



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO - UNIRIO

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE - CCBS

INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS - IBIO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

(BIODIVERSIDADE NEOTROPICAL)

Lorena Pinheiro Silva

*A influência das condições de estabilidade da coluna d'água
na estrutura das comunidades planctônicas (fito e
zooplâncton) do reservatório de Ribeirão das Lajes, RJ.*

Rio de Janeiro, RJ

2016

*A influência das condições de estabilidade da coluna d'água
na estrutura das comunidades planctônicas (fito e
zooplâncton) do reservatório de Ribeirão das Lajes, RJ.*

Lorena Pinheiro Silva

**Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação
em Ciências Biológicas
(Biodiversidade Neotropical)
do Centro de Ciências
Biológicas e da Saúde da
Universidade Federal do
Estado do Rio de Janeiro como
requisito parcial para obtenção
de Título de Mestre em
Ciências Biológicas.**

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Christina Wyss Castelo Branco

Coorientadora: Prof^a. Dr^a Betina Kozlowsky Suzuki

Rio de Janeiro, RJ.

19/02/2016

Ficha Catalográfica

Silva, Lorena Pinheiro.

S586 A influência das condições de estabilidade da coluna d'água na estrutura das comunidades planctônicas (fito e zooplâncton) do reservatório de Ribeirão das Lajes, RJ / Lorena Pinheiro da Silva, 2016.

xviii, 92 f. : il. ; 30 cm

Orientadora: Christina Wyss Castelo Branco.

Coorientadora: Betina Kozlowsky Suzuki.

Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Neotropical)

Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

1. Ribeirão das Lajes, Barragem (RJ) - Clima. 2. Plâncton de água doce. 3. Zooplâncton. 4. Fitoplâncton. I. Branco, Christina Wyss Castelo. II. Suzuki, Betina Kozlowsky. III. Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro. Centro de Ciências Biológicas e de Saúde. Curso de Mestrado em Biodiversidade Neotropical. IV. Título.

CDD – 577.6

*A influência das condições de estabilidade da coluna d'água
na estrutura das comunidades planctônicas (fito e
zooplâncton) do reservatório de Ribeirão das Lajes, RJ.*

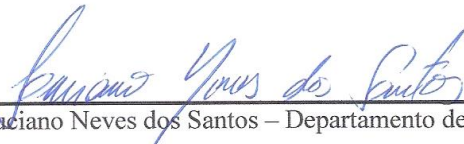
Lorena Pinheiro Silva

Aprovada em 19/02/16.

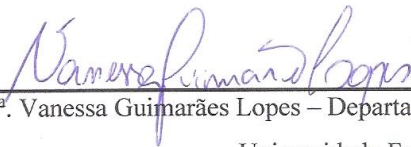
Banca Examinadora:



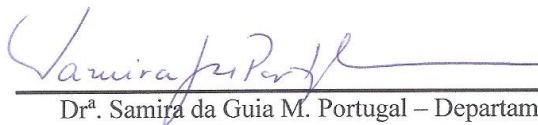
Dr^a. Christina Wyss Castelo Branco (Orientadora) – Departamento de Zoologia – UNIRIO
– Núcleo de Estudos Limnológicos



Dr. Luciano Neves dos Santos – Departamento de Ecologia e Recursos Marinhos –
UNIRIO – Laboratório de Ictiologia Teórica e Aplicada



Dr^a. Vanessa Guimarães Lopes – Departamento de Ecologia e Evolução – UFG –
Universidade Federal de Goiás



Dr^a. Samira da Guia M. Portugal – Departamento de Ciências Naturais – UNIRIO –
Laboratório de Química Ambiental (Suplente)

Dedico este trabalho ao meu pai.

Um grande homem,

O meu herói.

AGRADECIMENTOS

Agradeço acima de tudo a minha mãe pelo amor, carinho, companheirismo, dedicação e apoio em todas as etapas da minha vida. Essa mulher sempre foi um exemplo e referência para tudo na minha vida, nunca me deixou faltar nada e se não fosse por ela, eu não estaria dando continuidade a um sonho. Obrigada mãe, por dar asas aos meus sonhos!

A minha família, que é a base da minha vida. Obrigada pelo apoio incondicional e confiança que vocês sempre depositaram em mim. Vocês são a minha razão e motivação. Em especial agradeço ao meu irmão Leandro, as minhas avós Beinda e Lúcia, aos meus tios Marta e Walder e a meus primos Pedro e Guilherme.

Ao meu companheiro e melhor amigo, Henrique. Agradeço pelo apoio, companheirismo, carinho, paciência, amor e compreensão. Juntos crescendo e aprendemos cada vez mais. Obrigada por me fazer querer sempre o melhor de mim e tornar esse momento algo mais leve e descontraído. Obrigada por acreditar em mim e estar sempre ao meu lado, te amo.

À minha orientadora, Prof^a. Dr^a. Christina Wyss Castelo Branco pela oportunidade, orientação, paciência e compreensão que teve comigo durante meu trajeto na vida acadêmica. Uma pessoa que admiro pelo seu profissionalismo, imenso coração e carinho com todos os seus alunos. Obrigada por me ajudar a concluir mais essa etapa da minha vida acadêmica!

Aos antigos e atuais integrantes do NEL: Adriana, Daniel, Rafael, Gabriela, Betina, Ewerton, Paula, Glenda, Aninha, Leonardo e Priscila por me ajudarem tanto nas coletas, quanto no laboratório, e, por me proporcionarem momentos de descontração, alegria e muitas risadas. Agradeço em especial aos meus companheiros de mestrado, Adriana e Daniel, por compartilharam comigo muitos momentos que me ajudaram a crescer profissionalmente, obrigada pelos conselhos e ajuda em todas as etapas do mestrado.

Ao meu amigo, professor e mestre Izidro agradeço por todo apoio, atenção e carinho não só nessa etapa da minha vida, mas ao longo dela. Uma pessoa que sabe que ser professor requer a sensibilidade além da sabedoria, sensibilidade para aproximar o aluno não apenas do saber, mas do querer saber. Obrigada por ter despertado em mim o interesse pelo conhecimento, me fazendo construtora do meu próprio futuro.

Ao Colégio Pedro II e a todos os amigos da que fiz lá, em especial Jéssica, Marília, Luma, Thais, Lígia, Luis Monsores, Vinícius, Conrado, Lucas, Pedro, Alanna, Rafael, Roberta (brotão), Taíse, Dudinha, Leo e Carol, vocês sempre estiveram ao meu lado,

passaram por todas as fases, dificuldades e alegrias, obrigada por tudo. Gostaria de agradecer em especial a ajuda da Carol na parte estatística da dissertação. Obrigada pela paciência amiga, ensinar é seu dom! Aos amigos que a vida me deu e que enchem meu coração de alegria: Thainá, Márcia, Fernanda, Rapha, André Ebert, Bruno, Fabian, Sara e Santos obrigada por todos os momentos inesquecíveis e por estarem sempre ao meu lado.

Aos meus amigos da UNIRIO, agradeço à vida por esse grande encontro! Momentos inesquecíveis, histórias incríveis e viagens alucinantes são descrições que vem a minha cabeça quando penso em vocês! Em especial gostaria de agradecer a algumas pessoas que levo comigo pra sempre, obrigada pelo apoio incondicional, meus amigos: Vanessa, Vanessinha, Emilie, Mariela, Aline, Gustavo Inácio, Dani, Laura, Jéssica Beck, Bebel, Gabi Oda, Marie, Paula Maluca, Bruno, David, Dan, Felipe (phelps), Rodolfo (créu), Diego, Gui e Helinho.

Por fim agradeço à UNIRIO e seus funcionários por tudo o que me proporcionaram durante esses 8 anos em que estive na instituição.

RESUMO

As inter-relações entre as variações temporais apresentadas pela estrutura das comunidades planctônicas (fito e zooplâncton) na superfície e as condições de estabilidade da coluna d'água foram estudadas na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes ($22^{\circ}42'' - 22^{\circ}50''S$ e $43^{\circ}53'' - 44^{\circ}05''W$), Piraí, RJ entre os anos de 2011 a 2014. O estudo foi conduzido durante 30 meses, através de uma amostragem mensal, abrangendo o período de seca e chuva ao longo desse tempo. O reservatório de Ribeirão das Lajes apresenta um padrão de estratificação monomítico quente bem definido, caracterizado em estudos anteriores como um ambiente de elevada transparência e com baixo grau de trofia em função de suas baixas concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e pigmentos fotossintetizantes, sendo por isso classificado como um sistema oligomesotrófico. Devido a estreita e sensível relação entre essas comunidades e o meio circundante, no presente estudo, as variações das condições limnológicas da coluna d'água (temperatura, condutividade elétrica, concentração de oxigênio dissolvido) foram estudadas à fim de se caracterizar as condições físicas e químicas do meio na superfície da área da barragem nos diferentes cenários de estabilidade térmica da coluna d'água. Além disso, a influência das condições climáticas da região sob o padrão de estratificação do reservatório também foi verificada. As relações de associação entre as variáveis físicas, químicas e biológicas d'água na área da barragem foram verificadas através da aplicação de testes de correlação de Spearman. As relações entre as variáveis climáticas e limnológicas para caracterização dos diferentes cenários de estabilidade apresentados pela coluna d'água, foram verificadas através da análise das componentes principais (ACP). Para estimar a importância relativa das componentes ambientais para formação da estrutura das comunidades planctônicas (fito e zooplâncton) da área da barragem, foi utilizada uma análise de redundância (RDA). Todas as análises multivariadas foram realizadas utilizando o software R (função 'princomp' e 'rda' do Pacote Vegan, respectivamente). Os resultados obtidos sugerem que as condições climáticas da região e a variação do nível da água no reservatório de Ribeirão das Lajes são os principais fatores responsáveis pelo padrão de estratificação e mistura da coluna d'água da área da barragem do reservatório. Além disso, a estrutura das comunidades planctônicas é influenciada pelas condições da coluna d'água, apresentando maiores biomassas durante o período de estratificação. A comunidade fitoplanctônica apresentou variações na sua estrutura nas diferentes condições de estabilidade, sendo

caracterizada pelo predomínio expressivo do grupo Cyanophyta durante todo o período de estudo, podendo ser observado um aumento da riqueza de espécies e maior equitabilidade da densidade total no período de mistura. A comunidade zooplanctônica também apresentou variações em sua estrutura, mostrando maior abundância de rotíferos durante o período de estratificação da coluna d'água e maior abundância de copépodos durante o período de mistura vertical. Não foi observado relação de dependência entre a biomassa do zooplâncton e a biomassa do fitoplâncton, como era esperado, já que o fitoplâncton é considerado a principal fonte de alimento para esse grupo. Foi possível destacar outros fatores controladores da biomassa do zooplâncton na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes como a dominância de espécies do grupo Cyanophyta e as condições de estratificação como maior temperatura, maior turbulência e menor zona eufótica.

Palavras-chave: 1. Estratificação térmica; 2. Mistura vertical; 3. Estabilidade térmica; 4. Comunidades planctônicas; 5. Reservatórios tropicais profundos.

ABSTRACT

The interrelationships between the temporal variations presented by surficial phyto and zooplankton communities and the stability conditions of the water column were studied in the Ribeirao das Lajes reservoir (22^o42” – 22^o50”S e 43^o53” – 44^o05”W) dam area in between the years of 2011 and 2014. The study was conducted during 30 months via monthly samples, including during dry and wet periods. The Ribeirao das Lajes reservoir presents a well-defined warm monomictic stratification pattern, characterized in previous studies as an environment of high transparency and low trophic levels due to low concentrations of nutrients (nitrogen and phosphorous) and photosynthetic pigments; therefore, being classified as oligo-mesotrophic system. Due to the narrow and sensitive relationships in between these communities and the surrounding environment, the variations of the water column limnological conditions (temperature, electric conductivity and dissolved oxygen concentration) were studied in order to characterize the physical and chemical conditions of the dam area surface in different conditions of thermic stability of the water column. Moreover, the influence of the region’s climatic conditions on the stratification pattern of the reservoir was verified. The relationships of association in between physical, chemical and biological variables of the water in the dam area were verified through Spearman correlation tests. The relationships between climatic and limnologic water column stability conditions were verified through principal component analysis (PCA). In order to estimate the relative importance of environmental components in the formation of phyto and zooplankton community structure in the dam area, the study utilized redundancy analysis (RDA). All multi-variable analyses were completed utilizing R software (‘princomp’ and ‘rda’ functions of the Package ‘Vegan’ respectively). The results suggest that the region’s climatic conditions and the fluctuation of water levels in the Ribeirao das Lajes reservoir are the main factors influencing the stratification patterns and mixing of the dam area water column. Furthermore, the structure of plankton communities is influenced by the water column conditions, presenting larger biomass during the stratification period. The phytoplankton community presented variations in its’ structure during varying stability conditions, being characterized by the expressive predominance of Cyanophyta during the study period. Therefore, it was observed an increase in species richness and higher density equitability during the mixing period. The zooplankton community also presented variations in its structure. It showed higher rotifer

abundance during the period of water column stratification and higher abundance of copepods during the vertical mixing period. As expected, no relationship of dependency between the zooplankton and phytoplankton biomasses was observed, since phytoplankton is considered the main food source for this group. It was possible to pinpoint other controlling factors of zooplankton biomass in the Ribeirao das Lajes reservoir dam area, such as the dominance of Cyanophyta and stratification conditions (higher temperatures, higher turbulence and smaller euphotic zone).

Keywords: 1. Thermal stratification; 2. Vertical mixing; 3. Thermal stability; 4. Planktonic communities; 5. Deep tropical reservoirs.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	1
1.1	RESERVATÓRIOS TROPICAIS	1
1.2	A ESTABILIDADE DOS CORPOS D'ÁGUA	2
1.3	PADRÃO DE ESTRATIFICAÇÃO TÉRMICA EM RESERVATÓRIOS TROPICAIS PROFUNDOS	4
1.4	COMUNIDADES PLANCTÔNICAS	6
2.	OBJETIVO GERAL	8
3.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	8
4.	ÁREA DE ESTUDO	9
5.	MATERIAL E MÉTODOS	10
5.2	COLETA DE MATERIAL	11
5.3	CONTAGEM E IDENTIFICAÇÃO DO FITOPLÂNCTON	12
5.3.1	DETERMINAÇÃO DA BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA	12
5.3.2	ANÁLISES QUALITATIVAS DO FITOPLÂNCTON	13
5.4	CONTAGEM E IDENTIFICAÇÃO DO ZOOPLÂNCTON	14
5.4.1	DETERMINAÇÃO DA BIOMASSA ZOOPLANCTÔNICA	14
5.4.2	ANÁLISES QUALITATIVAS DO ZOOPLÂNCTON	15
5.5	ANÁLISES LABORATORIAIS	16
5.5.1	ANÁLISES CROMATOGRÁFICAS	16
5.5.2	ANÁLISE DE CLOROFILA-A	16
5.5.3	DELIMITAÇÃO DA ZONA EUFÓTICA	17
5.6	CARACTERIZAÇÃO DA ESTABILIDADE DO PERFIL VERTICAL	17
5.7	DELIMITAÇÃO DO EPILÍMNIO, METALÍMNIO E HIPOLÍMNIO	18
5.8	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	19
5.8.1	ESTATÍSTICA DESCRITIVA	19
5.8.2	ANÁLISES MULTIVARIADAS	20
6.	RESULTADOS	22
6.1	ASPECTOS CLIMÁTICOS	22
6.2	ASPECTOS LIMNOLÓGICOS	24
6.2.1	VARIAÇÃO DO NÍVEL DA ÁGUA	24
6.2.2	TRANSPARÊNCIA DA ÁGUA, ZONA EUFÓTICA E TURBIDEZ	26

6.2.4	POTENCIAL HIDROGENIÔNICO - pH	31
6.2.5	CONDUTIVIDADE ELÉTRICA	31
6.2.6	OXIGÊNIO DISSOLVIDO	33
6.2.7	CLOROFILA- <i>a</i>	35
6.2.8	NUTRIENTES	36
6.2.8	TEMPERATURA DA ÁGUA	37
6.3	ESTABILIDADE DA COLUNA D'ÁGUA	39
6.4	COMUNIDADES PLANCTÔNICAS	43
6.4.1	COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA	44
6.4.2	COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA	51
6.5	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	59
6.5.1	MATRIZ DE CORRELAÇÃO	59
6.5.2	ANÁLISE DAS COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP)	60
6.5.3	ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA (RDA)	62
7.	DISCUSSÃO	65
7.1	A INFLUÊNCIA DO CLIMA E DO NÍVEL DA ÁGUA NO PADRÃO DE ESTRATIFICAÇÃO E MISTURA DO LAGO E A ESTABILIDADE TÉRMICA DA COLUNA D'ÁGUA NA ÁREA DA BARRAGEM	65
7.2	AS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS E O PADRÃO DE ESTRATIFICAÇÃO E MISTURA	69
7.3	VARIAÇÃO TEMPORAL DAS COMUNIDADES PLANCTÔNICAS E AS CONDIÇÕES DE ESTABILIDADE DA COLUNA D'ÁGUA	75
7.3.1	COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA	75
7.3.2	COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA	77
8.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	80
9.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	82

LISTA DE FIGURAS

Figura	Página
1. Mapa do reservatório de Ribeirão das Lajes, evidenciando a área de estudo - Barragem (ponto vermelho). -----	10
2. Variação mensal da precipitação (mm) total (linha) e média (barra) na região de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. -----	23
3. Variação mensal da temperatura média do ar (°C) na região de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. A linha em pontilhado indica a temperatura média ao ar para todo período de estudo. -----	23
4. Variação mensal do nível da água - COTA (metros) no reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. A linha em pontilhado indica a cota média para todo período de estudo. -----	25
5. Variação mensal da profundidade do disco de Secchi (metros) na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. -----	27
6. Variação mensal da profundidade do disco de Secchi (barra; metros) e da turbidez (linha; NTU) na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. -----	27
7. Variação mensal da taxa de fluência de fluxo de fótons fotossintéticos (PPFFR) na sub-superfície na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. A linha em pontilhado indica a PPFFR média para todo período de estudo. -----	29
8. A- Variação mensal da radiação solar subaquática em percentual ao longo do perfil vertical da área da barragem para o ano de 2011, evidenciando a profundidade de alcance de 1% da radiação solar subaquática. -----	30
B- Variação mensal da radiação solar subaquática em percentual ao longo do perfil vertical da área da barragem para o ano de 2012, evidenciando a profundidade de alcance de 1% da radiação solar subaquática. -----	30
C- Variação mensal da radiação solar subaquática em percentual ao longo do perfil vertical da área da barragem para o ano de 2013, evidenciando a profundidade de alcance de 1% da radiação solar subaquática. -----	31

D- Variação mensal da radiação solar subaquática em percentual ao longo do perfil vertical da área da barragem para o ano de 2014, evidenciando a profundidade de alcance de 1% da radiação solar subaquática. -----	31
9. Isolinhas dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) no perfil vertical da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. -----	33
10. Isolinhas dos valores de concentração de oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) no perfil vertical da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. -----	36
11. Isolinhas dos valores de temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) no perfil vertical da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. -----	39
12. Variação mensal da estabilidade de Schmidt - S ($\text{J}\cdot\text{m}^{-2}$) na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. -----	42
13. Variação mensal da estabilidade térmica relativa da coluna d'água (0 a 30 metros) - RWCS (adimensional) na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. -----	43
14. Variação mensal da resistência térmica relativa – RTR (adimensional) de cada camada de água até os 30 metros de profundidade, em intervalos de 5 metros na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. -----	43
15. Variação mensal da profundidade da zona de mistura – Z_{mix} (metros) na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. A linha em pontilhado indica a profundidade média da Z_{mix} para todo período de estudo. -----	44
16. Variação mensal da riqueza taxonômica da comunidade fitoplanctônica na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. -----	46
17. Variação mensal da diversidade de Shannon ($\text{bits}\cdot\text{ind}^{-1}$) e da equitabilidade de Pielou (%) da comunidade fitoplanctônica na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. -----	46

- 18. A-** Variação mensal da densidade total (ind.mL^{-1}) do fitoplâncton na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. ----- **48**
- B-** Valores médios e respectivos desvios padrão da densidade total (ind.mL^{-1}) de cada grupo fitoplanctônico na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, nos períodos de seca e chuva de outubro de 2011 a março de 2014. ----- **49**
- C-** Participação percentual (%) de cada grupo para abundância total do fitoplâncton na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. ----- **49**
- 19. A-** Variação mensal da biomassa total ($\mu\text{gC.L}^{-1}$) do fitoplâncton na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. ----- **51**
- B-** Valores médios e respectivos desvios padrão da biomassa total ($\mu\text{gC.L}^{-1}$) de cada grupo fitoplanctônico na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, nos períodos de seca e chuva de outubro de 2011 a março de 2014. ----- **51**
- C-** Participação percentual (%) de cada grupo para biomassa total do fitoplâncton na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. ----- **52**
- 20.** Variação mensal da riqueza taxonômica dos grupos zooplanctônicos na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. ----- **54**
- 21.** Variação mensal da diversidade de Shannon (bits.ind^{-1}) e da equitabilidade de Pielou (%) da comunidade zooplanctônica na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. ----- **55**
- 22. A-** Variação mensal da densidade total (ind.m^{-3}) do zooplâncton na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. ----- **56**
- B-** Valores médios e respectivos desvios padrão da densidade total (ind.m^{-3}) de cada grupo zooplanctônico na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão

das Lajes, Piraí, RJ, nos períodos de seca e chuva de outubro de 2011 a março de 2014. -----	56
23. Participação percentual (%) de cada grupo para abundância total do zooplâncton na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. -----	57
24. A- Variação mensal da biomassa total ($\mu\text{gC.L}^{-1}$) do zooplâncton na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. -----	58
B- Valores médios e respectivos desvios padrão da biomassa total ($\mu\text{gC.L}^{-1}$) de cada grupo zooplanctônico na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, nos períodos de seca e chuva de outubro de 2011 a março de 2014. -----	59
25. Resultado da análise das componentes principais (ACP) entre os parâmetros físicos (superfície), químicos (superfície) e climáticos na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, nos períodos de seca e chuva de outubro de 2011 a março de 2014. -----	61
26. Screeplot das componentes principais, mostrando a importância de cada componente para explicação da variabilidade dos dados físicos, químicos e climáticos da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, nos períodos de seca e chuva de outubro de 2011 a março de 2014. -----	62
27. Resultado da análise de redundância (RDA) entre os parâmetros limnológicos (variáveis físicas e químicas da superfície da água) e biológicos (estrutura das comunidades planctônicas da zona eufótica) na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, nos períodos de seca e chuva de outubro de 2011 a março de 2014. -----	63
28. Screeplot das componentes principais, mostrando a importância de cada componente para explicação da variabilidade dos dados limnológicos e biológicos da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, nos períodos de seca e chuva de outubro de 2011 a março de 2014. -----	64

LISTA DE TABELAS

Tabela	Página
1. Valores médios com respectivos desvios padrão (DP) e valores mínimo (Min) e máximo (Max) das variáveis climáticas do reservatório de Ribeirão das Lajes para o período de outubro de 2011 a março de 2014 e para os períodos de seca e chuva. ----	24
2. Valores médios com respectivos desvios padrão (DP) e valores mínimo (Min) e máximo (Max) das variáveis limnológicas na superfície da água na área barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes para o período de outubro de 2011 a março de 2014 e para os períodos de seca e chuva. -----	26
3. Valores médios com respectivos desvios padrão (DP) e valores mínimo (Min) e máximo (Max) das variáveis limnológicas coletadas ao longo do perfil vertical na área barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes para o período de outubro de 2011 a março de 2014. -----	33
4. Valores médios com respectivos desvios padrão (DP) das variáveis limnológicas coletadas ao longo do perfil vertical na área barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes para os períodos de seca e chuva. -----	34
5. Valores médios com respectivos desvios padrão (DP) e valores mínimo (Min) e máximo (Max) das variáveis químicas (clorofila- <i>a</i> , ânions e cátions) da superfície da água na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes para o período de outubro de 2011 a março de 2014 e para os períodos de seca e chuva. -----	37
6. Valores da diferença entre a temperatura da água (°C) de sub-superfície e fundo na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes para o período de outubro de 2011 a março de 2014. -----	40
7. Valores médios com respectivos desvios padrão (DP) e valores mínimo (Min) e máximo (Max) da densidade (ind.mL^{-1}), biomassa em carbono ($\mu\text{gC.L}^{-1}$), riqueza (número de espécies), diversidade (bits.ind^{-1}) e equitabilidade (%) do fitoplâncton na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes para o período de outubro de 2011 a março de 2014. -----	47

8. Valores médios com respectivos desvios padrão (DP) e valores mínimo (Min) e máximo (Max) da densidade (ind.m^{-3}), biomassa em carbono ($\mu\text{gC.L}^{-1}$), riqueza (número de espécies), diversidade (bits.ind^{-1}) e equitabilidade (%) do zooplâncton na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes para o período de outubro de 2011 a março de 2014. ----- **53**

1. INTRODUÇÃO

1.1 RESERVATÓRIOS TROPICAIS

A água é o recurso natural mais abundante na Terra e recobre cerca de 2/3 da superfície do planeta sob a forma de oceanos, calotas polares, rios, lagos e aquíferos subterrâneos (DODDS, 2002; ANEEL, 2008). Porém, a participação desse recurso na matriz energética mundial ainda é pouco expressiva (AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA - ANEEL, 2008). Nos últimos 30 anos, de acordo com levantamentos da IEA (Agência Internacional de Energia), a oferta de energia hidrelétrica aumentou em apenas dois locais do mundo: Ásia, principalmente devido a contribuição da China, e na América Latina, principalmente por causa da participação do Brasil, país onde atualmente a hidroeletricidade responde pela maior parte da produção da energia elétrica (AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA - ANEEL, 2008).

Essa energia hidrelétrica é gerada pelo aproveitamento do fluxo das águas em uma usina envolvendo tanto sua construção quanto o represamento de um sistema lótico, causando a inundação de uma grande porção de terra e de sua vegetação associada, levando a formação de um reservatório de água (ANEEL, 2008; OMETTO *et al.*, 2011). Com a formação desses grandes lagos artificiais, diferentes alterações são causadas no ambiente aquático e terrestre adjacente (KALFF, 2002), além de impactos sociais e econômicos (TUNDISI *et al.*, 1998).

Além da geração de energia elétrica, esses reservatórios são geralmente construídos para o armazenamento e abastecimento de água e/ou controle de inundações (TUNDISI *et al.*, 1998; CASAMITJANA *et al.*, 2003), atendendo também outros objetivos como: transporte (hidrovias), regularização da vazão dos rios em períodos de chuva ou estiagem (AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA - ANEEL, 2008), reserva de água para irrigação (TUNDISI *et al.*, 1998), piscicultura (KALFF, 2002; ESTEVES, 2011), recreação, turismo (KALFF, 2002), dentre outros serviços.

Apesar de serem considerados sistemas intermediários entre rios e lagos (CASAMITJANA *et al.*, 2003), esses reservatórios modificam as características das águas dos rios que os formam tanto à montante, através da modificação da velocidade e da quantidade de material em suspensão na água, quanto à jusante através da modificação da composição da comunidade planctônica (LAMPARELLI, 2004). Além disso, os

reservatórios que apresentam uma grande profundidade na área da barragem são mais propícios para o estabelecimento de uma estratificação estável na coluna d'água (KALFF, 2002).

As características limnológicas desses reservatórios artificiais são bem diversas e distintas de outros sistemas aquáticos continentais, devido à sua geomorfologia, às características do solo e da vegetação adjacentes, às diferenças de nível da água e ao clima da região (TUNDISI *et al.*, 1998; KALFF, 2002). Devido a essas características, os reservatórios apresentam gradientes verticais e horizontais em suas massas d'água. Sob a dimensão vertical, a coluna d'água está submetida às dinâmicas de estratificação e mistura, refletindo diretamente na qualidade da água do reservatório (BRANCO *et al.*, 2009). A exemplo, a anoxia hipolimnética (camada de água profunda), que ocorre em muitos reservatórios tropicais, é em consequência da baixa solubilidade do oxigênio dissolvido a altas temperaturas e da baixa intensidade do vento característico de lagos tropicais que apresentam morfometria dendrítica (KALFF, 2002; LEWIS, 2002).

1.2 A ESTABILIDADE DOS CORPOS D'ÁGUA

A radiação solar é responsável não só por conduzir o processo fotossintético e pela transparência subaquática, mas também por determinar as diferentes quantidades de energia solar recebida anualmente entre as latitudes, produzindo assim um gradiente de aquecimento sobre a Terra (KALFF, 2002; APRILE, 2011). Esse gradiente é responsável pelas diferenças latitudinais observadas no clima como a precipitação e a ação dos ventos que, juntamente com o aquecimento do sistema aquático, influenciam a estabilidade da coluna d'água (KALFF, 2002). Mais da metade dessa energia vinda da radiação solar é absorvida nos primeiros metros de profundidade da coluna d'água (KALFF, 2002; ESTEVES, 2011), e caso não haja a ação turbulenta do vento, o perfil de temperatura apresenta um declínio exponencial com o aumento da profundidade (KALFF, 2002).

Esse aquecimento do sistema aquático, juntamente com o acúmulo de íons dissolvidos, são os principais fatores responsáveis pela modificação da densidade da água, onde um gradiente vertical é estabelecido na coluna d'água (DODDS, 2002; TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Essa diferença de densidade é importante, pois controla o comportamento físico da água e pode levar à formação de diferentes camadas, que formam uma barreira física, impedindo a distribuição uniforme do calor, criando a condição de estabilidade térmica (DODDS, 2002; ESTEVES, 2011). Essa estabilidade é

responsável por determinar as características básicas dos processos físicos, químicos e biológicos em um sistema aquático continental, como a estratificação e a desestratificação de um corpo d'água.

Em condições de estabilidade térmica, a massa d' água não se mistura devido ao gradiente crescente de densidade, levando geralmente à formação de três camadas ao longo do perfil vertical: epilímnio, metalímnio e hipolímnio (KALFF, 2002). O epilímnio, camada superior, está sempre em contato com a atmosfera e por isso se encontra frequentemente em situação de turbulência. Também é a região onde a produtividade primária supera o consumo pelo processo de respiração, fornecendo assim um ambiente favorável para animais e bactérias heterotróficas (KALFF, 2002).

O metalímnio é caracterizado, não só por ser a região que apresenta a maior variação crescente do gradiente de temperatura, denominado de termoclina (IMBERGER, 1985), mas também por ser a região que apresenta um elevado gradiente de densidade, associado a uma elevada resistência ao processo de mistura (KALFF, 2002). Além disso, o metalímnio tem um importante papel ecológico, tanto na regeneração de nutrientes para o epilímnio como no estabelecimento de gradientes ambientais e heterogeneidade espacial, produzindo a estratificação das comunidades biológicas no sistema aquático (MATSUMURA-TUNDISI *et al.*, 1997).

O hipolímnio é a camada de água mais profunda e apresenta os menores valores de densidade da água. Em lagos que apresentam longos períodos de estratificação o hipolímnio é caracterizado por frequentemente apresentar um ambiente com baixas concentrações ou até mesmo nulas de oxigênio (anoxia), devido a predominância do processo de respiração, que utiliza a matéria orgânica proveniente do epilímnio (KALFF, 2002; LEWIS, 2002; ESTEVES, 2011), e aos altos valores de condutividade elétrica, devido a sua proximidade com o sedimento.

Para que o processo de mistura vertical ocorra, nesses lagos estratificados, é necessário que a ação de algumas forças ambientais, como o esfriamento da camada superficial ou a ação do vento, sejam suficientemente fortes para quebrar a barreira física formada pelas camadas d'água e assim provocar a circulação completa do corpo d'água (TUNDISI, 1996; MACINTYRE *et al.*, 2009). Assim, sob essas condições, o lago encontra-se em instabilidade térmica, ou seja, sem barreira física à circulação. Porém, nem sempre a circulação ocorre de forma completa (LEWIS, 1996), como foi observado em um estudo conduzido no lago Dom Helvécio em Belo Horizonte, onde o processo de mistura

durante o período de estudo não foi forte o suficiente para alcançar as camadas mais profundas (HENRY *et al.*, 1996). Além das forças ambientais, alguns estudos mostram que, muitas vezes, a descarga de rios é o principal processo que leva à desestratificação desses sistemas (KALFF, 2002).

1.3 PADRÃO DE ESTRATIFICAÇÃO TÉRMICA EM RESERVATÓRIOS TROPICAIS PROFUNDOS

Para lagos de regiões tropicais, observa-se que, devido a maior temperatura da água, o gradiente térmico não precisa ser tão elevado como de regiões temperadas para se observar uma maior estabilidade da coluna d'água (LEWIS, 1996b; DODDS, 2002; KALFF, 2002), bastando apenas uma diferença de temperatura entre a superfície e o fundo de aproximadamente 2° C para se estabelecer uma estratificação estável (MEIS & TUNDISI, 1986). Como consequência, os lagos de regiões tropicais são mais susceptíveis a alterações em seu padrão de circulação (processos de estratificação e mistura) associadas a mudanças sazonais de temperatura (LEWIS, 1987; KALFF, 2002).

Além da influência do clima, a profundidade também exerce forte efeito no padrão de estratificação de lagos (TUNDISI, 1997; BEZERRA-NETO & PINTO-COELHO, 2002; KALFF, 2002; AMBROSETTI; BARBANTI; SALA, 2003; TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008), já que lagos profundos apresentam um grande volume de água para absorver a quantidade de calor necessária para se desenvolver uma estratificação estável, com maior estabilidade (LEWIS, 1987; KALFF, 2002; AMBROSETTI; BARBANTI; SALA, 2003). Além disso, o maior volume de água, atribuído a esses lagos, diminui a influência do trabalho do vento na dinâmica da coluna d'água, como demonstrado em um estudo realizado por Morais *et al.* (2010) na represa Billings localizada no estado de São Paulo, onde não foi encontrada correlação entre o processo de desestratificação da coluna d'água e o trabalho do vento.

Para lagos tropicais profundos (> 30 metros), que sofrem pouca ou nenhuma influência do vento, observa-se um padrão de estratificação diferenciado dos demais, onde a condição de estratificação permanece durante a maior parte do ano (LEWIS, 1983, 1996, 2002; TUNDISI, 1997; KALFF, 2002), estando geralmente associada ao aquecimento da camada superficial, à reduzida força do vento e/ou ao processo de advecção causado pelas águas mais frias e densas provenientes dos tributários (TUNDISI, 1997). Já a desestratificação desses corpos d'água ocorre somente no inverno tropical (LEWIS, 1983,

1996, 2002; TUNDISI, 1997; KALFF, 2002), através do resfriamento do epilímnio seguido do metalímnio e, por fim, toda a coluna d'água encontra-se em circulação completa (ESTEVEES, 2011).

Devido a esse padrão de estratificação, esses lagos são classificados como monomíticos quentes (LEWIS, 1987, 1996b, 2002; TUNDISI, 1997; KALFF, 2002), com tendência à ocorrência de anoxia hipolimnética, fenômeno típico de lagos tropicais profundos (LEWIS, 2002;), podendo ser observado em diversos estudos desenvolvidos em lagos dessa região (TAVERA & MARTÍNEZ-ALMEIDA, 2005; ALCOCER & BERNAL-BROOKS, 2010). Essa compartimentalização da coluna d'água, durante o período de estratificação, influencia diretamente o armazenamento e a dissipação de calor, o acúmulo e a transformação de compostos químicos e a produção de comunidades biológicas do sistema (BRANCO *et al.*, 2009). Além disso, durante esse período, a termoclina restringe a reposição de oxigênio para as camadas mais profundas, acentuando assim o déficit de oxigênio do hipolímnio, o que favorece alguns processos como a desnitrificação do nitrito e do nitrato a nitrogênio atmosférico, causando a limitação de nitrogênio no epilímnio (LEWIS, 1996b, 2002).

Porém, o processo de desestratificação também causa modificações importantes no sistema aquático, pois promove a homogeneização da maioria das variáveis abióticas (TUNDISI *et al.*, 2004, 2010; BRANCO *et al.*, 2009; MORAIS *et al.*, 2010; ARABALLO *et al.*, 2014), podendo levar a déficit de oxigênio, aumento da concentração de nutrientes e material em suspensão na coluna d'água como um todo, influenciando diretamente a qualidade e quantidade de radiação solar subaquática ao longo do perfil vertical (ESTEVEES, 2011).

A estabilidade térmica dos corpos d'água causa fortes efeitos biogeoquímicos e biológicos no ecossistema (DODDS, 2002) influenciando, por exemplo, a reciclagem de nutrientes e o processo de sucessão das comunidades planctônicas (LEWIS, 1996b), sendo assim de fundamental importância para a estruturação e organização dos sistemas aquáticos (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Por isso, são de grande importância estudos voltados para a caracterização do processo de estratificação e desestratificação em corpos d'água (DODDS, 2002), que buscam associar as variações apresentadas pelas comunidades biológicas desse sistema com as diferentes condições de estabilidade apresentadas pela coluna d'água.

1.4 COMUNIDADES PLANCTÔNICAS

O plâncton de água doce é composto por vários grupos de organismos, incluindo desde seres procariontes, como as bactérias e cianobactérias até seres eucariontes, como algas, protozoários, rotíferos e microcrustáceos (LUCINDA, 2007). O estudo da estrutura dessa comunidade, suas variações tanto espaciais quanto temporais e suas relações com o meio têm se tornado muito mais difundido e diversificado dentro da limnologia nos últimos anos.

A comunidade fitoplanctônica é considerada um grupo polifilético de organismos procariontes e eucariontes, composta por inúmeros grupos de algas e cianobactérias (KALFF, 2002), que varia tanto em tamanho quanto em forma e demanda de nutrientes (REYNOLDS, 2006). Os principais grupos representantes de água doce são: Cyanophyta, Chlorophyta, Charophyta, Euglenophyta, Heterokontas, Chryptophyta e dinoflagelados (ESTEVES, 2011).

O fitoplâncton desempenha um importante papel nos ecossistemas aquáticos, pois são responsáveis pela maior parte da produtividade primária desses sistemas, além de serem considerados um excelente indicativo da qualidade da água, também são fundamentais para a manutenção das cadeias tróficas desses sistemas aquáticos que dependem da utilização do fitoplâncton como fonte principal de alimento (HENNEMANN, 2010). Além disso, esses organismos possuem um papel determinante na produção de oxigênio nesses ambientes (REYNOLDS, 2006).

A compreensão da estrutura dessa comunidade é de extrema importância para os sistemas aquáticos, já que flutuações em sua composição podem modificar o pH, a alcalinidade, a cor e a turbidez das águas (BRANCO, 1991), podendo causar importantes impactos no funcionamento desses ecossistemas. Frequentemente são observadas flutuações na estrutura dessa comunidade associada a variações ambientais em sistemas aquáticos (CROSSETTI & BICUDO, 2008), sendo tais oscilações indicadores sensíveis de alterações naturais ou antrópicas nos corpos d'água (PADISÁK, 1992).

A comunidade zooplanctônica é composta por organismos de tamanhos variados, abrangendo desde pequenos protozoários flagelados ($< 2 \mu\text{m}$) até grandes crustáceos de alguns centímetros de tamanho. O macrozooplâncton ($> 200 \mu\text{m}$) é formado principalmente por cladóceros e copépodes e o microzooplâncton ($< 200 \mu\text{m}$) é composto por rotíferos, náuplios de copépodes e protozoários (KALFF, 2002). Porém, devido a razões taxonômicas e analíticas, esses últimos são geralmente considerados separadamente

em um grupo denominado protozooplâncton (KALFF, 2002). Além desses grupos, outros invertebrados, como larvas de insetos e de moluscos, que passam pelo menos algum estágio do seu ciclo de vida na coluna d'água, também desempenham um importante papel na comunidade zooplanctônica (KALFF, 2002) e, devido a isso, muitas vezes são identificados e quantificados nas análises dessa comunidade.

O zooplâncton possui uma grande importância ecológica nos ambientes aquáticos, atuando como elo entre o nível dos produtores (fitoplâncton) e os níveis tróficos superiores. Apresentam também um papel fundamental na estruturação e funcionamento desses ecossistemas, pois interferem diretamente no ciclo da matéria através do consumo da biomassa planctônica (bacterioplâncton, fitoplâncton e outros organismos zooplanctônicos) e de detritos orgânicos, da liberação de nutrientes pelo processo de excreção e do transporte vertical e horizontal ativo desses nutrientes nos corpos d'água (KALFF, 2002; LUCINDA, 2007; TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Estudos na estrutura e no funcionamento de comunidades planctônicas em ecossistemas de reservatórios fornecem oportunidades de se investigar padrões nas respostas a variações cíclicas e distúrbios episódicos. Estes ambientes artificiais apresentam características ecológicas que conduzem ao estabelecimento de um sistema dinâmico, onde comunidades planctônicas desempenham um importante papel na sua estruturação e funcionamento (BRANCO, *et. al.*, 2002) mantendo relações de equilíbrio com o meio físico e químico desses sistemas. Devido a essa estreita e sensível relação entre essas comunidades e o meio circundante, este trabalho se fundamenta na hipótese de que as variações das condições físicas e químicas do meio provocadas por alterações na estabilidade térmica da coluna d'água influenciam a estrutura das comunidades planctônicas (fito e zooplâncton) tanto em composição quanto em abundância.

2. OBJETIVO GERAL

Analisar, ao longo de 30 meses, a estrutura (abundância, biomassa, riqueza e diversidade) das comunidades planctônicas (fito e zooplâncton) da zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, associando as variações temporais apresentadas por essas comunidades com as condições de estabilidade (processos de estratificação e desestratificação) apresentadas pela coluna d'água.

3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estudar a variação mensal, na sub-superfície, das medidas físicas e químicas: temperatura da água - TEMP, estabilidade da coluna d'água, concentração de oxigênio dissolvido - OD, condutividade elétrica - CE, turbidez - TBZ, radiação solar subaquática, transparência da água, nível da água – COTA, potencial Hidrogeniônico - pH, concentração de nutrientes, clorofila-*a*, ânions e cátions da área da barragem.
- Estudar a variação mensal, ao longo do perfil vertical, as variáveis: temperatura da água - TEMP, condutividade elétrica - CE, concentração de oxigênio dissolvido - OD e radiação solar subaquática.
- Analisar as diferentes condições de estabilidade do perfil vertical, buscando conhecer suas relações de associação com as condições climáticas (temperatura do ar e pluviosidade) da área da barragem do reservatório, e seus efeitos na dinâmica da coluna d'água.
- Analisar a estrutura (abundância, biomassa em carbono, riqueza e diversidade) das comunidades planctônicas (fito e zooplâncton) em sub-superfície, procurando conhecer suas relações de associação entre si e com os processos de estratificação e mistura da coluna d'água.

4. ÁREA DE ESTUDO

O reservatório de Ribeirão das Lajes (22⁰42” – 22⁰50”S e 43⁰53” – 44⁰05”W) integra o complexo de reservatórios da Light Serviços de Eletricidade S.A. e está localizado entre os municípios de Piraí e Rio Claro, a uma distância de aproximadamente 80 Km da cidade do Rio de Janeiro. Ele foi construído em 1904 para a produção de energia elétrica, através do barramento do rio Ribeirão das Lajes, pertencente à bacia do rio Guandu e posteriormente, em 1908 recebeu águas transpostas do Rio Piraí, via reservatório de Tocos, este pertencente à Bacia do Rio Paraíba do Sul, para o incremento de seu volume d’água. Além desse tributário, o reservatório de Ribeirão das Lajes também recebe aporte de tributários menores do Município de Rio Claro, como os rios da Prata e Bálamo.

Devido às baixas concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo), elevada transparência da água e baixas concentrações de pigmentos fotossintetizantes, o reservatório é classificado como oligomesotrófico (GUARINO *et al.*, 2005). Além disso, sua área de entorno apresenta formações e fragmentos de Mata Atlântica, o que contribui para a alta qualidade da água observada no reservatório (BRANCO *et al.*, 2009). Por isso, além da produção de energia elétrica, o reservatório também é utilizado tanto para o abastecimento de água potável (mediante uma simples cloração) para cerca de 1 milhão de pessoas do município do Rio de Janeiro (GUARINO *et al.*, 2005; BRANCO *et al.*, 2009), como para a produção de cerveja, pesca esportiva e a para atividade de piscicultura.

O corpo d’água do reservatório apresenta uma morfometria dendrítica (Figura 1) e encontra-se em uma região montanhosa, a 415 m de altitude, com uma área superficial de 30,73 km² e um volume útil de 450,4 milhões m³ (GUARINO *et al.*, 2005). Apresenta uma topografia acidentada, com predominância de morros de contorno hemisférico de grande extensão, constituindo o que é chamado de “mares de morros” (PEIXOTO *et al.*, 1995), uma região protegida da ação do vento. Sua profundidade média é de 15 m atingindo sua máxima profundidade na área da barragem (40 metros). Seu nível de água é mantido artificialmente, de acordo com sua demanda de funcionamento, alcançando o nível mais alto em abril e o nível mais baixo em novembro (BRANCO *et al.*, 2009). Em relação ao tempo de retenção, o reservatório de Ribeirão das Lajes apresenta um elevado tempo de residência da água, de aproximadamente 300 dias (BRANCO *et al.*, 2009).

O presente estudo se desenvolveu entre os anos de 2011 a 2014, totalizando 30 meses de amostragem mensais em uma única área do reservatório, a barragem (Figura 1). Em geral, a região da barragem de reservatórios apresenta características favoráveis para o

estabelecimento de uma estratificação estável (KALFF, 2002), como no reservatório de Ribeirão das Lajes, que apresenta um padrão de estratificação monomítico quente bem definido (BRANCO *et al.*, 2009), principalmente nessa área.

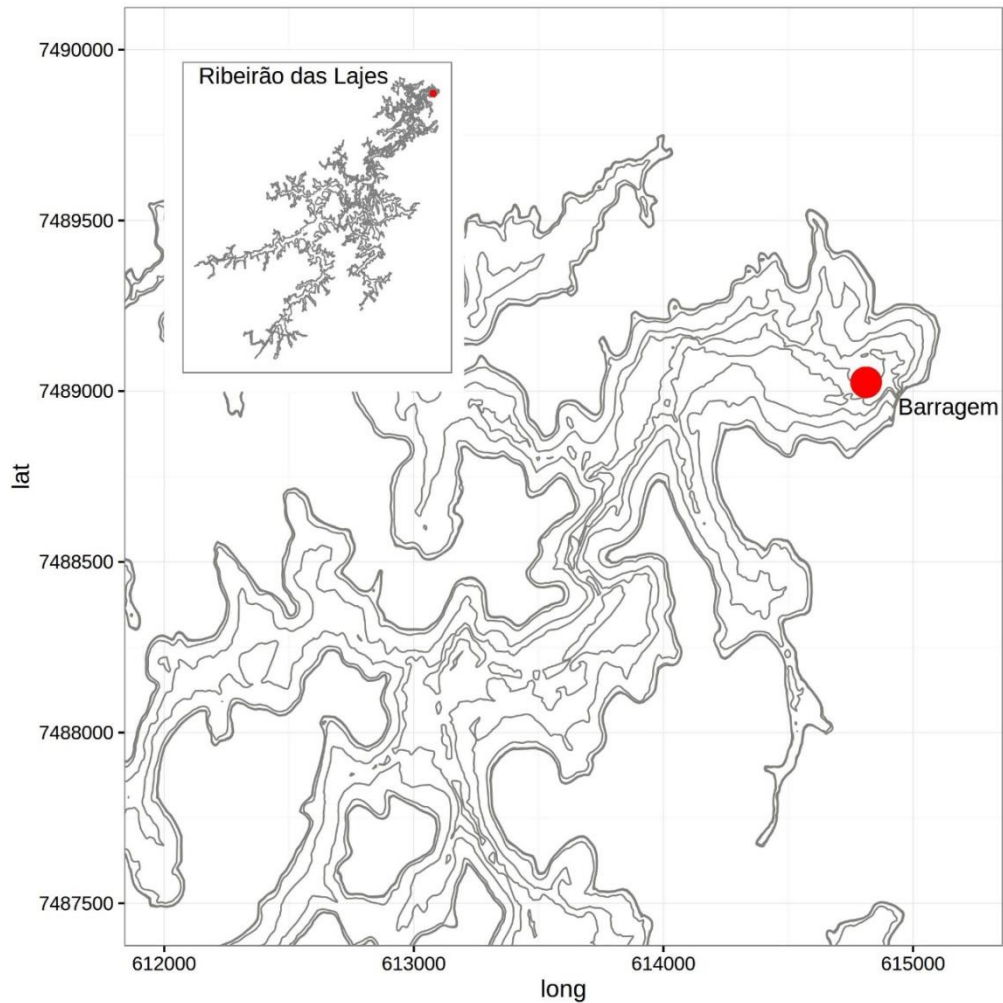


Figura 1: Mapa do reservatório de Ribeirão das Lajes, evidenciando a área de estudo - Barragem (ponto vermelho).

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 ANÁLISES DE CAMPO

Em campo, foram realizadas amostragens em sub-superfície, para determinação dos padrões espaciais e temporais das seguintes variáveis limnológicas: temperatura da água,

pH, condutividade elétrica e concentração de oxigênio dissolvido. Também foi avaliada a transparência da água através do uso do disco de Secchi (35 cm de diâmetro), e turbidez, com um turbidímetro da marca Instrutherm[®] (modelo TD-300).

A temperatura da água, condutividade elétrica e concentração de oxigênio dissolvido foram mensuradas ao longo do perfil vertical, em intervalos de 5 metros, da superfície até 30 metros de profundidade, com auxílio de uma sonda multiparamétrica da marca Clean Environment[®] (modelo YSI 6920). Os perfis de temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica foram plotados graficamente com a utilização do Software Surfer 8.0 (LANDIM; MONTEIRO; CORSI, 2002), utilizando o método de Krigagem para interpolação dos dados.

As medidas da radiação fotossinteticamente ativa (Photosynthetic Active Radiation – PAR, 400 – 700 nm) foram realizadas utilizando-se um radiômetro da marca LI-COR[®], modelo Quantum LI-250A com um sensor esférico Quantum LI-193SA, da superfície até o ponto de extinção da luz, em intervalos de 0,5 metros até 25 metros de profundidade (no sol de meio-dia). Esse sensor tem a capacidade de medir o fluxo de fótons em todas as direções no ambiente subaquático.

5.2 COLETA DE MATERIAL

As amostras de água foram coletadas na sub-superfície para análises de fósforo total, cátions (Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mg^{+2} , Ca^{+2}), ânions (Cl^- , PO_4^{-3} , NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{-2}) e clorofila-*a*. As amostras foram armazenadas em frascos adequados, previamente esterilizados, preservadas sob refrigeração e transportadas para Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro – UNIRIO, onde posteriormente foram conservadas sob congelamento a -20°C , até o momento da análise. As análises em laboratório foram realizadas por espectrofotometria e cromatografia iônica de acordo com as metodologias indicadas em APHA; AWWA; WEF (2005).

Amostras para análise qualitativa e quantitativa do zooplâncton foram coletadas através de arrastos verticais por meio de filtração, com auxílio de uma rede de plâncton de 68 μm de abertura de malha e 30 cm de diâmetro, do limite da zona eufótica até a superfície. As amostras foram fixadas em solução de formol tamponado açucarado a 4%, *in situ*, e armazenadas até o momento da análise no Núcleo de Limnologia (NEL) da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro/UNIRIO pela equipe da professora Dra. Christina Wyss Castelo Branco. As amostras para análise quantitativa e qualitativa do

fitoplâncton foram coletadas em sub-superfície e fixadas em Lugol acético, *in situ*, sendo posteriormente armazenadas até o momento da análise no laboratório de ficologia do Museu Nacional/UFRJ pela equipe da professora Dra. Vera Huszar.

Os dados de temperatura do ar, índices pluviométricos e variação do nível da água (COTA) foram obtidos a partir da estação meteorológica da Light, que está localizada próximo ao reservatório de Ribeirão das Lajes.

5.3 CONTAGEM E IDENTIFICAÇÃO DO FITOPLÂNCTON

A densidade fitoplanctônica (ind.mL^{-1}) foi estimada segundo o método de Utermöhl (1958), em microscópio óptico invertido da marca Zeiss® Oberkochen, modelo Axiovert 10, com aumento de 400X. O volume sedimentado foi definido de acordo com a concentração de algas e/ou detritos. Sempre que possível foram enumerados 100 indivíduos (células, colônias, cenóbios, filamentos) da espécie mais frequente, de modo que o erro de contagem se mantivesse abaixo de 20% (LUND; KIPLING; LECREN, 1958). Em caso contrário, os indivíduos foram enumerados em campos aleatórios (UHELINGER, 1964), em número suficiente para que se estabilizasse o número de espécies adicionadas por campo (método da área mínima), a fim de garantir uma representatividade qualitativa mínima das espécies. As populações foram identificadas, sempre que possível, ao nível taxonômico de espécie, a partir de amostras examinadas em microscópio Olympus® modelo BX53, equipado com sistema de captura de imagens, para a análise de características morfológicas e morfométricas das fases vegetativa e reprodutiva dos organismos.

5.3.1 DETERMINAÇÃO DA BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA

Para determinação da biomassa em carbono do fitoplâncton, o biovolume de cada espécie foi avaliado, considerando as dimensões médias de cerca de 25 indivíduos, usando modelos geométricos aproximados à forma dos indivíduos (HILLEBRAND *et al.*, 1999), sendo específico para cada táxon. O biovolume das populações foi estimado, multiplicando-se a densidade populacional de cada espécie pelo volume médio dos organismos. O conteúdo de carbono de cada espécie, expresso em microgramas de carbono por litro ($\mu\text{gC.L}^{-1}$), foi estimado a partir do biovolume, usando a seguinte fórmula de conversão (ROCHA & DUNCAN, 1985):

$$C = aV^b$$

Onde, a é igual a 0,1204; b é igual a 1,051 e V é igual ao volume celular. O conteúdo de carbono das populações do fitoplâncton foi estimado pela multiplicação da abundância das populações e a média do conteúdo de carbono de cada espécie ($\mu\text{g L}^{-1}$).

5.3.2 ANÁLISES QUALITATIVAS DO FITOPLÂNCTON

A biodiversidade da comunidade fitoplanctônica foi avaliada através: I) da riqueza específica medida pela quantidade de táxons presente na área da barragem em cada amostragem; II) da diversidade específica medida a partir do índice de Shannon-Wiener (H') (SHANNON & WEAVER, 1949); e III) da equitabilidade de Pielou (PIELOU, 1966). O índice de Shannon, que leva em consideração a riqueza das espécies e a sua abundância relativa, mensura o grau de incerteza em prever a que espécie pertencerá um indivíduo escolhido ao acaso de uma amostra com S espécies e N indivíduos, sendo que quanto menor o valor do índice H' , menor é o grau de incerteza e, portanto, a diversidade da amostra é baixa (TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2010). Esse índice é calculado através da seguinte fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \cdot \ln\left(\frac{n_i}{N}\right)$$

Onde, S é igual a riqueza de espécies; n_i é igual ao número de indivíduos em cada amostra e N é igual ao número total de indivíduos. Já a equitabilidade representa a uniformidade da distribuição das abundâncias relativas dos indivíduos dentro de cada espécie (TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2010), sendo calculada através da seguinte fórmula:

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}} \cdot 100$$

Onde, H' é igual a diversidade de espécies na amostra; H'_{max} é igual a diversidade máxima de espécies, calculada pelo $\ln(S)$ e S é igual a riqueza ou número de espécies na amostra.

5.4 CONTAGEM E IDENTIFICAÇÃO DO ZOOPLÂNCTON

A contagem e a identificação do zooplâncton foram realizadas com a utilização de uma câmara de Sedgewick-Rafter, com capacidade volumétrica de 1 ml em um microscópio binocular, sendo estabelecidas de 2 a 5 subamostras para cada amostra coletada, dependendo da densidade dos indivíduos em cada uma. Pelo menos 250 indivíduos, dos organismos mais abundantes foram contados em cada uma das subamostras. A estimativa da densidade zooplânctônica em indivíduos por metro cúbico (ind.m^{-3}) foi estimada para cada organismo, utilizando-se a seguinte fórmula:

$$X = Y * \frac{V}{V_f}$$

Onde Y é igual a média aritmética das lâminas contadas, V é igual ao volume concentrado para contagem e V_f é igual ao volume de água filtrado em campo. O volume filtrado em campo foi obtido através da fórmula:

$$V = \pi r^2 h$$

Onde r é igual ao raio da abertura da rede de plâncton e h é igual a profundidade de arrasto da rede de plâncton.

A identificação de táxons foi realizada utilizando-se bibliografias específicas (KOSTE, 1978; WALLACE; SNELL, 1993; SEGERS, 1995, 2007; FOISSNER & BERGER, 1996; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; FERNANDO, 2002; NOGRADY & SEGERS, 2002; COSTA; IDE; SIMONKA, 2006; NOGRADY).

5.4.1 DETERMINAÇÃO DA BIOMASSA ZOOPLANCTÔNICA

A determinação da biomassa foi realizada de forma específica para cada grupo zooplânctônico, onde rotíferos e náuplios de copépodes tiveram sua biomassa estimada a partir do seu biovolume e os microcrustáceos (cladóceros e copépodes) a partir do seu peso seco. Os rotíferos tiveram seu biovolume estimado através de fórmulas geométricas

(RUTTNER-KOLISKO, 1977), sendo essa medida considerada igual ao peso fresco. O peso seco individual foi calculado como sendo uma porcentagem do peso fresco, de acordo com Pauli (1989), dessa maneira sendo específico para cada táxon. Os náuplios tiveram seu biovolume estimado através de fórmulas geométricas e assumiu-se que o seu peso seco equivale a 10% de seu biovolume (MANCA & COMOLI, 1999).

O peso seco dos microcrustáceos (cladóceros e copépodos) foi avaliado através da sua pesagem em uma microbalança analítica de alta precisão (Mettler® modelo MX5), logo após terem secado a 60° C durante 24 horas. A biomassa em conteúdo de carbono, expressa em microgramas de carbono por litro ($\mu\text{gC.L}^{-1}$), foi obtida para rotíferos e microcrustáceos, assumindo que o conteúdo de carbono orgânico equivale a 50% do peso seco (LATJA & SALONEN, 1978).

5.4.2 ANÁLISES QUALITATIVAS DO ZOOPLÂNCTON

Para análise da composição do zooplâncton, os táxons foram classificados quanto a sua frequência de ocorrência, expressa em porcentagem, sendo calculada através da seguinte equação:

$$F_o = a * \frac{100}{T}$$

Onde a é igual ao número de amostras em que o táxon ocorre e T é igual ao total de amostras. Foram considerados “constantes” os táxons com ocorrência acima de 50%, “comuns” aqueles com ocorrência entre 10% e 50% e “raros” aqueles com frequência inferior a 10%, de acordo com a classificação de Gomes (1989). Além disso, a biodiversidade da comunidade zooplânctônica foi avaliada através: I) da riqueza específica medida pela quantidade de táxons presente na área da barragem em cada amostragem; II) da diversidade específica medida a partir do índice de Shannon-Wiener (H') (SHANNON & WEAVER, 1949); e III) da equitabilidade de Pielou (PIELOU, 1966).

5.5 ANÁLISES LABORATORIAIS

5.5.1 ANÁLISES CROMATOGRÁFICAS

As análises químicas de nutrientes, cátions e ânions das amostras de água foram realizadas por cromatografia iônica de acordo com APHA; AWWA; WEF (2005). As seguintes espécies químicas dos nutrientes nitrogênio e fósforo, com seus respectivos métodos, foram analisadas: fósforo dissolvido (PO_4^{-3}) (STRICKLAND & PARSONS, 1960); fósforo total (TP), nitrogênio na forma de amônio (N-NH_4^+) (KOROLEFF, 1976); nitrogênio na forma de nitrito (N-NO_2^-) e nitrogênio na forma de nitrato (N-NO_3^-). Além dessas espécies, alguns macronutrientes também foram analisados, como cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), potássio (K^+), sódio (Na^+), cloro (Cl^-) e sulfato (SO_4^{2-}).

Para a análise de ânions utilizou-se um cromatógrafo iônico modelo ICS-2100 (Dionex[®] Sunnyvale, CA) com detector de condutividade e supressão auto regenerativa, em regime isocrático, utilizando KOH a uma concentração de 20 mM como eluente. Para a análise de cátions, utilizou-se um cromatógrafo iônico modelo ICS-1000 (Dionex[®] Sunnyvale, CA) com detector de condutividade e supressão auto regenerativa, em regime isocrático, utilizando H_2SO_4 a uma concentração de 11 mM como eluente. Para quantificação dos compostos de interesse, utilizou-se a padronização externa com curvas de calibração. A aquisição e o tratamento dos dados foram realizados através do software Chromelleon 6.8 Chromatography Data System (Dionex[®]).

5.5.2 ANÁLISE DE CLOROFILA-A

Para extração da clorofila-*a*, os tubos com os filtros foram previamente descongelados em temperatura ambiente e posteriormente foi acrescentado, em cada tubo, 10 ml de álcool etílico PA, para extração com etanol a 90% (NUSCH & PALME, 1975). Após a adição do álcool etílico, os tubos foram deixados em repouso durante 24 horas. Após esse período, o filtro foi retirado do tubo e a parte líquida centrifugada a 3000 rpm por cerca de 20 minutos. A amostra sobrenadante foi transferida para uma cubeta de vidro para leitura em um espectrofotômetro Micronal modelo B572. Além das amostras, foi realizada a leitura do branco, constituído apenas de álcool etílico, em mesmo volume utilizado nas extrações. As amostras foram lidas nos comprimentos de onda de 665 e 750 nm antes e depois da acidificação com ácido clorídrico.

5.5.3 DELIMITAÇÃO DA ZONA EUFÓTICA

A profundidade da zona eufótica (Z_{euf}) foi estimada através do disco de Secchi, já que, para água claras, que apresentam alta transparência, como ocorre na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, os valores obtidos através dessa estimativa são mais reais, devido à reduzida dispersão da radiação solar pela água (ESTEVES, 2011). Essa estimativa foi feita a partir da relação abaixo:

$$Z_{euf} = 2,7 \cdot DS$$

Onde Z_{euf} é a profundidade da zona eufótica, expressa em metros; 2,7 é o fator de multiplicação para regiões tropicais e DS é a profundidade do disco de Secchi, expressa em metros (COLE, 1994). Além disso, a fim de avaliar a disponibilidade de luz na coluna d'água, foi utilizada a razão entre a profundidade da zona eufótica e a profundidade da zona de mistura (Z_{euf} / Z_{mix}) (JENSEN *et al.*, 1994).

5.6 CARACTERIZAÇÃO DA ESTABILIDADE DO PERFIL VERTICAL

Para caracterização da estabilidade do perfil vertical da área da barragem, foram calculados primeiramente os valores de densidade das camadas de água a cada 0,5 metro de profundidade, de acordo com Zhen-Gang Ji (2008), a partir da temperatura da água, considerando a presença dos sólidos totais. A partir da densidade, a resistência física da massa d'água à mistura foi avaliada utilizando o índice de estabilidade de Schmidt:

$$s = \frac{1}{A_0} \frac{Zm}{Z_0} (P_z - \bar{\rho})(A_z)(z - z\bar{\rho}) dz$$

Onde A_0 é a área da superfície do lago (em cm); A_z é a área de uma profundidade qualquer z (em cm); $\bar{\rho}$ é a densidade média da coluna d'água onde ocorre o processo de mistura; ρ que é a densidade à profundidade z ; $z\bar{\rho}$ é a profundidade (em cm) onde a densidade final ou média ($\bar{\rho}$) ocorre antes da mistura; Zm é a profundidade máxima (em cm); Z_0 é a profundidade zero à superfície; z é a profundidade em cm (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Esse índice representa a energia potencial aplicada para que ocorra a mistura da coluna d'água estratificada (SCHMIDT, 1928 modificada por IDSO, 1973).

Ainda com a finalidade de caracterizar a estabilidade do perfil vertical, foram calculadas as variáveis adimensionais RWCS e RTR. A estabilidade relativa da coluna d'água (RWCS) foi calculada comparando-se os gradientes de densidade de toda coluna com a diferença de densidade da água pura entre 4 °C e 5 °C como descrito por (PADISÁK *et al.*, 2003b), que indica o grau de estabilidade da coluna d' água como um todo, através da seguinte fórmula:

$$RWCS = \frac{D_b - D_s}{D_4 - D_5}$$

Onde D_b indica a densidade da água na superfície; D_s indica a densidade da água no fundo (30 metros); d_4 indica a densidade da água pura à temperatura de 4 °C e d_5 indica a densidade da água pura à temperatura de 5 °C (BECKER *et al.*, 2008).

A resistência térmica relativa (RTR) da massa d' água à mistura foi calculada em intervalos de 5 m, e indica a resistência de cada camada à mistura (KALFF, 2002; TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Esta medição é calculada como a razão entre a variação de densidade entre duas camadas de água em profundidades adjacentes e a diferença de densidade da água pura entre 4 °C e 5 °C, utilizando a fórmula abaixo:

$$RTR = \frac{d_{t2} - d_{t1}}{d_4 - d_5}$$

Onde d_{t1} indica a densidade da água a temperatura t_1 ; d_{t2} indica a densidade da água à temperatura t_2 ; d_4 indica a densidade da água pura à temperatura de 4 °C e d_5 indica a densidade da água pura à temperatura de 5 °C (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Todos os cálculos foram realizados através do pacote RLakeAnalyzer (WINSLOW *et al.*, 2015) no ambiente de programação R v.3.2.5 (R Core Time 2013).

5.7 DELIMITAÇÃO DO EPILÍMNIO, METALÍMNIO E HIPOLÍMNIO

Para determinação do metalímnio foram utilizadas as diferenças de temperatura entre as camadas adjacentes ao longo do perfil vertical, buscando-se a região de maior variação de temperatura. Para determinação do epilímnio, foi determinado primeiramente o

limite superior e inferior do metalímnio, e assim assumiu-se que seu limite superior demarca o final do epilímnio, e seu limite inferior demarca o início do hipolímnio, que é caracterizado por uma variação de temperatura menor do que 0,3 °C por metro, a partir do metalímnio.

A zona de mistura sazonal se estende da superfície até a região de maior declive do metalímnio (inclinação) e é caracterizada pela forte influência das condições meteorológicas da superfície (IMBERGER, 1985), refletindo o comportamento acumulado da camada de mistura diurna (IMBERGER & HAMBLIN, 1982). Para determinação da zona de mistura sazonal (Z_{mix}), assumiu-se que a mesma equivale à profundidade do epilímnio (IMBERGER, 1985).

Foi utilizada a razão entre a profundidade da zona de mistura e a profundidade máxima (Z_{mix}/Z_{max}) da área da barragem, para analisar o grau de estratificação apresentado pelo reservatório (PATALAS, 1984; DAVIES-COLLEY, 1988), onde uma razão com valor $< 0,5$ indica uma estratificação estável, com a formação das três camadas no perfil vertical (epilímnio, metalímnio e hipolímnio) e uma razão com valor > 2 indica a não existência de estratificação, devido a constante turbulência apresentada pela coluna d'água (KALFF, 2002). Todos os cálculos foram realizados através do pacote RLakeAnalyzer (WINSLOW *et al.*, 2015) no ambiente de programação R v.3.2.5 (R Core Time 2013).

5.8 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

5.8.1 ESTATÍSTICA DESCRITIVA

Para análise inicial dos dados foram calculados a média, o desvio padrão, o mínimo e o máximo de todas as variáveis durante todo período de estudo e para cada período sazonal (seca e chuva). A normalidade dos dados foi verificada através dos testes Kolmogorov-Smirnov e Shapiro Wilk e através de uma análise gráfica a partir da construção de histogramas. Na tentativa de normalizar os dados que apresentavam uma distribuição assimétrica, a distribuição dos dados dessas variáveis foi convertida em log (x+1).

A fim de avaliar a existência de diferenças significativas nos resultados obtidos entre os períodos (seca e chuva) e entre os anos (2011 a 2014) foi utilizado o modelo ANOVA de 2 fatores (períodos e anos) para os dados que seguiam uma distribuição

normal e o teste de Kruskal-Wallis para os dados onde a normalidade não foi constatada. Para esses dados (não paramétricos), quando não constatada diferença significativa entre os anos, os valores foram agrupados em dois únicos períodos (seca e chuva) onde foi realizado o teste de Wilcoxon para amostras independentes, a fim de avaliar a existência de diferença significativa entre os períodos. Para as variáveis coletadas ao longo do perfil vertical (CE, OD, TEMP e RTR), foi utilizado o modelo ANOVA de 3 fatores (períodos, anos e profundidade) para os dados que seguiam uma distribuição normal e o teste de Kruskal-Wallis para os dados onde a normalidade não foi constatada, a fim de avaliar a existência de diferença significativa entre os períodos, anos e profundidades. Ao longo do perfil vertical, as camadas de água foram analisadas separadamente, a fim de avaliar a variação temporal de cada camada (0-5; 5-10; 10-15; 15-20; 20-25; 25-30).

As relações de associação entre as variáveis físicas e químicas da água e as variáveis bióticas foram verificadas através da aplicação de testes de correlação de Spearman (não-paramétrico). A partir disso, as variáveis preditoras que apresentaram correlações mais significativas ($p\text{-valor} \leq 0,05$) foram selecionadas para aplicação de análises multivariadas (ACP e RDA). Todos os dados foram previamente convertidos em $\log(x+1)$ antes das análises multivariadas, com exceção do pH. Todas as análises descritivas da distribuição dos dados foram realizadas no ambiente de programação R v.3.2.5 (R Core Time 2013) e através do software *Action* vinculado ao software *Microsoft Excel 2010*.

5.8.2 ANÁLISES MULTIVARIADAS

A fim de analisar as relações entre as variáveis abióticas (físicas e químicas) para caracterização dos diferentes cenários de estabilidade apresentados pela coluna d'água, foi feita a análise dos componentes principais (ACP), usando software R v.3.2.5 (R Core Time 2013) (função 'princomp' do pacote Vegan). Esta análise ordena os objetos (observações) e seus descritores (variáveis) de forma independente e se baseia na transformação das variáveis originais de uma única matriz de dados, onde as linhas representam as observações e as colunas as variáveis, em novas variáveis não correlacionadas, chamadas componentes principais (PC, do inglês *Principal Components*), que são combinações lineares das variáveis originais. Quando o número de PCs é significativamente menor que o número de variáveis inicial se obtém uma redução substancial de informação, proporcionando uma melhor visualização do conjunto de dados através das PCs. Sendo

assim essa análise é apropriada quando se visa, por exemplo, a redução do número de informações (variáveis) para o estabelecimento de padrões.

Para estimar a importância relativa das componentes ambientais na formação da estrutura da comunidade planctônica (fito e zooplâncton) da área da barragem, foi utilizada uma análise de redundância (RDA), usando software R v.3.2.5 (R Core Time 2013) (função 'rda' do pacote Vegan). Foram consideradas as principais variáveis (preditoras) limnológicas responsáveis pelas condições da coluna d'água, climáticas, e as comunidades planctônicas (fito e zooplâncton). As variáveis limnológicas e climáticas que entraram na análise foram as que apresentaram maior número de correlações significativas com as comunidades planctônicas: nitrito, sulfato, potássio, magnésio, sódio, cálcio, fósforo total, turbidez, zona eufótica, zona de mistura, condutividade elétrica, temperatura da água, densidade, estabilidade, chuva e cota. As variáveis biológicas foram: densidade de Bacillariophyceae, densidade de Chlorophyta, densidade de Cyanophyta, densidade total do fitoplâncton, biomassa total do fitoplâncton, biomassa de rotíferos, biomassa de cladóceros, biomassa de copépodos, densidade total do zooplâncton e biomassa total do zooplâncton. O significado de cada eixo foi testado por meio de testes de permutação usando 999 aleatorizações. Todas as análises multivariadas foram realizadas no ambiente de programação R v.3.2.5 (R Core Time 2013).

6. RESULTADOS

6.1 ASPECTOS CLIMÁTICOS

Os dados climáticos para região de Ribeirão das Lajes, referente ao período de estudo, estão apresentados nas Figuras 2 e 3 e na Tabela 1. A média mensal da intensidade de precipitação acumulada (total) no reservatório de Ribeirão das Lajes foi 78,47 mm, sendo 42,3 mm no período de seca e 102,6 mm no período de chuva (Tabela 1), se mostrando significativamente diferente entre os períodos ($W= 22$; $p < 0,0001$). Os maiores valores foram registrados nos meses de dezembro a fevereiro e os menores nos meses de junho a setembro, que correspondem às épocas de chuva e de seca, respectivamente, bem típicos da região (Figura 2).

A média mensal da temperatura do ar variou entre 20,4 °C e 36 °C durante todo o período de estudo, apresentando uma temperatura média de 26,9 °C durante o período de seca e 28,9 °C durante o período de chuva (Tabela 1), não sendo observada diferença significativa entre os períodos. Os maiores valores de temperatura foram registrados nos meses de novembro de 2011 (36 °C) e janeiro de 2014 (34,7 °C) e os menores valores foram registrados nos meses de junho de 2012 (21,6 °C), junho e agosto de 2013 (21,6 °C e 20,4 °C, respectivamente). A Figura 3 apresenta os valores médios da temperatura do ar para o período de outubro de 2011 a março de 2014, onde é possível observar um padrão com características sazonais bem demarcadas, típicas para regiões tropicais brasileiras.

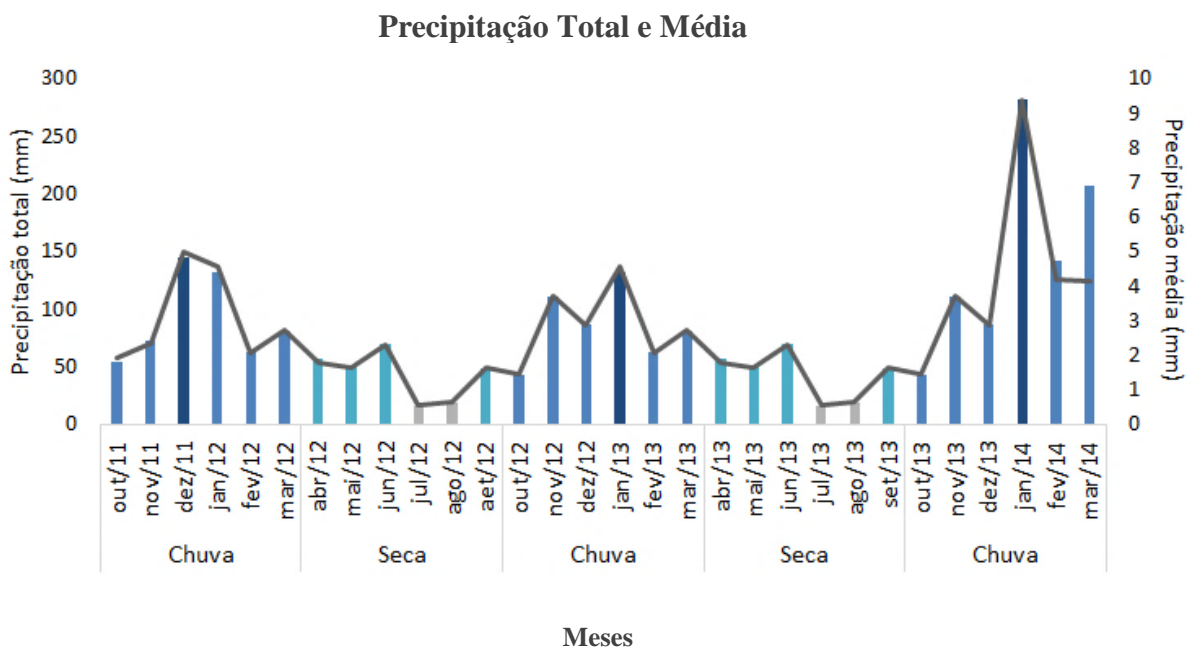


Figura 2: Variação mensal da precipitação (mm) total (linha) e média (barra) na região de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014.

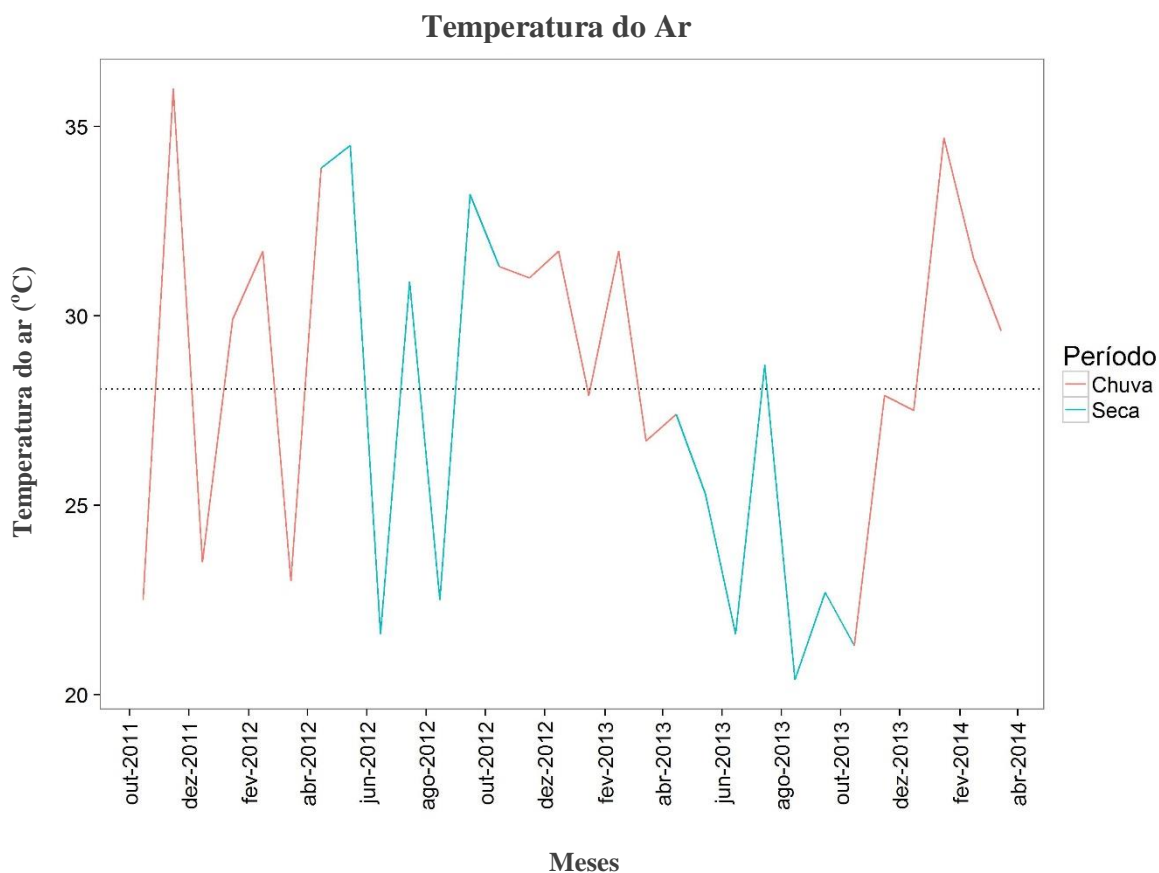


Figura 3: Variação mensal da temperatura média do ar (°C) na região de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. A linha em pontilhado indica a temperatura média ao ar para todo o período de estudo.

Tabela 1: Valores médios com respectivos desvios padrão (DP) e valores mínimo (Min) e máximo (Max) das variáveis climáticas do reservatório de Ribeirão das Lajes para o período de outubro de 2011 a março de 2014 e para os períodos de seca e chuva. Temp. = temperatura; Pluv. = pluviosidade.

				SECA			CHUVA		
	Média (DP)	Min	Max	Média (DP)	Min	Max	Média (DP)	Min	Max
Temp (°C)	28,1 ± 4,7	20,4	36,0	26,9 ± 5,3	20,4	34,5	28,9 ± 4,2	21,3	36,0
Pluvi. Total (mm)	78,5 ± 53,5	16,0	281,0	42,3 ± 19,6	16,0	68,6	102,6 ± 55,7	42,7	281,0
Pluvi. Média (mm)	2,7 ± 1,9	0,5	9,4	1,4 ± 0,7	0,5	2,3	3,6 ± 2	1,4	9,4

6.2 ASPECTOS LIMNOLÓGICOS

Os resultados obtidos para as variáveis limnológicas (físicas e químicas) analisadas na superfície da área da barragem referente ao período de estudo estão apresentadas nas Tabelas 2 e 5; os resultados das variáveis limnológicas (temperatura da água, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido) analisadas na coluna d'água da área da barragem estão apresentadas nas Tabelas 3 e 4. A Tabela 6 apresenta os valores da diferença entre a temperatura da água de sub-superfície e fundo (30 metros) na área da barragem referente ao período de estudo.

6.2.1 VARIAÇÃO DO NÍVEL DA ÁGUA

O nível médio da água no reservatório de Ribeirão das Lajes foi igual a 412,4 metros acima do nível médio do mar durante o período de estudo (Figura 4), apresentando uma variação entre 413,5 metros durante o período de seca e 411,6 metros durante o período de chuva (Tabela 2), se mostrando significativamente diferente entre esses períodos ($F= 14,405$; $p= 0,00007$). Os maiores valores da cota foram alcançados nos meses de março (415,5 metros), abril (415,4 metros) e maio de 2013 (415,4 metros) e valor mínimo no mês de dezembro de 2011 (409,4 metros) (Figura 4).

Varição do Nível da Água - Cota

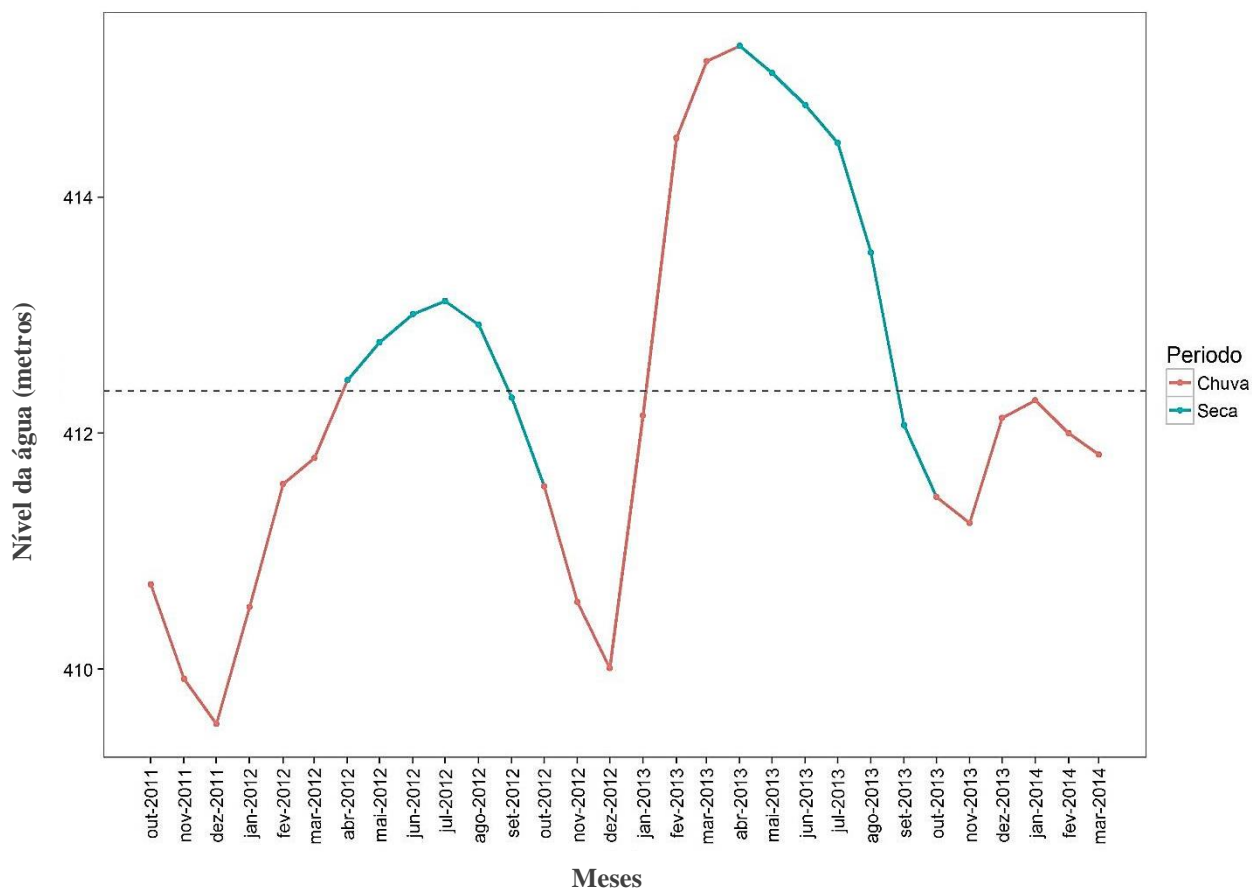


Figura 4: Variação mensal do nível da água - COTA (metros) no reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. A linha em pontilhado indica a cota média para todo período de estudo.

Tabela 2: Valores médios com respectivos desvios padrão (DP) e valores mínimo (Min) e máximo (Max) das variáveis limnológicas na superfície da água na área barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes para o período de outubro de 2011 a março de 2014 e para os períodos de seca e chuva. Tbz = turbidez; D.S = disco de Secchi; Z_{eu} = zona eufótica; Z_{mix} = zona de mistura; Z_{max} = profundidade máxima; PPFRR = radiação solar subaquática; S = estabilidade de Schmidt; RWCS = estabilidade relativa da coluna d'água; RTR = resistência térmica relativa.

	Média (DP)	Min	Max	Média (DP)	SECA		CHUVA		
					Min	Max	Média (DP)	Min	Max
COTA (metros)	412,4 ± 1,6	409,5	415,3	413,5 ± 1,1	412,1	415,3	411,6 ± 1,4	409,5	415,2
pH	6,8 ± 0,8	5,2	8,0	6,9 ± 0,7	5,7	7,9	6,8 ± 0,8	5,2	8,0
Tbz (NTU)	0,8 ± 0,8	0,0	3,5	0,5 ± 0,7	0,0	2,0	1,1 ± 0,8	0,1	3,5
D.S (metros)	3,7 ± 1,1	1,3	5,7	4,3 ± 1,0	2,3	5,7	3,3 ± 0,9	1,3	5,0
Z_{eu} (metros)	9,9 ± 2,9	3,5	15,5	11,7 ± 2,7	6,1	15,5	8,8 ± 2,5	3,5	13,5
Z_{mix} (metros)	6,8 ± 4,0	0,1	15,2	8 ± 5,9	0,1	15,2	6 ± 1,9	5,1	10,1
Z_{eu}/Z_{mix}	1,3 ± 0,8	0,0	2,8	0,9 ± 0,9	0,0	2,8	1,6 ± 0,6	0,6	2,6
Z_{mix}/Z_{max}	0,2 ± 0,1	0,0	0,4	0,2 ± 0,2	0,0	0,4	0,2 ± 0,1	0,1	0,4
PPFRR ($\mu\text{mol.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$)	1171,1 ± 858,7	272,2	3825,0	1285,1 ± 1015,8	272,2	3825,0	1095 ± 758,1	342,0	2534,0
S	1485,4 ± 932,8	290,1	3983,6	672,7 ± 437,9	290,1	1745,5	2027,1 ± 763,8	1294,9	3983,6
RWCS	160,6 ± 81,3	35,8	312,0	84,3 ± 52,7	35,8	186,9	211,4 ± 51,4	149,6	312,0
RTR (0-5 metros)	23 ± 20,0	0,0	74,7	21,8 ± 23,6	2,6	74,7	23,8 ± 17,9	0,0	56,7
RTR (5-10 metros)	57 ± 46,7	0,0	171,8	16,1 ± 19,8	0,0	67,8	84,2 ± 38,7	3,2	171,8
RTR (10-15 metros)	39,7 ± 29,6	0,0	143,1	15,8 ± 15,5	0,0	45,4	55,7 ± 25,8	27,9	143,1
RTR (15-20 metros)	21,1 ± 12	5,0	47,5	14,5 ± 9,8	5,0	37,4	24,4 ± 11,6	12,1	47,5
RTR (20-25 metros)	12,9 ± 8,6	2,5	35,2	9,3 ± 9,2	2,5	35,2	15,4 ± 7,4	4,8	33,6
RTR (25-30 metros)	7,5 ± 6,4	0,0	27,7	7,3 ± 6,2	0,0	16,9	7,6 ± 6,7	0,0	27,7

6.2.2 TRANSPARÊNCIA DA ÁGUA, ZONA EUFÓTICA E TURBIDEZ

Os valores obtidos da profundidade do disco de Secchi para o período de outubro de 2011 a março de 2014 podem ser observados na Figura 5. A profundidade média da transparência da água foi igual a 3,7 metros durante o período de estudo, se mostrando significativamente ($F= 8,68$; $p= 0,0517$) maior no período de seca (4,3 metros) e menor no período chuvoso (3,3 metros) (Tabela 2). O valor máximo da profundidade do disco de Secchi foi obtido no mês de julho de 2012 (5,73 metros) e o mínimo no mês de outubro de 2013 (1,28 metros) (Figura 5).

A média da extensão da zona eufótica, estimada através da profundidade do disco de Secchi, foi de 10,2 metros, também se mostrando maior durante o período de seca (11,8 metros) e menor durante o período de chuva (8,8 metros), mesmo período em que se observa uma maior turbidez da água (Tabela 2 e Figura 6). No geral, a área da barragem do reservatório apresentou baixos valores de turbidez, apresentando uma média igual a 0,81 NTU, se mostrando significativamente maior ($W= 85$; $p= 0,043$) no período de chuva (1,1 NTU) e menor no período de seca (0,5 NTU) (Tabela 2). Verificando a relação entre essas duas variáveis é possível observar uma forte correlação negativa (Spearman= -0,74).

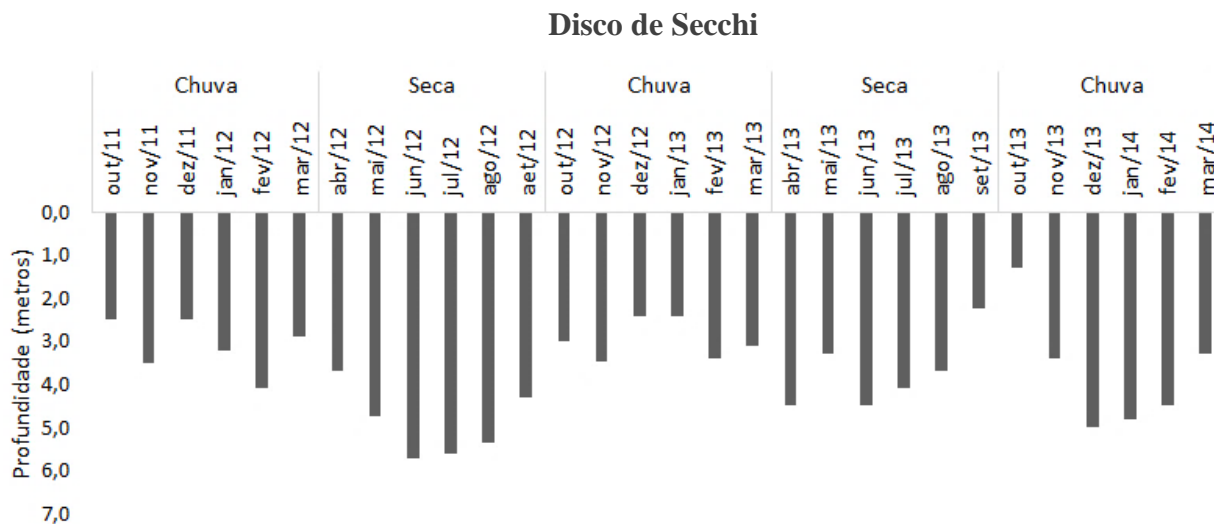


Figura 5: Variação mensal da profundidade do disco de Secchi (metros) na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014.

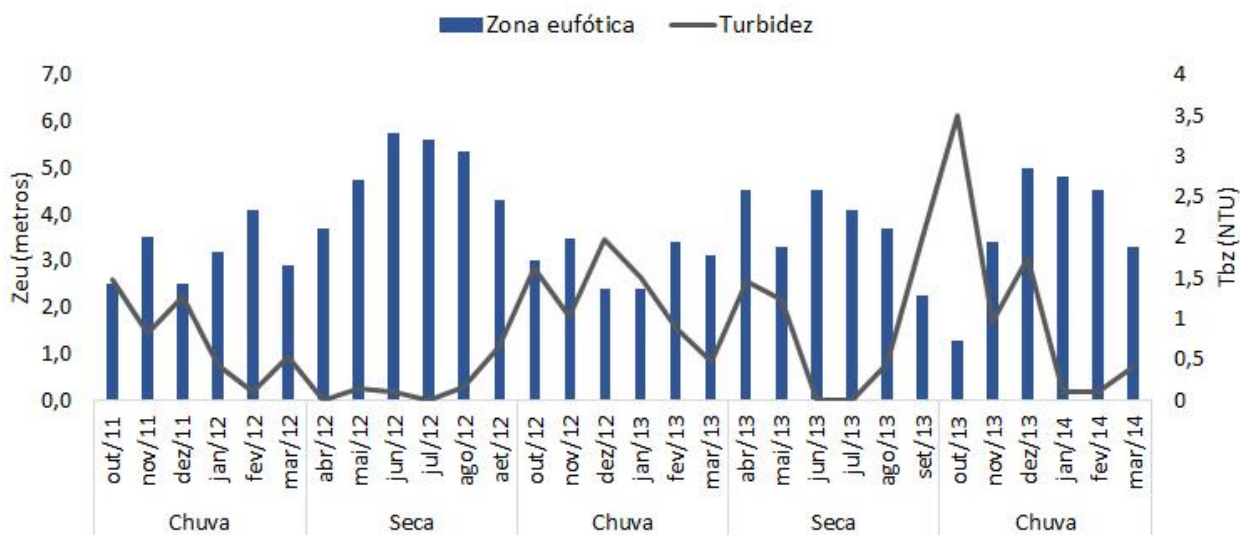


Figura 6: Variação mensal da profundidade do disco de Secchi (barra; metros) e da turbidez (linha; NTU) na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014.

6.2.3 RADIAÇÃO SOLAR SUBAQUÁTICA

A taxa de fluência de fluxo de fótons fotossintéticos (Photosynthetic Photon Flux Fluence Rate – PPFRR) na sub-superfície se mostrou maior durante o período de seca com uma média igual a 1285,08 (272,2-3825) $\mu\text{mol.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$ e menor durante o período de chuva com uma média igual a 1095 (342-2534) $\mu\text{mol.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$ (KW, $p = 0,055$) (Tabela 2 e Figura 7). É possível observar que no ano de 2012 a média da PPFRR foi igual a 1940,95 (841-

3825 $\mu\text{mol.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$ e no ano de 2013 a média da PPFRR foi igual a 629,2 (272,2-1311) $\mu\text{mol.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$. Considerando uma única amostragem mensal em campo, esse valor extremo observado no mês de setembro de 2012 (3825 $\mu\text{mol.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$) influenciou a média da PPFRR durante o período de seca do ano de 2012 (Figura 8). Esse valor extremo registrado pode ser atribuído a variação da posição do sol durante o dia e/ou as condições meteorológicas durante as amostragens em campo.

Os maiores valores foram da PPFRR encontrados nos meses de julho (1559,5 $\mu\text{mol.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$), agosto (1910,2 $\mu\text{mol.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$), setembro (3825 $\mu\text{mol.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$), novembro (1800 $\mu\text{mol.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$) e dezembro (2531 $\mu\text{mol.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$) do ano de 2012 e fevereiro (1706,4 $\mu\text{mol.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$) do ano de 2014 (Figura 7).

Nas Figuras 8 A, B, C e D são apresentados o perfil vertical da taxa de fluência de fluxo de fótons fotossintéticos (PPFRR) em percentual para o ano de 2011, 2012, 2013 e 2014, respectivamente, evidenciando a profundidade de alcance de 1% da radiação solar subaquática na área da barragem do reservatório.

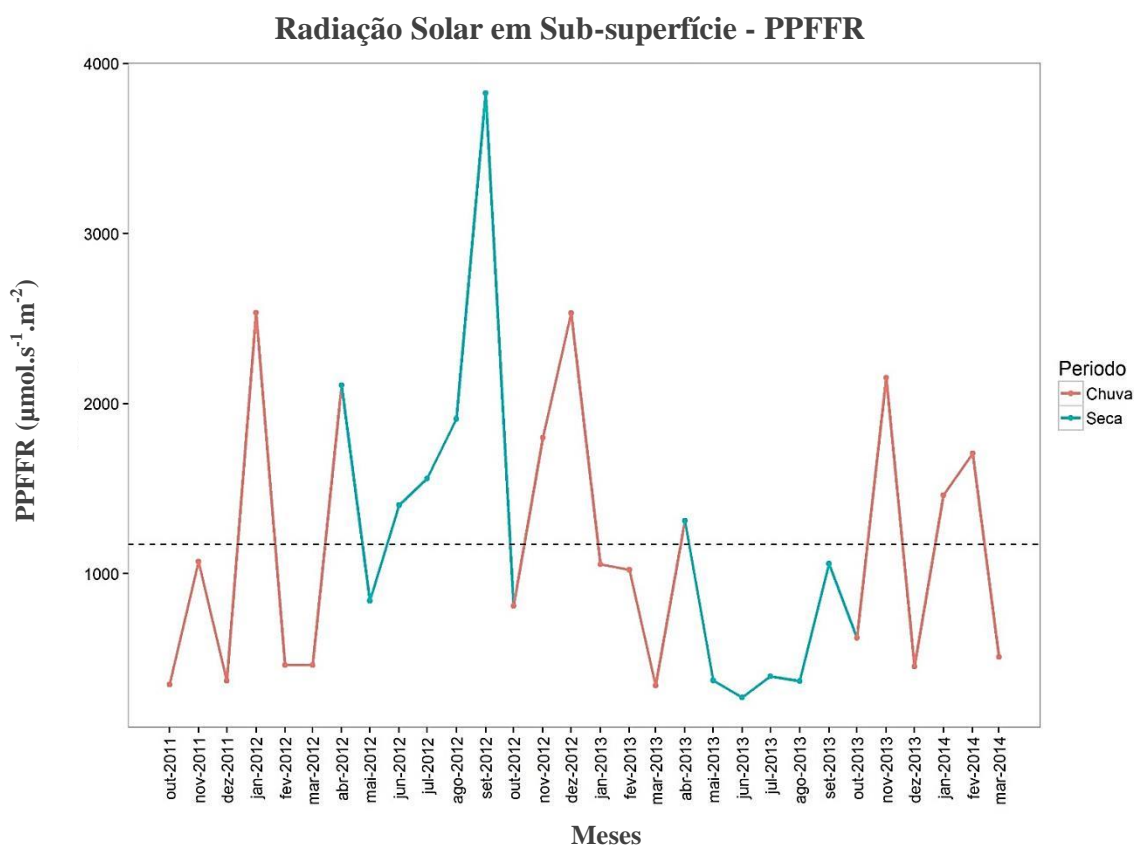


Figura 7: Variação mensal da taxa de fluência de fluxo de fótons fotossintéticos (PPFRR) ($\mu\text{mol.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$) na sub-superfície na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. A linha em pontilhado indica a PPFRR média para todo período de estudo.

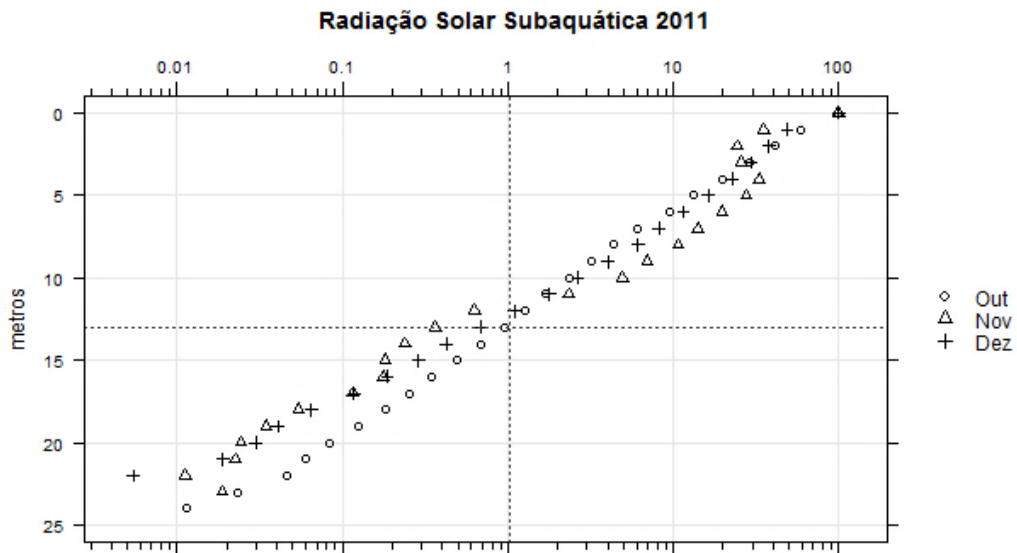


Figura 8A: Variação mensal da radiação solar subaquática em percentual ao longo do perfil vertical da área da barragem para o ano de 2011, evidenciando a profundidade de alcance de 1% da radiação solar subaquática.

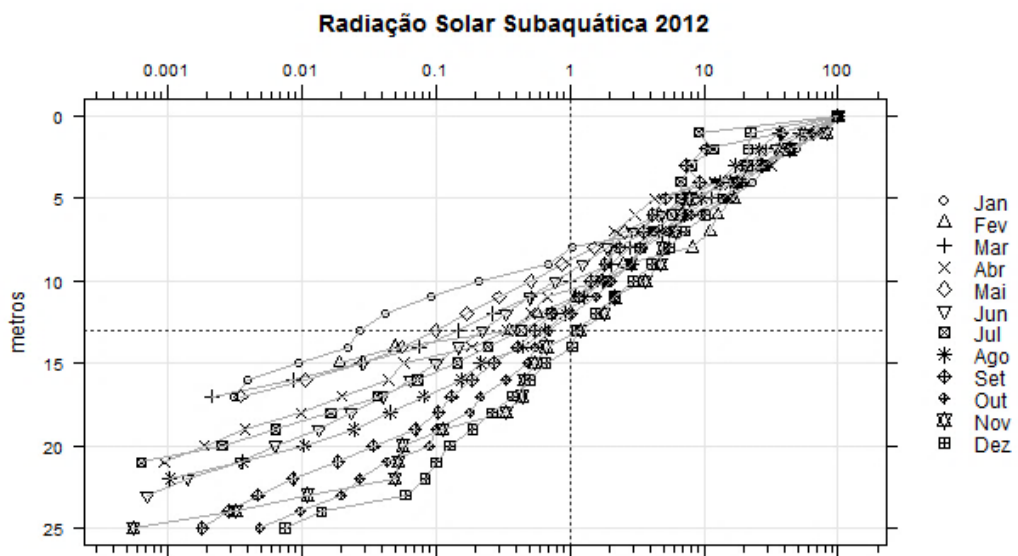


Figura 8B: Variação mensal da radiação solar subaquática em percentual ao longo do perfil vertical da área da barragem para o ano de 2012, evidenciando a profundidade de alcance de 1% da radiação solar subaquática.

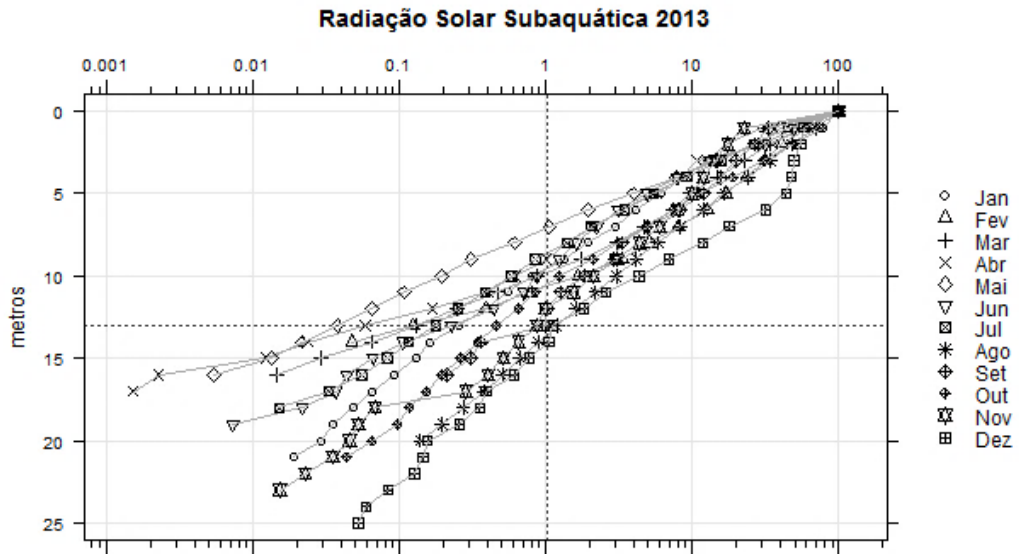


Figura 8C: Variação mensal da radiação solar subaquática em percentual ao longo do perfil vertical da área da barragem para o ano de 2013, evidenciando a profundidade de alcance de 1% da radiação solar subaquática.

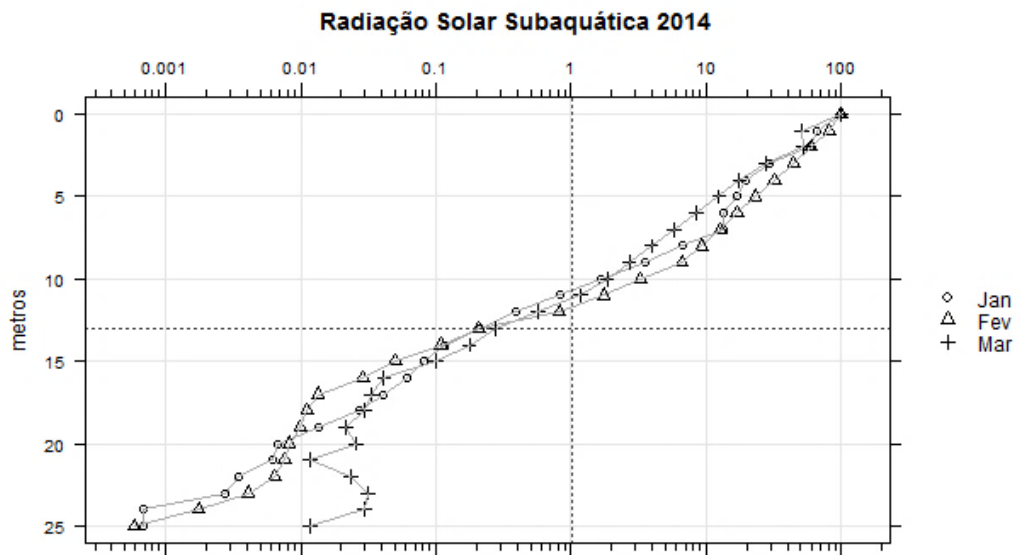


Figura 8D: Variação mensal da radiação solar subaquática em percentual ao longo do perfil vertical da área da barragem para o ano de 2014, evidenciando a profundidade de alcance de 1% da radiação solar subaquática.

6.2.4 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO - pH

A média do potencial Hidrogeniônico para o reservatório foi de 6,8 (5,2 - 8) apresentando durante todo o período de estudo (Tabela 2), se mostrando na maior parte do tempo dentro da faixa (6,0 a 9,0) estabelecida pela Resolução CONAMA 357/2005 para águas que servem para o abastecimento público, como as águas do reservatório de Ribeirão das Lajes.

Os menores valores (< 6,0) foram registrados no período de seca nos meses de maio, junho, agosto e setembro, com exceção dos meses de fevereiro e março do ano de 2012, em que foi registrado valores também abaixo do recomendado.

6.2.5 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

O reservatório apresentou baixos valores de condutividade elétrica durante todo período de estudo, com os valores mais altos nas camadas mais profundas ($H= 20,834$; $p= 0,001$). Os valores de condutividade elétrica ao longo do perfil vertical da área da barragem estão apresentados na Figura 9 e nas Tabelas 3 e 4. Na sub-superfície, o valor médio de condutividade elétrica foi de $28,9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Tabela 3), com os valores variando entre $25,9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ durante o período de seca e $36 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ durante o período de chuva (Tabela 4). Ao longo do perfil vertical, até os 15 metro de profundidade é possível observar um perfil homogêneo de condutividade elétrica (Figura 9).

Já nos estratos mais profundos (≥ 30 metros) os maiores valores de condutividade elétrica foram registrados no período de seca e os menores no período de chuva (Tabela 4). A média de condutividade elétrica no estrato de 30 metros foi igual $32,4 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, onde os menores valores foram registrados no mês de janeiro de 2012 ($19,7 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e os maiores no mês de julho de 2012 ($50,9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), sendo possível observar um aumento de condutividade elétrica durante os meses de menor estabilidade térmica (período de seca), sendo mais evidente no ano de 2012, onde é possível observar um aumento significativamente maior da condutividade elétrica comparado ao ano de 2013 ($H= 13,931$; $p= 0,016$) (Figura 9 e Tabela 4).

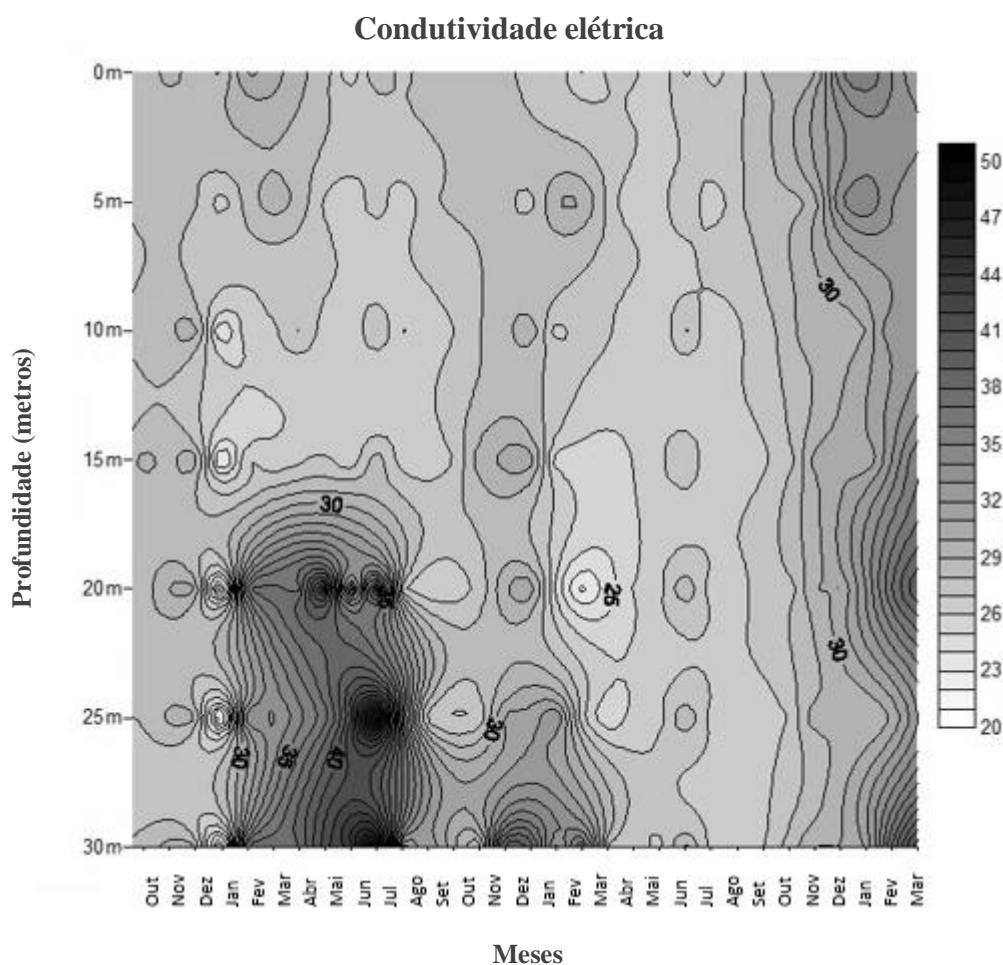


Figura 9: Isolinhas dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) no perfil vertical da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014.

Tabela 3: Valores médios com respectivos desvios padrão (DP) e valores mínimo (Min) e máximo (Max) das variáveis limnológicas coletadas ao longo do perfil vertical na área barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes para o período de

Profundidade	Condutividade elétrica			Oxigênio dissolvido			Temperatura da água		
	Média (DP)	Mínimo	Máximo	Média (DP)	Mínimo	Máximo	Média (DP)	Mínimo	Máximo
0	28,9 ± 2,41	25,9	36	6,37 ± 0,94	4,7	8,3	26,08 ± 2,54	21,60	30,76
5	28,5 ± 2,18	26,1	35	6,26 ± 0,81	4,71	7,7	25,34 ± 2,47	21,30	29,77
10	27,7 ± 1,79	23,5	33	4,14 ± 1,86	1,2	7,2	23,41 ± 1,49	21,00	27,50
15	27,7 ± 2,26	22	33	2,02 ± 1,81	0,1	6,5	21,94 ± 0,91	20,70	23,50
20	29,9 ± 5,48	20,6	44,6	1,11 ± 1,15	0,1	3,9	21,11 ± 0,75	20,00	22,90
25	30,3 ± 5,68	19,9	51,4	0,92 ± 1,29	0,0	4,3	20,59 ± 0,68	19,50	22,70
30	32,4 ± 6,51	19,7	50,9	0,70 ± 1,13	0,0	4,3	20,28 ± 0,60	19,40	22,20

Tabela 4: Valores médios com respectivos desvios padrão (DP) das variáveis limnológicas coletadas ao longo do perfil vertical na área barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes para os períodos de seca e chuva.

Profundidade	Condutividade Elétrica		Oxigênio dissolvido		Temperatura da água	
	SECA	CHUVA	SECA	CHUVA	SECA	CHUVA
	Média (DP)	Média (DP)	Média (DP)	Média (DP)	Média (DP)	Média (DP)
0	27,7 ± 1,08	29,8 ± 2,69	6,07 ± 0,99	6,57 ± 0,86	23,8 ± 1,77	27,6 ± 1,63
5	27,1 ± 0,91	29,5 ± 2,28	6,0 ± 0,93	6,5 ± 0,67	23 ± 1,45	26,9 ± 1,59
10	26,8 ± 0,88	28,3 ± 2	5,07 ± 1,69	3,52 ± 1,74	22,4 ± 1,21	24,1 ± 1,26
15	26,7 ± 0,96	28,4 ± 2,63	3,47 ± 1,87	1,04 ± 0,93	21,8 ± 0,99	22 ± 0,87
20	30,4 ± 6,8	29,6 ± 4,59	1,63 ± 1,45	0,76 ± 0,77	21,2 ± 0,81	21 ± 0,73
25	32,1 ± 7,87	29 ± 3,29	1,50 ± 1,76	0,53 ± 0,65	20,9 ± 0,77	20,4 ± 0,57
30	33,5 ± 8,13	31,7 ± 5,34	1,17 ± 1,62	0,38 ± 0,46	20,6 ± 0,76	20,1 ± 0,38

6.2.6 OXIGÊNIO DISSOLVIDO

A Figura 10 apresenta os valores da concentração de oxigênio dissolvido ao longo do perfil vertical da área da barragem. A média da concentração de oxigênio dissolvido em subsuperfície foi igual a 6,4 mg.L⁻¹ (Tabela 3), com o menor valor ocorrendo no mês de julho de 2012 (4,7 mg.L⁻¹) e o maior valor ocorrendo no mês de outubro de 2011 (8,3 mg.L⁻¹) (Figura 10). Durante todo o período de estudo, foi possível observar maiores concentrações de oxigênio dissolvido até os 5 metros de profundidade (valores acima de 4 mg.L⁻¹) (Tabela 3), com uma diminuição do gradiente ao longo do perfil vertical (F= 104,622; p< 0,0001).

A partir dos 10 metros, a concentração de oxigênio dissolvido sofre grandes variações, com valores gradativamente menores com o aumento da profundidade (Figura 10 e Tabela 3). É possível observar que as menores médias são encontradas durante o período chuvoso, mesmo período em que a coluna d'água encontra-se termicamente estratificada (Tabela 4).

A partir dos 15 metros, é possível observar a ocorrência de anoxia hipolimnética durante os meses de estratificação (período de chuva), com valores médios abaixo de 3 mg.L⁻¹ (Tabela 4). Nos meses de mistura (período de seca), devido à circulação provocada

na coluna d'água, observa-se que a concentração de oxigênio dissolvido aumenta nessas camadas, devido à redistribuição de oxigênio dissolvido em decorrência da homogeneização da densidade da coluna ($H= 19,336$; $p= 0,001$). Esse comportamento também pode ser considerado uma indicação da ocorrência de circulação completa na coluna d'água (Figura 10).

A concentração de oxigênio dissolvido das camadas mais profundas (30 metros) da área da barragem do reservatório apresentaram concentrações abaixo de 3 mg.L^{-1} durante o período de chuva e valores acima encontrado apenas no período de seca do ano de 2013 ($H= 15,46$; $p= 0,008$), principalmente nos meses de junho e agosto desse ano, indicando que o processo de mistura da coluna d'água foi suficientemente forte para aumentar a concentração de oxigênio das camadas mais profundas (Tabela 4 e Figura 10). Os baixos valores encontrados durante a seca do ano de 2012 (média igual a $0,13 \text{ mg.L}^{-1}$, com maior valor registrado no mês de julho igual a $0,33 \text{ mg.L}^{-1}$) indicam a ausência de redistribuição de oxigênio para essas camadas, acentuando a anoxia hipolimnética durante esse ano (Tabela 4 e Figura 10).

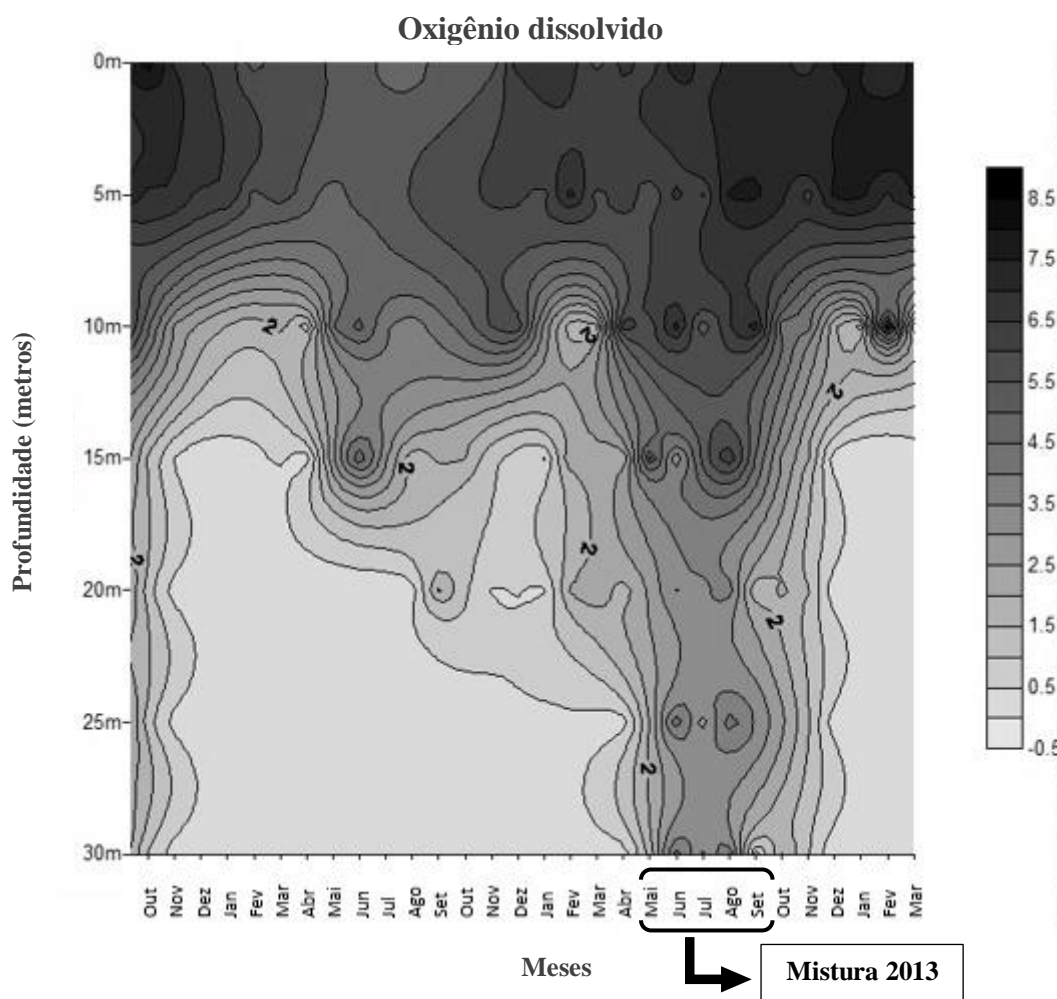


Figura 10: Isolinhas dos valores de concentração de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) no perfil vertical da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraf, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014.

6.2.7 CLOROFILA-*a*

As concentrações de clorofila-*a* em sub-superfície na área da barragem do reservatório foram baixas durante todo período de estudo, com valores inferiores a $6 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela 5). A concentração média de clorofila-*a* para a área da barragem do reservatório foi igual a $1,43 \mu\text{g.L}^{-1}$, exibindo máxima concentração nos meses de fevereiro e março de 2013 ($5,92 \mu\text{g.L}^{-1}$) e concentração abaixo do limite de detecção do método nos meses de outubro e dezembro de 2013. As concentrações de clorofila-*a* na área da barragem não apresentaram um padrão sazonal de variação, não sendo encontrada nenhuma variação significativa entre os períodos de seca e chuva e nenhuma correlação com as variáveis limnológicas, apenas com a biomassa de cladóceros.

Tabela 5: Valores médios com respectivos desvios padrão (DP) e valores mínimo (Min) e máximo (Max) das variáveis químicas (clorofila-*a*, ânions e cátions) na superfície da água na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes para o período de outubro de 2011 a março de 2014 e para os períodos de seca e chuva.

				SECA			CHUVA		
	Média (DP)	Min	Max	Média (DP)	Min	Max	Média (DP)	Min	Max
Cl _a - <i>a</i> (µg.L ⁻¹)	1,432 ± 1,850	0,000	5,920	1,198 ± 1,714	0,010	4,440	1,588 ± 1,967	0,000	5,920
P _{total} (µg.L ⁻¹)	0,015 ± 0,011	0,003	0,048	0,015 ± 0,012	0,004	0,047	0,016 ± 0,01	0,003	0,048
NH ₄ ⁺ (µg.L ⁻¹)	0,014 ± 0,036	0,000	0,192	0,006 ± 0,009	0,000	0,023	0,2 ± 0,046	0,001	0,192
NO ₂ ⁻ (µg.L ⁻¹)	0,01 ± 0,017	0,001	0,061	0,013 ± 0,019	0,001	0,061	0,008 ± 0,016	0,001	0,061
NO ₃ ⁻ (µg.L ⁻¹)	0,602 ± 0,305	0,087	1,480	0,574 ± 0,372	0,087	1,480	0,62 ± 0,261	0,133	0,986
Na ⁺ (µg.L ⁻¹)	1,31 ± 1,098	0,293	5,841	0,932 ± 0,568	0,293	1,896	1,562 ± 1,296	0,414	5,841
K ⁺ (µg.L ⁻¹)	0,879 ± 0,449	0,245	2,242	0,601 ± 0,274	0,245	1,100	1,064 ± 0,452	0,350	2,242
Mg ²⁺ (µg.L ⁻¹)	1,315 ± 0,671	0,149	2,478	1,06 ± 0,765	0,149	1,993	1,484 ± 0,561	0,412	2,478
Ca ²⁺ (µg.L ⁻¹)	3,099 ± 1,435	1,683	7,436	2,742 ± 1,2	1,683	6,196	3,336 ± 1,560	1,853	7,436
Cl ⁻ (µg.L ⁻¹)	2,473 ± 2,044	0,423	7,510	2,705 ± 2,602	0,423	7,228	2,313 ± 1,637	0,456	7,510
PO ₄ ²⁻ (µg.L ⁻¹)	0,006 ± 0,002	0,002	0,009	0,005 ± 0,002	0,002	0,009	0,006 ± 0,003	0,002	0,009
SO ₄ ²⁻ (µg.L ⁻¹)	1,493 ± 1,290	0,083	4,534	0,662 ± 0,745	0,083	2,300	2,046 ± 1,292	0,236	4,534

6.2.8 NUTRIENTES

Os valores obtidos para os íons durante o período de estudo estão apresentados na Tabela 5. No geral, a área da barragem do reservatório apresentou baixas concentrações de íons durante todo período de estudo, porém foi constatada diferença significativa na concentração dos íons sulfato ($W= 61$; $p= 0,004$) e potássio ($W= 62$; $p= 0,004$) entre os períodos de seca e chuva. É possível observar um aumento na concentração desses dois íons durante o período chuvoso (Tabela 5).

A concentração máxima de sulfato foi observada no mês de outubro de 2011 (4,53 µg.L⁻¹) e a mínima no mês de junho de 2013 (0,08 µg.L⁻¹). A concentração máxima de sódio foi observada no mês de dezembro de 2013 (5,84 µg.L⁻¹) e a mínima no mês de junho de 2013 (0,29 µg.L⁻¹). A concentração máxima do íon amônio foi encontrada no mês de outubro de 2011 (0,19 µg.L⁻¹) e concentrações abaixo de 0,001 µg.L⁻¹ foram registradas na maior parte do ano (Tabela 5).

As concentrações de fósforo total também foram baixas na área da barragem, com uma concentração média igual 0,02 µg.L⁻¹, com valores máximos de 0,0483 µg.L⁻¹ no mês de outubro de 2011, 0,0240 µg.L⁻¹ no mês de junho de 2012 e 0,0470 µg.L⁻¹ no mês de junho de 2013 (Tabela 5). As menores concentrações de fósforo foram observadas durante o período de chuvas, apresentando um valor mínimo igual a 0,002 µg.L⁻¹ no mês de janeiro

de 2014 (Tabela 5), porém não foi observada diferença significativa entre os períodos de seca e chuva. Apesar dos maiores valores serem observados nos meses que correspondem ao período de seca, não foi encontrada diferença significativa entre os períodos.

6.2.8 TEMPERATURA DA ÁGUA

Os valores de temperatura da água ao longo do perfil vertical da área da barragem são apresentados na Figura 11. A temperatura média da água de sub-superfície da área da barragem foi igual a 26,08 °C variando significativamente ($F= 39,071$; $p < 0,0001$) entre 23,8 °C durante o período de seca e 27,6 °C durante o período de chuva (Tabela 4). Já a camada de 30 metros de profundidade apresentou uma temperatura média igual a 20,3 °C, variando significativamente ($H= 15,44$; $p= 0,008$) entre 21 °C durante o período de seca e 20 °C durante o período chuvoso (Tabela 4).

A partir dos perfis de temperatura, pode-se observar uma diferença de temperatura entre a superfície e o fundo significativamente maior ($F= 46,503$; $p < 0,0001$) durante a estação chuvosa, alcançando seus maiores valores nos meses de fevereiro de 2012 (9.8° C), dezembro de 2013 (8.8° C), janeiro e fevereiro de 2014 (10.6° C em ambos) (Tabela 6). Também foi possível observar que a partir do mês de abril começa a ocorrer o resfriamento das camadas superficiais e uma consequente diminuição da diferença de temperatura entre a superfície e o fundo, desfazendo o gradiente de densidade formado durante o período de chuva (Tabela 6).

Esse comportamento indica a ocorrência de circulação completa da coluna d'água, já que as diferenças entre a superfície e fundo foram inferiores a 2° C (Tabela 6). As menores diferenças foram apresentadas nos meses de inverno durante todo período de estudo, sendo registradas nos meses de junho de 2012 (1.7 °C), maio (1.6 °C), junho (1.4 °C) e agosto (1.7 °C) do ano de 2013 (Tabela 6).

É possível observar um comportamento sazonal na variação de temperatura entre os períodos de seca e chuva das primeiras camadas (até 10 metros,) e das camadas de fundo (≥ 30 metros), exibindo um gradiente de densidade ao longo da coluna d'água durante o período de estratificação e uma tendência a homotermia na coluna d'água nos meses de inverno, onde são registradas as menores diferenças de temperatura entre a superfície e o fundo (Figura 11 e Tabela 6).

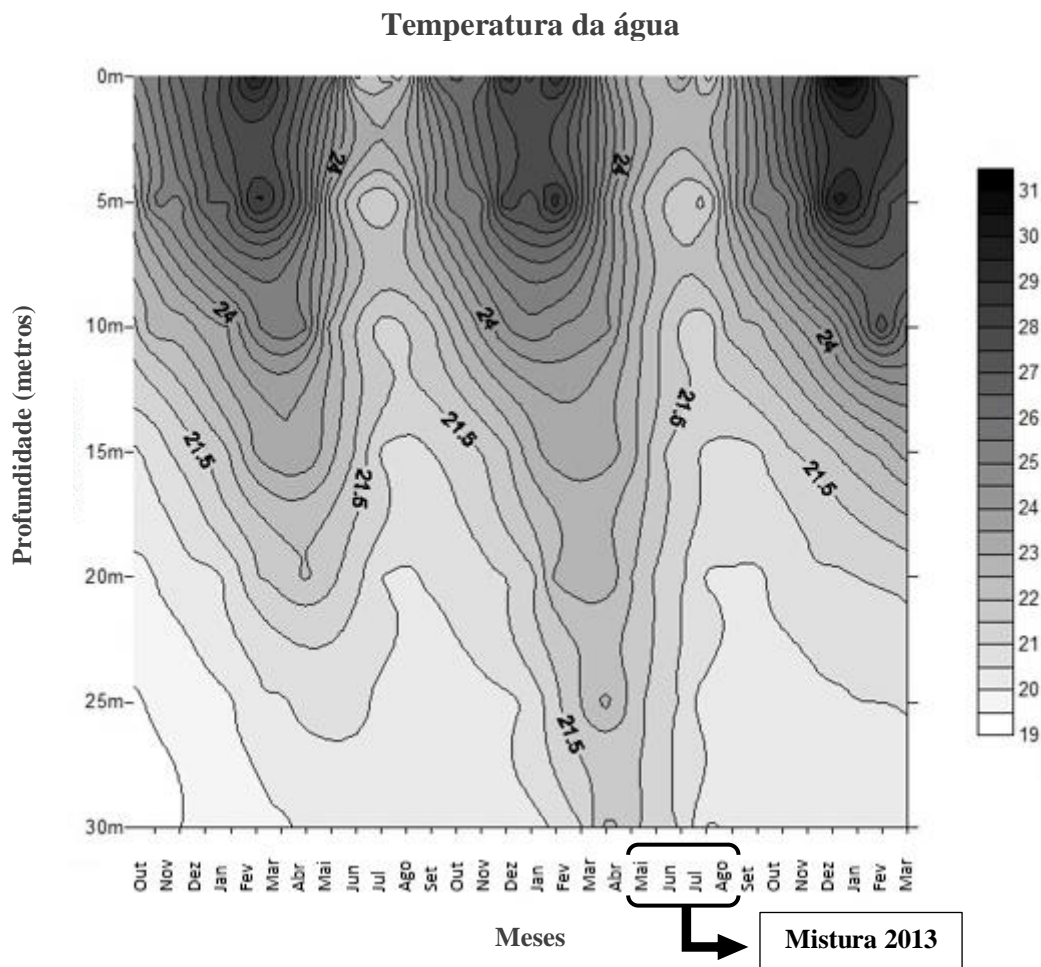


Figura 11: Isolinhas dos valores de temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) no perfil vertical da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014.

Tabela 6: Valores da diferença entre a temperatura da água (°C) de sub-superfície e fundo na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes para o período de outubro de 2011 a março de 2014.

Mês	Anos			
	2011	2012	2013	2014
Jan	-	8,2 °C	6,8 °C	10,6 °C
Fev	-	9,8 °C	8,5 °C	10,6 °C
Mar	-	7,8 °C	6 °C	7,9 °C
Abr	-	6,8 °C	2,2 °C	-
Mai	-	5,8 °C	1,6 °C	-
Jun	-	1,7 °C	1,4 °C	-
Jul	-	2,5 °C	2,8 °C	-
Ago	-	2,4 °C	1,7 °C	-
Set	-	5,8 °C	3,7 °C	-
Out	5,9 °C	6,5 °C	5,6 °C	-
Nov	7,1 °C	5,7 °C	6,2 °C	-
Dez	7,3 °C	8,8 °C	6,9 °C	-

6.3 ESTABILIDADE DA COLUNA D'ÁGUA

As Figuras 12 e 13 apresentam os valores da estabilidade da coluna d'água (Schmidt - S) e da estabilidade relativa da coluna d'água (RWCS) para o período de outubro de 2011 a março de 2014, respectivamente.

Os maiores valores de estabilidade da coluna d'água (Schmidt - S) foram registrados no período de chuva (média = 2027,1 J.m⁻²) e os menores valores foram registrados no período de seca (média = 672,7 J.m⁻²) (Figura 12 e Tabela 2), se mostrando significativamente diferente entre os períodos (W= 8; p= 0,0004). O mesmo comportamento foi observado pela estabilidade relativa da coluna d'água (RWCS), que apresentou seus maiores valores nos meses de março de 2012, fevereiro de 2013 e janeiro de 2014 e seus menores valores nos meses de junho de 2012 e junho de 2013, se mostrando significativamente maior no período de chuva e menor no período de seca (F= 43,184; p< 0,0001) (Figura 13).

Os valores da resistência térmica relativa (RTR) das camadas de água até 30 metros de profundidade, em intervalos de 5 metros, são apresentados na Tabela 2 e na Figura 14. É possível observar que a maior resistência térmica relativa foi evidenciada no segundo estrato de água (entre 5 a 10 metros) e a camada que apresentou menor resistência térmica foi o último estrato de água (entre 25 e 30 metros) ($W= 742$; $p< 0,0001$) (Figura 14 e Tabela 2). A resistência térmica entre as camadas, até os 25 metros de profundidade, atinge seus maiores valores durante o período de chuva (Figura 14 e Tabela 2). Não foi verificada variação significativa dos valores de RTR entre os períodos de seca e chuva da camada sub-superficial, porém as camadas entre 5 e 10 ($W= 16$; $p< 0,0001$), entre 10 e 15 ($W= 13$; $p< 0,0001$), entre 15 e 20 ($W= 55,5$; $p= 0,002$) e entre 20 e 25 metros ($W= 65$; $p= 0,006$) se mostram significativamente diferentes entre os períodos, apresentando maiores valores durante o período de estratificação da coluna (período chuvoso).

A Figura 15 exibe o comportamento da zona de mistura durante o período de estudo, que se mostrou constante durante o período de chuva, apresentando uma profundidade média igual a 6 metros nesse período (Figura 15 e Tabela 2). Já no período de seca é possível observar um aumento da sua espessura (Figura 15 e Tabela 2), o que indica o seu aprofundamento na coluna d'água. Apesar desse comportamento, não foi observada diferença significativa entre as profundidades da zona de mistura entre os períodos de seca e chuva. A média da zona de mistura no período de seca foi igual a 8 metros, sendo as maiores profundidades observadas nos meses de junho (15,15 metros) do ano de 2012 e agosto (15,15 metros) do ano de 2013 (Figura 15 e Tabela 2).

A média da razão entre a profundidade da zona de mistura e a profundidade máxima do reservatório (Z_{mix}/Z_{max}) durante o período de estudo foi igual a 0,17 (Tabela 2). Os menores valores para essa razão foram encontrados durante o período de seca nos meses de maio e julho de 2012 e julho de 2013. Já a razão entre a profundidade da zona eufótica e a profundidade da zona de mistura (Z_{eu}/Z_{mix}) apresentou uma média igual a 1,33 durante todo o período de estudo, sendo igual a 0,9 durante o período de seca e 1,6 durante o período de chuva (Tabela 2). Os menores valores dessa razão foram registrados também nos meses de maio e julho de 2012 e julho de 2013.

Observa-se que a área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes apresentou maior estabilidade térmica na coluna d'água nos meses de chuva (Tabela 2), evidenciando um período de estratificação estável durante a maior parte do ano, com formação de três camadas no perfil vertical. Já nos meses de inverno (período de seca), a

estabilidade térmica apresentou valores mais baixos (Figuras 13, 14 e 15), devido às menores diferenças entre a temperatura de superfície e fundo ($> 2\text{ }^{\circ}\text{C}$), que favoreceram a circulação completa da coluna d'água no ano de 2012 e 2013 (Tabela 6). A partir do perfil vertical de temperatura da água, é possível observar que no ano de 2012 o processo de mistura foi registrado em apenas um mês do ano (junho) (Tabela 6 e Figura 12) e que no ano de 2013 o processo de mistura foi registrado em três meses do ano (maio, junho e agosto) (Tabela 6 e Figura 12). Porém a partir do perfil vertical da concentração de oxigênio dissolvido, observa-se que a mistura ocorre apenas no ano de 2013 (Figura 11).

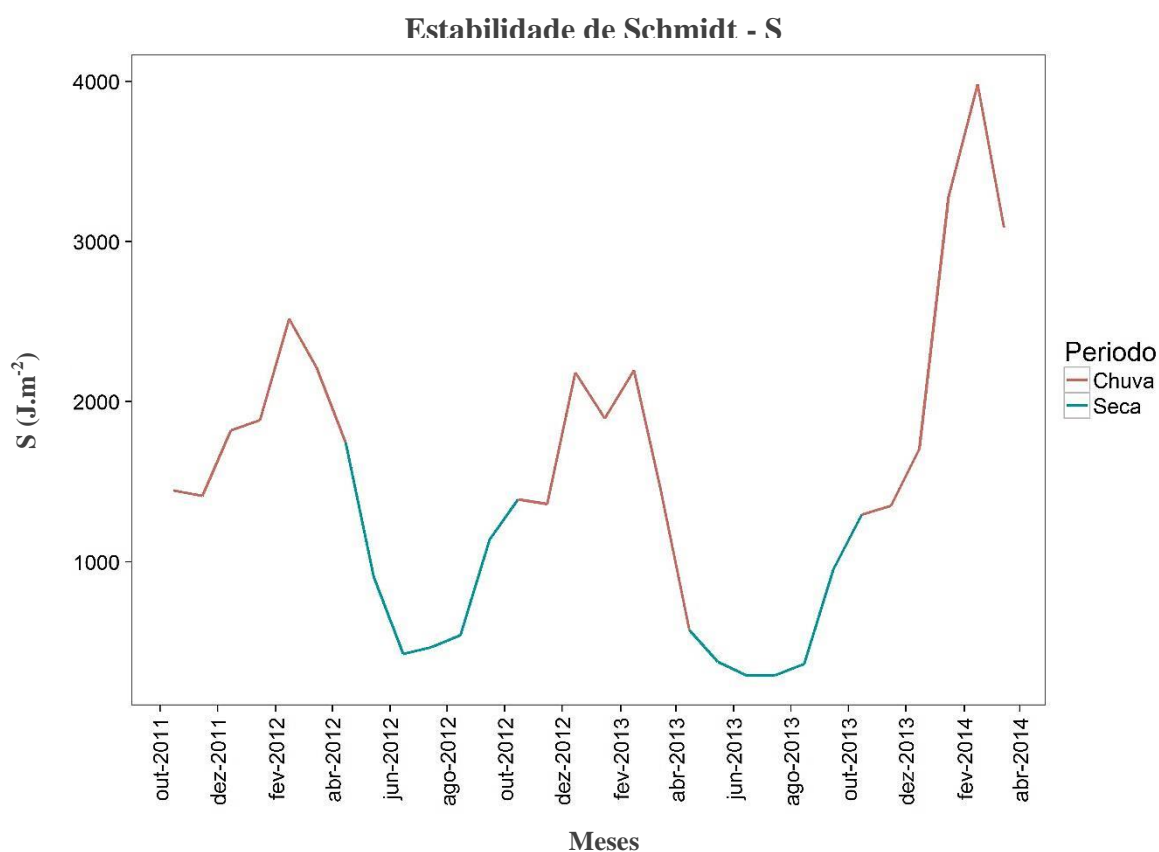


Figura12: Variação mensal da estabilidade de Schmidt – S (J.m⁻²) na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, RJ, Pirai, no período de outubro de 2011 a março de 2014.

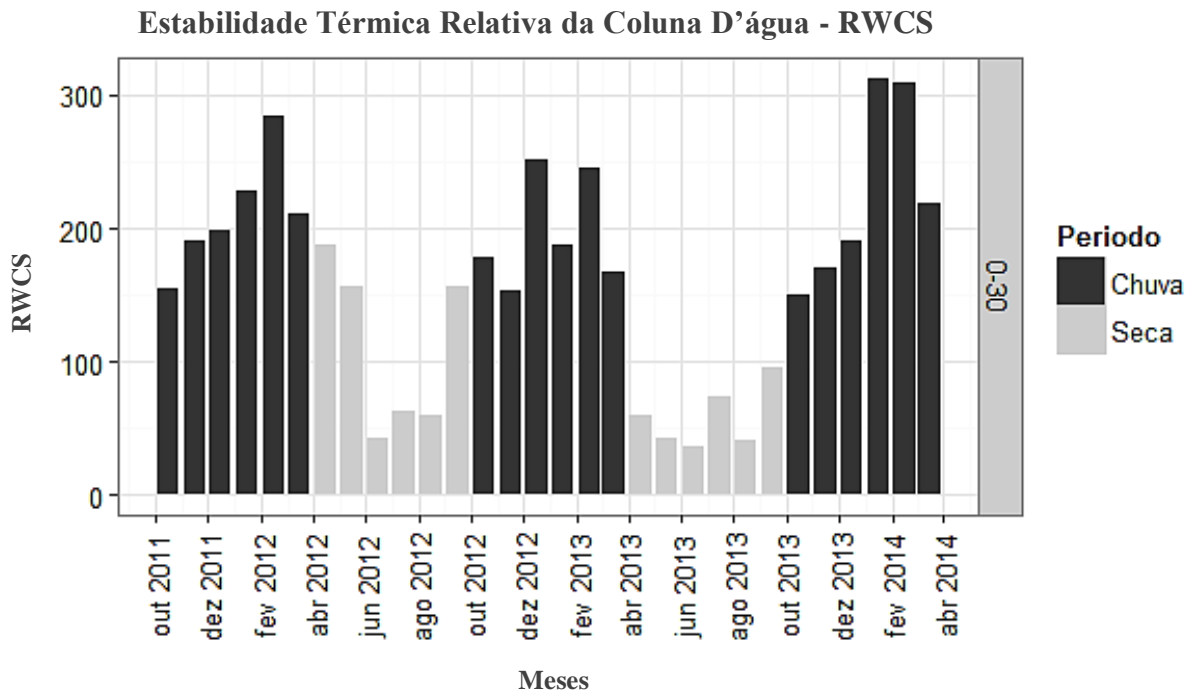


Figura 13: Variação mensal da estabilidade térmica relativa da coluna d'água (0 a 30 metros) - RWCS (adimensional) na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014.

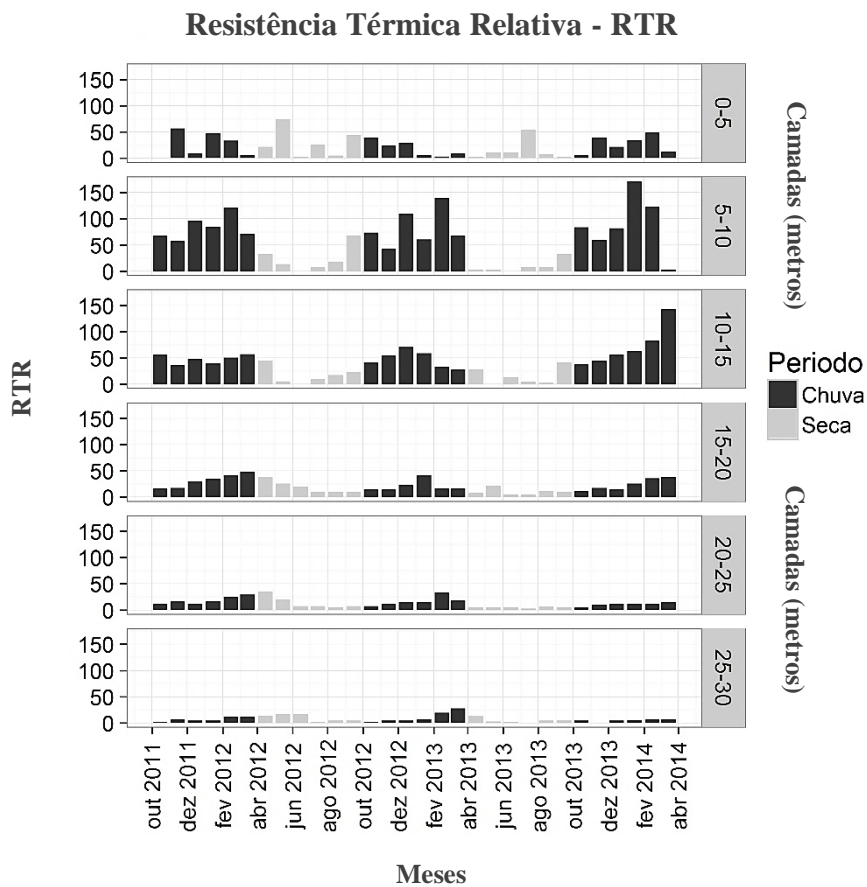


Figura 14: Variação mensal da resistência térmica relativa – RTR (adimensional) de cada camada de água até os 30 metros de profundidade, em intervalos de 5 metros na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014.

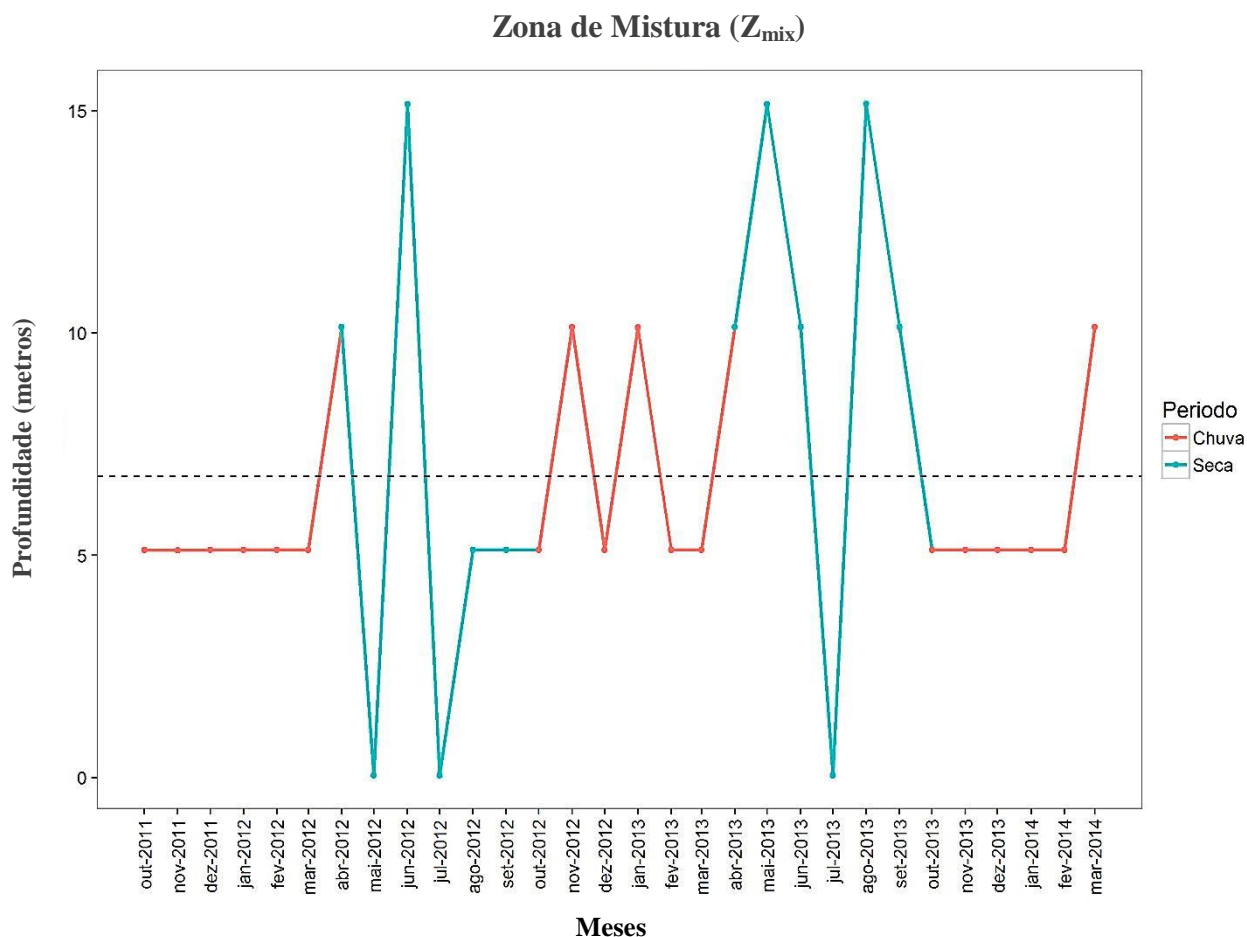


Figura 15: Variação mensal da profundidade da zona de mistura – Z_{mix} (metros) na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. A linha pontilhada evidencia a Z_{mix} média para o período de estudo.

6.4 COMUNIDADES PLANCTÔNICAS

Os resultados obtidos referentes à estrutura das comunidades planctônicas (fito e zooplâncton) analisadas na superfície da área da barragem estão apresentadas nas Tabelas 7 e 8. Nessas tabelas são apresentados os valores de densidade, biomassa, riqueza, diversidade e equitabilidade para o período de outubro de 2011 a março de 2014.

6.4.1 COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

6.4.1.1 RIQUEZA, DIVERSIDADE E EQUITABILIDADE

Considerando o número total de amostras analisadas durante o período de estudo, as espécies fitoplanctônicas identificadas na área da barragem foram agrupadas em nove táxons, entre ordens e classes: Xanthophyceae, Chrysophyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyta, Chlorophyta, Cyanophyta, Cryptophyta, Zygnemaphyceae e Dinoflagelados. Ao analisar a riqueza é possível destacar a dominância de Cyanophyta e Chlorophyta durante todo o período de estudo. A riqueza média do fitoplâncton na área da barragem foi igual a 13,6 táxons, se mostrando maior durante o período de seca com 14,8 táxons e menor durante o período de chuva com 12,8 táxons, porém sem apresentar diferença significativa entre esses períodos (Figura 16 e Tabela 7).

Dentro do número de táxons encontrados, quatro foram classificados como “constantes” de acordo com a classificação de Gomes (1989). Desse total o grupo das cianofíceas e clorófitas foram observadas em todas as amostragens, apresentando uma frequência de ocorrência de 100%. Já as crisofíceas e criptofíceas apresentaram uma frequência de ocorrência de 56,7% durante o período de estudo.

A diversidade média do fitoplâncton na área da barragem foi igual a 2,05 bits.ind⁻¹, não apresentando variação significativa entre os períodos de seca (média = 2,2 bits.ind⁻¹) e chuva (média = 1,9 bits.ind⁻¹) (Figura 17). Durante o período de seca a diversidade fitoplanctônica variou entre o mínimo de 1,7 bits.ind⁻¹ e o máximo de 2,9 bits.ind⁻¹ e durante o período de chuva variou entre 0,9 bits.ind⁻¹ a 2,9 bits.ind⁻¹. Em termos de equitabilidade a comunidade fitoplanctônica apresentou diferenças significativas ($F=19,297$; $p=0,0001$) entre os períodos de seca e chuva, onde os menores valores de equitabilidade foram registrados durante o período chuvoso, com os valores mais baixos nos meses de outubro de 2011 e outubro de 2012 (Figura 17), mesmo período em que se observa que a dominância de cianofíceas chegou a 92% e 94% dos indivíduos, respectivamente.

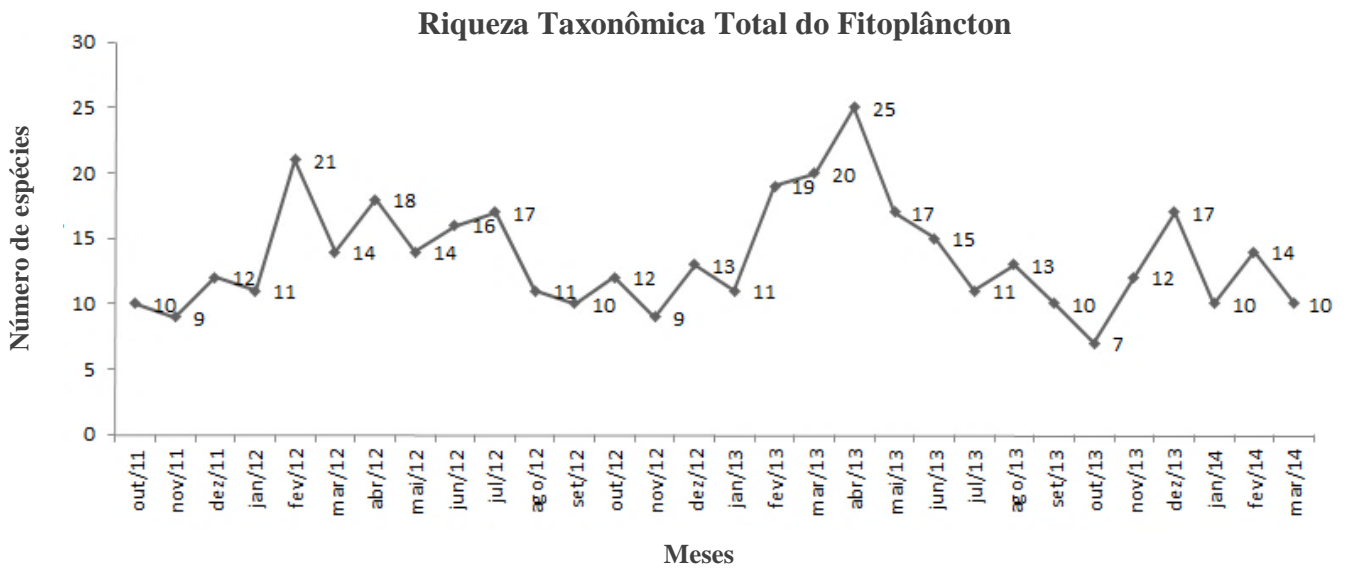


Figura 16: Variação mensal da riqueza taxonômica da comunidade fitoplanctônica na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014.

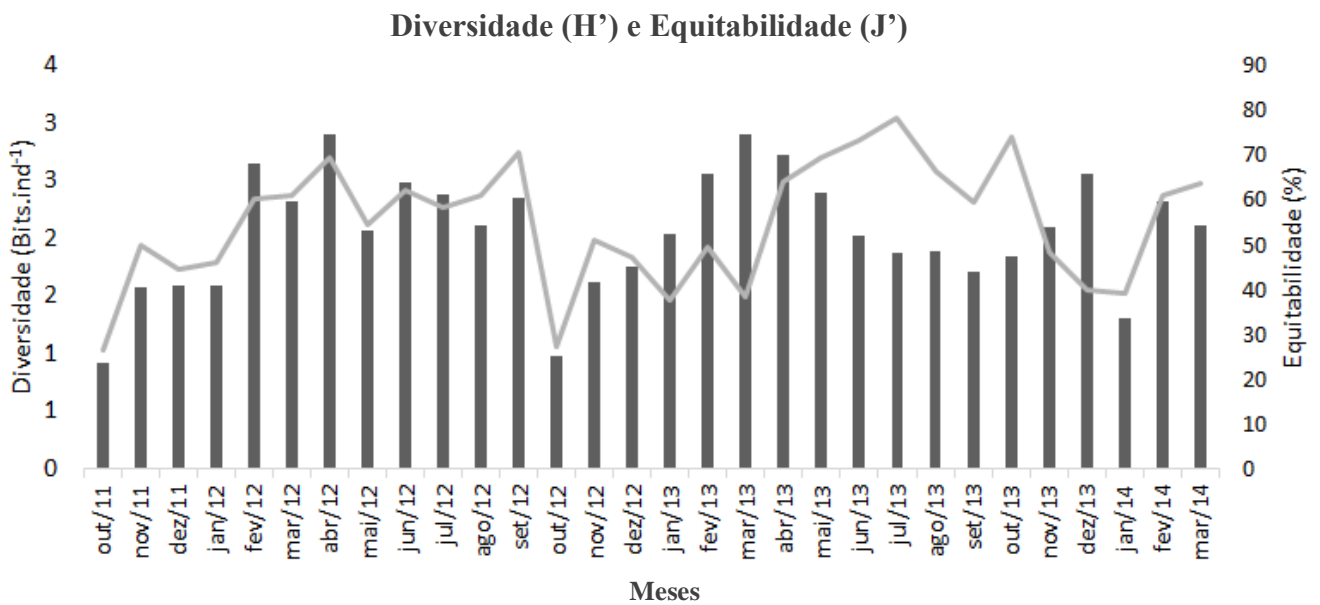


Figura 17: Variação mensal da diversidade de Shannon (bits.ind⁻¹) e da equitabilidade de Pielou (%) da comunidade fitoplanctônica na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014.

Tabela 7: Valores médios com respectivos desvios padrão (DP) e valores mínimo (Min) e máximo (Max) da densidade (ind.mL^{-1}), biomassa em carbono ($\mu\text{gC.L}^{-1}$), riqueza (número de espécies), diversidade (bits.ind^{-1}) e equitabilidade (%) do fitoplâncton na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes para o período de outubro de 2011 a março de 2014.

				SECA			CHUVA		
	Média (DP)	Min	Max	Média (DP)	Min	Max	Média (DP)	Min	Max
Densidade									
Bacillariophyceae	57,2 ± 104,7	0,0	489,9	98,5 ± 151,8	0,0	489,9	29,6 ± 42,5	0,0	125,9
Chlorophyta	974,8 ± 760,3	93,3	3394,0	1146,1 ± 748,7	457,9	3394,0	860,5 ± 767,3	93,3	2560,8
Chryptophyta	44,5 ± 53,9	0,0	175,0	41,9 ± 37,4	0,0	105,0	42,2 ± 63,6	0,0	175,0
Chrysophyta	117,3 ± 177,2	0,0	566,7	199,5 ± 236,4	0,0	566,7	62,5 ± 97,2	0,0	349,9
Cyanophyta	5194,9 ± 3954,8	314,9	19016,9	3459,6 ± 1900,5	314,9	7557,8	6351,9 ± 4560,7	2008,7	19016,9
Dinophyta	23,6 ± 53,7	0,0	272,9	34,8 ± 79,2	0,0	272,9	16,1 ± 26,7	0,0	84,0
Euglenophyta	9,7 ± 22,0	0,0	75,0	1,7 ± 6,1	0,0	21,0	15 ± 27,0	0,0	75,0
Xanthophyceae	0,6 ± 3,3	0,0	17,9	0 ± 0	0,0	0,0	1 ± 4,2	0,0	17,9
Zygnemaphyceae	13,8 ± 33,6	0,0	167,9	3,2 ± 7,4	0,0	19,1	20,8 ± 41,9	0,0	167,9
Total	6436,4 ± 4392,2	1952,1	21787,6	4991,3 ± 2427,4	1952,1	9622,3	7399,8 ± 5161,4	2443,4	21787,6
Biomassa									
Bacillariophyceae	6,9 ± 13,2	0,0	53,6	11,6 ± 19,2	0,0	53,6	3,8 ± 5,8	0,0	18,8
Chlorophyta	6,7 ± 9,9	0,4	41,3	10,5 ± 14,2	1,0	41,3	4,2 ± 4,5	0,4	14,9
Chryptophyta	2,7 ± 3,9	0,0	16,1	2,5 ± 2,5	0,0	6,9	2,9 ± 4,7	0,0	16,1
Chrysophyta	2,9 ± 3,7	0,0	12,6	4,1 ± 5,0	0,0	12,6	1,1 ± 2,1	0,0	7,8
Cyanophyta	39,6 ± 56,2	0,7	263,6	16,5 ± 19,9	0,9	52,7	54,9 ± 67,1	0,7	263,6
Dinophyta	8 ± 20,2	0,0	104,8	10,7 ± 30	0,0	104,8	6,2 ± 10,3	0,0	32,2
Euglenophyta	12,2 ± 28,8	0,0	91,3	0,1 ± 0,2	0,0	0,8	20,3 ± 35,3	0,0	91,3
Xanthophyceae	0 ± 0	0,0	0,0	0 ± 0	0,0	0,0	0 ± 0	0,0	0,0
Zygnemaphyceae	4,4 ± 19,5	0,0	105,0	0,1 ± 0,2	0,0	0,7	7,3 ± 25,0	0,0	105,0
Total	82,8 ± 69,4	6,9	310,9	56 ± 43,5	12,7	132,7	100,7 ± 78,4	6,9	310,9
Riqueza	13,6 ± 4,2	7,0	25,0	14,8 ± 4,3	10,0	25,0	12,8 ± 4,0	7,0	21,0
Diversidade	2,1 ± 0,5	0,9	2,9	2,2 ± 0,4	1,7	2,9	1,9 ± 0,6	0,9	2,9
Equitabilidade	55,1 ± 13,7	26,5	78,5	65,6 ± 6,9	54,4	78,5	48,1 ± 12,5	26,5	74,1

6.4.1.2 ABUNDÂNCIA E BIOMASSA

A densidade fitoplanctônica total média (ind.mL^{-1}) da área da barragem foi igual a 6.436,4 ind.mL^{-1} , sendo 4.991,3 ind.mL^{-1} no período de seca e 7.399,8 ind.mL^{-1} no período de chuva (Tabela 7). Apesar de não haver diferença significativa nos valores de densidade total entre os períodos de seca e chuva é possível observar um aumento de densidade durante a estação chuvosa, com os valores máximos, acima de 10.000 ind.mL^{-1} sendo observados nos meses de dezembro de 2011 (10.818,86 ind.mL^{-1}), março de 2012 (12.475,84 ind.mL^{-1}), dezembro de 2012 (11.684,99 ind.mL^{-1}), janeiro de 2014 (21.787,62 ind.mL^{-1}), fevereiro de 2014 (10.369,06 ind.mL^{-1}) e março de 2014 (12.631,39 ind.mL^{-1}) (Tabela 7 e Figura 18A).

A composição da comunidade fitoplanctônica e suas densidades associadas à mesma estão apresentadas na Figura 18B. É possível observar que o grupo das Cyanophytas foi dominante quantitativamente durante todo o período de estudo, representando 80,6% da abundância relativa total do fitoplâncton (Figura 18C), com uma densidade total média igual a 5.194,9 ind.mL⁻¹ (Tabela 7). O segundo grupo mais representativo para abundância do fitoplâncton na área da barragem são as Chlorophytas, que contribuem com 15,1% para densidade total do fitoplâncton (Figura 18C), apresentando uma densidade total média igual a 974,8 ind.mL⁻¹ durante o período de estudo (Tabela 7). Porém, esse grupo apresenta suas maiores densidades no período da seca, com um pico de densidade no mês de junho de 2012 (1.469 ind.mL⁻¹) correspondendo a 75,3% da abundância total do mês. A Figura 18C apresenta as contribuições em porcentagem da abundância de cada grupo para abundância total do fitoplâncton na área da barragem no período de outubro de 2011 a março de 2014.

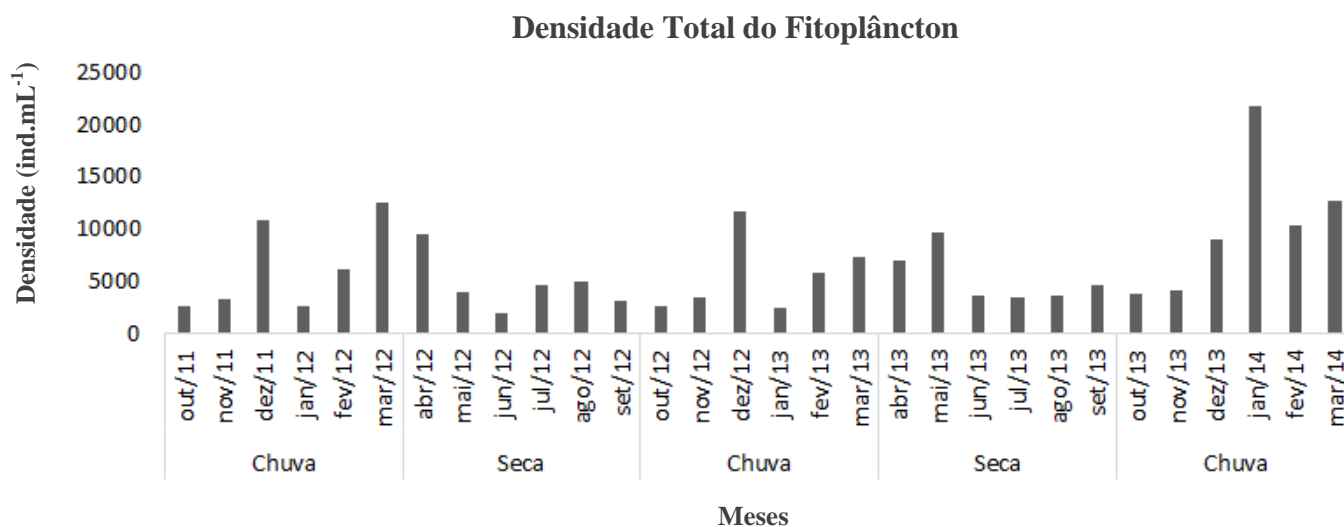


Figura 18A: Variação mensal da densidade total (ind.mL⁻¹) do fitoplâncton na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014.

Densidade Total do Fitoplâncton por Grupo

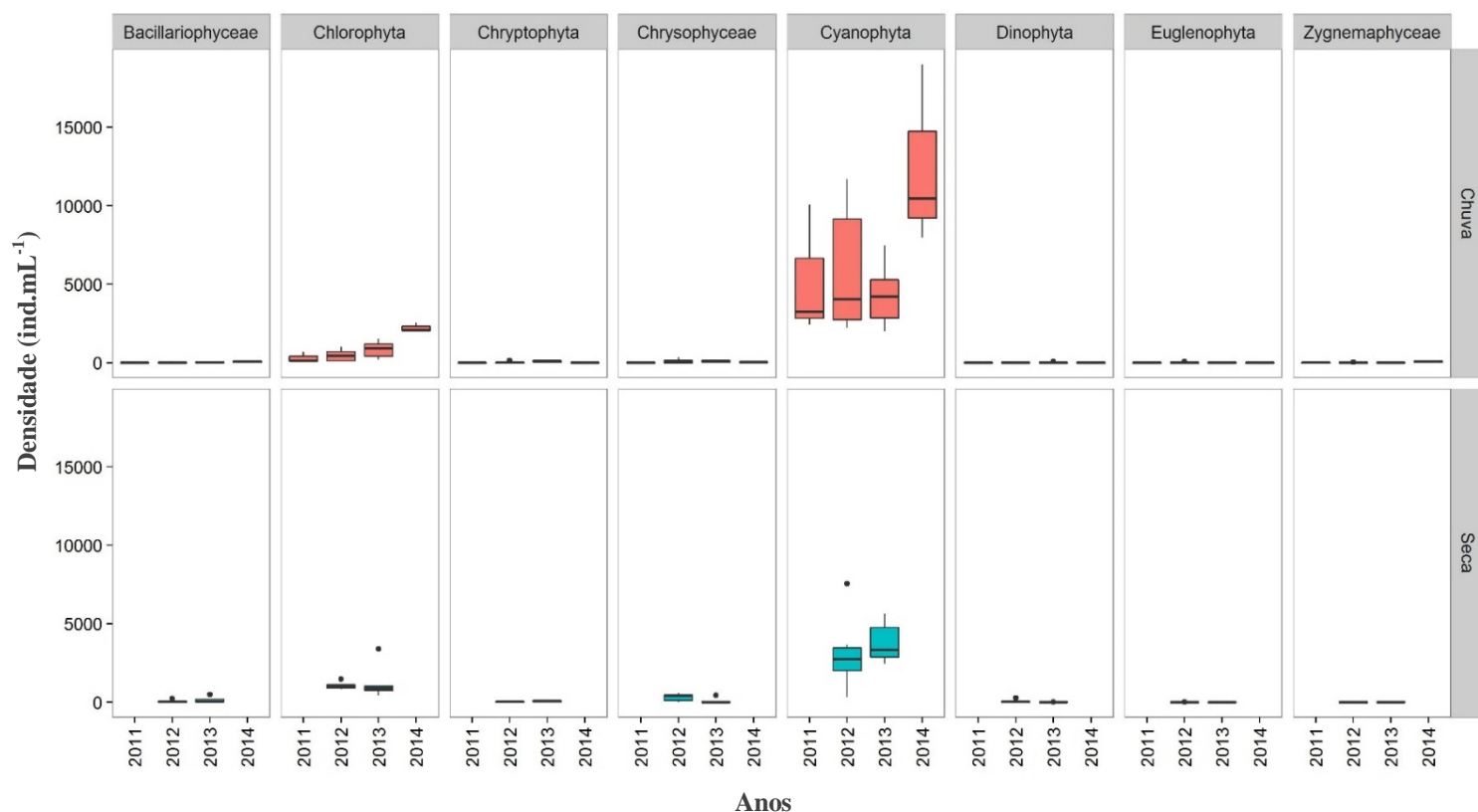


Figura 18B: Valores médios e respectivos desvios padrão da densidade total (ind.mL^{-1}) de cada grupo fitoplanctônico na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Pirai, RJ, nos períodos de seca e chuva de outubro de 2011 a março de 2014.

Abundância Relativa (%) do Fitoplâncton por Grupo

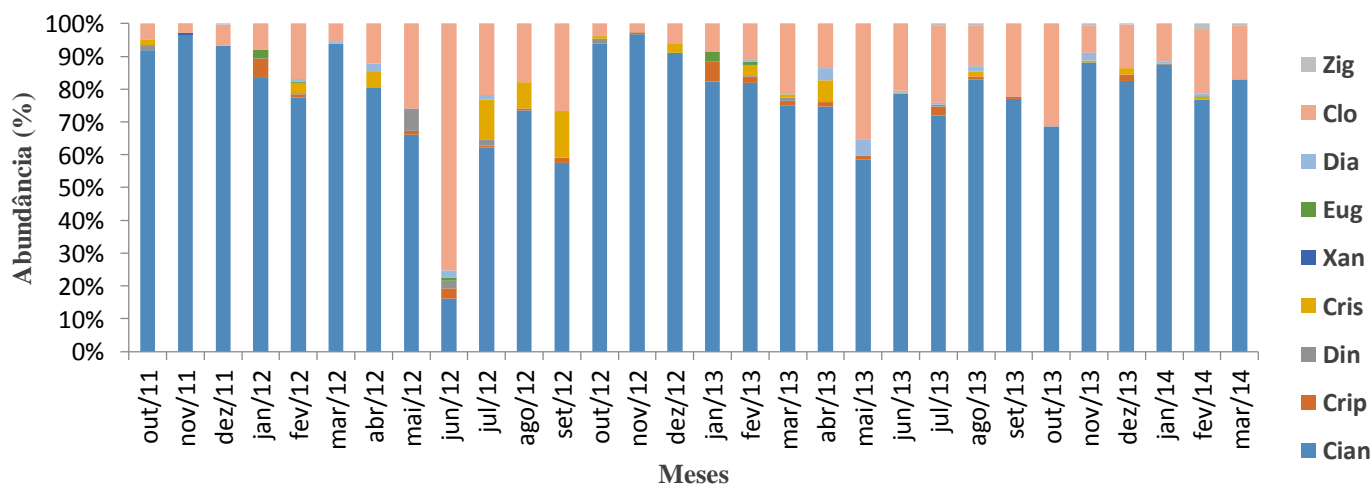


Figura 18C: Participação percentual (%) de cada grupo para abundância total do fitoplâncton na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Pirai, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. Zig- Zygnemaphyceae; Clo- Chlorophyta; Dia- Diatomáceas; Eug- Euglenophyta; Xan- Xanthophyceae; Cris- Chrysophyceae; Din- Dinophyta; Crip- Chryptophyta; Cian- Cyanophyta.

É possível perceber que no período de seca há um aumento na densidade dos seguintes grupos: diatomáceas (Bacillariophyceae), Chlorophyta, Chrysophyceae e dinoflagelados (Tabela 7 e Figura 18C), acompanhado por um aumento na riqueza de espécies nesse período (Tabela 7). Já no período de chuva há uma maior densidade dos grupos: Cyanophyta, Euglenophyta, Xanthophyceae e Zygnemaphyceae (Figura 18C), acompanhado por uma diminuição na riqueza de espécies e uma consequente redução da equitabilidade (Tabela 7 e Figura 17).

O valor da biomassa média total do fitoplâncton na área da barragem do reservatório foi igual a 82,8 $\mu\text{gC.L}^{-1}$, apresentando uma média de 100,7 $\mu\text{gC.L}^{-1}$ durante o período de chuva e 56 $\mu\text{gC.L}^{-1}$ durante o período de seca (Tabela 7). Os menores valores foram registrados nos meses de agosto de 2013 (12,72 $\mu\text{gC.L}^{-1}$) e setembro de 2013 (6,88 $\mu\text{gC.L}^{-1}$) e os maiores nos meses de março de 2013 (226 $\mu\text{gC.L}^{-1}$) e dezembro de 2013 (310,9 $\mu\text{gC.L}^{-1}$) (Figura 19A). Apesar do aumento da biomassa total do fitoplâncton no período de chuva, não houve diferença significativa entre os períodos. A Figura 19 A apresenta os valores da biomassa total do fitoplâncton e a Figura 19 B os valores da biomassa total de cada grupo fitoplanctônico na área da barragem no período de outubro de 2011 a março de 2014.

Entre os grupos, a maior contribuição em termos de biomassa em carbono para biomassa total do fitoplâncton foi a de Cyanophyta (1.186,9 $\mu\text{gC.L}^{-1}$) contribuindo com quase 50% para biomassa total durante o período de estudo (Tabela 7 e Figuras 19B e 19C). O segundo grupo mais representativo em termo de biomassa foi o Euglenophyta, que apesar de representar menos de 1% da densidade total do fitoplâncton (Figura 18C), contribui com 14,7% para biomassa total (Tabela 7 e Figuras 19B e 19C). Os demais grupos apresentaram uma contribuição inferior a 10% (Tabela 7 e Figura 19B e 19C).

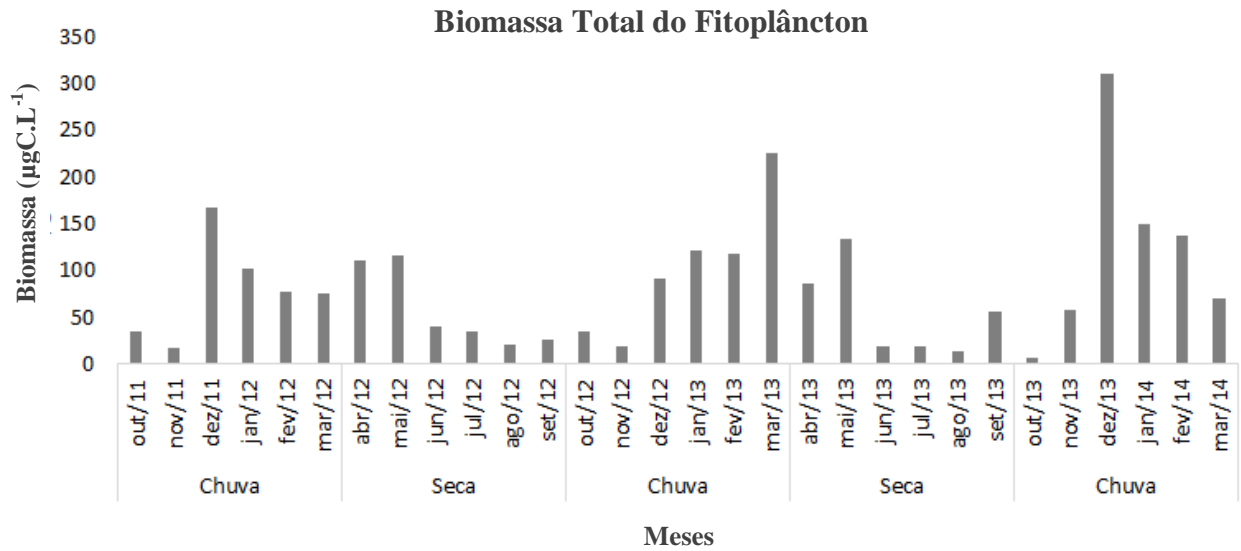


Figura 19A: Variação mensal da biomassa total ($\mu\text{gC.L}^{-1}$) do fitoplâncton na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014.

Biomassa Total do Fitoplâncton por Grupo

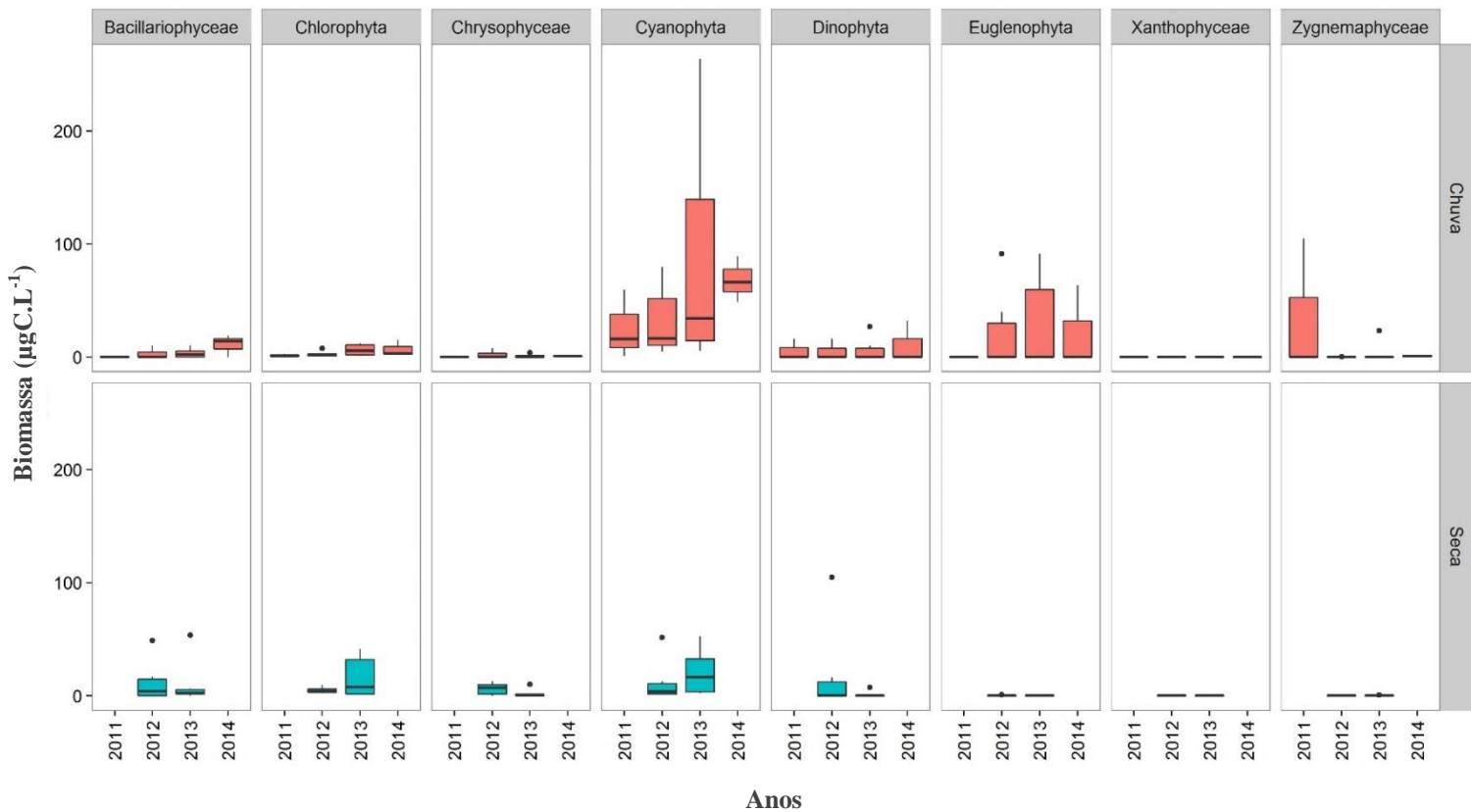


Figura 19B: Valores médios e respectivos desvios padrão da biomassa total ($\mu\text{gC.L}^{-1}$) de cada grupo fitoplanctônico na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, nos períodos de seca e chuva de outubro de 2011 a março de 2014.

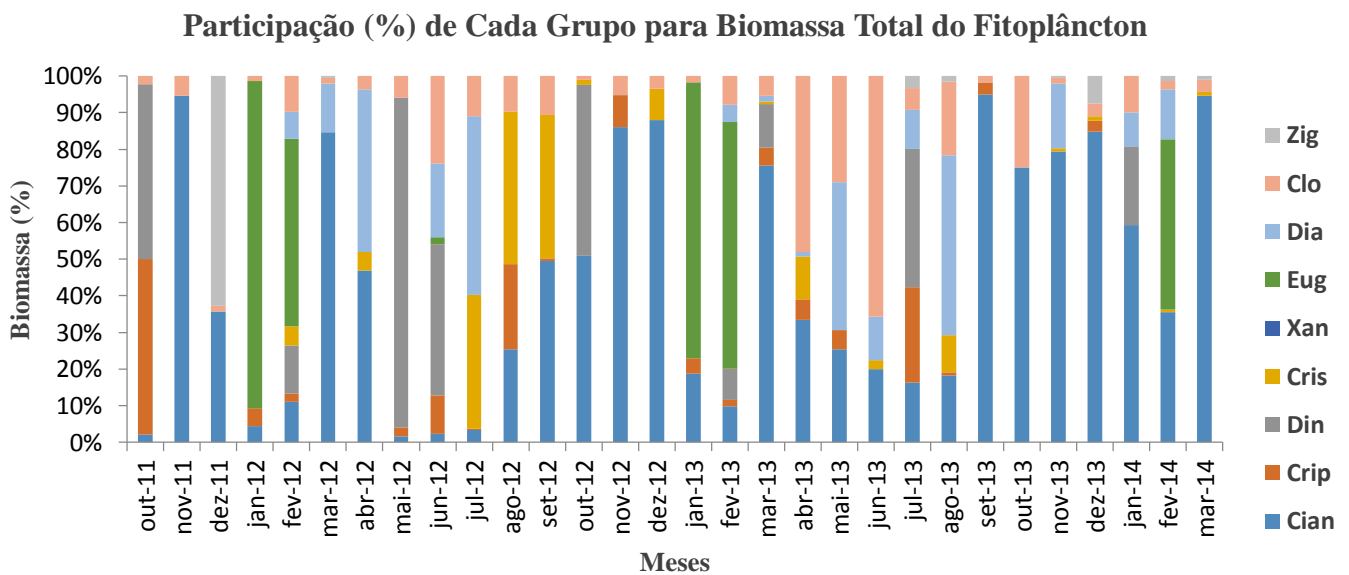


Figura 19C: Participação percentual (%) de cada grupo para biomassa total do fitoplâncton na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014. Zig- Zygnemaphyceae; Clo- Chlorophyta; Dia- Diatomáceas; Eug- Euglenophyta; Xan- Xanthophyceae; Cris- Chrysophyceae; Din- Dinophyta; Crip- Chryptophyta; Cian- Cyanophyta.

6.4.2 COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA

6.4.2.1 RIQUEZA, DIVERSIDADE E EQUITABILIDADE

Os táxons representantes da comunidade zooplanctônica foram reunidos em quatro grandes categorias taxonômicas: rotíferos, cladóceros, copépodos e “outros invertebrados”, sendo esse último representado basicamente por: larvas de insetos aquáticos, ácaros, nematódeos e platelmintos. Considerando o número total de amostras analisadas durante o período de estudo, foram encontrados 68 táxons na área da barragem do reservatório. Desse total, o grupo dos rotíferos apresentou o maior número de táxons em relação aos outros grupos zooplanctônicos, com 39 táxons. Entre os microcrustáceos, o grupo dos cladóceros apareceu com 18 táxons, enquanto que o grupo dos copépodos foi representado por 2 táxons, pertencentes às ordens Calanoida e Cyclopoida nas formas adultas e juvenis (copépodes, copepodito e naúplio). Pertencentes ao grupo “outros invertebrados” foram encontrados 9 táxons.

Apesar do número de táxons encontrados durante o período de estudo, apenas 20 táxons foram classificados como “constantes” de acordo com a classificação de Gomes

(1989). Desse total, o grupo dos rotíferos apresentou o maior número de táxons considerados “constantes”, totalizando 11 táxons. O grupo dos microcrustáceos apresentou 8 táxons “constantes”, sendo 6 táxons pertencente ao grupo dos cladóceros e 2 ao grupo dos copépodes. Os dois táxons de copépodes encontrados foram muito frequentes nas amostras, estando presentes em 100% das amostragens. No grupo “outros invertebrados” apenas um táxon foi considerado constante.

A riqueza média do zooplâncton na área da barragem do reservatório durante o período de estudo foi de 25,8 táxons, onde as maiores riquezas foram evidenciadas no período de seca (média = 26,5 táxons) e as menores no período de chuva (média = 25,3 táxons) (Figura 20 e Tabela 8). Ao analisar a riqueza zooplanctônica da área da barragem do reservatório durante o período de estudo, é possível destacar a dominância de rotíferos em todos os meses analisados, por apresentar o maior número de táxons (Figura 20). Apesar da variação na riqueza observada entre os períodos de seca e chuva, não foi constatada diferença significativa entre os mesmos. O pico máximo de riqueza ocorreu no mês de julho de 2013, com 34 táxons encontrados e as menores riquezas foram registradas nos meses de janeiro e fevereiro do ano de 2014 (Figura 20).

Riqueza Total do Zooplâncton

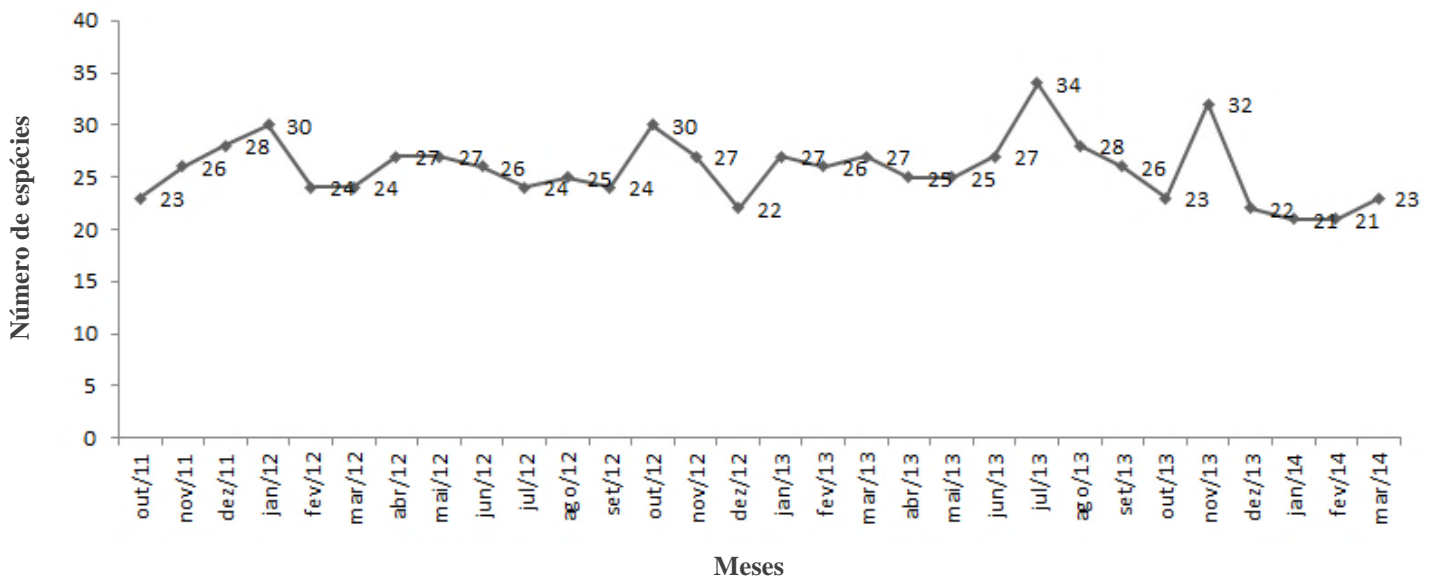


Figura 20: Variação mensal da riqueza taxonômica dos grupos zooplanctônicos na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014.

Os resultados de diversidade e a equitabilidade do zooplâncton durante o período de estudo são apresentados na Figura 21. A diversidade média do zooplâncton na área da barragem foi igual a 2,2 bits.ind⁻¹, se mostrando constante ao longo de todo período de estudo, variando de 1,4 bits.ind⁻¹ no mês de setembro de 2012 a 2,7 bits.ind⁻¹ no mês de janeiro de 2012, apresentando uma média igual a 2,3 bits.ind⁻¹ no período de seca e 2,1 bits.ind⁻¹ no período de chuva (Tabela 8), sem apresentar variação significativa entre os períodos. Em termos de equitabilidade, a comunidade zooplanctônica também se manteve constante durante todo período de estudo, sem apresentar variações significativas entre os períodos. A equitabilidade média do zooplâncton foi caracterizada por valores intermediários, variando entre o mínimo de 43% e o máximo de 80% durante todo período de estudo (Tabela 8 e Figura 21).

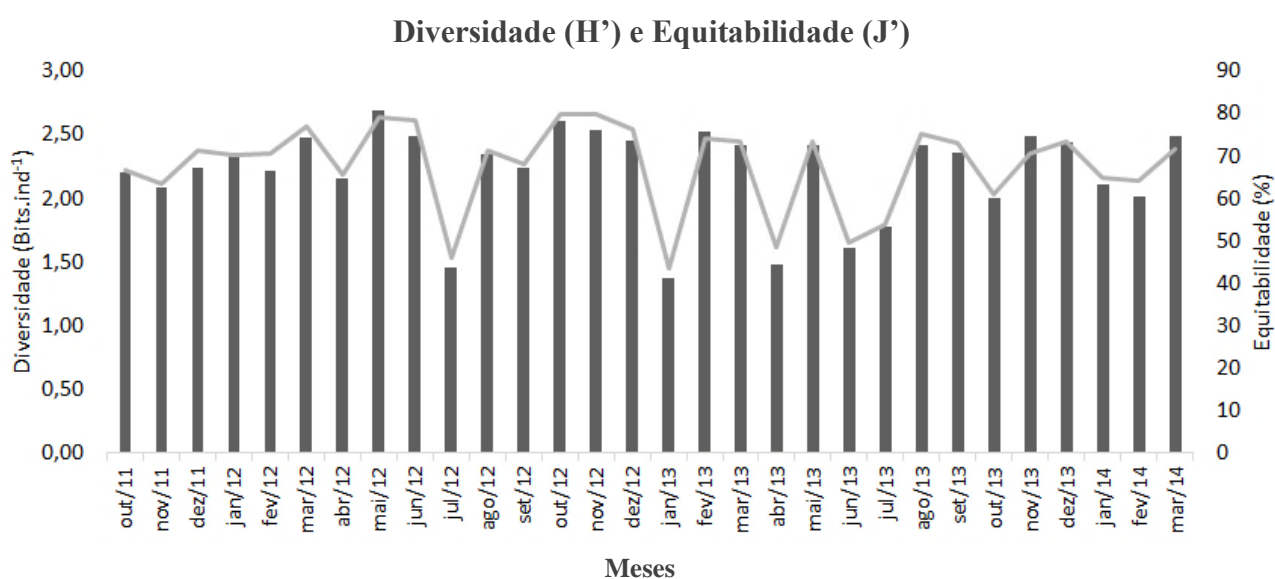


Figura 21: Variação mensal da diversidade de Shannon (bits.ind⁻¹) e da equitabilidade de Pielou (%) da comunidade zooplanctônica na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014.

Tabela 8: Valores médios com respectivos desvios padrão (DP) e valores mínimo (Min) e máximo (Max) da densidade (ind.m^{-3}), biomassa em carbono ($\mu\text{gC.L}^{-1}$), riqueza (número de espécies), diversidade (bits.ind^{-1}) e equitabilidade (%) do zooplâncton na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes para o período de outubro de 2011 a março de 2014.

	Média (DP)	Min	Max	SECA			CHUVA		
				Média (DP)	Min	Max	Média (DP)	Min	Max
Densidade									
Rotíferos	7210 ± 6658,0	267,0	27674,0	3844,4 ± 3009,8	1068,0	11589,0	9453,8 ± 7512,2	267,0	27674,0
Cladóceros	3045,5 ± 2837,1	71,0	13506,0	2069,7 ± 1211,5	591,0	4985,0	3696 ± 3414,8	71,0	13506,0
Copépodes	5634 ± 4313,2	923,0	22191,0	4248,3 ± 1794,0	2095,0	7988,0	6557,8 ± 5233,9	923,0	22191,0
Outros	84,8 ± 142,8	0,0	773,0	54,6 ± 65,4	0,0	210,0	104,9 ± 175,9	0,0	773,0
Total	15974,3 ± 11438,7	1273,8	45707,0	10217 ± 372,7	5288,7	17444,2	19812,5 ± 13237,3	1273,8	45707,0
Biomassa									
Rotíferos	507,3 ± 641,9	22,5	2586,5	227,8 ± 292,0	22,6	1112,8	693,7 ± 745,6	22,5	2586,5
Cladóceros	3135,7 ± 2819,0	98,8	12565,3	1813,3 ± 891,3	420,4	3745,2	4017,4 ± 3314,3	98,8	12565,3
Copépodes	8662 ± 6798,2	391,1	26557,4	4212,1 ± 2126,9	786,8	7852,2	11628,6 ± 7253,7	391,1	26557,4
Outros	215,5 ± 426,3	0,0	2337,2	145,6 ± 156,9	0,0	500,9	262 ± 537,0	0,0	2337,2
Total	12520,5 ± 9316,3	662,1	35659,7	6398,8 ± 2346,1	2552,7	10265,1	16601,6 ± 10020,5	662,1	35659,7
Riqueza	25,8 ± 3,1	21,0	34,0	26,5 ± 2,7	24,0	34,0	25,3 ± 3,3	21,0	32,0
Diversidade	2,2 ± 0,4	1,4	2,7	2,3 ± 0,3	1,4	2,6	2,1 ± 1,4	1,5	2,7
Equitabilidade	0,7 ± 0,1	0,4	0,8	0,7 ± 0,1	0,4	0,8	0,7 ± 0,1	0,5	0,8

6.4.2.2 ABUNDÂNCIA E BIOMASSA

A abundância dos grupos foi representada como sendo a densidade total média dos mesmos durante todo período de estudo. A densidade zooplanctônica total (ind.m^{-3}) da área da barragem foi igual a $19.812 \text{ ind.m}^{-3}$ no período de chuva e $10.217 \text{ ind.m}^{-3}$ no período de seca (Tabela 8 e Figuras 22A e 22B). Apesar de não haver diferença significativa nos valores de densidade total entre os períodos, é possível observar um aumento de densidade durante a estação chuvosa (Figuras 22A e 22B), com os valores máximos sendo observados nos meses de outubro de 2011 ($28.316,65 \text{ ind.m}^{-3}$), dezembro de 2012 ($27.138,48 \text{ ind.m}^{-3}$), novembro de 2013 ($45.707,01 \text{ ind.m}^{-3}$) e março de 2014 ($24.753,01 \text{ ind.m}^{-3}$) (Figura 22A e 22B).

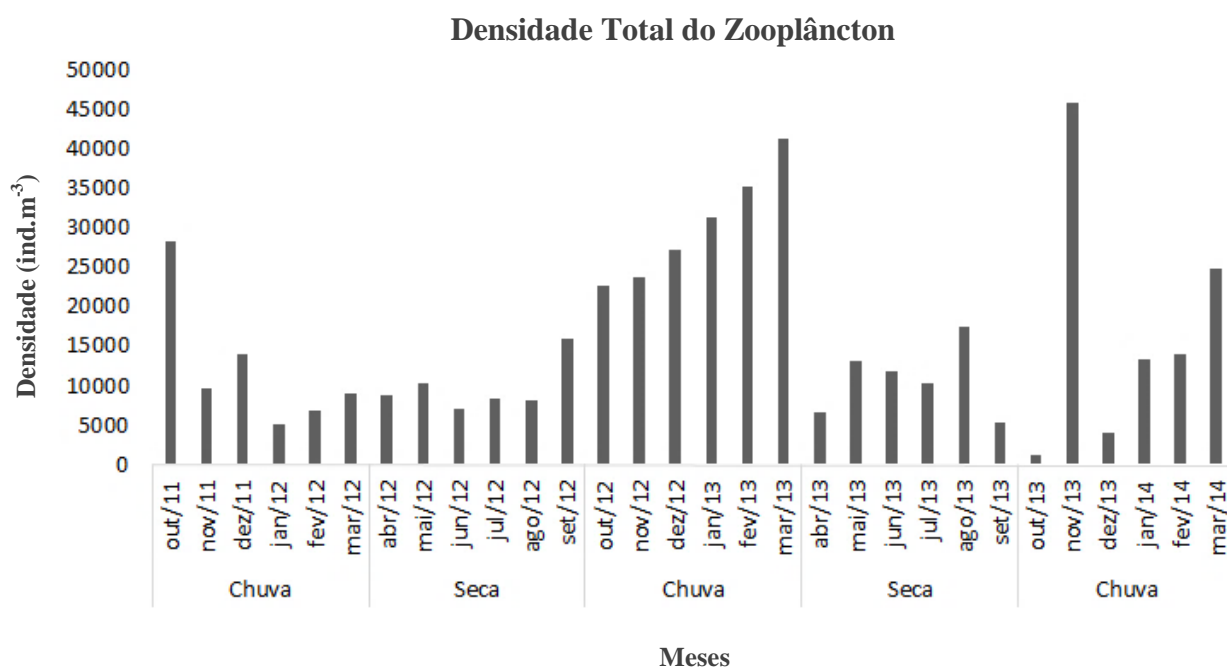


Figura 22A: Variação mensal da densidade total (ind.m⁻³) do zooplâncton na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014.

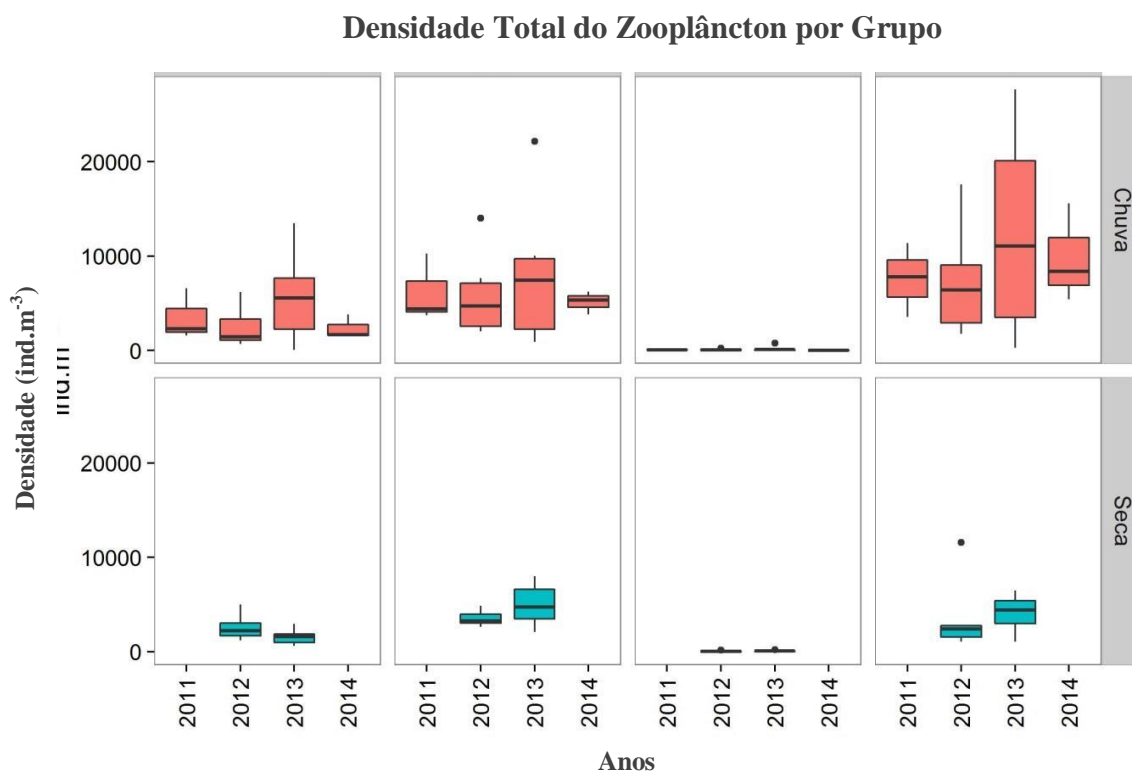


Figura 22B: Valores médios e respectivos desvios padrão da densidade total (ind.m⁻³) de cada grupo zooplancônico na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, nos períodos de seca e chuva de outubro de 2011 a março de 2014.

Em relação à composição da comunidade zooplânctônica e as densidades associadas à mesma, foi possível observar que os copépodos foram dominantes quantitativamente durante o período de seca representando 42% da abundância relativa total (Figura 23), com uma média de densidade total igual a 4.248,3 ind.m⁻³ nesse período (Tabela 8), e que os rotíferos foram dominantes durante o período de chuva, representando 48% da abundância relativa total (Figura 23), com uma média de densidade total igual a 9.453,8 ind.m⁻³ (Tabela 8).

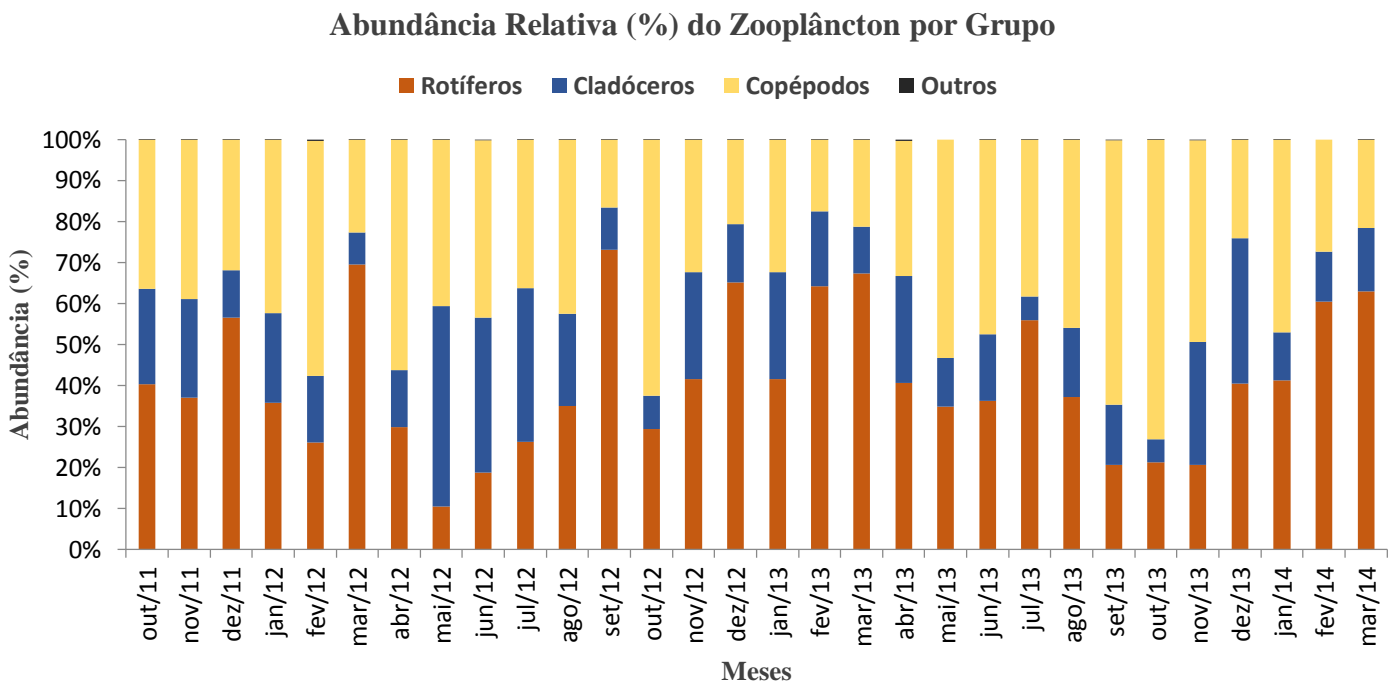


Figura 23: Participação percentual (%) de cada grupo para abundância total do zooplâncton na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014.

O valor médio da biomassa total do zooplâncton na área da barragem do reservatório foi igual a 12.528,5 µgC.L⁻¹, apresentando uma média igual a 16.601,6 µgC.L⁻¹ durante o período de chuva e igual a 6.398,8 µgC.L⁻¹ durante o período de seca (Tabela 8), se mostrando significativamente diferente entre os períodos (W= 40; p= 0,003). A Figura 24A apresenta os valores da biomassa total do zooplâncton e a Figura 24B os

valores da biomassa total de cada grupo zooplânctônica na superfície da área da barragem no período de outubro de 2011 a março de 2014.

Entre os grupos, a maior contribuição em termos de biomassa em carbono para a biomassa total do zooplâncton foi a dos microcrustáceos, onde os copépodes ($8.662 \mu\text{gC.L}^{-1}$) apresentaram valores significativamente maiores ($W= 701$; $p < 0,0001$) comparado aos cladóceros ($3.135,7 \mu\text{gC.L}^{-1}$) (Tabela 8 e Figura 24B). A média da biomassa total dos copépodes foi igual a $8.662 \mu\text{gC.L}^{-1}$ e dos cladóceros igual a $3.135,7 \mu\text{gC.L}^{-1}$ durante todo período de estudo (Tabela 8). Ambos os grupos apresentaram os maiores valores de biomassa registrados durante o período chuvoso (Figura 24B), onde o grupo dos copépodes apresentou valores superiores a $20.000 \mu\text{gC.L}^{-1}$ nos meses de outubro de 2011, novembro de 2012 e janeiro de 2013.

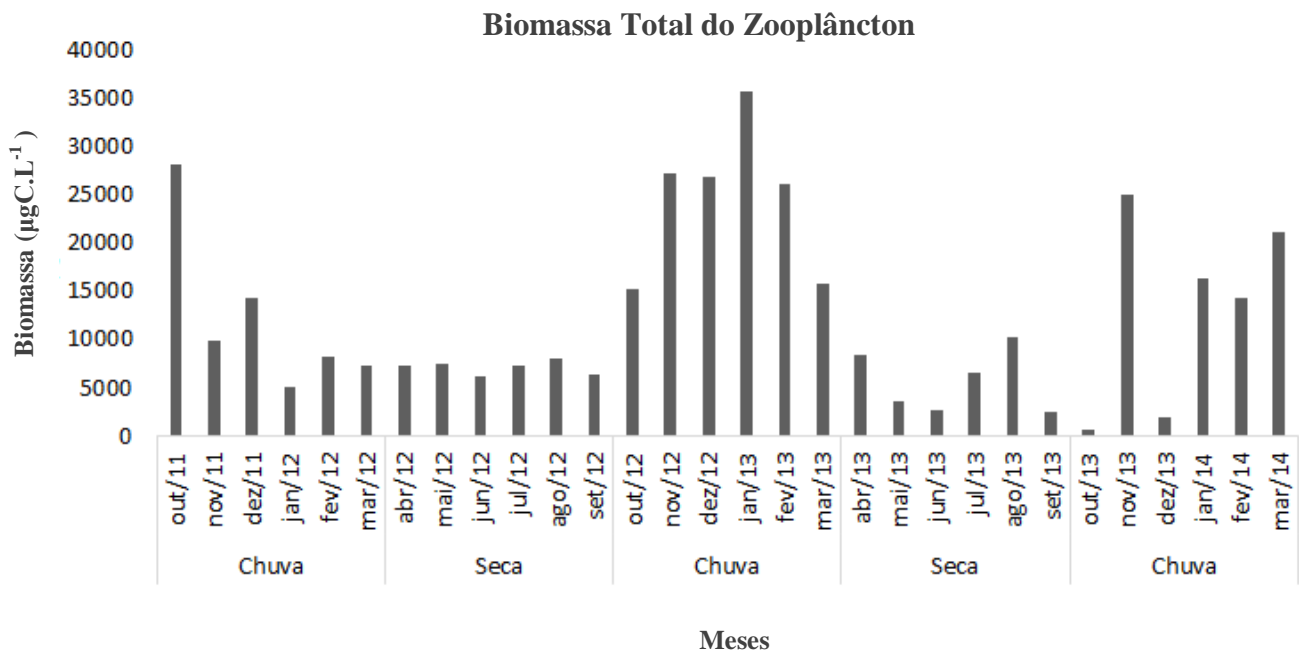


Figura 24A: Variação mensal da biomassa total ($\mu\text{gC.L}^{-1}$) do zooplâncton na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, no período de outubro de 2011 a março de 2014.

Os menores valores de biomassa foram registrados para o grupo dos rotíferos, que apesar de apresentar as maiores densidades no período de chuva (Figura 22B), apresentou a menor contribuição em termos de biomassa em carbono para a biomassa total do zooplâncton (Figura 24B), devido as menores dimensões de corpo dos organismos. Os menores valores de biomassa de rotíferos foram registrados nos meses de setembro e

outubro do ano de 2013 (22,6 $\mu\text{gC.L}^{-1}$ e 22,5 $\mu\text{gC.L}^{-1}$, respectivamente) e os maiores valores nos meses de fevereiro e março do ano de 2013 (2.144,7 $\mu\text{gC.L}^{-1}$ e 2.586,5 $\mu\text{gC.L}^{-1}$, respectivamente). O grupo “outros invertebrados” apresentou baixos valores de biomassa, não influenciando significativamente a biomassa total do zooplâncton (Figura 24B).

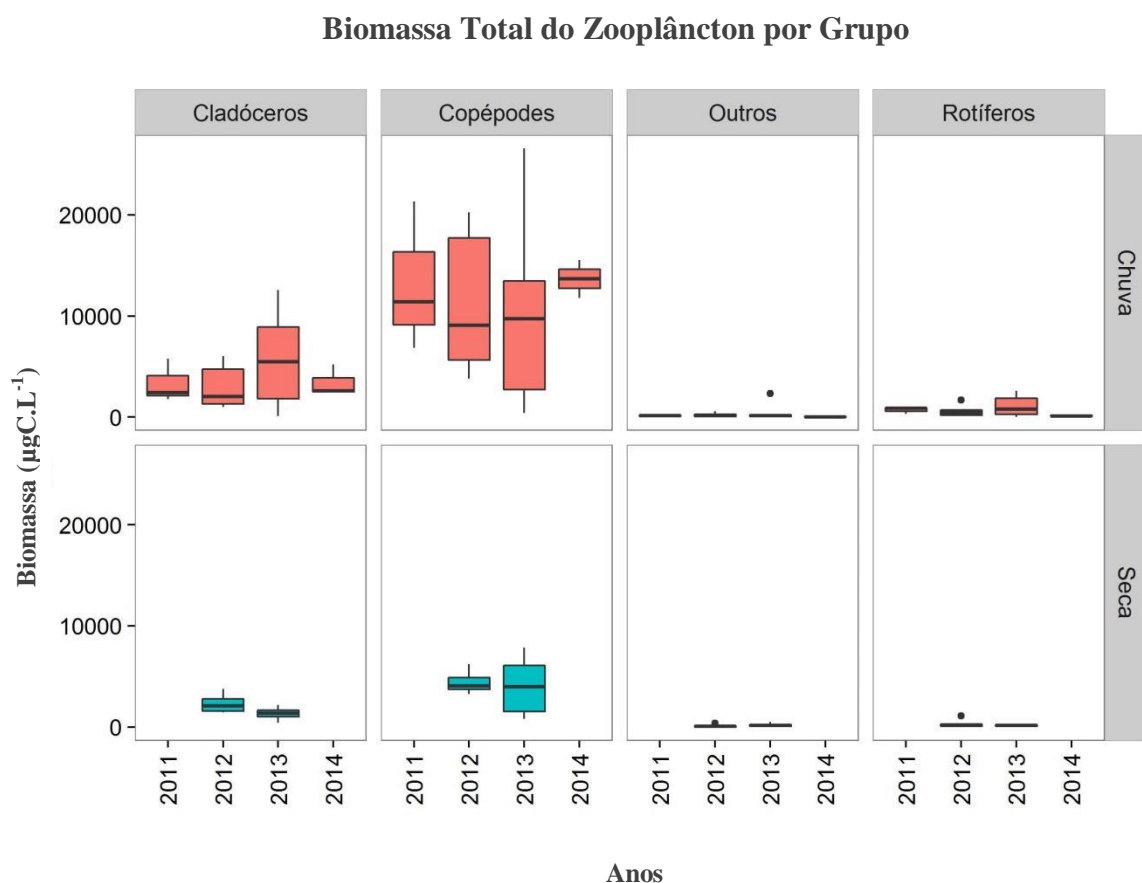


Figura 24B: Valores médios e respectivos desvios padrão da biomassa total ($\mu\text{gC.L}^{-1}$) de cada grupo zooplantônico na zona eufótica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, nos períodos de seca e chuva de outubro de 2011 a março de 2014.

6.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

6.5.1 MATRIZ DE CORRELAÇÃO

A matriz de correlação, através do método de Spearman, mostrou o grau (força) de correlação entre as variáveis climáticas, limnológicas e biológicas (biomassa, riqueza e diversidade). Foi possível identificar uma correlação positiva da biomassa do fitoplâncton com a temperatura da água de subsuperfície ($r = 0,612$; $p = 0,0003$), pluviosidade total ($r = 0,55$; $p = 0,001$) e estabilidade da coluna ($r = 0,552$; $p = 0,001$). Já a riqueza e a diversidade fitoplanctônica apresentaram correlação positiva com o nível da água ($r = 0,565$; $p = 0,001$ e $r = 0,615$; $p = 0,0003$, respectivamente). A riqueza do fitoplâncton também apresentou correlação negativa com a concentração de sulfato ($r = -0,504$; $p = 0,004$).

A biomassa, riqueza e diversidade do zooplâncton não apresentaram fortes correlações com nenhuma variável limnológica, climática ou biológica. Porém foi possível observar correlação positiva da biomassa do zooplâncton com a clorofila-*a* ($r = 0,377$; $p = 0,039$), com a temperatura da água de subsuperfície ($r = 0,401$; $p = 0,028$), com a pluviosidade total ($r = 0,423$; $p = 0,019$) e com a estabilidade da coluna ($r = 0,475$; $p = 0,008$). Entre as variáveis climáticas, foi possível observar uma correlação positiva da temperatura do ar com a temperatura da água de subsuperfície ($r = 0,595$; $p = 0,0005$) e com a resistência térmica relativa da camada superficial ($r = 0,718$; $p < 0,0001$) e da pluviosidade total com a estabilidade da coluna d'água ($r = 0,697$; $p < 0,0001$). A pluviosidade total também apresentou correlação negativa com o nível da água ($r = -0,447$; $p < 0,0001$).

Entre as variáveis químicas, o íon sulfato se destacou, apresentando correlação negativa com o nível da água do reservatório ($r = -0,51$; $p = 0,003$) e positiva com a pluviosidade total ($r = 0,391$; $p = 0,032$). Os demais íons não apresentaram correlações significativas com as condições da coluna d'água.

Entre as variáveis limnológicas, o parâmetro que mais se destacou foi a condutividade elétrica de subsuperfície que apresentou correlação positiva com a temperatura da água de subsuperfície ($r = 0,599$; $p = 0,0004$), com a temperatura do ar ($r = 0,533$; $p = 0,002$), com a resistência térmica relativa da camada superficial ($r = 0,511$; $p = 0,003$) e com a resistência térmica da coluna d'água ($r = 0,649$; $p = 0,0001$) e uma correlação negativa com o nível da água ($r = 0,517$; $p = 0,003$). A turbidez apresentou forte correlação negativa com a transparência da água ($r = 0,661$; $p < 0,0001$) e a estabilidade

térmica da coluna apresentou correlação negativa com o nível da água do reservatório ($r=0,492$; $p=0,006$).

6.5.2 ANÁLISE DAS COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP)

Na análise dos componentes principais (ACP), as variáveis abióticas (físicas e químicas) que apresentaram maiores correlações significativas com a distribuição das amostras foram: sulfato (SO_4), zona eufótica (Z_{eu}), pluviosidade total, estabilidade relativa da coluna d'água (RWCS), estabilidade da coluna (Schmidt - S), temperatura do ar, zona de mistura (Z_{mix}) e resistência térmica relativa da camada de 0 a 5 metros (RTR). Essas variáveis foram selecionadas para caracterização dos diferentes cenários de estabilidade da coluna d'água. O resultado da ACP entre os parâmetros físicos, químicos e climáticos está apresentado na Figura 25. Analisando as componentes é possível observar que as duas primeiras (Figura 26), concentraram fatores responsáveis por 78,16% da variância total dos dados.

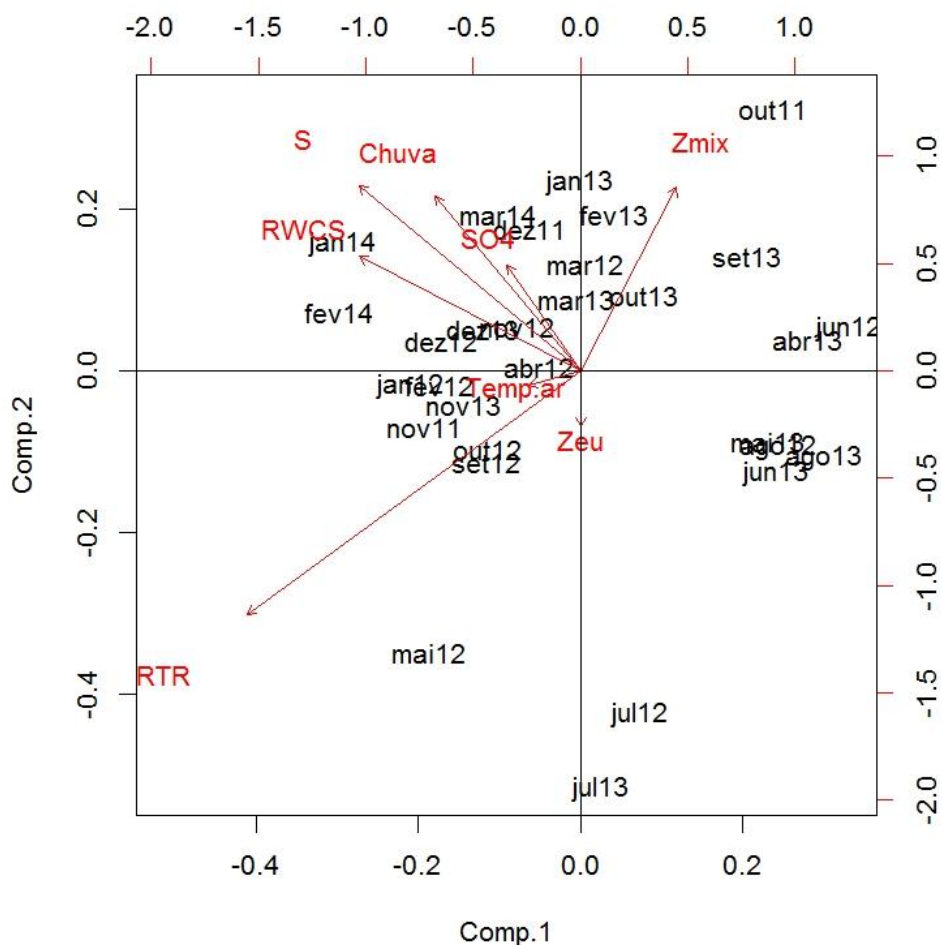


Figura 25: ACP das variáveis limnológicas e climáticas com maior correlação na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes (RTR- resistência térmica da camada de água de 0 a 5 metros; Temp.ar- temperatura do ar; Zeu- zona eufótica; RWCS- resistência térmica relativa da coluna d'água; S- estabilidade da coluna d'água; Chuva- pluviosidade total; SO₄- sulfato; Z_{mix}- zona de mistura).

A análise das componentes principais (Figura 25) evidenciou dois grupos entre as variáveis: o primeiro representado pela componente 1 apresentou 41,14% da explicação da variabilidade dos dados, sendo formada pelas coordenadas negativas de sulfato, pluviosidade total, estabilidade da coluna (Schmidt - S), temperatura do ar, resistência térmica relativa das camadas superficiais e estabilidade relativa da coluna d'água e pela coordenada positiva zona de mistura. Esta componente foi associada às condições de

estabilidade e de mistura da coluna d'água, e mostrou correlação negativa entre a condição de estratificação da coluna d'água e a profundidade da zona de mistura.

Já o segundo grupo, representado pela componente 2 explicou 37,02% da variabilidade dos dados, sendo formada pelas coordenadas negativas sulfato, turbidez, pluviosidade total, estabilidade da coluna, zona de mistura e estabilidade relativa da coluna d'água e pelas coordenadas positivas zona eufótica e resistência térmica relativa das camadas superficiais. Esta componente foi associada à influência da sazonalidade, período de chuva (> pluviosidade) e seca (> profundidade da zona eufótica), sobre as variáveis ambientais da área da barragem do reservatório.

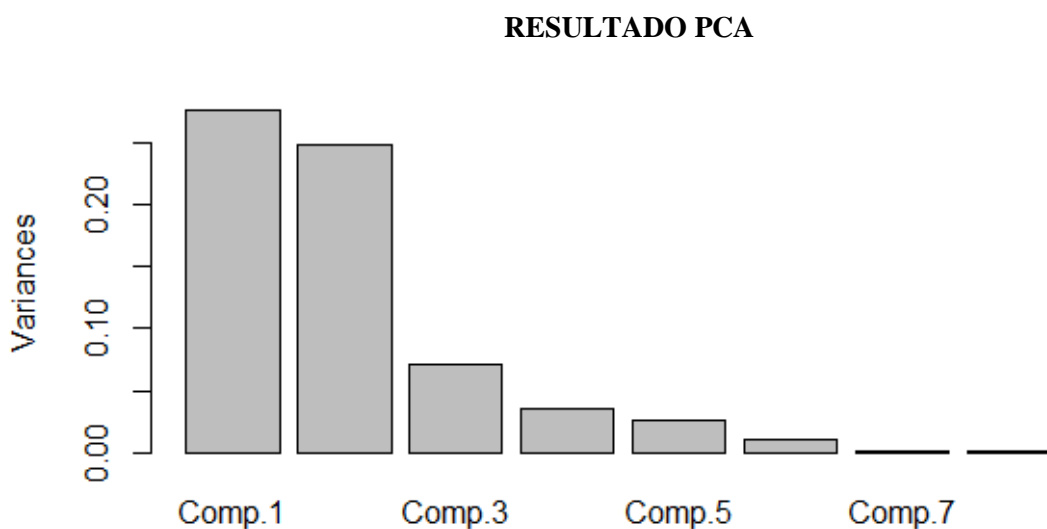


Figura 26: Screeplot das componentes principais, mostrando a importância de cada componente para explicação da variabilidade dos dados físicos, químicos e climáticos da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Pirai, RJ, nos períodos de seca e chuva de outubro de 2011 a março de 2014.

6.5.3 ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA (RDA)

O resultado da RDA está apresentado na Figura 27. Analisando as componentes é possível observar que os dois primeiros eixos concentraram fatores responsáveis por 62,89% da variância total apresentada pelos dados (Figura 28). A análise apresentou um p-valor igual a 0.001, se mostrando altamente significativa para esse estudo.

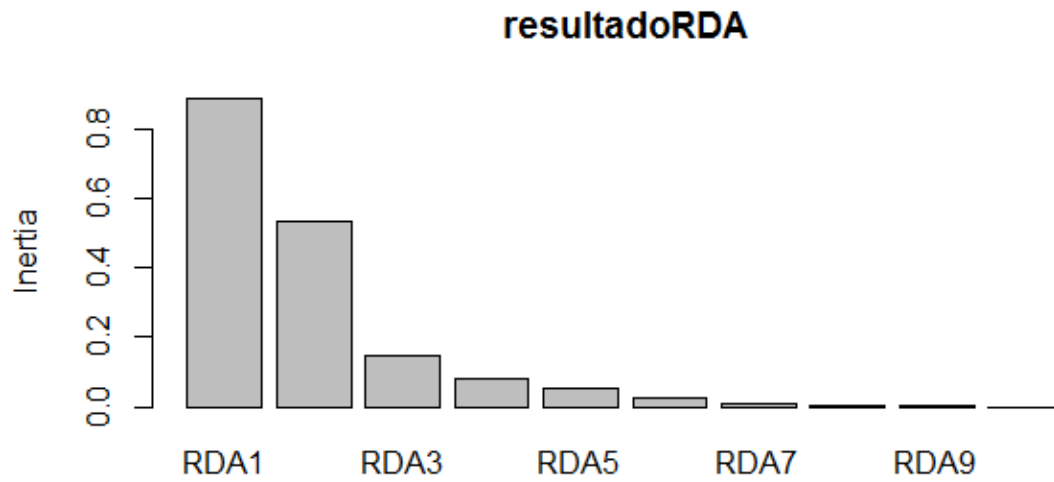


Figura 28: Screeplot das componentes principais, mostrando a importância de cada componente para explicação da variabilidade dos dados limnológicos e biológicos da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, Piraí, RJ, nos períodos de seca e chuva de outubro de 2011 a março de 2014.

7. DISCUSSÃO

7.1 A INFLUÊNCIA DO CLIMA E DO NÍVEL DA ÁGUA NO PADRÃO DE ESTRATIFICAÇÃO E MISTURA DO LAGO E A ESTABILIDADE TÉRMICA DA COLUNA D'ÁGUA NA ÁREA DA BARRAGEM

Durante o período de estudo, a distribuição da pluviosidade foi típica para região, com um período de seca de abril a setembro e um período de chuvas de outubro a março, com significativos valores de pluviosidade registrados principalmente nos meses de dezembro e fevereiro de todos os anos. A temperatura do ar apresentou grandes amplitudes diárias ($> 10\text{ }^{\circ}\text{C}$) durante todo o período de estudo, sendo registrada menores amplitudes durante o período de seca de 2013. Essa menor amplitude se deve as menores temperaturas do ar registradas nesse período, sendo observado um perfil mais homogêneo de temperatura ao longo da coluna d'água.

A temperatura da água de sub-superfície evidencia uma variação térmica sazonal, mostrando um resfriamento das camadas superficiais no período de seca, observado a partir do mês de junho no ano de 2012 e abril no ano de 2013, e um aquecimento no período chuvoso a partir do mês de setembro, acompanhando a variação climática da região como já observado por Guarino *et al.* (2005) e Branco *et al.* (2009) para este mesmo corpo d'água. Devido a esse comportamento é possível observar um menor gradiente de densidade entre os meses de abril a setembro que correspondem aos meses de inverno de regiões tropicais.

Para essas regiões, uma diferença $\geq 2^{\circ}\text{C}$ entre a temperatura da água de subsuperfície e o fundo é suficiente para o estabelecimento de um gradiente vertical de densidade levando à estratificação térmica da coluna d'água (MEIS & TUNDISI, 1986), porém isso não é um consenso entre os pesquisadores. Segundo Kellner *et al.* (2009), para regiões de clima tropical, com temperaturas da água superiores a 25°C , pode ocorrer estratificação térmica com gradientes de temperatura inferiores a $0,6\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{m}^{-1}$. Já para Henry *et al.* (1997) diferenças de $0,3^{\circ}\text{C}\cdot\text{m}^{-1}$ são suficientes para promover a separação das massas d'água, desenvolvendo-se microestratificações na coluna. Para o presente estudo, amplitudes de temperatura da água inferiores a 2°C , indicaram a ocorrência de circulação completa das massas d'água na coluna. As menores diferenças foram apresentadas nos meses de junho de 2012 ($1,7\text{ }^{\circ}\text{C}$), maio ($1,6\text{ }^{\circ}\text{C}$), junho ($1,4\text{ }^{\circ}\text{C}$) e agosto ($1,7\text{ }^{\circ}\text{C}$) do ano de 2013, evidenciando a ocorrência de circulação completa da coluna d'água nesses meses.

A correlação positiva entre a temperatura do ar, a temperatura da água de subsuperfície e a resistência térmica relativa (RTR) do primeiro estrato de água (0 a 5 metros) sugere a forte influência da temperatura do ar no processo de aquecimento e resfriamento da camada superficial da água (IMBERGER, 1985; BRANCO *et al.*, 2009) levando a formação de gradientes verticais de densidade, aumentando a estabilidade da coluna d'água gerando estratificação térmica durante a maior parte do ano. Essa correlação entre a temperatura do ar e a estabilidade da coluna d'água também foi encontrada em um estudo realizado no lago Nkuruba, localizado no leste da Uganda. Segundo Chapman *et al.* (1998) a correlação positiva encontrada entre esses dois parâmetros sugere o rápido padrão de resposta do lago às alterações meteorológicas locais.

O comportamento de circulação monomítico quente observado na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes é típico para lagos profundos de regiões tropicais (LEWIS, 1987, 1996, 2002; TUNDISI, 1997; KALFF, 2002), sendo também observado em outros reservatórios brasileiros como no reservatório de Volta Grande em Minas Gerais/São Paulo (ROLLA *et al.*, 1990), no lago Catalão na Amazônia (CARABALLO *et al.*, 2014), na represa do Pontal em Minas Gerais (DABÉS *et al.*, 1990), no reservatório da Pampulha em Minas Gerais (GIANI *et al.*, 1988) e em outros lagos tropicais no mundo, como no México (ALCOCER & BERNAL-BROOKS, 2010) e na África (TALLING, 1966; HECKY *et al.*, 1994).

No presente estudo, a variação no nível da água (cota) do reservatório apresenta uma diferença significativa entre os períodos, se mostrando mais elevado no início do inverno (até 415m a.s.l.) e menor durante o início do período chuvoso (409m a.s.l.), não obedecendo um padrão sazonal e sim às demandas de funcionamento do reservatório. A correlação negativa observada entre o nível da água do reservatório e a estabilidade da coluna d'água sugere que o aumento no nível da água favoreça um cenário de instabilidade térmica, promovendo junto com o resfriamento das camadas superficiais, a circulação da massa d'água, levando a desestratificação da coluna no período de seca.

Essa mesma correlação entre o aumento do nível da água e o processo de desestratificação da coluna foram demonstradas no trabalho de Aprile (2011) no lago Poraquê na Amazônica Central. Esse autor observou que as menores diferenças entre a temperatura de sub-superfície e fundo foram encontradas em períodos de maior inundação do lago. Esse cenário, juntamente com a ação do vento, favoreceram a ocorrência de mistura vertical na coluna d'água, se caracterizando também por um período de maior

transparência e conseqüentemente maior zona eufótica no lago, assim como é observado na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes no presente estudo.

Casamitjana *et al.* (2003) verificaram a relação entre a diminuição do nível da água e a estabilidade no reservatório de Boadilla na Catalunha, Espanha. Esses autores observaram que o controle do nível da água através da liberação seletiva de água do hipolímnio, como ocorre no reservatório de Ribeirão das Lajes, promove o escoamento da água mais fria e densa para fora do reservatório, levando ao armazenamento de calor na coluna d'água devido à expansão do epilímnio que apresenta águas mais quentes, contribuindo para o estabelecimento de uma estável estratificação. Em outro estudo desenvolvido na lagoa subtropical do Peri (Florianópolis, SC) foi observado a ocorrência de estratificações diurnas associada à diminuição do nível da água na lagoa devido à menor precipitação observada na região. Essa diminuição da cota causou redução da área disponível para ação do vento no processo de mistura vertical (fetch), o que contribuiu para as condições mais estáveis observadas na coluna d'água (FUENTES & PETRUCIO, 2015).

O efeito das condições climáticas nas características limnológicas de lagos e reservatórios tem sido abordado em muitos estudos ecológicos, se mostrando de grande importância para funcionamento dessas características nesses sistemas (TALLING, 1966; IMBERGER, 1985; TUNDISI *et al.*, 2004). Sua influência sazonal no padrão de estratificação da coluna d'água na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes citada anteriormente, já havia sido demonstrada em trabalhos anteriores, como no estudo de Branco *et al.* (2009), onde análises semelhantes demonstraram a existência de estratificação térmica durante a maior parte do ano e tendência a isoterminia nos meses de inverno atribuída ao resfriamento das camadas superficiais devido às baixas temperaturas observadas no período, favorecendo a circulação quase completa da coluna d'água. Porém, a influência do nível da água nesse padrão de circulação ainda não havia sido observada para o presente reservatório.

De uma maneira geral, a coluna d'água da área da barragem se mostrou termicamente estratificada durante todo período de estudo com tendência a isoterminia no inverno. As maiores diferenças de temperatura apresentadas entre a superfície e o fundo ocorreram entre os meses de dezembro a fevereiro, que também apresentaram maior estabilidade da coluna e maior resistência térmica à mistura em todos os anos. Segundo

Henry *et al.* (1997) essa maior estabilidade apresentada pela coluna no verão é também uma característica de lagos monomíticos quentes.

Os resultados mostram que as camadas entre 5 e 20 metros, no período da chuva, apresentam uma maior resistência térmica relativa à mistura, apresentando os maiores valores de RTR e os maiores gradientes de densidade da água. Segundo Ambrosetti & Barbanti (2003) 90% do calor está retido nas camadas superficiais, o que justifica a maior resistência dessas camadas ao processo de mistura. A menor resistência apresentada pelas camadas de 0 a 5 metros está associada à sua interface (proximidade) com o ar, tornando essas camadas mais susceptíveis a variações não sazonais, influenciadas por mudanças diárias das condições climáticas.

As menores diferenças de temperatura entre a superfície e o fundo foram associadas à menores valores de estabilidade (S) e resistência térmica (RTR e RWCS) da coluna. Nesses meses, os estratos d'água apresentam uma resistência térmica à mistura nula ou reduzida devido a temperatura mais homogênea observada no período de seca. A duração do período de estratificação na coluna d'água da área da barragem foi igual a onze meses no ano de 2012 e oito meses no ano de 2013.

Esse longo período de estratificação também foi observado em alguns lagos monomíticos quentes no México, como no lago Zirahuén (BERNAL-BROOKS; DÁVALOS-LIND; LIND, 2002b) onde a estratificação teve duração de 8 meses, no lago Achichica (ALCOCER *et al.*, 2000a) e no lago Atextac (MACEK; VILACLARA; LUGO, 1994) ambos apresentando 9 meses de estratificação térmica e no lago Santa Maria Del Oro (ALCOCER & BERNAL-BROOKS, 2010), onde a estratificação chega a durar até onze meses do ano, mesmo padrão observado no ano de 2012 para o presente estudo.

A média da razão entre a profundidade da zona de mistura e a profundidade máxima do reservatório ($Z_{\text{mix}}/Z_{\text{max}}$) durante o período de estudo foi igual a 0.21, o que segundo Kalff (2002) indica que a estratificação térmica da coluna é estável e sazonal, levando à formação de três camadas na coluna d'água: epilímnio, metalímnio e hipolímnio. Esse comportamento também foi observado em estudos anteriores (BRANCO *et al.*, 2009). A ocorrência dessa compartimentalização da coluna d'água em três camadas também foi verificada no estudo de Branco (1991) no lago Paranoá, porém o limite entre elas se mostrou muito variável ao longo do período de estudo, não podendo ser determinada a altura de cada camada.

No presente estudo, a espessura da termoclina foi determinada a partir dos gradientes de temperatura na coluna d'água, onde se pode obter a profundidade da zona de mistura para todos os meses durante o período de estudo. A zona de mistura apresentou um padrão constante durante os meses de estratificação, se mantendo na maior parte do tempo em uma profundidade em torno dos 5 metros. Porém é possível observar um aprofundamento no mês de novembro de 2012, janeiro de 2013 e março de 2014. Esse comportamento pode estar associado a intensidade de precipitação, que se mostrou maior nesses meses de verão.

Durante os dois períodos de desestratificação da coluna d'água é possível observar um aprofundamento da zona de mistura até os 10 metros de profundidade no mês de abril no primeiro período de seca (ano de 2012) e no mês de abril, junho e setembro no segundo período de seca (ano de 2013). Já nos meses de junho de 2012, maio e agosto de 2013 é possível observar que a zona de mistura alcança maiores profundidades, apresentando uma espessura de 15 metros.

De acordo com Kalff (2002) o comportamento apresentado pela zona de mistura durante o período de estudo reflete as condições de estabilidade da coluna d'água. No lago de Constança, situado na fronteira da Alemanha com a França, esse autor observou uma redução da profundidade da zona de mistura durante o período de estratificação, associada a uma melhor disponibilidade de luz (Z_{euf}/Z_{mix}) e aumento na temperatura da água, elevando a produtividade primária do lago. No presente estudo, também foi observado uma melhor disponibilidade de luz durante o período de estratificação, devido à redução da profundidade da zona de mistura.

7.2 AS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS E O PADRÃO DE ESTRATIFICAÇÃO E MISTURA

Mudanças na transparência da água alteram a profundidade da zona eufótica o que influencia diretamente a produtividade primária do fitoplâncton e as atividades tanto fisiológicas quanto comportamentais de diversos organismos na coluna d'água (APRILE, 2011). A transparência da água na área da barragem se mostrou maior no período de seca e menor no período chuvoso, mesmo período em que se observa maiores valores de turbidez devido a ocorrência de chuvas e consequentemente um maior carreamento de partículas sólidas do solo das margens adjacentes para dentro do lago (KALFF, 2002). Segundo Esteves (2011) essa correlação negativa entre a turbidez e a transparência da água já é de

se esperar, já que do ponto de vista óptico a transparência da água pode ser considerada o oposto da turbidez, principalmente para lagos oligotróficos. Esse mesmo comportamento também foi observado por Branco (1991) em seu estudo realizado no lago Paranoá localizado o Distrito Federal.

Apesar da redução da transparência da água estar associada a limitação do desenvolvimento da biomassa fitoplanctônica (AZAM & GRAF, 1983), esse parâmetro sozinho não caracteriza a disponibilidade de luz na coluna d'água. Para o presente estudo os baixos valores turbidez registrados na área da barragem e a maior disponibilidade de luz durante o período de estratificação devido a redução da profundidade da zona de mistura contribuem para as maiores densidades de organismos fitoplanctônicos observados nessa mesma época.

Essas alterações sazonais na transparência da água também podem influenciar a quantidade de calor retida pelo lago alterando as propriedades térmicas da coluna d'água (APRILE, 2011). Segundo Toledo (1986) e Toledo & Hay (1988), a concentração de clorofila-*a* nas camadas superficiais está correlacionada negativamente com a transparência do lago. Apesar de não ter sido observada diferença significativa nas concentrações de clorofila entre os períodos de seca e chuva, no presente estudo é possível observar um aumento das concentrações de clorofila no período chuvoso, principalmente nos meses de fevereiro e março do ano de 2013 acompanhado de uma diminuição da transparência da água, corroborando tal afirmação. Essa correlação indica que tanto o escoamento superficial de material alóctone dos solos para dentro do lago, como a biomassa fitoplanctônica, devem ser os principais fatores responsáveis pela maior turbidez observada no período de chuvas na área da barragem do reservatório e conseqüentemente menor transparência nesse período.

Além do efeito direto da latitude, a radiação solar incidente também é influenciada pela variação da posição do sol durante o dia e pelas condições meteorológicas, como a presença ou ausência de nuvens, o que explica a falta de correlação encontrada entre os valores de radiação solar subaquática com a sazonalidade durante o período de estudo. Apesar da maior média de PPFRR observada no período de seca, é possível observar que os maiores valores foram registrados com maior frequência nos meses de verão, enquanto que valores abruptos foram encontrados durante alguns meses de inverno, como foi observado no mês de setembro do ano de 2012, o resultou em u aumento da média da taxa de fluxo fotossintéticos no período de seca.

Em estudos limnológicos, o valor do pH e sua variação no meio refletem a atividade biológica e mudanças na química da água (BRANCO, 1991). O pH da área da barragem do reservatório se manteve neutro durante a maior parte do tempo, sendo observada uma pequena diminuição desse valor nos meses de maio, junho e agosto do ano de 2013 e outubro, fevereiro e março do ano de 2012. Essa diminuição do pH, nos meses de inverno, pode estar relacionada ao aumento de determinados ânions no epilímnio, principalmente cloreto (Cl⁻) devido ao processo de mistura que ocorre na coluna d'água nesse mesmo período (ESTEVES, 2011). Esse mesmo comportamento do pH foi observado por Branco (1991) no lago Paranoá, um lago eutrófico no Distrito Federal. Nesse trabalho foi observado que durante a homogeneização da coluna d'água houve diminuições dos valores do pH da água associadas a mortalidade de peixes em determinados locais do lago, quedas no percentual de saturação de oxigênio e aumento na concentração de CO₂, concluindo assim que a amostragem de campo havia sido realizada durante o início do período de circulação da massa d'água (desestratificação).

O processo de desestratificação que ocorre na coluna d'água causa diversas modificações nas características tanto físicas quanto químicas da água, pois devido a homogeneização da maioria das variáveis abióticas (TUNDISI *et al.*, 2004, 2010; BRANCO *et al.*, 2009; MORAIS *et al.*, 2010; CARABALLO *et al.*, 2014) pode ocorrer um déficit de oxigênio na coluna d'água, influenciando diretamente sua qualidade. Essa homogeneização pode ser observada a partir dos perfis de temperatura da água, concentração de oxigênio dissolvido e condutividade elétrica. No presente estudo, a temperatura da água de sub-superfície começa a apresentar uma diminuição significativa a partir do mês de junho do ano de 2012 e abril do ano de 2013, enquanto que a temperatura das camadas mais profundas (≥ 30 metros) se mantém constante, sem apresentar variações significativas durante todo o período estudado.

Já a concentração de oxigênio dissolvido em sub-superfície apresentou variações não relacionadas a variações sazonais, porém é possível observar um declínio mais expressivo durante os meses de seca, quando se observou uma maior queda no mês de julho do ano de 2012. No ano de 2013 não foram observadas diminuições significativas na concentração de oxigênio na superfície. Já nas camadas mais profundas, é possível observar um aumento a partir do mês de maio do ano de 2013, quando ocorre tendência a mistura da coluna d'água, que favorece o aporte do oxigênio para as camadas mais profundas, como também já observado anteriormente no reservatório de Ribeirão das Lajes

(GUARINO *et al.*, 2005). No ano de 2012, que foi quando houve 12 meses de estratificação sem mistura, não foi observado aumento significativo na concentração desse gás nas camadas mais profundas, ressaltando a importância da mistura para o incremento do conteúdo de oxigênio em profundidade.

A condutividade elétrica é um importante parâmetro que expressa a habilidade de uma solução aquosa em conduzir uma corrente elétrica, fornecendo informações sobre, por exemplo, a concentração iônica do sistema aquático. Os íons mais representativos para a condutividade elétrica de águas continentais são: cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^{2+}), potássio (K^+), cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-) (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008; ESTEVES, 2011). Os baixos valores de condutividade elétrica observados durante o período de estudo estão relacionados com as baixas concentrações desses íons na área da barragem. A condutividade elétrica em sub-superfície não apresentou grandes variações, se mostrando homogênea durante o período de estudo, porém é possível observar um significativo aumento nos meses de janeiro, fevereiro e março do ano de 2014, final da estratificação. Já nas camadas mais profundas as variações apresentadas pela condutividade respondem a um padrão mais sazonal, mostrando um aumento a partir do mês de fevereiro de 2012, com um pico no mês de julho de 2012, apresentando um posterior declínio no mês de agosto. A partir do mês de dezembro do ano de 2012 é possível observar um significativo aumento que dura até o mês de março de 2013, com posterior declínio no mês de abril, onde ela se mantém constante até o final do período de estudo.

O aumento dos valores de condutividade elétrica nos meses de chuva pode ser associado ao aumento significativo de pluviosidade registrada no mesmo período. Essa associação sugere a maior ocorrência de drenagens das margens adjacentes, aumentando a entrada de material alóctone para dentro do lago, sendo esse o fator responsável pelo aumento da condutividade elétrica observada nas camadas superficiais d'água. Esse mesmo comportamento foi observado no lago Paranoá localizado no Distrito Federal (BRANCO, 1991) e no reservatório de Volta Grande em Minas Gerais (ROLLA *et al.*, 1990).

É possível observar que o processo de estratificação da coluna d'água influenciou o padrão sazonal da condutividade elétrica nas camadas mais profundas, onde foi registrado um aumento no final do verão com os maiores valores sendo atingidos nos meses em que foi constatada a mistura da coluna d'água do reservatório. A provável explicação para esse

comportamento da condutividade elétrica nas camadas mais profundas pode estar relacionada a circulação da massa d'água que ocorre durante o processo de desestratificação no inverno tropical, onde a ação turbulenta da circulação provoca a ressuspensão de material sedimentado, disponibilizando íons na água, aumentando a condutividade elétrica nessas camadas.

O processo de estratificação e desestratificação também pode influenciar a distribuição dos íons na coluna d'água, embora o aporte de água fornecido pelos tributários também possa apresentar forte influência na variação da concentração desses íons nos sistemas aquáticos (ESTEVEES *et al.*, 1984). A água natural contém um grande número de substâncias dissolvidas dentre as quais os íons presentes determinam em grande parte a composição química dos corpos d'água (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Em corpos d'água localizados no interior do continente, como o reservatório de Ribeirão das Lajes, a concentração iônica reflete as condições geológicas da região, com íons originados principalmente da ação do intemperismo sobre rochas e solos, que libera esses íons promovendo o carreamento para dentro do corpo d'água (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008; ESTEVES, 2011).

De uma forma geral, esses íons têm um importante papel na produtividade global dos ecossistemas aquáticos, pois são essenciais para os processos fisiológicos de suas comunidades biológicas (ESTEVEES, 2011). O cálcio, por exemplo, é um íon essencial para o crescimento de algas, além de influenciar a ciclagem do íon fosfato; já o magnésio atua na formação da molécula de clorofila e influencia, por exemplo, o metabolismo do nitrogênio. O potássio, sódio e cloreto são íons que atuam na troca e transporte de outros íons através das membranas celulares. Porém, apesar da importância desses íons no ambiente aquático, raramente eles atuam como fatores limitantes nesses sistemas (ESTEVEES, 2011), onde a limitação da produtividade primária ocorre principalmente através dos íons nutrientes nitrogênio e fósforo, que se encontram, em alguns casos, em concentrações menores do que as dos íons principais (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

O nitrogênio é um dos principais elementos químicos da natureza, podendo ser encontrado sob a forma de nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio molecular (N_2), sendo o íon amônio a principal forma de nitrogênio inorgânico assimilada, com menor custo energético, pelo fitoplâncton (ESTEVEES, 2011). O fósforo também é um elemento de grande importância nesses

ecossistemas devido a sua participação na estruturação e no metabolismo celular de todos os seres vivos. Apesar de todas as formas de fósforo serem importantes, o fósforo total e o ortofosfato assumem maior relevância; o fósforo total por ser utilizados como indicativo do estado trófico e o ortofosfato por ser a principal forma assimilada pelos produtores nesses ambientes (ESTEVES, 2011).

No geral, as concentrações de compostos tanto de fósforo e de nitrogênio quanto dos demais ânions e cátions foram baixas, apresentando em sua maioria leves aumentos em superfície durante o período chuvoso, com exceção do cloreto, nitrito e fósforo total que apresentaram um pequeno aumento durante o inverno. As baixas concentrações de ortofosfato observadas nas camadas superficiais podem estar relacionadas com a alta temperatura da água que influencia diretamente o metabolismo dos organismos presentes no ecossistema, fazendo com que esse nutriente seja rapidamente assimilado e incorporado em sua biomassa (WOODWARD *et al.*, 2005). Sendo assim, é comum encontrar concentrações menores do que $5 \mu\text{g.L}^{-1}$. Já as maiores concentrações de fósforo total observadas nos meses de outubro e junho de 2012 e junho de 2013 pode ser atribuída ao processo de mistura da coluna d'água que disponibiliza para o epilímnio os nutrientes que estavam restritos ao hipolímnio. Em um estudo realizado no lago Québec, (NÜRNBERG, 1985) conseguiu mostrar que 32% da concentração de fósforo total retida no hipolímnio durante o período de estratificação foi transportada para o epilímnio através da circulação da coluna d'água.

Normalmente, em ambientes sujeitos à estratificação térmica, os principais íons apresentam distribuição vertical heterogênea, sendo as maiores concentrações encontradas no hipolímnio com conseqüente elevação dos valores de condutividade elétrica nesta região e baixas concentrações desses íons nas camadas superficiais (ESTEVES, 2011). Além disso, a baixa concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio encontrada na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes é típica para lagos oligomesotróficos tropicais, tendo sido observada em estudos anteriores na área no reservatório (GUARINO *et al.*, 2005).

Apesar da observação de uma maior concentração da maioria dos ânions e cátions durante o período chuvoso, o único íon que se correlacionou de forma significativa com a chuva foi o sulfato. Essa correlação se deve ao fato de que no período de chuva, há um aumento do aporte de íons carregados pela chuva para dentro do corpo d'água (ROLLA *et al.*, 1990). Já as maiores concentrações de cloreto, nitrito e fósforo total encontradas nos

meses de inverno, apesar de não apresentarem correlação significativa com nenhuma variável ambiental, pode ser atribuída ao processo de mistura que ocorre na coluna d'água durante esse período que promove a homogeneização da maioria das variáveis abióticas (TUNDISI *et al.*, 2004, 2010; BRANCO *et al.*, 2009; MORAIS *et al.*, 2010; CARABALLO *et al.*, 2014) podendo levar a um aumento da concentração de nutrientes no epilímnio.

A análise de correlação de Spearman mostrou que o sulfato e o magnésio apresentam correlação negativa com a variação do nível da água. Apesar da pequena variação da cota no reservatório, esta aumentou nos dois períodos de seca (2012 e 2013), o que explica a correlação negativa com esse parâmetro, já que a entrada tanto de sulfato como de magnésio no sistema aquático ocorre através da lavagem de solos naturais para dentro do corpo d'água (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

A análise de correlação também mostrou uma relação positiva entre os íons Ca^{2+} , Cl^- , NO_2^- e o oxigênio dissolvido pode ser atribuída à utilização desse gás para as reações químicas de transformação desses elementos no ambiente aquático (ROLLA *et al.*, 1990). Ainda foi possível observar uma correlação entre o zooplâncton, em especial da biomassa de cladóceros com os íons Mg^{2+} e Ca^{2+} . A provável explicação para essa correlação está nas utilização desses íon por esses organismos para formação de suas carapaças (ROLLA *et al.*, 1990).

7.3 VARIAÇÃO TEMPORAL DAS COMUNIDADES PLANCTÔNICAS E AS CONDIÇÕES DE ESTABILIDADE DA COLUNA D'ÁGUA

7.3.1 COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

A variação sazonal do fitoplâncton em lagos é geralmente interpretada como resultado das oscilações de variáveis físicas, químicas e biológicas nos sistemas aquáticos (REYNOLDS, 2006). Segundo Esteves (2011), em lagos tropicais a variação da biomassa fitoplanctônica é dependente principalmente da radiação subaquática e da concentração de nutrientes, em especial fosfato, amônia e nitrato, sendo esses dois fatores submetidos a variações em decorrência da dinâmica da coluna d'água. Em lagos profundos que apresentam um padrão de estratificação monomítico quente, igual à área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, a variação da biomassa fitoplanctônica geralmente é

controlada pelo processo de estratificação e desestratificação da coluna d'água (ESTEVEZ, 2011).

Em um estudo realizado no reservatório Faxinal, em Caxias do Sul, Becker *et al.* (2008) observaram que as principais forças que controlavam o desenvolvimento e a variação do estado de equilíbrio da comunidade fitoplanctônica eram as condições de estratificação e suas consequências na dinâmica da coluna d'água. Os autores observaram que a dominância apresentada pela cianobactéria *Anabaena crassa* estava fortemente relacionada com a condição de estratificação apresentado pelo reservatório. No presente estudo, foi possível observar a dominância de cianofíceas em todas as amostragens, com maiores densidades registradas no período de chuva e menores no período de seca. No período de estratificação, as condições da coluna d'água favoreceram o crescimento e dominância de cianofíceas e de forma menos representativa os grupos de Euglenophyta, Xanthophyceae e Zygnemaphyceae. Nesse mesmo período foi também observada uma baixa riqueza de espécies e um baixo valor de equitabilidade, devido a dominância de cianofíceas. Segundo Fuentes & Petrucio (2015) as cianobactérias têm características que conferem uma vantagem competitiva em condições de estabilidade da coluna de água (flutuação), estresse luminoso (fotoaclimatação) e escassez de fósforo inorgânico. As características desse grupo diante das condições adversas da coluna d'água explicam sua dominância durante todo o período de estudo.

Já no período de seca, apesar da dominância de cianofíceas, há um aumento na riqueza de espécies e uma maior equitabilidade na comunidade. Além das cianofíceas, as clorofíceas também foram mais representativas nesse período, e em menor escala as diatomáceas, crisofíceas e dinoflagelados. Segundo Boney (1976) as respostas do fitoplâncton à desestratificação podem ser bem variadas ocorrendo, entretanto, na maioria das vezes, uma alternância de espécies de cianofíceas predominantes para clorofíceas. Porém, na área da barragem, mesmo no período de mistura, apesar da maior representatividade das clorofíceas, a contínua dominância por cianofíceas foi constatada. Segundo Shapiro *et al.* (1975) não há como estabelecer um padrão para as flutuações desse grupo em condições de estabilidade da coluna, pois alguns estudos já mostraram que algumas cianofíceas também podem aumentar rapidamente de número com a circulação da massa d'água.

Em termos de biomassa, as maiores contribuições para biomassa total do fitoplâncton foram do grupo das cianofíceas e das euglenófitas. Essa maior contribuição

explica a correlação positiva da biomassa fitoplanctônica com a estabilidade da coluna, temperatura da água e chuva, já que os organismos que mais contribuem em termos de biomassa são os que apresentam maiores densidades em condições de estratificação térmica. Já a correlação positiva encontrada entre a riqueza de espécies e o nível da água está associada a maior quantidade de espécies no início do período de seca, onde se observa um aumento significativo do nível da água.

A partir da análise de redundância (RDA) é possível observar que, para a área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes, durante o período chuvoso, as maiores biomassas do fitoplâncton estão associadas à existência de estratificação (maior estabilidade térmica) e uma maior temperatura na água. Essa relação se deve à maior adaptação do grupo das cianobactérias as condições apresentadas pelo cenário de maior estabilidade térmica. Além disso, os nutrientes que chegam no lago através do carreamento das chuvas, que ocorre nesse período (principalmente no verão), se mostram importantes para esse grupo, provavelmente mais do que a disponibilidade de luz, tendo em vista a baixa concentração de nutrientes presente na água, característica da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes (GUARINO *et al.*, 2005).

7.3.2 COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA

Entre todos os táxons zooplanctônicos encontrados na área da barragem, o grupo dos rotíferos foi o que apresentou maior dominância tanto em abundância quanto em riqueza de espécies, o que é comumente observado em estudos ecológicos de comunidades planctônicas, considerando sua ampla distribuição e riqueza em corpos d'água brasileiros (LUCINDA *et al.*, 2004; AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2005). Segundo Oliveira-Neto & Moreno (1999), a diversidade e abundância desse grupo varia muito dependendo não só do estado trófico como também das condições físicas e químicas dos ambientes aquáticos.

Os rotíferos são considerados organismos oportunistas, típicos r-estrategistas, devido à grande capacidade que apresentam de se adaptar a mudanças ambientais, além da assimilação de uma ampla variedade de recursos alimentares (detritos, bactérias, pequenas algas e outros organismos zooplanctônicos), o que favorece a colonização por esses animais em ambientes instáveis, alcançando elevada riqueza e abundância (RODRIGUEZ; MATSUURA-TUNDISI, 2000; LUCINDA *et al.*, 2004; LUCINDA, 2007). A dominância desse grupo na comunidade zooplanctônica de reservatórios monomíticos quentes, como

ocorre no reservatório de Ribeirão das Lajes também foi encontrada em outros reservatórios tropicais como no reservatório de Volta Grande em Minas Gerais (ROLLA *et al.*, 1990).

Estudos mostram que a elevada densidade de cianofíceas filamentosas no ambiente aquático podem afetar o tamanho e a composição da comunidade zooplânctônica, onde é observado o desaparecimento de grandes cladóceros e o aumento na densidade de pequenos cladóceros, copépodos e rotíferos (GLIWICZ, 1977; ORCUTT & PACE, 1984; SCHOENBERG & CARLSON, 1984). A redução da disponibilidade de alimentos é um dos fatores apontados como responsáveis pela diminuição da abundância desses organismos nesses sistemas, pois em geral, as cianobactérias filamentosas são grandes e menos palatáveis e digestivas podendo até mesmo apresentar toxicidade para certas espécies de zooplâncton (INFANTE & RIEHL, 1984; FULTON & PAERL, 1987, 1988). Porém como demonstrado por alguns estudos, a tolerância dos organismos da comunidade zooplânctônica é altamente variável entre e dentro das espécies, devido principalmente, a rápida evolução da adaptação local apresentada por esses organismos (HAIRSTON *et al.*, 1999; TILLMANN *et al.*, 2008; KUSTER & VON ELERT, 2013).

Alguns pesquisadores atribuem a dominância de cianobactérias em certos corpos d'água à essa incapacidade do zooplâncton de utiliza-la de forma eficaz como fonte de recurso (BROOKS & DODSON, 1965). Porém, vale ressaltar que as taxas de consumo do zooplâncton não são iguais para todos os tipos de cianobactérias, apesar de ser observado que os organismos zooplânctônicos de pequeno porte geralmente não exercem uma pressão de predação eficaz sobre grandes cianofíceas (DODSON *et al.*, 1976; CARPENTER, *et al.*, 1985). Apesar do fitoplâncton ser considerada a principal fonte de alimento para o zooplâncton, estudos mostram que principalmente em lagos oligotróficos, como o reservatório de Ribeirão das Lajes, a comunidade zooplânctônica utiliza significativamente outros recursos alimentares como bactérias (SANDERS *et al.*, 1989; ARNDT, 1993; COLE & CARACO, 1993; WORK *et al.*, 2005) e protozoários flagelados e ciliados (ARNDT, 1993). Segundo Azam & Graf (1983), os detritos, as bactérias e os protozoários podem ser a principal fonte de carbono para os níveis tróficos superiores, como o zooplâncton, sendo assim mais importantes do que os produtores primários.

Em um estudo realizado no reservatório hipertrófico de Pampulha, em Minas Gerais, os autores avaliaram o papel do fitoplâncton como recurso alimentar para a comunidade zooplânctônica, observando que a maior contribuição como fonte de carbono

para essa comunidade no reservatório foi de microheterótrofos planctônicos e detritos, e que a estimativa de assimilação do zooplâncton (método Winberg) indicou a maior importância da cadeia microbiana ou de detritos como fonte alimentar (ARAÚJO & PINTO-COELHO, 1998).

Através da análise multivariada de redundância (RDA) é possível observar que apesar da associação encontrada entre a concentração de clorofila-*a* e a biomassa do zooplâncton, em especial a biomassa de cladóceros, o zooplâncton não apresentou correlação com a biomassa do fitoplâncton. Essa falta de relação pode estar associada a dominância do grupo Cyanophyta na área da barragem. Além disso, os baixos valores de clorofila-*a* sugerem uma baixa produtividade primária na área da barragem, o que corrobora a hipótese de que a biomassa fitoplanctônica não é a principal fonte de alimento para o zooplâncton.

A biomassa dos grupos zooplanctônicos se mostrou fortemente associada à temperatura da água de sub-superfície, principalmente no período de chuva, que é quando se observa uma maior temperatura, maior turbulência e menor zona eufótica. Gerzson (2013) em seu trabalho na lagoa do Peri, dominada pela cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii*, mostrou que além da influência dessa cianobactéria na estruturação e variação temporal e espacial apresentada pela comunidade zooplanctônica, as condições de temperatura da água da lagoa também se mostravam importantes para as variações apresentadas por essa comunidade. A existência de uma maior turbidez em superfície, verificada neste período, também pode ter auxiliado a uma menor pressão de predação sobre os organismos maiores da comunidade zooplanctônica.

Em um estudo desenvolvido no reservatório de Furnas, em Minas Gerais, Santos *et al.* (2010) também observaram maiores valores de biomassa de cladóceros durante a estação chuvosa associando a variação temporal apresentada pela biomassa desse grupo aos fatores precipitação e tempo de residência do reservatório como principais forças de condução de produção secundária dos cladóceros. Nesse estudo, os autores ainda observaram que embora o reservatório apresente condições oligotróficas de trofia, há ocorrências ocasionais de florações de cianobactérias, o que sugere um enriquecimento de nutrientes, porém essas alterações não refletem diretamente sobre os valores de biomassa dos cladóceros.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A hidrodinâmica de mistura e estratificação do perfil vertical da área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes seguiu um padrão monomítico quente, o que já havia sido indicado por outros trabalhos desenvolvidos no reservatório (GUARINO *et al.*, 2005; BRANCO *et al.*, 2009), e é comumente observado em lagos tropicais profundo (TUNDISI, 1997; LEWIS, 1983, 1996, 2002; KALFF, 2002). Durante o período de estudo, a estratificação da coluna d'água foi pronunciada no período chuvoso (verão tropical), com duração de onze meses no ano de 2012 e nove meses no ano de 2013 do ano devido às altas temperaturas observadas nessa mesma época. Este fato implica na direta influência do clima sobre o padrão de estratificação no reservatório e que, as mudanças climáticas globais em curso, tendendo ao aumento das temperaturas do ar, podem ocasionar um prolongamento do período de estratificação de reservatórios tropicais. De acordo perfil vertical de temperatura, foi possível observar a existência de circulação das massas d'água em apenas um mês no ano de 2012 e três meses no ano de 2013, devido a isoterмия verificada até os 30 metros de profundidade. Porém, a partir do perfil de oxigênio dissolvido, verifica-se que a circulação da massa d'água ocorreu apenas no ano de 2013. Esse resultado mostra que apenas a análise da temperatura da água não nos fornece uma visão fiel da dinâmica de circulação da coluna d'água, sugerindo assim o uso da concentração de oxigênio dissolvido como uma ferramenta complementar no estudo da dinâmica de estratificação e mistura da coluna d'água.

Foi possível observar que a diminuição do nível da água contribuiu para a maior estabilidade da coluna d'água devido a diminuição da área do fetch, evidenciando ainda mais a fraca influência do vento no processo de mistura vertical da coluna d'água. A profundidade da área da barragem também exerceu um forte efeito no padrão de estratificação do reservatório, dificultando ainda mais o processo de mistura completa da coluna d'água. Essa relação é comumente observada não só em outros lagos tropicais profundos, como também em outros lagos pelo mundo (AMBROSETTI & BARBANTI, 2003).

Já o processo de desestratificação na área da barragem do reservatório ocorre devido ao resfriamento do ar que começa a ocorrer a partir dos meses maio e junho, podendo ser intensificado pela presença de frentes frias (BRANCO *et al.*, 2009), observado no início do período de seca. Esse mesmo padrão de influência do clima também pode ser observado em outros estudos realizados em lagos tropicais (HENRY *et al.*, 1997; LEWIS,

2002; TUNDISI, 1997). Apesar da importância da ação do vento sobre o processo de mistura da coluna d'água em reservatórios, no reservatório de Ribeirão das Lajes ela não foi verificada, o que pode ser atribuído à morfometria dendrítica do reservatório, a profundidade apresentada pela área da barragem, à diminuição do nível da água no período de chuva, como também à sua topografia marginal com morros e alta densidade de fragmentos de Mata Atlântica em sua área de entorno (PEIXOTO *et al.*, 1995; BRANCO *et al.*, 2009). Segundo Henry *et al.* (1997), em lagos que apresentam essas características, a influência do vento no processo de mistura da coluna d'água é muito reduzida.

No presente estudo, as comunidades planctônicas se mostraram bem relacionadas às condições da coluna d'água, apresentando maiores biomassas durante o período de estratificação. A comunidade fitoplanctônica apresentou variações na sua estrutura nas diferentes condições de estabilidade, sendo caracterizada pelo predomínio expressivo do grupo das cianofíceas durante todo o período de estudo, podendo ser observado um aumento da riqueza de espécies e maior equitabilidade da densidade total no período de mistura. A comunidade zooplanctônica também apresentou variações em sua estrutura, mostrando maior abundância de rotíferos durante o período de estratificação da coluna d'água e uma maior abundância de copépodes durante o período de mistura. Entretanto, ressalta-se que as biomassas das comunidades do fitoplâncton e do zooplâncton não apresentaram correlação e dependência entre si, como seria esperado, já que o fitoplâncton é considerado a principal fonte de alimento para esse grupo. Foi possível destacar outros fatores controladores da biomassa do zooplâncton na área da barragem do reservatório de Ribeirão das Lajes como a dominância de espécies do grupo das cianofíceas e as condições de estratificação como maior temperatura, maior turbulência e menor zona eufótica.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA - ANEEL. **Atlas de Energia Elétrica do Brasil**. Third ed. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica, 2008.

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 646–652, 2005.

ALCOCER, J.; LUGO, A.; ESCOBAR, E.; SÁNCHEZ, M. R.; VILA-CLARA, G. Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic lake Alchichica, Puebla, Mexico. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie : Verhandlungen**, v. 27, p. 3166 – 3169, 2000.

ALCOCER, J.; BERNAL-BROOKS, F. W. Limnology in Mexico. **Hydrobiologia**, v. 644, n. 1, p. 15–68, 2010.

AMBROSETTI, W.; BARBANTI, L. Physical limnology of Italian lakes. 2. Relationships between morphometric parameters, stability and Birgean work. **Journal of Limnology**, v. 61, n. 2, p. 159–167, 2003.

AMBROSETTI, W.; BARBANTI, L.; SALA, N. Residence time and physical processes in lakes. **Journal of Limnology**, v. 62, n. (Suppl. 1), p. 1–15, 2003.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 21 st ed. Washington, DC: American Public Health Assosiation, 2005.

APRILE, F. M. Thermal structure of the Poraquê lake, Central Amazonian, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 33, n. 2, p. 171–178, 2011.

ARAÚJO, M. A. R.; PINTO-COELHO, R. M. Produção e consumo de carbono orgânico na comunidade planctônica da represa da Pampulha, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 3, p. 405–416, 1998.

ARNDT, H. Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates) - a review. **Hydrobiologia**, v. 255-256, n. 1, p. 231–246, 1993.

AZAM, F.; GRAF, J. S. The Ecological Role of Water-Column Microbes in the Sea. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 10, p. 257–263, 1983.

BECKER, V.; HUSZAR, V. L. M.; NASELLI-FLORES, L.; PADISÁK, J. Phytoplankton equilibrium phases during thermal stratification in a deep subtropical reservoir.

Freshwater Biology, v. 53, n. 5, p. 952–963, 2008.

BERNAL-BROOKS, F. W.; DÁVALOS-LIND, L.; LIND, O. T. Assessing trophic state of an endorheic tropical lake: the algal growth potential and limiting nutrients. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 153, p. 323–338, 2002.

BEZERRA-NETO, J. F.; PINTO-COELHO, R. M. A Estrutura Térmica, o Trabalho do Vento e a Estabilidade de um Reservatório Tropical Raso: Lagoa do Nado, BH - MG.

BIOS, Cadernos do Departamento de Ciências Biológicas da PUC Minas, v. 10, n. 10, p. 19–33, 2002.

BRANCO, C. W. C. **COMUNIDADE PLANTÔNICA E A QUALIDADE DA ÁGUA NO LAGO PARANOÁ, BRASILIA, DF, BRASIL**. Dissertação de mestrado Universidade de Brasília, 1991.

BRANCO, C. W. C.; ROCHA, M.I.A.; ROCHA, M.I.A.; GÔMARA, G.A.; DE FELIPPO, R. Limnological features of Funil Reservoir (RJ, Brazil) and indicator properties of rotiferes and cladocerans of the zooplankton community. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 7, p. 87–92, 2002.

BRANCO, C. W. C.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; SOUSA-FILHO, I.F.; GUARINO, A. W. S.; ROCHA, R.J. Impact of climate on the vertical water column structure of Lajes Reservoir (Brazil): A tropical reservoir case. **Lakes and Reservoirs: Research and Management**, v. 14, n. 3, p. 175–191, 2009.

BROOKS, J. L.; DODSON, S. I. Predation, body size, and composition of plankton. **Science**, v. 150, n. 3692, p. 28–35, 1965.

CARABALLO, P.; FORSBERG, B. R.; ALMEIDA, F.F.; LEITE, R.G. Diel patterns of temperature , conductivity and dissolved oxygen in an Amazon floodplain lake: description of a friagem phenomenon. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 3, p. 318–331, 2014.

CASAMITIJANA, X.; SERRA, T.; COLOMER, J.; BASERBA, C.; PEREZ-LOSADA, J. Effects of the water withdrawal in the stratification patterns of a reservoir. **Hydrobiologia**, v. 504, p. 21–28, 2003.

- CHAPMAN, L. J.; CHAPMAN, C. A.; CRISMAN, T. L.; NORDLIE, F. G. Dissolved oxygen and thermal regimes of a Ugandan crater lake. **Hydrobiologia**, v. 385, p. 201–211, 1998.
- COLE, G. A. **Textbook of Limnology**. 3. ed. Prospect Heights, Illinois: Waveland Press Inc, 1994.
- COLE, J. J.; CARACO, N. F. The pelagic microbial food web of oligotrophic lakes. In: FORD, T. E. (Ed.). **Aquatic Microbiology. An ecological approach**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1993. p. 101–111.
- COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C. E. **Insetos imaturos. Metamorfose e identificação**. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2006.
- CROSSETTI, L. O.; BICUDO, C. E. M. Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garças pond): the assemblage index application. **Hydrobiologia**, v. 610, p. 161–173, 2008.
- DABÉS, M. B. G. S.; FRANÇA, R. C.; GOMES, M. C. S.; JUNQUEIRA, M. V.; ROLLA, M. E.; ROSA, S. G. **Caracterização limnológica da represa de Pontal, Itabira (MG)** *Acta Limnol. Brasil.*, 1990.
- DAVIES-COLLEY, R. J. Mixing Depths in New Zealand's Lakes. **New Zealand F. Mar. Freshw. Res.**, v. 22, p. 517–527, 1988.
- DODDS, W. K. **Freshwater Ecology: Concepts and Environmental Applications**. 1. ed. San Diego, California: Academic Press, 2002.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Brasília: Universa, 1997.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.
- ESTEVES, F. A.; ISHII, I. H.; CAMARGO, A. F. M. Pesquisas limnológicas em 14 lagoas do litoral do Estado do Rio de Janeiro. In: LACERDA, L. D. et al. (Eds.). **Restingas: origem, estrutura, processos**. Niterói, RJ: CEUFF, 1984. p. 443–454.
- FERNANDO, C. H. Miscellaneous groups. In: FERNANDO, C. H. (Ed.). **A Guide to Tropical Freshwater Zooplankton**. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, 2002. p. 235–254.

FOISSNER, W.; BERGER, H. A user-friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hydrobiologists as bioindicators in rivers, lakes, and waste waters, with notes on their ecology. **Freshwater biology**, v. 35, n. 2, p. 375–482, 1996.

FUENTES, E. V; PETRUCIO, M. M. Water level decrease and increased water stability promotes phytoplankton growth in a mesotrophic subtropical lake. **Marine and Freshwater Research**, v. 66, p. 711-718, 2015.

GERZSON, N. D. **Estrutura da comunidade zooplanctônica em uma lagoa costeira subtropical dominada por cianobactérias**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, 2013.

GIANI, A.; PINTO-COELHO, R. M.; OLIVEIRA, S. J. M. De.; PELLI, A. Ciclo sazonal de parâmetros físico-químicos da água e distribuição horizontal de nitrogênio e fósforo no reservatório da Pampulha (MG). **Ciência e Cultura**, v. 40, n. 1, p. 69–77, 1988.

GLIWICZ, Z. M. Food size selection and seasonal succession of filter-feeding zooplankton in a eutrophic lake. **Pol., Ekol.**, v. 25, p. 179–225, 1977.

GOMES, A. **Distribuição espacial dos moluscos bivalves na região da plataforma continental de Cabo Frio, Praia de Moçambaba, Estado do Rio de Janeiro. Brasil**. Dissertação de mestrado. Museu Nacional. UFRJ, 1989.

GUARINO, A. W. S.; BRANCO, C. W. C.; DINIZ, G. P.; ROCHA, R. Limnological Characteristics of an Old Tropical Reservoir (Ribeirão das Lajes Reservoir , RJ , Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 2, p. 129–141, 2005.

HAIRSTON, N.; GAEDKE, U.; FISCHER, J.; POST, D. M. Lake ecosystems: Rapid evolution revealed by dormant eggs. **Nature**, v. 401, n. 6752, p. 446, 1999.

HECHY, R. E.; BUGENYI, F. W. B.; OCHUMBA, P.; TALLING, J. F.; MUGIDDE, R.; GOPHEN, M.; KAUFMAN, L. Deoxygenation of the deep water of Lake Victoria, East Africa. **Limnology and Oceanography**, v. 39, n. 6, p. 1476–1481, 1994.

HENNEMANN, M. C. **Dinâmica da Qualidade da Água em uma Lagoa Costeira : o Caso Peculiar da Lagoa do Peri , Ilha de Santa Catarina , Brasil**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, 2010.

HENRY, R.; TUNDISI, J.G.; CALIJURI, M. C.; IBAÑEZ, M.S.R. A comparative Study

of Thermal Structure, Heat Content and Stability of Stratification in These Lakes. In: **Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil**. São Paulo: Brazilian Academy of Science, 1997. p. 528.

HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C. D.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER, U.; ZOHARY, T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **J Phycol**, v. 35, p. 403–424, 1999.

IDSO, S. B. On the concept of lake stability. **Limnology and Oceanography**, v. 18, p. 681–683, 1973.

IMBERGER, J. The diurnal mixed layer. **Limnology and Oceanography**, v. 30, n. 4, p. 737–770, 1985.

IMBERGER, J.; HAMBLIN, P. F. Dynamics of Lakes, Reservoirs, and Coolong Ponds. **Annu. Re. Fluid Mech.**, p. 153–187, 1982.

JENSEN, J. P.; JEPPESEN, K.; OLRİK, K.; KRISTENSEN, P. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow danish lakes. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 51, p. 1692–1699, 1994.

KALFF, J. **Limnology: Inland Water Ecosystems**. Upper Saddle River, NJ: Prentice-Hall, 2002.

KELLNER, E.; MOREIRA, J. F. V.; PIRES, E. C. Influência da estratificação térmica no volume útil e no comportamento hidrodinâmico de lagoa de estabilização. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 14, n. 1, p. 129–138, 2009.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: K. Grasshoff (Ed.), *Methods of sea water analysis*. **Weinheim: Verlag Chemie**, p. 117–181, 1976.

KOSTE, W. **Rotatoria. Die radertiere mitteleuropas**. II Text Ba ed. Berlin: Gebruder Borntrager, 1978.

KUSTER, C. J.; VON ELERT, E. Interspecific Differences between *D. pulex* and *D. magna* in Tolerance to Cyanobacteria with Protease Inhibitors. **PLoS ONE**, v. 8, n. 5, p. 1–8, 2013.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d ' água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese de doutorado. Universidade de São

Paulo, 2004.

LANDIM, P. M. B.; MONTEIRO, R. C.; CORSI, A. C. Introdução À Confecção De Mapas pelo Software Surfer. **Rio Claro**, 2002.

LATJA, R.; SALONEN, K. Carbon analysis for determination of individual biomasses of planktonic animals. **Verh. Int.Ver.Limnol**, v. 20, p. 2556–2560, 1978.

LEWIS, W. M. Tropical limnology. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, v. 18, n. 1, p. 59–84, 1987.

LEWIS, W. M. Latitude makes difference. **Perspectives in Tropical Limnology**, 1996a.

LEWIS, W. M. Tropical lakes: how latitude makes a difference. **Perspectives in Tropical Limnology**, p. 43–64, 1996b.

LEWIS, W. M. **Causes for the high frequency of nitrogen limitation in tropical lakes** **Verh Int Verein Limnol**, 2002.

LEWIS, W. M. J. Temperatura, heat and mixing in lake Valencia, Venezuela. **Limnology and Oceanography**, v. 28, n. 2, p. 273–286, 1983.

LUCINDA, I.; MORENO, I. H.; MELÃO, M. G. G.; MATSUURA-TUNDISI, T. Rotifers in freshwater habitats in the Upper Tietê River Basin, São Paulo State, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 16, n. 3, p. 203–224, 2004.

LUCINDA, I. **Estudo de comunidades planctônicas (bacterioplâncton, nanoflagelados, fitoplâncton e zooplâncton) em um pequeno reservatório tropical – experimentos com mesocosmos**. Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos, 2007.

LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; LECREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. **Hydrobiologia**, v. 11, p. 143–170, 1958.

MACEK, M.; VILA CLARA, G.; LUGO, A. Changes in protozoan assemblage structure and activity in a stratified tropical lake. **Microbial Food Webs**, v. 8, n. 1-2, p. 235–249, 1994.

MACINTYRE, S. FRAM, J. P.; KUSHNER, P. J.; BETTEZ, N. D.; O'BRIEN, W. J.; HOBBIE, J. E.; KLING, G. W. Climate-related variations in mixing dynamics in an Alaskan arctic lake. **Limnology and Oceanography**, v. 54, n. 6, part 2, p. 2401–2417,

2009.

MANCA, M.; COMOLI, P. Studies on zooplankton of Lago Paione Superiore. **J. Limnol.**, v. 58, n. 2, p. 131–135, 1999.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G.; ROCHA, O.; CALIJURI, M. C. The Ecological Significance of the Metalimnion in Lakes of Middle Rio Doce Valley. In: TUNDISI, J. G.; SAIJO, Y. (Eds.). **Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil**. São Paulo: Brazilian Academy of Science, 1997. p. 528.

MEIS, M. R. M.; TUNDISI, J. G. Geomorphological and Limnological Process as a Base for Lake Typology: The Middle Rio Doce Lake System. **An. Acad. Brasil. Cienc.**, v. 58, p. 103–120, 1986.

MORAIS, M. A. D.; CASTRO, W. A. C. D.; TUNDISI, J. G. Climatologia de frentes frias sobre a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), e sua influência na limnologia dos reservatórios de abastecimento de água. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 25, n. 2, p. 205–217, 2010.

NOGRADY, T.; SEGERS, H. Rotifera Vol. 6. Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. In: **Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world**. 18. ed. Leiden, the Netherlands: Backhuys Publishers, 2002. p. 264.

NOGRADY, T.; WALLACE, R. L.; SNELL, T. W. Rotifera Vol. 1. Biology, Ecology and Systematics. In: DUMONT, H. J. . (Ed.). . **Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world**. The Hague, Belgium: SPB Academic Publishing, 1993. p. 142.

NÜRNBERG, G. K. Availability of Phosphorus Upwelling from Iron-rich Anoxic Hypolimnia. **Arch. Hydrobiol.**, v. 104, p. 459–476, 1985.

NUSCH, E. A.; PALME, G. Biologische methoden für die praxis der gewässeruntersuchung. **GWF-Wasser/Abwasser**, v. 116, p. 562–565, 1975.

OLIVEIRA-NETO, A. D. L.; MORENO, I. D. H. Rotíferos. In: ISAMEL, D. et al. (Eds.). . **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: invertebrados de água doce**. São Paulo: Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), 1999. p. 39–52.

- OMETTO, J. P.; PACHECO, F. S.; CIMBLERIS, A. C. P.; STECH, J. L.; LORENZZETTI, J. A.; ASSIREU, A.; SANTOS, M. A.; MATVIENKO, B.; ROSA, L. P.; GALLI, C. S.; ABE, D. S.; TUNDISI, J. G.; BARROS, N. O.; MENDONÇA, R. F.; ROLAND, F. Carbon Dynamic and Emissions in Brazilian Hydropower Reservoirs. In: ALCANTARA, E. H. (Ed.). **Energy Resources: Development**. 1. ed. Nova Science Publishers, Inc, 2011. p. 36.
- ORCUTT, J. D.; PACE, M. L. Seasonal dynamics of rotifer and crustacean zooplankton populations in a eutrophic, monomitic lake with a note on rotifer sampling techniques. **Hydrobiologia**, v. 119, p. 73–80, 1984.
- PADISÁK, J. Seasonal succession of phytoplankton in a large shallow lake (Balaton, Hungary) - a dynamic approach to ecological memory, it's possible role and mechanisms. **Journal of Ecology**, v. 80, p. 217–230, 1992.
- PADISÁK, J.; SCHEFFLER, W.; SÍPOS, C.; KASPRZAK, P.; KOSCHEL, R.; KRIENITZ, L. Spatial and temporal pattern of development and decline of the spring diatom populations in Lake Stechlin in 1999. **ARCHIV FÜR HYDROBIOLOGIE BEIHEFT ADVANCES IN LIMNOLOGY**, v. 58, p. 135–155, 2003.
- PATALAS, K. Mid-summer Mixing Depths of Lakes of Different Latitudes. **Verh. Int.Ver.Limnol**, v. 22, p. 97–102, 1984.
- PAULI, H. R. A new method to estimate individual dry weights of rotifers. **Hydrobiol.**, v. 186/187, p. 355–361, 1989.
- PEIXOTO, A. L.; ROSA, M. M. T. D.; BARBOSA, M. R. V.; RODRIGUES, H. C. Composição florística da área em torno da represa de Ribeirão das Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista da Universidade Rural, Série Ciência da Vida**, v. 17, n. 1, p. 51–74, 1995.
- PIELOU, E. C. The measurement of diversity in different types of biological collections. **Journal of Theoretical Biology**, v. 13, p. 131–144, 1966.
- REYNOLDS, C. S. **The ecology of phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.
- ROCHA, O.; DUNCAN, A. The relationship between cell carbon and cell volume in

freshwater algal species used in zooplankton studies. **Journal Of Plankton Research, Oxford, England**, v. 7, n. 2, p. 279–294, 1985.

RODRIGUEZ, M. P.; MATSUURA-TUNDISI, T. Variation of density, species composition and dominance of rotifers at a shallow tropical reservoir (Broa reservoir, SP, Brazil) in a short scale time. **Revista brasileira de biologia**, v. 60, n. 1, p. 1–9, 2000.

ROLLA, M. E.; DABÉS, M. B. G. S.; FRANÇA, R. C.; FERREIRA, E. M. V. M. Aspectos limnológico do reservatório Volta Grande, Minas Gerais São Paulo. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 3, p. 219–244, 1990.

RUTTNER-KOLISKO.A. Suggestions for biomass calculation of planktonic rotifers. **Arch.Hydrobiol.Beih/Ergebn. Limnol.**, v. 8, p. 71–76, 1977.

SANDERS, R. W.; PORTER, K. G.; BENNETT, S. J.; DEBIASE, A. E. Seasonal patterns of bacterivory by flagellates, ciliates, rotifers, and cladocerans in a freshwater planktonic community. **Limnology and Oceanography**, v. 34, n. 4, p. 673–687, 1989.

SANTOS, R. M.; NEGREIROS, N. F.; SILVA, L. C.; ROCHA, O.; SANTOS-WISNIEWSKI, M. J. Biomass and production of Cladocera in Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. **Brazilian journal of biology**, v. 70, n. 3 Suppl, p. 879–887, 2010.

SCHMIDT, W. Über die Temperatur- und Stabilitätsverhältnisse von Seen. **Geografiska Annaler**, v. 10, p. 145–177, 1928.

SCHOENBERG, S. A.; CARLSON, R. E. Direct and indirect effects of zooplankton grazing on phytoplankton in a hypereutrophic lake. **Oikos**, v. 42, n. 3, p. 291–302, 1984.

SEGERS, H. Rotifera 2. The Lecanidae (Monogononta). In: Nogrady, T.; Segers, H. (Eds.). **Rotifera 6. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 18**. 2002. ed. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, 1995. p. 87–211.

SEGERS, H. **Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera), with notes on nomenclature, taxonomy and distribution**. Auckland: Magnolia Press, 2007.

SHANNON, C. E. The Mathematical Theory of Communication. **Bell System Technical Journal**, v. 27, n. 3, p. 379–423, 1948.

SHAPIRO, J.; LAMARRA, V.; LYNCH, M., 1975. Biomanipulation: an ecosystem

approach to lake restoration. In: BREZONIK, P. L.; FOX, J. L. (Eds.). **Symposium on Water Quality Management Through Biological Control**. University of Florida. Gainesville. 251 p.

STRICKLAND, J. D.; PARSONS, T. R. A manual of seawater analysis. **Bull. Fish. Res. Bel. Can.**, v. 125, p. 1–185, 1960.

TALLING, J. F. The annual cycle of stratification and phytoplankton growth in Lake Victoria (East Africa). **Int.Revue ges.Hydrobiol.**, v. 51, p. 545–621, 1966.

TAVERA, R.; MARTÍNEZ-ALMEIDA, V. Atelomixis as a possible driving force in the phytoplankton composition of Zirahuén, a warm-monomictic tropical lake. **Hydrobiologia**, v. 533, n. 1, p. 199–208, 2005.

TILLMANN, A. R. et al. Meta-analysis of cyanobacterial effects on zooplankton population growth rate: species-specific responses. **Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie**, v. 171, n. 4, p. 285–295, 2008.

TOLEDO, L. G. **Estudo anual da produção primária do fitoplâncton e dos fatores limnológicos no lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil**. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília, 1986.

TOLEDO, L. G.; HAY, J. D. Variação sazonal da produção primária do fitoplâncton e dos fatores limnológicos do lago Paranoá, Brasília, DF. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 2, p. 347–365, 1988.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em Ecologia**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2010.

TUNDISI, J. G. A Note on the Effect of Rainfall in the Process of Stratification and Stability in the Rio Doce Lakes. In: **Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil**. São Paulo: Brazilian Academy of Science, 1997. p. 528.

TUNDISI, J. G.; ROCHA, O.; MATSUURA-TUNDISI, T.; BRAGA, B. Reservoir Management in South America. **International Journal of Water Resources Development**, v. 14, n. 2, p. 141–155, 1998.

TUNDISI, J. G.; MATSUURA-TUNDISI, T.; ARANTES JUNIOR, J. D.; TUNDISI, J. E. M.; MANZINI, N. F.; DUCROT, R. The response of Carlos Botelho (Lobo, Broa)

Reservoir to the passage of cold fronts as reflected by physical, chemical, and biological variables. **Brazilian journal of biology**, v. 64, n. 1, p. 177–186, 2004.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; PEREIRA, K. C.; LUZIA, A. P.; PASSERINI, M. D.; CHIBA, W. A. C.; MORAIS, M. A.; SEBASTIEN, N. Y. Cold fronts and reservoir limnology: An integrated approach towards the ecological dynamics of freshwater ecosystems. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 815–824, 2010.

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

UHELINGER, V. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. **Archives des Sciences**, v. 17, p. 121–123, 1964.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton – Methodik. Mitteilungen. **Mitteilungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 9, p. 1–38, 1958.

WINSLOW, L.; REA, J. WOOLWAY, R.; BRENTROP, J.; ZWART, J. **Package “rLakeAnalyzer”**, 2015.

WOODWARD, G.; EBENMAN, B.; EMERSON, M.; MONTOYA, J. M.; OLESEN, J. M.; VALIDO, A.; WARREN, P. H. Body size in ecological networks. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 20, n. 7, p. 402–409, 2005.

WORK, K. et al. How important is bacterial carbon to planktonic grazers in a turbid, subtropical lake? **Journal of Plankton Research**, v. 27, n. 4, p. 357–372, 2005.