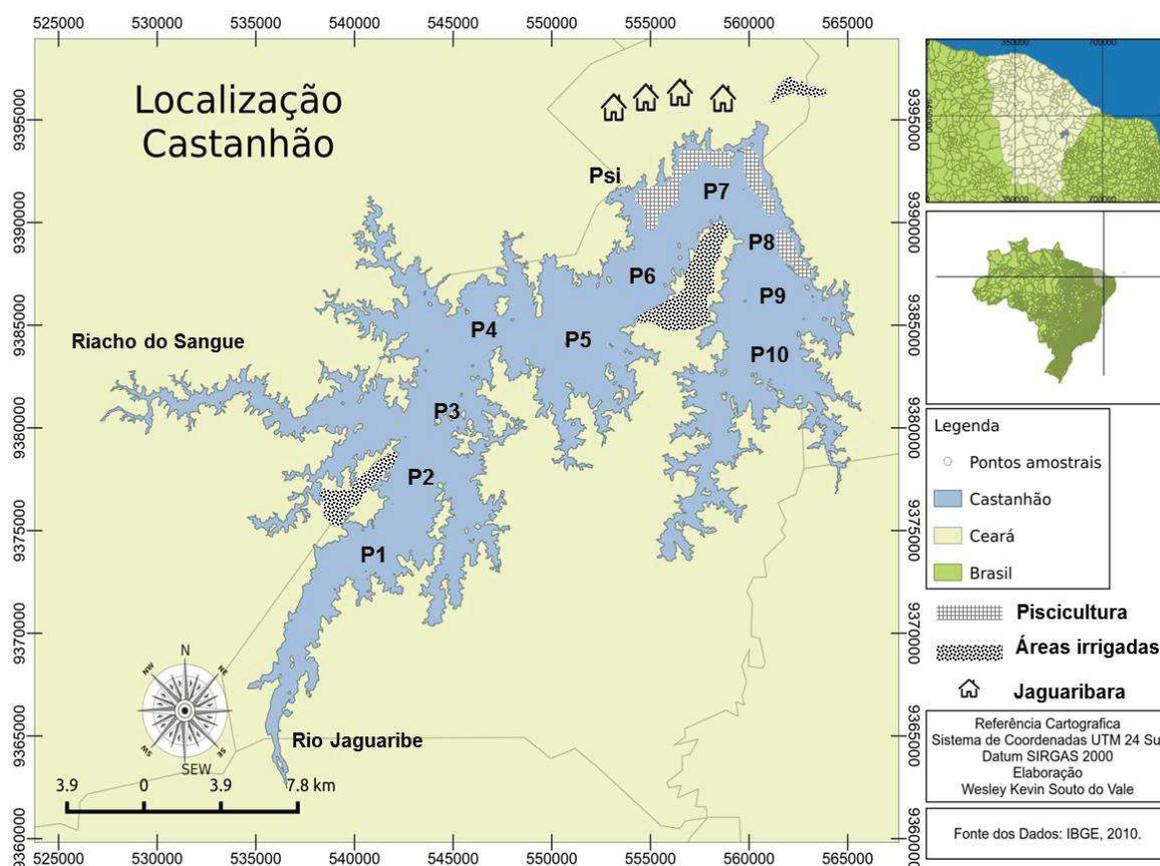
A variação entre estimativas de emissão tem sido observada para o reservatório principalmente devido a determinação da área da bacia hidrográfica do reservatório e a capacidade de retenção de materiais nas paisagens do clima semiárido (Medeiros *et al.*, 2014).

4.2 Amostragem da água

As coletas foram realizadas nos meses de Novembro 2011, Março e Agosto 2012, Janeiro e Agosto 2013 e Maio 2014. A qualidade da água foi monitorada em 10 pontos localizados ao longo do reservatório (Figura 3). Nas coletas de Novembro 2011 e Março 2012 devido a problemas da logística de deslocamento dentro do reservatório alguns pontos não foram monitorados. As coletas buscaram abranger os períodos sazonais de seca e chuva e os pontos de coleta as regiões de interferência fluvial, transição e lacustre do reservatório. Em todos os pontos de coleta as amostras de água foram coletadas com uma garrafa horizontal acrílico 5 litros van Dorn em duplicata em quatro profundidades: superfície, secchi, 3x secchi e fundo.

As variáveis físicas e químicas foram obtidas *in situ*. A temperatura da água, a turbidez e a condutividade elétrica com o auxílio de um Compact-CTD JFE Advantech modelo AST D687 em intervalos de 0,1 m da superfície ao fundo. O oxigênio dissolvido com o auxílio de uma sonda multiparamétrica YSI 556 MultiProbe System. O pH com o uso de um medidor portátil Metrohn 826 e a transparência por meio de um disco de Secchi. O oxigênio dissolvido e o pH foram mensurados em quatro profundidades: superfície, secchi, 3x secchi e fundo.

Figura 3 - Área de estudo e localização dos pontos de amostragem no reservatório Castanhão, NE Brasil.



Para as análises de nutrientes inorgânicos, as amostras foram filtradas imediatamente após a coleta utilizando filtros de fibra de vidro AP40 de 47 mm de diâmetro e congeladas para posterior análise. Os filtros foram utilizados para obter a concentração do material em suspensão na água (MPS) pelo procedimento gravimétrico. As amostras não filtradas foram utilizadas para determinação de fósforo total e nitrogênio total. As espécies químicas foram quantificadas em triplicata com detecção final por espectrofotometria na região do espectro visível: nitrogênio amoniacal (KOROLEFF, 1970), nitrato (MULLER; WIDEMANN, 1955), nitrito (BENDSCHNEIDER; ROBINSON, 1952), nitrogênio total e fósforo total (VALDERRAMA, 1981) e fósforo reativo solúvel (SRP) (MURPHY; RILEY, 1962).

Para a determinação da clorofila *a* as amostras foram filtradas em filtros de fibra de vidro AP40 de 47 mm de diâmetro e quantificadas em espectrofotômetro segundo a metodologia da ISO 10260 (1992).

4.3 Índice de estado trófico

O estado trófico do reservatório foi obtido utilizando os índices tróficos de Toledo Júnior *et al.* (1983) e de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013).

O índice de Toledo Júnior *et al.* (1983) foi composto pelas equações (1), (2) e (3), que levam em consideração as concentrações de clorofila *a* – Chl ($\mu\text{g L}^{-1}$) e fósforo total - TP ($\mu\text{g L}^{-1}$):

$$\text{TSI (Chl)} = 10 \left[6 - \left(\frac{2,04 - 0,695 \times \ln \text{Chl}}{\ln 2} \right) \right] \quad (1)$$

$$\text{TSI (TP)} = 10 \left[6 - \left(\frac{\ln \left(\frac{80,32}{\text{TP}} \right)}{\ln 2} \right) \right] \quad (2)$$

$$\text{TSI (médio)} = \frac{\text{TSI (Chl)} + \text{TSI (TP)}}{2} \quad (3)$$

Os limites definidos são:

Oligotrófico: $\text{TSI} < 44$; Mesotrófico: $44 \leq \text{TSI} \leq 54$; Eutrófico: $\text{TSI} > 54$.

O índice de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) foi composto pelas equações (1), (2) e (3), que levam em consideração as concentrações de clorofila *a* – Chl_a ($\mu\text{g L}^{-1}$) e fósforo total - TP ($\mu\text{g L}^{-1}$):

$$\text{TSI (Chl}_a\text{)}_{\text{tsr}} = 10 \left[6 - \left(\frac{-0,2512 \ln \text{Chl}_a + 0,842257}{\ln 2} \right) \right] \quad (4)$$

$$\text{TSI (TP)}_{\text{tsr}} = 10 \left[6 - \left(\frac{-0,27637 \ln \text{TP} + 1,329766}{\ln 2} \right) \right] \quad (5)$$

$$\text{TSI}_{\text{tsr}} = \frac{\text{TSI (TP)}_{\text{tsr}} + \text{TSI (Chl}_a\text{)}_{\text{tsr}}}{2} \quad (6)$$

Os limites definidos são:

Ultraoligotrófico: $\text{TSI}_{\text{tsr}} \leq 51,1$; Oligotrófico: $51,2 \leq \text{TSI}_{\text{tsr}} \leq 53,1$; Mesotrófico: $53,2 \leq \text{TSI}_{\text{tsr}} \leq 55,7$; Eutrófico: $55,8 \leq \text{TSI}_{\text{tsr}} \leq 58,1$; Supereutrófico: $58,2 \leq \text{TSI}_{\text{tsr}} \leq 59,0$; Hipereutrófico: $\text{TSI}_{\text{tsr}} \geq 59,1$.

4.4 Amostragem de sedimento

As coletas de sedimento, no reservatório, foram realizadas nos meses de Janeiro 2013, Agosto 2013 e Maio 2014 e na piscicultura as amostras foram coletadas em Novembro 2011, Outubro 2012 e Janeiro 2013. Amostras de sedimento foram coletadas em duplicata nos pontos 1, 3, 5, 7 e 10 e em um empreendimento de cultivo de tilápia em tanque rede, ponto Psi (Figura 3).

Os sedimentos foram coletados com o auxílio de um amostrador de fundo, tipo Van Veen. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e mantidos sob refrigeração até a chegada ao laboratório. No laboratório, cada amostra foi seca em estufa a temperatura controlada de 60°C, maceradas, homogeneizadas e preservadas em frascos até a análise. Foi utilizado a metodologia de Berner e Rao (1994) para a extração do fósforo total (PT) e do fósforo inorgânico (PIT). A concentração de fósforo orgânico total (POT) foi obtida por diferença entre as concentrações de PT e PIT. A matéria orgânica foi obtida seguindo a metodologia Loring e Rantala (1992). Todos os parâmetros foram quantificados em triplicata.

4.5 Análise de dados

Os dados médios de todos os pontos, por profundidade, de cada parâmetro foram submetidos à ANOVA e análise de teste de Tukey HSD com $p \leq 0,05$. A análise de correlação de Person e a análise de Componente Principal (PCA) foram utilizadas para descrever as relações entre as variáveis limnológicas e a análise de agrupamentos (*cluster analysis*) explorou as similaridades entre as variáveis amostradas e avaliou padrões longitudinais e definiu grupos no reservatório. As análises foram realizadas utilizando o software STATISTICA 8.0 (StatSoft, Inc., Tulsa, OK, USA), assumindo um nível de significância de $\alpha=0,05$ e para análise de agrupamento a matriz de dados foi padronizada em Z e utilizou-se o método de amalgamação de Ward e medida de distância euclidiana quadrática. O software *Surfer* 7.0 foi utilizado para a construção dos gráficos de isolinhas de

temperatura. O índice de estado trófico foi apresentado por meio de mapas temáticos utilizando-se o sistema de informações geográficas *ArcView* 3.2.

5 RESULTADOS

5.1 Dinâmica sazonal de variáveis limnológicas nas escalas espaciais horizontal e vertical

A média, o desvio padrão e os valores mínimos e máximos das variáveis limnológicas monitoradas ao longo dos eixos longitudinal e vertical do reservatório são apresentados na Tabela 2.

5.1.1 Temperatura da água

Em superfície, a temperatura da água apresentou um padrão interanual com o menor valor médio em Agosto 2012 ($27,8 \pm 0,3$ °C) e maiores valores médios em Março 2012 ($30,2 \pm 0,6$ °C) e Maio 2014 ($30,4 \pm 1,0$ °C) (Tabela 2). A variação espacial da temperatura dos pontos monitorados é atribuída ao horário em que foram realizadas as amostragens, pois as campanhas iniciavam-se por volta das 8:00 h e os últimos pontos coletados por volta de 15:00 h, em um período de dois dias de amostragens.

Os perfis de temperatura da água mostram que o reservatório Castanhão apresenta padrões de estratificação e desestratificação (Figura 4). As maiores amplitudes térmicas médias foram observadas nos meses de Novembro 2011 (1,3 °C) e Março 2012 (1,9 °C) (Tabela 2) e especialmente nos pontos 5, 6, 7 e 8 onde se pode verificar padrões de estratificação bem estabelecidos. Nos pontos 6, 7 e 8 foi observada a presença de estratificação térmica em todos os meses de coleta, enquanto nos demais pontos a instabilidade ocorreu em alguns dos períodos monitorados. Com o decréscimo do volume do reservatório observa-se que ocorre variação nos padrões de estratificação e desestratificação e deslocamento da termoclina ao longo dos meses, facilitando os processos de mistura por ação dos ventos, como exemplificado no ponto 5 na Figura 5.

Tabela 2 - Valores médios, mínimos e máximos das variáveis monitoradas nas profundidades de superfície e de fundo no reservatório Castanhão, NE do Brasil

Variáveis	Profundidade	Novembro 2011	Março 2012	Agosto 2012	Janeiro 2013	Agosto 2013	Mai 2014
Temperatura (°C)	Superfície	28,9 ± 0,3 ^a	30,2 ± 0,6 ^b	27,8 ± 0,3 ^c	28,8 ± 0,3 ^a	29,1 ± 0,5 ^a	30,4 ± 1,0 ^b
	Mín – Máx	28,7 - 29,3	29,5 - 31,0	27,3 - 28,3	28,3 - 29,3	28,1 - 29,8	29,7 - 32,6
	Fundo	27,6 ± 0,4 ^{ac}	28,3 ± 0,6 ^{ab}	27,4 ± 0,2 ^c	28,5 ± 0,3 ^b	28,3 ± 0,2 ^{ab}	29,4 ± 0,5 ^d
	Mín – Máx	27,1 - 28,0	27,9 - 29,4	27,1 - 27,7	27,7 - 28,7	28,0 - 28,5	28,2 - 29,6
Turbidez (NTU)	Superfície	1,3 ± 0,1 ^{ab}	1,1 ± 0,1 ^a	1,3 ± 0,2 ^{ab}	1,5 ± 0,3 ^{ab}	1,5 ± 0,6 ^{ab}	1,9 ± 1,0 ^b
	Mín – Máx	1,1 - 1,5	1,0 - 1,3	1,1 - 1,6	1,1 - 2,2	1,1 - 2,9	1,2 - 4,2
	Fundo	1,0 ± 0,1 ^a	1,3 ± 0,9 ^a	1,5 ± 0,4 ^a	1,6 ± 0,4 ^a	1,7 ± 0,7 ^a	1,7 ± 0,9 ^a
	Mín – Máx	0,9 - 1,1	0,7 - 3,0	1,0 - 2,4	1,0 - 2,5	1,0 - 3,3	0,9 - 3,3
Condutividade (µS cm ⁻¹)	Superfície	295 ± 2 ^a	313 ± 4 ^{ab}	315 ± 8 ^b	343 ± 7 ^c	347 ± 9 ^c	353 ± 20 ^c
	Mín – Máx	294 - 298	308 - 317	307 - 328	334 - 354	340 - 372	322 - 372
	Fundo	289 ± 1 ^a	301 ± 4 ^a	313 ± 7 ^a	341 ± 7 ^b	340 ± 2 ^b	348 ± 31 ^b
	Mín – Máx	287 - 290	298 - 308	306 - 323	327 - 349	335 - 342	295 - 372
OD (mg L ⁻¹)	Superfície	7,0 ± 0,1 ^a	6,6 ± 0,2 ^a	7,0 ± 0,3 ^a	6,8 ± 0,7 ^a	6,6 ± 0,4 ^a	7,7 ± 1,8 ^a
	Mín – Máx	6,9 - 7,1	6,4 - 6,8	6,6 - 7,5	6,1 - 8,4	6,0 - 7,4	6,5 - 11,7
	Fundo	6,6 ± 0,3 ^{ab}	2,3 ± 2,6 ^a	6,3 ± 0,5 ^b	3,0 ± 2,6 ^a	4,5 ± 2,2 ^{ab}	2,6 ± 3,3 ^a
	Mín – Máx	6,2 - 7,0	0,1 - 6,4	5,5 - 6,9	0,1 - 6,6	0,2 - 6,6	0,1 - 9,4
pH	Superfície	8,1 ± 0,1 ^{abc}	8,1 ± 0,2 ^{abc}	7,7 ± 0,3 ^{ab}	7,5 ± 0,3 ^a	8,2 ± 0,4 ^{bc}	8,7 ± 0,7 ^c
	Mín – Máx	8,0 - 8,2	7,9 - 8,4	7,1 - 8,0	7,2 - 8,1	7,6 - 8,8	7,1 - 9,9
	Fundo	7,4 ± 0,1 ^{ad}	8,1 ± 0,2 ^{abc}	7,8 ± 0,1 ^{ab}	7,2 ± 0,6 ^d	8,2 ± 0,5 ^{bc}	8,6 ± 0,5 ^c
	Mín – Máx	7,3 - 7,4	7,9 - 8,4	7,6 - 8,0	6,1 - 7,7	7,7 - 8,9	7,8 - 9,5
Clorofila a (µg L ⁻¹)	Superfície	2,6 ± 1,2 ^a	3,7 ± 1,2 ^{ab}	4,0 ± 1,2 ^{ab}	4,1 ± 1,3 ^{ab}	5,2 ± 2,5 ^{ab}	14,8 ± 11,4 ^b
	Mín – Máx	1,3 - 4,0	2,3 - 5,3	2,1 - 6,1	2,4 - 6,4	2,6 - 9,8	2,7 - 37,9
	Fundo	2,4 ± 1,7 ^a	1,3 ± 1,7 ^a	2,7 ± 1,4 ^a	2,4 ± 1,8 ^a	3,5 ± 0,8 ^a	10,5 ± 13,5 ^a
	Mín – Máx	0,9 - 4,5	0,2 - 4,4	0,6 - 4,4	0,2 - 5,6	2,5 - 5,2	1,3 - 42,3
Tot-P (µg L ⁻¹)	Superfície	27,2 ± 8,9 ^{ab}	17,2 ± 7,1 ^a	22,3 ± 2,6 ^a	30,1 ± 10,7 ^{ab}	20,6 ± 8,7 ^a	49,1 ± 18,8 ^b
	Mín – Máx	22,2 - 40,5	9,5 - 28,0	17,8 - 25,3	15,8 - 48,5	7,6 - 33,7	23,6 - 77,2
	Fundo	39,5 ± 19,7 ^{ab}	32,2 ± 14,6 ^a	25,4 ± 4,3 ^a	43,8 ± 19,5 ^{ab}	19,2 ± 5,8 ^a	70,0 ± 40,0 ^b
	Mín – Máx	18,8 - 60,5	13,0 - 53,0	16,1 - 33,3	21,4 - 71,4	8,7 - 26,1	31,2 - 158,3
Tot-N (µg L ⁻¹)	Superfície	510 ± 133 ^a	397 ± 167 ^a	489 ± 190 ^a	405 ± 170 ^a	481 ± 158 ^a	598 ± 312 ^a
	Mín – Máx	349 - 643	216 - 611	185 - 798	170 - 714	210 - 713	99 - 1210
	Fundo	559 ± 40 ^{ab}	432 ± 151 ^{ab}	457 ± 167 ^{ab}	452 ± 202 ^{ab}	345 ± 194 ^a	706 ± 322 ^b
	Mín – Máx	530 - 617	136 - 536	289 - 821	175 - 825	101 - 671	201 - 1176
Volume (m ³)		5,0 x 10 ⁹	4,8 x 10 ⁹	4,2 x 10 ⁹	3,6 x 10 ⁹	3,2 x 10 ⁹	2,6 x 10 ⁹

Médias seguidas de letra distinta diferem entre si na coluna pelo teste Tukey HSD, com $p \leq 0,05$

Figura 4 – Padrões de temperatura ao longo do reservatório Castanhão. A) Novembro 2011; B) Março 2012; C) Agosto 2012; D) Janeiro 2013; E) Agosto 2013; F) Maio 2014

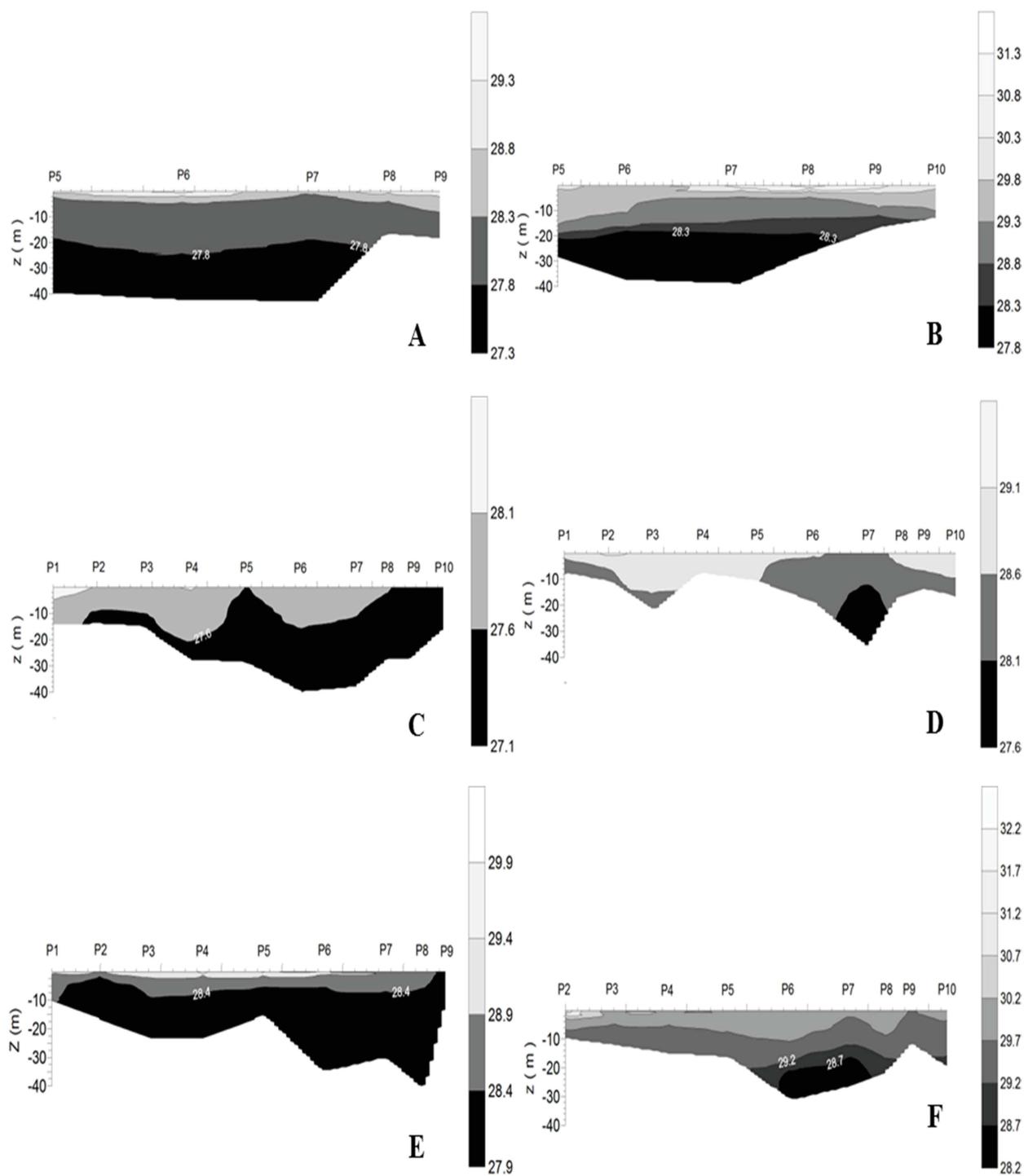
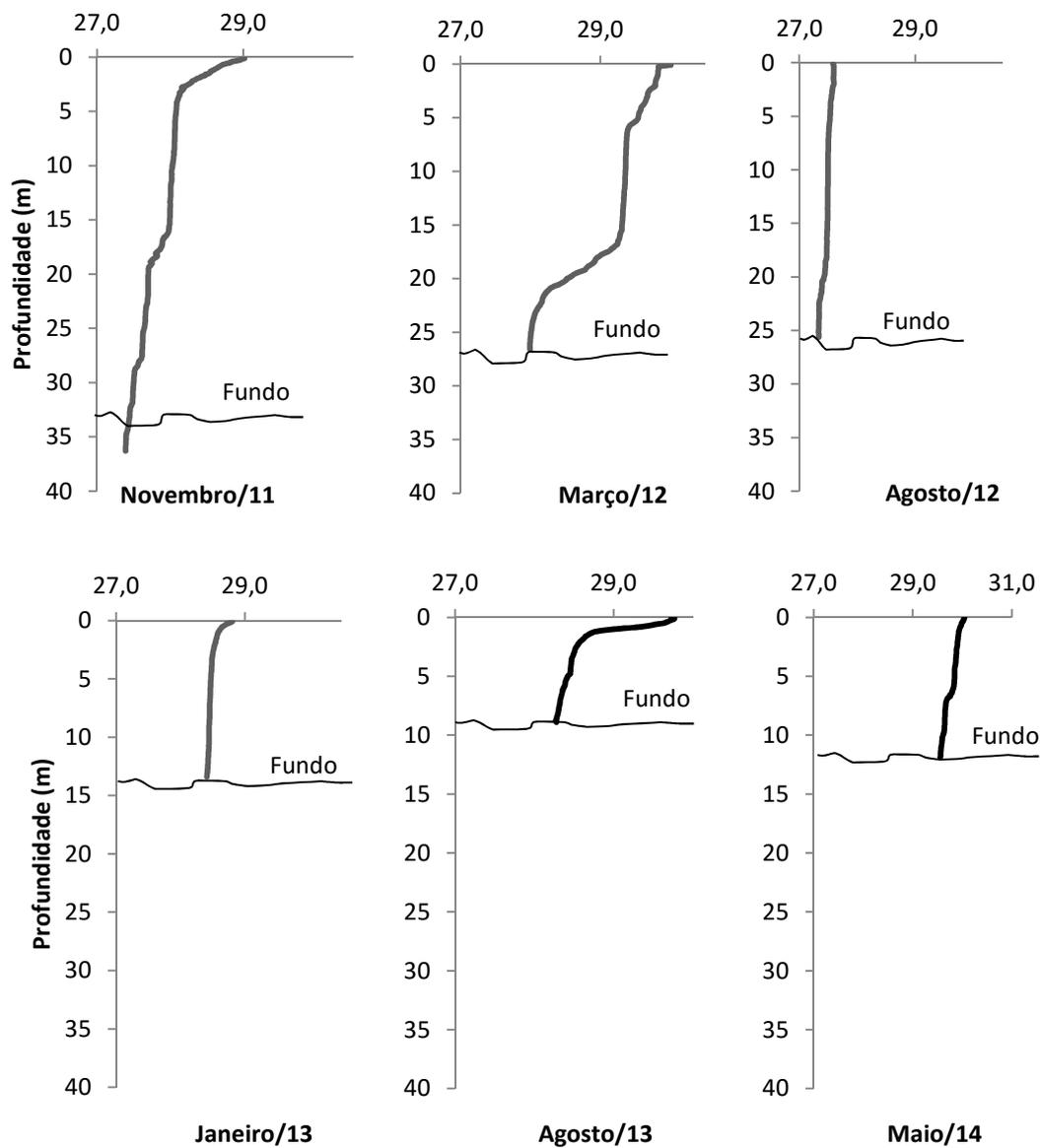


Figura 5 - Perfil vertical da temperatura da água no Ponto 5 ao longo do período monitorado.



5.1.2 Oxigênio dissolvido

As concentrações de oxigênio dissolvido em águas superficiais não apresentaram diferenças estatisticamente significativas ao longo do período monitorado ($p>0,05$) (Tabela 2). A superfície do reservatório estava bem oxigenada e não foram verificados valores abaixo do estabelecido pela legislação brasileira do Conselho Nacional do Meio Ambiente, resolução CONAMA nº 357/05, limite mínimo igual a 5 mg L^{-1} para corpos de água Classe 2 (BRASIL, 2005).

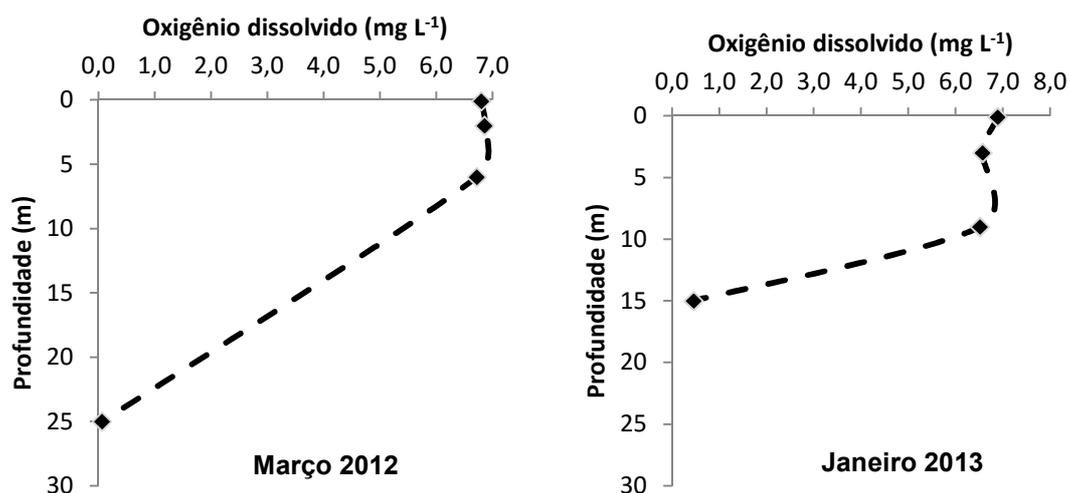
No entanto, a estratificação térmica da coluna d'água pode levar a formação de oxiclina com significativa redução de oxigênio dissolvido na camada hipolimnética. Durante o período monitorado, nas coletas de Novembro 2011 e Agosto 2012 não ocorreu a formação de oxiclina em nenhum dos pontos. No entanto, em Maio 2014 ocorreu a redução do oxigênio na camada hipolimnética da maioria dos pontos (4, 5, 6, 7, 8, 9 e 10) e especialmente foi observada essa redução de oxigênio com maior frequência nos pontos 5, 6, 7 e 8. Nos eventos de anoxia a concentração do oxigênio variou entre $0,1$ e $3,3 \text{ mg L}^{-1}$. Verificou-se que em alguns pontos mesmo sem a presença de instabilidade térmica a oxiclina ocorreu, mostrando que a oxiclina pode depender de fatores hidroquímicos. Como exemplo, no ponto 5 pode-se observar que em Março 2012 ocorreu a estratificação térmica e formação de oxiclina, no entanto, em Janeiro 2013 mesmo com a presença de instabilidade térmica, sem diferenças entre densidades das massas d'água, observou-se a oxiclina (Figura 6).

5.1.3 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica à 25°C aumentou progressivamente com a diminuição do volume do reservatório e atingiu valores médios máximos em Maio 2014, $353 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ (Tabela 2). Variações espaciais significativas não foram observadas.

A variação da condutividade elétrica na coluna d'água apresenta uma maior amplitude na amostragem realizada no mês de Março 2012 ($12 \mu\text{S cm}^{-1}$) (Tabela 2). Especialmente as maiores amplitudes de variação superfície-fundo ocorreram nos pontos 7 e 8 ($19 \mu\text{S cm}^{-1}$) em Março 2012 e nos pontos 2 ($27 \mu\text{S cm}^{-1}$), 3 ($17 \mu\text{S cm}^{-1}$) e 4 ($34 \mu\text{S cm}^{-1}$) em Maio 2014, o que pode indicar entrada de material alóctone pelas chuvas, apesar de escassas. De um modo geral, ocorre uma homogeneidade no perfil vertical da condutividade elétrica.

Figura 6 - Perfil vertical do oxigênio dissolvido no ponto 5 nos meses de Março 2012 e Janeiro 2013



5.1.4 Propriedades ópticas do reservatório

O padrão interanual da transparência da água registrou as menores medições médias em Março 2012, Agosto 2013 e Maio 2014 e as maiores em Novembro 2011 e Agosto 2012 (Tabela 3). Especialmente a profundidade de Secchi variou de 1,0 m (ponto 1) em Maio 2014 a 4,0 m (ponto 9) em Novembro 2011.

Em superfície, a turbidez apresentou valores inferiores a 4,2 NTU, sendo o menor valor médio registrado em Março 2012 e o maior em Maio 2014 (Tabela 2). Especialmente, os maiores valores foram registrados nos pontos 1, 2, 3 e 4. Uma correlação significativa entre a turbidez e clorofila-*a* foi observada, indicando a participação dos organismos clorofilados como fatores de atenuação da luz (Tabela 4).

Os perfis de turbidez apresentaram pequenas amplitudes superfície-fundo ao longo do período monitorado (Tabela 2). No entanto, nos meses de Março 2012, Agosto 2013 e Maio de 2014 em alguns pontos ocorrem variações significativas de turbidez ao longo de todo o perfil. Foram observados valores médios de turbidez maiores em superfície nos meses de Novembro 2011 e Maio 2014. Nos meses de Agosto 2012, Janeiro 2013 e Agosto 2013 os valores de turbidez foram maiores no fundo do reservatório na maioria dos pontos.

O coeficiente de atenuação vertical (K) variou de $0,4 \text{ m}^{-1}$ (ponto 9, Novembro 2011) a $1,7 \text{ m}^{-1}$ (ponto 1, Maio 2014). O coeficiente K apresentou o menor valor médio em Agosto 2012 e o maior em Maio 2014 (Tabela 3). As maiores profundidades de zona eufótica (Z_{eu}) foram registradas em Novembro 2011 e Agosto 2012 e as menores em Março 2012, Agosto 2013 e Maio 2014 (Tabela 3).

Tabela 3 - Informações morfométricas do Reservatório Castanhão

Variáveis	Estatística	Novembro 2011	Março 2012	Agosto 2012	Janeiro 2013	Agosto 2013	Mai 2014
Volume (m ³)	-	5,0 x 10 ⁹	4,8 x 10 ⁹	4,2 x 10 ⁹	3,6 x 10 ⁹	3,2 x 10 ⁹	2,6 x 10 ⁹
Profundidade (m)	Média ± DP	28,0 ± 13,4	24,7 ± 11,1	22,0 ± 9,4	18,8 ± 8,1	18,4 ± 7,5	15,8 ± 8,4
	Mín. – Máx.	12 – 40	10 - 38	11 - 36	11 - 35	8 - 29	6 – 30
Secchi (m)	Média ± DP	3,4 ± 0,6 ^{ac}	2,3 ± 0,4 ^b	3,4 ± 0,3 ^c	2,8 ± 0,4 ^{ab}	2,5 ± 0,4 ^b	2,3 ± 0,8 ^b
	Mín. – Máx.	2,7 – 4,0	1,7 – 2,9	3,0 – 3,8	2,0 – 3,2	2,0 – 3,2	1,0 – 3,0
Z _{eu} (m)	Média ± DP	9,0 ± 3,5 ^b	7,3 ± 1,1 ^a	10,1 ± 1,0 ^b	8,3 ± 1,2 ^{ab}	7,5 ± 1,3 ^a	7,3 ± 1,9 ^a
	Mín. – Máx.	6,0 – 12,0	6,0 – 9,0	9,0 – 12,0	6,0 – 9,6	6,0 – 9,6	4,5 – 9,0
K _o (m ⁻¹)	Média ± DP	0,74 ± 0,23 ^{ab}	0,72 ± 0,11 ^{ab}	0,51 ± 0,05 ^a	0,63 ± 0,11 ^{ab}	0,70 ± 0,11 ^{ab}	0,84 ± 0,37 ^b
	Mín. – Máx.	0,40 – 0,85	0,56 – 0,85	0,42 – 0,56	0,53 – 0,85	0,53 – 0,85	0,56 – 1,70

Médias seguidas de letra distinta diferem entre si na coluna pelo teste Tukey HSD, com $p \leq 0,05$

Tabela 4 - Matriz de correlação das variáveis limnológicas amostradas entre Novembro 2011 e Maio 2014 no reservatório Castanhão, NE Brasil

	Temp.	Turb.	Cond.	DO	pH	Secchi	Clo-a	P	N	Volume
Temp.	1.000									
Turb.	0.377	1.000								
Cond.	0.277	0.143	1.000							
DO	-0.035	-0.041	0.078	1.000						
pH	0.540	0.327	0.202	-0.087	1.000					
Secchi	-0.614	-0.498	-0.329	-0.196	-0.330	1.000				
Clo-a	0.459	0.612	0.241	0.138	0.450	-0.389	1.000			
P	0.367	0.410	0.355	-0.027	0.340	-0.181	0.719	1.000		
N	0.046	0.160	0.082	0.058	0.282	0.009	0.383	0.388	1.000	
Volume	-0.281	-0.404	-0.881	-0.102	-0.313	0.388	-0.531	-0.492	-0.165	1.000

5.1.5 pH

Em superfície, o pH variou ao longo dos meses amostrados apresentando os maiores valores em Maio 2014 (8,7), indicando uma maior atividade fotossintética, confirmado pela correlação significativa com a clorofila-a (Tabela 4). O menor valor médio foi registrado em Janeiro 2013 (Tabela 2). A variação de seus valores obtida tanto para os pontos amostrados quanto para a maioria dos perfis da coluna d'água permitiu verificar a ausência de flutuações (Tabela 2). No entanto, em Novembro 2011, Janeiro 2013 (pontos 6 e 7) e Maio 2014 (pontos 5 e 6) a estratificação térmica pode ter influenciado na atividade fotossintética o que pode ter refletido na variação dos perfis de pH.

5.1.6 Clorofila a

Em superfície, as concentrações de clorofila-a apresentaram diferença estatisticamente significativa ($p \leq 0,05$) entre os meses de amostragem e aumentaram progressivamente com a diminuição do volume do reservatório (Tabela 2). Na distribuição espacial horizontal das concentrações de clorofila-a podem-se observar os maiores valores ocorrendo na zona lacustre em Agosto 2012, Janeiro 2013 e Agosto 2013. No entanto, em Maio 2014 concentrações elevadas de clorofila-a ($12,4 - 37,9 \mu\text{g.L}^{-1}$) foram observados na zona fluvial. Um aumento na turbidez também foi observado nessa área.

Com relação a sua distribuição na coluna d'água, a clorofila apresenta evidências com os padrões de mistura a que estão submetidas às águas do reservatório por efeito da ação dos ventos. Observa-se que existe uma maior amplitude de variação das concentrações de clorofila nos perfis dos pontos 6, 7 e 8 que corrobora com o padrão de estratificação térmica desses pontos (Figura 7). Na Tabela 5 é possível observar os valores médios da concentração de clorofila nas profundidades dos perfis monitorados.

Sazonalmente pode-se verificar que nos meses de Novembro 2011 e Agosto 2012 ocorreram as menores variações verticais da clorofila o que corresponde com os meses nos quais foram observadas as maiores

profundidades de zona eufótica, contrapondo com o mês de Maio 2014 que foram verificadas as maiores variações no perfil da clorofila e que corresponde ao mês com as menores profundidades de zona eufótica (Tabelas 2 e 3). Em 68% dos perfis as maiores concentrações de clorofila são encontradas entre as profundidades de 2 e 10 m (Figura 7).

5.1.7 Fósforo

Em superfície, o fósforo total apresentou diferença estatisticamente significativa entre os meses de coleta ($p \leq 0,05$), as maiores concentrações foram registradas em Maio 2014 (Tabela 2). Concentrações superiores a $45 \mu\text{g L}^{-1}$ foram registradas nos pontos 7 e 8 em Janeiro 2013 e nos pontos 1, 2, 3, 8, 9 e 10 em Maio 2014.

Na variação espacial das concentrações de superfície, em Março 2012 e Janeiro 2013 na maioria do reservatório o fósforo reativo solúvel esteve abaixo do limite de detecção ($< 1 \mu\text{g L}^{-1}$), variando entre $2,5 \pm 0,8 \mu\text{g L}^{-1}$ (ponto 1, Janeiro 2013) e $25,8 \pm 1,8 \mu\text{g L}^{-1}$ (ponto 5, Maio 2014) durante o monitoramento.

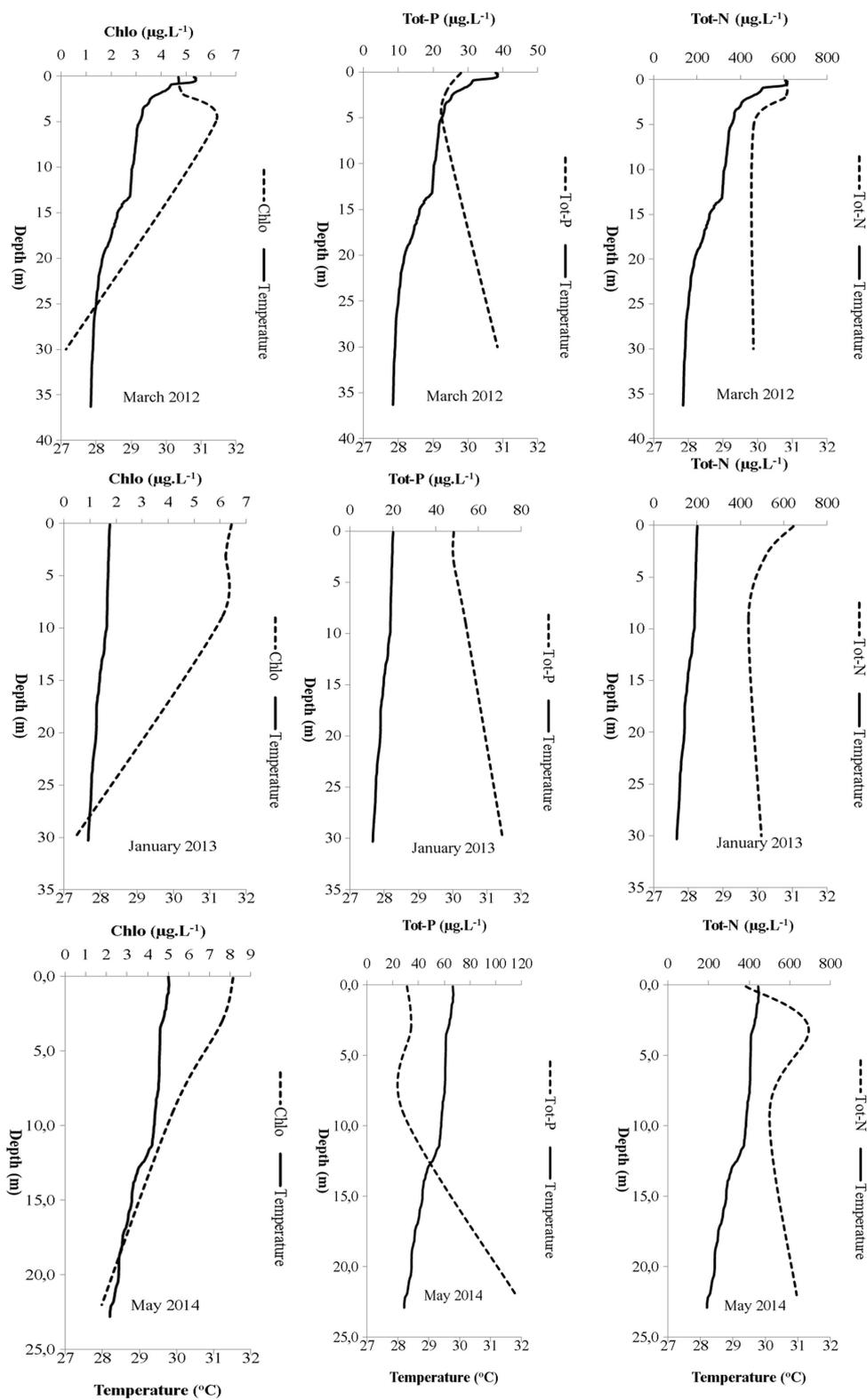
Na Tabela 5 é possível observar os valores médios da concentração de fósforo total e fósforo reativo solúvel nas profundidades dos perfis monitorados. Os perfis do reservatório indicam que na maioria das amostragens (70%) a distribuição do fósforo total está concentrada nas camadas mais profundas (Figura 7). Existe uma correspondência entre os perfis de clorofila, fósforo total e fósforo reativo solúvel. As menores concentrações de fósforo total na zona eufótica indicam consumo pelo fitoplâncton, uma vez que as maiores concentrações de clorofila são encontradas nos primeiros 10 m da coluna d'água (Figura 7).

Relevante destacar a forte correlação negativa do fósforo total com o volume do reservatório, indicando que possivelmente a diminuição drástica do volume está diminuindo a capacidade de diluição de carga de fósforo do reservatório (Tabela 4).

Tabela 5 - Valores médios dos nutrientes monitorados nos perfis da coluna d'água no reservatório Castanhão, NE do Brasil

Variáveis	Profundidade	Novembro 2011	Março 2012	Agosto 2012	Janeiro 2013	Agosto 2013	Mai 2014
Clorofila a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Superfície	2,6 ± 1,2	3,7 ± 1,2	4,0 ± 1,2	4,1 ± 1,3	5,2 ± 2,5	14,8 ± 11,4
	Secchi	3,2 ± 1,1	3,7 ± 0,8	3,6 ± 1,1	4,1 ± 1,1	5,3 ± 2,3	16,1 ± 10,9
	3xSecchi	2,4 ± 1,7	4,0 ± 1,7	3,9 ± 0,5	4,8 ± 1,5	5,2 ± 2,2	13,9 ± 9,1
	Fundo	2,4 ± 1,7	1,3 ± 1,7	2,7 ± 1,4	2,4 ± 1,8	3,5 ± 0,8	10,5 ± 13,5
Tot-P ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Superfície	27,2 ± 8,9	17,2 ± 7,1	22,3 ± 2,6	30,1 ± 10,7	20,6 ± 8,7	49,1 ± 18,8
	Secchi	21,1 ± 2,1	17,5 ± 4,2	25,2 ± 5,7	31,8 ± 10,2	19,6 ± 6,2	44,3 ± 12,5
	3xSecchi	19,7 ± 1,0	17,7 ± 3,5	23,6 ± 4,9	35,1 ± 13,1	24,5 ± 5,5	48,3 ± 16,2
	Fundo	39,5 ± 19,7	32,2 ± 14,6	25,4 ± 4,3	43,8 ± 19,5	19,2 ± 5,8	70,0 ± 40,0
PRS ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Superfície	6,8 ± 4,0	<LD	5,6 ± 1,6	5,7 ± 2,6	8,8 ± 4,3	12,8 ± 6,3
	Secchi	6,5 ± 2,8	<LD	5,8 ± 1,6	5,5 ± 2,2	8,0 ± 4,3	11,6 ± 4,1
	3xSecchi	6,3 ± 1,0	<LD	6,7 ± 1,8	6,4 ± 2,0	11,6 ± 4,3	10,5 ± 4,2
	Fundo	26,7 ± 21,9	21,3 ± 12,8	10,1 ± 4,7	24,5 ± 18,0	11,5 ± 5,7	36,9 ± 40,1
Tot-N ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Superfície	510 ± 133	397 ± 167	489 ± 190	405 ± 1706	481 ± 158	598 ± 312
	Secchi	394,1 ± 165,1	370,2 ± 157,1	432,6 ± 235,1	315,6 ± 184,2	431,6 ± 169,1	563,4 ± 267,5
	3xSecchi	430,0 ± 53,0	399,1 ± 91,1	440,5 ± 74,9	471,9 ± 202,5	480,8 ± 162,3	627,6 ± 272,6
	Fundo	559 ± 40	432 ± 151	457 ± 167	452 ± 202	345 ± 194	706 ± 322
Nitrito ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Superfície	<LD	<LD	<LD	2,5 ± 0,1	<LD	0,6 ± 0,2
	Secchi	<LD	<LD	0,7 ± 0,2	<LD	<LD	0,7 ± 0,3
	3xSecchi	<LD	<LD	0,9 ± 0,6	<LD	0,6 ± 0,4	2,8 ± 6,3
	Fundo	<LD	<LD	1,6 ± 1,2	1,3 ± 0,6	1,0 ± 0,7	5,5 ± 11,4
Nitrato ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Superfície	<LD	62,4 ± 29,1	36,3 ± 5,8	<LD	43,3 ± 8,2	<LD
	Secchi	<LD	<LD	38,8 ± 6,3	<LD	38,1 ± 3,4	<LD
	3xSecchi	<LD	<LD	53,0 ± 0	<LD	45,7 ± 11,3	<LD
	Fundo	<LD	118,2 ± 35,8	56,1 ± 24,8	90,0 ± 44,9	48,0 ± 13,9	82,5 ± 0
N-amoniacal ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Superfície	21,6 ± 1,3	54,5 ± 52,9	5,5 ± 0,8	9,4 ± 6,5	44,6 ± 76,0	55,1 ± 111,4
	Secchi	26,2 ± 6,8	50,4 ± 49,1	8,0 ± 3,3	17,7 ± 18,9	17,5 ± 24,6	16,1 ± 9,4
	3xSecchi	<LD	45,2 ± 37,1	7,6 ± 3,8	16,9 ± 18,5	7,3 ± 5,5	25,5 ± 20,3
	Fundo	32,7 ± 12,4	57,9 ± 48,5	21,6 ± 19,9	12,8 ± 6,4	16,8 ± 18,8	114,0 ± 132,1

Figura 7 – Perfil vertical das concentrações de clorofila, fósforo e nitrogênio no ponto 7 nos meses de Março 2012, Janeiro 2013 e Maio 2014.



5.1.8 Nitrogênio

Na análise espacial horizontal, as concentrações de nitrogênio total não apresentaram diferença estatisticamente significativa ao longo do período amostrado ($p > 0,05$) (Tabela 2). Em superfície, na maioria dos pontos, o nitrato e o nitrito estiveram abaixo do limite de detecção do método ($10 \mu\text{g L}^{-1}$ e $0,3 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente). As maiores concentrações detectadas foram de $83,0 \pm 3,5 \mu\text{g L}^{-1}$ (ponto 9, Março 2012) para nitrato e $327,2 \pm 1,0 \mu\text{g L}^{-1}$ (ponto 5, Maio 2014) para nitrogênio amoniacal. A disponibilidade de nitrogênio amoniacal nos pontos 5, 6, 7 e 8 no mês de Março 2012 pode explicar as florações algais observadas na coleta. O nitrito foi detectado em Janeiro 2013 e Maio 2014. A maior concentração detectada foi de $2,5 \pm 0,1 \mu\text{g L}^{-1}$.

Na análise do perfil dos compostos nitrogenados observa-se que em 50% da amostragem a concentração de nitrogênio total é maior no fundo do reservatório. A concentração de nitrato e nitrito na maioria dos perfis esteve abaixo do limite de detecção do método. Somente em Agosto 2012 e Agosto 2013 o nitrato foi detectado na maioria dos perfis ($33,0 - 105,8 \mu\text{g L}^{-1}$.) e em Maio 2014 o nitrito foi detectado em todos os perfis amostrados ($0,4 - 35,4 \mu\text{g L}^{-1}$) (Tabela 5). Existe uma variação no padrão do perfil das concentrações do nitrogênio amoniacal, na maioria dos perfis é possível observar as maiores concentrações ocorrendo nas camadas mais profundas do reservatório correspondendo com os menores teores de oxigênio, o que facilita a amonificação pela decomposição tanto aeróbia quanto anaeróbia da parte nitrogenada das matérias orgânicas dissolvida e particulada por organismos heterotróficos. As maiores concentrações e a maior variação no perfil do nitrogênio amoniacal ocorreram em Março 2012 e Maio 2014 (Tabela 5).

5.1.9 Relação entre nitrogênio e fósforo

Baseado nas relações N:P postuladas por Redfield (1958) e confirmadas por Schindler (1978) para o fitoplâncton, uma relação superior a

10:1 é indicadora de uma limitação por fósforo, uma relação inferior a 5:1 indica uma deficiência em nitrogênio e razões entre estes valores são indícios de que ambos os nutrientes podem ser considerados limitantes.

No reservatório Castanhão durante o período monitorado ocorre uma limitação por fósforo na maioria dos pontos. A limitação por nitrogênio só ocorre em Maio 2014 (ponto 6) e a limitação por fósforo e nitrogênio ocorre em Novembro 2011 (ponto 6), Agosto 2012 (ponto 4), Janeiro 2013 (pontos 4 e 8) e Maio 2014 (pontos 2, 5 e 9).

5.2 Contexto ambiental

5.2.1 Análise estatística multivariada

A análise de componente principal ilustra as relações temporais entre as variáveis limnológicas e as mudanças temporais na qualidade da água do reservatório (Figura 8). O fator 1 (clorofila: -0,825; fósforo total: -0,724; volume: 0,765) explica 40% da variabilidade na hidroquímica, seguido pelo fator 2 (nitrogênio total: -0,471; condutividade: 0,660) que explica 14% da variabilidade.

A similaridade entre os pontos de coletas durante o período monitorado, avaliada usando a análise multivariada de agrupamento, formou dois grupos distintos de pontos dentro do reservatório, durante a maior parte do período (2011 a 2013) (Figura 9A). No entanto, quando as últimas campanhas foram incluídas na análise, três grupos distintos foram formados (Figura 9B). No primeiro cenário, o Grupo 1 inclui os pontos 5, 6, 7, 8 e 9, que foram caracterizados por maiores profundidades e proximidade com a barragem, zona lacustre, com a área de piscicultura em tanque-rede e com perímetros de agricultura irrigada. Este grupo está localizado em uma área de possível acúmulo de nutrientes drenados pela bacia. O Grupo 2 é formado pelos pontos 1, 2, 3, 4 e 10, localizados em menores profundidades e nas regiões mais a

montante da barragem, zona fluvial. No segundo cenário, o Grupo 2 foi subdividido em dois subgrupo (2a: pontos 3, 4 e 10; 2b: pontos 1 e 2) (Figura 9B).

Figura 8 – Análise de Componente Principal (PCA) das variáveis limnológicas do reservatório Castanhão.

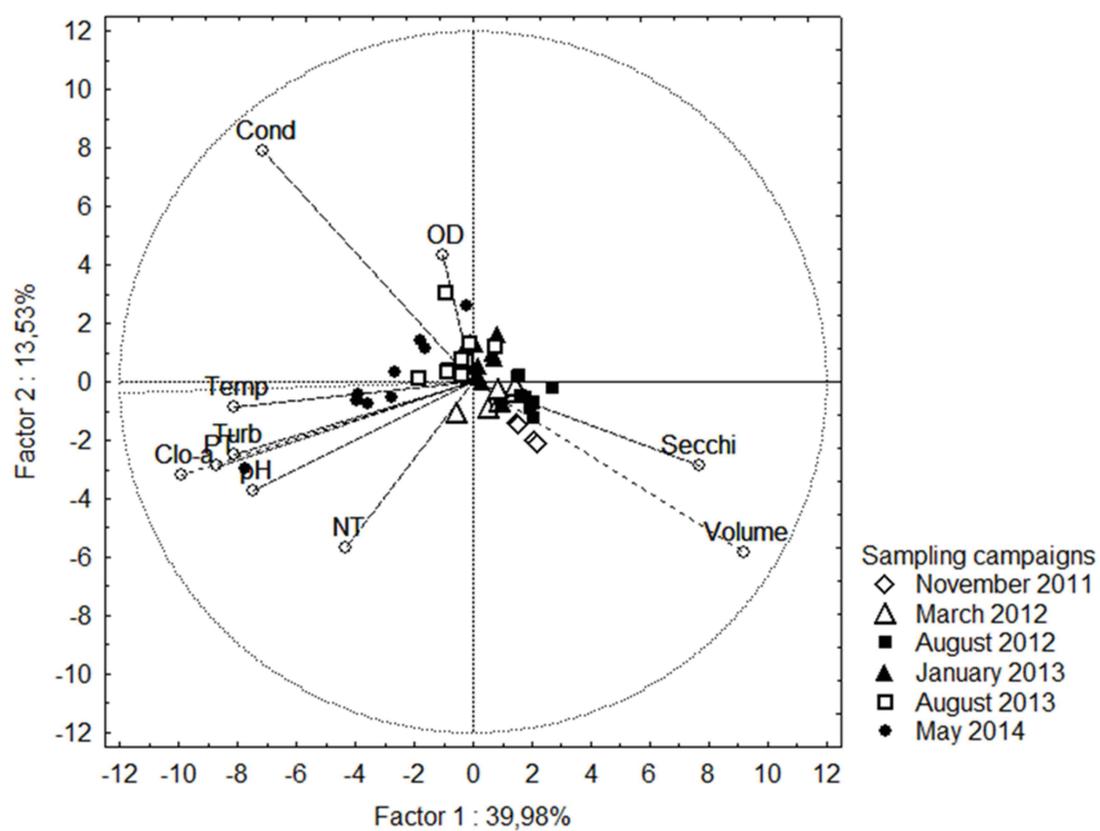
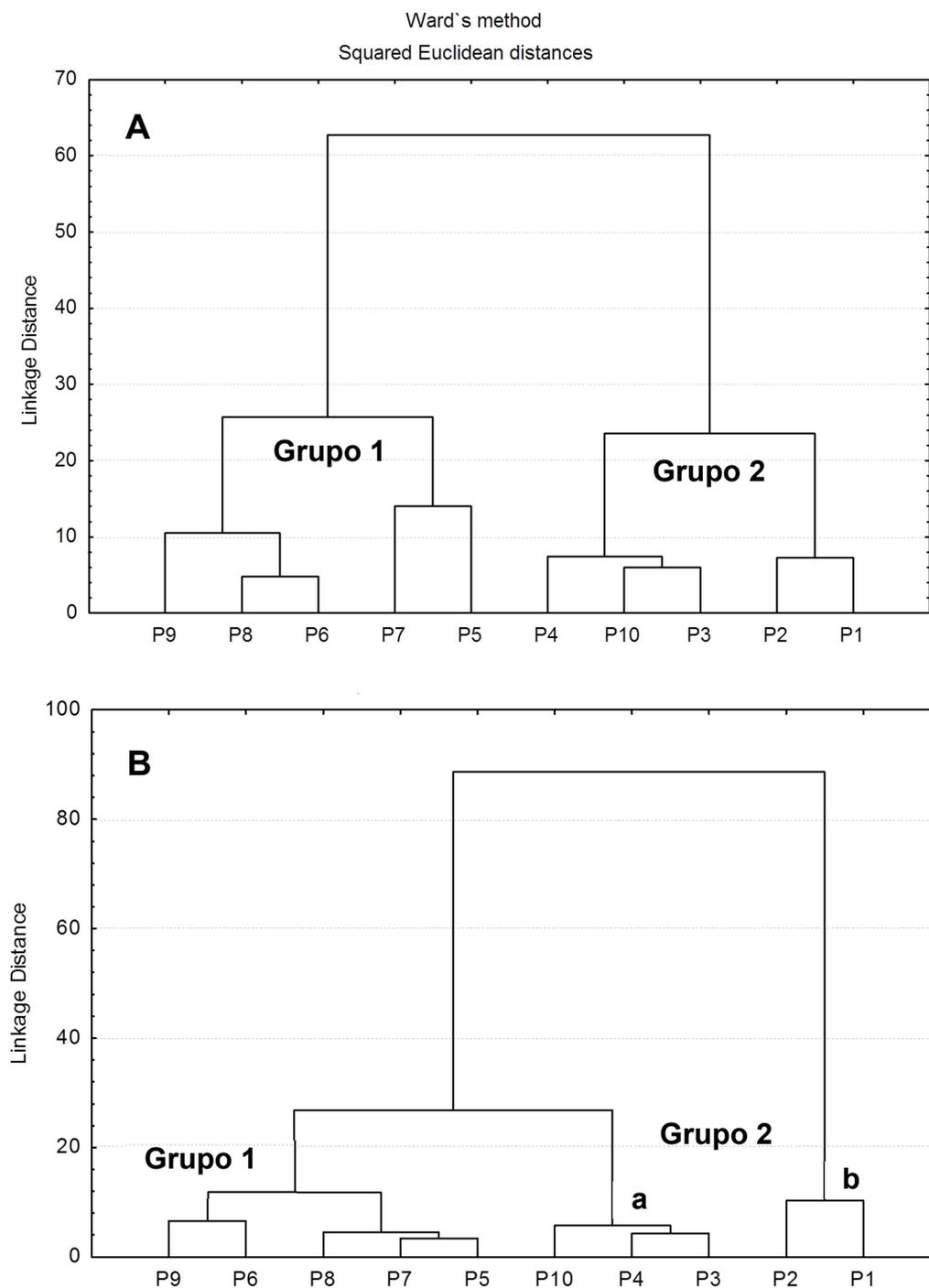


Figura 9 - Dendrograma dos pontos de coleta e grupos no reservatório Castanhão. A) Primeiro cenário de Novembro 2011 a Janeiro 2013. B) Segundo cenário, incluindo todo o período monitorado.



As Tabelas 6 e 7 mostram o valor médio, o desvio padrão e os valores máximos e mínimos dos parâmetros de qualidade das águas de cada um dos grupos. No primeiro cenário, a concentração de nitrogênio total e as variáveis turbidez, condutividade e pH foram determinantes para a formação dos grupos. Apesar das concentrações de fósforo total e clorofila-*a* não terem apresentado diferença estatística significativa entre os grupos ($p > 0,05$), as maiores concentrações dessas variáveis foram detectadas nos pontos 5, 6, 7 e 8 (Grupo 1) em Janeiro 2013. No segundo cenário, a transparência de Secchi e a turbidez foram os fatores dominantes que caracterizaram os grupos.

Tabela 6 - Valores médios, mínimos e máximos das variáveis em estudo para os grupos formados no reservatório Castanhão no primeiro cenário de Novembro 2011 a Janeiro 2013.

Variáveis	Estatística	Grupo 1	Grupo 2
Temperatura (°C)	Média ± DP	28,9 ± 1,0 ^a	28,6 ± 0,7 ^a
	Mín. – Máx.	27,4 – 31,0	27,3 – 29,9
Secchi (m)	Média ± DP	3,0 ± 0,6 ^a	2,9 ± 0,5 ^a
	Mín. – Máx.	1,7 – 4,0	2,0 – 3,6
Turbidez (NTU)	Média ± DP	1,2 ± 0,1 ^a	1,5 ± 0,3 ^b
	Mín. – Máx.	1,0 – 1,5	1,2 – 2,2
Condutividade (µS cm ⁻¹)	Média ± DP	315 ± 16 ^a	332 ± 17 ^b
	Mín. – Máx.	294 - 344	307 - 354
OD (mg L ⁻¹)	Média ± DP	6,9 ± 0,5 ^a	6,8 ± 0,3 ^a
	Mín. – Máx.	6,3 – 8,4	6,1 – 7,1
pH	Média ± DP	7,9 ± 0,3 ^a	7,6 ± 0,3 ^b
	Mín. – Máx.	7,2 – 8,4	7,1 – 8,0
Clorofila <i>a</i> (µg L ⁻¹)	Média ± DP	4,1 ± 1,4 ^a	3,2 ± 0,7 ^a
	Mín. – Máx.	1,3 – 6,4	2,1 – 4,5
Fósforo total (µg L ⁻¹)	Média ± DP	25,4 ± 10,6 ^a	23,1 ± 4,7 ^a
	Mín. – Máx.	9,5 – 48,5	12,0 – 30,0
Nitrogênio total (µg L ⁻¹)	Média ± DP	492,0 ± 162,2 ^a	364,7 ± 160,5 ^b
	Mín. – Máx.	264,3 – 797,9	169,8 – 706,0

Médias seguidas de letra distinta diferem entre si na coluna pelo teste Tukey HSD, com $p \leq 0,05$

Tabela 7 - Valores médios, mínimos e máximos das variáveis em estudo para os grupos formados no reservatório Castanhão no segundo cenário de Novembro 2011 a Maio 2014.

Variáveis	Estatística	Grupo 1	Grupo 2a	Grupo 2b
Temperatura (°C)	Média ± DP	28,9 ± 1,0 ^a	28,6 ± 0,7 ^a	29,6 ± 1,7 ^a
	Mín. – Máx.	27,4 – 31,0	27,3 – 29,9	28,1 – 32,6
Secchi (m)	Média ± DP	3,0 ± 0,6 ^a	2,9 ± 0,5 ^{ab}	2,2 ± 0,8 ^b
	Mín. – Máx.	1,7 – 4,0	2,0 – 3,6	1,0 – 3,4
Turbidez (NTU)	Média ± DP	1,2 ± 0,1 ^a	1,5 ± 0,3 ^b	2,2 ± 1,0 ^b
	Mín. – Máx.	1,0 – 1,5	1,2 – 2,2	1,5 – 4,2
Condutividade (µS cm ⁻¹)	Média ± DP	315 ± 16 ^a	332 ± 17 ^a	336 ± 12 ^a
	Mín. – Máx.	294 - 344	307 - 354	322 - 354
OD (mg L ⁻¹)	Média ± DP	6,9 ± 0,5 ^a	6,8 ± 0,3 ^a	7,8 ± 2,0 ^a
	Mín. – Máx.	6,3 – 8,4	6,1 – 7,1	6,2 – 11,7
pH	Média ± DP	7,9 ± 0,3 ^a	7,6 ± 0,3 ^a	8,4 ± 0,8 ^a
	Mín. – Máx.	7,2 – 8,4	7,1 – 8,0	7,4 – 9,9
Clorofila a (µg L ⁻¹)	Média ± DP	4,1 ± 1,4 ^a	3,2 ± 0,7 ^a	10,6 ± 14,7 ^a
	Mín. – Máx.	1,3 – 6,4	2,1 – 4,5	2,1 – 37,9
Fósforo total (µg L ⁻¹)	Média ± DP	25,4 ± 10,6 ^a	23,1 ± 4,7 ^a	31,5 ± 21,3 ^a
	Mín. – Máx.	9,5 – 48,5	12,0 – 30,0	7,6 – 77,2
Nitrogênio total (µg L ⁻¹)	Média ± DP	492,0 ± 162,2 ^a	364,7 ± 160,5 ^a	512,5 ± 176,7 ^a
	Mín. – Máx.	264,3 – 797,9	169,8 – 706,0	259,3 – 746,0

Médias seguidas de letra distinta diferem entre si na coluna pelo teste Tukey HSD, com $p \leq 0,05$

5.2.2 Índice de estado trófico das águas do reservatório

O índice de estado trófico do reservatório foi calculado segundo a proposta de Toledo Júnior *et al.* (1983), a qual é mais utilizada, e a proposta de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) para reservatórios tropicais. Os resultados mostram que para o reservatório Castanhão os dois índices apresentaram resultados semelhantes.

A partir da definição dos grupos pela análise de agrupamento procedeu-se a determinação do índice de estado trófico para cada grupo e para o reservatório como um todo. A Figura 10 mostra a variação do índice de estado trófico em relação a diminuição da capacidade de armazenamento do reservatório. O índice classificou o reservatório como oligotrófico em Novembro

2011, Março 2012, Agosto 2012 e Agosto 2013, como mesotrófico em Janeiro 2013 e como eutrófico em Maio 2014.

O índice de estado trófico diferiu entre os grupos durante todo o período de amostragem. A área do reservatório correspondente ao Grupo 1 permaneceu oligotrófica em Novembro 2011 e Março 2012 e foi classificada como mesotrófica em Agosto 2012, Janeiro 2013, Agosto 2013 e Maio 2014. Na área abrangida pelo Grupo 2a e Grupo 2b as águas mantiveram-se oligotróficas durante todo o período monitorado, com exceção do mês de Maio 2014, no qual o Grupo 2a foi classificado eutrófico e o Grupo 2b como supereutrófico. Nesse mês o reservatório atingiu o seu volume mínimo (Figura 11).

Figura 10 - Índice de estado trófico e sua relação com a flutuação da capacidade de armazenamento do reservatório Castanhão.

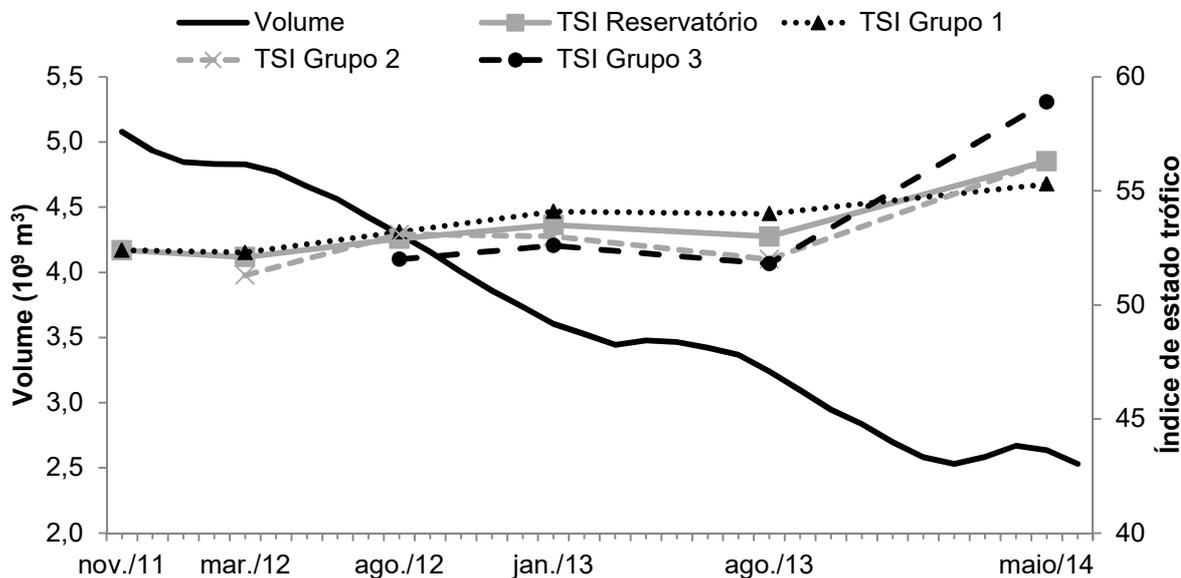
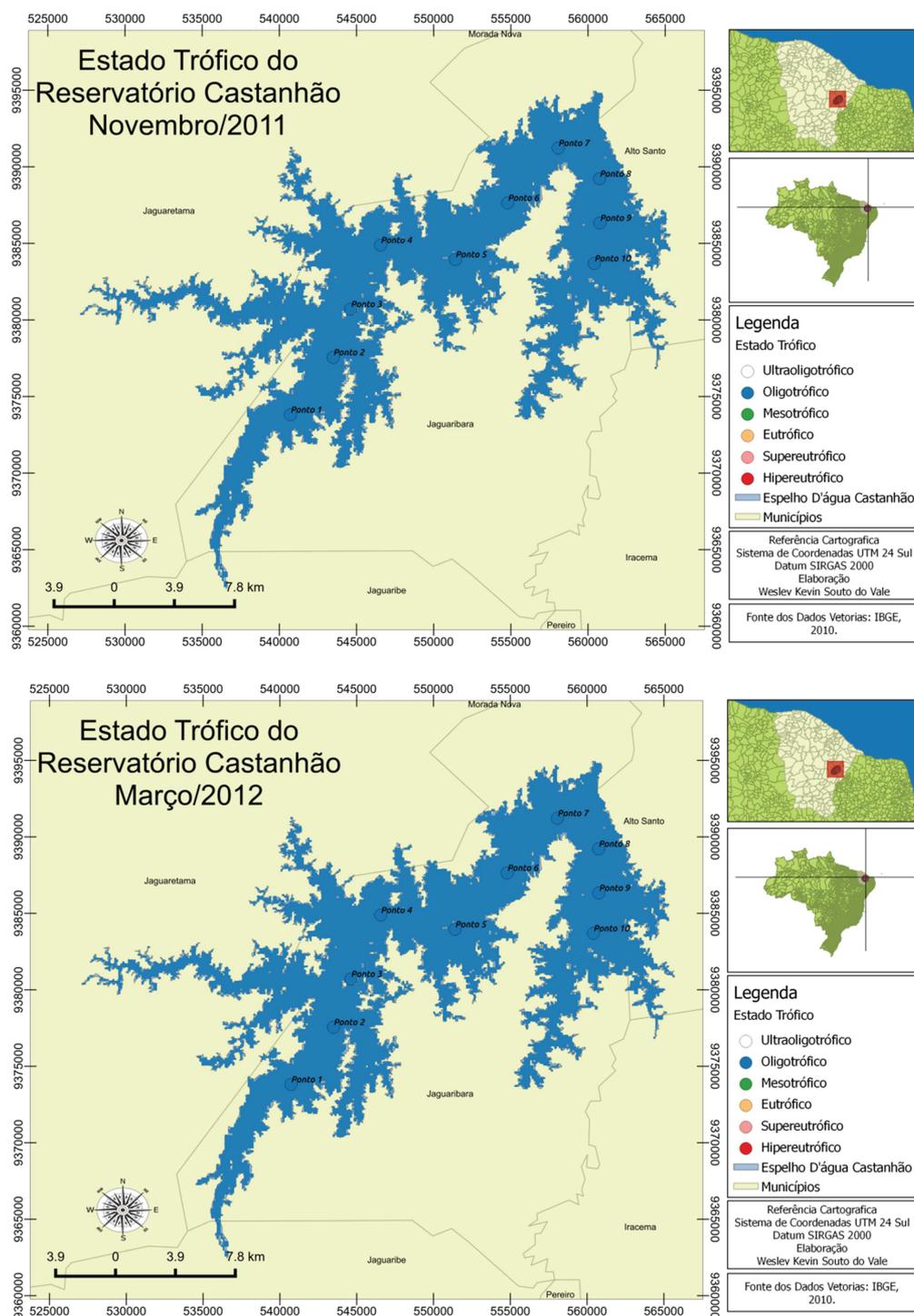
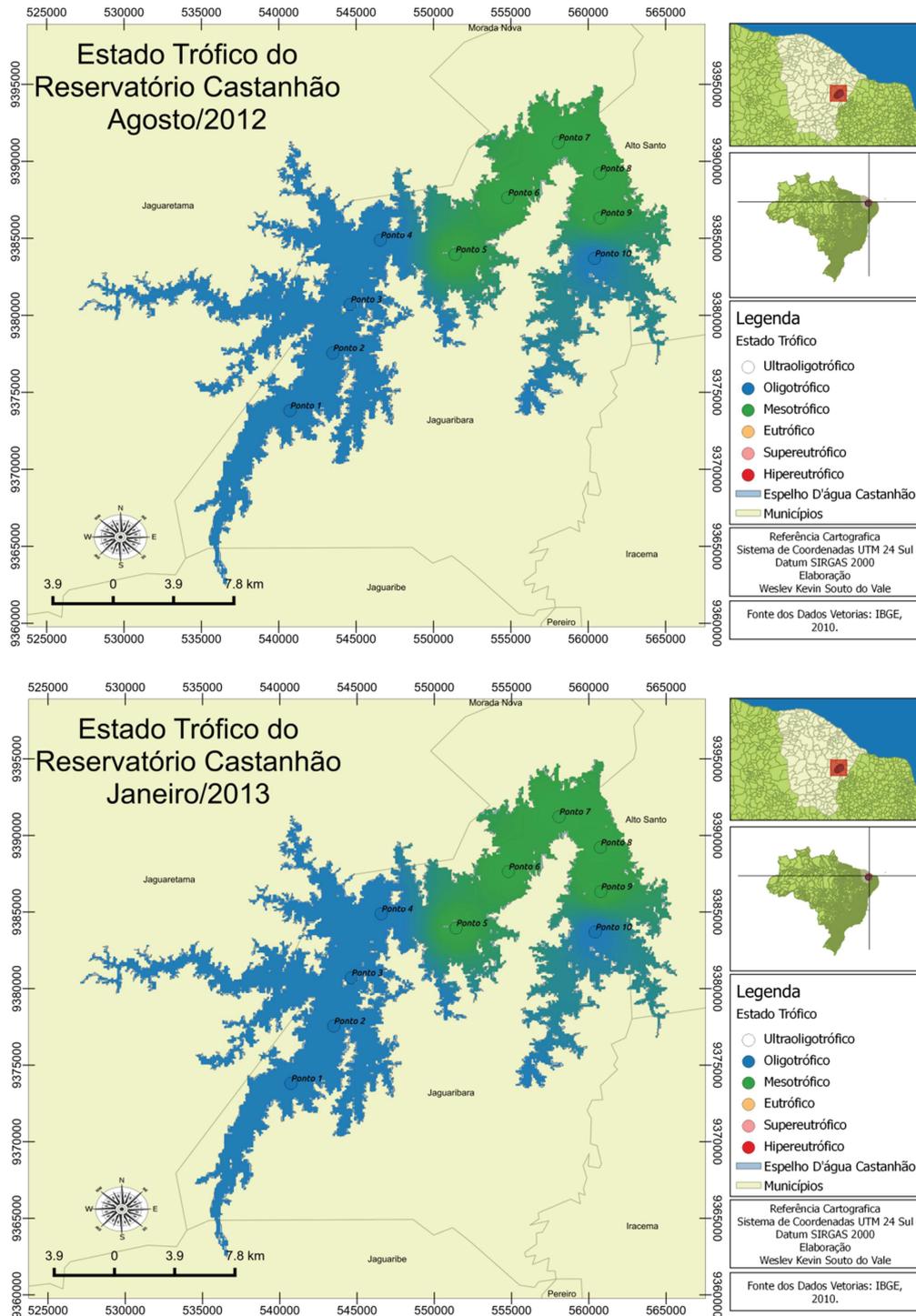


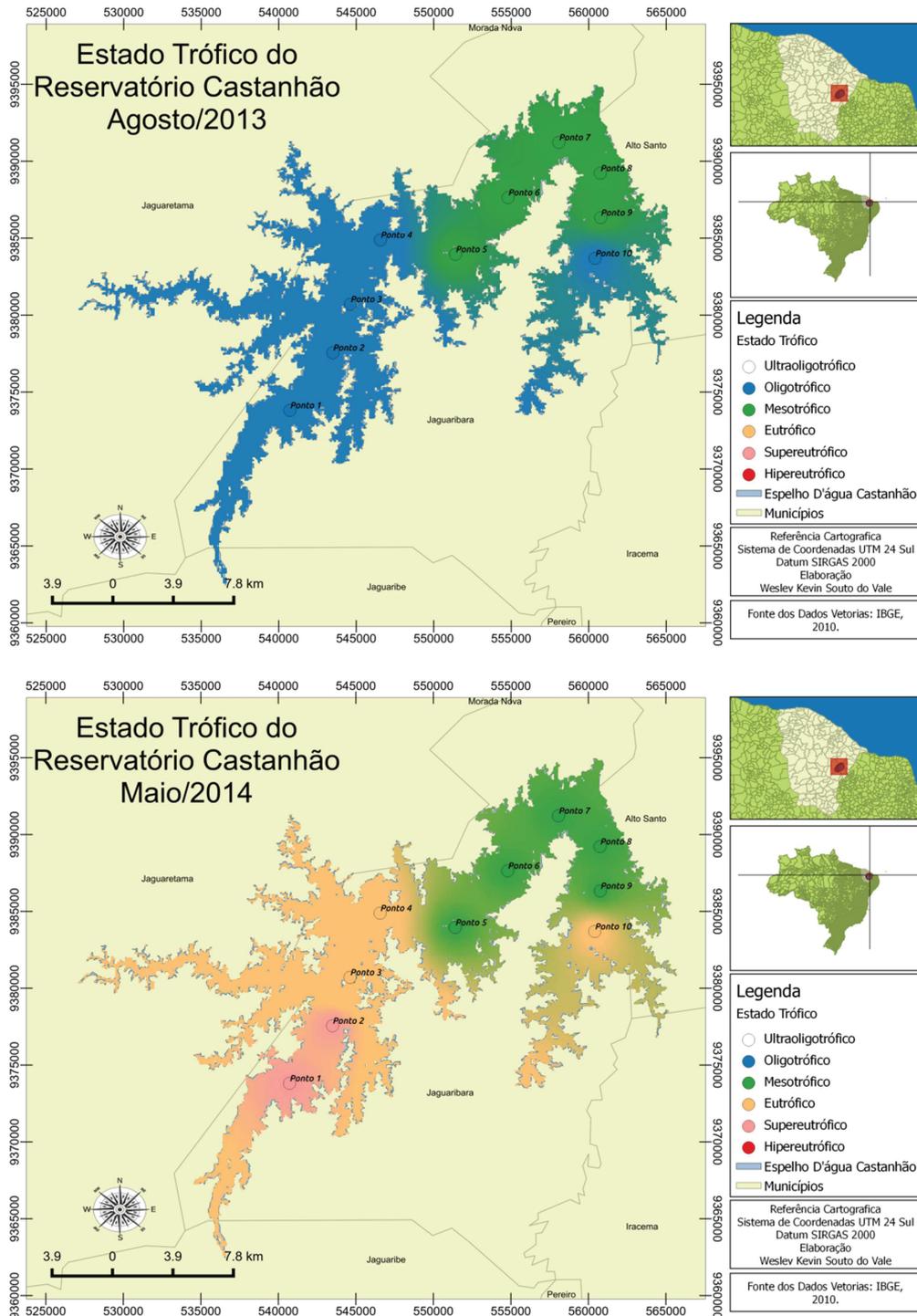
Figura 11 – Mapa de distribuição do índice de estado trófico no reservatório Castanhão nos meses de Novembro 2011, Março 2012, Agosto 2012, Janeiro 2013, Agosto 2013 e Maio 2014.



Cont. Figura 11 - Índice de estado trófico no reservatório Castanhão nos meses de Novembro 2011, Março 2012, Agosto 2012, Janeiro 2013, Agosto 2013 e Maio 2014.



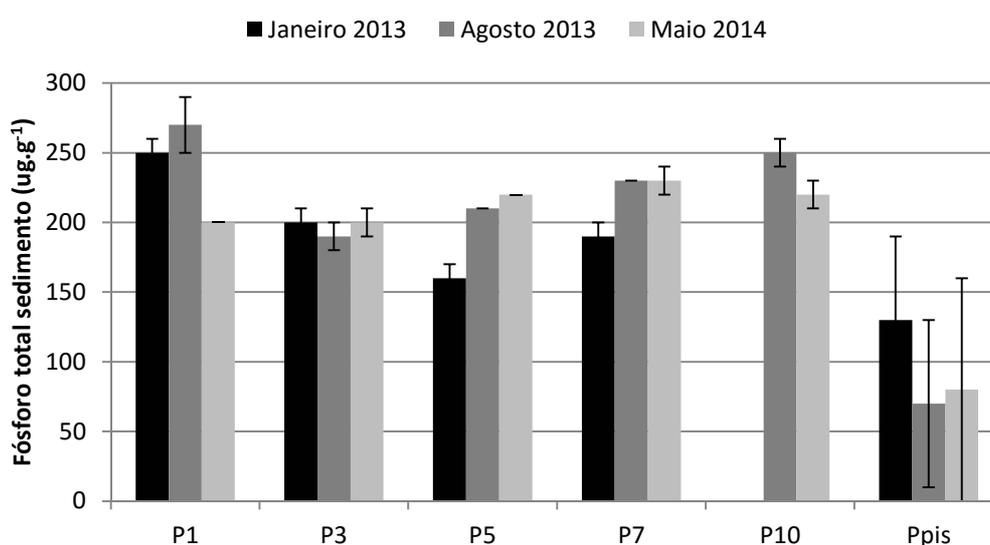
Cont. Figura 11 - Índice de estado trófico no reservatório Castanhão nos meses de Novembro 2011, Março 2012, Agosto 2012, Janeiro 2013, Agosto 2013 e Maio 2014.



5.3 Análise de sedimento

A distribuição das concentrações de fósforo total ao longo do reservatório e na piscicultura é apresentada na Figura 12. As concentrações foram maiores nos pontos 1 e 10 e menores nos sedimentos da piscicultura (Ppis). De Janeiro 2013 a Maio 2014 as concentrações aumentaram nos pontos 5 e 7, mas manteve-se constante ou decresceu nas demais estações. Na piscicultura ocorreu elevada variabilidade nas concentrações de P no sedimento, sugerindo entradas de fósforo provenientes da atividade.

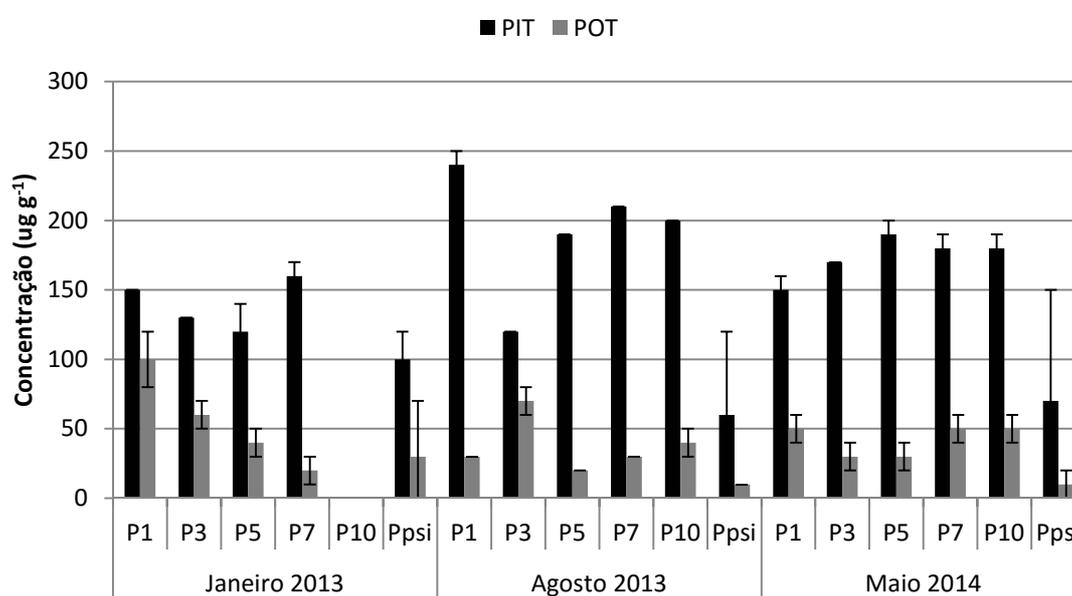
Figura 12 - Concentração de fósforo total no sedimento ao longo do reservatório Castanhão e da área de piscicultura



A partição geoquímica do fósforo total (PT) nos sedimentos nas frações fósforo inorgânico total (PIT) e fósforo orgânico total (POT) mostrou que embora não tenha havido aumento significativo dos teores de PT no reservatório, durante o período das campanhas realizadas, houve variação dos teores de PIT e POT nos sedimentos. O fósforo inorgânico total (PIT) é a fração dominante nos sedimentos do reservatório Castanhão. Em Janeiro 2013 as concentrações de POT decresceram do P1 para o P7, sugerindo influência da bacia hidrográfica a montante, o que está de acordo com o balanço de massa proposto por Molisani *et al.* (2010, 2013). No entanto, com a diminuição do

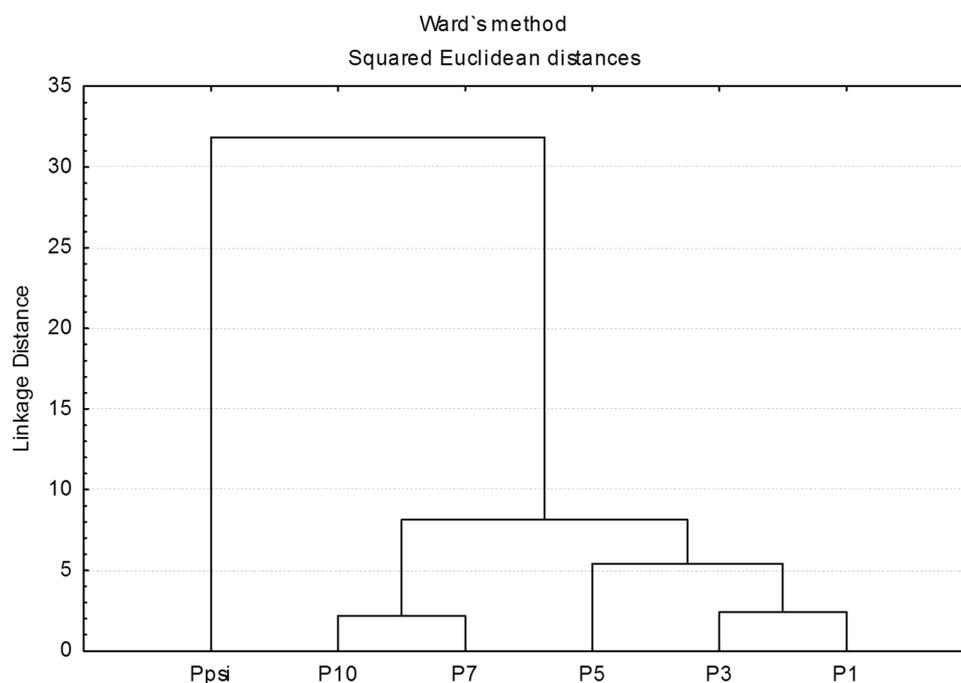
volume do reservatório, pode-se observar um aumento progressivo de POT no P7, sugerindo a importância de fontes de fósforo locais. As concentrações de fósforo inorgânico total variaram entre $60 \mu\text{g g}^{-1}$ (Ppsi, Agosto 2013) e $240 \mu\text{g g}^{-1}$ (P1, Agosto 2013), enquanto as concentrações de fósforo orgânico total variaram entre $10 \mu\text{g g}^{-1}$ (Ppsi, Agosto 2013 e Maio 2014) e $100 \mu\text{g g}^{-1}$ (P1, Janeiro 2013) (Figura 13).

Figura 13 - Partição geoquímica do fósforo em sedimentos superficiais do reservatório Castanhão e da área de piscicultura



Os sedimentos do reservatório foram agrupados quanto à similaridade das variáveis monitoradas. Observa-se que foram definidos três grupos. O Grupo 1 (P1, P3 e P5), o Grupo 2 (P7 e P10) e Grupo 3 (Ppsi) (Figura 14). As maiores concentrações de fósforo total, fósforo inorgânico e matéria orgânica foram observadas no Grupo 2.

Figura 14- Dendrograma dos pontos de coleta e grupos no reservatório Castanhão segundo as similaridades das variáveis monitoradas no sedimento



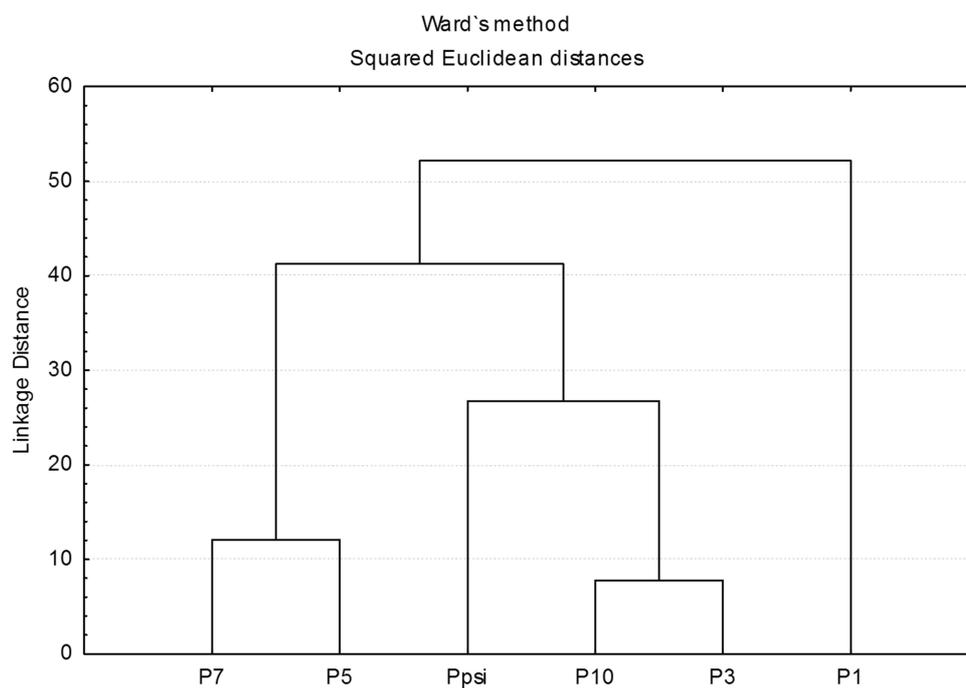
Os parâmetros físico-químicos da água nos pontos que foram realizadas as análises no sedimento são apresentados na Tabela 8. A similaridade das variáveis monitoradas agrupou as águas do reservatório em três grupos (Figura 15). O Grupo 1 formado pelo P1, o qual está próximo a entrada do rio Jaguaribe. O Grupo 2 formado pelos pontos P3, P10 e Ppsi, os pontos P3 e P10 são os pontos mais distantes da piscicultura, no entanto o P10 está próxima à área irrigada e o ponto Ppsi está localizado dentro de um empreendimento de cultivo de tilápia em tanque-rede. E, o Grupo 3 formado pelos pontos P5 e P7 que se localizam próximos a área de agricultura irrigada e aos empreendimentos de piscicultura. O Grupo 3 é o que apresenta os menores valores de oxigênio e as maiores concentrações de fósforo na água.

Tabela 8 - Valores médios e desvio padrão das variáveis monitoradas em água de superfície e de fundo do reservatório Castanhão e de uma área do reservatório onde se encontra instalado o cultivo de tilápia em tanque-rede.

Variáveis	Profundidade	Reservatório			Piscicultura		
		Campanha 1	Campanha 2	Campanha 3	Campanha 1	Campanha 2	Campanha 3
Temperatura (°C)	Superfície	29,4 ± 0,8 ^a	29,2 ± 0,5 ^a	31,2 ± 1,2 ^b	30,0 ± 1,6 ^a	28,9 ± 0,1 ^a	31,7 ± 1,6 ^a
	Fundo	28,3 ± 0,4 ^a	28,3 ± 0,2 ^a	29,5 ± 0,6 ^b	28,8 ± 0,7 ^a	28,4 ± 0,1 ^a	29,5 ± 0,9 ^a
OD (mg L ⁻¹)	Superfície	6,7 ± 0,4 ^a	6,6 ± 0,4 ^a	7,9 ± 2,2 ^a	7,5 ± 0,4 ^a	6,5 ± 0,7 ^a	3,6 ± 0,5 ^b
	Fundo	4,1 ± 2,6 ^a	4,9 ± 2,7 ^a	3,6 ± 3,9 ^a	6,1 ± 0,8 ^a	4,1 ± 0,9 ^a	4,1 ± 0,7 ^a
pH	Superfície	7,4 ± 0,2 ^a	8,3 ± 0,5 ^{ab}	8,8 ± 0,7 ^b	8,1 ± 0,1 ^a	6,2 ± 0,2 ^b	8,0 ± 0,3 ^a
	Fundo	7,2 ± 0,7 ^a	8,3 ± 0,5 ^b	8,6 ± 0,6 ^b	7,4 ± 0,4 ^a	6,4 ± 0,4 ^a	6,0 ± 1,6 ^a
Clorofila a (µg L ⁻¹)	Superfície	4,2 ± 1,6 ^a	4,7 ± 2,8 ^a	15,1 ± 13,7 ^a	2,5 ± 0,4 ^a	4,0 ± 0,3 ^b	5,8 ± 0,0 ^c
	Fundo	1,6 ± 1,5 ^a	3,5 ± 1,1 ^a	18,3 ± 14,7 ^b			
Fósforo total (µg L ⁻¹)	Superfície	32,0 ± 10,7 ^{ab}	22,4 ± 8,0 ^a	45,7 ± 9,7 ^b	17,2 ± 1,8 ^a	25,4 ± 2,4 ^a	31,2 ± 10,7 ^a
	Fundo	46,8 ± 21,8 ^{ab}	17,6 ± 6,4 ^a	64,8 ± 33,0 ^b	49,3 ± 7,8 ^a	38,2 ± 6,3 ^a	37,0 ± 5,4 ^a
SRP (µg L ⁻¹)	Superfície	3,4 ± 3,0 ^a	6,6 ± 2,8 ^{ab}	16,0 ± 6,6 ^b	3,5 ± 0,4 ^a	7,7 ± 2,0 ^a	8,0 ± 3,0 ^a
	Fundo	17,9 ± 19,2 ^a	8,5 ± 5,7 ^a	33,9 ± 41,2 ^a	27,1 ± 1,6 ^a	14,6 ± 7,1 ^a	14,7 ± 8,7 ^a
Secchi (m)		2,7 ± 0,5 ^a	2,5 ± 0,6 ^a	2,1 ± 0,9 ^a	2,6 ± 0,3 ^a	3,7 ± 0,1 ^a	2,5 ± 0,5 ^a
MPS (mg L ⁻¹)	Superfície	1,7 ± 0,6 ^a	2,0 ± 0,4 ^a	3,7 ± 3,5 ^a	2,1 ± 1,4 ^a	1,8 ± 0,2 ^a	1,9 ± 0,2 ^a

Médias seguidas de letra distinta diferem entre si na coluna pelo teste Tukey HSD, com $p \leq 0,05$

Figura 15 - Dendrograma dos pontos de coleta e grupos no reservatório Castanhão segundo as similaridades das variáveis monitoradas na água



Observa-se que as variáveis analisadas na água e no sedimento agrupam os pontos monitorados de maneira diferente. No entanto, o P7 nos dois contextos apresenta características que o definem como o ponto onde possivelmente está ocorrendo mudanças devido às interferências antrópicas da piscicultura.

6 DISCUSSÃO

A temperatura é uma variável que atua diretamente e indiretamente nas propriedades físicas e nos processos químicos da coluna d'água (ESTEVES, 2011). É influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia e profundidade. Modificações do volume do reservatório, consequência de um prolongado período de ausência de chuva na região semiárida, refletiram na estrutura térmica da coluna d'água. Especialmente, a zona lacustre apresentou padrões de estratificação bem estabelecidos. No entanto, com o decréscimo drástico do volume do reservatório os perfis de temperatura mostram que o Castanhão apresenta padrões de estratificação e desestratificação, facilitando os processos de mistura por ação dos ventos.

De acordo com Nogueira *et al.* (2007), para o gerenciamento da qualidade da água e ordenação do uso das massas d'água, tanto a montante como a jusante das barragens é fundamental que o padrão de estratificação térmica seja considerado, pois influencia fenômenos importantes, como florações algais.

Lewis (1983) salienta que a sazonalidade reduzida nos lagos tropicais torna difícil qualquer julgamento sobre a ocorrência de padrões térmicos e de fluxo de calor previsíveis em termos anuais. Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008) relatam que os padrões de mistura são complexos e que os padrões diurnos de temperatura da água e de densidade podem ser mais significativos que os sazonais (o fenômeno da atelomixia proposto por Lewis (1973)), em particular sob clima semiárido (BOUVY *et al.*, 2003; SOUZA FILHO; MARTINS; PORTO, 2006).

No reservatório Pacajus (240 hm³), localizado na região semiárida do estado do Ceará, a ação desestabilizadora do vento produz a mistura rápida da coluna d'água durante a estação seca, quando a velocidade do vento é máxima. Durante esses eventos, ocorre a ressuspensão do sedimento,

alterando as propriedades da coluna d'água (FREIRE; CALIJURI; SANTAELLA, 2009). O baixo índice pluviométrico prolongado verificado durante este estudo torna esta situação mais frequente, levando a mudanças na química da água e composição do fitoplâncton, especialmente favorecendo a cianobactéria.

A mistura da coluna d'água interfere na permanência de florações de cianobactérias e favorece o desenvolvimento de organismos tolerantes a turbulência, como as diatomáceas e de espécies de alta taxa de crescimento e requerimentos nutricionais, como os fitoflagelados (BARBOSA; PADISÁK, 2002; CHALAR *et al.*, 2002).

Estudos da comunidade fitoplanctônica do reservatório Castanhão realizados pelo grupo de pesquisa do Laboratório de Biogeoquímica Costeira do LABOMAR/ UFC corroboram os padrões térmicos da coluna d'água observados nesse estudo. Silva (2015), na região lacustre do reservatório nos anos de 2012 e 2013, identificou seis classes taxonômicas da comunidade fitoplanctônica (Cyanophyceae, Chlorophyceae Bacillariophyceae, Zygnemaphyceae, Coscinodiscophyceae and Xanthophyceae). Barroso *et al.* (2015), ao longo de todo o reservatório nos anos de 2012 e 2013, identificou sete grupos funcionais (MP, S1, SN, P, D, X1 e F). Em Março 2012 com predominância das cianobactérias *Planktolyngbya minor/limnetica* (S1), *Pseudanabaena limnetica* (S1) e *Pseudanabaena catenata* (MP), típicas de ambientes túrbidos; em Agosto 2012 e Janeiro 2013 caracterizado pelos táxons *Pseudanabaena/Romeria* sp., *Pseudanabaena biceps*, *Planktolyngbya limnetica* (S1) e por diatomáceas pertencentes aos grupos funcionais D e P, adaptadas a boas condições de mistura e meso-eutróficas; em Agosto 2013 ocorreu novamente a predominância de cianobactérias adaptadas a condições de turbidez (S1) e por clorofíceas de crescimento rápido (X1 e F).

A estratificação térmica da coluna d'água levou a formação de oxiclina com significativa redução de oxigênio dissolvido na camada hipolimnética. O aumento da concentração de detritos orgânicos na parte

inferior da coluna d'água e sua conseqüente decomposição consomem grandes quantidades de oxigênio, produzindo altos déficits deste gás. *Blooms* de algas na superfície do reservatório constituídos de *Microcystis* sp. (SILVA *et al.*, 2013) foram observados em Março 2012, no qual foram observados as menores medidas do disco de Secchi e a estratificação térmica acompanhada pela estratificação química. A estabilidade e o aumento do tempo de residência da água favorecem a predominância de *Microcystis* sp. (COSTA *et al.*, 2009). Entretanto, em Janeiro 2013 mesmo com a presença de instabilidade térmica, sem diferenças entre a densidade das massas d'água, observou-se a estratificação química, apontando a possibilidade de que processos anóxicos já estariam afetando a coluna d'água. Períodos de maior mistura da coluna d'água favorecem a dominância de cianobactérias filamentosas (COSTA *et al.*, 2009).

A condutividade elétrica aumentou durante o período monitorado. Isso pode ser explicado pela diminuição do volume do reservatório e conseqüente falta de renovação da água por chuvas, acentuada taxa de evaporação e a permanente influência das ações antrópicas, favorecendo a concentração de sais, o acúmulo de nutrientes e o aumento do pH. Lagos e reservatórios no semiárido apresentam elevados valores de condutividade elétrica que tipicamente são superiores a $300 \mu\text{S cm}^{-1}$ e geralmente exibem correlação negativa com o nível da água (BOUVY *et al.*, 1999; ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.*, 2007; CHELLAPPA; BORBA; ROCHA, 2008; BARBOSA *et al.*, 2012; BRAGA *et al.*, 2015). Bouvy *et al.* (2000) estudando os 39 açudes mais importantes do semiárido do estado de Pernambuco, observou que apenas dois destes açudes apresentaram valores de condutividade elétrica abaixo dos $300 \mu\text{S cm}^{-1}$ e que 50% deles apresentavam alta concentração iônica atingindo condutividade superior a $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$.

A concentração de clorofila-*a* é um bom proxy da biomassa de fitoplâncton. Esse pigmento é um dos principais responsáveis pela fotossíntese, sendo, portanto, um valioso indicador do estado trófico de um

ecossistema. De acordo com Salas e Martino (2001), na classificação de estado trófico de lagos tropicais, concentrações de clorofila entre 5 e 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ são indicadoras de ambientes mesotróficos. As concentrações médias de clorofila ao longo do estudo permanecerem abaixo de 5 $\mu\text{g L}^{-1}$. No entanto, as concentrações de clorofila nos pontos 5, 6, 7 e 8 em Janeiro 13 e em Agosto 2013 estiveram acima de 5 $\mu\text{g L}^{-1}$ e nos pontos 1, 2, 3, 8 e 9 em Maio 2014 excederam 10 $\mu\text{g L}^{-1}$, bem como o fósforo total esteve acima de 35 $\mu\text{g L}^{-1}$. As concentrações de fósforo total entre 35 e 70 $\mu\text{g L}^{-1}$ são citados como valores iniciais da categoria mesotrófica, onde começa a aparecer os efeitos deletérios ambientais da eutrofização (DODDS; JONES; WELCH, 1998; SALAS; MARTINO, 2001) e estão acima do valor estabelecido pela legislação brasileira do Conselho Nacional do Meio Ambiente, resolução CONAMA nº 357/05, limite máximo igual a 30 $\mu\text{g L}^{-1}$ para corpos de água Classe 2 (BRASIL, 2005). A redução do volume durante estiagem prolongada em reservatórios do Rio Grande do Norte induziu padrões opostos nas concentrações de clorofila, à medida que a estiagem se prolongava o crescimento algal foi favorecido em um dos reservatórios e no outro a concentração de clorofila diminuiu devido à alta turbidez inorgânica (BRAGA *et al.*, 2015).

Os perfis de clorofila apresentam evidências com os padrões de mistura do reservatório, sendo que em 68% dos perfis as maiores concentrações de clorofila são encontradas entre as profundidades de 2 e 10 m. No lago Dom Helvécio, as máximas densidades de fitoplâncton frequentemente são registradas durante os períodos de estratificação quando as desmídias dominam nas camadas superiores da coluna d'água e as cianobactérias são mais abundantes em profundidades mais baixas (BARBOSA; PADISÁK, 2002; MAIA-BARBOSA *et al.*, 2010). As mudanças climáticas e a degradação da qualidade da água tem promovido condições ecológicas para o desenvolvimento de cianobactérias em um grande número de reservatórios do Brasil (PANOSSO *et al.*, 2007; BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2011; DANTAS, MOURA, BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2011; LIRA *et al.*, 2011; MOURA *et al.*, 2011; SILVA, 2015). Segundo Bittencourt-Oliveira *et al.* (2012),

as variáveis físicas, com fatores climáticos sazonais associados a períodos de estratificação e desestratificação, são as que melhor explicam as alterações das espécies na comunidade fitoplanctônica em um ambiente dominado por cianobactérias.

A produtividade primária no reservatório Castanhão foi limitada na maioria do período monitorado pelo fósforo. O que pode ser confirmado pela elevada correlação do fósforo com a clorofila. No entanto, em alguns pontos foi verificado uma limitação por nitrogênio e/ou co-limitação por nitrogênio e fósforo. No reservatório Taperoá II, estado da Paraíba, foi observado a alternância entre o nutriente limitante nos ciclos interanuais, em função da variação estacional no nível de água do reservatório, sendo a limitação por nitrogênio mais recorrente no período chuvoso (BARBOSA, 2002).

A maioria dos perfis dos nutrientes indicam que as maiores concentrações estão na região hipolimnética, o que pode indicar que a mistura da coluna d'água não foi completa mesmo durante o período que possa ter ocorrido a circulação. Barbosa, Barbosa e Bicudo (2012) observaram no lago Dom Helvécio uma tendência à meromixia e ao isolamento de solutos no hipolímnio, comparando a meromixia a uma "memória hipolimnética" que foi definida como a persistência da estratificação química ao longo dos anos durante o período de sua circulação térmica. Nos meses de Agosto 2012 e Agosto 2013 observam-se as menores amplitudes superfície-fundo de nutrientes no reservatório Castanhão, o que pode indicar um processo mais eficiente de mistura da coluna d'água. Entre os meses de agosto e janeiro ocorre um aumento dos ventos nessa região (SOUZA FILHO; MARTINS; PORTO, 2006).

As maiores concentrações de nutrientes em Maio 2014 podem ser provenientes do seu acúmulo no hipolímnio e sedimento como consequência do maior tempo de residência do reservatório. O hipolímnio pode ser uma fonte importante de nitrogênio amoniacal para o reservatório, principalmente se este

compartimento estiver sujeito às condições de anoxia (BAKRI; CHOWDHURY, 2006; KEMKA *et al.*, 2006). Observações prévias sobre o balanço de nutrientes no reservatório Castanhão mostram uma retenção de 97% do aporte fluvial de nitrogênio e fósforo, resultando em acumulação de nutrientes no hipolímnio (MOLISANI *et al.*, 2013). Com o decréscimo do volume do reservatório, a ação dos ventos pode quebrar a estabilidade da coluna d'água e favorecer os processos de mistura, ressuspensão do material de fundo e consequente aumento das concentrações de nutrientes. Esse processo tem sido sugerido para explicar o aumento das concentrações de nutrientes em vários reservatórios da região semiárida durante períodos de seca (BOUVY *et al.*, 2003; FREIRE; CALIJURI; SANTAELLA, 2009; GERALDES; GEORGE, 2012).

Assim, pode-se observar que a variação do nível da água do reservatório pode implicar em mudanças na estrutura física e química do sistema e conseqüentemente na dinâmica de comunidades planctônicas. Geraldes e George (2012) observaram que variações na precipitação induziram mudanças na condutividade, concentração de fósforo total e na abundância de cianobactéria, as quais afetaram a abundância de zooplâncton. Segundo Chalar (2006), altas abundâncias de fitoplâncton podem relacionar-se com o aumento da relação zona eufótica/zona de mistura e com uma maior taxa de ressuspensão de nutrientes, ambos os fenômenos induzidos pela diminuição do nível da água do reservatório. Granado e Henry (2014), concluíram que a variação temporal da comunidade fitoplactônica de ambientes lênticos do Rio Parapanema pode ser atribuída às variações hidrológicas do rio. Estudos realizados em reservatórios do semiárido do Rio Grande do Norte indicam que a dominância de cianobactérias, em período de estiagem atípica, parece ter sofrido grande influência de fatores hidrológicos tais como relação volume/área além da disponibilidade de luz e nutrientes (COSTA *et al.*, 2009). Naselli-Flores (2000) mostrou que reservatórios de diferentes estados tróficos caracterizados por constantes flutuações no nível da água influenciaram fortemente a composição do fitoplâncton, mais do que nutrientes. A redução do volume dos reservatórios da Sicília na primavera, como conseqüência da alta demanda de

usos do verão, interferiu fortemente na dinâmica do fitoplâncton e nutrientes, levando ao estabelecimento da eutrofização e seleção de espécies de cianobactérias danosas à saúde humana (NASELLI-FLORES, 2003).

O índice de estado trófico confirma essas informações quando aponta para uma mudança do estado trófico do reservatório de oligotrófico para eutrófico em Maio 2014. Entre Novembro 2006 e Julho 2007, Molisani *et al.* (2010) classificou o reservatório como mesotrófico e identificou eventos de anoxia e a presença de cianobactérias típicas de ambientes mesotróficos/eutróficos. Sendo uma forte evidência de que a hidrodinâmica constitui fator de grande relevância para o funcionamento do reservatório Castanhão. Em vários reservatórios do semiárido é observado que o estado trófico está relacionado com as flutuações sazonais na hidrologia do sistema controlado pela chuva (CHAVES *et al.*, 2013; BATISTA *et al.*, 2014). Assim, o tempo de residência, o volume e a estabilidade da coluna d'água interferem na composição físico-química e na dinâmica das comunidades biológicas, dependendo do ciclo hidrológico e do manejo dos usos múltiplos do sistema.

Na variação espacial, foi possível dividir o reservatório em dois grupos distintos de acordo com a turbidez, condutividade, pH e nitrogênio total, quando não são considerados os dados de Agosto 2013 e Maio 2014, meses nos quais ocorreu uma redução drástica do volume armazenado. Os maiores valores de turbidez e condutividade encontrados no Grupo 2 (Figura 9A) são justificados por ser uma área de menores profundidades e localizada mais a montante da barragem sob uma maior influência da parte fluvial do reservatório. No Grupo 1 (Figura 9A) foi encontrado maiores valores de pH e nitrogênio total, indicadores de interferência antrópica. Os maiores valores de pH são indicadores de uma maior atividade fotossintética (WETZEL, 2001). Apesar das concentrações de fósforo e de clorofila não apresentarem diferença estatisticamente significativa entre os grupos, em Janeiro 2013 foram detectadas as maiores concentrações dessas variáveis no Grupo 1. De acordo com Bouvy *et al.* (2003), a ausência de espécies oxidadas de nitrogênio e

fósforo reativo solúvel pode ser resultado de uma rápida absorção pela comunidade fitoplanctônica. Esta comunidade, por sua vez, pode ser controlada por herbívoros (CARPENTER *et al.*, 2001, WETZEL, 2001) que podem manter a biomassa fitoplanctônica a um nível baixo. No reservatório Itaipu também foi observado um padrão de variação horizontal e temporal fortemente dependente do regime hidrológico, no entanto foi a zona fluvial que apresentou as maiores concentrações de nutrientes (RIBEIRO FILHO *et al.*, 2011).

Os pontos que compõem o Grupo 1 estão localizados na zona lacustre onde ocorre o acúmulo de nutrientes drenados pela bacia hidrográfica. O aumento das concentrações de nutrientes nesse grupo pode ser um indicativo de que as ações antrópicas são determinantes para a qualidade da água na área. Provavelmente, a fonte dos nutrientes seja os fertilizantes utilizados na agricultura do perímetro irrigado do Castanhão e os empreendimentos de piscicultura em tanques-rede. A piscicultura contribui com aportes de nitrogênio e fósforo para o ambiente por meio da ração e das fezes. Pereira *et al.* (2012) identificaram altos valores de nitrogênio e fósforo em rações utilizadas no cultivo da tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*) e que as concentrações de clorofila, nitrogênio e fósforo total e o teor de matéria orgânica foram responsáveis pelas variações observadas na qualidade da água do sistema durante o cultivo. Elser *et al.* (2007) mostraram que experimentos de fertilização conjunta com ambos os nutrientes elevou muito mais os níveis de produção primária. Portanto, os dois elementos estão envolvidos no processo de eutrofização e a gestão da qualidade da água dos reservatórios deve envolver o controle do aporte externo de ambos os nutrientes.

Ao considerar o período total de monitoramento, o Grupo 2 foi dividido em dois subgrupos (2a e 2b) (Figura 9B): 2a incluindo estações 3, 4 e 10 e 2b incluindo estações 1 e 2. Estes dois subgrupos diferem pela turbidez e transparência do disco de Secchi, provavelmente as profundidades mais rasas observadas nesse período favoreceram a ressuspensão dos sedimentos pela

ação do vento. Em Maio 2014, as concentrações de fósforo total e clorofila nas estações 1, 2, 3, 8 e 9 e 10 superaram $35 \mu\text{g L}^{-1}$ e $10 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. Estas concentrações elevadas já podem desencadear efeitos ambientais deletérios da eutrofização (DODDS; JONES; WELCH, 1998; SALAS; MARTINO, 2001).

A variação do TSI não foi distribuída uniformemente por todo o reservatório. Os três grupos identificados e separados por suas variáveis hidroquímicas responderam diferentemente ao desenvolvimento das condições eutróficas. O Grupo 1, incluindo os pontos de maiores profundidades e que recebem efluentes de atividades antrópicas, tornou-se mesotrófico e atingiu as condições de eutrofização primeiro que os outros grupos. No entanto, com a diminuição drástica do volume armazenado, os Grupos 2a e 2b, caracterizados por menores profundidades, tornou-se eutrófico. Além disso, quando o volume do reservatório atingiu o seu mínimo, o Grupo 2b, incluindo os pontos menos profundos, tornou-se hipereutrófico. Isto sugere que um primeiro processo de indução de mudanças no estado trófico foi a concentração e acumulação de nutrientes das atividades antrópicas, seguido pela diminuição do volume do reservatório, quebra da estratificação térmica, mistura da coluna d'água e, nos pontos de menores profundidades a ressuspensão do sedimento.

Na análise da microbacia do Riacho do Sangue, segundo tributário mais representativo do reservatório Castanhão (Figura 3), Cajuí (2015) constatou que essa microbacia contribui com emissões de aproximadamente de 37,5% de N e 36,8% de P do total encontrado para o reservatório. Na região próxima ao exutório da microbacia, em Maio 2014, foram detectados valores elevados de clorofila ($33,0 \pm 1,0 \mu\text{g L}^{-1}$), fósforo ($55,1 \pm 3,8 \mu\text{g L}^{-1}$) e nitrogênio ($926,7 \pm 114,7 \mu\text{g L}^{-1}$), o que possivelmente contribuiu para a variação do TSI entre eutrófico e supereutrófico nessa região em Maio 2014 (Figura 8).

O que se pode inferir que as cargas de nutrientes no reservatório podem ser provenientes da dinâmica de contribuições externas e mecanismos

internos. Mesmo diminuindo o aporte de fontes externas, a retenção possibilita que a carga interna atue como uma importante fonte de fósforo para a coluna d'água e manutenção do índice de estado trófico (NIKOLAI; DZIALOWSKI, 2014). Sendo de extrema relevância considerar os mecanismos internos na ciclagem de fósforo em reservatórios tropicais e sua interferência na gestão da qualidade da água.

Mesmo em reservatórios mais profundos, como é o caso do Castanhão, nesse contexto de mudanças climáticas, no qual estão sendo observadas variações bruscas na precipitação, tanto espacial como temporalmente, e conseqüentemente alterações no nível dos reservatórios (DAWADI; AHMAD, 2013; UMAÑA, 2014), é importante observar que a carga interna e sua rápida mineralização e os processos de mistura facilitados pela menor profundidade e ação de ventos pode ser responsável por *blooms* de cianobactérias e conseqüente deterioração da qualidade da água para consumo humano e demais usos múltiplos.

As cargas de nutrientes que chegam aos reservatórios são controladas por fluxos. Alterações nos fluxos de nutrientes pelos barramentos variam de pequenas à fortes capacidades de retenção, embora o mesmo reservatório possa se comportar sazonalmente de maneira diversa, ora retendo ora exportando nutrientes (JOSSETE *et al.*, 1999; FRIEDL; TEODORU; WEHRLI, 2004; TEODORU; WEHRLI, 2005; COOK *et al.*, 2010). Em reservatórios localizados na região semiárida do nordeste do Brasil, a água represada é preferencialmente utilizada para suprir o consumo humano e a irrigação. Assim, nesses reservatórios ocorre uma forte regulação da água, o que implica a reduzir ou eliminar a descarga a jusante durante a estação chuvosa e liberar fluxos definidos operacionalmente para abastecer o volume estimado de água para as exigências da demanda a jusante durante o período seco. Alterações no regime hidrológico pode alterar o tempo de retenção da água favorecendo os processos de sedimentação ao longo do reservatório. A forte regulação da água no reservatório Castanhão induz a uma alta retenção

do material proveniente do rio. Molisani *et al.* (2010) observaram uma correlação positiva entre fósforo total e MPS ($p < 0,05$), sugerindo que os nutrientes e o material particulado em suspensão são retidos dentro do reservatório por deposição a partir da coluna d'água para o fundo do reservatório Castanhão.

As concentrações de fósforo no sedimento do reservatório Castanhão são superiores as concentrações de fósforo encontradas por Marins, Paula Filho e Rocha (2007) nos sedimentos do estuário do rio Jaguaribe. No entanto, durante o presente estudo, não foi observado aumento significativo dos teores de PT no sedimento ao longo do reservatório. Embora, tenha ocorrido uma variação dos teores de PIT e POT, com a fração do PIT sendo sempre superior a fração do POT no sedimento. Para Fonseca *et al.* (2011) a alta contribuição da fração PIT no reservatório de Tucuruí refletiu a importância da litologia, como apatita ou óxidos/ hidróxidos de Fe e Al, como fonte de P e provavelmente, a existência de fontes difusas de P na bacia de drenagem.

Para se ter uma descrição mais precisa das potencialidades da liberação do fósforo do sedimento e prever a sua influência sobre as concentrações de P na coluna d'água é importante verificar o fracionamento do fósforo inorgânico do sedimento (CHALAR; TUNDISI, 2001; SØNDERGAARD; JENSEN; JEPPESEN, 2003; FONSECA *et al.*, 2011; LUKAWSKA-MATUSZEWSKA; VOGT; XIE, 2013).

Em estudos do estuário do Rio Jaguaribe, verificou-se que os teores de P-Fe preponderaram sobre as demais frações inorgânicas, mostrando que a maior parte do fósforo inorgânico é retida no estuário associada a ferro (MARINS; PAULA FILHO; ROCHA, 2007). Os controles biogeoquímicos da dinâmica de fósforo nos sedimentos muitas vezes é estreitamente associados com o ciclo redox do ferro. Em sedimentos tropicais o ferro é um carreador geoquímico de grande relevância, principalmente em ambientes empobrecidos

de matéria orgânica. O metal assume um papel chave no ciclo biogeoquímico do fósforo, visto que o fósforo ligado a ferro é um depósito dinâmico e potencialmente extenso para este nutriente. TELES *et al.* (2015) determinaram a concentração de ferro e seu fracionamento no reservatório Castanhão e observaram que a fração Fe^{2+} foi detectada em maior concentração. Em condições de anoxia o ferro (III) é reduzido para ferro (II) liberando o fosfato associado e tornando-o disponível para a coluna d'água.

Em sedimentos, nos quais a capacidade de reter o P depende do ferro, o pH é particularmente importante porque a capacidade de ligação do fósforo nas camadas oxigenadas do sedimento decresce com o aumento do pH, uma vez que os íons hidroxila competem com os íons de fósforo, assim decrescendo a sorção do fosfato e o ferro (SØNDERGAARD, 1988). O impacto do pH na dinâmica do P no sedimento foi discutido por Koski-Vahala e Hartikainen (2001), que demonstram que o pH elevado pode aumentar a contribuição da carga interna quando associado com ressuspensão intensa.

As variáveis analisadas na água e no sedimento agrupam os pontos monitorados de maneira diferente. No entanto, o ponto 7 encontra-se no agrupamento de maiores concentrações de fósforo total na água e menores valores de oxigênio dissolvido na água e no agrupamento de maiores concentrações de fósforo total, fósforo inorgânico e matéria orgânica no sedimento. Definindo essa região do ponto 7 como a área onde possivelmente está ocorrendo as maiores mudanças devido às interferências antrópicas.

Por outro lado, as concentrações de fósforo no sedimento da área de piscicultura foram inferiores as concentrações de fósforo no sedimento do reservatório em todas as campanhas de amostragem. Molisani *et al.* (2015) observaram que existe uma perda elevada de ração no processo da aquicultura local. Eles estimaram o tempo de residência relativamente longo dessas partículas na água, permitindo a sua exportação a partir de áreas de piscicultura para outras áreas do reservatório. Oliveira *et al.* (2015)

descreveram as correntes de água de superfície e de fundo na área da piscicultura estudada (Psi) (Figura 3). Correntes superficiais ocorrem da zona lacustre para a área da fazenda devido às forças do vento, porém correntes de fluxo de fundo ocorrem da área da fazenda para a zona lacustre. Esta hidrodinâmica é muito eficiente no transporte de partículas a partir das áreas da piscicultura para as partes mais profundas do reservatório, onde são acumuladas quando está presente a estratificação da coluna d'água, evitando a mistura com águas superficiais. Essa informação ratifica nossos resultados e explica as menores concentrações de fósforo total nos sedimentos da área da piscicultura.

Em reservatório do Rio Grande do Norte, NE Brazil, Moura, Lopes e Henry-Silva (2014) encontraram efeito significativo da influência de uma piscicultura nas taxas de sedimentação de PT, com valores significativamente superiores no interior da piscicultura (até $129,9 \mu\text{g cm}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) do que em regiões mais afastadas (até $1,1 \mu\text{g cm}^{-2} \text{ dia}^{-1}$). No entanto, alguns estudos mostram que não ocorre influência da atividade de piscicultura intensiva quando comparadas as variáveis nas áreas próximas a tanques-rede com as variáveis nas áreas próximas a barragem e entrada de efluentes do rio (BEZERRA *et al.*, 2014; MONTANHINI; NOCKO; OSTRENSKY, 2015). Moura, Valenti e Henry-Silva (2016) analisando a sustentabilidade do cultivo de tilápia do Nilo em reservatórios da região semiárida do Brasil observaram que o valor médio anual de fósforo lançado no sedimento foi de $\sim 20,6 \text{ Kg}$ e que ocorreu uma baixa acumulação de fósforo no sedimento ($0,9 \text{ Kg ton}^{-1}$ de peixe). No entanto, os autores ressaltam que a entrada contínua de resíduos sólidos, provenientes da produção, aumenta as concentrações de nitrogênio total e fósforo total no sedimento, considerando que o aumento de nutrientes no sedimento é significativa ao longo do tempo, visto que $\sim 90\%$ dos resíduos gerados é material orgânico.

A acumulação de sólidos em suspensão ao longo do tempo devido ao excesso de ração e excretas dos peixes em reservatórios pode alterar a

composição química e as propriedades físico-químicas dos sedimentos, como observado em áreas de piscicultura e áreas adjacentes (GUO; LI, 2003). O resíduo sólido gerado pela piscicultura em tanque-rede é rico em matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, com tendência a sedimentar e depositar no fundo do reservatório próximo as estruturas da piscicultura, onde pode causar alterações ambientais significativas. Gondwe, Guildford e Hecky (2011) realizando medições físico-químicas na coluna d'água ao longo de um transecto em uma área de piscicultura observaram que os sedimentos foram transportados em locais com velocidades de corrente superiores a $9,3 \text{ cm.s}^{-1}$, assim, minimizando os efeitos ambientais na área da piscicultura. Segundo Wu *et al.* (2016) a acumulação de fósforo biodisponível próximo a barragem pode estar relacionado com o padrão de sedimentação das partículas finas.

Troell e Berg (1997), comparando as concentrações de carbono, nitrogênio e fósforo em sedimentos de fundo do Lago Kariba, Zimbabwe, antes e após o estabelecimento de pequenas ($<10 \text{ t fish ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$) e grandes pisciculturas de tilápia do Nilo, detectaram mudanças significativas somente em grandes pisciculturas. Tlusty *et al.* (2000) observaram que fatores relacionados as práticas de cultivo, tais como alimentação e densidade populacional, bem como as características hidrodinâmicas do local onde está estabelecido a piscicultura foram mais relevantes do que a biomassa de peixe produzido.

No Brasil, o uso de reservatórios para a criação de peixe em tanque-rede teve significativo crescimento nos últimos anos (DIAS *et al.*, 2011) devido a regularização dos usos múltiplos dos reservatórios, incluindo a aquicultura. De acordo com Garcia *et al.* (2014) e Li *et al.* (2014), essa atividade pode ocasionar um significativo impacto nos ambientes aquáticos e minimizar esses riscos requer planejamento, cumprimento da legislação, gestão e monitoramento da qualidade ambiental das pisciculturas (NYANTI *et al.*, 2012; LING; LEE; NYANTI, 2013).

Os resultados obtidos neste estudo levantam preocupações sobre a sustentabilidade dos usos múltiplos em reservatórios do semiárido sob um cenário de mudança global do clima. O uso múltiplo dos reservatórios em regiões de clima semiárido está, atualmente, limitado pela mudança climática global (JEPPESEN *et al.*, 2015). A maioria dos modelos globais mostram que essas regiões podem ser fortemente afetada por reduzida precipitação e maiores taxas de evaporação, como previsto para a região Nordeste do Brasil (OYAMA; NOBRE, 2003; MARENGO *et al.*, 2009). Moncunill (2006) estimou uma redução média na precipitação de 5,6 mm.yr⁻¹ desde 1960 no estado do Ceará, enquanto Godoy e Lacerda (2014) mostram que a redução da precipitação anual, em particular durante a estação seca, reduziu drasticamente o fluxo do rio Jaguaribe na bacia do médio Jaguaribe, onde o reservatório Castanhão está localizado. Dessa forma, a mudança climática poderá intensificar os processos de eutrofização das águas doces (JEPPESEN *et al.*, 2015), aumentando as concentrações de nutrientes devido a redução do volume de lagos e reservatórios e o aumento das taxas de evaporação.

7 CONCLUSÕES

O prolongado período de seca causou um decréscimo drástico no volume do reservatório, induzindo mudanças na estrutura física e química do sistema:

- Espacialmente, ocorreu a formação de diferentes compartimentos em relação a maioria dos parâmetros físicos e químicos, sugerindo que a intensidade dos processos de eutrofização não são uniformemente distribuídos pelo reservatório. Com base na Análise de Componente Principal (PCA), o volume do reservatório, o fósforo, o nitrogênio, a clorofila e a condutividade foram as variáveis que explicaram a variabilidade interanual da hidrogeoquímica do reservatório Castanhão.
- A estrutura vertical da coluna d'água foi determinada por fatores climáticos e morfométricos. A estrutura térmica da coluna d'água foi influenciada por mudanças nas profundidades dos pontos, que por sua vez interferiu na dinâmica do oxigênio, da clorofila e dos nutrientes. Eventos anóxicos ocorreram no hipolímnio, sendo um indicativo de que processos de eutrofização estão ocorrendo. Maiores concentrações de nutrientes foram encontrados no hipolímnio, indicando a ocorrência de processos de decomposição. Estes processos podem originar detritos orgânicos e inorgânicos que são um dos principais responsáveis pela maior turbidez da água no hipolímnio observada em alguns meses. Com a diminuição do volume do reservatório, a ação dos ventos pode ter quebrado a estabilidade da coluna d'água e favorecido os processos de mistura, ressuspensão do material de fundo e conseqüente aumento das concentrações de nutrientes. No entanto, em alguns meses essa mistura da coluna d'água não é completa, com acumulação de nutrientes na região hipolimnética.

- Durante o prolongado período de seca o índice de estado trófico aumentou com o decréscimo do volume do reservatório. Sugere-se que um primeiro processo de indução de mudanças no estado trófico foi a concentração e acumulação de nutrientes das atividades antrópicas, seguido pela diminuição do volume do reservatório, quebra da estratificação térmica, mistura da coluna d'água e, nos pontos de menores profundidades, a ressuspensão do sedimento.
- Períodos de precipitação normal mantêm os reservatórios com volumes elevados e padrões de correntes transportam os efluentes da agricultura irrigada e da piscicultura para camadas mais profundas da coluna d'água, onde ocorre o acúmulo de nutrientes no hipolímnio e a deposição no sedimento. Quando o volume do reservatório decresce pode ocorrer a quebra da estratificação térmica, mistura da coluna d'água e remobilização dos sedimentos, acelerando o enriquecimento de nutrientes para a coluna d'água e acelerando o processo de eutrofização. Dessa forma, as cargas de nutrientes no reservatório, podem ser provenientes da dinâmica de contribuições externas e mecanismos internos.
- O cenário de mudança climática global deve ser levado em consideração na gestão dos usos múltiplos do reservatório Castanhão com o objetivo de garantir a sustentabilidade e os usos mais nobres. A redução na precipitação e o aumento da frequência de eventos extremos, tais como secas prolongadas e chuvas fortes, na região semiárida poderá intensificar os processos descritos para o reservatório Castanhão, assim poderá requerer o redimensionamento da agricultura irrigada e da piscicultura e um melhor tratamento dos resíduos urbanos.
- Para projetos futuros, torna-se de grande relevância o estudo do comportamento da estrutura térmica da coluna d'água ao longo de 24 h em períodos sazonais e sua relação com medições de velocidade de

vento na região; o acompanhamento da hidrogeoquímica do reservatório durante o seu enchimento após a diminuição drástica do seu volume; uma análise mais detalhada do ciclo do fósforo no sedimento, procedendo à especiação do fósforo inorgânico e experiências de fluxo de câmara para buscar compreender o papel do ferro na sorção e dessorção do fósforo e o controle da carga interna; estudos da comunidade fitoplanctônica para análise da incidência de cianobactérias tóxicas, as consequências de florações e as variáveis que controlam a presença de cianobactérias no reservatório.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIRES, R.; NASCIMENTO, F. R. Variações pluviométricas em microbacias no vale do Jaguaribe-CE. **Revista da Casa da Geografia de Sobral**, v. 13, p. 83-87, 2011.

AMORIM, B. **Análise comparativa de processos de eutrofização da água em reservatórios do estado do Ceará e sua relação com as características morfológicas, hidrológicas e climáticas**. 2001. 209 f. Dissertação (Mestrado) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2001.

AUBRIOT, L.; BONILLA, S. Rapid regulation of phosphate uptake in fresh water cyanobacterial blooms. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 67, p. 251-263, 2012.

AVELINO, I. I. F. **Avaliação ambiental do Reservatório Castanhão (CE) utilizando o método DPSIR**. 2015. 51 f. Monografia (Graduação em Ciências Ambientais) – Instituto de Ciências do Mar – LABOMAR, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

BAKRI, D. A.; CHOWDHURY, M. Internal nutrient flux in an inland water supply reservoir, New South Wales, Australia. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 11, p. 39-45, 2006.

BARBOSA, J. E. L. **Dinâmica do fitoplâncton e condicionantes limnológicos nas escalas de tempo (nictemeral/ sazonal) e de espaço (horizontal/vertical) no açude Taperoá II: trópico semi-árido**. 2002. 201 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

BARBOSA, F. A. R.; PADISÁK, J. The forgotten lake stratifications pattern: atelomixis, and its ecological importance. **Verh. Internat. Verein. Limnol**, v. 28, p.1385-1395, 2002.

BARBOSA, D.S.; ESPÍNDOLA, E.L.G. Algumas teorias ecológicas aplicadas a sistemas lóticos. In: BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E.L.G. (Eds.). **Limnologia Fluvial: Um estudo no Rio Mogi-Guaçu**. São Carlos-SP: RIMA, 2009, p.xv-xxii

BARBOSA, L. G.; BARBOSA, P. M. M.; BARBOSA, F. A. R. Vertical distribution of phytoplankton functional groups in a tropical shallow lake: driving forces on a diel scale. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 1, p. 1-11, 2011.

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

BARBOSA, L. G.; BARBOSA, F. A. R.; BICUDO, C. E. M. Inter-annual chemical stratification in Brazilian natural lakes: meromixis and hypolimnetic memory. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 2, p. 127-139, 2012.

BARROSO, H. S.; SANTOS, J. A.; MARINS, R. V.; LACERDA, L. D. **Grupos funcionais fitoplanctônicos como indicadores da variabilidade nas condições ambientais no Reservatório Castanhão (Semiárido Brasileiro) em anos de seca intensa**. In: XV Congresso Brasileiro de Limnologia, 2015.

BATISTA, A. A.; MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E. M.; IZIDIO, N. S. C.; LOPES, F. B. Sazonalidade e variação espacial do índice de estado trófico do açude Orós, Ceará, Brasil. **Revista Agroambiente**, v. 8, n. 1, p. 39-48, 2014.

BENDSCHNEIDER, K.; ROBINSON, R. J. A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in seawater. **Journal Marine Research**, v. 11, p. 87-96, 1952

BERNER, R. A.; RAO, J. L. Phosphorus in sediments of the Amazon River and estuary: Implications for the global flux of phosphorus to the sea. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 58, p. 2333-2339, 1994.

BEZERRA, L. J. C. ; SANTOS, J. A. ; OLIVEIRA FILHO, J. C. ; COSTA, B. G. B. ; Marins, R. V. . **Estratificação da coluna de água do açude Castanhão, Nova Jaguaribara, CE**. In: XIII Congresso Brasileiro de Limnologia, Natal. Ciência e Gestão das águas Continentais em um Mundo em Transformação. Botucatu: Associação Brasileira de Limnologia, 2011. v. 1. p. 1-1, 2011.

BEZERRA, L. A. V.; PAULINO, W. D.; GARCEZ, D. S.; BECKER, H.; SÁNCHEZ-BOTERO, J. I. Características limnológicas em um reservatório do semiárido brasileiro com cultivo intensivo de *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, p. 47-59, 2014.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOURA, A. N.; HEREMAN, T. C.; DANTAS, E. W. Increase in Straight and Coiled *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) populations under conditions of thermal destratification in a

shallow tropical reservoir. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 3, n. 4, p. 245-252, 2011.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; DIAS, S. N.; MOURA, A. N.; CPRDEIRO-ARAÚJO, M K. DANTAS, E. W. Seasonal dynamics of cyanobacteria in a eutrophic reservoir (Arcoverde) in a semi-arid region of Brazil. **Braz. Journal Biology**, v. 72, n. 3, p. 533-544, 2012.

BOUVY, M.; ARFI, R.; OLIVEIRA, S.; MARINHO, M.; BEKER, B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of Northeast Brazil. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 20, p. 285-297, 1999.

BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PACANO, M.; MOURA, A. Occurrence of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoir during the 1998 drought. **Aquat. Microb. Ecol.** v. 23, p. 13-27, 2000.

BOUVY, M.; NASCIMENTO, S. M.; MOLICA, R. J. R.; FERREIRA, A.; HUSZAR, V.; AZEVEDO, S.M. F. O. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. **Hydrobiologia**, v. 493, p.115-130, 2003.

BRAGA, R. **Instrumentos para Gestão Ambiental e de Recursos Hídricos**. Recife: Editora UFPE, 2009. 132p.

BRAGA, G. G.; BECKER, V.; OLIVEIRA, J. N. P.; MENDONÇA JUNIOR, J. R.; BEZERRA, A. F. M.; TORRES, L. M.; GALVÃO, A. M. F.; MATTOS, A. Influence of extended drought on water quality in tropical reservoirs in a semiarid region. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, p.15-23, 2015.

BRASIL. **Resolução Número 357, 17 de março 2005**. Brazilian Council for the Environment (CONAMA). Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acessado em 20 de agosto de 2011. 2005

BRASIL, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Censo 2010**. Disponível em: <http://www.censo2010.ibge.gov.br/pt/>. Acessado em junho de 2015.

BRASIL, Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS). **Açude Castanhão**. Disponível em: <http://www.dnocs.gov.br>. Acessado em 10 de junho de 2014.

CAJUÍ, K. N. S. **Estimativas de cargas de nitrogênio e fósforo e hidroquímica de uma microbacia do semiárido cearense**. 2015. 102 f. Monografia (Graduação em Ciências Ambientais) – Instituto de Ciências do Mar – LABOMAR, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

CAMPOS, J. N. B.; Águas superficiais no semiárido brasileiro: Desafios ao atendimento aos usos múltiplos. In: MEDEIROS, S. S.; GHEYI, H. R.; GALVÃO, C. O.; PAZ, V. P. S. **Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas**. Campina Grande, PB: Instituto Nacional do Semiárido (INSA), 2011. 440p.

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

CARPENTER, S. R.; FISHER, S. G.; GRIMM, N. B.; KITCHELL, J. F. Global change and freshwater ecosystems. **Annu. Ver. Ecol. Syst.**, v. 23, p. 119-139, 1992.

CARPENTER, S. R.; COLE, J. J.; HODGSON, J. R.; KITCHELL, J. F.; PACE, M. L.; BADE, D.; COTTINGHAM, K. L.; ESSINGTON, T. E.; HOUSER, J. N.; SCHINDLER, D. E. Trophic cascades, nutrients, and lake productivity: whole-lake experiments. **Ecological Monographs**, v. 71, p. 163-186, 2001.

CARPENTER, S. R.; BROCK, W. A.; COLE, J. J.; KITCHELL, J. F.; PACE, M. L. Leading indicators of trophic cascades. **Ecology Letters**, v. 11, n. 2, p. 128-138, 2008.

CASTAGNINO, W. A. **Investigación de modelos simplificados de eutroficación em lagos tropicales**. Pan American Health Organization (PAHO), Pan American Center for Sanitary Engineering and Environmental Sciences (CEPIS). Revised version. 1982. 27p.

CEARÁ, Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará. **Planejamento estratégico dos comitês de bacias hidrográficas do estado do Ceará**. Fortaleza, 2006, 120p

CEARÁ, Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará. **Resumo das principais características das sub-bacias do Médio e Baixo Jaguaribe**. 2006. Disponível em <http://portal.cogerh.com.br/eixos-de-atuacao/gestao-participativa/comites-de-bacias/> Acesso em 20 de novembro de 2011a. Fortaleza, 2006, 120p

CEARÁ, Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará. **Inventário Ambiental Açude Castanhão**. Fortaleza: Geosolos Consultoria, Projetos e Serviços Ltda, 2011b. 142 p.

CEARÁ, Secretaria de Desenvolvimento Econômico, Turismo, Aquicultura e Pesca (SEDETA). **Relatório Potencialidades Aquícolas do Açude Castanhão**. Prefeitura Municipal de Jaguaribara, 2013.

CEARÁ, Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Download de series históricas**. Disponível em <http://www.funceme.br/index.php/areas/tempo/download-de-series-historicas>. Acessado em 25 de outubro de 2014.

CHALAR, G.; TUNDISI, J. G. Phosphorus fractions and fluxes in the water column and sediments of a tropical reservoir (Lobo- Broa – SP). **Internat. Rev. Hydrobiol.**, v. 86, p. 183-194, 2001.

CHALAR, G. ; DE LEON, L. ; BRUGNOLI, E.; CLEMENTE, J. ; PARADISO, M. Antecedentes y nuevos aportes al conocimiento de la estructura y dinámica Del Embalse Salto Grande. In : FERNANDEZ-CIRELLI, A. ; CHALAR, G. (Eds), **El agua en Sudamérica: de la Limnología a la Gestión en Sudamérica**. CYTED Aprovechamiento y Gestión de los Recursos Hídricos, p. 123 – 142, 2002.

CHALAR, G. Eutrophication's dynamics on different temporary scales: Salto Grande Reservoir (Argentina-Uruguay). In: Tundisi JG, Matsumura-Tundisi T, Galli CS, Eds. **Causas, consequências e tecnologias de gerenciamento e controle**. Instituto Internacional de Ecologia,.São Paulo, p: 87-101, 2006.

CHAVES, F. I. B. **Dinâmica de fitoplâncton e variáveis limnológicas no reservatório de General Sampaio, Semiárido do Ceará**. 2013. 108 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ecologia e Recursos Naturais, Departamento de Biologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

CHAVES, F. I. B.; LIMA, P. F.; LEITÃO, R. C.; PAULINO, W. D.; SANTAELLA, S. T. Influence of rainfall on the trophic status of a Brazilian semiarid reservoir. **Acta Scientiarum**, v. 35, p. 505-511, 2013.

CHELLAPPA, N. T.; COSTA, M. A. M. Dominant and co-existing species of cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte state, Brazil. **Acta Oecologica**, v. 24, n. 1, p. 3-10, 2003.

CHELLAPPA, N. T.; BORBA, J. M.; ROCHA, O. Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, p. 477-494, 2008.

COOK, P. L. M.; ALDRIDGE, K. T.; LAMONTAGNE, S.; BROOKES, J. D. Retention of nitrogen, phosphorus and silicon in a large semi-arid riverine lake system. **Biogeochemistry**, v. 99, p. 49-63, 2010.

COSTA, I. A. S.; AZEVEDO, S. M. F. O.; SENNA, P. A. C.; BERNARDO, R. R.; COSTA, S. M.; CHELLAPPA, N. T. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 66, n. 1B, p. 211-219, 2006.

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

COTTINGHAM, K. L.; EWING, H. A.; GREER, M. L.; CAREY, C. C.; AND WEATHERS, K. C. Cyanobacteria as biological drivers of lake nitrogen and phosphorus cycling. **Ecosphere**, v. 6(1), p. 1-19, 2015.

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

DANTAS, E. W.; MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. Cyanobacterial blooms in stratified and destratified eutrophic reservoirs in semi-arid region of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 83, n. 4, p. 1327-1338, 2011.

DAWADI, S.; AHMAD, S. Evaluating the impact of demand-side management on water resources under changing climatic conditions and increasing population. **Journal of Environmental Management**, v. 114, p. 261-275, 2013.

DE FILIPPO, R.; GOMES, E.L.; LENS-CÉZAR, J.; SOARES, C.B.P.; MENEZES, C.F.S. As alterações na qualidade da água durante o enchimento do reservatório de UHE Serra da Mesa – GO. In: HENRY, R. (Ed.) **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu-SP: FAPESP-FUNDIBIO, 1999. p. 321-346.

DIAS, S. N. **Ecologia do fitoplâncton no reservatório Arcoverde: estudo nictimeral e sazonal**. 2009. 39 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2009.

DIAS, J. D.; TAKAHASHI, E. M.; SANTANA, N. F.; BONECKER, C. C. Impact of fish cage-culture on the community structure of zooplankton in a tropical reservoir. **Iheringia Serie Zoologia**, v. 101, p. 75-84, 2011.

DING, S.; HAN, C.; WANG, Y.; YAO, L.; WANG, Y.; XU, D.; SUN, Q.; WILLIAMS, P. N.; ZHANG, C. In situ, high-resolution imaging of labile phosphorus in sediments of a large eutrophic lake. **Water research**, v. 74, p. 100-109, 2015.

DODDS, W. K.; JONES, J. R.; WELCH, E. B. Suggested classification of stream trophic state, distributions of temperate of stream trophic state: chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. **Water Research**, v. 32, p. 1455-1462, 1998.

ELCI, S. Effects of thermal stratification and mixing on reservoir water quality. **Limnology**, v. 9, n. 2, p. 135-142, 2008.

ELSER, J. J.; BRACKEN, M. E. S.; CLELAND, E. E.; GRUNER, D. S.; HARPOLE, W. S.; HILLEBRAND, H.; NGAI, J. T.; SEABLOOM, E. W.; SHURIN, J. B.; SMITH, J. E. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, v. 10, p. 1135-1142, 2007.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; MENEZES, R.; COSTA, I. S.; PANOSSO, R. F.; ARAÚJO, M. F.; ATTAYDE, J. L. Composição da comunidade zooplanctônica em reservatórios eutróficos do semiárido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, p. 410-421, 2007.

ESTEVEZ, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. Interciência, Rio de Janeiro, 2011.

FIGUEIREDO, D. M. **Padrões limnológicos e do fitoplâncton nas fases de enchimento e de estabilização dos reservatórios do APM Manso e AHE Jauru (Estado de Mato Grosso)**. 2007. 270f. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Centro de Ciências Biologia e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2007.

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

FREIRE, R. H. F.; CALIJURI, M. C.; SANTAELLA, S.T. Longitudinal patterns and variations in water quality in a reservoir in the semiarid region of NE Brazil: responses to hydrological and climatic changes. **Acta Limnol. Brasiliensia**, v. 21, p. 251-262, 2009.

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

FRIEDL, G.; TEODORU, C.; WEHRLI, B. Is the Iron Gate I reservoir on the Danube River a sink for dissolved silica? **Biogeochemistry**, v. 68, p. 21-32, 2004.

FURTADO, C. **Teoria e política do desenvolvimento econômico**. São Paulo : Paz e Terra, 2000. 356p.

GARCIA, F.; KIMPARA, J. M.; VALENTI, W. C. ; AMBROSIO, L. A. Emery assessment of tilapia cage farming in a hydroelectric reservoir. **Ecological Engineering**, v. 68, p. 72-79, 2014.

GERALDES, A. M. ; BOAVIDA, M. J. Seasonal water level fluctuations : Implications for reservoirs limnology and management. **Lakes and Reservoirs : Research and Management**, v. 10, n. 1, p. 59-69, 2005.

GERALDES, A. M. ; BOAVIDA, M. J. Zooplankton assemblages in two reservoirs: one subjected to accentuated water level fluctuations, the other with more stable levels. **Aquatic Ecology**, v. 41, n. 2, p. 273-284, 2007.

GERALDES, A. M.; GEORGE C. Limnological variations of a deep reservoir in periods with distinct rainfall patters. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, p. 417-426, 2012.

GODOY, M. D. P.; LACERDA, L. D. River-island response to land-use change within the Jaguaribe River, Brazil. **Journal Coastal Research**, v. 30, p. 399-410, 2014

GONDWE, M. J. S.; GUILDFORD, S. J.; HECKY, R. E. Physical-chemical measurements in the water column along a transect through a tilapia cage fish farm in Lake Malawi, Africa. **Journal of Great Lakes Research**, v. 37, n. 1, p. 102-113, 2011

GORE, J. A. Responses of aquatic biota to hydrological change. In: PETTS, G; CALOW, P (Eds) **River biota, diversity and dynamics**. Blackwells: Oxford, 1996.

GRANADO, D. C.; HENRY, R. Phytoplankton community response to hydrological variation in oxbow lakes with different levels of connection to a tropical river. **Hydrobiologia**, v. 721, p. 223-238, 2014.

GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; ELESBON, A .A. A.; RIBEIRO, C. B. M.; MATOS, A. T.; SOARES, J. H. B. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. **Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 5, p. 558-563, 2012.

GUO, L.; LI, Z. Effects of nitrogen and phosphorus 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.

IPECE, Instituto de Pesquisa e Estatística Econômica do Ceará. **Ceará em números**. Disponível em:

http://www2.ipece.ce.gov.br/publicacoes/ceara_em_numeros/2011/infra/index.htm. Acesso em 14 de junho de 2011

ISO 10260. **Water quality measurement of biochemical parameters spectrophotometric determination of chlorophyll-a concentration**.

International Organization for Standardization, Geneva. 1992.

JEPPESEN, E.; BRUCET, S.; NASELLI-FLORES, L.; PAPASTERGIADOU, E.; STEFANIDIS, K.; NOGES, T.; ATTAYDE, J. L.; ZOHARY, T.; COPPENS, J.; BUCAK, T.; MENEZES, R. F.; FREITAS, F. R. S.; KERNAN, M.; SØNDERGAARD, M.; BEKLIOĞLU, M. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. **Hydrobiologia**, v. 750, p. 201-227, 2015.

JOSSETTE, G.; LEPORCQ, B.; SANCHEZ, N.; PHILIPPON, C. Biogeochemical mass-balances (C, N, P, Si) in three large reservoirs of the Seine Basin (France). **Biogeochemistry**, v. 47, p. 119-146, 1999.

KEMKA, N.; NJINÉ, T.; TOGOUET, S. H. Z.; MENBOHAN, S. F.; NOLA, M.; MONKIEDJE, A.; NIYITEGEKA, D.; COMPERE, P. Eutrophication of lakes in urbanized areas: The case of Yaounde Municipal Lake in Cameroon, Central África. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 11, p. 47-55, 2006.

KIM, H.; HWANG, S.; AN, K.; YOON, C. G. Effects of limiting nutrients and N:P ratios on the phytoplankton growth in a shallow hypertrophic reservoir. **Hydrobiologia**, v. 581, p. 255-667, 2007.

KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Ed.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: John Wiley & Sons, 1990. p.133-193.

KOROLEFF, F. Revised version of direct determination ammonia of natural waters as indophenol blue. Information on techniques and methods for sea water analysis. **ICES Interlab. Rep.**, v. 3, p. 19-22, 1970.

KOSKI-VAHALA, J.; HARTIKAINEN, H. Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment. **Journal Environmental Quality**, v. 30, p. 960-996, 2001.

KROL, M.S.; BRONSTERT, A. Regional integrated modelling of climate change impacts on natural resources and resource usage in semi-arid Northeast Brazil. **Environmental Modelling & Software**, v. 22, p. 259-268, 2007.

LACERDA, L. D.; MOLISANI, M. M.; SENA, D.; MAIA, L. P. Estimating the importance of natural and anthropogenic sources on N and P emission to estuaries along the Ceará state coast NE Brazil. **Environ. Monit. Assess.**, v. 141, p.149-164, 2008.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LEWIS, W. M. The thermal regime of Lake Lanao (Philippines) and its theoretical implications for tropical lakes. **Limnology and Oceanography**, v.18, p. 200 – 217, 1973.

LEWIS, W. M. Temperature, heat and mixing in Lake Valencia, Venezuela. **Limnology and Oceanography**, v. 28, p. 273 – 286, 1983.

LI, N.; ZHANG, X.; WU, W.; ZHAO, X. Occurrence, seasonal variation and risk assessment of antibiotics in the reservoirs in North China. **Chemosphere**, v. 111, p. 327-335, 2014.

LIMA, P. F. **Influência da estacionalidade hidrológica na classificação trófica, nas variáveis limnológicas e na dinâmica de fitoplâncton do reservatório Pentecoste, semiárido Cearense**. 2011. 135 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ecologia e Recursos Naturais, Departamento de Biologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

LINDIM, C.; PINHO, J. L.; VIEIRA, J. M. P. Analysis of spatial and temporal patterns in a large reservoir using water quality and hydrodynamic modeling. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 14, p. 2485-2494, 2011.

LING, T. Y.; LEE, T. Z. E.; NYANTI, L. Phosphorus in Batang Ai hydroelectric dam Reservoir, Sarawak, Malaysia. **World Applied Sciences Journal**, v. 28, p. 1348-1354, 2013.

LIRA, G. A. S. T.; ARAÚJO, E. L.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOURA, A. N. Phytoplankton abundance, dominance and coexistence in a eutrophic reservoir in the state Pernambuco, northeast Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 83, n. 4, 2011.

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

LORING, D. H.; RANTALA, R. T. T. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. **Earth-Science Reviews** v. 32, p. 235–283, 1992.

LUKAWSKA-MATUSZEWSKA, K. L.; VOGT, R. D.; XIE, R. Phosphorus pools and internal loading in a eutrophic lake with gradients in sediment geochemistry created by land use in the watershed. **Hydrobiologia**, v. 713, p. 183-197, 2013.

MAC DONAGH, M. E.; CASCO, M. A.; CLAPS, M. C. Plankton relationships under small water level fluctuations in a subtropical reservoir. **Aquatic Ecology**, v. 43, n. 2, p. 371-381, 2009.

MAIA-BARBOSA, P. M.; BARBOSA, L. G.; BRITO, S. L.; GARCIA, F.; BARROS, C. F. A.; SOUZA, M. B. G.; MELLO, N.; GUIMARÃES, A. S.; BARBOSA, F. A. R. Limnological changes in Dom Helvécio Lake (South-East Brasil): natural and anthropogenic causes. **Braz. Journal Biology**, v. 70, n. 3, p. 795-802, 2010.

MALVEIRA, V.T.C.; ARAÚJO, J.C.; GÜNTNER, A. Hydrological impact of a high-density reservoir network in semiarid Northeastern Brazil. **Journal of hydrologic engineering**, v. 17, p. 109-117, 2012.

MARENGO, J. A.; JONES, R.; ALVESA, M. L. M.; VALVERDEA, M. C. Future change of temperature and precipitation extremes in South America as derived from the PRECIS regional climate modeling system. **Inter. J. Climatol.**, v. 29, p. 2241-2255, 2009.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Editora Omega, 1983. 1100p.

MARINS, R. V.; PAULA FILHO, F. J.; ROCHA, C. A. S. Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do rio Jaguaribe – Costa Nordeste Oriental Brasileira. **Química Nova**, v. 30, p. 1208-1214, 2007.

MARINS, R. V. *apud* ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ed. Rio de Janeiro: Interciência. Capítulo 27, p. 644. 2011.

MEDEIROS, P. H. A.; ARAÚJO, J. C.; MAMEDE, G. L.; CREUTZFELDT, B.; GÜNTNER, A.; BRONSTERT, A. Connectivity of sediment transport in a semiarid environment: a synthesis for the Upper Jaguaribe Basin, Brazil. **J Soils Sediments**, v. 14, p. 1938-1948, 2014.

MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecol. e Desenvol. Rur. Sustent.** v. 3, n. 4, 2002.

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

MOLISANI, M. M.; BECKER, H.; BARROSO, H. S.; HIJO, C. A. G.; MONTE, T. M.; VASCONCELLOS, G. H.; LACERDA, L. D. The influence of Castanhão reservoir on nutrient and suspended matter transport during rainy season in the ephemeral Jaguaribe River (CE, Brazil). **Brazil. Journal. Biology**, v. 73, p. 115-123, 2013.

MOLISANI, M. M.; MONTE, T. M.; VASCONCELLOS, G. H.; BARROSO, H. S.; MOREIRA, M. O. P.; BECKER, H.; REZENDE, C. E.; FRANCO, M. A. L.; FARIAS, E. G. G.; CAMARGO, P. B. Relative effects of nutrient emission from intensive cage aquaculture on the semiarid reservoir water quality. **Environ. Monit. Assess.**, v. 187, p. 707, 2015.

MONCUNILL, D. F. **The rainfall trend over Ceará and its implications**. In: Proc. Inter. Conf. Southern Hemisphere Meteorology and Oceanography, 8, Foz do Iguaçu, 1:315-323, 2006.

MONTANHINI, R.; NOCKO, H. R.; OSTRENSKY, A. Environmental characterization and impacts of fish farming in the cascade reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. **Aquaculture Environment Interactions**, v. 6, p. 255-272, 2015.

MOURA, A. N.; DANTAS, E. W.; OLIVEIRA, H. S. B.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. Vertical and temporal dynamics of cyanobacteria in the Carpina potable water reservoir in northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 2, p. 451-459, 2011.

MOURA, R. S. T.; LOPES, Y. V. A.; HENRY-SILVA, G. G. Sedimentação de nutrientes e material particulado em reservatório sob influência de atividades de piscicultura no semiárido do Rio Grande do Norte. **Química Nova**, v. 37, n. 8, p. 1283-1288, 2014.

MOURA, R. S. T.; VALENTI, W. C.; HENRY-SILVA, G. G. Sustainability of Nile tilapia net-cage culture in a reservoir in a semi-arid region. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 574-582, 2016.

MPA, Ministério da Pesca e Aquicultura. **Plano de Desenvolvimento da Aquicultura Brasileira – 2015/2020**. Brasília, 2015.

MULLER, R.; WIDEMANN, O. Die Bestimmung des Nitrat-Ion in Wasser. **Von Wasser**, v. 22, p. 247-271, 1955.

MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Anal. Chim. Acta**, v. 27, p. 31-36, 1962.

NASELLI-FLORES, L. Phytoplankton assemblages in twenty-one Sicilian reservoirs: relationship between species composition and environmental factors. **Hydrobiology**, v. 424, p.1-11, 2000.

NASELLI-FLORES, L. Man-made lakes in Mediterranean semi-arid climate: the strange case of Dr. Deep Lake and Mr. Shallow Lake. **Hydrobiologia**, v. 506-509, p. 13-21, 2003.

NI, Z.; WANG, S. Historical accumulation and environmental risk of nitrogen and phosphorus in sediments of Erhai Lake, Southwest China. **Ecological Engineering**, v.79, p. 42-53, 2015.

NIKOLAI, S. J.; DZIALOWSKI, A. R. Effects of internal phosphorus loading on nutrient limitation in a eutrophic reservoir. **Limnologia**, v. 49, p. 33-41, 2014.

NOGUEIRA, N. M. C.; RAMIREZ, R. J. J. Variação mensal da condição trófica do Lago das Garças (São Paulo, SP. Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 10, p. 21-34, 1998.

NOGUEIRA, M. G.; JORCIN, A.; VIANNA, N. C.; BRITTO, Y. C. T. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos) – Um estudo de caso no Rio Paranapanema (SP/PR). In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Eds), **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. Rima, São Carlos. p. 83 – 125, 2007.

NOVAES, R. L. M.; FELIX, S. Save Caatinga from drought disaster. **Nature**, v. 498, n. 7453, p. 170, 2013.

NYANTI, L.; HILL, K. M.; NORHADI, I.; LING, T. Y. Impacts of aquaculture at different depths and distances from cage culture sites in Batang Ai hydroelectric dam reservoir, Sarawak, Malaysia. **World Applied Sciences Journal**, v. 19, p. 451-456, 2012.

OLIVEIRA, K. F. **Fator de emissão e balanço de Hg para a prática da piscicultura intensiva em tanque rede no nordeste brasileiro**. 2015. 93 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ecologia e Recursos Naturais, Departamento de Biologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

OLIVEIRA, K. F.; LACERDA, L. D.; PERES, T. F.; BEZERRA, M. F.; DIAS, F. J. S. Emission factor and balance of mercury in fish farms in an artificial reservoir in NE-Brazil. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, v. 22, p. 18278-18287, 2015.

OYAMA, M. D.; NOBRE, C. A. A new climate–vegetation equilibrium state for tropical South America. **Geophys. Res. Lett.**, v. 30, p. 2199-2203, 2003.

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

PAULA FILHO, F.J.; MARINS, R. V.; LACERDA, L. D Natural and anthropogenic emissions of N and P to the Parnaíba River Delta in NE Brazil. **Estuar. Coast. Shelf Sci.**, v. 166, p. 34-44, 2015.

PBMC. **Base científica das mudanças climáticas**. Contribuição do Grupo de Trabalho 1 ao Primeiro de Avaliação Nacional do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. Sumário Executivo do GT2. Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas, Rio de Janeiro, Brasil. 2013.

PEREIRA, J. S.; MERCANTE, C. T. J.; LOMBARDI, J. V.; VAZ-DOS-SANTOS, A. M.; CARMO, C. F.; OSTI, J. A. S. Eutrophization process in a system used for rearing the Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*), São Paulo State, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, p. 387 – 396, 2012.

PETRUCIO, M. M.; BARBOSA, F. A. R.; FURTADO, A. L. S. Bacterioplankton and phytoplankton production in seven lakes in the Middle Rio Doce basin, southeast Brazil. **Limnologica**, v. 36, n. 3, p. 192-203, 2006.

REDEL, Y. D.; RUBIO, R.; ROUANET, J. L.; BORIE, F. Phosphorus bioavailability affected by tillage and crop rotation on a Chilean volcanic derived Ultisol. **Geoderma**, v. 139, p. 388–396, 2007.

REDFIELD, A. C. The biological control of chemical factors in the environment. **American Scientist**, v. 46, p. 205-222, 1958.

RIBEIRO, L. H. L.; BRANDIMARTE, A. L.; KISHI, R. T. Formation of the Salto Caxias Reservoir (PR) – na approach of the eutrophication process. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 2, p. 155-165, 2005.

RIBEIRO FILHO, R. A.; PETRERE JUNIOR, M.; BENASSI, S. F.; PEREIRA, J. M. A. Itaipu Reservoir limnology: eutrophication degree and the horizontal distribution of its limnological variables. **Braz. Journal Biology**, v. 71, n. 4, p. 889-902, 2011.

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

SALAS, H. J.; MARTINO, P. **Metodologías simplificadas para La evaluación de eutroficación em lagos cálidos tropicales**. Organización Panamericana

de La Salud (OPS) – División de Salud y Ambiente. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciências Del Ambiente (CEPIS), 2001.

SANTOS, R.V. **Variabilidade espacial e temporal das características limnológicas dos Reservatórios Santa Cruz e Umari, semiárido do Rio Grande do Norte, Brasil**. Mossoró, 2014. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) – Universidade Federal Rural do Semiárido, Mossoró – RN, 2014.

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

SCHINDLER, D. W. Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters. **Limnology and Oceanography**, v. 23, p. 478-486, 1978.

SEN, S.; HAGGARD, B. E.; CHAUBEY, I.; BRYE, K. R.; COSTELLO, T. A.; MATLOCK, M. D. Sediment phosphorus release at Beaver Reservoir, northwest Arkansas, USA, 2002-2003: A preliminar investigation. **Water Air Soil Pollut**, v. 179, p. 67-77, 2007.

SHERWOOD, S.; FU, Q. A drier future? **Science**, v. 343, n. 6172, p. 737-739, 2014.

SILVA, L. P.; SANTOS, J. A.; COSTA, B. G. B.; BEZERRA, M. B.; SILVA, A. T. F.; MARINS, R. V. **Caracterização da comunidade fitoplanctônica no açude padre Cícero (Castanhão), CE**. In: XIV Congresso Brasileiro de Limnologia. Associação Brasileira de Limnologia, Bonito, Mato Grosso do Sul, p.123, 2013.

SILVA, L. P. **Comunidade Fitoplanctônica do Reservatório Padre Cícero (Castanhão), Ceará**. 2015. 120 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Marinhas Tropicais, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

SMITH, V. H. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. **Science**, v. 221, p. 669-671, 1983.

SMITH, V. H.; JOYE, S. B.; HOWARTH, R. W. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. **Limnology and Oceanography**, v. 51, p. 351-355, 2006

SMITH, L.; WATZIN, M. C.; DRUSCHEL, G. Relating sediment phosphorus mobility to seasonal and diel redox fluctuations at the sediment-water interface in a eutrophic freshwater lake. **Limnol. Oceanogr**, v. 56, p. 2251-2264, 2011.

SØNDERGAARD, M. Seasonal variations in the loosely sorbed phosphorus fraction of the sediment of a shallow and hypereutrophic lake. **Environmental Geol Water Sci.**, v. 11, p. 115-121, 1988.

SØNDERGAARD, M.; JENSEN, J. P.; JEPPESEN, E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 506-509, p. 135-145, 2003.

SOUZA FILHO, F. A.; MARTINS, E. S. P. R.; PORTO, M. O processo de mistura em reservatórios do semi-árido e sua implicação na qualidade da água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 4, p. 109-119, 2006.

SUSSEL, F.R. Burocracia atrasa a produção de tilápias. **Anualpec**. v. 20, p. 294, 2013.

TANG, X.; WU, M.; DAI, X.; CHAI, P. Phosphorus storage dynamics and adsorption characteristics for sediment from a drinking water source reservoir and its relation with sediment compositions. **Ecological Engineering**, v. 64, p. 276-284, 2014.

TELES, S. O.; CARVALHO, J. L. L.; ARAÚJO, I. C. S.; MARINS, R. V. **Determinação de ferro e seu fracionamento geoquímico em águas naturais e marinhas do semiárido**. In: XXXIV Encontro de Iniciação Científica da Universidade Federal do Ceará, 2015.

TEODORU, C.; WEHRLI, B. Retention of sediment and nutrients in the Iron Gate reservoir on the Danube River. **Biogeochemistry**, v. 76, p. 539-565, 2005.

THORNTON, K.; KIMMEL, B.L.; PAYNE, F.E. **Reservoir limnology ecological perspective**. New York: United States John Wiley, 1990.

TLUSTY, M. F.; SNOOK, K.; PEPPER, V.A.; ANDERSON, M. R. The potential for soluble and transport loss of particulate aquaculture wastes. **Aquaculture Research**, v. 31, p. 745-755, 2000.

TOLEDO JÚNIOR, A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação e processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais**. In: Anais do 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. p. 1-34, 1983.

TOUHAMI, I.; CHIRINO, E.; ANDREU, J.M.; SÁNCHEZ, J.R.; MOUTAHIR, H.; BELLOT, J. Assessment of climate change impacts on soil water balance and aquifer recharge in a semiarid region in south east Spain. **Journal of Hydrology**, v. 527, p. 619-629, 2015.

TRAIN, S.; JATI, S.; RODRIGUES, L. C.; PIVATO, B. M. Distribuição espacial e temporal do fitoplâncton em três reservatórios da bacia do rio Paraná. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Eds.) **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. RIMA, São Carlos. 2005, p.73-85.

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

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. 2ed. São Carlos: Rima, IIE, 2005. 248p.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.

UMAÑA, G. Ten years of limnological monitoring of a modified natural lake in the tropics: Cote Lake, Costa Rica. **Rev. Biol. Trop.** v. 62, p. 567-578, 2014.

UNESCO. Cianobacterias Planctónicas del Uruguay. **Manual para la identificación y medidas de gestión**. Sylvia Bonilla (Editora). Documento Técnico PHI-LAC, n. 16, 2009.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry**, v. 10, p. 109-122, 1981.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 1, p. 55-64, 2010.

VICENTE, I. S. T.; ELIAS, F.; FONSECA-ALVES, C. E. Perspectivas da produção de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) no Brasil. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 37, n. 4, p. 392-398, 2014.

VILAR, M. S. A. **Condições ambientais e da qualidade da água no processo de eutrofização de açudes em cascata no semi-árido paraibano**. 2009. 104 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Centro de Ciências, Universidade Federal da Paraíba/ Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2009.

VOLLENWEIDER, R. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing Waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication**. Technical Report DAS/DSI/6827. Paris. 1968. 274p.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 11, p. 105-119, 1995.

WETZEL, R.G. **Limnology Lake and River Ecosystems**. Oxford, UK: Elsevier, 2001.

WORLD COMMISSION ON DAMS. **Dams and Development: A new framework for decision-making**. Earthscan Publications Ltd, London and Sterling, VA, 2000.

WU, Y.; WANG, X.; ZHOU, J.; BING, H.; SUN, H.; WANG, J. The fate of phosphorus in sediments after the full operation of the Three Gorges Reservoir, China. **Environmental Pollution**, v. 214, p. 282-289, 2016.

YU, S.; HEA, Z. L.; STOFFELLAA, P. J.; CALVERTA, D. V.; YANGA, X. E.; BANKSA, D. J.; BALIGARB, V. C. Surface runoff phosphorus (P) loss in relation to phosphatase activity and soil P fractions in Florida sandy soils under citrus production. **Soil Biology Biochemistry**, v. 38, p. 619–628, 2006.