

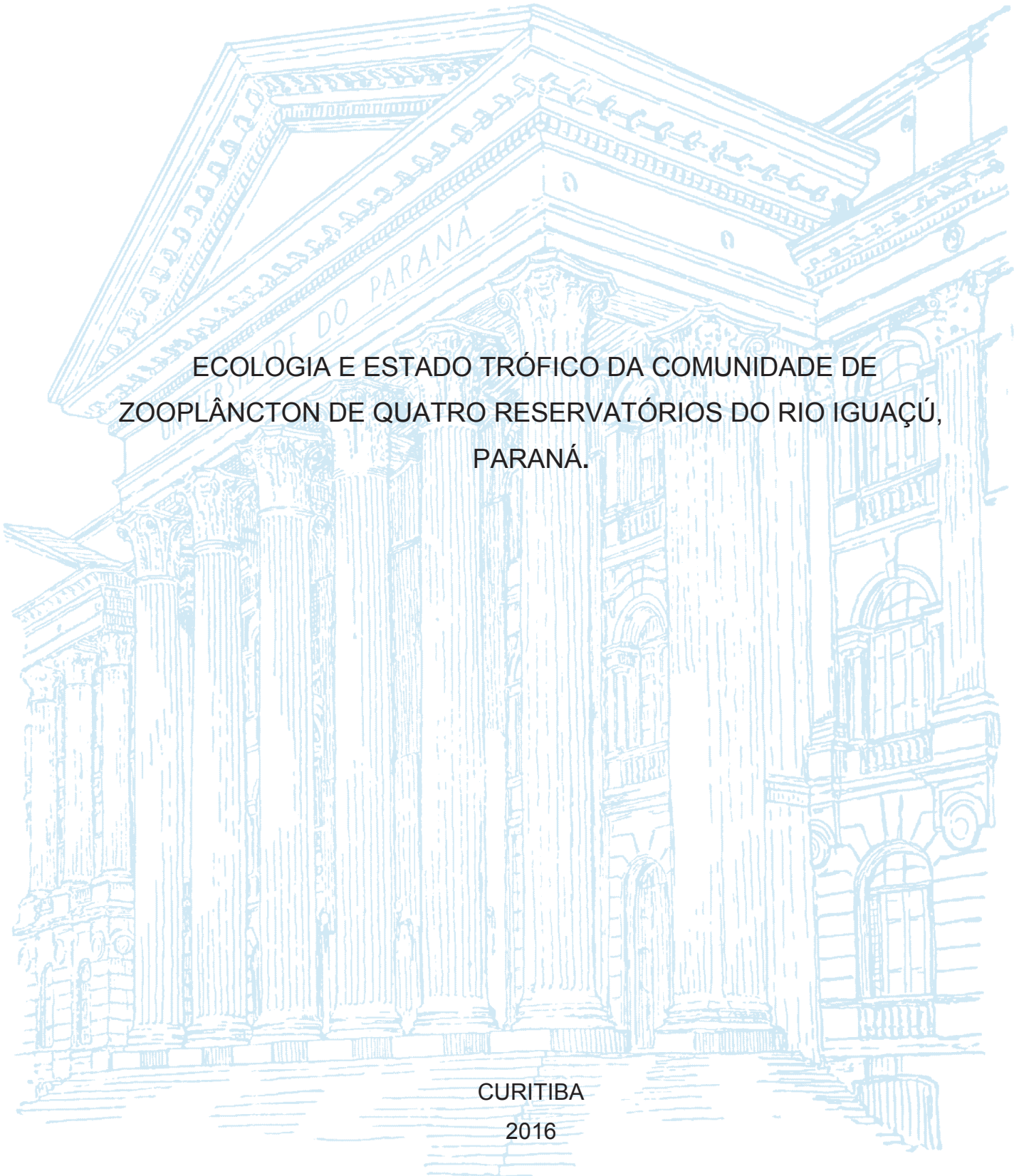
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

FABIANO RAMIRO SERPE

ECOLOGIA E ESTADO TRÓFICO DA COMUNIDADE DE
ZOOPLÂNCTON DE QUATRO RESERVATÓRIOS DO RIO IGUAÇÚ,
PARANÁ.

CURITIBA

2016



FABIANO RAMIRO SERPE

ECOLOGIA E ESTADO TRÓFICO DA COMUNIDADE DE
ZOOPLÂNCTON DE QUATRO RESERVATÓRIOS DO RIO IGUAÇÚ,
PARANÁ.

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Julio César Rodrigues de Azevedo

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Ana Marta Mendes Gonçalves

CURITIBA
2016

Catálogo na Fonte: Sistema de Bibliotecas, UFPR
Biblioteca de Ciência e Tecnologia

S486e Serpe, Fabiano Ramiro

Ecologia e estado trófico da comunidade de zooplâncton de quatro reservatórios do Rio Iguaçu, Paraná [recurso eletrônico] / Fabiano Ramiro Serpe, 2016.

Tese (doutorado) - Programa de Pós-Graduação Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, PPGERHA, Setor de da Universidade Federal do Paraná

Orientador: Prof. Dr. Julio César Rodrigues de Azevedo
Coorientadora: Profa. Dra. Ana Marta Mendes Gonçalves

1. Zooplâncton. 2. Ácidos graxos. 3. Água – controle de qualidade. I. Universidade Federal do Paraná. II. Azevedo, Julio César Rodrigues de. III. Gonçalves, Ana Marta Mendes. IV. Título.

CDD 591.929

Bibliotecária: Vilma Machado CRB9/1563



TERMO DE APROVAÇÃO

Fabiano Ramiro Serpe

"ECOLOGIA E ESTADO TRÓFICO DA COMUNIDADE DE ZOOPLÂNCTON DE QUATRO RESERVATÓRIOS DO RIO IGUAÇU, PARANÁ"

Tese aprovada como requisito parcial à obtenção do grau de Doutor, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, pela comissão formada pelos professores:

PRESIDENTE:

Julio César Rodrigues de Azevedo
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Orientador

MEMBROS:

Ana Marta Gonçalves
Universidade de Coimbra/IMAR/CESAM
Coorientadora

Tobias Bleninger
Universidade Federal do Paraná

Maria Cristina Borba Braga
Universidade Federal do Paraná

Tamara van Kaick
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Maria Cristina Crispim
Universidade Federal da Paraíba

Curitiba, 1º de abril de 2016.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha mãe Terezinha e meu irmão Fábio pelo apoio em todos os momentos.

Meu orientador Prof. Dr. Julio Cesar Rodrigues de Azevedo, pela grande ajuda e opiniões para a melhora do trabalho.

A minha coorientadora Prof. Dra. Ana Marta Gonçalves, pelo novo direcionamento do trabalho, pela grande ajuda no período em que passei em Portugal e pelas imprescindíveis correções no trabalho final.

Aos professores do PPGERHA pelos grandes ensinamentos, principalmente o Dr. Tobias Bleninger e Dra. Maria Cristina Borba Braga, pelas sugestões pertinentes para o desenvolvimento do trabalho.

A prof. Dra. Tamara Van Kaick, pelas ótimas sugestões no trabalho.

À todos os integrantes do LEAQUA da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), pela grande ajuda nas análises químicas das amostras.

Aos alunos e ex-alunos do PPGERHA, principalmente, César Destro, Juliane Rizzi, Fernando Bortolozo, Anderson Frigo, Thiago Formentini, Fernando Bunn, Paulo Fiedler, Rodrigo Osawa, e outros que porventura não citei, pelos momentos de descontração e ajuda em determinados momentos.

As professoras Dra. Marlene Soares e Dra. Adriane Martins da UTFPR, por emprestar as dependências do laboratório de Biotecnologia durante o trabalho.

As pessoas do LEADER (Laboratório de Ecologia de Águas Doces, Ecotoxicologia e Risco) - CESAM (Centre for Environmental and Marine Studies) da Universidade de Aveiro, Portugal, especialmente na pessoa do Prof. Dr. Fernando Gonçalves, assim como a Prof. Dra. Daniela Figueiredo e a M.Sc. Inês Efe, pela ajuda em algumas análises. E também as pessoas do Macromolecular and Lignocellulosic Materials Laboratory – CICECO (Centre for Research in Ceramics and Composite Materials), do Departamento de Química da Universidade de Aveiro, Portugal, especialmente à doutoranda Mónia Martins pela ajuda na utilização dos equipamentos.

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudos, possibilitando a realização deste trabalho, e também pela concessão da bolsa PDSE, que possibilitou a realização do doutorado sanduíche em Portugal.

À todos que de alguma forma fizeram parte deste trabalho.

“I won't change direction now
I won't follow their empty words
No time to spend with losers
The ones who'll never heal their rotten souls”
(Rotten Souls - Hibria)

“Through different eyes
we keep looking for what we lack.
Changing minds
take us away, and you can't go back”
(Through different eyes – Fates Warning)

RESUMO

Resumo: O objetivo deste trabalho é determinar a composição dos ácidos graxos zooplanctônicos, os índices biológicos e de saprobidade em quatro reservatórios ao longo do rio Iguaçu, e relacioná-los com o estado trófico do sistema aquático. Para a coleta dos dados bióticos e abióticos, foram realizadas quatro campanhas, sendo que foram escolhidos nove pontos de coleta por reservatório. Vários índices biológicos e de saprobidade foram calculados. A extração dos lipídios totais e a metilação de ésteres metílicos de ácidos graxos (FAMEs – Fatty Acid Methyl Esters), para análise de ácidos graxos foi realizado por um método adaptado de Abdulkadir e Tsuchiya (2008). A quantificação dos FAMEs individuais foi realizada através de padrões externos, e a função da quantificação de cada FAME foi obtida por regressão linear aplicada às áreas dos picos cromatográficos e correspondida com as concentrações conhecidas dos padrões. As espécies zooplanctônicas mais abundantes durante o estudo foram as mais resistentes às condições ambientais. O índice de saprobidade de Pantle-Buck não apresentou uma variação capaz de identificar alguma alteração do ambiente. O ICZ_{Res} mostrou-se, assim como o IET, uma ferramenta diagnóstica eficaz para avaliação da qualidade ambiental. Com este trabalho concluiu-se que os índices de diversidade para a avaliação do estado trófico de um corpo aquático devem ser usados com cautela, abrangendo várias comunidades bióticas para serem mais efetivos. A maior concentração de DHA e C16:0 em sistemas aquáticos de água doce pode indicar uma grande diversidade específica de fitoplâncton. O ineditismo deste estudo é de grande importância na realização de trabalhos futuros que abranjam o perfil em ácidos graxos da comunidade de zooplâncton para estudo e caracterização da qualidade da água.

Palavras-chave: Zooplâncton; Ácidos graxos; Índices; Reservatórios; Qualidade da água.

ABSTRACT

Abstract: The main objective of this study is to determine the fatty acids and biological composition of zooplankton community and apply saprobic indices in four reservoirs along the Iguaçu River, in order to relate them with the trophic state of the water system. For the collection of biotic and abiotic data, four campaigns were carried out, and were chosen nine collection points by reservoir. Various biological and saprobic indices were calculated. The extraction of total lipids and methylation of the fatty acid methyl esters (FAMES) for the fatty acid analysis was performed by a adapted method from Abdulkadir and Tsuchiya (2008). Quantitation of individual FAMES was performed by external standards, and quantification of the function of each FAME was obtained by linear regression applied to the areas of the chromatographic peaks and matched with known concentrations of the standards. The most abundant zooplankton species were more resistant to environmental conditions. The Pantle-Buck saprobic index did not show a variation able to identify any environmental change. The ICZRes showed up, as the IET, an effective diagnostic tool for assessing environmental quality. The main conclusions of this study were, the diversity index for the assessment of the trophic status of a water body should be used with caution, covering many biotic communities to be more effective. The highest concentration of DHA and C16:0 in aquatic freshwater systems may indicate a wide phytoplankton specific diversity. This study highlights the great importance of fatty acid contents of zooplankton community at studies to analyse and characterize the water quality of ecosystems.

Keywords: Zooplankton; Fatty Acids; Indexes; Reservoirs; Water Quality.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Índice da Comunidade Zooplanctônica para Reservatórios (ICZ _{RES})	29
Figura 2 - Reservatórios ao longo do rio Iguaçu. Modificado de Da Silva (2010)	38
Figura 3 - Estações de Coleta no Reservatório de Foz do Areia	42
Figura 4 - Estações de Coleta no reservatório de Salto Segredo	43
Figura 5 - Estações de coleta no Reservatório de Salto Santiago	44
Figura 6 - Estações de coleta no Reservatório de Salto Caxias	45
Figura 7 - Densidades das famílias de rotíferos no reservatório de Foz do Areia de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).	54
Figura 8 - Densidades das famílias de cladóceros no reservatório de Foz do Areia de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).	57
Figura 9 - Densidades dos <i>taxa</i> de copépodos no reservatório de Foz do Areia de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).	59
Figura 10 - Média dos índices de Shannon para o reservatório de Foz do Areia. As barras indicam o desvio padrão	64
Figura 11 - Média dos índices de equitabilidade para o reservatório de Foz do Areia. As barras indicam o desvio padrão	65
Figura 12 - Média dos índices de estado trófico para o reservatório de Foz do Areia. As barras indicam o desvio padrão	67
Figura 13 - Média dos índices de saprobidade de Pantle-Buck para o reservatório de Foz do Areia. As barras indicam o desvio padrão.	68
Figura 14 - Densidades de ácidos graxos no reservatório de Foz do Areia	73
Figura 15 - Análise de Cluster dos ácidos graxos no reservatório de Foz do Areia	74
Figura 16 - n-MDS no reservatório de Foz do Areia de acordo aos ácidos graxos encontrados	75
Figura 17 - n-MDS indicando os grupos de ácidos gordos no reservatório de Foz do Areia	77
Figura 18 - Correlação de Pearson entre IET e <i>P. dolichoptera</i> no reservatório de Foz do Areia	78
Figura 19 - Correlação de Pearson entre IET e DHA no reservatório de Foz do Areia.	79
Figura 20 - Associação entre ácidos graxos e <i>taxa</i> no reservatório de Foz do Areia no período estudado, utilizando análise dos componentes principais 1 e 2.	80
Figura 21 - Associação entre ácidos graxos e índices no reservatório de Foz do Areia no período estudado, utilizando análise dos componentes principais 1 e 2.	82
Figura 22 - Associação entre <i>taxa</i> e índices no reservatório de Foz do Areia no período estudado, utilizando análise dos componentes principais 1 e 2.	83
Figura 23 - Associações entre os ácidos graxos e as variáveis físico-químicas no reservatório de Foz do Areia no período de estudo	84

Figura 24 - Densidades das famílias de rotíferos no reservatório de Salto Segredo de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).	87
Figura 25 - Densidades das famílias de cladóceros no reservatório de Salto Segredo de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).	89
Figura 26 - Densidades dos <i>taxa</i> de copépodos no reservatório de Salto Segredo de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).	91
Figura 27 - Média dos índices de Shannon para o reservatório de Salto Segredo. As barras indicam o desvio padrão.	95
Figura 28 - Média dos índices de equitabilidade para o reservatório de Salto Segredo. As barras indicam o desvio padrão.	96
Figura 29 - Média dos índices de estado trófico para o reservatório de Salto Segredo. As barras indicam o desvio padrão.	98
Figura 30 - Média dos índices de saprobidade de Pantle-Buck para o reservatório Salto Segredo. As barras indicam o desvio padrão.	99
Figura 31 - Densidade dos ácidos graxos mais abundantes no reservatório de Salto Segredo.	103
Figura 32 - Análise de Cluster das regiões de acordo as estações do ano no reservatório de Salto Segredo. W = inverno de 2012; Sp = primavera de 2012; S = verão de 2013; Sp2 = primavera de 2013.	104
Figura 33 - n-MDS no reservatório de Salto Segredo de acordo aos ácidos graxos identificados.	105
Figura 34 - n-MDS indicando a formação de grupos com os ácidos graxos identificados no reservatório de Salto Segredo.	107
Figura 35 - Correlação de Pearson entre IET e DHA no reservatório de Salto Segredo durante o período de estudo.	108
Figura 36 - Correlação de Pearson entre IET e <i>K. cochlearis</i> no reservatório de Salto Segredo durante o período de estudo.	109
Figura 37 - Associação entre as os ácidos graxos e os <i>taxa</i> mais abundantes no reservatório de Salto Segredo durante o período de estudo	110
Figura 38 - Associação entre os ácidos graxos e os índices no reservatório de Salto Segredo durante o período de estudo.	111
Figura 39 - Associação entre os índices e os <i>taxa</i> mais abundantes no reservatório de Salto Segredo durante o período de estudo.	112
Figura 40 - Associações entre os ácidos graxos com as variáveis físico-químicas no reservatório de Salto Segredo no período de estudo	113
Figura 41 - Densidades das famílias de rotíferos no reservatório de Salto Santiago de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).	116

Figura 42 - Densidades das famílias de cladóceros no reservatório de Salto Santiago de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).	118
Figura 43 - Densidades dos <i>taxa</i> de copépodos no reservatório de Salto Santiago de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).	118
Figura 44 - Média dos índices de Shannon para o reservatório de Salto Santiago. As barras indicam o desvio padrão.	123
Figura 45 - Média dos índices de equitabilidade para o reservatório de Salto Santiago. As barras indicam o desvio padrão.	124
Figura 46 - Média dos índices de estado trófico para o reservatório de Salto Santiago. As barras indicam o desvio padrão.	126
Figura 47 - Média dos índices de saprobidade de Pantle-Buck para o reservatório Salto Santiago. As barras indicam o desvio padrão.	127
Figura 48 - Densidades (em %) dos ácidos graxos do reservatório de Salto Santiago.	131
Figura 49 - Análise de Cluster das regiões de coleta de acordo as estações do ano no reservatório de Salto Santiago. W = inverno de 2012; Sp = primavera de 2012; S = verão de 2013; Sp2 = primavera de 2013.	132
Figura 50 - n-MDS no reservatório de Salto Santiago de acordo aos ácidos graxos identificados	133
Figura 51 - n-MDS indicando os grupos de ácidos gordos no reservatório de Salto Santiago.....	135
Figura 52 - Correlações de Pearson entre IET e <i>taxa</i> . (A) <i>Polyarthra dolichoptera</i> ; (B) <i>Ceriodaphnia cornuta</i>	136
Figura 53 - Associação entre as variáveis bióticas e abióticas no reservatório de Salto Santiago comparando os três períodos estudados.	137
Figura 54 - Associação entre os <i>taxa</i> mais abundantes e os ácidos graxos no reservatório de Salto Santiago no período estudado.	138
Figura 55 - Associação entre os <i>taxa</i> mais abundantes e os índices no reservatório de Salto Santiago no período estudado.	139
Figura 56 - Associações entre ácidos graxos e variáveis físico-químicas no reservatório de Salto Santiago no período de estudo.	140
Figura 57 - Densidades das famílias de rotíferos no reservatório de Salto Caxias de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).	142
Figura 58 - Densidades das famílias de cladóceros no reservatório de Salto Caxias de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).	144
Figura 59 - Densidades dos <i>taxa</i> de copépodos no reservatório de Salto Caxias de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).	146
Figura 60 - Média dos índices de Shannon para o reservatório de Salto Caxias. As barras indicam o desvio padrão.....	151

Figura 61 - Média dos índices de equitabilidade para o reservatório de Salto Caxias. As barras indicam o desvio padrão.....	152
Figura 62 - Média dos índices de estado trófico para o reservatório de Salto Caxias. As barras indicam o desvio padrão.....	154
Figura 63 - Média dos índices de saprobidade de Pantle-Buck para o reservatório Salto Caxias. As barras indicam o desvio padrão.	155
Figura 64 - Densidades (em %) dos ácidos graxos no reservatório de Salto Caxias....	159
Figura 65 - Análise de Cluster das regiões de coleta de acordo as estações do ano no reservatório de Salto Caxias. W = inverno de 2012 ; Sp = primavera de 2012; S = verão de 2013; Sp2 = primavera de 2013.	159
Figura 66 - n-MDS no reservatório de Salto Caxias de acordo aos ácidos gordos identificados.	160
Figura 67 - n-MDS indicando os grupos de ácidos graxos no reservatório de Salto Caxias.....	162
Figura 68 - Correlação de Pearson entre IET e EPA no reservatório de Salto Caxias.	163
Figura 69 - Correlação de Pearson entre IET e <i>Asplanchna</i> sp. no reservatório de Salto Caxias.....	164
Figura 70 - Associação entre os ácidos graxos e os índices no reservatório de Salto Caxias no período de estudo.	165
Figura 71 - Associação entre os ácidos graxos e os <i>taxa</i> mais abundantes no reservatório de Salto Caxias no período de estudo.	166
Figura 72 - Associação entre os índices e os <i>taxa</i> mais abundantes no reservatório de Salto Caxias no período de estudo.	167
Figura 73 - Associações entre ácidos graxos e variáveis físico-químicas no reservatório de Salto Caxias durante o período de estudo.	168

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Dados sobre os reservatórios das hidrelétricas do rio Iguaçu.	40
Tabela 2 - Coordenadas geográficas dos pontos de coleta	41
Tabela 3 - Métodos utilizados para análise dos nutrientes.	47
Tabela 4 - Lista dos <i>taxa</i> zooplancônicos encontrados no reservatório de Foz do Areia durante o período de estudo. (*) Ordem	52
Tabela 5- Densidades máxima, mínima e média dos grupos taxonômicos de rotíferos identificados (ind.m^{-3}) durante a o período de estudo no reservatório de Foz do Areia. Min = Densidade mínima; Max = Densidade máxima; DP = Desvio padrão.	55
Tabela 6 - Densidades máxima, mínima e média dos grupos taxonômicos de cladóceros identificados (ind.m^{-3}) durante a o período de estudo no reservatório de Foz do Areia. Min = Densidade mínima; Max = Densidade máxima; DP = Desvio padrão.	58
Tabela 7 - Densidades máxima, mínima e média dos grupos taxonômicos de copépodos identificados (ind.m^{-3}) no reservatório de Foz do Areia. Min = Densidade mínima; Max = Densidade máxima; DP = Desvio padrão	60
Tabela 8 – Valores médios das variáveis físicas e químicas do reservatório de Foz do Areia no período de estudo. DP = Desvio padrão.	62
Tabela 9 - Concentração média de nutrientes no reservatório de Foz do Areia.	63
Tabela 10- <i>Taxa</i> mais abundantes (em ind.m^{-3}) no reservatório de Foz do Areia. Valores em negrito indicam os mais abundantes por amostragem	66
Tabela 11 - Índice da Comunidade Zooplancônica para Reservatórios (ICZRes) no reservatório de Foz do Areia durante o período estudado.	69
Tabela 12 - Lista dos ácidos graxos identificados no reservatório de Foz do Areia, Unidades em mg de ácidos graxos por mg de zooplâncton (mg.mg^{-1})	72
Tabela 13 - Lista dos <i>taxa</i> zooplancônicos encontrados no reservatório de Salto Segredo durante o período de estudo. (*) Ordem	85
Tabela 14 - Densidades máxima, mínima e média dos rotíferos identificados (ind.m^{-3}) durante a o período de estudo no reservatório de Salto Segredo. Min = Densidade mínima; Max = Densidade máxima; DP = Desvio padrão.	88
Tabela 15 Densidades máxima, mínima e média das espécies de cladóceros identificados (ind.m^{-3}) durante a o período de estudo no reservatório de Salto Segredo de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013). 90	
Tabela 16 - Densidades máxima, mínima e média dos grupos taxonômicos de copépodos identificados (ind.m^{-3}) no reservatório de Salto Segredo. Min = Densidade mínima; Max = Densidade máxima; DP = Desvio padrão	92

Tabela 17 - Variáveis físico-químicas do reservatório de Foz do Areia no período de estudo. DP = Desvio padrão.	93
Tabela 18 - Concentração dos nutrientes no reservatório de Salto Segredo. DP = Desvio padrão.	95
Tabela 19 - <i>Taxa</i> mais abundantes (em ind.m ⁻³) no reservatório de Salto Segredo. Valores em negrito indicam as espécies e/ou estádios mais abundantes por amostragem.	97
Tabela 20 - Índice da Comunidade Zooplânctônica para Reservatórios (ICZRes) no reservatório de Salto Segredo durante o período estudado.	99
Tabela 21 - Lista dos ácidos graxos encontrados no reservatório de Salto Segredo. Unidades em mg de ácidos graxos por mg de zooplâncton (mg.mg ⁻¹)	102
Tabela 22 - Lista dos <i>taxa</i> zooplânctônicos encontrados no reservatório de Salto Santiago durante o período de estudo. (*) Ordem.	114
Tabela 23 - Densidades máxima, mínima e média dos grupos taxonômicos de rotíferos identificados (ind.m ⁻³) durante a o período de estudo no reservatório de Salto Santiago. Min = Densidade mínima; Max = Densidade máxima; DP = Desvio padrão.	117
Tabela 24 - Densidades máxima, mínima e média dos grupos taxonômicos de cladóceros identificados (ind.m ⁻³) durante a o período de estudo no reservatório de Salto Santiago. Min = Densidade mínima; Max = Densidade máxima; DP = Desvio padrão.	119
Tabela 25 - Densidades máxima, mínima e média dos grupos taxonômicos de copépodos identificados (ind.m ⁻³) durante a o período de estudo no reservatório de Salto Santiago. Min = Densidade mínima; Max = Densidade máxima; DP = Desvio padrão.	120
Tabela 26 - Variáveis físico-químicas do reservatório de Salto Santiago no período de estudo. DP = Desvio padrão.	122
Tabela 27 - Concentração de Clorofila <i>a</i> e dos nutrientes no reservatório de Salto Santiago.	122
Tabela 28 - <i>Taxa</i> mais abundantes (em ind.m ⁻³) no reservatório de Salto Santiago. Valores em negrito indicam as espécies / gêneros mais abundantes por amostragem.	125
Tabela 29 - Índice da Comunidade Zooplânctônica para Reservatórios (ICZRes) no reservatório de Salto Santiago durante o período estudado.	128
Tabela 30 - Lista de ácidos graxos no reservatório de Salto Santiago. Unidades em mg de ácidos graxos por mg de zooplâncton (mg.mg ⁻¹)	130
Tabela 31 - Lista dos <i>taxa</i> zooplânctônicos encontrados no reservatório de Salto Caxias durante o período de estudo. (*) Ordem.	141
Tabela 32 - Densidades de rotíferos durante a o período de estudo no reservatório de Salto Caxias. Min = Densidade mínima; Max = Densidade máxima; DP = Desvio padrão.	143
Tabela 33 - Densidades máxima, mínima e média dos grupos taxonômicos de cladóceros identificados (ind.m ⁻³) durante a o período de estudo no reservatório de	

Salto Caxias. Min = Densidade mínima; Max = Densidade máxima; DP = Desvio padrão.	145
Tabela 34 - Densidades máxima, mínima e média dos grupos taxonômicos de copépodos identificados (ind.m ⁻³) durante a o período de estudo no reservatório de Salto Caxias. Min = Densidade mínima; Max = Densidade máxima; DP = Desvio padrão.	147
Tabela 35 - Variáveis físico-químicas do reservatório de Salto Caxias no período de estudo. DP = Desvio padrão.	149
Tabela 36 - Concentração dos nutrientes e concentração de Clorofila <i>a</i> no reservatório de Salto Caxias.	150
Tabela 37 - <i>Taxa</i> mais abundantes (em ind.m ⁻³) no reservatório de Salto Caxias. Valores em negrito indicam os <i>taxa</i> mais abundantes por amostragem	153
Tabela 38 - Índice da Comunidade Zooplânctônica para Reservatórios (ICZ _{Res}) no reservatório de Salto Caxias durante o período estudado.	155
Tabela 39 - Lista dos ácidos graxos no reservatório de Salto Caxias. Unidades em mg de ácidos graxos por mg de zooplâncton (mg.mg ⁻¹)	158

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1 - Classes de estado de poluição baseado no índice de Shannon (H')	27
Quadro 2 - Classes de estado de poluição baseado no índice de equitabilidade (J)	28
Quadro 3 - Classes de estado trófico e suas características principais	32
Quadro 4 - Índices de Constância da comunidade zooplanctônica no reservatório de Foz do Areia durante o período estudado	66
Quadro 5 - Comparação dos resultados dos índices no reservatório de Foz do Areia. ..	70
Quadro 6 - Análise SIMPER das estações do ano de acordo aos ácidos gordos no reservatório de Foz do Areia. W = Julho 2012; Sp = Novembro 2012; S = Fevereiro 2013; Sp2 = Outubro 2013.	76
Quadro 7 - Índices de Constância da comunidade zooplanctônica no reservatório de Salto Segredo durante o período estudado.	97
Quadro 8 - Comparação dos resultados dos índices no reservatório de Salto Segredo	100
Quadro 9 - Análise SIMPER das estações do ano de acordo aos ácidos graxos no reservatório de Salto Segredo	106
Quadro 10 - Índices de Constância da comunidade zooplanctônica no reservatório de Salto Santiago durante o período estudado	125
Quadro 11 - Comparação dos resultados dos índices no reservatório de Salto Santiago	129
Quadro 12 - Análise SIMPER das estações do ano de acordo aos ácidos graxos no reservatório de Salto Santiago.	134
Quadro 13 - Índices de Constância da comunidade zooplanctônica no reservatório de Salto Caxias durante o período estudado	153
Quadro 14 - Comparação dos resultados dos índices no reservatório de Salto Caxias	156
Quadro 15 - Análise SIMPER das estações do ano de acordo aos ácidos graxos no reservatório de Salto Caxias.	161

ÍNDICE DE EQUAÇÕES

Volume do cilindro	46
Fator de correção para o cálculo da densidade zooplanctônica.....	46
Índice de saprobidade de Pantle-Buck.....	48
Cálculo do IET a partir dos valores de fósforo.....	48
Cálculo do IET a partir dos valores da clorofila- <i>a</i>	48
Índice de diversidade de Shannon-Weaver	49
Índice de Equitabilidade de Pielou	49
Índice de Constância de Dajoz	49

LISTA DE SIGLAS

- BQE - Biological Quality Elements - Elementos de qualidade biológica
- C - Índice de Constância
- C6:0 - Ácido Capróico
- C8:0 - Ácido Caprílico
- C10:0 - Ácido Cáprico
- C11:0 - Ácido Undecílico
- C12:0 - Ácido Láurico
- C13:0 - Ácido Tridecílico
- C14:0 - Ácido Mirístico
- C14:1 - Ácido Miristoléico
- C15:0 - Ácido Pentadecílico
- C16:0 - Ácido Palmítico
- C16:1 - Ácido Palmitoléico
- C17:0 - Ácido Margárico
- C18:0 - Ácido Estearico
- C18:1n9c - Ácido Oléico
- C18:1n9t - Ácido Elaidico
- C18:2n6c - Ácido Linoléico
- C18:2n6t - Ácido Linoelaidico
- C18:3 - Ácido γ -Linolénico
- C18:3n3 - Ácido α -Linolénico
- C20:0 - Ácido Araquídico
- C20:1n9 - Ácido Gadoléico
- C20:4 - Ácido Araquidônico
- C21 - Ácido Heneicosílico
- C22:0 - Ácido Beênico
- C22:1 - Ácido Erúcico
- C23:0 - Ácido Tricosílico
- C24:0 - Ácido Lignocerico
- C24:1n9 - Ácido Nervônico
- DHA - Ácido Docosaheptaenóico
- EPA - Ácido Eicosapentaenóico
- FAMEs - Fatty Acid Methyl Esters (ésteres metílicos de ácidos graxos)
- H' - Índice de diversidade de Shannon
- HUFA - Ácidos graxos altamente insaturados
- ICZ_{RES} - Índice da Comunidade Zooplancônica para Reservatórios
- IET - Índice de Estado Trófico
- ISPB - Índice de Saprobiidade de Pantle-Buck
- J - Índice de Equitabilidade de Pielou
- MUFA - Ácidos graxos monoinsaturados
- n-MDS - Escalonamento Multidimensional
- PUFAs - Ácidos graxos poliinsaturados
 - R1 - Região de coleta localizada na região mais afastada da Barragem
 - R2 - Região de coleta localizada na região intermediária do rio
 - R3 - Região de coleta localizada na região mais próxima da Barragem
- S - Amostragem de verão (fevereiro de 2013)
- SFA - Ácidos graxos saturados
- SIMPER - Percentagem de Similaridade
 - Sp - Amostragem de Primavera (Novembro de 2012)
 - Sp2 - Amostragem de Primavera (Outubro de 2013)
 - W - Amostragem de Inverno (Julho de 2012)
- WFD - Water Framework Directive - Diretiva do Quadro da Água da União Européia

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	15
2.	HIPÓTESE.....	18
3.	OBJETIVOS.....	19
3.1.	OBJETIVO GERAL.....	19
3.2.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	19
4.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	20
4.1.	GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS.....	20
4.2.	ZOOPLÂNTON EM RESERVATÓRIOS.....	21
4.3.	ZOOPLÂNTON COMO BIOINDICADOR.....	24
4.4.	ÍNDICES.....	27
4.4.1.	Índices Ecológicos.....	27
4.4.2.	Índices de diversidade de Shannon e de Equitabilidade de Pielou.....	27
4.4.3.	Índice da Comunidade Zooplânctônica para Reservatórios (ICZ _{Res}).....	29
4.4.4.	Índices de Saprobiidade.....	30
4.4.5.	Índice de Estado Trófico (IET).....	31
4.5.	LIPÍDIOS NO ZOOPLÂNTON.....	33
5.	MATERIAL E MÉTODOS.....	37
5.1.	DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	37
5.2.	COLETA DE DADOS BIÓTICOS E ABIÓTICOS.....	40
5.2.1.	Distribuição espacial do zooplâncton.....	40
5.2.2.	Coleta dos dados abióticos.....	47
5.2.3.	Cálculo dos índices biológicos e de saprobiidade.....	47
5.2.4.	Determinação do perfil de ácidos graxos.....	50
5.2.5.	Tratamento Estatístico.....	51
6.	RESULTADOS.....	52
6.1.	RESERVATÓRIO DE FOZ DO AREIA.....	52
6.1.1.	Caracterização da comunidade zooplânctônica.....	52
6.1.2.	Parâmetros físicos e químicos do reservatório.....	61
6.1.3.	Índices ecológicos determinados no Reservatório de Foz do Areia.....	64
6.1.3.1.	Índice de Shannon.....	64
6.1.3.2.	Índice de Equitabilidade.....	64
6.1.3.3.	Índice de Constância.....	65
6.1.4.	Índice de Estado Trófico (IET).....	67
6.1.5.	Índice de saprobiidade de Pantle-Buck (ISPB).....	68
6.1.6.	Índice da Comunidade Zooplânctônica para Reservatórios (ICZ _{Res}).....	68
6.1.7.	Comparação dos resultados dos índices.....	69
6.1.8.	Caracterização dos ácidos graxos.....	71
6.1.9.	Análises estatísticas.....	78
6.2.	RESERVATÓRIO DE SALTO SEGREDO.....	85
6.2.1.	Caracterização da comunidade zooplânctônica.....	85
6.2.2.	Parâmetros físico-químicos do reservatório.....	93
6.2.3.	Índices Ecológicos determinados no Reservatório de Salto Segredo.....	95
6.2.3.1.	Índice de Shannon.....	95
6.2.3.2.	Índice de Equitabilidade.....	96
6.2.3.3.	Índice de Constância.....	96
6.2.4.	Índice de Estado Trófico (IET).....	98
6.2.5.	Índice de saprobiidade de Pantle-Buck (ISPB).....	98
6.2.6.	Índice da Comunidade Zooplânctônica para Reservatórios (ICZ _{Res}).....	99

6.2.7. Comparação dos resultados dos índices	100
6.2.8. Caracterização dos ácidos graxos	101
6.2.9. Análises estatísticas	107
6.3. RESERVATÓRIO DE SALTO SANTIAGO	114
6.3.1. Caracterização da comunidade zooplanctônica	114
6.3.2. Parâmetros físicos e químicos do reservatório de Salto Santiago	121
6.3.3. Índices ecológicos determinados no Reservatório de Salto Santiago	122
6.3.3.1. Índice de Shannon	122
6.3.3.2. Índice de Equitabilidade	123
6.3.3.3. Índice de Constância	124
6.3.4. Índice de Estado Trófico (IET)	126
6.3.5. Índice de saprobidade de Pantle-Buck (ISPB)	126
6.3.6. Índice da Comunidade Zooplanctônica para Reservatórios (ICZ _{Res})	127
6.3.7. Comparação dos resultados dos índices	128
6.3.8. Caracterização dos ácidos graxos	130
6.3.9. Análises estatísticas	135
6.4. RESERVATÓRIO DE SALTO CAXIAS	141
6.4.1. Caracterização da comunidade zooplanctônica	141
6.4.2. Parâmetros físico-químicos do reservatório de Salto Caxias	148
6.4.3. Índices ecológicos determinados no Reservatório de Salto Caxias	150
6.4.3.1. Índice de Shannon	150
6.4.3.2. Índice de Equitabilidade	151
6.4.3.3. Índice de Constância	152
6.4.4. Índice de Estado Trófico (IET)	154
6.4.5. Índice de saprobidade de Pantle-Buck (ISPB)	154
6.4.6. Índice da Comunidade Zooplanctônica para Reservatórios (ICZ _{Res})	155
6.4.7. Comparação dos resultados dos índices	156
6.4.8. Caracterização dos ácidos graxos	157
6.4.9. Análises estatísticas	162
7. DISCUSSÃO	169
8. CONCLUSÕES	177
REFERÊNCIAS	178
APÊNDICES	195

1. INTRODUÇÃO

Em uma escala global, o desenvolvimento e a gestão eficiente dos recursos hídricos são de particular importância devido à maior necessidade de abastecimento de água. Na Ásia Ocidental e África há relativa escassez de recursos hídricos relacionados com altas taxas de evaporação, e os eventos atuais de seca apresentam graves problemas no requisito de acesso a quantidade e qualidade de água adequada. Na Europa alguns dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos sofrem de contaminação em consequência do uso excessivo de fertilizantes e pesticidas em práticas agrícolas, principalmente na região do Mediterrâneo (Galhano *et al.*, 2011).

Atualmente, com o crescimento populacional, os sistemas aquáticos tem sido alvo de deterioração, seja por ação direta, como lançamento de dejetos residenciais ou industriais, ou indiretas, como a utilização de produtos químicos, que são absorvidos pelo solo até aos lençóis de água subterrâneos. Essa degradação é inversamente proporcional à disponibilidade de água para consumo, por isso a avaliação da qualidade da água é uma ferramenta essencial para a classificação dos sistemas aquáticos para fins de consumo ou lazer.

O desenvolvimento dos centros urbanos conduzem para as grandes cidades em muitas regiões (por exemplo, como na América do Sul e Ásia) descargas de efluentes industriais, domésticos tratados inadequadamente ou *in natura*. Estes, quando despejados nos ambientes aquáticos, causam desoxigenação e, possivelmente, águas com teores elevados de toxicidade e risco de infecções microbianas para as populações humanas se a água não for tratada adequadamente. Além disso, a exploração excessiva das águas subterrâneas pode danificar as zonas úmidas, causar subsidência do solo, e induzir a intrusão de água salgada nos aquíferos costeiros. Em outras regiões, a exploração excessiva das águas superficiais perturba os regimes de escoamento, afetando ecossistemas aquáticos e a quantidade e qualidade do abastecimento de água.

Assim, extensas informações hidrológicas são cruciais para o desenvolvimento e proteção dos recursos hídricos. Diversos trabalhos foram realizados com base na resposta de espécies biológicas específicas para determinar a qualidade da água. Com a implementação da Diretiva do Quadro da Água da União Europeia (WFD – Water

Framework Directive) o estado ecológico das águas de superfície são classificados para padronizar procedimentos com base na avaliação de uma série de elementos de qualidade biológica (BQEs – Biological Quality Elements). Porém, o zooplâncton ainda não foi incluído como um BQE, apesar do fato de ser considerado como um componente chave das cadeias alimentares aquáticas, mas a razão para esta omissão ainda permanece obscura.

De acordo com Jeppesen *et al.* (2011), o valor do zooplâncton como um indicador de condições ecológicas decorre da sua posição na cadeia alimentar, controlada pelos reguladores “*top-down*” (peixes) e fatores de “*bottom-up*” (fitoplâncton), fornecendo assim informações sobre a importância relativa de ambos os processos de regulação principais, assim como o impacto do zooplâncton na qualidade da água. Estes autores (Jeppesen *et al.* 2011) concluíram que o foco principalmente na estrutura do ecossistema e menos em função da WFD devem ser reconsiderada, e deve ser demonstrado que o zooplâncton é um elemento chave para entender a função dos ecossistemas lacustres e talvez também para grandes rios e águas de transição.

O uso de zooplâncton para a caracterização ambiental dos ambientes aquáticos é potencialmente vantajoso devido à sua posição-chave na cadeia alimentar, e para as amplas distribuições geográficas (Shurin *et al.*, 2000; Gonçalves *et al.*, 2012). Estes organismos respondem rapidamente a fatores de estresse agudo e crônico tornando-os candidatos favoráveis como indicadores da qualidade do ecossistema (Cairns *et al.*, 1993). Copépodos, na verdade, são geralmente considerados como *taxa* sensíveis à poluição da água, desaparecendo em sistemas fortemente contaminados, preferindo ambientes mais estáveis e limpos. Organismos zooplanctônicos são relativamente fáceis de identificar, sendo particularmente útil quando a sensibilidade da comunidade pode ser detectada com base no tamanho corporal ou classificações taxonômicas brutas (Ramachandra *et al.*, 2006).

Estudos de avaliação da qualidade da água são realizados em diferentes ecossistemas aquáticos – desde o marinho até sistemas de água doce (Alexander, 1999). A água desempenha um papel fundamental sendo um recurso essencial para os organismos vivos. Rios, lagos, águas subterrâneas e zonas úmidas são usados, principalmente, em áreas urbanas, agricultura e atividades industriais, tendo outras aplicações como, lazer, transportes aquáticos, geração de energia, purificação de resíduos industriais e humanos, assim como, habitat para diversas espécies (Baron *et al.*, 2002).

Existem inúmeros estudos de avaliação da qualidade da água, utilizando vários parâmetros, os quais podem ser divididos em três grupos: 1) análise de parâmetros biológicos 2) determinação de índices físicos, químicos, tróficos, ecológicos e de saprobidade 3) aspectos ecológicos das comunidades biológicas.

A concentração de nutrientes varia entre os vários sistemas aquáticos influenciando na composição química destes organismos. Há organismos que são considerados bons bioindicadores podendo ser utilizados em estudos de qualidade da água, uma vez que a sua presença se relaciona com o grau de poluição do local. Assim, observando as variações na composição química dos organismos zooplanctônicos, pode-se também correlacioná-la com o estado de eutrofização do ambiente, e inferir sobre o atual estado de deterioração do ecossistema.

Estudos sobre a utilização da composição química do zooplâncton, mais precisamente dos ácidos graxos, relacionados com o estado trófico do ambiente ainda são incipientes, ou até mesmo inéditos, portanto, este trabalho torna-se importante como ponto de partida para estudos desta natureza.

2. HIPÓTESES

- A composição dos ácidos graxos da comunidade de zooplâncton, combinados com os resultados dos índices bióticos e de saprobidade, é uma ferramenta diagnóstica útil para determinar o estado trófico de um corpo hídrico.
- Ácidos graxos como o C16:0, DHA e EPA podem ser utilizados para indicar a qualidade da água.

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVO GERAL

- Determinar a composição dos ácidos graxos zooplanctônicos, os índices biológicos e de saprobidade em quatro reservatórios ao longo do rio Iguaçu, e relacioná-los com o estado trófico do sistema aquático.

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar a riqueza e abundância da comunidade zooplanctônica nos ambientes estudados;
- Calcular os índices bióticos e sapróbicos utilizando o zooplâncton como grupo bioindicador;
- Relacionar os índices bióticos e sapróbicos com o índice de estado trófico dos reservatórios para determinar a efetividade dos mesmos;
- Determinar se a concentração de nutrientes do local de estudo influencia a composição dos ácidos graxos do zooplâncton;
- Avaliar se a composição dos ácidos graxos zooplanctônicos é uma ferramenta útil para verificar a qualidade da água.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1. GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

O ecossistema aquático tem sofrido inúmeras modificações ao longo da história da humanidade. A deterioração qualitativa e quantitativa, dos grandes rios aos pequenos ribeirões, é consequência das atividades antrópicas, tais como: mineração, a construção de UHEs (Usinas Hidroelétricas) e PCHs (Pequenas Centrais Hidroelétricas), o lançamento direto de efluentes domésticos e industriais, o desmatamento e o uso inapropriado do solo (Goulart e Callisto, 2003; Mendonça, 2012).

Isto gerou preocupações quanto à saúde do ambiente, o que levou a importantes avanços nos métodos de avaliação das condições gerais dos recursos hídricos, objetivando a conservação e ou recuperação do ambiente. O monitoramento ambiental é considerado instrumento fundamental para avaliar o estado de preservação e/ou grau de degradação do ecossistema, fornecendo subsídios para elaboração de estratégias de manejo de áreas naturais e projetos de recuperação de ambientes degradados (Mendonça, 2012).

Segundo Leal (1998), a gestão ambiental engloba três níveis fundamentais de ação, em função do grau de degradação já presente no meio:

- Recuperação e controle do ambiente;
- Avaliação e controle da degradação futura;
- Planejamento ambiental.

Segundo Peixinho (2010), a tarefa de recuperação e controle do ambiente torna-se prioritária quando os ecossistemas estão comprometidos, evitando que produzam processos irreversíveis. A avaliação e controle da degradação futura devem ser aplicados para manter e melhorar a qualidade ambiental.

O objetivo da gestão dos recursos hídricos, sob o ponto de vista da melhoria da qualidade de vida, é aumentar a disponibilidade e a qualidade da água para atender as funções essenciais e reduzir a demanda no uso não essencial através da otimização dos processos de utilização (Peixinho, 2010).

Um adequado modelo de gestão dos recursos hídricos deve considerar a bacia hidrográfica como unidade de gestão territorial, pelas suas inter-relações de dependência entre os fenômenos físicos que nela ocorrem em toda a sua extensão. Uma

abordagem mais completa seria considerar não somente os recursos hídricos, mas o ambiente como um todo. No entanto, dificuldades institucionais dificultam a sua adoção, de qualquer forma os modelos de gestão de recursos hídricos obedecem a princípios gerais de gestão ambiental e, considera algumas particularidades próprias da gestão deste recurso (Leal, 1998).

Na gestão dos recursos hídricos, a palavra chave é integração e articulação e se apoiam nos seguintes princípios básicos:

- Reconhecimento da água como um bem econômico;
- Gestão por bacias hidrográficas;
- Ênfase na gestão da demanda;
- Abordagem integrada nos diferentes níveis de gestão pública com articulação entre as diferentes entidades intervenientes;
- Supervisão e controle do sistema de gestão pelo poder público.

A questão central que deve reger a gestão é a integração dos vários aspectos que interferem no uso dos recursos hídricos e na sua proteção ambiental (Porto e Porto, 2008).

Um aspecto extremamente importante na gestão dos recursos hídricos é o uso de organismos bioindicadores para avaliar o nível de impacto no ambiente, porém, organismos aquáticos como o zooplâncton são pouco utilizados na gestão de recursos hídricos, principalmente quando se fala em recuperação de ambientes degradados, ou avaliação de estado trófico. Entretanto, muitos trabalhos com organismos planctônicos focam principalmente na diversidade e abundância das microalgas, que segundo Jardim *et al.* (2012) está associado um balanço ideal de nutrientes e à elevação da temperatura, podendo propiciar condições favoráveis à ocorrência de florações de algas e de cianobactérias em ambientes aquáticos.

4.2. ZOOPLÂNCTON EM RESERVATÓRIOS

A construção de reservatórios provoca marcantes modificações nas bacias hidrográficas (Tundisi, 1988; Straskraba *et al.*, 1993; Armengol, *et al.*, 1999), pois o

represamento de um rio significa uma interrupção de um sistema aberto e de transporte por um sistema mais fechado e de acumulação. Conseqüentemente, a construção de uma represa representa um impacto fundamental para a geometria hidráulica de um rio, resultando em fortes modificações hidrológicas, hidroquímicas e hidrobiológicas, que não somente afetam a área do próprio reservatório, mas também a área abaixo da represa e, no caso da biota, até a área acima dela (Junk e Nunes de Melo, 1990). Também pode colocar em risco a hidrologia da região e da conectividade dos rios, dificultando o processo migratório reprodutivo dos organismos aquáticos. Outro problema é a diminuição na quantidade de nutrientes carregada pelos rios desde sua nascente, o que empobrece a alimentação dos organismos aquáticos (Stevaux *et al.*, 2009).

No corpo principal de um rio represado pode-se observar a formação de compartimentos longitudinais, transversais e horizontais de grande complexidade espacial e temporal. Alterações na velocidade do fluxo, profundidade, largura, sedimentação de partículas, transparência e penetração de luz e estratificação térmica são exemplos de modificações em relação ao antigo sistema lótico (Armengol, *et al.*, 1999). Tais modificações refletem-se na estrutura das comunidades bióticas, inclusive na de zooplâncton (Marzolf, 1990).

Segundo Thornton (1990), normalmente ocorre a formação de três compartimentos ao longo do eixo principal de um reservatório: um lêntico e um intermediário (semilêntico), bastante influenciados pelo represamento do rio, com fluxo reduzido da água, maior tempo de residência, baixa turbidez e geralmente alta abundância e riqueza de organismos planctônicos; e outro ambiente chamado de lótico ou zona de desembocadura, ainda com características de rio, fluxo rápido, baixo tempo de residência da água, alta turbidez e reduzida abundância e riqueza de organismos planctônicos.

De acordo com o modelo proposto por Marzolf (1990), podem ser observados três padrões de distribuição da abundância do zooplâncton ao longo do eixo longitudinal em reservatórios. O primeiro é um aumento não linear da abundância em direção à barragem, com uma assíntota antes da zona de transição. Esse padrão ocorre quando, sob condições lóticas, o transporte dos organismos excede suas taxas reprodutivas. Quando a velocidade da corrente diminui, a taxa reprodutiva aumenta e as populações podem ser mantidas, assim, as grandes populações seriam encontradas próximas à fonte de alimento, no caso, o rio. O terceiro padrão seria observado se ambos os processos

estivessem operando simultaneamente. Neste caso, a abundância do zooplâncton ao longo do eixo longitudinal do reservatório se assemelharia a uma distribuição de frequência com assimetria positiva, sendo a maior abundância observada na zona de transição (Velho *et al.*, 2005).

A estrutura das comunidades planctônicas em reservatórios é influenciada por diversas características do ambiente, como morfometria e hidrologia da bacia de drenagem, estado trófico, idade e regimes termais, químicos e operacionais (Rocha *et al.*, 1999), além de fatores bióticos relacionados aos processos de colonização e seleção de espécies (Armengol, 1980). Estes fatores produzem certa instabilidade nas comunidades planctônicas que tendem a mostrar variabilidade ao longo do espaço e do tempo (Lansac-Tôha, *et al.*, 2005).

Vários trabalhos tem sido feitos com zooplâncton em reservatórios: Cadjo *et al.* (2007) calcularam o índice saprobiológico em um reservatório da Sérvia, utilizando zooplâncton; Derraz *et al.* (2003) estudaram as variações temporais do zooplâncton crustáceo durante períodos de estratificação em clima semi-árido no Marrocos; Guevara *et al.* (2009) forneceram estimativas sobre a variação horizontal e sazonal do zooplâncton e selecionaram variáveis físicas e químicas no Reservatório Prado na Colômbia; Hunt e Matveev (2005) estudaram o efeito dos nutrientes e da estrutura da comunidade zooplanctônica sobre o crescimento do zooplâncton em um reservatório subtropical da Austrália.

Vários estudos sobre zooplâncton têm sido realizados em reservatórios no Brasil, dentre eles podemos citar: Sendacz *et al.* (2006), que determinou a biomassa de organismos zooplanctônicos em represas de vários estados tróficos no estado de São Paulo, com o objetivo de comparar e relacionar com dados de densidades numéricas em períodos sazonais diferentes; Almeida *et al.* (2009), avaliou a estrutura e dinâmica do zooplâncton em seis reservatórios do estado de Pernambuco; Dantas *et al.* (2009) estudaram a variabilidade espacial e temporal do zooplâncton no reservatório de Mundaú em Pernambuco, correlacionando-a com as variáveis ambientais e com o fitoplâncton; Takahashi *et al.* (2009) determinou as variações espaciais da riqueza e abundância do zooplâncton ao longo de um ciclo hidrológico em um reservatório no estado de Goiás. Mais recentemente, Pedrozo *et al.* (2012), investigaram as mudanças na riqueza, densidade e composição da comunidade zooplanctônica em resposta à formação de um reservatório na área da Usina Hidrelétrica Dona Francisca, no Rio Grande do Sul.

Alguns trabalhos sobre zooplâncton foram realizados na bacia do rio Iguaçu, nomeadamente Perbiche-Neves *et al.* (2012) que estudaram alguns atributos ecológicos do zooplâncton avaliados na parte inferior da bacia hidrográfica do rio Iguaçu, sob a influência de represamento e seus afluentes regionais livre de represamento. Lansac-Tôha *et al.* (2005) avaliou a estrutura da comunidade zooplanctônica, considerando a riqueza e abundância em 31 reservatórios do estado do Paraná nos períodos de estiagem e chuvoso. Já Velho *et al.* (2005) investigou a distribuição longitudinal da abundância do zooplâncton em seis reservatórios no Paraná, analisando a influência da zonação longitudinal sobre os padrões de distribuição da riqueza de espécies zooplanctônicas nesses reservatórios.

Ao estudar como diferentes grupos de zooplâncton respondem a variações temporais nas condições ambientais, ‘insights’ sobre como as variações naturais e antrópicas influenciam os padrões de diversidade podem ser obtidos. Na literatura tem sido mostrado que a diversidade do zooplâncton é influenciada por fatores locais e regionais (Dodson, 1992; Hobæk *et al.* 2002). Em uma perspectiva temporal, as características físicas e químicas da água (Lansac-Toha *et al.* 2009; Wagner e Adrian, 2011), e interações interespecíficas (Carpenter *et al.*, 2001), modificam a diversidade do zooplâncton. Por outro lado, a dinâmica da comunidade zooplanctônica em reservatórios é influenciada por fatores ambientais e interações bióticas. Por exemplo, a temperatura da água é o principal fator que influencia os padrões espaciais e temporais da dinâmica do zooplâncton, assim como a salinidade, em ambientes estuarinos (Primo *et al.*, 2009; Gonçalves *et al.* 2010b).

Assim, a estrutura do zooplâncton e da heterogeneidade da comunidade são um foco importante na ecológica aquática. A partir de uma perspectiva de gestão, uma comunidade de zooplâncton diversa e abundante é desejável para a manutenção da qualidade do lago (An, *et al.* 2012).

4.3. ZOOPLÂNCTON COMO BIOINDICADOR

Alguns dos principais métodos utilizados em biomonitoramento incluem coleta, identificação e contagem de organismos bioindicadores, determinação da biomassa, medidas de taxas de atividade metabólica e investigação sobre bioacumulação de

poluentes. As comunidades que são normalmente utilizadas para este fim são o plâncton, perifiton, macrófitas, peixes, macroinvertebrados, anfíbios, répteis aquáticos, aves e mamíferos. Estes organismos refletem certa amplitude de condições físicas e químicas (Ramachandra et al., 2006). Alguns destes organismos podem sobreviver em uma ampla faixa de condições e são tolerantes à poluição. Outros são muito sensíveis às alterações nestas condições e são intolerantes à poluição, sendo estes organismos chamados de bioindicadores (EPA, 1989, Grabarkiewicz e Davis, 2008).

O plâncton tem sido usado recentemente como indicador para observar e entender as alterações no ecossistema porque são fortemente influenciados pelas características climáticas (Beaugrand *et al.*, 2000; Adrian *et al.*, 2009; Soni e Thomas, 2014).

A variabilidade observada na distribuição de zooplâncton é devida aos parâmetros abióticos, parâmetros bióticos ou a uma combinação de ambos (Beyst et al., 2001; Gonçalves *et al.*, 2010a; Gonçalves *et al.*, 2010b; Gonçalves *et al.*, 2012a; Gonçalves *et al.*, 2012b). Embora o zooplâncton exista sob uma vasta gama de condições ambientais, ainda muitas espécies são limitadas pela temperatura, oxigênio dissolvido, salinidade e outros fatores físicos e químicos. A utilização do zooplâncton para caracterização ambiental de lagos é potencialmente vantajosa, pois, espécies de zooplâncton tendem a ter ampla distribuição geográfica (Shurin *et al.*, 2000; Adrian *et al.*, 2009).

A comunidade zooplanctônica tem seus papéis tróficos (predadores, herbívoros, onívoros) bem representados, e os tempos de geração individuais são curtos o suficiente para que eles rapidamente respondam ao estresse agudo, mas longos o suficiente para que eles integrem os efeitos de problemas crônicos, tornando-os candidatos favoráveis para uma comunidade indicadora da saúde do ecossistema (Cairns *et al.*, 1993). Finalmente, os organismos zooplanctônicos são relativamente fáceis de identificar, por isso são particularmente úteis quando a sensibilidade da comunidade pode ser detectada com base nos tamanhos corpóreos do zooplâncton ou classificações taxonômicas brutas.

Muitos estudos em lagos têm sido usados para avaliar as variações na comunidade de zooplâncton ao longo de certo número de gradientes limnológicos. Por exemplo, a estrutura do tamanho da comunidade do zooplâncton, tem sido utilizada como um indicador do estado trófico de um corpo aquático (Canfield e Jones, 1996; Gazonato Neto *et al.*, 2014).

Espécies zooplanctônicas indicadoras, como por exemplo, *Daphnia* spp., *Brachionus* spp. e *Cyclops* spp. (Ramachandra *et al.*, 2006), têm sido utilizadas para determinar mudanças de estado trófico. Vários estudos examinaram diferenças nas

comunidades de rotíferos em lagos de diferentes estados tróficos (Gannon e Stemberger, 1978; Beaver e Crisman, 1990; Ma *et al.*, 2014). Abundância dos grupos de zooplâncton importantes (por exemplo, Rotifera e Copepoda) também tem sido usada para mostrar as mudanças no estado trófico de ambientes aquáticos (Gannon e Stemberger, 1978, Pace, 1986; Dodds and Whiles, 2010; Gazonato Neto *et al.*, 2014).

Os níveis de poluição podem ainda alterar a composição de espécies e a estrutura da comunidade. Segundo Ramachandra *et al.* (2006), as mudanças físico-químicas da água, as competições interespecífica e intraespecífica, o nível de poluição e presença ou ausência de peixes planctívoros ou piscívoros são alguns dos fatores que influenciam a composição de espécies do zooplâncton e a estrutura de qualquer ecossistema aquático. A utilização do zooplâncton como indicador para a avaliação da qualidade da água tem as seguintes vantagens:

- A maioria dos organismos zooplanctônicos são suficientemente grandes em número em qualquer ecossistema aquático para acompanhar as tendências de mudanças na qualidade da água.

- As amostras podem ser coletadas facilmente e processadas rapidamente.

- Seu ciclo reprodutivo é curto o suficiente para permitir o estudo através de várias gerações em um tempo relativamente curto.

- Algumas das espécies que ocorrem comumente como *Daphnia*, *Cyclops*, *Brachionus* e *Moina* podem ser facilmente cultivadas para garantir o fornecimento constante para fins experimentais.

- Respondem mais rapidamente às mudanças ambientais do que os peixes, que têm sido tradicionalmente utilizados como indicadores da qualidade da água.

Assim, o uso de zooplâncton para o biomonitoramento ecológico das massas de água ajuda na análise das tendências de qualidade da água, o desenvolvimento de relações causa-efeito entre a qualidade da água e dados ambientais e julgamento da adequação da qualidade da água para usos diversos (Ramachandra *et al.*, 2006; Kumari *et al.* 2008).

4.4. ÍNDICES

4.4.1. Índices Ecológicos

A caracterização biológico-ecológica da pureza de um corpo aquático, parte do princípio de que o grau de impureza pode-se deduzir do estado biológico, sem saber as condições químicas das águas residuais em detalhe. Parte-se da base que o estado biológico é típico para cada grau de contaminação (Schwoerbel, 1975; Karydis e Tsirtsis, 1996; Morris *et al.*, 2014).

A análise biológica apresenta duas direções: ou se estabelecem os organismos típicos para cada grau de contaminação (os chamados organismos bioindicadores), e se segue suas frequências de aparição, como se faz nos métodos dos sapróbios, ou se toma como base de valoração o empobrecimento de um espectro de espécies “naturais” (Dodds and Whiles, 2010).

4.4.2. Índices de diversidade de Shannon e de Equitabilidade de Pielou

Índice de diversidade de Shannon (H') (Shannon & Weaver, 1963) é utilizado para medir a "diversidade trófica", o que significa a diversidade de energia que se move através de uma rede de alimentação, que também tem sido interpretado como uma medida de estabilidade.

Rakocevic-Nedovic e Hollert (2005) descobriram que com a diminuição do valor de H' , o estado trófico passou de oligotrófico a condição eutrófica. De acordo com o estudo de Salusso e Morana (2000) e Ren *et al.* (2011), há quatro classes de estado de poluição baseado em H' (Quadro 1).

Quadro 1 - Classes de estado de poluição baseado no índice de Shannon (H')

$H' < 1,0$	Poluição pesada	
$1,0 < H' < 2,0$	Ambiente moderadamente poluído	zona α -mesosapróbica
$2,0 < H' < 3,0$		zona β -mesosapróbica
$H' > 3,0$	Pouca ou nenhuma poluição	

O índice de equitabilidade de Pielou (J) expressa o grau de igualdade na abundância de espécies na amostra. O índice de uniformidade atinge um valor máximo (1,0), quando todas as espécies da amostra são igualmente abundantes e diminui para zero quando a abundância relativa da espécie diverge de uniformidade. De acordo com o estudo de Ren *et al.* (2011), há quatro classes de estado de poluição baseado em J (Quadro 2).

Quadro 2 - Classes de estado de poluição baseado no índice de equitabilidade (J)

$J < 0,30$	Poluição pesada
$0,30 < J < 0,40$	zona α -mesosapróbica
$0,40 < J < 0,50$	zona β -mesosapróbica
$J > 0,50$	Pouca ou nenhuma poluição

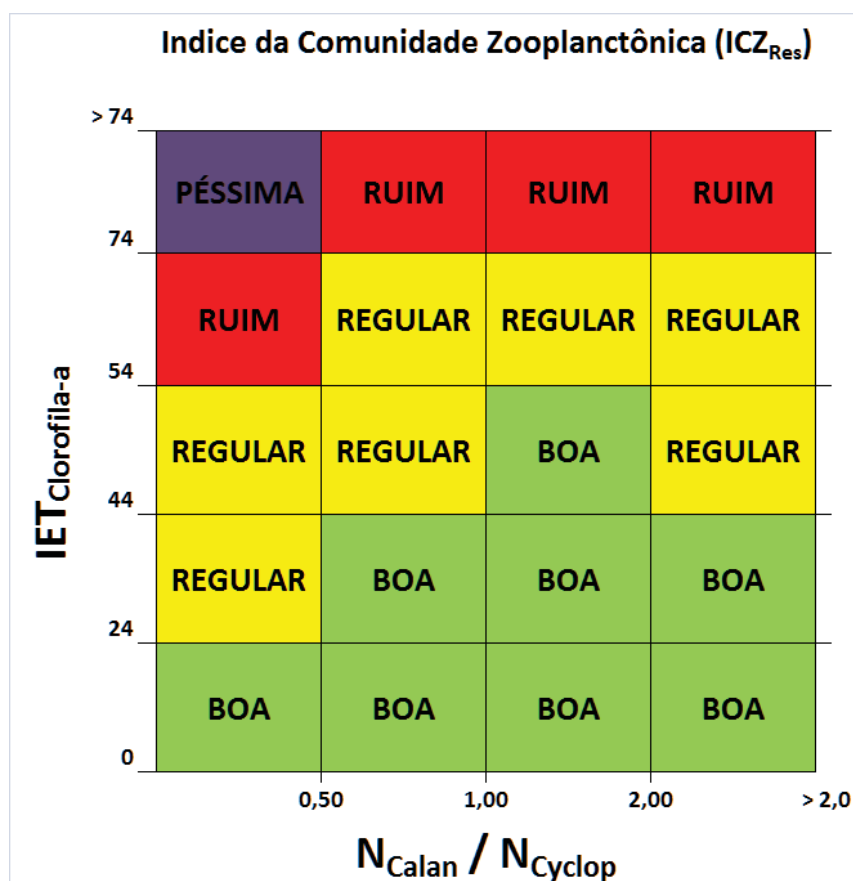
Segundo Friedrich *et al.* (1996), o sistema saprobiótico é baseado em quatro zonas de auto-purificação gradual: zona polisapróbica (ou poluição extremamente grave ou pesada), a zona α -mesosaprobica, a zona β -mesosaprobica, e a zona de oligossaprobica (ou pouca poluição). Estas zonas são caracterizadas por espécies indicadoras, certas condições químicas e à natureza geral do fundo da massa de água e da água propriamente dita, tal como descrito abaixo:

- Zona Polisapróbica (poluição pesada ou extremamente grave): processos de degradação rápida e condições predominantemente anaeróbias.
- Zona α -mesosapróbica (poluição grave): Aminoácidos e seus produtos de degradação, principalmente os ácidos graxos, estão presentes.
- Zona β -mesosapróbica (poluição moderada): As condições aeróbicas são normalmente auxiliadas por aeração fotossintética.
- Zona oligossapróbica (Pouca ou nenhuma poluição): A saturação de oxigênio é comum. A mineralização resulta na formação de resíduos orgânicos ou inorgânicos estáveis (por exemplo, substâncias húmicas).

4.4.3. Índice da Comunidade Zooplanctônica para Reservatórios (ICZ_{RES})

Este índice leva em consideração a presença/ausência dos grupos principais, a razão entre copépodos calanóides e ciclopóides (N_{Calan} / N_{Cyclop}) e o Índice de Estado Trófico (IET).

O ICZ_{RES} considera a presença ou ausência dos principais grupos zooplanctônicos e relaciona a razão entre o número total de calanóides, que é indicador de melhor qualidade da água (Rietzler *et al.*, 2002), e o número total de ciclopóides, indicador de ambientes altamente eutróficos (Sampaio *et al.*, 2002), com o respectivo Índice de Estado Trófico (IET), calculado com os dados da concentração de clorofila *a*. Estes dois resultados (razão N_{Calan} / N_{Cyclop} e IET) encontram-se associados com categorias Boa, Regular, Ruim e Péssima, obtidas a partir do quadro apresentado na Figura 1.



Para a utilização direta da matriz ICZ_{RES} há a necessidade da presença dos 3 principais grupos zooplanctônicos (Rotíferos, Copépodos e Cladóceros). Na ausência de Calanóides, empregar $N_{calan}/N_{Cyclop} < 0,5$; na ausência de Rotíferos ou Cladóceros, atribuir **RUIM**; e na ausência de Ciclopóides, atribuir **PÉSSIMA**.

Figura 1 - Índice da Comunidade Zooplanctônica para Reservatórios (ICZ_{RES})

4.4.4. Índices de Sapróbica

Segundo Scwoerbel (1975) e Dodds and Whiles (2010), a abordagem sapróbica remonta a meados do século XIX com Hassal em 1850 e Cohn em 1853, enquanto o sistema sapróbico de avaliação da qualidade da água em águas correntes está em uso há mais de 100 anos iniciando com Kolkwitz & Marsson no ano de 1902. Os sistemas foram modificados várias vezes. Alterações centraram-se na declaração de classes de abundância com Knopp em 1955, e na possibilidade de calcular um índice com Pantle & Buck em 1955, Zelinka & Marvan em 1961 e Marvan, em 1969, e forneceram uma ferramenta eficaz para a visualização de qualidade de águas por mapas de cor com Liebmann em 1952.

O índice sapróbico como base para a atribuição de classes de qualidade da água na União Européia (principalmente Áustria, República Tcheca e Alemanha) tem uma boa aceitação do público e pode servir como uma ferramenta tradicional para a gestão da qualidade da água e decisões políticas (Rolaufts *et al.*, 2004), determinados pela WFD (European Union Water Framework Directive).

Águas residuárias municipais e industriais nos ecossistemas aquáticos alteram a qualidade do destinatário e alteram comunidades características de água limpa, sendo substituídas por aqueles encontrados em águas poluídas. Sendo incapazes de se adaptarem às mudanças negativas, os organismos aquáticos mais sensíveis desaparecem, o que provoca uma redução na diversidade da comunidade, enquanto os mais tolerantes preenchem os nichos ecológicos vazios (Živić & Marković, 2006).

Existem vários índices para determinar a qualidade da água através das comunidades biológicas. Porém, um dos métodos mais utilizados com organismos zooplancônicos é método de Pantle & Buck (1955). Neste método calcula-se a frequência (h) específica, que consiste em dividir as várias fases de recuperação de uma corrente poluída por uma descarga orgânica, em zonas relacionadas com os organismos presentes, e deste modo, cada espécie se situa em um sistema de sapróbios.

Atualmente muitos trabalhos têm utilizado estes índices, como Bunzel *et al.* (2013) utilizaram índices para avaliar o efeito de poluentes em águas residuárias, Pander e Geist (2013) propuseram uma abordagem holística que integra o monitoramento padronizado de indicadores ecológicos, práticas e estruturas de gestão, Sokolova (2012) avaliou o estado da comunidade zooplancônica de um reservatório na Rússia utilizando o índice de Pantle & Buck, e concluiu que de acordo aos resultados o ambiente estava

em condições de oligosaprobidade, enquanto Mukherjee *et al.* (2010) estimaram o aumento de nutrientes devido ao influxo em um lago da Índia, e assim, o lago foi considerado eutrófico com condições mesosapróbicas.

No Brasil podem-se citar alguns trabalhos realizados utilizando índices de saprobidade. Peres (2002) utilizou macroalgas e variáveis físicas, químicas e biológicas para a avaliação da qualidade da água de um rio no estado de São Paulo, e concluiu que algumas das espécies estudadas podem ser consideradas bioindicadoras, como *Klebsormidium subtile*, *Stigeoclonium amoenum*, *S. helveticum*, *Spyrogira sp.*, *Blenothrix brebissonii*, entre outras, Lopes *et al.* (2008) avaliaram a qualidade da água de igarapés da cidade de Manaus (AM), em diferentes graus de conservação, utilizando macroinvertebrados e as variáveis ambientais, e concluíram que estes índices foram considerados eficientes para avaliar a qualidade da água dos igarapés de Manaus. Ronqui (2008) determinou sazonalmente o índice de saprobidade em amostras de água na Represa das Antas (MG), e concluiu que com as variáveis avaliadas sazonalmente, o corpo aquático foi classificado como oligotrófico.

4.4.5. Índice de Estado Trófico (IET)

A eutrofização é o aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos, que tem como consequência o aumento de suas produtividades. Tal processo acontece principalmente em lagos e represas, embora possa ocorrer mais raramente em rios, uma vez que as condições ambientais destes (alto fluxo de corrente, baixo tempo de retenção) sejam mais desfavoráveis para o crescimento de algas (Dodds and Whiles, 2010).

São vários os efeitos indesejáveis da eutrofização, entre eles: maus odores e mortandade de muitos organismos aquáticos, mudanças na biodiversidade aquática, redução na navegação e capacidade de transporte, modificações na qualidade e quantidade de organismos, alguns com valor comercial ou não, contaminação da água destinada ao abastecimento público, *blooms* algais que provocam a redução drástica da concentração de O₂ causando um aumento da mortandade das espécies no sistema eutrofizado. A produção de energia hidroelétrica pode ser afetada pela presença excessiva de macrófitas aquáticas. Em alguns casos, as toxinas podem estar presentes na

água após o tratamento da água, o que pode agravar seus efeitos crônicos (Lamparelli, 2004).

O Índice do Estado Trófico (IET) tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas (*blooms*) ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas. Nesse índice, os valores calculados a partir das concentrações de fósforo, devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como agente causador do processo (Lamparelli, 2004, CETESB, 2007).

Os valores do IET são classificados segundo classes de estado tróficos, apresentadas abaixo no Quadro 3, juntamente com suas características.

Quadro 3 - Classes de estado trófico e suas características principais

Valor do IET	Classes de Estado Trófico	Características
= 47	Ultraoligotrófico	Corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações de nutrientes que não acarretam em prejuízos aos usos da água.
47 < IET = 52	Oligotrófico	Corpos d'água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, decorrentes da presença de nutrientes.
52 < IET = 59	Mesotrófico	Corpos d'água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.
59 < IET = 63	Eutrófico	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos.
63 < IET = 67	Supereutrófico	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem com frequência alterações indesejáveis na qualidade da água, como a ocorrência de episódios de florações de algas, e interferências nos seus múltiplos usos.
> 67	Hipereutrófico	Corpos d'água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios de florações de algas ou mortandades de peixes, com conseqüências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

4.5.LIPÍDIOS NO ZOOPLÂNCTON

Segundo Rios et al. (2013), os lipídios, são biomoléculas orgânicas compostas, principalmente, por moléculas de hidrogênio, oxigênio, carbono. Fazem parte ainda da composição dos lipídios outros elementos como, por exemplo, o fósforo. Os lipídios possuem a característica de serem insolúveis na água. Porém, são solúveis nos solventes orgânicos. Os lipídios possuem quatro funções básicas nos organismos: 1) Fornecimento de energia para as células. Porém, estas preferem utilizar primeiramente a energia fornecida pelos glicídios; 2) Alguns tipos de lipídios participam da composição das membranas celulares; 3) Atuam como isolantes térmicos e; 4) Facilitam determinadas reações químicas que ocorrem no metabolismo dos organismos.

Os lípidos são moléculas importantes para o processo de reserva de energia para a reprodução e crescimento; além disso, são necessários para a estrutura da membrana celular (Phleger et al., 1998). As alterações do total lipídico na comunidade do zooplâncton são associadas, entre outros fatores, com o tempo de vida e o estado trófico do ambiente (Santeiro e Pinto-Coelho, 2000).

São também de especial importância em ambientes aquáticos. Em contraste com os carboidratos e proteínas, os lipídios promovem flutuabilidade devido à sua baixa densidade se comparado à água, então muitas espécies planctônicas e nectônicas incorporam grandes quantidades de lipídios para se manterem suspensos na água e, assim conservar energia, que de outra forma seria desperdiçada na luta contra o afundamento (Harris *et al.*, 2000).

A compressibilidade limitada, e a expansão térmica desprezível de lipídeos são importantes para fortes migrantes verticais, tais como alguns copépodes (Gonçalves *et al.*, 2012a, b). Por exemplo, copépodes ricos em lipídios ascendentes de grandes profundidades não sofrem de um aumento acentuado no volume (Sargent, 1976). Problemas de osmolaridade também não ocorrem, uma vez que os lipídeos são compostos hidrofóbicos.

Uma das mais importantes características gerais dos lipídios é sua capacidade de armazenar energia de uma forma muito eficiente. Na média, carboidratos contém somente em torno de 17 kJ. g⁻¹, e proteínas 24 kJ. g⁻¹, enquanto a média de energia contida nos lipídeos é por volta de 39 kJ. g⁻¹ em animais aquáticos (Harris *et al.* 2000). Assim, em comparação com os outros compostos orgânicos em torno do dobro da

energia por unidade de massa pode ser acumulado como lipídeos. Em contraste com as proteínas, por exemplo, a molécula lipídica pode ser oxidada para produzir energia (Båmstedt, 1986).

Além disso, as características da vida de organismos pelágicos podem ser derivadas a partir da natureza dos lipídeos acumulados. De acordo com os estudos de Sargent *et al.* (1981) diferentes classes de lipídios podem indicar estratégias de alimentação diferentes. Ésteres de cera são armazenados como reservas de energia em longo prazo e, em particular, copépodes herbívoros são caracterizados pelo armazenamento deste tipo de composto (Pond, 2012). Copépodes calanóides cessam a alimentação no outono, entram em uma fase de repouso (diapausa), e hibernam em profundidade até a primavera seguinte, quando reascendem à tona para se reproduzir e se alimentar (Hagen e Schnack-Schiel 1996; Pond, 2012).

Entre os lipídios, ao longo da sua cadeia de carbonos pode-se encontrar dois tipos de ligações químicas, em diversas posições, originando assim as diferentes famílias de ácidos graxos que são encontradas na natureza. Podem ser classificados como saturados ou insaturados, dependendo da ausência ou presença de ligações duplas carbono-carbono. Os insaturados (que contém tais ligações) são facilmente convertidos em saturados através da hidrogenação catalítica (este processo é chamado de redução).

A presença de insaturação nas cadeias de ácido carboxílico dificulta a interação intermolecular, fazendo com que, em geral, estes se apresentem, à temperatura ambiente, no estado líquido; já os saturados, com uma maior facilidade de empacotamento intermolecular, são sólidos (Lehninger *et al.*, 1998). De acordo com estes critérios pode-se classificar os ácidos graxos em 4 grupos: Ácidos graxos saturados (SFA – Saturated Fatty Acids), ácidos graxos monoinsaturados (MUFA – Monounsaturated Fatty Acids), ácidos graxos poliinsaturados (PUFA – Polyunsaturated Fatty Acids) e ácidos graxos altamente insaturados (HUFA – Highly Unsaturated Fatty Acids).

Ácidos graxos saturados são compostos que não apresentam ligações duplas. Como exemplos de SFA temos os ácidos láurico (C12:0) e mirístico (C14:0) que são mais comumente encontrados nos óleos "tropicais" (por exemplo, de amêndoa de palma, coco) e produtos lácteos. A gordura saturada em carne, ovos, cacau e nozes é principalmente os triglicéridos de ácido palmítico (C16:0) e esteárico (C18:0) (Hooper *et al.*, 2015)

Os ácidos graxos mono-insaturados (MUFA) são ácidos graxos que têm uma ligação dupla como por exemplo o ácido oléico (C18:1n9c), que é o principal FAs nas Cyanophyceas (Sahua *et al.*, 2008).

Os ácidos graxos poliinsaturados (PUFA) são os mais importantes componentes dos fosfolipídeos que formam as membranas das células. Os ácidos graxos poliinsaturados (PUFA), podem ser sub-divididos em duas famílias de acordo com a posição da primeira insaturação da cadeia carbônica, sendo então chamadas família ômega-6 (n-6) e família ômega-3 (n-3). As diferentes posições e número de duplas ligações dão aos ácidos graxos diferentes propriedades químicas, nutricionais e funcionais (Lehninger *et al.*, 1998). Esta classe assim como alguns MUFA incluem muitos compostos importantes, tais como os ácidos graxos essenciais (EFA).

Os ácidos graxos essenciais (EFA) são os ácidos graxos que os seres humanos e outros animais devem ingerir para uma boa saúde que o organismo exige, mas não consegue sintetizá-los (Whitney e Rolfes, 2008). O termo "ácidos graxos essenciais" refere-se a ácidos graxos necessários para os processos biológicos, mas não incluem as gorduras que apenas atuam como combustível.

Alguns ácidos graxos são considerados essenciais (EFA), pois, eles não podem ser sintetizados com uma eficiência suficiente para satisfazer as necessidades do organismo. A ironia é que o ácido α -linolênico (ALA, C18:3n3) e ácido linoleico (LA, C18:2n6) ainda são chamados os únicos "essenciais".

Cunnane (1996), com base em estudos nutricionais, argumentou que o termo "ácido graxo essencial" é ultrapassado quando aplicado para ALA e LA, sendo estes os precursores do ácido eicosapentaenoico (EPA; C20:5n3), do ácido docosaenoico (DHA, C22:6n3) e ácido araquidônico (ARA, C20:4n6), respectivamente. Em vez disso, ele recomendou que o termo "condicionalmente dispensável" deva ser usado em referência a LA e ALA.

Nos seres humanos, uma das bases para o maior interesse nos EFA inclui estudos epidemiológicos em populações, sugerindo que o aumento do consumo de peixe como fonte de ômega-3 (HUFA) é frequentemente associado com diminuição da mortalidade por doença cardiovascular (DCV) (Holub, 1988; Leaf, 1990).

Análises mais detalhadas de composição lipídica podem ajudar a revelar preferências alimentares das espécies estudadas. O conceito de lipídeos como marcadores tróficos faz uso do fato de que os ácidos graxos específicos são característicos de grupos específicos de fitoplâncton, tais como o ácido palmitoléico

C16:1(ω -7) de diatomáceas ou o ácido estearidônico C18:4(ω -3) para dinoflagelados (Falk-Petersen et al., 1990). Estes ácidos graxos são marcadores tróficos incorporados, que são em grande parte inalterados por espécies fitófagas, podendo revelar a sua dieta principal (Graeve *et al.* 1994; Pond, 2012).

Marcadores tróficos lipídicos (FATMS – Fatty Acids Trophic Markers) permitem caracterizar a dieta e também os indivíduos quanto ao nível trófico que ocupam. A sua principal vantagem sobre a análise de conteúdo intestinal é a integração de informação trófica durante um período de semanas e meses, demonstrando as preferências alimentares a médio e longo prazo (Graeve *et al.* 1994).

Ácidos graxos têm sido utilizados como marcadores qualitativos para rastrear ou confirmar relações predador-presa por mais de trinta anos. Recentemente têm sido utilizados como indicadores dos principais processos que impactam a dinâmica de alguns ecossistemas aquáticos (Wen *et al.*, 2016). O conceito Marcadores tróficos de ácidos graxos (FATMS) é baseado na observação de que os produtores primários aquáticos estabelecem certos padrões de ácidos graxos que podem ser transferidos de maneira conservadora, e portanto, podem ser reconhecidas nos consumidores primários (Dalsgaard *et al.*, 2003).

Além de informações sobre a ecologia nutricional, análises detalhadas de ácidos graxos também podem revelar diferenças adaptativas na economia lipídica de espécies com um diferente plano evolutivo ou biogeográfico (Sahua *et al.*, 2008). Por exemplo, espécies polares típicas de copépodes que são mais afetados pela sazonalidade de oferta de alimentos parecem ter desenvolvido uma maior eficiência para armazenar suas reservas lipídicas (Albers *et al.*, 1996).

5. MATERIAL E MÉTODOS

Segue abaixo uma descrição do local de estudo, das metodologias utilizadas nos locais de amostragem, dos métodos de coleta, das análises das amostras e do processamento e análises estatísticas.

5.1.DESCRICÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O rio Iguaçu nasce a partir da junção dos rios Iraí e Atuba, na região metropolitana de Curitiba-PR. Seus formadores com origem em altitudes acima de 1000 m constituem o rio Iguaçu na cota 908 m, de onde percorre 1060 km, no sentido leste-oeste recebendo águas de diversos tributários até atingir a altitude de 78 m e desaguar no rio Paraná, próximo a cidade de Foz do Iguaçu (Perbiche-Neves, 2012). Dos rios paranaenses, é o de maior bacia hidrográfica, abrangendo uma área de aproximadamente 72000 km², da qual 79,00% pertencem ao estado do Paraná, 19,00% ao estado de Santa Catarina e 2,0% a Argentina (Eletrosul, 1978), o rio Iguaçu é o principal rio do Estado do Paraná, corre em sentido leste a oeste, tendo sua nascente localizada próximo ao município de Curitiba e sua foz na cidade de Foz do Iguaçu.

Devido às condições favoráveis de desnível de terrenos, várias bacias hidrográficas (dentre elas a do rio Iguaçu) foram aproveitadas para a construção de reservatórios em sequência. A série de barragens construídas numa mesma bacia hidrográfica forma o que se conhece como cascata de reservatórios (Takeda *et al.*, 2005), condição que modificou a fisiografia em muitas bacias hidrográficas do país.

Existem cinco grandes reservatórios para geração de energia ao longo do rio Iguaçu, todas com mais de 80 km² de área de superfície: Foz do Areia, Salto Segredo, Salto Santiago, Salto Osório e Salto Caxias (Figura 2). O reservatório de Salto Osório não foi incluído nos estudos por motivos logísticos. Juntas apresentam uma área de superfície de 753,98 km² e uma capacidade de geração de energia instalada de 6644 megawatts, contribuindo para 6,54% da produção nacional. Em geral são reservatórios dendríticos e profundos, variando de 60 m em Salto Caxias até 180 metros em Foz do Areia (Perbiche-Neves *et al.*, 2012). Esses reservatórios, construídos em sistema de cascata

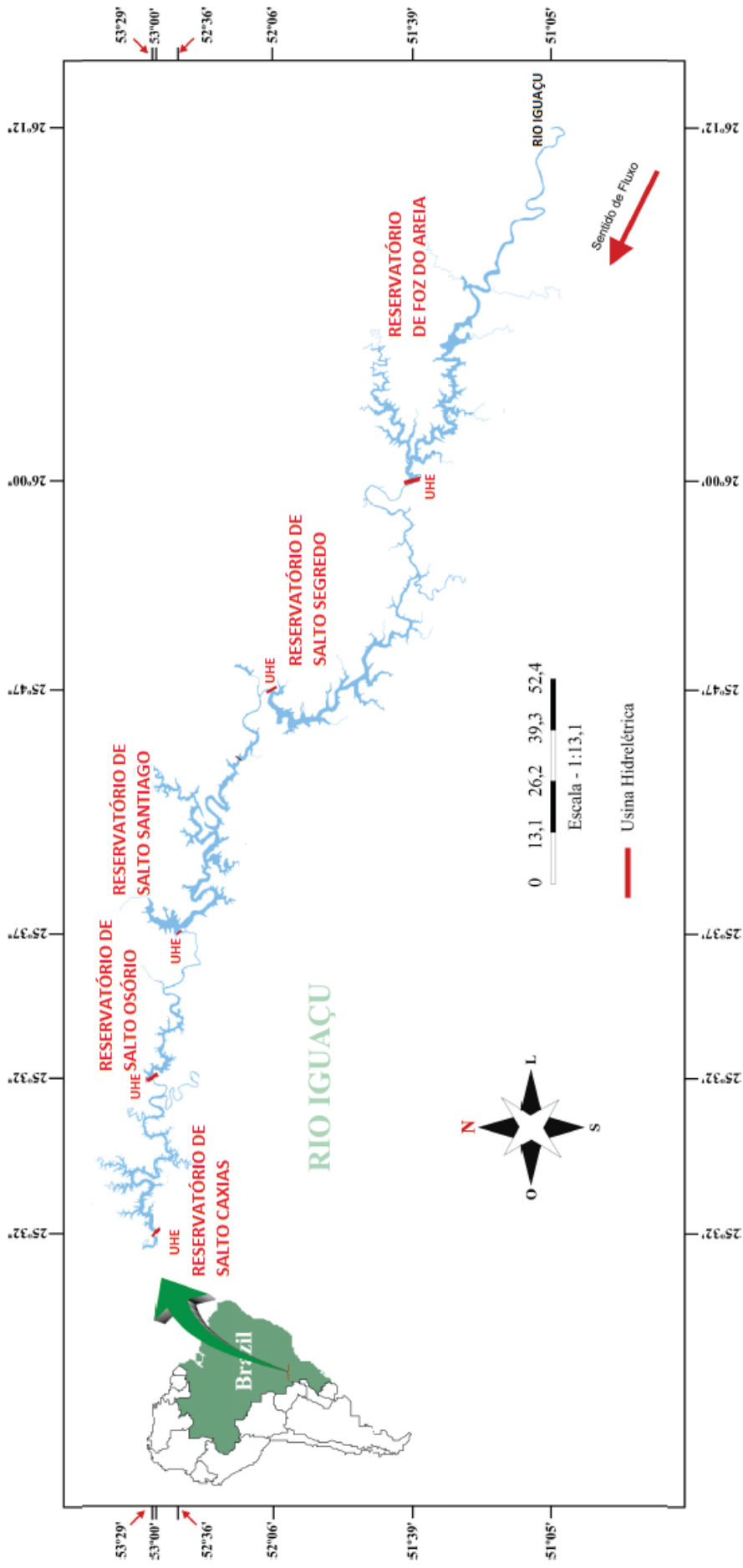


Figura 2 - Reservatórios ao longo do rio Iguaçu. Modificado de Da Silva (2010)

são geralmente operados como unidades simples, assim, do ponto de vista físico, químico e biológico, cada um pode se comportar como uma unidade com características únicas (Da Silva, 2010).

O reservatório de Foz do Areia é o primeiro dos grandes reservatórios do rio Iguaçu, ele foi formado em 1980 por uma barragem de 160 m de altura e 820 m de comprimento, inundando uma área de 139km² na divisa dos municípios de Pinhão e Bituruna. O reservatório tem suas margens protegidas por vegetação natural e regiões com matas secundárias, principalmente pelo relevo da região, que impede a prática agrícola.

O reservatório de Salto Segredo é localizado a jusante do reservatório de Foz do Areia e a montante do reservatório de Salto Santiago, nos municípios de Reserva do Iguaçu e Manguieirinha, foi formado em 1992, com uma área inundada de 82,5km². É um reservatório pouco dendrítico com profundidade média de 36,6m (em alguns locais pode atingir até 100m) e tempo de residência da água de 47 dias. Recebe inúmeros tributários, tanto em sua margem direita (Floresta, São Pedro, Verde e Touros) como na esquerda (Patos, Iratim, Butiá e Covó).

O fechamento da barragem de Salto Santiago ocorreu em 1979, inundando uma área de 208km², na divisa dos municípios de Rio Bonito do Iguaçu e Saudade do Iguaçu. Atualmente, a usina hidrelétrica é operada sob concessão, pela Tractebel Energy. Era a maior usina estatal e é uma das maiores usinas hidrelétricas do sul do Brasil. Iniciou sua operação em 1980. Sua capacidade instalada é de 1.420 MW. A barragem principal tem 80 m de altura por 1.400 m de comprimento. Seu reservatório ocupa uma área de 208 quilômetros quadrados e banha parte do território de oito municípios, sendo cinco na margem direita - Rio Bonito do Iguaçu, Porto Barreiro, Virmond, Candói e Foz do Jordão (região centro oeste) - e três na margem esquerda - Saudade do Iguaçu, Chopinzinho e Manguieirinha (região sudoeste).

O lago de Salto Santiago se diferencia dos demais pelo seu tamanho, pela grande distância entre suas margens, pelos grandes meandros, pela grande quantidade de enseadas nas bordas e, sobretudo, pela predominância de imensos paredões verticais em suas margens.

Salto Caxias é o último dos grandes reservatórios do rio Iguaçu, foi fechado em 1998, inundando uma área de 124 km² na divisa dos municípios de Capitão Leônidas Marques e Nova Prata do Iguaçu. O relevo da área de entorno do reservatório é menos acentuado do que o da região de Segredo, com ocupação agrícola mais intensa, sendo

dominada por pastagens com pequenas áreas de matas secundárias (Júlio Jr, et al., 2005). Alguns dados relativos às hidrelétricas e seus reservatórios estão descritos na Tabela 1.

Foz do Areia e Salto Santiago foram concebidos como reservatórios de regularização dos aproveitamentos a jusante, em termos de acréscimo de energia firme e redução de enchentes, devido às suas características de grande capacidade de acumulação. Disso decorre que suportam maiores estiagens e, em consequência, trabalham com maiores índices de deplecionamento. Já os reservatórios de Salto Segredo, Salto Osório e Salto Caxias trabalham a fio d'água, ou seja, com pequenos deplecionamentos: respectivamente 5 m, 2,5 m e 2 m.

Tabela 1 - Dados sobre os reservatórios das hidrelétricas do rio Iguaçu.

	Foz do Areia	Salto Segredo	Salto Santiago	Salto Caxias
Área do Reservatório (km²)	167	82	208	131
Vazão média anual (m³/s)	544	720	902	1246
Volume acumulado útil (hm³)	5600	4000	4094	3500
Queda bruta (m)	160	145	106	106
Potência total (MW)	2500	1260	1420	1240

5.2. COLETA DE DADOS BIÓTICOS E ABIÓTICOS

Foram realizadas quatro campanhas: a primeira em julho de 2012, a segunda em novembro de 2012, a terceira em fevereiro de 2013 e a última em outubro de 2013. Estas campanhas foram nomeadas segundo as estações do ano, sendo a primeira como “W” (Winter), a segunda como “Sp” (Spring 2012), a terceira como “S” (Summer) e a última como “Sp2” (Spring 2013). Por questões logísticas não foi possível realizar uma amostragem no outono (Autumn).

5.2.1. Distribuição espacial do zooplâncton

Para o estudo da variação da distribuição espacial da comunidade zooplancônica nos reservatórios das hidrelétricas, foram escolhidos nove pontos de coleta que

representem bem os lagos a serem estudados, em relação à diferenciação dos habitats, sendo três na região lacustre, três na região intermediária do lago e três na região fluvial. Esta abordagem foi definida de acordo com Marzolf (1990) que diz que as densidades zooplancônicas devem ser maiores na região fluvial, se a disponibilidade de recursos alimentares for o fator preponderante para a distribuição da abundância, na região lacustre, se a hidrodinâmica for o principal fator determinante dessa abundância e na região intermediária (ou de transição), se a disponibilidade de recursos e a hidrodinâmica estiverem interagindo na determinação dos padrões de abundância do zooplâncton.

Em cada região realizou-se a coleta em um ponto na zona pelágica (ou no centro do lago) e dois pontos na zona litoral (nas duas margens). No reservatório de Foz do Areia foram acrescentadas mais três estações de coleta em um braço secundário do reservatório. A localização das estações de coleta nos reservatórios é mostrada na Figura 3 (Foz do Areia), Figura 4 (Salto Segredo), Figura 5 (Salto Santiago) e Figura 6 (Salto Caxias) e a localização geográfica das estações é mostrada na Tabela 2. Como já foi citado anteriormente, não foi possível realizar amostragens no reservatório de Salto Osório por questões logísticas.

Tabela 2 - Coordenadas geográficas dos pontos de coleta

Pontos	Foz do Areia (FA)		Salto Segredo (SG)		Salto Santiago (ST)		Salto Caxias (CX)	
	Longitude	Latitude	Longitude	Latitude	Longitude	Latitude	Longitude	Latitude
1	51W 34' 27"	26S 02' 27"	52W 10' 02"	25S 51' 17"	52W 34' 13"	25S 40' 26"	53W 26' 50"	25S 30' 21"
2	51W 34' 44"	26S 02' 32"	52W 09' 49"	25S 51' 30"	52W 34' 08"	25S 40' 12"	53W 26' 32"	25S 30' 27"
3	51W 34' 41"	26S 02' 49"	52W 09' 33"	25S 51' 33"	52W 34' 08"	25S 39' 58"	53W 26' 27"	25S 30' 37"
4	51W 35' 01"	26S 01' 02"	52W 09' 37"	25S 49' 10"	52W 36' 00"	25S 36' 43"	53W 27' 17"	25S 31' 37"
5	51W 35' 01"	26S 00' 51"	52W 09' 32"	25S 49' 18"	52W 36' 09"	25S 36' 23"	53W 27' 09"	25S 31' 47"
6	51W 34' 48"	26S 00' 47"	52W 09' 26"	25S 49' 35"	52W 36' 38"	25S 35' 55"	53W 26' 45"	25S 32' 12"
7	51W 39' 35"	26S 00' 15"	52W 07' 58"	25S 47' 40"	52W 36' 35"	25S 37' 46"	53W 29' 42"	25S 31' 53"
8	51W 39' 24"	26S 00' 27"	52W 07' 07"	25S 47' 41"	52W 36' 25"	25S 37' 38"	53W 29' 20"	25S 31' 59"
9	51W 39' 18"	26S 00' 40"	52W 06' 55"	25S 48' 02"	52W 36' 32"	25S 37' 34"	53W 29' 01"	25S 32' 05"
10	51W 34' 21"	26S 00' 04"						
11	51W 34' 56"	25S 58' 54"						
12	51W 36' 02"	25S 59' 56"						

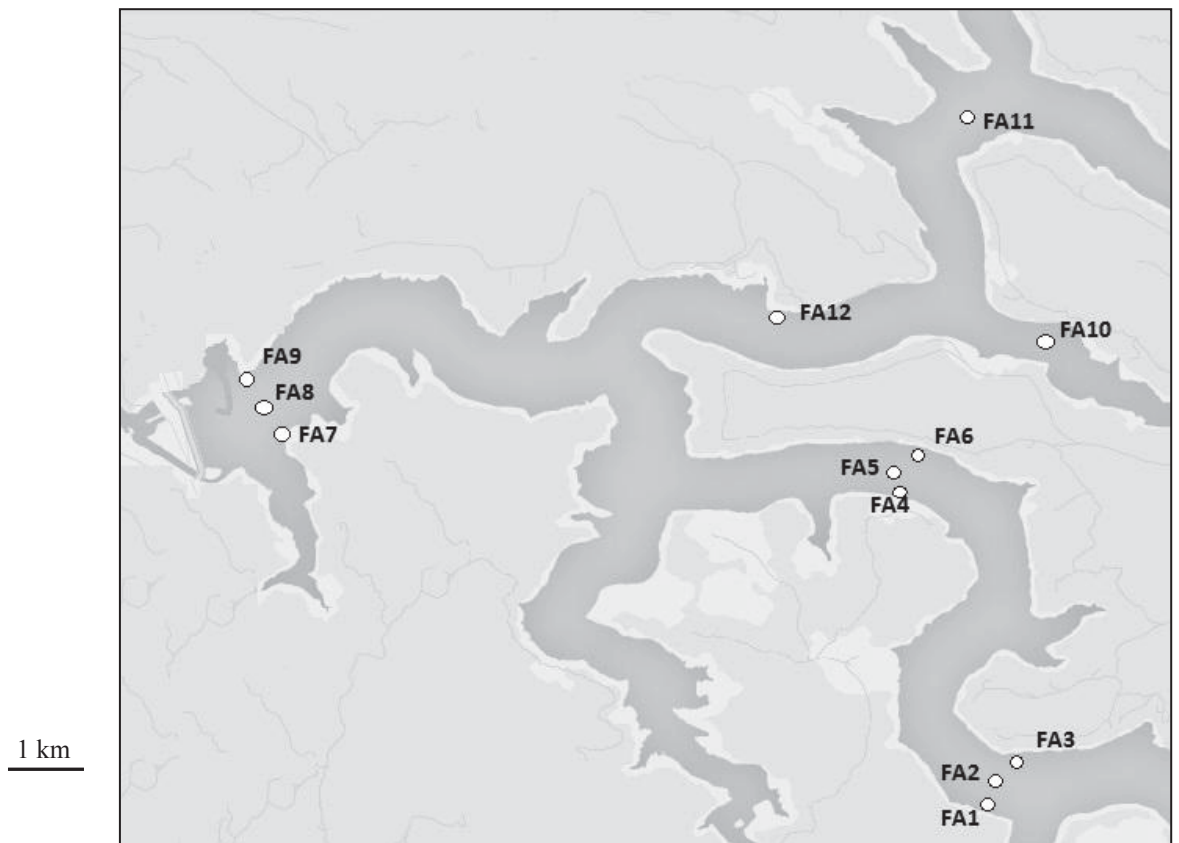


Figura 3 - Estações de Coleta no Reservatório de Foz do Areia



Figura 4 - Estações de Coleta no reservatório de Salto Segredo

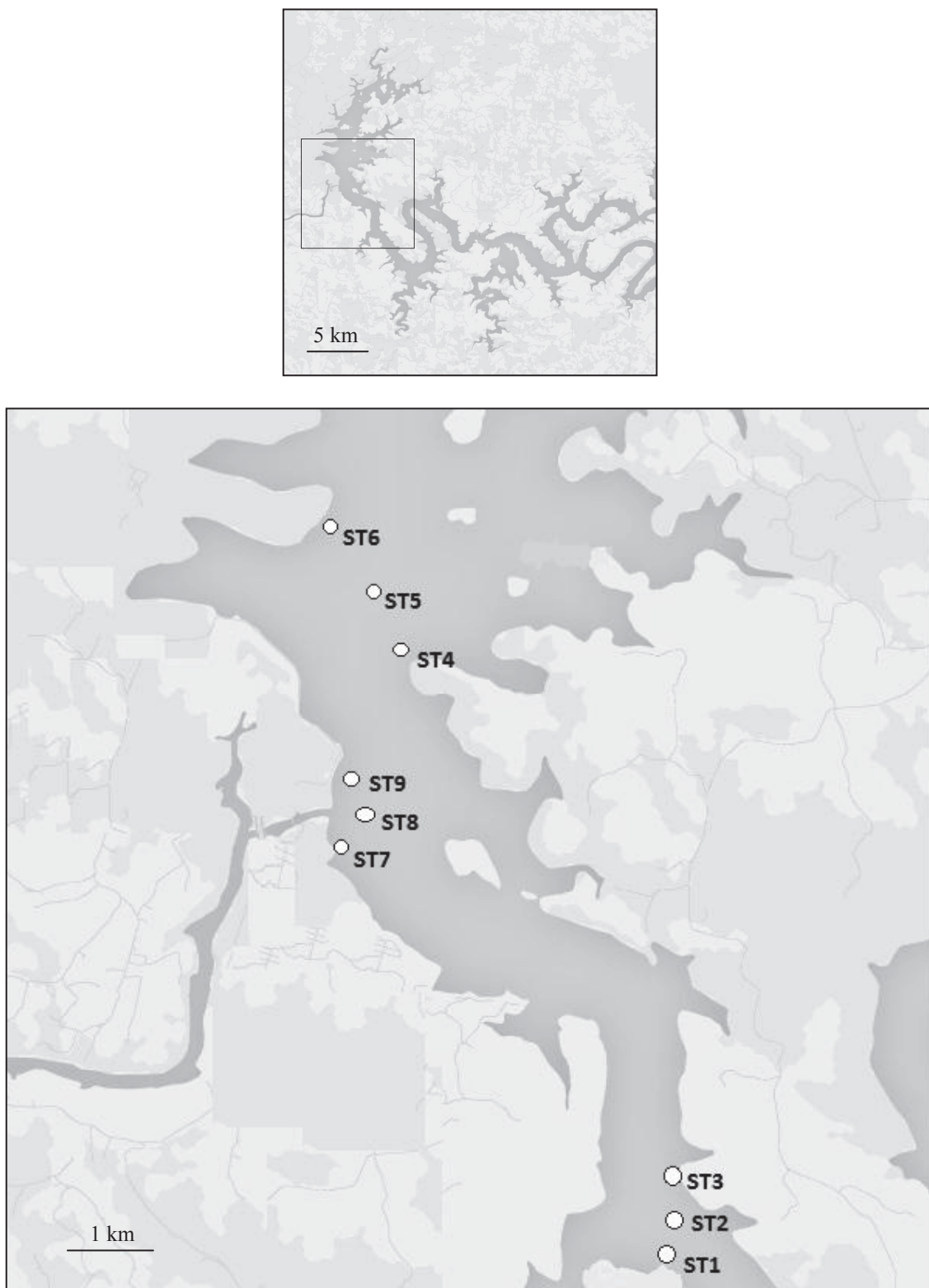


Figura 5 - Estações de coleta no Reservatório de Salto Santiago

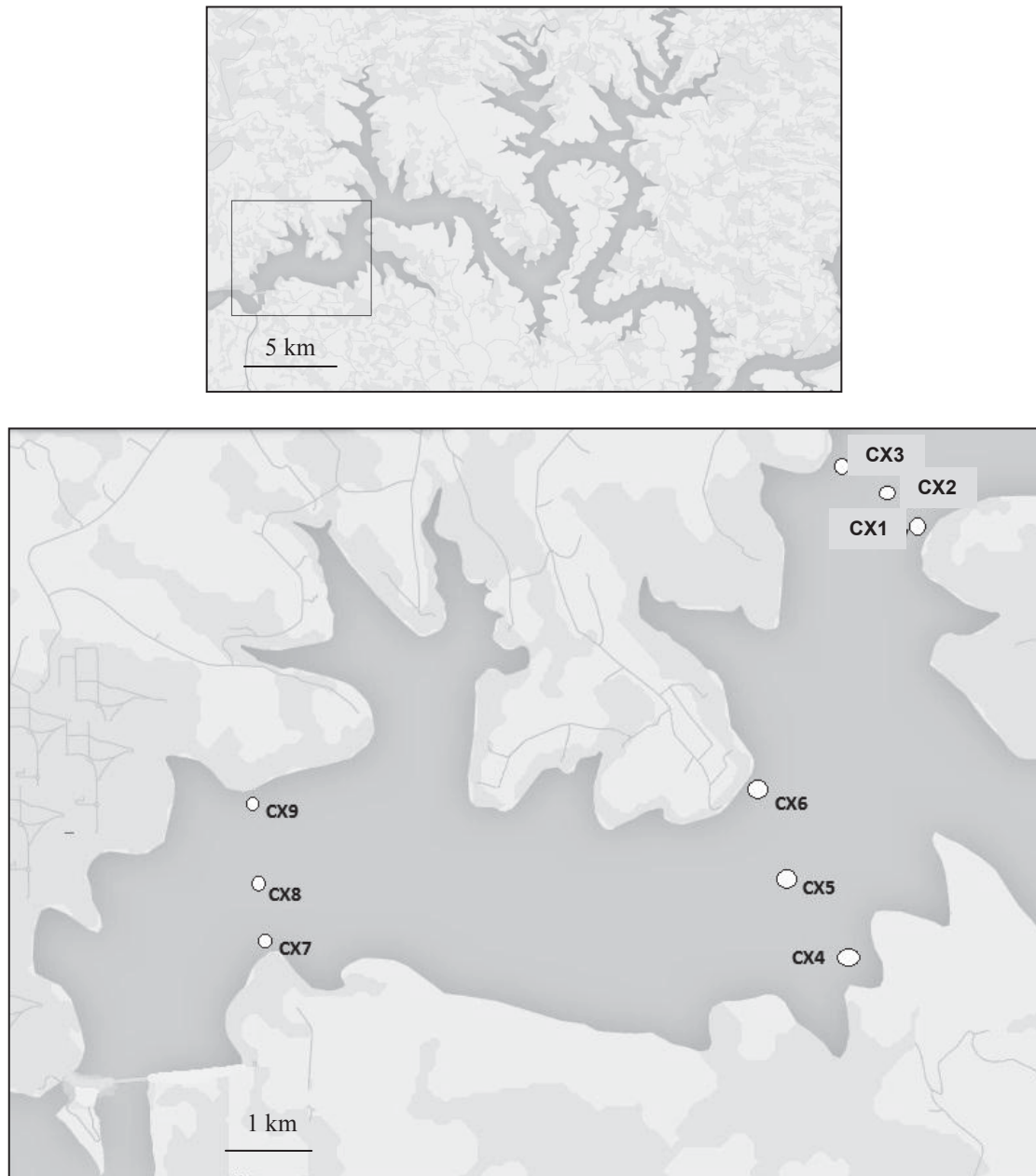


Figura 6 - Estações de coleta no Reservatório de Salto Caxias

Tanto para a análise quali-quantitativa da comunidade zooplanctônica, quanto para as análises de ácido graxos, foram realizados arrastos horizontais na superfície da água a uma profundidade de 30 cm, com redes de zooplâncton com 45 μ m de abertura de malha e diâmetro de boca de 30 cm. Os arrastos foram realizados em barco equipado com motor elétrico a uma velocidade de dois nós por cinco minutos. O total de água filtrada é calculado através da fórmula do volume do cilindro:

$$V = \pi r^2 h \quad (1)$$

Em que,

r = raio da boca da rede

h = distância do arrasto

As coletas foram realizadas durante o período entre 8:00 e 14:00 em todas as campanhas realizadas, pois neste horário os organismos zooplanctônicos estão mais próximos a superfície do lago.

Em cada ponto foram coletadas duas amostras, sendo que uma delas foi acondicionada em frasco específico e preservada em formaldeído 4% saturada com sacarose (Haney & Hall, 1973), para prevenção de distorções das carapaças e perda de ovos nos Cladocera. Estas amostras foram contadas e analisadas utilizando microscópio óptico com o auxílio de uma câmara de contagem do tipo Sedgwick-Rafter. A outra amostra foi preservada em gelo e transportada até o laboratório, onde foi retirada a maior quantidade de água possível, congelada e posteriormente liofilizada.

A contagem dos organismos zooplanctônicos foi realizada até o número mínimo de 400 indivíduos por amostra para minimizar os erros durante a contagem. Após a contagem calcula-se a densidade de cada espécie dentro da amostra. Esse cálculo leva em consideração o volume filtrado na coleta, o volume contado na câmara de contagem, o volume da amostra e uma eventual diluição da amostra (Miranda *et al.* 2013). Após a obtenção deste valor, este é multiplicado pelo número de indivíduos de cada espécie encontrada na amostra, o resultado final é a densidade ou abundância destas espécies em ind.L⁻¹.

A densidade (D) é calculada da seguinte forma:

$$D = \frac{\left(\frac{VA}{VC}\right)}{VF} \cdot d \quad (2)$$

Sendo VA = volume da amostra; VC volume contado na câmara; VF = volume filtrado durante a coleta e d = diluição.

5.2.2. Coleta dos dados abióticos

Em todas as coletas foram medidas as seguintes variáveis ambientais: temperatura da água (°C), concentração de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) e pH, utilizando uma sonda multiparâmetros. Foram também recolhidas amostras de água (1000 mL) em todos os pontos de coleta para posterior quantificação do carbono orgânico dissolvido (COD), das formas de fósforo (fósforo total (P-total) e do fosfato (P-PO_4^{3-})), as formas de nitrogênio (nitrito (NO_2^-), nitrogênio amoniacal (N-NH_3), nitrato (NO_3^-), nitrogênio orgânico (N-org), nitrogênio total (N-total)) foram determinados pelos métodos descritos em APHA (2005) (Tabela 1).

As análises foram realizadas logo após a coleta em um laboratório montado próximo aos locais de amostragem. As análises de nitrato, nitrogênio total e fósforo total foram realizados no Laboratório de Estudos Avançados em Química Ambiental (LEAQUA) da UTFPR.

Tabela III - Métodos utilizados para análise dos nutrientes.

Parâmetro	Método	Referência
Carbono orgânico dissolvido	4510	APHA, 2005
Nitrato	4500- NO_3^- Método de redução por Cd-Cu	APHA, 2005
Nitrito	4500- NO_2^- Método colorimétrico	APHA, 2005
Nitrogênio amoniacal	4500- NH_3 Método do fenato	APHA, 2005
Nitrogênio orgânico	$N_{\text{org}} = N_{\text{T}} - \sum N_{\text{inorg}}$	APHA, 2005
Nitrogênio total	4500-N Método da digestão por persulfato de potássio	APHA, 2005
Ortofósforo	4500- Método do ácido ascórbico	APHA, 2005
Fósforo total	Método da digestão por persulfato	APHA, 2005

5.2.3. Cálculo dos índices biológicos e de saprobidade

Será utilizado o índice de saprobidade de Pantle & Buck (ISPB), onde se calcula a frequência (h) de cada espécie, utilizando para isso três graus de frequência: Casuais = 1; frequentes = 3 e abundantes = 5. Após isso, é utilizada a lista de organismos sapróbios de Sladécek (1973), onde cada indivíduo tem seu grau sapróbio (s) definido, isto é, seu lugar no sistema em listas de organismos indicadores, sendo estes:

Organismos indicadores oligosaprobicos, $s = 1$

Organismos indicadores beta-mesosaprobicos, $s = 2$

Organismos indicadores alfa-mesosaprobicos, $s = 3$

Organismos indicadores polisaprobicos, $s = 4$

Destes dados, calcula-se o índice de saprobidade de cada lugar segundo a equação:

$$S = \frac{\sum(s.h)}{\sum h} \quad (3)$$

Segundo estes valores de S,

$S = 1,0 - 1,5 \rightarrow$ poluição inexistente a fraca

$S = 1,6 - 2,5 \rightarrow$ poluição moderada

$S = 2,6 - 3,5 \rightarrow$ poluição forte

$S = 3,6 - 4,0 \rightarrow$ poluição muito forte

Foi calculado também o índice da comunidade zooplanctônica para reservatórios (ICZ_{Res}), que leva em consideração a presença/ausência dos grupos principais, a razão entre copépodos calanóides e ciclopóides (N_{Calan} / N_{Cyclop}), também determinou-se o Índice de Estado Trófico para clorofila (IET_{CL}) e o Índice de Estado Trófico para o fósforo (IET_P).

E os índices de estado trófico (IET_{CL} e IET_P) foram calculados segundo Lamparelli (2004). Em reservatórios, o cálculo do IET a partir dos valores de fósforo é feito pela equação,

$$IET = 10 \cdot \left(6 - \left(\frac{1,77 - 0,42 \cdot (\ln.PT)}{\ln 2} \right) \right) \quad (4)$$

No qual a concentração do fósforo total (PT) é expresso em $\mu g.L^{-1}$.

E o cálculo do IET a partir dos valores de clorofila é feito pela equação,

$$IET = 10 \cdot \left(6 - \left(\frac{0,92 - 0,34 \cdot (\ln.CL)}{\ln 2} \right) \right) \quad (5)$$

No qual a concentração da clorofila (CL) é expressa em $\mu g.L^{-1}$. A concentração da clorofila foi quantificada pelo método espectrofotométrico descrito em APHA (2005).

O IET é o resultado da média aritmética entre o IET_{CL} e o IET_P.

Para o cálculo da biodiversidade foi utilizado o índice de Shannon (H') (Shannon & Weaver, 1963) que, segundo Margalef (1982), está diretamente relacionado com a estabilidade da comunidade e inversamente com o grau de alteração dos ecossistemas.

Este índice faz uso da seguinte equação:

$$H' = -\sum p_i \log p_i \quad (6)$$

Em que:

p_i = fração da amostra representada pela espécie i .

$$p_i = \frac{ni}{N} \quad \frac{(\text{n}^\circ \text{ de indivíduos da espécie } i \text{ dentro de uma amostra})}{(\text{n}^\circ \text{ total de indivíduos da amostra})}$$

Foi utilizado também o índice de equitabilidade (J) (Pielou, 1966) para indicar o grau de discrepância entre a abundância relativa das espécies (Odum, 1988).

Este índice faz uso da seguinte equação:

$$J' = \frac{H'}{\log s}, \quad (7)$$

Sendo: s = número de espécies da amostra.

Os dois índices serão obtidos através do programa SPDIVERS (Ludwig & Reynolds, 1988).

Também foi calculado o índice de constância para cada *taxon* registrado nas estações de coleta nos lagos, através da expressão (Dajoz, 1973):

$$c = \frac{n \cdot 100}{N} \quad (8)$$

Em que:

n = número de amostras contendo o *taxon*

N= número total de amostras obtidas

Os *taxa* serão considerados constantes quando ocorrerem em mais de 50% das amostras; acessórios, quando ocorrerem entre 25% e 50%; e acidentais, aqueles presentes em menos que 25% das amostras analisadas.

5.2.4. Determinação do perfil de ácidos graxos

Os organismos zooplancônicos coletados os quais foram previamente congelados, foram liofilizados, colocados em *ependorfs* e posteriormente mantidos com sílica gel no ‘freezer’, para evitar a foto-oxidação dos lipídeos (Berberovic & Pinto-Coelho, 1989) tendo sido, posteriormente, congelados a -80 °C. Para cada local de amostragem, foram preparadas e pesadas três réplicas.

A extração dos lipídios totais da comunidade zooplancônica e a metilação de ésteres metílicos de ácidos graxos (FAMES – Fatty Acid Methyl Esters), para análise de ácidos graxos, foi realizada por um método de derivatização modificada de Abdulkadir e Tsuchiya (2008). O reagente trifluoreto de boro-metanol foi substituído por uma solução de H₂SO₄-metanol a 2,5 % pois o BF₃-metanol pode causar artefatos ou perda de ácidos graxos poliinsaturados (PUFAs) (Eder, 1995).

O ácido graxo Metilnonadecanoato (C19:0) é adicionado como padrão interno para a quantificação. As amostras foram centrifugadas e secas a vácuo. Os FAMES então obtidos foram analisados através de um GC ThermoScientific modelo Trace 1300. O GC utilizou uma coluna biodiesel FAME (60 m × 0.250 mm × 0.20 µm). A temperatura da coluna foi programada para aumentar de 140°C até 240°C, o tempo de análise foi de 45 minutos por amostra, injetando 1,0 µL de amostra, e o gás de carreamento foi o Hélio (20 cm/sec., 175°C). Os FAMES foram identificados por comparação com os tempos de retenção. A quantificação dos FAMES individuais foi realizada através de padrões externos, e a função da quantificação de cada FAME foi obtida por regressão linear aplicada às áreas dos picos cromatográficos e correspondida com as concentrações conhecidas dos padrões (Gonçalves *et al.*, 2012). A metodologia detalhada para a extração dos ácidos graxos encontra-se em Gonçalves *et al.* (2016).

Nas análises de ácidos graxos, os pontos foram unificados em regiões, pois em algumas amostras de alguns pontos de coleta não foi possível realizar a extração de

ácidos graxos, impedindo a comparação com os resultados de outras amostragens. A região 1 (R1) correspondeu aos pontos mais afastados da barragem (pontos 1, 2 e 3), a região 2 (R2), correspondeu aos pontos na região central do lago (pontos 4, 5 e 6), e a região 3 (R3) correspondeu aos pontos próximos a barragem do reservatório (pontos 7, 8 e 9).

5.2.5. Tratamento Estatístico

Utilizando o programa BioEstat 5.3, foram calculadas as correlações de Pearson entre os parâmetros químicos e as densidades dos organismos (ind.m^{-3}).

Análises estatísticas multivariadas foram utilizadas para determinar a variação na composição dos ácidos graxos. Análise de similaridade One-Way (ANOSIM) foi usada para testar diferenças nos perfis de ácidos graxos através de fatores espaciais e temporais, assim como o escalonamento multidimensional (MDS). O escalonamento multidimensional trata-se de uma técnica para a análise de dados de similaridade (ou dissimilaridade) entre um conjunto de objetos (Borg e Groenen, 1997). Nesta análise os dados não foram normalizados, pois os valores são muito semelhantes, foi utilizado o esquema de ajuste de Kruskal, adotando 25 reinicializações e stress mínimo de 0,01.

Para avaliar as mudanças temporais e espaciais das variáveis físicas e químicas e biológicas foram processados os dados a partir de uma matriz empregando a Análise de Componentes Principais (PCA) que foi baseada nos autovalores maiores do que 1,0, o que explicou 70% da variabilidade total. Para obter maior confiabilidade na análise dos dados foi dada maior importância às correlações entre os fatores e as variáveis maiores ou iguais a 0,7.

Análises de cluster utilizando o fator de dissimilaridade de Bray-Curtis, utilizando a ligação média entre grupos (group average) foram realizadas para avaliar o grau de similaridade entre as amostras de ácidos graxos. Também foi calculada a porcentagem de similaridade (SIMPER) para identificar a contribuição de cada ácido graxo na similaridade das espécies. Para essas análises multivariadas foi utilizado o programa PRIMER-E 6.

6. RESULTADOS

6.1. RESERVATÓRIO DE FOZ DO AREIA

6.1.1. Caracterização da comunidade zooplanctônica

No reservatório de Foz do Areia foram encontradas 35 espécies de rotíferos, 11 espécies de cladóceros e três espécies de copépodos durante todo o período de estudo (Tabela 4).

Tabela 4 - Lista dos *taxa* zooplanctônicos encontrados no reservatório de Foz do Areia durante o período de estudo. (*) Ordem

Rotífera		
Família	Gênero / Espécie	Código
Asplanchnidae	<i>Asplanchna</i> sp.	Aspl
Bdeloidea (*)	<i>Bdeloidea</i> (*)	Bdel
	<i>Anuraeopsis fissa</i>	Ap fiss
	<i>Brachionus caudatus</i>	Brach cd
	<i>Brachionus dolabratus</i>	Brach dl
	<i>Brachionus falcatus</i>	Brach fc
	<i>Brachionus</i> sp.	Brach
Brachionidae	<i>Brachionus urceolaris</i>	Brach urc
	<i>Kellicottia longispina</i>	K long
	<i>Keratella americana</i>	K amer
	<i>Keratella cochlearis</i>	K coch
	<i>Keratella</i> sp.	K sp
	<i>Keratella tropica</i>	K trop
	<i>Keratella valga</i>	K val
	<i>Notholca</i> sp.	Noth
Collotheceidae	<i>Collotheca ornata</i>	Cornt
	<i>Collotheca</i> sp.	Collot.
	<i>Conochiloides</i> sp.	Cchldes
	<i>Conochilus</i> sp.	Cchilus
Conochilidade	<i>Conochilus dossearicus</i>	Chilus ds
	<i>Conochilus coenobasis</i>	Cchilus cb
Epiphanidae	<i>Epiphanes macrourus</i>	E macr
Euchlanidae	<i>Euchlanis dilatata</i>	E dilat
	<i>Filinia longiseta</i>	F long
Filinidae	<i>Filinia opoliensis</i>	F opo
	<i>Filinia terminalis</i>	F term
Flosculariidae	<i>Ptygura libera</i>	Pty lib
Gastropodidae	<i>Ascomorpha ovalis</i>	A ov
Hexarthridae	<i>Hexarthra mira</i>	Hex m

Continuação:

Rotifera		
Família	Gênero / Espécie	Código
Lecanidae	<i>Lecane</i> sp.	L sp.
Synchaetidae	<i>Polyarthra dolichoptera</i>	P doli
	<i>Synchaeta jollyae</i>	Synch jo
	<i>Synchaeta</i> sp.	Synch sp.
Trichocercidae	<i>Trichocerca bidens</i>	T bid
	<i>Trichocerca cylindrica</i>	T cylin
	<i>Trichocerca rattus</i>	T rat
Cladocera		
Família	Gênero / Espécie	Código
Bosminidae	<i>Bosmina hagmanii</i>	Bn hag
	<i>Bosmina longirostris</i>	Bn long
	<i>Bosminopsis deitersi</i>	Bs deit
Chydoridae	<i>Alona</i> sp.	Al sp.
Daphnidae	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	Cd corn
	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	Cd silv
	<i>Daphnia gessneri</i>	Dp gess
	<i>Daphnia laevis</i>	Dp lvis
	<i>Daphnia parvula</i>	Dp par
Moinidae	<i>Moina minuta</i>	Mn min
Sididae	<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	Dph spin
Copepoda		
Ordem	Estágio / Gênero / Espécie	Código
Calanoida	Calanoida sp	Calan sp
	<i>Notodiaptomus spinuliferus</i> ♀	Nt spinF
	<i>Notodiaptomus spinuliferus</i> ♂	Nt spinM
	Copepodito Calanoida	Cp Calan
Cyclopoida	Copepodito Cyclopoida	Cp Cyclo
	<i>Tropocyclops prasinus</i> ♀	Tp prasF
	<i>Tropocyclops prasinus</i> ♂	Tp prasM
	Nauplius	Náup

Apesar de *Polyarthra dolichoptera* (família Synchaetidae) ter sido o rotífero mais abundante durante as amostragens de julho de 2012 (W) e primavera de 2013 (Sp2), as médias de abundância foram bastante distintas, de 5978,58 ind.m⁻³ e 537,48 ind.m⁻³, respectivamente. Além disso, a abundância de espécies foi também diferenciada, com 20 espécies na amostragem de julho de 2012 (W) e 10 espécies em outubro de 2013 (Sp2); enquanto que nas primaveras de 2012 (Sp - novembro de 2012) e verão de 2013 (S - fevereiro de 2013) registraram-se diferentes abundâncias de espécies de rotíferos, com 16 e 23 espécies respectivamente, tendo *Synchaeta jollyae* (Família Synchaetidae), sido a mais abundante na primavera de 2012 (densidade média de 1427,50 ind.m⁻³), e *Keratella cochlearis* (Família Brachionidae) a espécie de rotífero

mais abundante na primavera de 2012 (densidade média: 1628,33 ind/m³) (Figura 7 e Tabela 5).

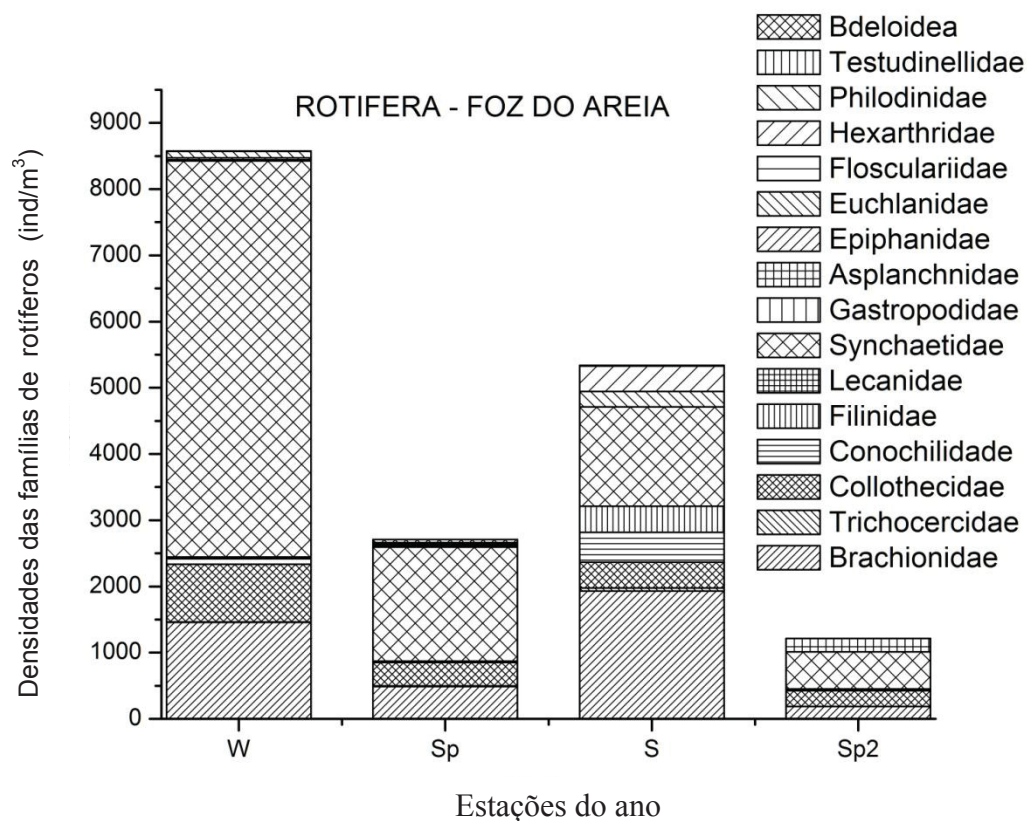


Figura 7 - Densidades das famílias de rotíferos no reservatório de Foz do Areia de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).

Tabela 5- Densidades máxima, mínima e média dos grupos taxonômicos de rotíferos identificados (ind.m⁻³) durante a o período de estudo no reservatório de Foz do Areia. Min = Densidade mínima; Max = Densidade máxima; DP = Desvio padrão.

Rotifera	FOZ DO AREIA														
	W (Inverno – Julho 2012)			Sp (Primavera – Novembro 2012)			S (Verão – Fevereiro 2013)			Sp2 (Primavera – Outubro 2013)					
	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP			
<i>Anuraeopsis fissa</i>	0,00	60,00	14,50 ± 22,55	0,00	210,00	30,00 ± 61,35	0,00	40,00	3,33 ± 11,55	0,00	1075,00	199,74 ± 294,86			
<i>Ascomorpha ovalis</i>	0,00	90,00	7,50 ± 25,98	0,00	580,00	48,33 ± 167,43	0,00	110,00	9,17 ± 31,75	0,00	1075,00	199,74 ± 294,86			
<i>Ascomorpha saltans</i>															
<i>Asplanchna</i> sp.															
<i>Bdeloidea</i>															
<i>Brachionus caudatus</i>															
<i>Brachionus dolabratus</i>															
<i>Brachionus falcatus</i>															
<i>Brachionus</i> sp.	0,00	90,00	7,50 ± 25,98				0,00	70,00	12,33 ± 26,63						
<i>Brachionus urceolaris</i>							0,00	66,00	12,17 ± 22,92						
<i>Collotheca ornata</i>	0,00	110,00	20,83 ± 39,88	0,00	120,00	10,83 ± 34,50	0,00	140,00	11,67 ± 40,41	0,00	58,00	8,21 ± 19,54			
<i>Collotheca</i> sp.	0,00	6490,00	851,08 ± 1817,41	0,00	2090,00	342,50 ± 621,19	0,00	955,00	375,00 ± 329,02	0,00	717,00	225,74 ± 250,28			
<i>Colurella</i> sp.															
<i>Conochiloides</i> sp.	0,00	160,00	13,33 ± 46,19												
<i>Conochilus coenobasis</i>															
<i>Conochilus</i> sp.	0,00	850,00	70,83 ± 245,37				0,00	4011,00	452,58 ± 1148,74	0,00	300,00	24,99 ± 86,58			
<i>Conochilus unicornis</i>															
<i>Epiphanes macrourus</i>	0,00	210,00	32,50 ± 62,54												
<i>Euchlanis dilatata</i>	0,00	420,00	97,00 ± 117,05	0,00	120,00	23,33 ± 38,22	40,00	530,00	231,67 ± 195,96						
<i>Filinia longiseta</i>	0,00	210,00	17,50 ± 60,62				0,00	160,00	19,17 ± 48,70						
<i>Filinia opoliensis</i>							0,00	810,00	165,00 ± 256,36						
<i>Filinia terminalis</i>							0,00	660,00	208,92 ± 250,92						
<i>Hexarthra mira</i>							64,00	1100,00	386,00 ± 285,69	0,00	50,00	4,17 ± 14,43			
<i>Kellicottia longispina</i>	0,00	220,00	47,00 ± 68,05	0,00	50,00	4,17 ± 14,43									
<i>Keratella americana</i>	0,00	1580,00	261,67 ± 611,14	0,00	330,00	50,00 ± 96,11									
<i>Keratella cochlearis</i>	100,00	2300,00	1083,50 ± 794,43	0,00	1090,00	340,00 ± 380,48	370,00	5260,00	1628,33 ± 1538,65	0,00	358,00	66,70 ± 100,65			

A abundância de espécies de cladóceros no Inverno (W - julho de 2012) e no verão (S - fevereiro de 2013) foi a mesma, sendo *Ceriodaphnia cornuta* o cladóceros mais abundante ($256,83 \text{ ind.m}^{-3}$ no inverno e $106,33 \text{ ind.m}^{-3}$ no verão); enquanto que nas primaveras de 2012 (Sp - novembro de 2012) e 2013 (Sp - outubro de 2013) registou-se igual abundância de espécies, tendo *Moina minuta* sido a mais abundante na primavera de 2012 (densidade média: $464,17 \text{ ind.m}^{-3}$), e *Bosmina longirostis* a espécie de cladóceros mais abundante na primavera de 2013 (densidade média: $171,40 \text{ ind.m}^{-3}$).

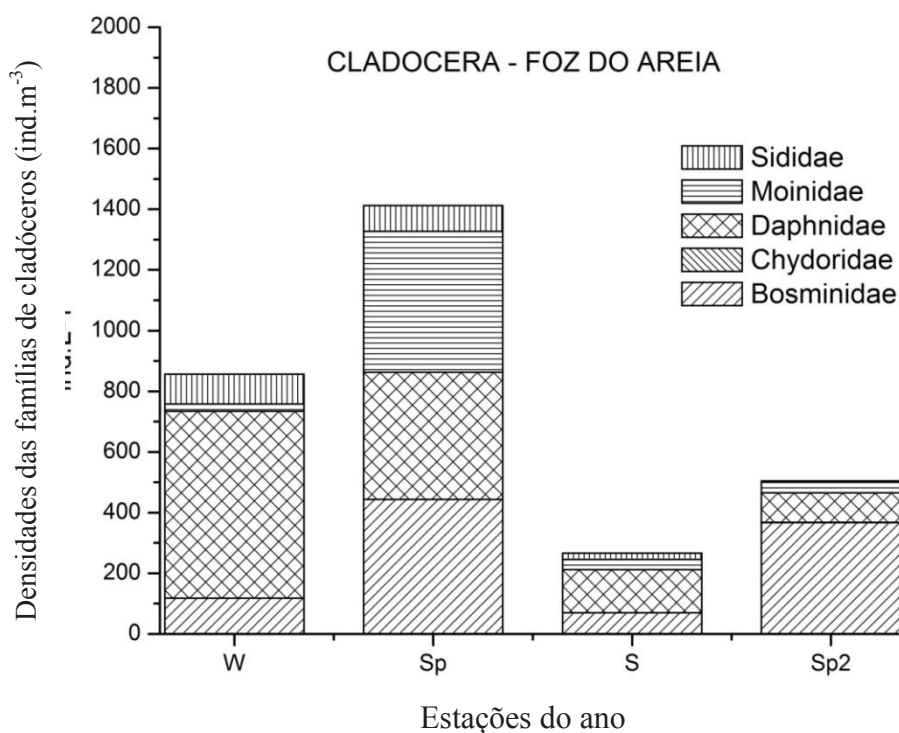


Figura 8 - Densidades das famílias de cladóceros no reservatório de Foz do Areia de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).

Entre os copépodos, foram encontradas três espécies na amostragem de julho de 2012 (W), três espécies na amostragem de novembro de 2012 (Sp), uma espécie na amostragem de fevereiro de 2013 (S) e duas espécies na amostragem de outubro de 2013 (Sp2). Os estágios naupliários foram os mais abundantes durante todo o estudo (Figura 9 e tabela 7).

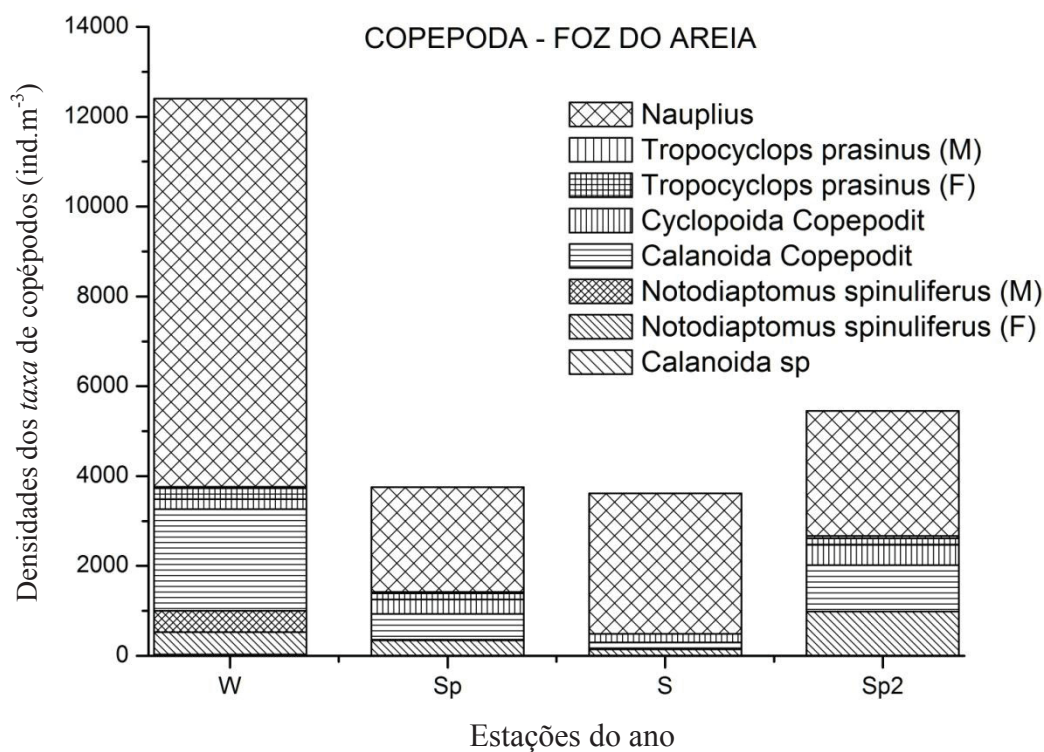


Figura 9 - Densidades dos taxa de copépodos no reservatório de Foz do Areia de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).

Tabela 7 - Densidades máxima, mínima e média dos grupos taxonômicos de copépodos identificados (ind.m⁻³) no reservatório de Foz do Areia. Min = Densidade mínima; Max = Densidade máxima; DP = Desvio padrão

Copepoda	FOZ DO AREIA											
	W (Inverno – Julho 2012)			Sp (Primavera – Novembro 2012)			S (Verão – Fevereiro 2013)			Sp2 (Primavera – Outubro 2013)		
	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP
Calanoida sp.	0,00	350,00	29,17 ± 101,04	40,00	1530,00	574,17 ± 526,19	0,00	660,00	130,00 ± 229,03	0,00	9318,00	1034,54 ± 2627,54
Copepodito Calanoida	9,00	9550,00	2261,58 ± 2812,11	0,00	1130,00	315,83 ± 400,49	0,00	860,00	189,67 ± 264,43	0,00	4301,00	449,31 ± 1224,34
Copepodito Cyclopoida	0,00	1490,00	224,42 ± 432,84	110,00	6940,00	2338,33 ± 2239,50	530,00	6690,00	3130,25 ± 2255,54	325,00	17561,00	2779,07 ± 4737,36
Nauplius	60,00	16930,00	8635,83 ± 14518,19	0,00	1400,00	347,50 ± 460,36	0,00	970,00	145,50 ± 274,61	0,00	9318,00	984,78 ± 2635,77
<i>Notodiaptomus spinuliferus</i> ♀	0,00	1700,00	496,67 ± 646,35	0,00	120,00	13,33 ± 35,51	0,00	160,00	22,17 ± 48,30	0,00	1434,00	143,51 ± 408,41
<i>Notodiaptomus spinuliferus</i> ♂	0,00	1980,00	476,67 ± 669,26	0,00	640,00	140,83 ± 201,61	0,00	160,00	22,17 ± 48,30	0,00	1434,00	143,51 ± 408,41
<i>Tropocyclops prasinus</i> ♀	0,00	860,00	240,17 ± 324,29	0,00	210,00	27,50 ± 60,17	0,00	160,00	22,17 ± 48,30	0,00	717,00	59,73 ± 206,92
<i>Tropocyclops prasinus</i> ♂	0,00	220,00	35,83 ± 83,72	0,00	210,00	27,50 ± 60,17	0,00	160,00	22,17 ± 48,30	0,00	717,00	59,73 ± 206,92

6.1.2. Parâmetros físicos e químicos do reservatório

O reservatório de Foz do Areia apresentou valores elevados de oxigênio dissolvido (OD) nas duas primeiras amostragens, com valores médios de 7,13 mg.L⁻¹ e 7,40 mg.L⁻¹, respectivamente. Entretanto, a partir da terceira amostragem o reservatório mostrou-se mais oxigenado, com uma concentração média de 9,02 mg.L⁻¹ em fevereiro de 2013 (S) e 9,55 mg.L⁻¹ em outubro de 2013 (Sp2) (Tabela 8).

A média da temperatura da água foi mais elevada em fevereiro de 2013 (S), 25,91°C, apresentando correlação negativa com OD ($r = -0,583$; $p < 0,046$). Isto pode ter ocorrido devido ao aumento da temperatura diminuir a solubilização do OD, assim como, o aumento das temperaturas pode acarretar em um aumento da precipitação facilitando a entrada de matéria orgânica no ambiente e também aumentar a decomposição. Quando as temperaturas estão mais baixas há maior solubilização, no qual aumenta o OD.

O pH foi elevado durante todo o período de estudo, contudo nas amostragens de fevereiro de 2013 (S) e outubro de 2013 (Sp2) os valores médios foram mais altos. Neste período ocorreu um “*bloom*” de cianobactérias, atingindo valores de $4,17 \times 10^6$ ind.mL⁻¹. Inicialmente um aumento na densidade de outros grupos fitoplanctônicos causa um aumento na absorção de CO₂ pelas algas, elevando a taxa fotossintética e desta forma aumentando o pH, e devido à este pH elevado, as cianobactérias são favorecidas e tornam-se dominantes.

A fotossíntese é um processo onde o fitoplâncton converte gás carbônico (CO₂) e água em carboidratos (energia) e oxigênio; é necessário oferta de luz em toda a banda de cor do espectro. A fórmula da reação da fotossíntese está descrita abaixo.



Quanto menos intensa for a luz, menor será a taxa de produção da fotossíntese devido à restrição da banda do espectro de cor, menor será o consumo de CO₂, conseqüentemente haverá mais ácido carbônico dissipado na água forçando o pH para baixo, e quanto mais intensa for a luz, haverá uma alta taxa de produção fotossintética devido a alta emissão de luz, aumentando o consumo de CO₂ e conseqüentemente, aumentando o pH. Porém as taxas fotossintéticas dependem não apenas da luz, mas principalmente das densidades algais, pois, se houver muita luz, mas a densidade algal for baixa, não acarretará nem em um aumento da fotossíntese e nem afetará o pH

Em outubro de 2013 (Sp2) o pH teve uma forte correlação positiva com OD ($r=0,899$, $p<0,000$), isto pode ter sido possível pela mistura de massas de água causado pela abertura das comportas.

No seu trabalho, Serpe (2014) concluiu que as florações de cianobactérias ocorridas estão intimamente relacionados com os elevados valores de pH do reservatório de Foz do Areia, pois a captação do CO_2 através da fotossíntese eleva o pH do meio, que se confirmou pelas correlações positivas do pH com algumas espécies de cianobactérias, nomeadamente, *Microcystis aeruginosa* e *Pseudoanabaena mucicola*, que são espécies muito comuns em florações. .

A turbidez foi mais elevada na amostragem de novembro de 2012, com um valor médio de 35,8 UNT, e apresentou correlação positiva forte com o P-PO_4^{3-} ($r=0,632$, $p<0,027$) e N-total ($r=0,770$, $p<0,003$). Esta forte associação com o P-PO_4^{3-} e o N-total pode ser um indicativo de um aporte artificial de nutrientes devido ao escoamento superficial. Houve uma correlação positiva com a espécie de zooplâncton *Synchaeta jollyae* ($r=0,603$, $p<0,038$), o que pode indicar que este organismo aumenta suas densidades em ambientes mais eutróficos.

A alcalinidade apresentou valores mais elevados em novembro de 2012 (Sp) e fevereiro de 2013 (S), 361,78 mEq.L^{-1} e 338,70 mEq.L^{-1} , respectivamente. A alcalinidade em fev/13 correlacionou-se positivamente com a concentração de clorofila-*a* ($r=0,656$, $p<0,020$) e com taxa mais abundantes, rotífero *S. jollyae* ($r=0,628$, $p<0,029$), nauplii de copépodos ($r=0,690$, $p<0,013$) e cladóceros *Bosmina hagmanii* ($r=0,628$, $p<0,029$) e *Moina minuta* ($r=0,909$, $p<0,000$). Esta correlação pode colocar estas espécies como indicadoras de estado eutrófico

Tabela 8 – Valores médios das variáveis físicas e químicas do reservatório de Foz do Areia no período de estudo. DP = Desvio padrão; W = Winter (Inverno); Sp = Spring (Primavera 2012); S = Summer (Verão); Sp2 = Spring (Primavera 2013)

Variáveis	Julho 2012 (W)		Novembro 2012 (Sp)		Fevereiro 2013 (S)		Outubro 2013 (Sp2)	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Temp. H ₂ O (°C)	17,84	0,77	23,56	0,61	25,92	1,30	19,38	0,43
pH	7,32	0,48	8,25	1,21	9,16	0,40	9,26	0,42
OD (mg.L ⁻¹)	7,13	0,32	7,40	0,99	9,02	1,09	9,55	0,62
Condut (µS/cm ²)	3,83	3,13	31,13	25,73	32,00	3,44	6,75	3,05
Turb (UNT)	12,52	1,05	35,76	8,53	18,82	4,48	10,73	4,39
Eh (mV)	4,33	31,44	63,78	29,02	84,82	23,74	-122,64	21,03
Alcal (mEq.L ⁻¹)	88,75	27,81	361,78	45,02	338,70	61,24	265,56	20,76

O ortofosfato ($P-PO_4^{3-}$) apresentou concentrações baixas durante todo o período de coleta, que é comum para reservatórios, porém mesmo quando as concentrações de fosfato são baixas, este íon pode contribuir para o crescimento dos organismos planctônicos. Em novembro de 2012 (Sp) o $P-PO_4^{3-}$ apresentou correlação positiva com *Keratella cochlearis* ($r= 0,590, p= 0,044$), o que pode indicar que este íon altera a biota do meio e, conseqüentemente, pode ter causado uma alteração nas densidades desta espécie, direta ou indiretamente, pois o fosfato pode ter causado um efeito em outro fator ambiental e este ser o responsável pelas alterações de densidade do rotífero em questão.

As concentrações das formas reativas de nitrogênio foram baixas durante todo o período de estudo. Em novembro de 2012 (Sp), o nitrito apresentou uma correlação positiva com o $P-PO_4^{3-}$ ($r= 0,671, p< 0,017$) e com a turbidez ($r= 0,708, p< 0,010$), e negativa com o OD ($r= -0,685, p< 0,014$), e positiva com algumas espécies zooplanctônicas, *K. cochlearis* ($r= 0,671, p< 0,017$), *S. jollyae* ($r= 0,671, p< 0,017$), nauplius ($r= 0,6714, p< 0,017$) e *Bosminopsis deitersi* ($r= 0,6714, p< 0,017$).

As concentrações mais elevadas de N-total ocorreram na amostragem de novembro de 2012 (Sp), com concentrações médias de 5946, 77 $\mu\text{g.L}^{-1}$, o que caracteriza o ambiente como eutrofizado (Wetzel, 1983) (Tabela 9).

A concentração de clorofila-*a* foi elevada, principalmente nas amostragens de novembro de 2012 (Sp) (média de 18,45 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e outubro de 2013 (Sp2) (média de 21,51 $\mu\text{g.L}^{-1}$), o que pode indicar uma floração de cianobactérias, pois valores acima de 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$ podem indicar tal evento (Wetzel, 1983). Segundo Serpe (2014), nestes períodos, espécies típicas de floração tiveram correlação positiva com a clorofila-*a* no reservatório de Foz do Areia, como *Mycrocistis aeruginosa* ($r= 0,45, p= 0,006$), *Pseudoanabaena mucicola* ($r= 0,35, p= 0,03$) e *Rhodomonas minuta* ($r= 0,39, p= 0,016$).

Tabela 9 - Concentração média de nutrientes no reservatório de Foz do Areia.

Variáveis	Julho 2012 (W)		Nov. 2012 (Sp)		Fev. 2013 (S)		Out. 2013 (Sp2)	
	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP
Cloro-<i>a</i>	0,34	0,81	12,64	0,93	5,90	2,57	10,44	9,39
P-total	48,12	12,61	160,70	35,92	119,72	30,23	74,17	24,94
P-PO_4^{3-}	0,00	0,00	6,13	4,28	0,14	1,05	35,40	22,75
N-NO_2^-	7,72	0,54	2,41	0,81	10,10	0,27	15,87	6,37
N-NH_3	0,00	0,00	5,66	0,75	76,11	12,76	152,57	29,69
N-NO_3^-	550,59	208,53	41,31	8,11	45,91	3,28	99,46	32,16
Norg	2182,43	900,16	2545,16	319,07	2380,34	570,42	-267,89	50,32
Ntotal	2740,74	965,78	2594,54	320,29	2925,64	595,05	104,21	62,07

6.1.3. Índices ecológicos determinados no Reservatório de Foz do Areia

6.1.3.1. Índice de Shannon

No reservatório de Foz do Areia os valores do índice de diversidade de Shannon (H') tiveram pouca variação, por isso foram calculadas suas médias e seus respectivos desvios padrão. Nas quatro amostragens, notou-se que todos os valores estão inseridos na classificação de contaminação moderada (zonas α e β -mesosapróbica). A maior variação ocorreu na última amostragem (Sp2), porém em nenhum dos resultados houve uma variação significativa para que nesta estação do ano, o reservatório pudesse ter outra classificação (Figura 10).

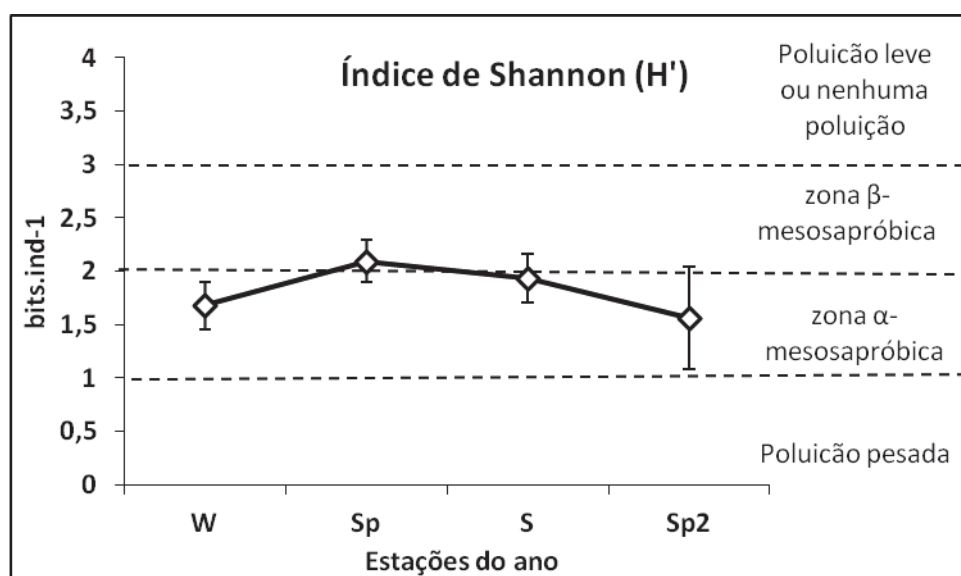


Figura 10 - Média dos índices de Shannon para o reservatório de Foz do Areia. As barras indicam o desvio padrão

6.1.3.2. Índice de Equitabilidade

Para o cálculo do índice de equitabilidade de Pielou (J), também foram utilizadas as médias, devido à pouca variação dos resultados. No reservatório de Foz do Areia os resultados do índice de equitabilidade (J) mostraram que todos os pontos estão

classificados como tendo poluição leve ou nenhuma poluição. A maior variação dos valores deste índice ocorreu na última amostragem (Sp2), mas esta variação não foi suficiente para alterar a classificação do reservatório (Figura 11).

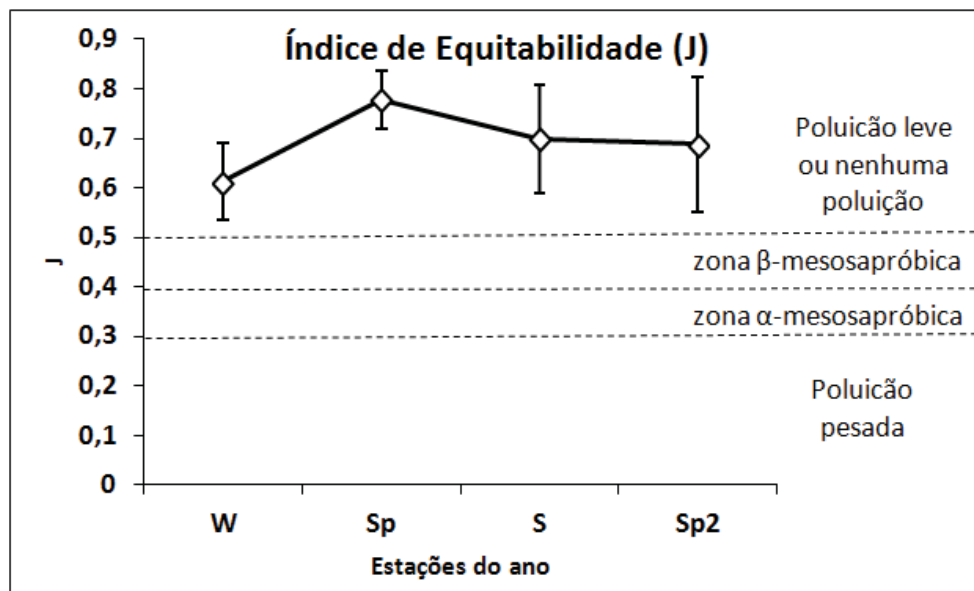


Figura 11 - Média dos índices de equitabilidade para o reservatório de Foz do Areia. As barras indicam o desvio padrão.

6.1.3.3. Índice de Constância

No reservatório de Foz do Areia apenas cinco espécies de rotíferos foram constantes (i.e. aparecendo em mais de 50% das amostras identificadas) durante todo o período de estudo, sendo elas *Collotheca* sp., *Euchlanis dilatata*, *Keratella cochlearis*, *Keratella tropica* e *Polyarthra dolichoptera* (Quadro 4). Entretanto, *Collotheca* sp. não foi uma das espécies mais abundantes em nenhuma das amostragens, ao contrário das outras duas espécies que o foram, além de constantes, mais abundantes ao lado de *Synchaeta jollyae*, que foi mais abundante na amostragem de novembro de 2012 (Sp), porém só foi encontrada nesta amostragem e em fevereiro de 2013(S) (Tabela 10).

Entre os cladóceros, apenas *Bosmina longirostris* e *Ceriodaphnia cornuta* foram constantes durante o período de estudo (Quadro 4). As duas espécies citadas também foram as mais abundantes durante o período de estudo, assim como as formas juvenis naupliares de copépodos que além de serem constantes, também foram as mais abundantes durante o período de estudo (Tabela 10).

6.1.4. Índice de Estado Trófico (IET)

Em Foz do Areia, o IET apresentou uma grande variação de amostragem para amostragem. Em julho de 2012 (W) o ambiente foi caracterizado como Oligotrófico, já na amostragem seguinte ocorreu uma queda brusca na qualidade da água, e o ambiente foi caracterizado como Hipereutrófico e nas duas seguintes como Eutrófico. Este processo de eutrofização ocorrido em novembro de 2012 (Sp), pode ter sido provocado possivelmente pela grande estiagem ocorrida na época do estudo, porém um pouco antes desta grande estiagem, houve uma grande fase de precipitação, que pode ter causado a entrada de matéria orgânica causando o aumento da concentração de nutrientes de forma temporária. Quando as médias calculadas foram observadas em cada amostragem, vê-se que a variação foi baixa, tendo alguns pontos com classificações de trofia diferentes (Figura 12).

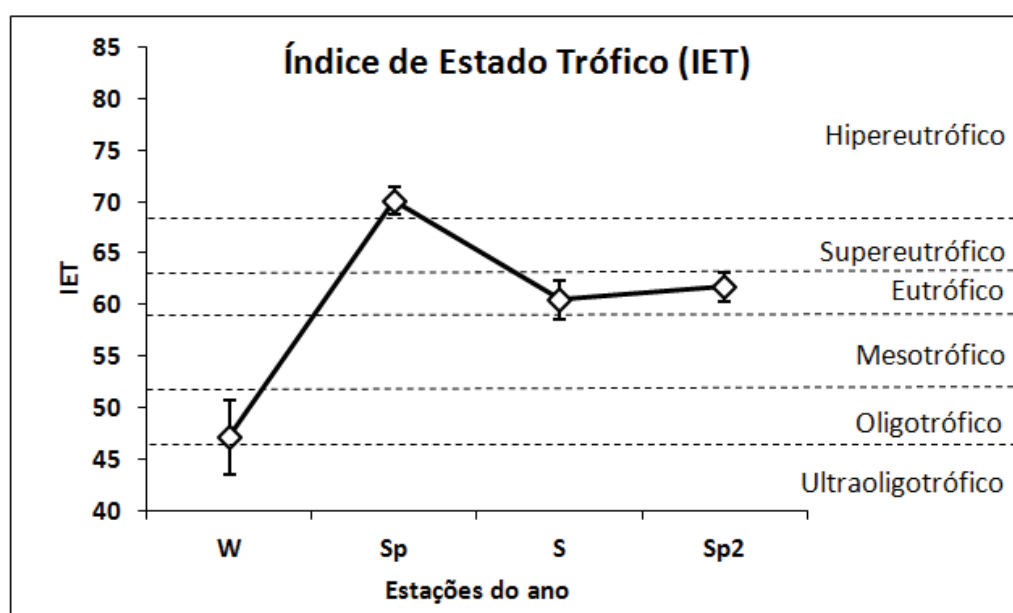


Figura 12 - Média dos índices de estado trófico para o reservatório de Foz do Areia. As barras indicam o desvio padrão.

6.1.5. Índice de saprobidade de Pantle-Buck (ISPB)

No reservatório de Foz do Areia houve pouca variação dos valores, em que a maioria dos pontos foram classificados como tendo contaminação leve, porém nas amostragens de primavera de 2012 (Sp) e de verão de 2013 (S) a maioria dos pontos de coleta foram classificados como tendo contaminação moderada, porém quando se observam as médias, pode-se dizer que o ambiente apresentou contaminação muito fraca (Figura 13). Em vista destes resultados, a utilização do zooplâncton como indicador ambiental é muito importante, devido à estes organismos serem o somatório destas condições ambientais e não sofrerem alterações com a mesma velocidade dos nutrientes do ambiente.

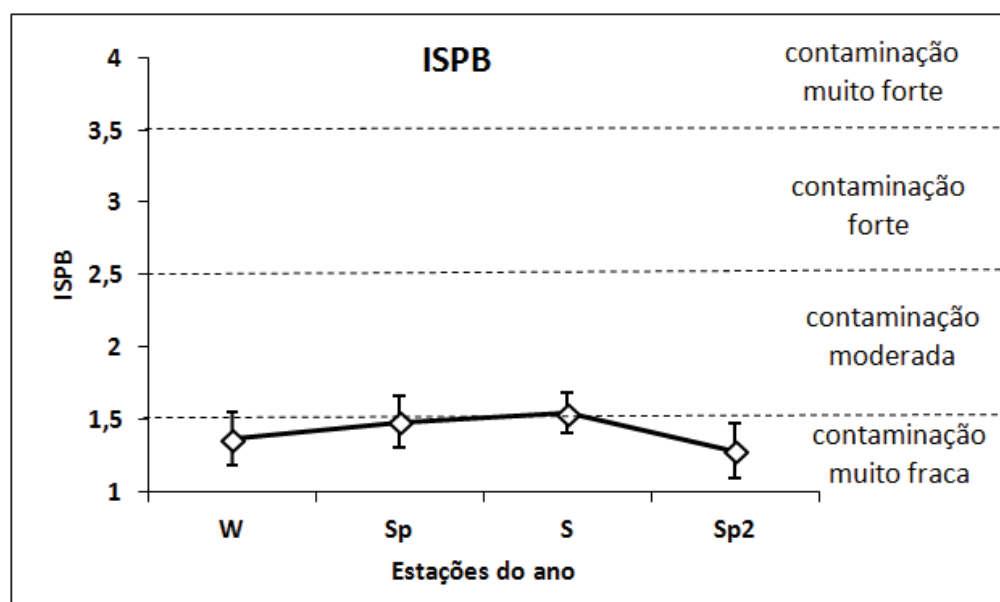


Figura 13 - Média dos índices de saprobidade de Pantle-Buck para o reservatório de Foz do Areia. As barras indicam o desvio padrão.

6.1.6. Índice da Comunidade Zooplânctônica para Reservatórios (ICZ_{Res})

O ICZ_{Res} leva em consideração a presença/ausência dos grupos principais, a razão entre copépodos calanóides e ciclopóides (N_{Calan} / N_{Cyclop}) e o Índice de Estado Trófico (IET), por isso a classificação dos corpos aquáticos por este índice pode ser comparada

com o IET, como por exemplo, nota-se que na amostragem de inverno de 2012 (W), no reservatório de Foz do Areia, a qualidade da água está classificada como “BOA” na maioria dos pontos, e pelo IET está classificado como oligotrófico e na amostragem subsequente, a qualidade da água está classificada majoritariamente como “REGULAR” e pelo IET como hipereutrófico (Tabela 11). Isto demonstra a importância de usar os organismos zooplancônicos como indicadores de qualidade de água e não apenas os nutrientes. Picos de clorofila podem ser instáveis, principalmente quando na presença de espécies como o cladóceros *Moina minuta* que podem diminuir as densidades algais e produzir episódios de “clear water phase” (Barbosa *et al.*, 2012).

Tabela 11 - Índice da Comunidade Zooplancônica para Reservatórios (ICZRes) no reservatório de Foz do Areia durante o período estudado.

Pontos	FOZ DO AREIA			
	W	Sp	S	Sp2
P1	BOA	REGULAR	PÉSSIMA ⁽¹⁾	REGULAR
P2	BOA	REGULAR	REGULAR	PÉSSIMA ⁽¹⁾
P3	BOA	REGULAR	REGULAR	REGULAR
P4	BOA	REGULAR	RUIM ⁽²⁾	PÉSSIMA ⁽¹⁾
P5	BOA	REGULAR	REGULAR	REGULAR
P6	BOA	REGULAR	PÉSSIMA ⁽¹⁾	REGULAR
P7	BOA	RUIM	REGULAR	PÉSSIMA ⁽¹⁾
P8	BOA	REGULAR	BOA	PÉSSIMA ⁽¹⁾
P9	BOA	PÉSSIMA ⁽¹⁾	REGULAR	REGULAR
P10	PÉSSIMA ⁽¹⁾	PÉSSIMA ⁽¹⁾	PÉSSIMA ⁽¹⁾	PÉSSIMA ⁽¹⁾
P11	BOA	REGULAR	RUIM	REGULAR
P12	BOA	REGULAR	RUIM ⁽²⁾	RUIM ⁽²⁾

(1) Ausência de Ciclopóides

(2) Ausência de Cladóceros

6.1.7. Comparação dos resultados dos índices

Comparando os resultados obtidos do índice de Shannon (H'), do índice de saprobidade de Pantle & Buck e do índice de estado trófico IET, notou-se uma heterogeneidade em relação aos mesmos.

No reservatório de Foz do Areia, houve uma variação nos resultados do IET comparando os valores das quatro amostragens. Como exemplo, podemos observar os resultados obtidos no ponto FA3, onde na amostragem de inverno de 2012 (W) o IET indicou o ambiente como ultraoligotrófico e os outros dois índices, H' e ISPB, indicaram moderadamente poluído e contaminação muito fraca, respectivamente, mas nas amostras de primavera de 2012 (Sp), o H' e o ISPB tiveram os mesmos valores

enquanto o IET passou a indicar o ambiente como hipereutrófico, porém, de acordo ao ICZ_{Res} , houve uma alteração na qualidade da água deste período passando de “BOA” para “REGULAR” (Quadro 5).

Quadro 5 - Comparação dos resultados dos índices no reservatório de Foz do Areia.

Amostragem	Índices	Estações de coleta											
		FA 1	FA 2	FA 3	FA 4	FA 5	FA 6	FA 7	FA 8	FA 9	FA 10	FA 11	FA 12
Inverno 2012 (W)	H'												
	J												
	ISPB												
	IET												
	ICZ_{Res}												
Primavera 2012 (Sp)	H'												
	J												
	ISPB												
	IET												
	ICZ_{Res}												
Verão 2013 (S)	H'												
	J												
	ISPB												
	IET												
	ICZ_{Res}												
Primavera 2013 (Sp2)	H'												
	J												
	ISPB												
	IET												
	ICZ_{Res}												

Legenda:

H'		Moderadamente poluído (zona α -mesosapróbica)
		Moderadamente poluído (zona β -mesosapróbica)
		Poluição pesada
J		Pouca ou nenhuma poluição
		zona α -mesosapróbica zona β -mesosapróbica
ISPB		Contaminação moderada
		Contaminação muito fraca
IET		Ultraoligotrófico
		Oligotrófico
		Mesotrófico
		Eutrófico
		Supereutrófico Hipereutrófico
ICZ_{Res}		Boa
		Regular
		Ruim
		Péssima

Nos outros pontos observou-se o mesmo padrão, pois todo o reservatório foi considerado hipereutrófico na primavera de 2012 (Sp), mas em algumas estações de

coleta a qualidade da água foi considerada “RUIM” ou “PÉSSIMA”, sendo alguns destes por ausência de copépodos ou cladóceros como citado anteriormente na Figura 1.

Na amostragem de primavera de 2013 (Sp2), na estação FA8, pode-se observar que todos os índices indicaram uma má qualidade da água, como o índice de Shannon (H') indicando poluição pesada, o IET indicando ambiente supereutrófico e o ICZ_{Res} indicando qualidade de água como “PÉSSIMA”.

Os resultados da correlação de Pearson mostraram que o IET apresentou correlação positiva com o índice de Shannon (H') ($r= 0,3388$, $p=0,018$) e com o índice de equitabilidade (J) ($r= 0,4858$, $p=0,000$), mas não apresentou correlação com o índice de saprobidade de Pantle-Buck (ISPB), o que pode indicar que estes índices (H' e J) são mais sensíveis à eutrofização do meio.

6.1.8. Caracterização dos ácidos graxos

Foram determinados 19 metil ésteres de ácidos graxos durante todo o período de estudo (Tabela 12), dos quais, nove são ácidos graxos saturados (SFA), quatro ácidos graxos monoinsaturados (MUFA), três ácidos graxos poliinsaturados (PUFA) e três ácidos graxos altamente insaturados (HUFA).

O período onde se observou uma maior abundância de ácidos graxos foi em julho de 2012 (W), no qual treze ácidos graxos foram identificados, em sua maioria SFA, porém, na amostragem de novembro de 2012 (Sp2) apenas sete ácidos graxos foram identificados.

No reservatório de Foz do Areia, o ácido graxo mais abundante foi o ácido docosahexaenóico (DHA), com exceção da amostragem de fevereiro de 2013 (S), onde o ácido palmítico (C16:0) foi o único que contribuiu para as densidades totais dos ácidos graxos (100%).

Na primeira amostragem (W) ocorreu um aumento na quantidade de ácidos graxos a partir da região 1 (R1), que abrange os pontos mais afastados da barragem (pontos 1, 2 e 3) até a região 2 (R2), que abrange os pontos intermediários do reservatório (pontos 4, 5 e 6); já nas outras amostragens a região 3 (R3), que abrange os pontos mais próximos da barragem (pontos 7, 8 e 9) foi onde foram encontradas as maiores densidades de ácidos graxos. A amostragem de outubro de 2013 foi onde a quantidade de ácidos graxos foi maior em relação às outras amostragens (Figura 14).

Na região 2 da amostragem de novembro de 2012 (Sp) o DHA representou mais de 91% de todos os ácidos graxos identificados.

Tabela 12 - Lista dos ácidos graxos identificados no reservatório de Foz do Areia, Unidades em mg de ácidos graxos por mg de zooplâncton ($\text{mg}\cdot\text{mg}^{-1}$). W = Winter (Julho 2012); Sp = Spring (Novembro 2012); S = Summer (Fevereiro 2013); Sp2 = Spring (Outubro 2013). C:D = Carbonos:Saturações.

FOZ DO AREIA					
Ácidos graxos (Principais grupos)	C:D	W	Sp	S	Sp2
SFA	C13:0	1,69E-05			
	C14:0	1,75E-03	1,44E-03	9,79E-04	3,08E-03
	C15:0	1,09E-04			
	C16:0	1,51E-02	7,76E-03	8,21E-03	2,16E-02
	C17:0				1,94E-04
	C18:0	2,91E-03	7,19E-04	7,25E-04	2,46E-03
	C20:0	7,08E-05		1,75E-03	1,28E-03
	C21:0			1,45E-03	9,26E-03
	C22:0	8,22E-04			2,98E-03
	Σ SFA	2,08E-02	9,92E-03	1,31E-02	4,09E-02
MUFA	C16:1	2,07E-03	1,55E-03		
	C18:1n9t				5,17E-03
	C18:1n9c	1,01E-03		7,74E-05	
	C24:1n9		2,08E-04		3,56E-04
	Σ MUFA	3,08E-03	1,76E-03	7,74E-05	5,52E-03
PUFA	C18:2n6c				8,06E-04
	C18:3	3,42E-05		9,65E-04	
	C18:3n3				
	C20:2(cis-11.14)		2,33E-05		
	Σ PUFA	3,42E-05	2,33E-05	9,65E-04	8,06E-04
HUFA	C20:4	1,53E-03			
	EPA	9,09E-03		1,19E-03	1,50E-02
	DHA	9,62E-03	8,37E-02	4,01E-05	1,75E-02
	Σ HUFA	2,02E-02	8,37E-02	1,23E-03	3,25E-02
Σ FA		4,41E-02	9,54E-02	1,54E-02	7,97E-02
N		13	7	9	12

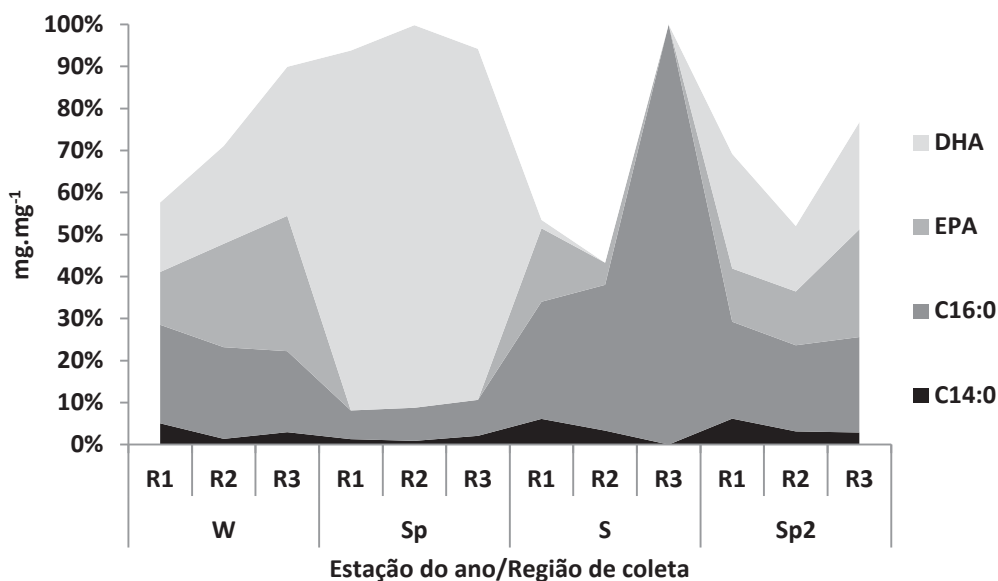


Figura 14 - Densidades de ácidos graxos no reservatório de Foz do Areia.

Para esta análise, as estações de coleta foram agrupadas em regiões, sendo região 1 (R1), abrangendo as estações situadas na zona lótica do reservatório, ou seja, estações P1, P2 e P3, a região 2 (R2) abrange as estações situadas na zona intermediária do reservatório, que são as estações P4, P5 e P6, e a região 3 (R3) estão inclusas as estações da zona lacustre do reservatório, aquelas próximas à barragem, ou seja, P7, P8 e P9.

Na figura 15 pode-se observar o agrupamento das estações de coleta de acordo com a estação do ano, nomeadamente, inverno de 2012 (W), primavera de 2012 (Sp), verão de 2013 (S) e primavera de 2013 (Sp2). Na análise de Cluster, com faixa de corte de 50%, pode-se claramente observar a separação da composição dos ácidos graxos de acordo com a estação do ano, em que formou-se um grupo apenas com as amostras da coleta realizada na primavera de 2012 (Sp) e os outros agrupamentos foram compostos de amostras oriundas das outras estações do ano, não podendo diferenciar um grupo isolado (Figura 15).

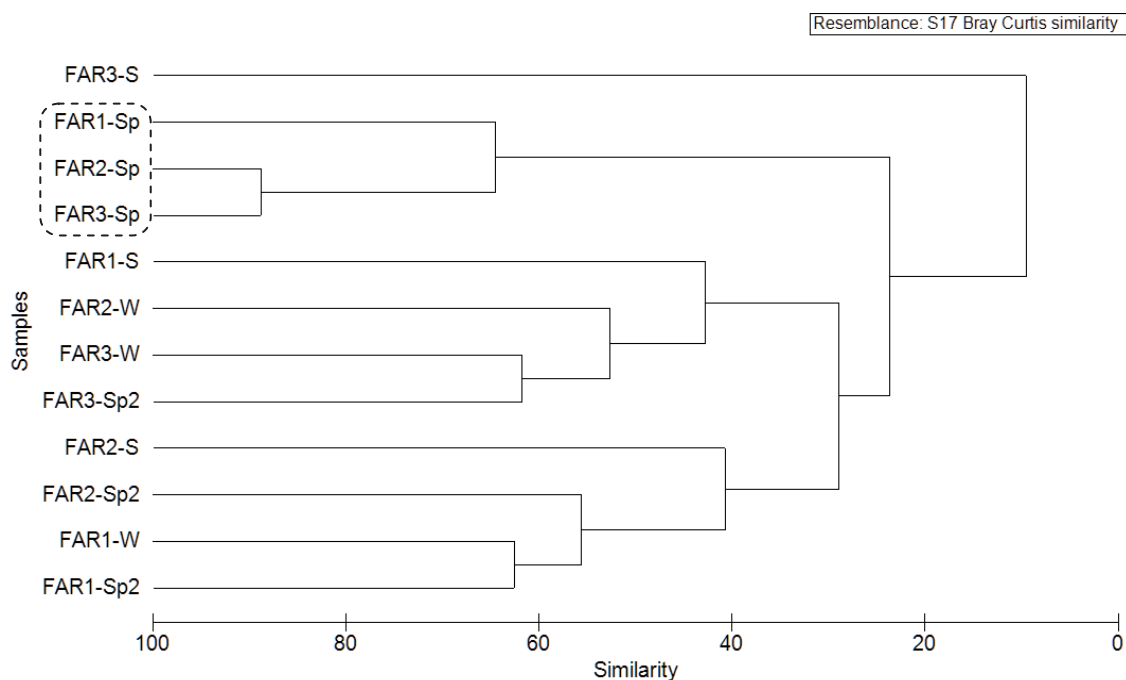


Figura 15 - Análise de Cluster dos ácidos graxos no reservatório de Foz do Areia

Na análise de escalonamento multidimensional (n-MDS), onde foram considerado os dados das estações do ano e das regiões de amostragem, pode-se observar as regiões mais similares de acordo com a composição dos ácidos graxos. O escalonamento multidimensional trata-se de uma técnica para a análise de dados de similaridade (ou dissimilaridade) entre um conjunto de objetos (Borg e Groenen, 1997). Nota-se que a composição dos ácidos graxos foram similares quando observado a estação do ano (Season), apresentando similaridades entre as regiões (Region), principalmente observado nas amostras coletadas na primavera de 2012 (Sp), estas similaridades podem indicar uma maior homogeneidade do reservatório, ocasionada possivelmente pela grande estiagem que ocorreu no local, notou-se também que a região com maior dissimilaridade foi a região 3 na amostragem de fevereiro de 2013 (S) (Figura 16).

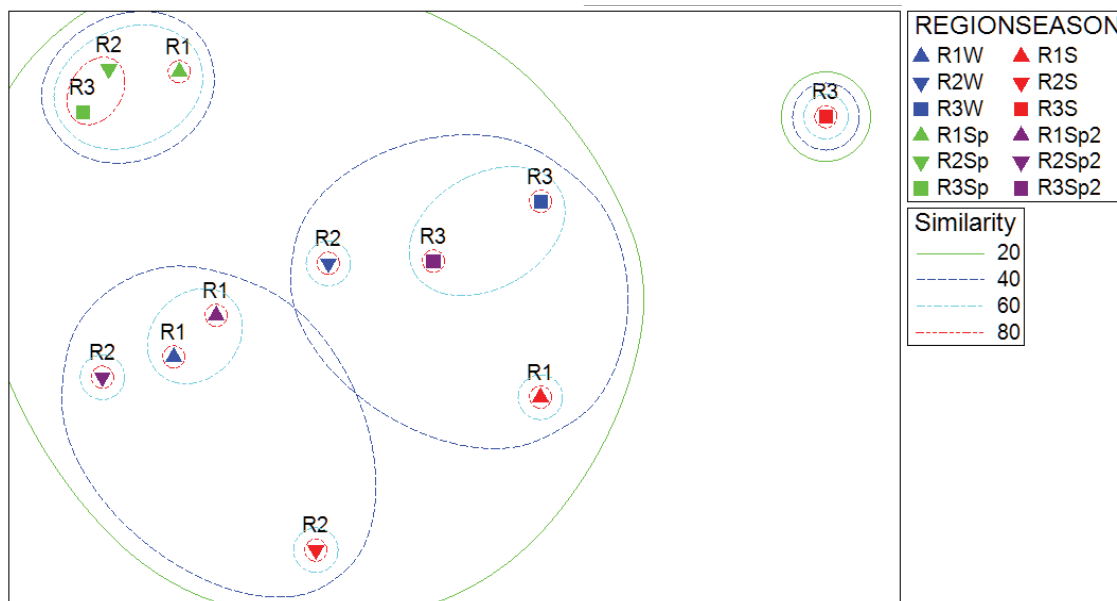


Figura 16 - n-MDS no reservatório de Foz do Areia de acordo aos ácidos graxos encontrados

Avaliando os ácidos graxos que contribuem para similaridades e dissimilaridades dos grupos nas estações do ano no reservatório de Foz do Areia, pode-se perceber que os principais ácidos gordos são DHA (ácido docosahexaenóico), EPA (ácido eicosapentaenóico) e o C16:0 (ácido palmítico) que contribuem em sua maioria com mais de 50% de dissimilaridade, chegando a 93,59% entre primavera de 2012 (Sp) e verão de 2013 (S) (Quadro 6).

Observando o n-MDS dos ácidos graxos pode-se notar a formação de vários grupos onde EPA e C16:0 apresentou uma similaridade em torno de 60% e DHA com 40%, também pode-se perceber uma similaridade de 60% no grupo formado por C14 (ácido mirístico), C16:1(ácido palmitoléico) e C18:0 (ácido esteárico) (Figura 17).

Quadro 6 – Análise SIMPER das estações do ano de acordo com os ácidos gordos no reservatório de Foz do Areia. W = Julho 2012; Sp = Novembro 2012; S = Fevereiro 2013; Sp2 = Outubro 2013.

Grupos W & Sp						
Dissimilaridade média = 82,38						
	Grupo W	Grupo Sp				
Ácidos graxos	Abund. média	Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
DHA	0,01	0,08	57,85	2,15	70,22	70,22
C16:0	0,02	0,01	9,73	1,31	11,82	82,03
EPA	0,01	0	7,09	1,47	8,61	90,65
Grupos W & S						
Dissimilaridade média = 77,75						
	Grupo W	Grupo S				
Ácidos graxos	Abund. média	Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
C16:0	0,02	0,01	25,15	1,27	32,35	32,35
EPA	0,01	0	15,71	1,08	20,2	52,55
DHA	0,01	0	12,44	1,15	15,99	68,54
C20:0	0	0	4,63	0,39	5,96	74,5
C18:0	0	0	3,82	1,38	4,92	79,42
C21:0	0	0	2,74	0,75	3,53	82,95
C20:4	0	0	2,37	0,35	3,04	85,99
C14:0	0	0	2,34	1,05	3,01	89
C18:3	0	0	2,15	0,64	2,77	91,77
Grupos Sp & S						
Dissimilaridade média = 93,59						
	Grupo Sp	Grupo S				
Ácidos graxos	Abund. média	Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
DHA	0,08	0	72,83	3,88	77,82	77,82
C16:0	0,01	0,01	9,48	1,02	10,12	87,94
C18:3n3	0	0	1,73	0,35	1,85	89,79
C20:0	0	0	1,64	0,54	1,75	91,55
Grupos W & Sp2						
Dissimilaridade média = 55,41						
	Grupo W	Grupo Sp2				
Ácidos graxos	Abund. média	Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
C16:0	0,02	0,02	13,71	1,77	24,74	24,74
DHA	0,01	0,02	10,95	1,18	19,76	44,5
EPA	0,01	0,01	8,81	0,92	15,9	60,4
C21:0	0	0,01	4,82	0,99	8,71	69,11
C18:1n9t	0	0,01	3,07	1,02	5,53	74,64
C20:4	0	0	2,67	0,38	4,82	79,47
C18:0	0	0	2,53	1,07	4,56	84,03
C22:0	0	0	2,3	0,56	4,14	88,17
C14:0	0	0	2,07	1,47	3,73	91,9
Grupos Sp & Sp2						
Dissimilaridade média = 77,06						
	Grupo Sp	Grupo Sp2				
Ácidos graxos	Abund. média	Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
DHA	0,08	0,02	53,09	2,78	68,89	68,89
C16:0	0,01	0,02	7,7	1,4	9,99	78,89
EPA	0	0,01	6,62	2,9	8,59	87,48
C21:0	0	0,01	2,37	0,9	3,08	90,56
Grupos S & Sp2						

Dissimilaridade média = 79,77						
	Grupo S	Grupo Sp2				
Ácidos graxos	Abund. média	Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
C16:0	0,01	0,02	19,07	2,66	23,91	23,91
DHA	0	0,02	18,28	1,82	22,91	46,82
EPA	0	0,01	16,92	2,19	21,21	68,03
C21:0	0	0,01	7,51	1,53	9,42	77,45
C18:1n9t	0	0,01	5,32	1,62	6,67	84,11
C18:0	0	0	2,44	1,14	3,05	87,17
C14:0	0	0	2,32	3,42	2,91	90,07

RESERVATÓRIO DE FOZ DO AREIA (Ácidos graxos)

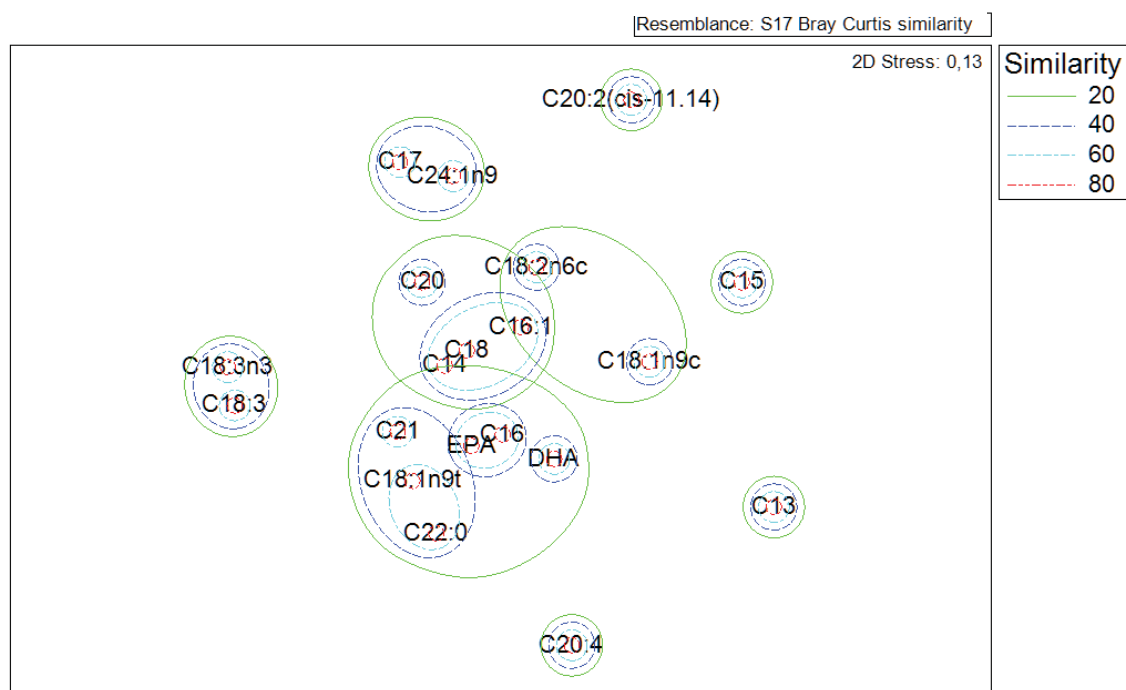


Figura 17 - n-MDS indicando os grupos de ácidos gordos no reservatório de Foz do Areia.

Comparando os dados de ácidos graxos com o IET, notou-se que o DHA teve uma concentração maior em estações de coleta onde o ambiente se encontrava hipereutrófico, já C16:0 foi mais abundante em locais classificados como eutróficos, aparecendo também outras espécies de ácidos graxos em alguns pontos específicos como EPA e C20:0 (Apêndice X).

6.1.9. Análises estatísticas

Para verificar como as espécies zooplancônicas e os ácidos graxos se comportaram em relação ao estado trófico do ambiente, foi realizada uma correlação de Pearson entre os taxa e os ácidos graxos com o índice de estado trófico (IET). Em relação às espécies zooplancônicas, o IET teve uma forte correlação negativa com *Polyarthra dolichoptera* ($r = -0,8232$; $p = 0,001$), o que pode indicar que este organismo é mais abundante em ambientes menos eutróficos. Porém na figura 18 percebe-se que, apesar das densidades de *P.dolichoptera* diminuírem quando aumenta o IET, a maioria das amostras acumulam-se em valores de IET acima de 58, o que significa ambiente eutrófico.

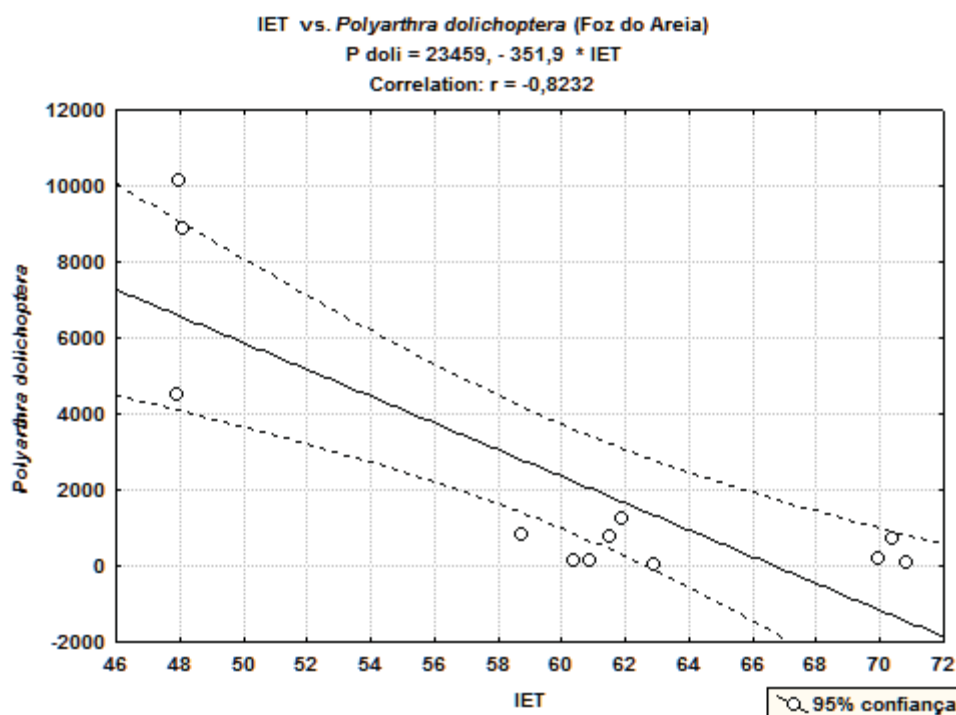


Figura 18 - Correlação de Pearson entre IET e *P. dolichoptera* no reservatório de Foz do Areia.

Relativamente aos ácidos graxos, o IET teve forte correlação negativa com ácido oléico (C18:1n9c) ($r = -0,7392$; $p = 0,006$) e uma forte correlação positiva com o ácido docosahexaenóico (DHA) ($r = 0,666$; $p = 0,018$) (Figura 19). Quando o ambiente esteve hipereutrófico ($IET > 67$) apareceram as maiores concentrações de DHA, entretanto, a maioria das amostras esteve na faixa entre 59 a 63, ou seja, ambiente eutrófico, apesar das concentrações não serem muito altas.

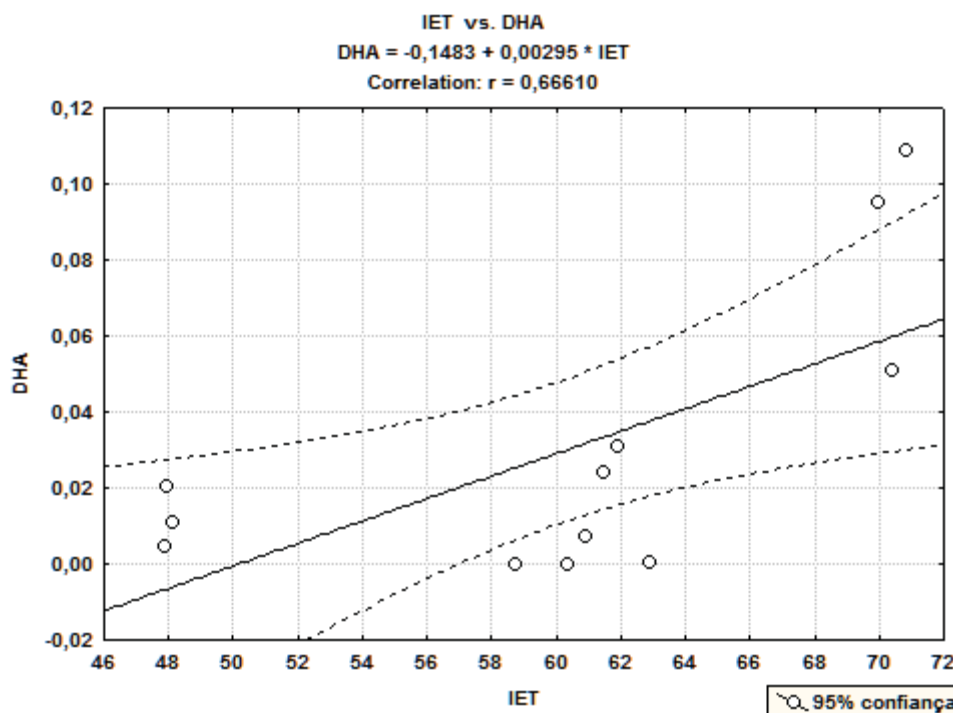


Figura 19 - Correlação de Pearson entre IET e DHA no reservatório de Foz do Areia.

A análise de componente principal entre as espécies zooplanctônicas e os ácidos graxos, explicou 75,45 % da variabilidade total, sendo que o primeiro componente principal (CP1) explicou 44,22 % e o segundo componente principal (CP2) 31,23%. O CP1 (Fator 1) separou em dois grupos distintos entre as espécies mais abundantes e os ácidos graxos. O CP1 positivamente explicou melhor as seguintes variáveis: ácido eicosapentaenóico (EPA) (0,96), ácido docosanoico (DHA) (0,84), *Bosmina longirostris* (0,82), assim como um grande agrupamento de ácidos graxos.

Estas associações podem ser um indicativo de que estes ácidos graxos, como o EPA, assim como o DHA são quase exclusivamente sintetizados pelas algas (Brett e Muller-Navarra, 1997), e como *B. longirostris* é um organismo filtrador de grandes partículas, alimentando-se preferencialmente de algas (Branstrator e Lehman, 1991), o EPA pode estar favorecendo as densidades deste organismo.

O CP1 negativamente indicou uma associação entre o DHA, os ácidos α e γ -linolênico (C18:3n3 e C18:3, respectivamente) e as espécies *Synchaeta jollyae* (Synchjo) e *Keratella cochlearis* (K coch), o que pode indicar que estes ácidos graxos podem estar associados a estas espécies (Figura 20), pois, muitos organismos podem sintetizar DHA a partir do ácido α -linolenico (18:3n3) encontrado em algas e plantas superiores

(Ravet et al., 2010), que pode ser o caso destas duas espécies zooplancônicas, apesar algumas espécies do gênero *Synchaeta* serem predadoras (Rougier *et al.* 2000).

Observando o CP2 (Fator 2), notou-se que positivamente ocorreu separação, principalmente, entre *B. longirostris*, ácido mirístico (C14:0) e ácido elaidico (C18:1n9t), o que pode significar que esta espécie de cladóceros pode estar relacionada com estes ácidos graxos, pois espécies de *Bosmina* são consumidores altamente seletivos (DeMott & Kerfoot, 1982), não absorvendo algumas formas de ácidos graxos, alimentando-se preferencialmente de algas produtoras de EPA.

No lado negativo da CP2 percebeu-se que há uma grande relação entre nauplii de copépodos (Náup), *Ceriodaphnia cornuta* (Cd corn) e *P. dolichoptera* (P doli) com o ácido oléico (C18:1n9c), que pode ser um indicativo de que este ácido graxo foi importante para as densidades destas *taxa* (Figura 20). Tem sido sugerido que os ácidos mirístico (C14:0), palmítico (16:0), e oléico (C18:1n9c) são derivados de ácidos graxos oriundos de algas (Ahlgren, *et al.*, 1992; Desvillettes *et al.*, 1997).

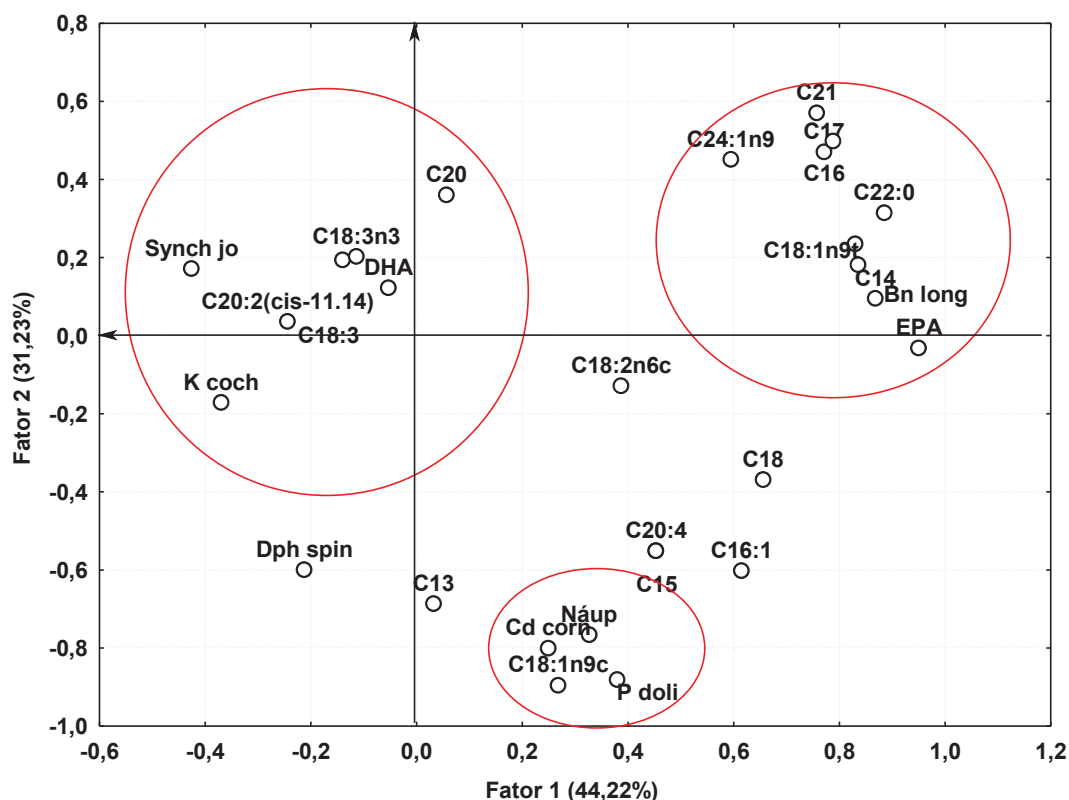


Figura 20 - Associação entre ácidos graxos e *taxa* no reservatório de Foz do Areia no período estudado, utilizando análise dos componentes principais 1 e 2.

A análise de PCA entre ácidos graxos e os índices, explicou 70% da variabilidade total, sendo que o primeiro componente principal (CP1) explicou 46,14 % e a segunda componente principal (CP2) 23,84%. O primeiro componente principal (Fator 1) separou dois grupos de variáveis distintos entre os índices biológicos e de saprobiidade e os ácidos graxos. O lado positivo do primeiro componente explicou melhor as seguintes variáveis: o IET, o índice de Shannon (H'), o índice de Pantle-Buck (ISPB) e os ácidos graxos C20:2(cis-11,14) e DHA. Estas associações podem ser um indicativo de que estes ácidos graxos como o DHA, podem ser o reflexo do estado trófico, e também das espécies zooplancônicas que contribuíram para os valores dos índices. O lado negativo do fator 1 mostrou, principalmente, associações entre ácidos graxos, como EPA, C16:0 e C14:0, que foram os ácidos graxos que mais apresentaram similaridades durante o período de estudo (Figura 21).

Observando o segundo componente (fator 2), notou-se que no lado positivo ocorre uma relação principalmente entre o DHA e o IET o que pode significar que este índice pode estar relacionado com este ácido graxo. No lado negativo percebe-se que há uma grande relação entre um grupo de ácidos graxos, nomeadamente C14:0, C16:0 e EPA (Figura 21). Apesar de haver a relação entre DHA e IET, um incremento do estado trófico pode favorecer o aumento populacional de cianobactérias, porém, segundo Guedes *et al.* (2011) em seu trabalho, cianobactérias não exibiram qualquer produção significativa de DHA, pois dados relativos aos perfis de cianobactérias ainda não foram sido publicados na literatura especializada.

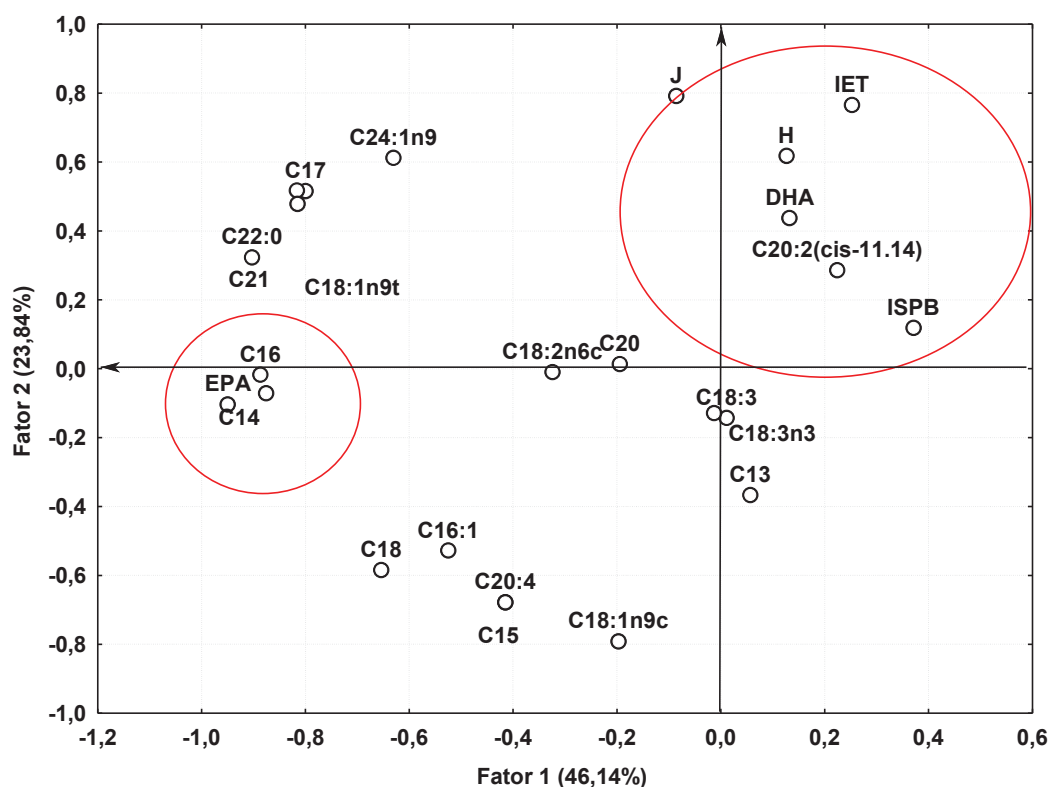


Figura 21 - Associação entre ácidos graxos e índices no reservatório de Foz do Areia no período estudado, utilizando análise dos componentes principais 1 e 2.

O primeiro componente principal (Fator 1) separou dois grupos de variáveis distintos entre os índices biológicos e de saprobidade e os *taxa* mais abundantes. Esta PCA explicou 71% da variabilidade total, sendo explicado pelo primeiro componente principal (CP1) 44,27 % e pela segunda componente principal (CP2) 27,03%. O lado positivo do primeiro componente explicou melhor as seguintes variáveis; o IET, o índice de Shannon (H'), o índice de equitabilidade (J) e o *taxon S. jollyae* (Synch jo). Esta associação pode ser um indicativo de que este *taxon* pode ter sido importante para os valores destes índices. O lado negativo do fator 1 mostra principalmente as associações entre as espécies mais abundantes durante o estudo (Figura 22).

Observando o segundo componente (fator 2), também nota-se que no lado positivo ocorre uma relação principalmente entre os índices e *S. jollyae*. No lado negativo percebe-se apenas a presença do cladóceros *B.longirostris* (Bn long) (Figura 22).

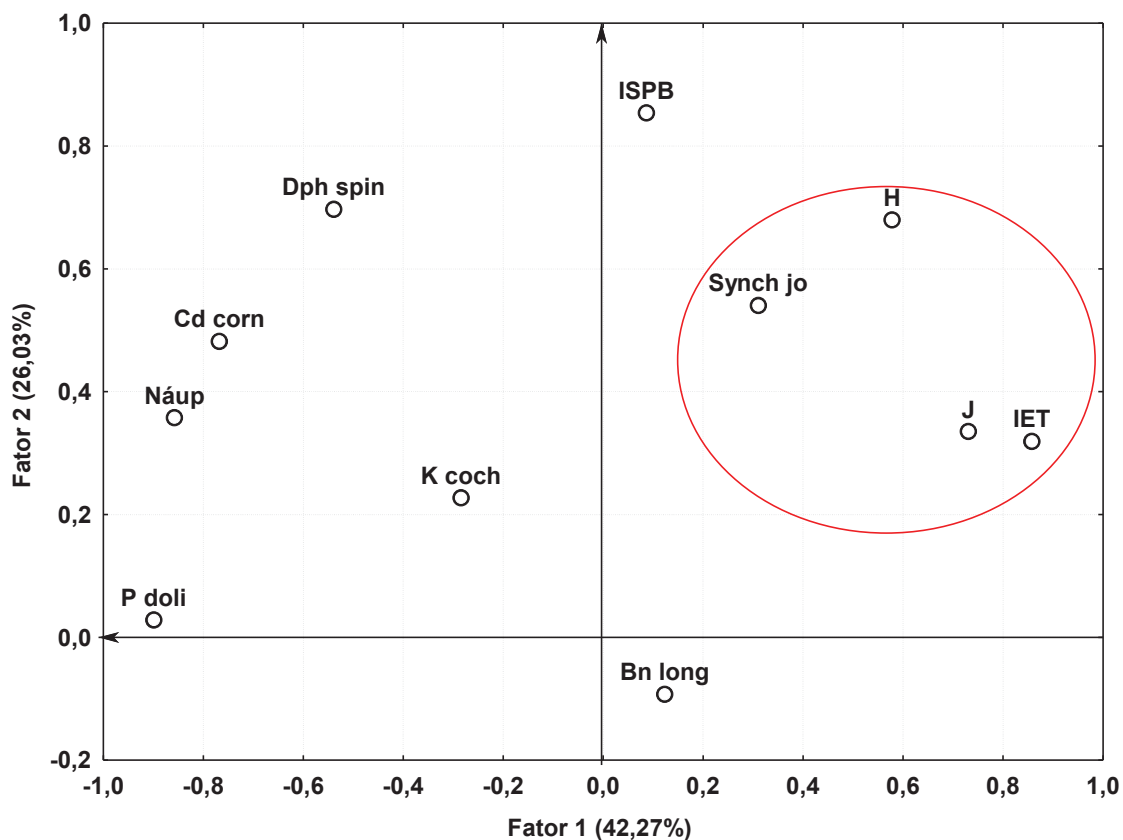


Figura 22 - Associação entre *taxa* e índices no reservatório de Foz do Areia no período estudado, utilizando análise dos componentes principais 1 e 2.

Analisando os ácidos graxos e comparando-os com os parâmetros físicos e químicos, nota-se que o DHA teve forte correlação positiva com a concentração de clorofila-*a* ($r= 0,4508$; $p= 0,007$), com o fósforo total ($r= 0,5754$; $p= 0,000$), com o ortofosfato ($r= 0,4794$; $p= 0,004$) e com o nitrogênio orgânico ($r= 0,5301$; $p= 0,001$) e correlação negativa com a amônia ($r= -0,3396$; $p= 0,046$). O EPA teve correlação negativa com o fósforo total ($r= -0,3660$; $p= 0,031$) e com o nitrogênio orgânico ($r= -0,3976$; $p= 0,018$).

A análise de componentes principais, entre os ácidos graxos e os parâmetros físico e químicos, explicou 71,81% da variabilidade total, sendo que o primeiro componente principal (CP1) explicou 47,26 % e a segunda componente principal (CP2) 24,55%. No lado positivo do primeiro componente explicou melhor as seguintes variáveis; o P-total, o N-orgânico e o ácido graxo C20:2(cis-11,14). Esta associação pode ser um indicativo de que este ácido graxo pode ser influenciado pelas

concentrações destes nutrientes. O lado negativo do fator 1 mostra as associações entre o nitrato, o ácido pentadecílico (C15:0), e o ácido oléico (C18:1n9c) (Figura 23).

Observando o segundo componente (fator 2), também notou-se que no lado positivo ocorre uma relação entre a clorofila-a, e os ácidos α e γ -linoléico, assim como uma associação entre o fosfato, o ácido heptadecanóico (C17:0), o ácido linoléico (C18:2n6c) e o ácido nervônico (C24:1n9). Estas associações podem indicar que estes ácidos graxos são mais abundantes em ambientes eutróficos, pois neste estado trófico há uma alta concentração de componentes fosforados e nitrogenados, e consequentemente, pode ocorrer um aumento de organismos fitoplanctônicos (Figura 23).

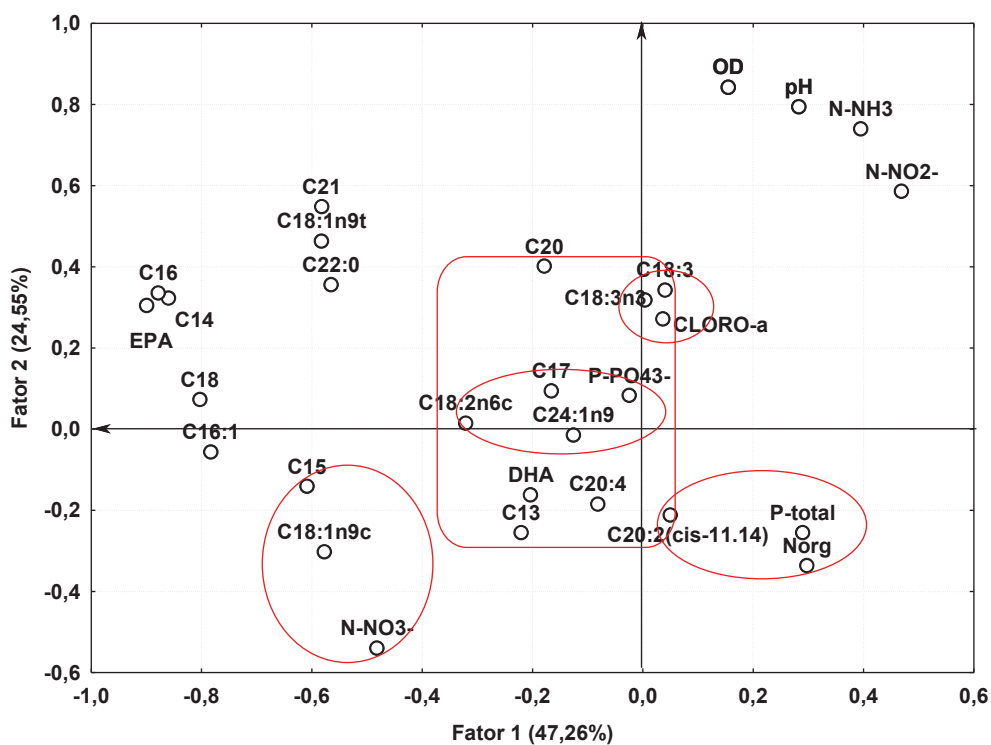


Figura 23 - Associações entre os ácidos graxos e as variáveis físico-químicas no reservatório de Foz do Areia no período de estudo.

6.2.RESERVATÓRIO DE SALTO SEGREDO

6.2.1. Caracterização da comunidade zooplanctônica

No reservatório de Salto Segredo foram encontradas 28 espécies de rotíferos, 10 espécies de cladóceros e duas espécies de copépodos durante todo o período de estudo (Tabela 13).

Tabela 13 - Lista dos *taxa* zooplanctônicos encontrados no reservatório de Salto Segredo durante o período de estudo. (*) Ordem

Rotífera		
Família	Gênero / Espécie	Código
Asplanchnidae	<i>Asplanchna</i> sp.	Aspl
Bdeloidea (*)	<i>Bdeloidea</i> (*)	Bdel
Brachionidae	<i>Brachionus dolabratus</i>	Brach dl
	<i>Kellicottia longispina</i>	K long
	<i>Keratella americana</i>	K amer
	<i>Keratella cochlearis</i>	K coch
	<i>Keratella tropica</i>	K trop
	<i>Notholca</i> sp.	Noth
Collotheceidae	<i>Platyas quadricornis</i>	P quadr
	<i>Collotheca ornata</i>	Cornt
	<i>Collotheca</i> sp.	Collot.
Conochilidade	<i>Colurella</i> sp.	Colur
	<i>Conochiloides</i> sp.	Cchldes
Euchlanidae	<i>Conochilus</i> sp.	Cchilus
	<i>Euchlanis dilatata</i>	E dilat
Filinidae	<i>Filinia terminalis</i>	F term
Gastropodidae	<i>Ascomorpha ovalis</i>	A ov
Hexarthridae	<i>Hexarthra mira</i>	Hex m
Lecanidae	<i>Lecane luna</i>	L luna
	<i>Lecane</i> sp.	L sp.
Philodinidae	<i>Philodina</i> sp.	Phil
Synchaetidae	<i>Polyarthra dolichoptera</i>	P doli
	<i>Synchaeta jollyae</i>	Synch jo
	<i>Synchaeta</i> sp.	Synch
Testudinellidae	<i>Pompholyx sulcata</i>	Pom sul
Trichocercidae	<i>Trichocerca bicristata</i>	T bicr
	<i>Trichocerca bidens</i>	T bid
	<i>Trichocerca cylindrica</i>	T cylin

Continuação:

Cladocera		
Família	Espécie	Código
Bosminidae	<i>Bosmina hagmanii</i>	Bn hag
	<i>Bosmina longirostris</i>	Bn long
	<i>Bosminopsis deitersi</i>	Bs deit
Chydoridae	<i>Pseudochydorus globosus</i>	Pschy
Daphnidae	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	Cd corn
	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	Cd silv
	<i>Daphnia gessneri</i>	Dp gess
	<i>Daphnia laevis</i>	Dp lvis
Moinidae	<i>Moina minuta</i>	Mn min
Sididae	<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	Dph spin
Copepoda		
Ordem	Estágio / Espécie	Código
Calanoida	<i>Notodiaptomus spinuliferus</i>	Nt spinF
	<i>Notodiaptomus spinuliferus</i>	Nt spinM
	Copepodito Calanoida	Cp Calan
Cyclopoida	Copepodito Cyclopoida	Cp Cyclo
	<i>Tropocyclops prasinus</i> ♀	Tp prasF
	<i>Tropocyclops prasinus</i> ♂	Tp
	Nauplius	Náup

O rotífero mais abundante foi *Polyarthra dolichoptera* (Família Synchaetidae) em três das quatro amostragens, Novembro 2012 (Sp), fevereiro 2013 (S) e outubro de 2013 (Sp2) com valores de densidade de 19,22 ind.m⁻³, 1011,67 ind.m⁻³ e 748,10 ind.m⁻³, respectivamente. Apesar de *P. dolichoptera* ser o organismo mais abundante durante estes períodos, a abundância de espécies foi diferente, com nove (Sp), 13 (S) e 11 espécies (Sp2).

Na amostragem de julho de 2012 (W) foram encontradas 17 espécies de rotíferos, no qual o organismo mais abundante foi *Keratella cochlearis* (Família Brachionidae) com média de 640,00 ind.m⁻³.

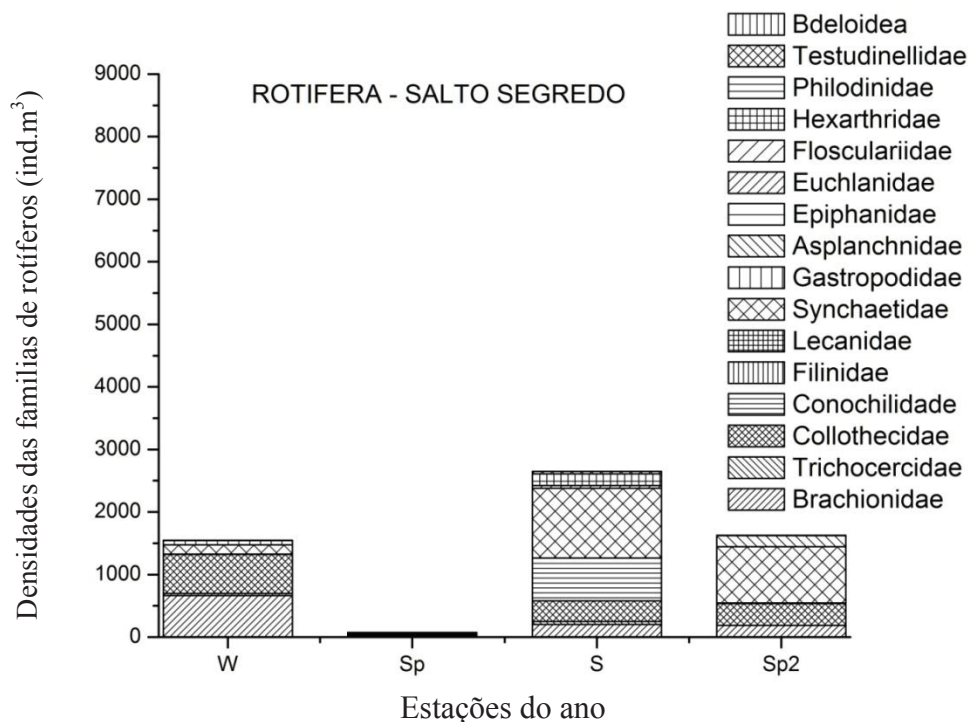


Figura 24 - Densidades das famílias de rotíferos no reservatório de Salto Segredo de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).

A abundância de espécies no Inverno (W - julho de 2012) e na primavera (Sp2 - outubro de 2013) porém *Ceriodaphnia cornuta* (Família Daphnidae) foi o cladóceros mais abundante (120,22 ind.m⁻³) na amostragem de julho 2012 (W) e *Bosminopsis deitersi* (Família Bosminidae) a espécie mais abundante na amostragem de outubro de 2013 (Sp2); enquanto que na primavera de 2012 (Sp - novembro de 2012) foram encontradas nove espécies de cladóceros sendo *Bosmina longirostris* (Família Bosminidae) a espécie mais abundante, com média de 156,00 ind.m⁻³, e, no verão de 2013 (S - fevereiro de 2013) seis espécies de cladóceros foram encontradas, e a mais abundante foi *Diaphanosoma spinulosum* (Família Sididae) com média de densidade de 210,44 ind.m⁻³ (Figura 25 e Tabela 15).

Tabela 14 - Densidades máxima, mínima e média dos rotíferos identificados (ind.m⁻³) durante a o período de estudo no reservatório de Salto Segredo. Min = Densidade mínima; Max = Densidade máxima; DP = Desvio padrão.

Rotífera	SALTO SEGREDO											
	W (Inverno – Julho 2012)			Sp (Primavera – Novembro 2012)			S (Verão – Fevereiro 2013)			Sp2 (Primavera – Outubro 2013)		
	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP
<i>Ascomorpha ovalis</i>	0,00	280,00	72,22 ± 108,14				0,00	30,00	3,33 ± 3,70	0,00	1075,00	199,74 ± 294,86
<i>Asplanchna</i> sp.												
<i>Brachionus dolabratus</i>												
<i>Brachionus</i> sp.	0,00	10,00	1,11 ± 3,33				0,00	800,00	307,78 ± 309,05	0,00	58,00	8,21 ± 19,54
<i>Collotheca ornata</i>	0,00	910,00	123,00 ± 296,16	0,00	5,00	0,56 ± 1,67	0,00	179,00	19,89 ± 59,67	0,00	717,00	225,74 ± 250,28
<i>Collotheca</i> sp.	0,00	1570,00	503,33 ± 611,02				136,00	1466,00	684,69 ± 544,54	0,00	300,00	24,99 ± 86,58
<i>Colurella</i> sp.				0,00	10,00	2,44 ± 3,88	0,00	157,00	47,00 ± 62,34			
<i>Conochilus</i> sp.	0,00	4,00	0,44 ± 1,33									
<i>Euchlanis dilatata</i>	0,00	10,00	1,11 ± 3,33				0,00	538,00	182,67 ± 206,38	0,00	50,00	4,17 ± 14,43
<i>Filinia longiseta</i>												
<i>Hexarthra mira</i>	0,00	90,00	20,00 ± 30,00	0,00	5,00	0,56 ± 1,67						
<i>Kellicottia longispina</i>												
<i>Keratella cochlearis</i>	250,00	2070,00	640,00 ± 627,79	0,00	40,00	9,33 ± 12,64	0,00	472,00	192,33 ± 177,24	0,00	358,00	66,70 ± 100,65
<i>Keratella tropica</i>	0,00	10,00	1,11 ± 3,33									
<i>Lecane</i> sp.	0,00	10,00	1,11 ± 3,33				0,00	52,00	5,78 ± 17,33			
<i>Notholca</i> sp.												
<i>Platyas quadricornis</i>	0,00	10,00	1,11 ± 3,33									
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	3,00	260,00	145,89 ± 87,86	0,00	80,00	19,22 ± 25,41	0,00	2355,00	1011,67 ± 900,92	71,00	2509,00	537,48 ± 742,80
<i>Pompholyx sulcata</i>				0,00	10,00	1,67 ± 3,54	0,00	358,00	39,78 ± 119,33			
<i>Synchaeta jollyae</i>				0,00	40,00	7,78 ± 13,75	0,00	314,00	103,44 ± 110,87			
<i>Synchaeta</i> sp.	0,00	4,00	0,44 ± 1,33									
<i>Trichocerca bicristata</i>	0,00	240,00	31,56 ± 78,78				0,00	39,00	4,33 ± 13,00			
<i>Trichocerca bidens</i>	0,00	40,00	4,44 ± 13,33				0,00	130,00	44,67 ± 57,71			
<i>Trichocerca cylindrica</i>				0,00	50,00	18,33 ± 18,01						

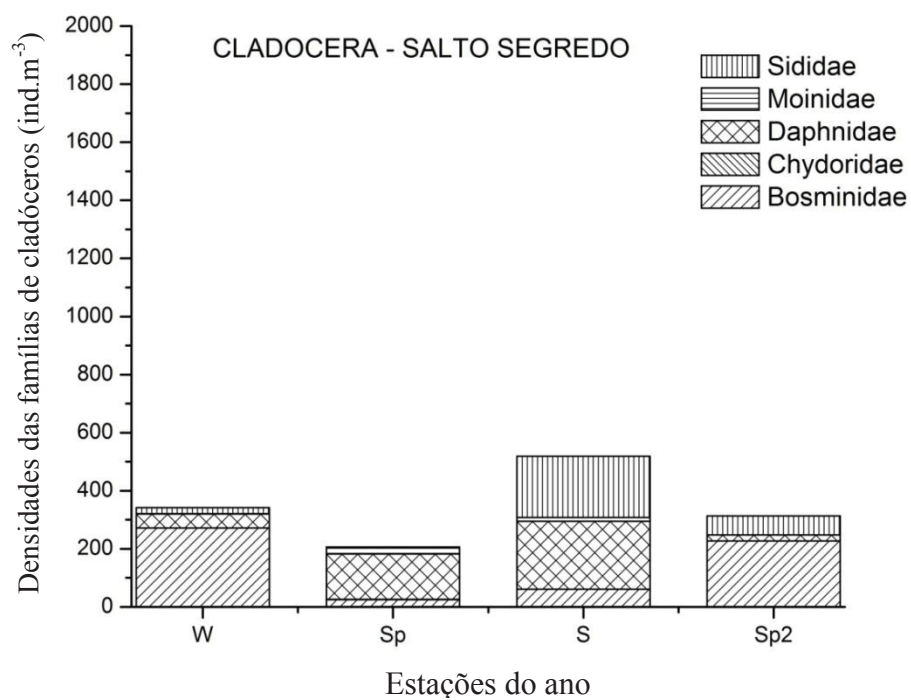


Figura 25 - Densidades das famílias de cladóceros no reservatório de Salto Segredo de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).

Em relação aos copépodos, em todas as amostragens foram encontradas apenas duas espécies de copépodos, com exceção da amostragem de outubro de 2013, onde só foi encontrada uma espécie. Em todas as amostragens os estágios naupliares foram os organismos mais abundantes (Figura 26 e Tabela 16).

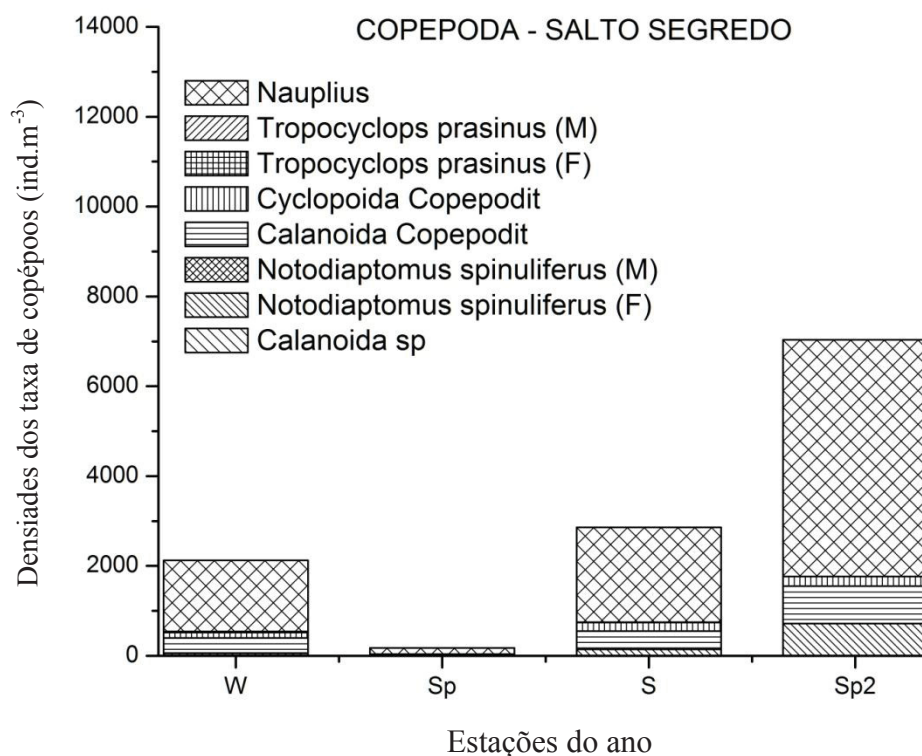


Figura 26 - Densidades dos *taxa* de copépodos no reservatório de Salto Segredo de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).

Tabela 16 - Densidades máxima, mínima e média dos grupos taxonômicos de copéodos identificados (ind.m⁻³) no reservatório de Salto Segredo. Min = Densidade mínima; Max = Densidade máxima; DP = Desvio padrão

Copepoda	SALTO SEGREDO											
	W (Inverno – Julho 2012)			Sp (Primavera – Novembro 2012)			S (Verão – Fevereiro 2013)			Sp2 (Primavera – Outubro 2013)		
	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP
Copepodito Calanoida	10,00	2000,00	337,78 ± 635,31	0,00	53,00	16,22 ± 16,72	30,00	1100,00	403,00 ± 345,98	0,00	2531,00	499,04 ± 828,57
Copepodito Cyclopoida	10,00	680,00	123,33 ± 211,19	0,00	50,00	10,78 ± 15,57	8,00	370,00	194,11 ± 118,36	0,00	616,00	145,10 ± 219,09
Nauplii	30,00	9100,00	1582,22 ±	60,00	300,00	138,11 ± 104,88	121,00	3507,00	2109,11 ± 1159,53	586,00	13588,00	4356,47 ± 5267,49
<i>N. spinuliferus</i> ♀	0,00	200,00	55,33 ± 67,25	0,00	30,00	7,33 ± 13,00	0,00	627,00	147,00 ± 208,36	34,00	2265,00	412,72 ± 715,07
<i>N. spinuliferus</i> ♂	0,00	20,00	2,22 ± 6,67	0,00	5,00	0,56 ± 1,67	0,00	52,00	5,78 ± 17,33	0,00	17,00	1,86 ± 5,58
<i>Tropocyclops prasinus</i> ♀	0,00	80,00	18,67 ± 28,12	0,00	20,00	2,22 ± 6,67	0,00	20,00	2,22 ± 6,67	0,00	20,00	2,22 ± 6,67
<i>Tropocyclops prasinus</i> ♂	0,00	20,00	2,56 ± 6,62	0,00	10,00	1,11 ± 3,33	0,00	10,00	1,11 ± 3,33	0,00	10,00	1,11 ± 3,33

6.2.2. Parâmetros físico-químicos do reservatório

A temperatura da água foi mais elevada em fevereiro de 2013 (S), apresentando um valor médio de 26,73°C, enquanto que na amostragem de julho de 2012 (W) a temperatura da água foi mais baixa, com um valor de 17,3°C. Porém, não houve correlação com nenhuma espécie zooplanctônica durante o período de estudo, com exceção de *P. dolichoptera* ($r=0,833$, $p=0,009$) em outubro de 2013 (Sp2).

Os maiores valores médios de pH no reservatório de Salto Segredo ocorreram em outubro de 2013 (Sp), com valor de 9,26, causado provavelmente pela grande floração de cianobactérias no ambiente, pois grandes densidades fitoplanctônicas elevam o pH do meio. O pH apresentou uma forte correlação negativa com *Ceriodaphnia cornuta* ($r=-0,732$, $p=0,025$) na amostragem de novembro de 2012 (Sp) e positiva na amostragem de fevereiro de 2013 (S) ($r=0,755$, $p=0,019$), pois altos valores de pH podem impedir a presença desta espécie.

A água do reservatório de Salto Segredo esteve bem oxigenada durante todo o período estudado, com médias acima de 7,80 mg.L⁻¹ (Tabela 17). As espécies *P. dolichoptera* ($r=-0,842$, $p<0,004$) e *K. cochlearis* ($r=-0,821$, $p=0,07$) em novembro de 2012 (Sp), tiveram fortes correlações negativas.

O parâmetro turbidez apresentou baixos valores médios nos quatro períodos estudados, não apresentando relação com nenhum parâmetro físico, químico ou biológico, excetuando a concentração de clorofila-*a* ($r=0,752$, $p=0,019$) na amostragem de julho de 2012 (W).

Tabela 17 - Variáveis físico-químicas do reservatório de Foz do Areia no período de estudo. DP = Desvio padrão.

Variáveis Ambientais	Julho 2012 (W)		Novembro 2012 (Sp)		Fevereiro 2013 (S)		Outubro 2013 (Sp2)	
	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP
Temp. H ₂ O (°C)	17,23	0,78	24,94	0,72	26,73	1,36	20,84	1,73
pH	7,55	0,58	9,35	0,30	8,30	0,26	8,89	0,61
OD (mg.L ⁻¹)	7,80	0,13	7,76	0,96	8,15	0,43	9,62	0,66
Conduct (µS/cm ²)	5,00	1,00	13,33	3,16	27,78	2,39	3,67	1,50
Turb (UNT)	15,58	1,75	17,59	3,66	22,42	28,89	16,82	0,63
Eh (mV)	-13,34	34,84	54,13	31,57	63,20	18,12	-113,25	12,29
Alcal (mEq.L ⁻¹)	99,95	41,39	314,83	67,63	385,44	29,16	243,37	26,89

As concentrações de P-total foram elevadas nas amostragens de Novembro de 2012 (Sp) e fevereiro de 2013 (S) (Tabela 18). Com estes altos valores o reservatório foi classificado como hipereutrófico, de acordo com a escala de CCME (2004), pois apresentou valores médios de $160,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ em novembro de 2012 (Sp) e $119,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ em fevereiro de 2013 (S). Alguns trabalhos mostraram baixas concentrações de P-total neste reservatório, segundo Silva *et al.* (2005) apresentou uma concentração de $6,00 \mu\text{g.L}^{-1}$ em novembro de 2001 e de acordo com Pagioro *et al.* (2005) valores de $15,00 \mu\text{g.L}^{-1}$ em 2002. O P-total correlacionou-se negativamente com *K. cochlearis* ($r = -0,743$, $p = 0,022$) e *D. spinulosum* ($r = -0,693$, $p = 0,039$) na amostragem de julho de 2012 (W), pois estas espécies preferem ambientes menos eutróficos.

No período de março de 2005 a julho de 2007, o reservatório apresentou valores de concentração de P-total por volta de $25,00 \mu\text{g.L}^{-1}$ (IAP, 2009), o que é uma concentração muito baixa se comparado com este estudo, que teve altas concentrações durante todo o período, isto pode ter sido causado por interferência antrópica, como a utilização de fertilizantes nas áreas cultiváveis no entorno do reservatório, ou mesmo lançamento irregular de dejetos, que causam esta eutrofização.

O nitrato apresentou concentrações mais elevadas na amostragem de fevereiro de 2013 (S), com uma concentração média de $459,1 \mu\text{g.L}^{-1}$. Entretanto, o nitrato só apresentou correlação com alguma espécie zooplancônicas na segunda amostragem, *B. deitersi* ($r = 0,820$, $p = 0,007$), no qual os valores também foram elevados.

O N-total (tabela 15) apresentou concentrações médias de $2740,74 \mu\text{g.L}^{-1}$ na primeira amostragem (W - julho de 2012), $2594,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ na segunda amostragem (Sp - novembro de 2012), $2925,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ na terceira amostragem (fevereiro de 2013). Borges *et al.* (2008) encontraram valores mais baixos no mesmo ambiente, na mesma época do ano, em torno de $605 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Em julho de 2012 (W) o N-total apresentou correlação positiva com a N-org ($r = 0,977$, $p = 0,000$), e com algumas espécies zooplancônicas, nomeadamente, *K.cochlearis* ($r = 0,7459$, $p = 0,021$), *C.cornuta* ($r = 0,7295$, $p = 0,026$) e *D.spinulosum* ($r = 0,690$, $p = 0,040$).

Tabela 18 - Concentração dos nutrientes no reservatório de Salto Segredo. DP = Desvio padrão

Variáveis	Julho 2012 (W)		Novembro 2012 (Sp)		Fevereiro 2013 (S)		Outubro 2013	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Cloro- <i>a</i>	0,34	0,81	12,64	0,93	5,90	2,57	10,44	9,39
P-total	48,12	12,61	160,70	35,92	119,72	30,23	74,17	24,94
P-PO ₄ ³⁻	0,00	0,00	6,13	4,28	0,14	1,05	35,40	22,75
N-NO ₂ ⁻	7,72	0,54	2,41	0,81	10,10	0,27	15,87	6,37
N-NH ₃	0,00	0,00	5,66	0,75	76,11	12,76	152,57	29,69
N-NO ₃ ⁻	550,59	208,53	413,1	81,1	459,1	32,8	99,46	32,16
Norg	2182,43	900,16	2545,16	319,07	2380,34	570,42	-267,89	50,32
Ntotal	2740,74	965,78	2594,54	320,29	2925,64	595,05	104,21	62,07

6.2.3. Índices Ecológicos determinados no Reservatório de Salto Segredo

6.2.3.1. Índice de Shannon

Houve pouca variação nos índices de Shannon, e com os resultados das médias dos valores pode-se observar que em todas as amostragens, as estações de coleta foram classificadas como tendo contaminação moderada (zona α -mesosapróbica), porém, notou-se que alguns pontos são classificados como zona β -mesosapróbica (Figura 27).

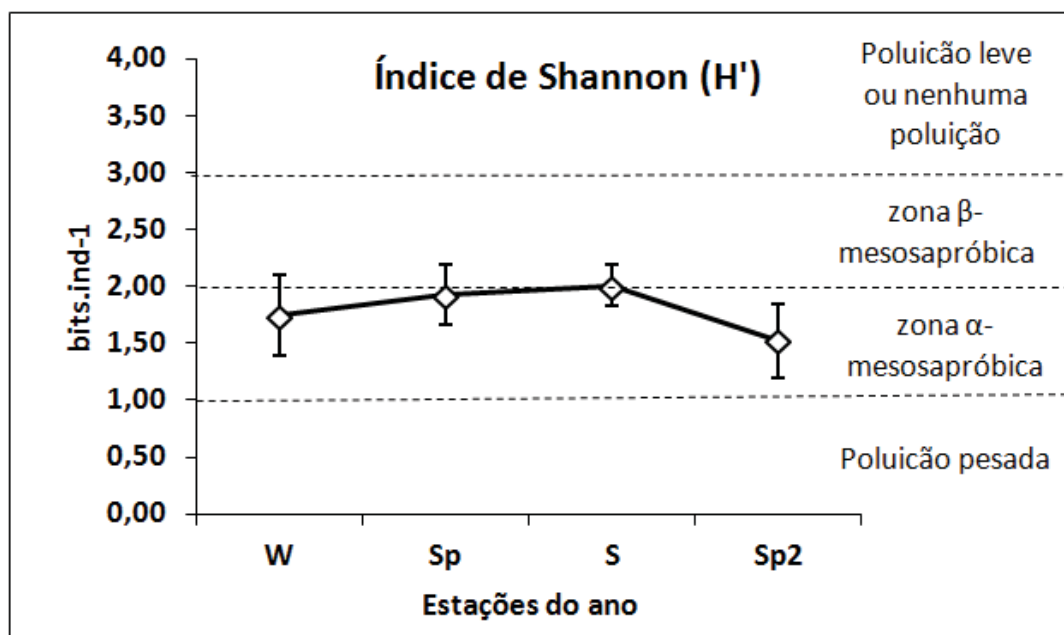


Figura 27 - Média dos índices de Shannon para o reservatório de Salto Segredo. As barras indicam o desvio padrão.

6.2.3.2. Índice de Equitabilidade

Assim como nos resultados do índice de equitabilidade obtidos do reservatório de Foz do Areia em Salto Segredo não houve muita variação, sendo todas as estações de coleta classificadas como tendo pouca ou nenhuma poluição (Figura 28).

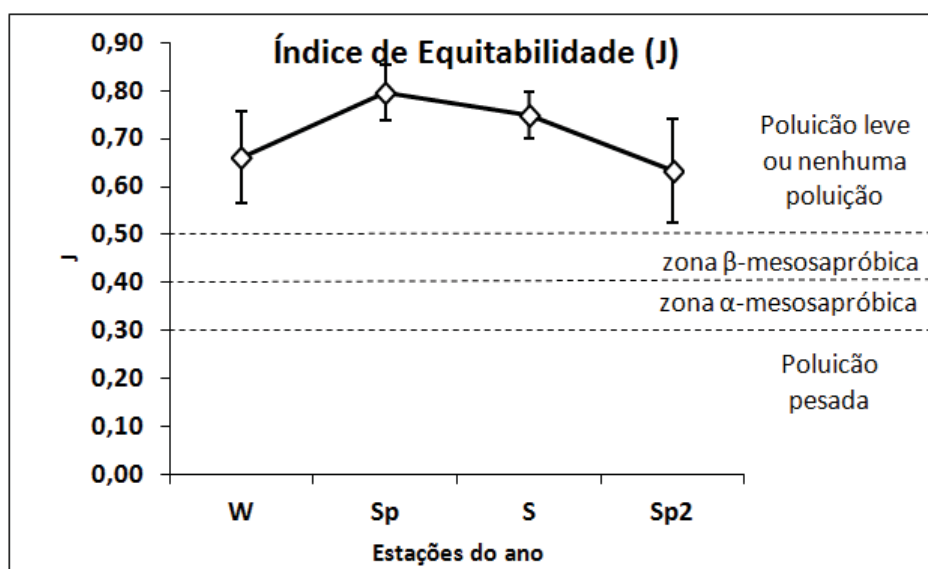


Figura 28 - Média dos índices de equitabilidade para o reservatório de Salto Segredo. As barras indicam o desvio padrão.

6.2.3.3. Índice de Constância

Apenas três espécies de rotíferos foram constantes durante todo o período de estudo: *Collotheca* sp., *Keratella cochlearis* e *Polyarthra dolichoptera* (Quadro 4). Destas espécies, apenas *Collotheca* sp. não foi uma das espécies mais abundantes, enquanto, *P. dolichoptera* foi o rotífero mais abundante em três (Sp, S e Sp2) das quatro amostragens (Tabela 19).

Entre os cladóceros, apenas *Bosmina longirostris* foi constante durante todo o período de estudo. Porém, uma espécie diferente foi o organismo mais abundante em cada amostragem, sendo estes: *B. longirostris* em julho de 2012 (W), *Ceriodaphnia cornuta* em novembro de 2012 (Sp), *Diaphanosoma spinulosum* em fevereiro de 2013 (S) e *Bosminopsis deitersi* na amostragem de outubro de 2013 (Sp2) (Tabela 19).

6.2.4. Índice de Estado Trófico (IET)

Não houve muita variação no índice de estado trófico (IET) no reservatório de Salto Segredo, em que todas as estações de amostragem foram classificadas como Mesotróficas ou Eutróficas, e nota-se que ocorreu uma diminuição do IET a partir da amostragem de novembro de 2012 (Sp), indicando uma leve melhora na qualidade da água (Figura 29), isto pode ter sido causado pelas chuvas que ocorreram nesta época na região, que acarretou na diluição dos nutrientes presentes na coluna d'água.

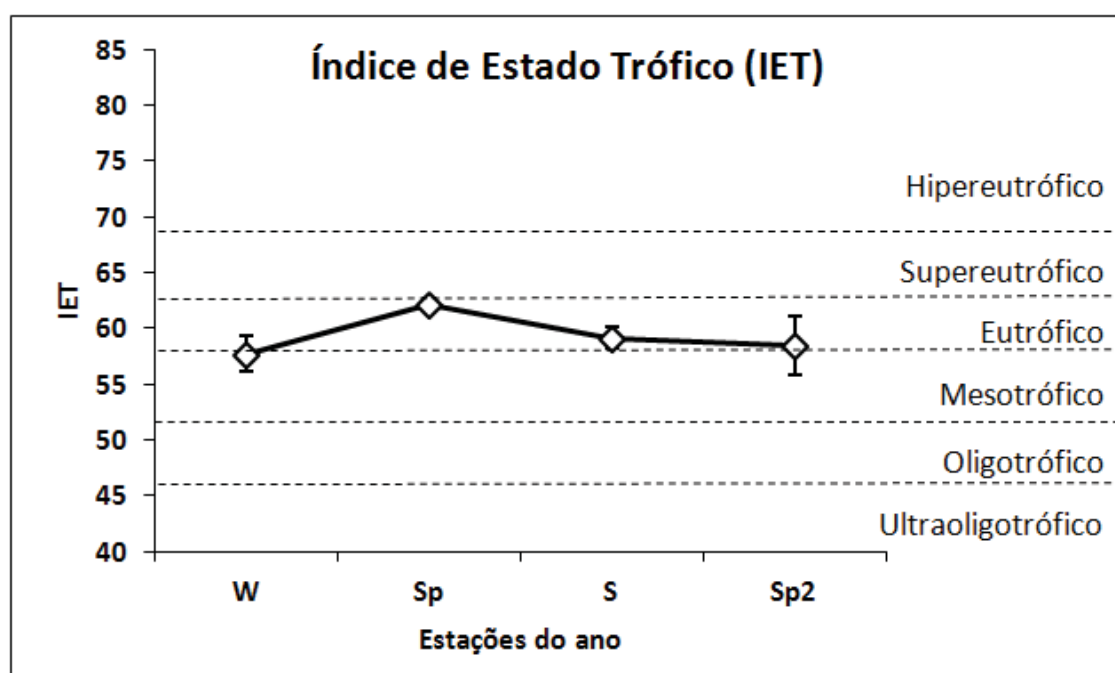


Figura 29 - Média dos índices de estado trófico para o reservatório de Salto Segredo. As barras indicam o desvio padrão.

6.2.5. Índice de saprobidade de Pantle-Buck (ISPB)

Os valores do ISPB indicaram que o reservatório de Salto Caxias apresentou contaminação muito fraca, apesar de em algumas estações de coleta em (W) e em (S) estarem indicando contaminação moderada, os valores calculados apresentaram pouca variação (Figura 30).

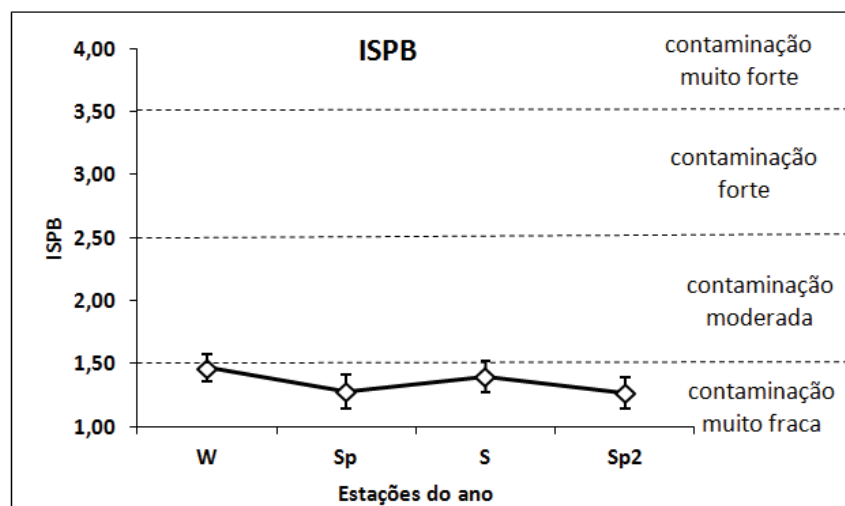


Figura 30 - Média dos índices de saprobidade de Pantle-Buck para o reservatório Salto Segredo. As barras indicam o desvio padrão.

6.2.6. Índice da Comunidade Zooplancônica para Reservatórios (ICZ_{Res})

Observando os valores do ICZ_{Res} , percebe-se que o reservatório de Salto Segredo apresenta qualidade da água “REGULAR” em quase todos os pontos de amostragem, com exceção da amostragem de julho de 2012 (W), e que a qualidade da água foi classificada predominantemente como “BOA”. Quando se compara estes dados com os dados do IET, onde a maioria dos pontos foi classificado como Eutrófico, pode-se inferir que estes resultados estão em concordância (Tabela 20).

Tabela 20 - Índice da Comunidade Zooplancônica para Reservatórios (ICZ_{Res}) no reservatório de Salto Segredo durante o período estudado.

Pontos	SALTO SEGREDO			
	W	Sp	S	Sp2
P1	BOA	REGULAR	REGULAR	BOA
P2	REGULAR	REGULAR	REGULAR	RUIM ⁽²⁾
P3	BOA	REGULAR	REGULAR	PÉSSIMA ⁽¹⁾
P4	BOA	REGULAR	RUIM	REGULAR
P5	BOA	REGULAR	REGULAR	REGULAR
P6	BOA	REGULAR	REGULAR	REGULAR
P7	BOA	PÉSSIMA ⁽¹⁾	BOA	REGULAR
P8	BOA	REGULAR	REGULAR	REGULAR
P9	BOA	PÉSSIMA ⁽¹⁾	REGULAR	PÉSSIMA ⁽¹⁾

(1) Ausência de Ciclopóides

(2) Ausência de Cladóceros

Legenda:

H'		Moderadamente poluído (zona α -mesosapróbica)
		Moderadamente poluído (zona β -mesosapróbica)
		Poluição pesada
J		Pouca ou nenhuma poluição
		zona α -mesosapróbica
ISPB		Contaminação moderada
		Contaminação muito fraca
IET		Ultraoligotrófico
		Oligotófico
		Mesotrófico
		Eutrófico
		Supereutrófico
		Hípereutrófico
ICZ_{Res}		Boa
		Regular
		Ruim
		Péssima

Os resultados da correlação de Pearson mostram que o IET apresenta correlação positiva com o índice de Shannon (H') ($r= 0,3469$, $p=0,038$) e com o índice de equitabilidade (J) ($r= 0,5991$, $p=0,000$), indicando que estes índices podem ser mais suscetíveis à eutrofização do meio. O IET não apresentou correlação com o índice de saprobidade de Pantle-Buck (ISPB). Este índice de saprobidade pode ser útil para detectar níveis intermediários, ou baixos de carga orgânica, mas sua sensibilidade cai quando há níveis elevados ou variáveis de poluição (Guedes *et al.*, 2011).

6.2.8. Caracterização dos ácidos graxos

No reservatório de Salto Segredo, foram encontrados 20 ácidos graxos, nos quais, oito são ácidos graxos saturados (SFA), cinco ácidos graxos monoinsaturados (MUFA), quatro ácidos graxos poliinsaturados (PUFA) e três ácidos graxos altamente insaturados (HUFA) (Tabela 21). Nas duas amostragens de primavera (Sp e Sp2) foram encontrados mais ácidos graxos, 15 e 16 respectivamente, nos quais oito são SFA encontrados na amostragem de novembro de 2012 (Sp).

Tabela 21 - Lista dos ácidos graxos encontrados no reservatório de Salto Segredo. Unidades em mg de ácidos graxos por mg de zooplâncton ($\text{mg}\cdot\text{mg}^{-1}$). W = Winter (Julho 2012); Sp = Spring (Novembro 2012); S = Summer (Fevereiro 2013); Sp2 = Spring (Outubro 2013). C:D = Carbonos:Saturações.

SALTO SEGREDO					
Ácidos graxos (principais grupos)	C:D	W	Sp	S	Sp2
SFA	C12:0		8,46E-06		
	C14:0		9,73E-04		7,50E-03
	C16:0	6,20E-04	8,63E-03		3,89E-02
	C17:0		1,82E-04		
	C18:0	1,42E-04	1,62E-03		1,92E-03
	C20:0		6,60E-04		
	C21:0		4,76E-04		1,75E-02
	C22:0		2,54E-04		3,39E-03
	Σ SFA	7,62E-04	1,28E-02		6,92E-02
MUFA	C16:1		1,45E-03	6,67E-04	2,85E-03
	C18:1n9t				6,05E-03
	C18:1n9c		4,28E-04		8,37E-03
	C20:1n9				1,72E-03
	C24:1n9	5,14E-04			
	Σ MUFA	5,14E-04	1,88E-03	6,67E-04	1,90E-02
PUFA	C18:2n6t				2,09E-03
	C18:2n6c		2,93E-04		2,00E-03
	C18:3n3		5,63E-04		2,78E-04
	C20:2(cis-11.14)				9,05E-03
	Σ PUFA	0,00E+00	8,55E-04		1,34E-02
HUFA	C20:4		3,49E-04		3,49E-04
	EPA	1,38E-04	2,08E-03		2,47E-02
	DHA	2,95E-02	1,06E-03		3,53E-02
	Σ HUFA	2,96E-02	3,49E-03		6,03E-02
Σ FA		3,09E-02	1,90E-02	6,67E-04	1,62E-01
N		5	15	1	16

O ácido graxo mais abundante no reservatório de Salto Segredo foi o ácido docosaenoico (DHA), representando 96% da concentração total dos ácidos graxos na primeira amostragem. Essa grande concentração deste ácido graxo aparenta ser devido à grande presença de fitoplâncton no ambiente, que pode ser observado pela relativamente alta concentração de clorofila-*a* no reservatório (em média $5,91 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)

Porém na amostragem de fevereiro de 2013 (S) quase não foram encontrados ácidos graxos no reservatório, e apenas o ácido palmitoléico (C16:1) foi identificado.

EPA e C16:0 também tiveram bastante representatividade (em torno 20 %, em ambos) (Figura 31). Num contexto mais geral, os altos valores de C16:1 indicam uma alta presença de diatomáceas (Pedersen et al., 1999). Durante a amostragem de fevereiro de 2013 (S), além de um ligeiro aumento nas densidades de diatomáceas (Serpe, 2014), houve uma grande estiagem na região, que acarretou na diminuição do nível dos reservatórios, aumentando a concentração dos nutrientes, que pode vir a ser um indicativo da brusca variação na concentração dos ácidos graxos.

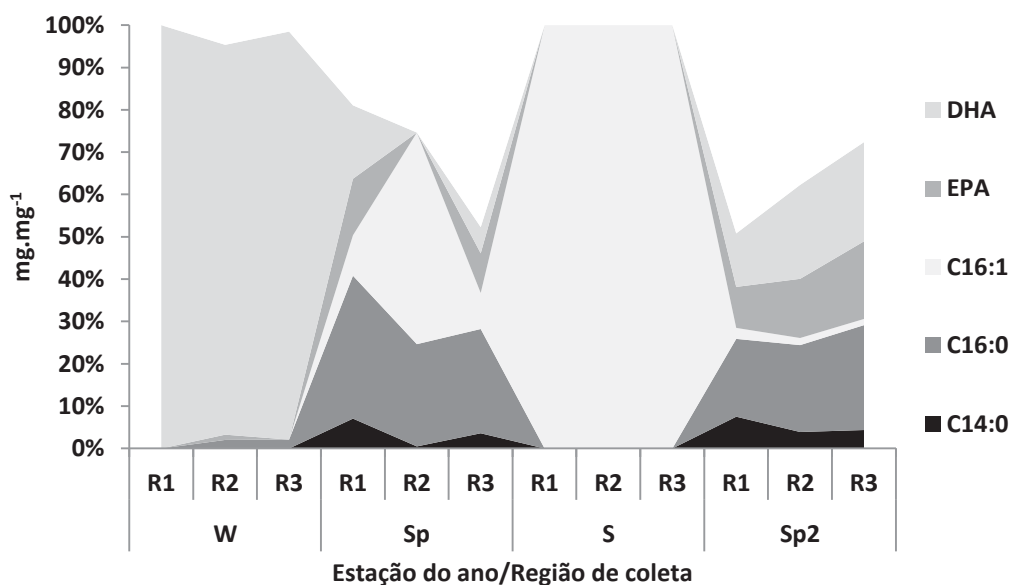


Figura 31 - Densidade dos ácidos graxos mais abundantes no reservatório de Salto Segredo.

Uma formação de grupos pode ser bem observada na análise de Cluster onde se distinguem quatro grupos: um agrupamento com as regiões da amostragem de julho de 2012 (W), um com todas as regiões da amostragem de fevereiro de 2013 (S), uma com as amostras de novembro de 2012 (Sp) e outra com as amostras de outubro de 2013 (Sp2) (Figura 32). Estes resultados podem indicar que as concentrações e os tipos de ácidos graxos foram distintos em cada amostragem.

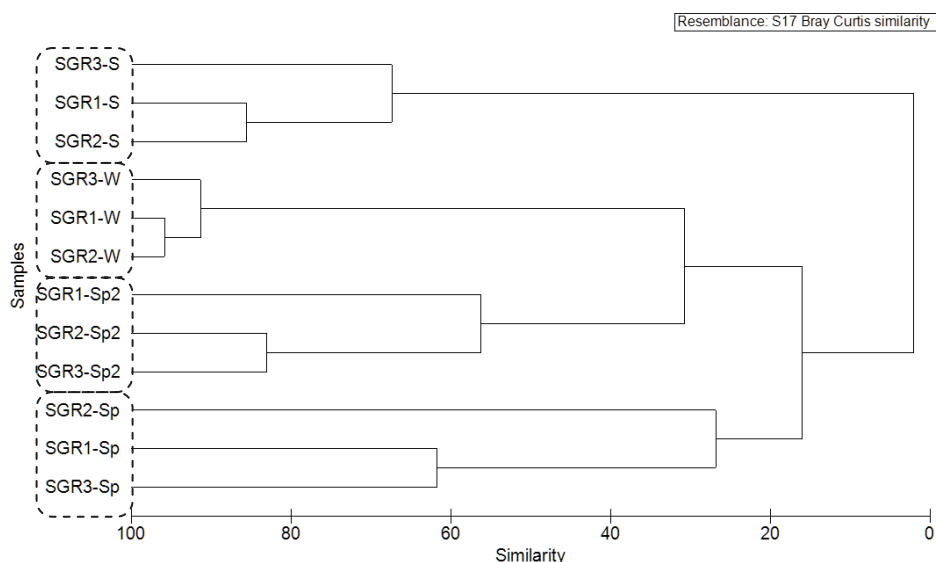


Figura 32 - Análise de Cluster das regiões de acordo com as estações do ano no reservatório de Salto Segredo. W = inverno de 2012; Sp = primavera de 2012; S = verão de 2013; Sp2 = primavera de 2013.

Na figura 33 pode-se observar o agrupamento das regiões de coleta de acordo com a estação do ano, e nota-se que a composição dos ácidos gordos foram similares quando observado a estação do ano e suas respectivas estações de coleta, apresentando similaridade principalmente nas amostras coletadas em fevereiro de 2013 (S), mas também observado nas amostras de outubro de 2013 (Sp2) e julho de 2012 (W), com similaridades em torno de 60%, chegando até 80%. Nas amostras de novembro de 2012 (Sp), nota-se que as amostras situadas na região 2 (R2), apresentam uma menor similaridade em relação às outras regiões (20%), como esta é a região intermediária, ou seja, com influências fluviais, e também com influências lacustres, pode ter um acúmulo diferenciado dos ácidos graxos, e conseqüentemente da comunidade fitoplanctônica, do qual grande parte da comunidade zooplanctônica se alimenta.

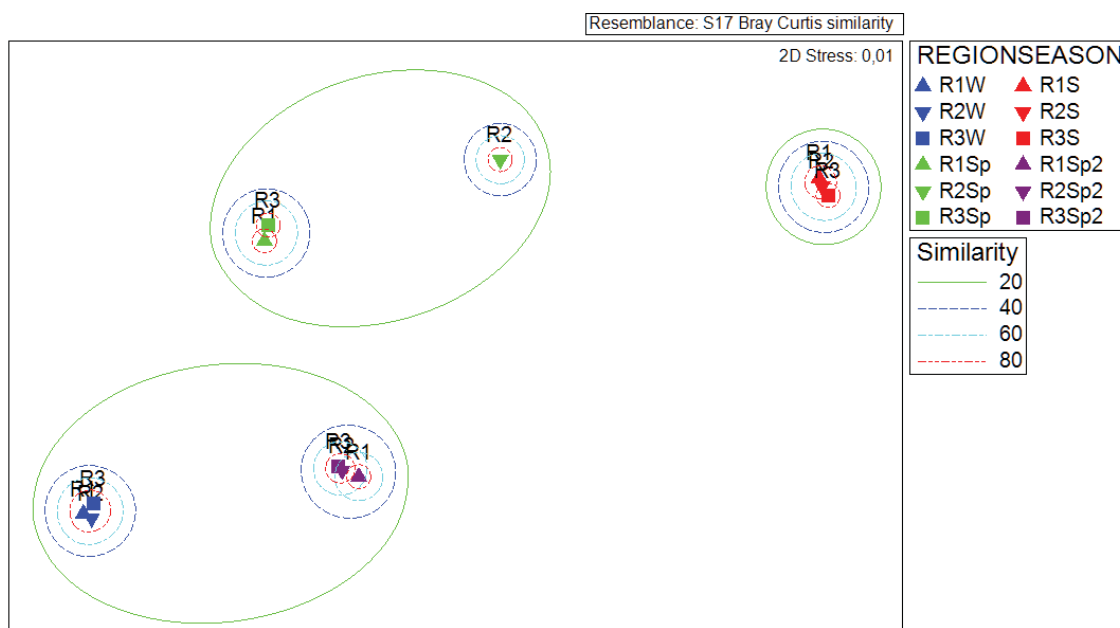


Figura 33 - n-MDS no reservatório de Salto Segredo de acordo com os ácidos graxos identificados.

Avaliando os ácidos graxos que contribuem para similaridades e dissimilaridades dos grupos nas estações do ano no reservatório de Salto Segredo, pode-se perceber que os principais ácidos graxos são também DHA (ácido docosahexaenóico), EPA (ácido eicosapentaenóico) e C16:0 (ácido palmítico) que contribuem em sua maioria com mais de 50% de dissimilaridade, chegando a 100% entre o inverno de 2012 (W) e verão de 2013 (S) (Quadro 9).

Observando o n-MDS dos ácidos graxos pode-se notar a formação de vários grupos em que EPA e C21:0 (ácido einecosílico), e DHA e C16:0 (ácido palmítico) apresentam uma similaridade em torno de 60%, também pode-se perceber uma similaridade em torno de 80% no grupo formado por C18:1n9c (ácido oléico) e C20:2(cis-11,14), e também no grupo formado por C18:3n3 (ácido α -linolénico) e C20:4 (ácido araquidônico) (Figura 34).

Quadro 9 - Análise SIMPER das estações do ano de acordo com os ácidos graxos no reservatório de Salto Segredo

Grupos W & Sp						
Dissimilaridade média = 91,17						
Ácidos Graxos	Grupo W Abund. média	Grupo Sp Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
DHA	0,03	0	37,55	1,09	41,18	41,18
C16:0	0	0,01	27,8	1,16	30,49	71,67
EPA	0	0	7,7	1,43	8,44	80,12
C18:0	0	0	5,44	1,38	5,96	86,08
C14:0	0	0	3,04	1,35	3,34	89,42
C16:1	0	0	1,86	0,85	2,04	91,46
Grupos W & S						
Dissimilaridade média = 100,00						
Ácidos Graxos	Grupo W Abund. média	Grupo S Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
DHA	0,03	0	62,41	1,15	62,41	62,41
C16:0	0	0	21,39	0,61	21,39	83,8
C16:1	0	0	14,28	0,7	14,28	98,09
Grupos Sp & S						
Dissimilaridade média = 98,20						
Ácidos Graxos	Grupo Sp Abund. média	Grupo S Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
C16:0	0,01	0	55,38	1,87	56,39	56,39
C16:1	0	0	22,86	0,73	23,27	79,67
C18:0	0	0	6,12	1,07	6,23	85,9
EPA	0	0	5,22	0,78	5,31	91,21
Grupos W & Sp2						
Dissimilaridade média = 99,01						
Ácidos Graxos	Grupo W Abund. média	Grupo Sp2 Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
C16:0	0	0,04	24,16	Indefinido	24,41	24,41
DHA	0,03	0,04	23,32	Indefinido	23,55	47,96
EPA	0	0,02	18,25	Indefinido	18,43	66,39
C20:2(cis-11,14)	0	0,01	14,21	Indefinido	14,35	80,74
C18:1n9c	0	0,01	8,35	Indefinido	8,44	89,18
C14:0	0	0,01	4,34	Indefinido	4,38	93,56
Grupos Sp & Sp2						
Dissimilaridade média = 82,07						
Ácidos Graxos	Grupo Sp Abund. média	Grupo Sp2 Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
DHA	0	0,04	23,7	4,37	28,88	28,88
C16:0	0,01	0,04	17,66	2,9	21,51	50,39
EPA	0	0,02	14,18	4,11	17,28	67,67
C21:0	0	0,02	6,22	0,92	7,57	75,24
C20:2(cis-11,14)	0	0,01	3,97	0,67	4,84	80,08
C18:1n9c	0	0,01	3,88	0,99	4,73	84,81
C14:0	0	0,01	3,09	1,58	3,77	88,57
C18:1n9t	0	0,01	2,12	0,45	2,58	91,15
Grupos S & Sp2						
Dissimilaridade média = 99,61						
Ácidos Graxos	Grupo S Abund. média	Grupo Sp2 Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
C16:0	0	0,04	29,12	3,02	29,24	29,24
DHA	0	0,04	25,34	3,12	25,44	54,68
EPA	0	0,02	14,27	4,49	14,33	69,01
C21:0	0	0,02	6,78	0,87	6,81	75,82
C20:2(cis-11,14)	0	0,01	5,27	0,78	5,29	81,11
C18:1n9c	0	0,01	4,09	0,87	4,11	85,22
C14:0	0	0,01	3,5	1,47	3,52	88,73
C16:1	0	0	3,39	0,87	3,41	92,14

RESERVATÓRIO DE SALTO SEGREDO
Ácidos Graxos

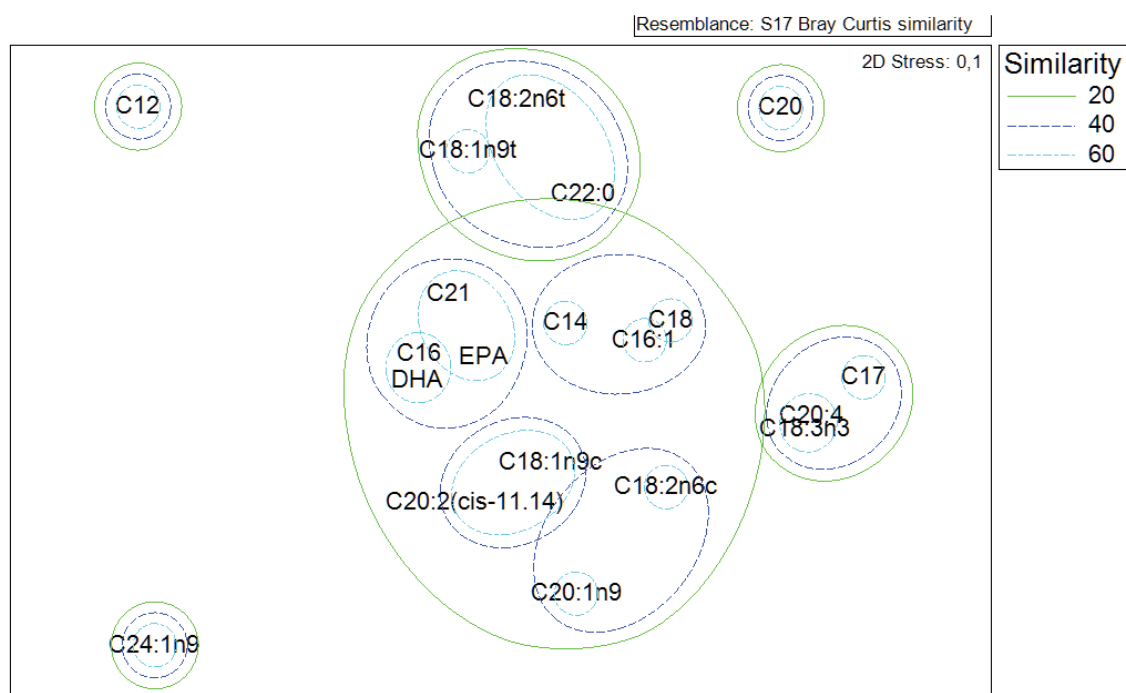


Figura 34 - n-MDS indicando a formação de grupos com os ácidos graxos identificados no reservatório de Salto Segredo.

Comparando os dados de ácidos graxos com o IET, nota-se que os ácidos graxos mais abundantes foram C16:0 e C16:1, principalmente em locais classificados como eutróficos, aparecendo também outros ácidos graxos em alguns pontos específicos, como DHA, nos pontos SG2, SG6 e SG9 na amostragem de julho de 2012 (W) e pontos SG4 e SG5, na amostragem de outubro de 2013 (Sp2) e C18:1n9c, apenas no ponto SG9 na amostragem de novembro de 2012 (Sp) (Apêndice X).

6.2.9. Análises estatísticas

Foi realizada uma correlação de Pearson entre os ácidos graxos e as espécies zooplanctônicas com o índice de estado trófico, com o intuito de verificar as relações com o estado trófico do ambiente.

Com relação aos ácidos graxos, o IET teve uma forte correlação negativa com o DHA ($r = -0,648$; $p = 0,023$), podendo indicar que este ácido graxo tem suas maiores

concentrações em ambientes menos eutróficos. No entanto, pode-se perceber que há mais amostras de ácidos graxos em ambientes mais eutróficos, porém, com concentrações menores (Figura 35).

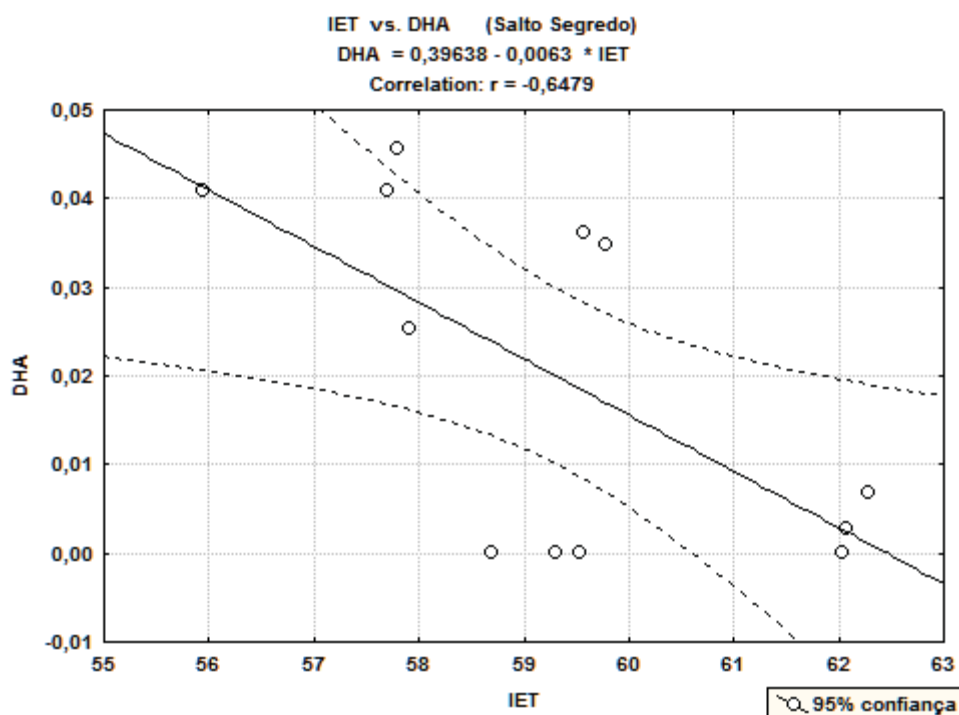


Figura 35 - Correlação de Pearson entre IET e DHA no reservatório de Salto Segredo durante o período de estudo.

Em relação aos *taxa*, o IET teve correlação negativa com *Keratella cochlearis* ($r = -0,670$; $p = 0,017$), que pode ser um indicativo de que esta espécie pode ser indicadora de situação trófica intermediária. Entretanto, pode-se perceber que relativo a estes valores, a maioria das amostras está entre 59 e 60, o que pode significar que esta espécie tem preferência por ambientes eutróficos (Figura 36).

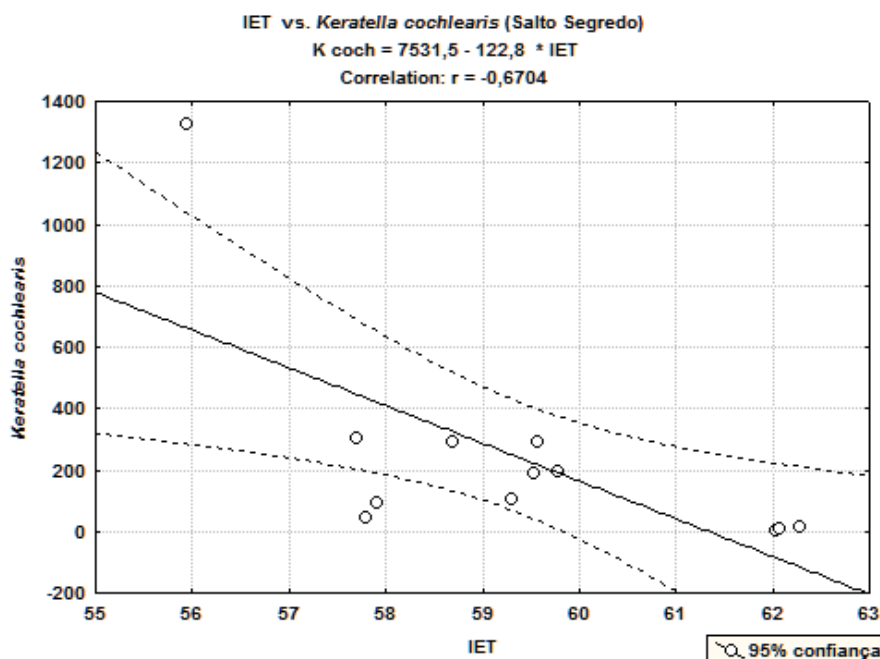


Figura 36 - Correlação de Pearson entre IET e *K. cochlearis* no reservatório de Salto Segredo durante o período de estudo.

A análise de componentes principais (PCA) entre os dados de ácidos graxos com os *taxa* mais abundantes, explicou 67% da variabilidade total, sendo que o primeiro componente principal (CP1) explica 49,02 % e a segunda componente principal (CP2) 22,92%.

O primeiro componente principal (CP1) separou dois grupos de variáveis distintos. O lado positivo do primeiro componente explicou melhor a relação entre as seguintes variáveis: os *taxa* *Ceriodaphnia cornuta* (Cd corn), *Keratella cochlearis* (K coch) e *Diaphanosoma spinulosum* (Dph spin) e os ácidos graxos, ácido láurico (C12:0), ácido araquídico (C20:0) e ácido nervônico (C24:1n9). Essas associações podem indicar que estas espécies podem estar se alimentando de fitoplâncton que apresentam estes ácidos graxos. O lado negativo do primeiro componente mostra a associação entre DHA, *Bosminopsis deitersi*, *P. dolichoptera* e nauplii de copépodos (Náup). Essas associações podem indicar que determinadas condições ambientais proporcionam a produção do DHA e a comunidade zooplancônica está recebendo estes ácidos graxos pela alimentação (Figura 30).

O segundo componente principal localizado no lado positivo, associou os *taxa* com alguns tipos de ácidos graxos indicando que estes ácidos graxos podem estar

contribuindo para o desenvolvimento das espécies. Do lado negativo percebe-se apenas um agrupamento de ácidos graxos (Figura 37).

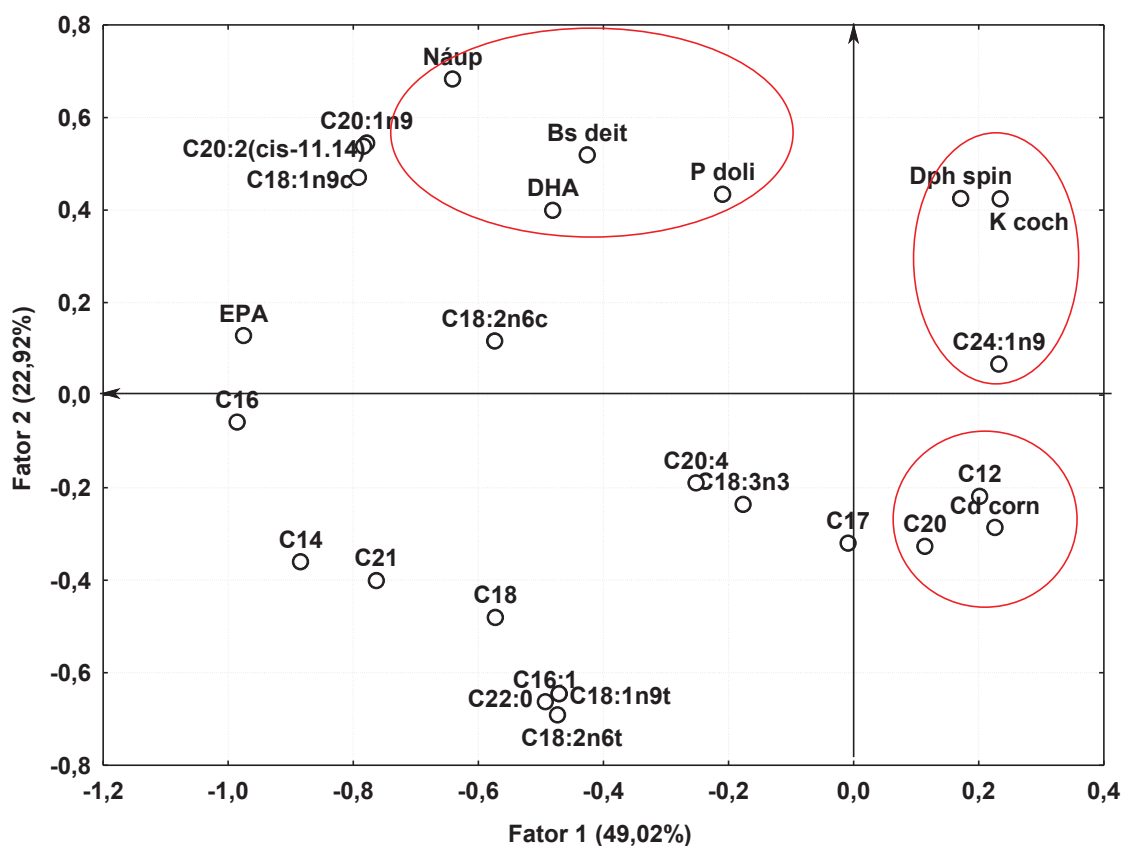


Figura 37 - Associação entre os ácidos graxos e os *taxa* mais abundantes no reservatório de Salto Segredo durante o período de estudo

A análise de componentes principais entre os ácidos graxos e os índices, explicou 76,48% da variabilidade total, sendo que o primeiro componente principal (CP1) explicou 46,14 % e a segunda componente principal (CP2) 30,34%. O lado positivo do primeiro componente explicou melhor o IET, C20:0 e C12:0. Essas associações podem indicar que o estado trófico do reservatório interfere na presença de fitoplâncton sintetizadores de ácidos graxos. O lado negativo do primeiro componente mostra a associação entre alguns dos ácidos graxos mais abundantes durante o período de estudo, EPA, C14:0 e C16:0, estando estes do lado oposto ao do IET (Figura 38). O que pode indicar que a presença destes ácidos graxos podem ser influenciadas pela variação do estado trófico.

O segundo componente principal localizado no lado positivo, associou o IET com o ácido heptadecanóico (C17:0), o ácido araquidônico (C20:4) e o ácido α -linoléico

(C18:3n3), que pode indicar que as condições impostas pela variação do estado trófico, pode afetar a produção de ácidos graxos pelo fitoplâncton (Figura 38).

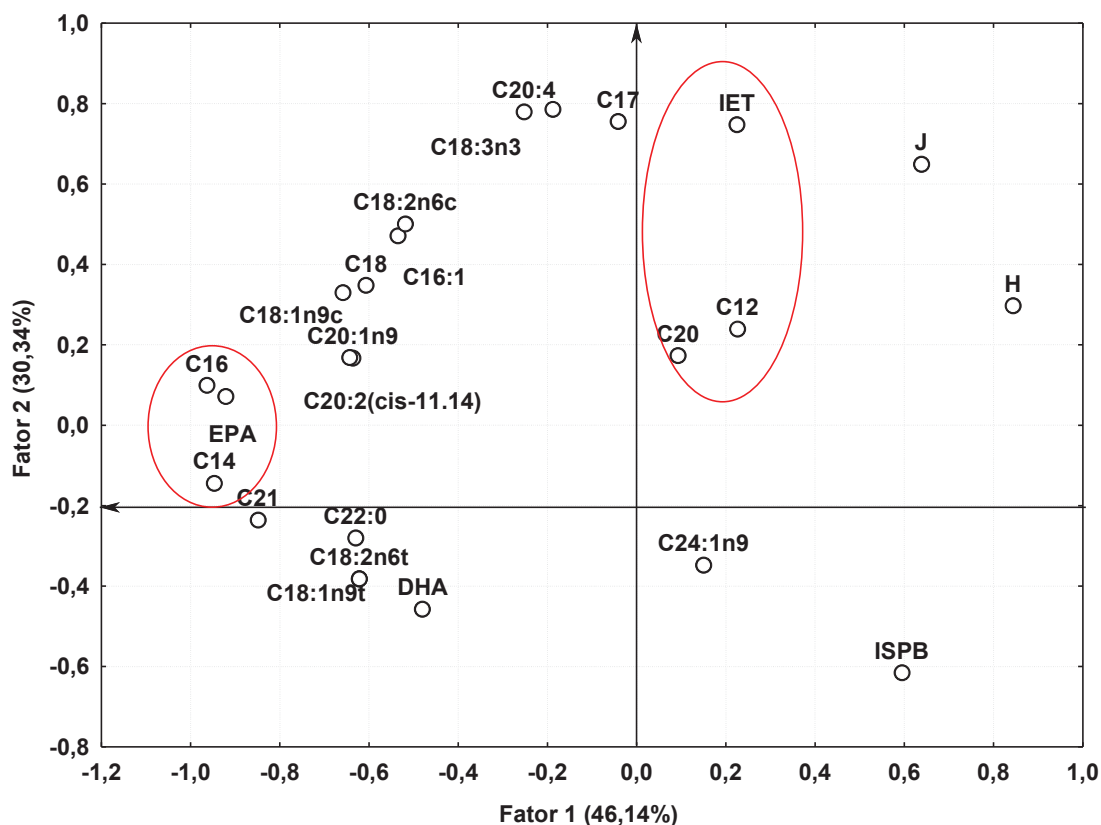


Figura 38 - Associação entre os ácidos graxos e os índices no reservatório de Salto Segredo durante o período de estudo.

A análise de componentes principais entre os *taxa* e os índices, explicou 70,39% da variabilidade total, sendo que o primeiro componente principal (CP1) explicou 47,81% e a segunda componente principal (CP2) 22,58%. O lado positivo do componente principal 1 explicou melhor o índice de saprobidade de Pantle-Buck (ISPB) e a maioria dos *taxa*. Essas associações podem indicar que *K. cochlearis* e *B. deitersi* podem ter influenciado os valores do ISPB. O lado negativo do componente principal 1 mostra a associação entre o IET e *C. cornuta* (Figura 39).

O segundo componente principal localizado no lado negativo, associou o IET com *C. cornuta*, que pode indicar que a variação do estado trófico do reservatório pode estar contribuindo para a presença desta espécie (Figura 39).

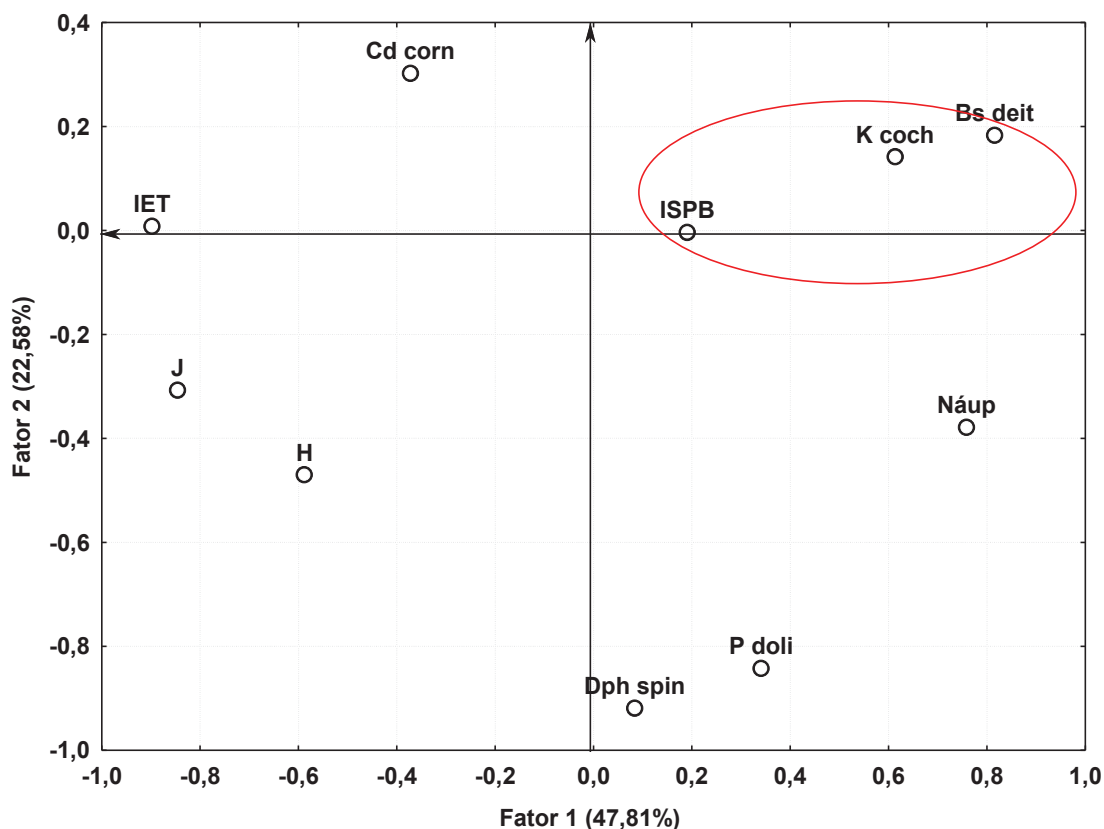


Figura 39 - Associação entre os índices e os *taxa* mais abundantes no reservatório de Salto Segredo durante o período de estudo.

A análise de componentes principais, entre os ácidos graxos e os parâmetros físicos e químicos, explicou 70,71% da variabilidade total, sendo que o primeiro componente principal (CP1) explicou 48,54 % e a segunda componente principal (CP2) 22,17%. O lado positivo do componente principal 1 explicou melhor uma maior correlação entre o nitrato e o ácido nervônico (C24:1n9). O lado negativo do fator 1 mostra a associação entre alguns dos ácidos graxos mais abundantes durante o período de estudo, DHA, EPA, C14:0 e C16:0, entre outros, com o ortofosfato, a amônia e o OD (Figura 40). Estas associações podem indicar a relação destes ácidos graxos com ambientes ricos em componentes fosforados e nitrogenados.

O segundo componente principal localizado no lado positivo, associou a concentração de clorofila-*a* com o ácido esteárico (C18:0), e o ácido linoléico (C18:2n6c), que pode indicar que a presença destes ácidos graxos pode estar relacionada com a abundância de algumas espécies de fitoplâncton (Figura 40). No reservatório de Salto Segredo, Cyanophyceae foi o grupo fitoplanctônico mais

abundante, porém na amostragem de primavera de 2013 (Sp2) as Cryptophyceae foram as mais abundantes.

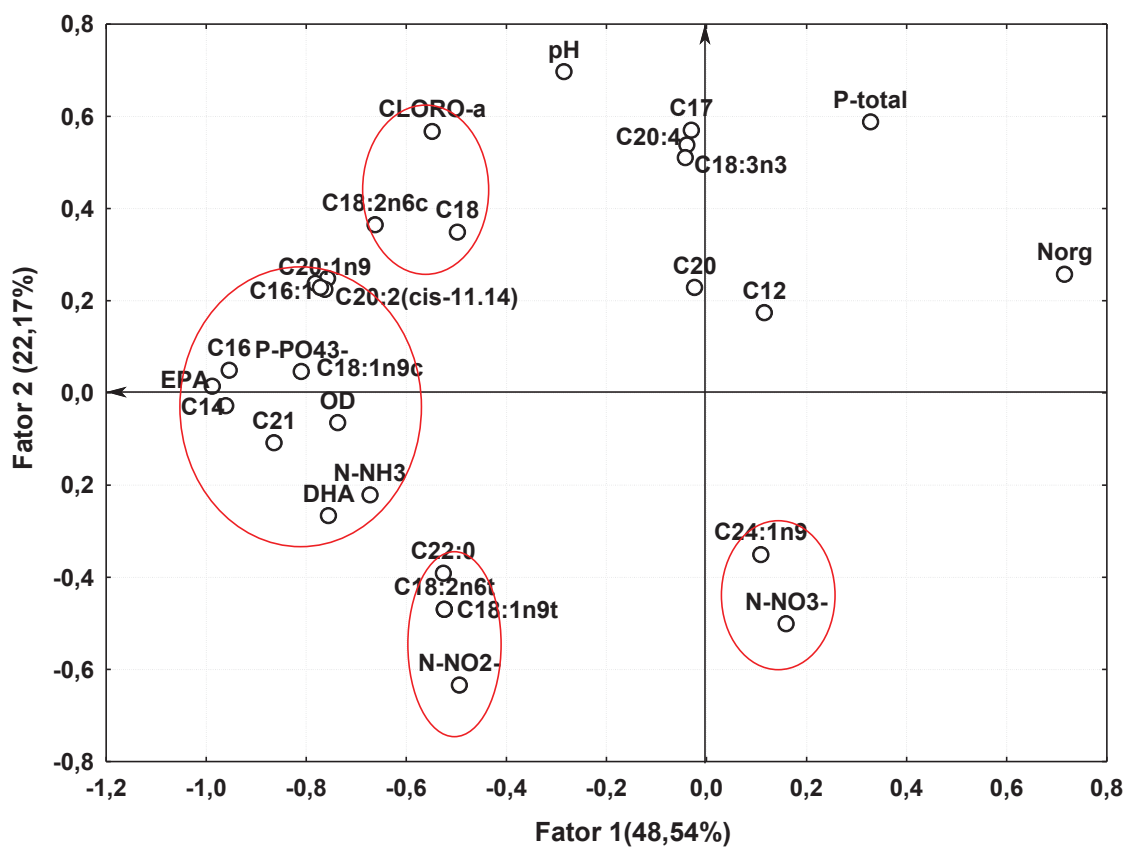


Figura 40 - Associações entre os ácidos graxos com as variáveis físicas e químicas no reservatório de Salto Segredo no período de estudo

6.3.RESERVATÓRIO DE SALTO SANTIAGO

6.3.1. Caracterização da comunidade zooplanctônica

No reservatório de Salto Santiago foram identificadas 27 espécies de rotíferos, 12 espécies de cladóceros e duas espécies de copépodos durante todo o período de estudo (Tabela 22).

Tabela 22 - Lista dos *taxa* zooplanctônicos encontrados no reservatório de Salto Santiago durante o período de estudo. (*) Ordem

Rotífera		
Família	Gênero / Espécie	Código
Asplanchnidae	<i>Asplanchna</i> sp.	Aspl
Bdeloidea (*)	<i>Bdeloidea</i> (*)	Bdel
Brachionidae	<i>Brachionus dolabratus</i>	Brach dl
	<i>Brachionus falcatus</i>	Brach fc
	<i>Kellicottia longispina</i>	K long
	<i>Keratella cochlearis</i>	K coch
	<i>Platyas quadricornis</i>	P quadr
Collotheceidae	<i>Collotheca ornata</i>	Cornt
	<i>Collotheca</i> sp.	Collot.
Conochilidade	<i>Conochilus</i> sp.	Cchilus
	<i>Conochilus coenobasis</i>	Cchilus cb
Epiphanidae	<i>Epiphanes macrourus</i>	E macr
Euchlanidae	<i>Euchlanis dilatata</i>	E dilat
Filiniidae	<i>Filinia longiseta</i>	F long
Flosculariidae	<i>Ptygura libera</i>	Pty lib
Gastropodidae	<i>Ascomorpha ovalis</i>	A ov
	<i>Ascomorpha saltans</i>	A salt
Hexarthridae	<i>Hexarthra mira</i>	Hex m
Lecanidae	<i>Lecane bulla</i>	L bul
	<i>Lecane</i> sp.	L sp.
Synchaetidae	<i>Polyarthra dolichoptera</i>	P doli
	<i>Synchaeta jollyae</i>	Synch jo
	<i>Synchaeta</i> sp.	Synch sp.
Trichocercidae	<i>Trichocerca bicristata</i>	T bier
	<i>Trichocerca bidens</i>	T bid
	<i>Trichocerca cylindrica</i>	T cylin
	<i>Trichocerca rattus</i>	T rat

Continuação:

Cladocera		
Família	Gênero / Espécie	Código
Bosminidae	<i>Bosmina hagmanii</i>	Bn hag
	<i>Bosmina longirostris</i>	Bn long
	<i>Bosminopsis deitersi</i>	Bs deit
Chydoridae	<i>Alona</i> sp.	Al sp.
	<i>Chydorus</i> sp.	Chyd
	<i>Pseudochydorus globosus</i>	Pschy glob
Daphnidae	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	Cd corn
	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	Cd silv
	<i>Daphnia gessneri</i>	Dp gess
	<i>Daphnia laevis</i>	Dp lvis
	<i>Daphnia parvula</i>	Dp par
Moinidae	<i>Moina minuta</i>	Mn min
Sididae	<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	Dph spin
Copepoda		
Ordem	Estágio / Espécie	Código
Calanoida	<i>Notodiaptomus spinuliferus</i> ♀	Nt spinF
	<i>Notodiaptomus spinuliferus</i> ♂	Nt spinM
	Copepodito Calanoida	Cp Calan
Cyclopoida	Copepodito Cyclopoida	Cp Cyclo
	<i>Tropocyclops prasinus</i> ♀	Tp prasF
	<i>Tropocyclops prasinus</i> ♂	Tp prasM
	Nauplius	Náup

Na amostragem de Julho de 2012 (W) foram identificadas 19 espécies de rotíferos, no qual o organismo mais abundante foi *Kellicottia longispina* (Família Brachionidae) com média de 120,00 ind.m⁻³, já na amostragem de novembro de 2012 (Sp), foram identificadas 13 espécies de rotíferos, e o organismo mais abundante foi *Collotheca* sp. (Família Collothecidae) com média de densidade de 647,78 ind.m⁻³, (Figura 41 e Tabela 23).

Nas amostras coletadas em fevereiro de 2013 (S) foram identificadas 12 espécies de rotíferos, e o organismo mais abundante entre os rotíferos foi *Colurella* sp. (Família Collothecidae) com média de 1164,67 ind.m⁻³, já nas amostras de Salto Santiago recolhidas em outubro de 2013 (Sp2), foram identificadas seis espécies de rotíferos, e o organismo mais abundante foi *Asplanchna* sp. (Família Asplanchnidae) com densidade média de 4536,74 ind.m⁻³ (Figura 41 e Tabela 23).

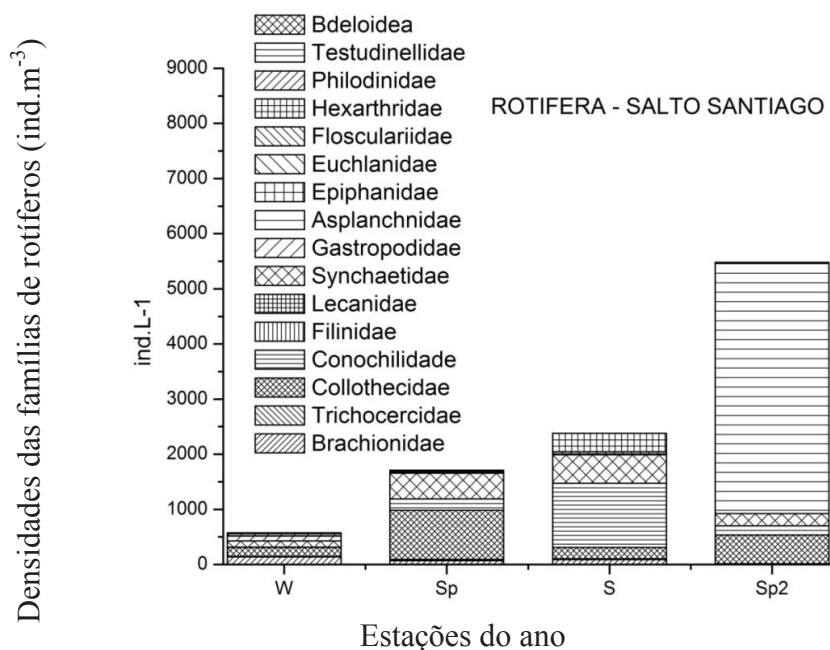


Figura 41 - Densidades das famílias de rotíferos no reservatório de Salto Santiago de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).

Durante a amostragem de julho de 2012 (W) foram identificadas nove espécies de cladóceros, sendo mais abundante *Ceriodaphnia silvestrii* (Família Daphnidae) com média de 140,00 ind.m⁻³, já na amostragem de novembro de 2012 (Sp) oito espécies de cladóceros foram encontradas e a espécie mais abundante foi *Ceriodaphnia cornuta* (Família Daphnidae), com média de 804,78 ind.m⁻³, (Figura 42 e Tabela 24).

Sete espécies de cladóceros foram identificadas na amostragem de fevereiro de 2013 (S) e a espécie mais abundante foi *Ceriodaphnia silvestrii* (Família Daphnidae), com média de densidade de 78,44 ind.m⁻³. Na amostragem de outubro de 2013 (Sp2) cinco espécies de cladóceros foram identificadas, e o cladóceros mais abundante foi *B. longirostris* (Família Bosminidae), com média de densidade de 171,44 ind.m⁻³(Figura 42 e Tabela 24).

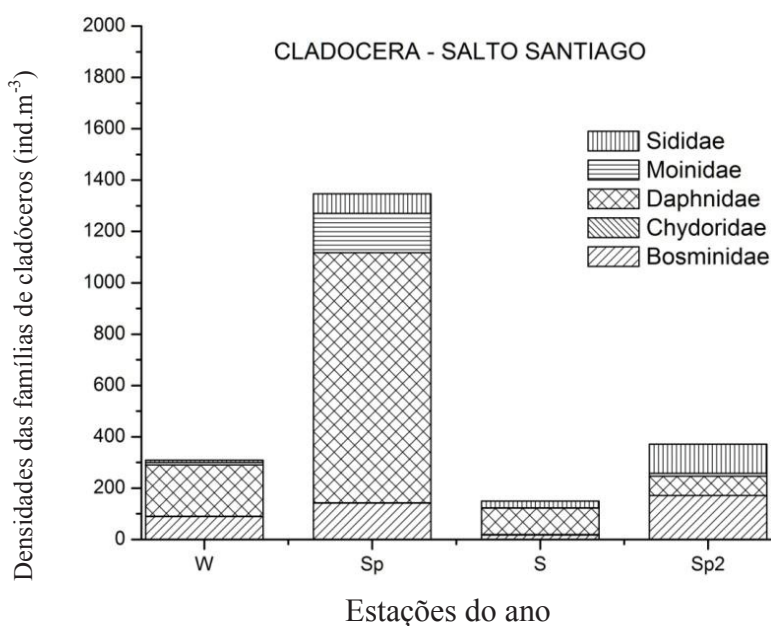


Figura 42 - Densidades das famílias de cladóceros no reservatório de Salto Santiago de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).

Em relação aos copépodos, em todas as amostragens foram encontradas apenas duas espécies, sendo os estágios naupliares os abundantes em todo o período de estudo (Figura 43 e Tabela 25).

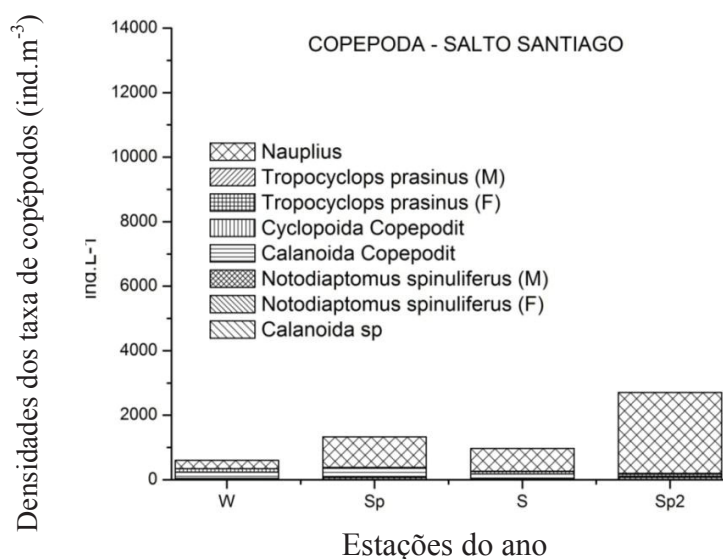


Figura 43 - Densidades dos taxa de copépodos no reservatório de Salto Santiago de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).

Tabela 24 - Densidades máxima, mínima e média dos grupos taxonômicos de cladóceros identificados (ind. m^{-3}) durante a o período de estudo no reservatório de Salto Santiago. Min = Densidade mínima; Max = Densidade máxima; DP = Desvio padrão.

Cladocera	SALTO SANTIAGO											
	W (Inverno – Julho 2012)			Sp (Primavera – Novembro 2012)			S (Verão – Fevereiro 2013)			Sp2 (Primavera – Outubro 2013)		
	Min	Max	Média \pm DP	Min	Max	Média \pm DP	Min	Max	Média \pm DP	Min	Max	Média \pm DP
<i>Alona</i> sp.	0,00	4,00	0,44 \pm 1,33	0,00	110,00	45,89 \pm 38,28	0	60	17,44 \pm 21,53	0,00	934,00	171,44 \pm 296,63
<i>Bosmina hagmanni</i>	30,00	150,00	77,78 \pm 51,42	5,00	270,00	96,00 \pm 80,74						
<i>Bosmina longirostris</i>	0,00	40,00	12,11 \pm 13,91									
<i>Bosminopsis deitersi</i>	0,00	70,00	22,22 \pm 23,33	22,00	2740,00	804,78 \pm 989,03	0,00	43,00	18,44 \pm 16,41			
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	40,00	280,00	140,00 \pm 84,26	38,00	480,00	156,89 \pm 140,42	0,00	431,00	78,44 \pm 133,94	0,00	189,00	65,40 \pm 79,46
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>												
<i>Chydorus</i> sp.												
<i>Daphnia gessneri</i>	0,00	60,00	26,78 \pm 17,91	0,00	31,00	11,78 \pm 10,69	0,00	47,00	5,22 \pm 15,67	0,00	92,00	10,27 \pm 30,81
<i>Daphnia laevis</i>	0,00	60,00	10,78 \pm 19,62									
<i>Daphnia parvula</i>												
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	0,00	20,00	7,78 \pm 5,61	5,00	270,00	76,00 \pm 82,98	0,00	80,00	25,89 \pm 27,69	0,00	747,00	114,19 \pm 240,24
<i>Moina minuta</i>	0,00	36,00	10,78 \pm 12,37	10,00	296,00	153,44 \pm 99,68	0,00	13,00	1,44 \pm 4,33	0,00	92,00	10,27 \pm 30,81
<i>Pseudochydorus globosus</i>				0,00	14,00	1,56 \pm 4,67						

Tabela 25 - Densidades máxima, mínima e média dos grupos taxonômicos de copépodos identificados (ind.m⁻³) durante a o período de estudo no reservatório de Salto Santiago. Min = Densidade mínima; Max = Densidade máxima; DP = Desvio padrão.

Copepoda	SALTO SANTIAGO											
	W (Inverno – Julho 2012)			Sp (Primavera – Novembro 2012)			S (Verão – Fevereiro 2013)			Sp2 (Primavera – Outubro 2013)		
	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP
Calanoídea sp.	50,00	260,00	201,11 ± 232,99	97,00	800,00	282,00 ± 226,57	0,00	327,00	143,22 ± 113,93	0,00	94,00	28,77 ± 40,16
Copepodito Calanoídea	0,00	90,00	105,78 ± 225,22	0,00	62,00	19,11 ± 20,31	0,00	216,00	77,78 ± 75,94	19,00	187,00	70,03 ± 53,71
Copepodito Cyclopóidea	140,00	360,00	254,44 ± 80,95	140,00	1430,00	948,67 ± 451,10	210,00	1942,00	703,33 ± 580,66	1268,00	7472,00	2506,94 ± 1941,68
Nauplius	0,00	90,00	32,56 ± 27,77	0,00	270,00	65,67 ± 83,41	0,00	112,00	27,00 ± 35,54	0,00	374,00	75,36 ± 117,74
<i>Notodiaptomus spinuliferus</i> ♀	0,00	10,00	3,78 ± 4,84	0,00	47,00	12,00 ± 18,69	0,00	43,00	11,11 ± 17,05	0,00	187,00	23,37 ± 61,78
<i>Notodiaptomus spinuliferus</i> ♂	0,00	10,00	3,00 ± 4,24	0,00	20,00	4,78 ± 7,68	0,00	75,00	11,67 ± 25,74	0,00	187,00	23,37 ± 61,78
<i>Tropocyclops prasinus</i> ♀	0,00	10,00	1,56 ± 3,43	0,00	10,00	1,56 ± 3,43	0,00	10,00	1,56 ± 3,43	0,00	10,00	1,56 ± 3,43
<i>Tropocyclops prasinus</i> ♂	0,00	10,00	1,56 ± 3,43	0,00	10,00	1,56 ± 3,43	0,00	10,00	1,56 ± 3,43	0,00	10,00	1,56 ± 3,43

6.3.2. Parâmetros físicos e químicos do reservatório de Salto Santiago

No reservatório de Salto Santiago em todo o período de estudo, a temperatura da água foi mais elevada nas amostragens de novembro de 2012 (Sp) e em fevereiro de 2013 (S) com valores médios de 27,23°C e 26,33°C respectivamente (Tabela 26). Na amostragem de julho de 2012 (W) a temperatura média foi de 17,48 °C, enquanto que em outubro de 2013 (Sp2) as temperaturas tiveram um valor médio de 19,9 °C.

Em novembro de 2012 a alta temperatura da água promoveu o aumento da condutividade devido à maior ionização dos compostos, porém, como no mês anterior houve uma grande precipitação na região, pode ter causado um carreamento de sais minerais para o corpo aquático. Entretanto, os valores não foram tão elevados, mas apresentou forte correlação positiva com a condutividade elétrica ($r= 0,843$, $p= 0,004$).

O pH medido nas três primeiras amostragens foi menos elevado, apresentando valores médios de 7,84 em julho de 2012 (W), 8,31 em novembro de 2012 (Sp) e 7,8 em fevereiro de 2013 (S). Já na amostragem de outubro de 2013 (Sp2) os valores de pH apresentaram uma média de 9,41, e nesta amostragem o pH apresentou correlação positiva com a concentração de clorofila-*a* ($r= 0,844$, $p= 0,004$).

O oxigênio dissolvido (OD) apresentou concentrações médias de 8,50 mg.L⁻¹, 7,21 mg.L⁻¹, 7,95 mg.L⁻¹, e 9,65 mg.L⁻¹ em julho de 2012, novembro de 2012, fevereiro de 2013 e outubro de 2013, respectivamente. Teve correlação positiva com a concentração de clorofila-*a* ($r= 0,7681$, $p< 0,016$) em novembro de 2012 (Sp) e em outubro de 2013 (Sp2).

Nas amostragens de novembro de 2012 e fevereiro de 2013 a condutividade foi mais elevada, porém em julho de 2012 e outubro de 2013 seus valores foram baixos. Observou-se uma correlação positiva com a temperatura nas duas primeiras amostragens, em julho de 2012 ($r= 0,843$, $p= 0,004$), e em novembro de 2012 ($r= 0,904$, $p= 0,001$), o que pode indicar uma influência da temperatura na condutividade, correlacionado com a temperatura mais baixa na época.

Tabela 26 - Variáveis físico-químicas do reservatório de Salto Santiago no período de estudo.
DP = Desvio padrão.

Variáveis ambientais	Julho 2012 (W)		Novembro 2012		Fevereiro 2013 (S)		Outubro 2013	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Temp. H ₂ O (°C)	17,48	0,35	27,23	1,14	26,33	1,38	19,90	0,42
pH	7,84	0,45	8,31	0,23	7,80	0,25	9,41	0,28
OD (mg.L ⁻¹)	8,50	0,24	7,21	0,57	7,94	0,45	9,65	0,26
Condução (µS/cm ²)	1,44	1,13	14,11	1,27	17,00	2,35	1,56	0,73
Turb (UNT)	10,87	2,56	8,56	4,08	7,21	2,28	5,75	1,63
Eh (mV)	-9,76	22,35	67,87	31,39	116,38	46,57	-107,58	9,36
Alcal (mEq.L ⁻¹)	129,01	24,38	336,96	33,93	377,53	19,30	240,99	22,95

O reservatório de Salto Santiago apresentou concentrações acima de 100 µg.L⁻¹ de P-total nas amostragens de novembro de 2012 (Sp) e fevereiro de 2013 (S), o que pode indicar ambiente altamente eutrofizado. O íon nitrato apresentou uma concentração média de 936,7 µg.L⁻¹ na amostragem de fevereiro de 2013 (S), valor típico de ambientes eutróficos. A amônia apresentou concentrações baixas na primeira amostragem, e estas concentrações foram se elevando até atingirem a média 228,84 µg.L⁻¹ em outubro de 2013 (Sp2) (Tabela 27).

Tabela 27 - Concentração de Clorofila *a* e dos nutrientes no reservatório de Salto Santiago.

Nutrientes e Clorofila <i>a</i>	Julho 2012 (W)		Novembro 2012 (Sp)		Fevereiro 2013 (S)		Outubro 2013	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Cloro- <i>a</i>	0,54	0,08	6,06	0,54	0,42	0,54	14,39	15,05
P-total	33,76	5,18	482,2	762,2	119,72	30,23	69,14	13,75
P-PO ₄ ³⁻	0,00	0,00	7,98	3,34	13,48	28,61	20,66	8,36
N-NO ₂ ⁻	13,92	0,44	2,46	1,43	10,42	0,91	6,70	1,20
N-NH ₃	0,00	0,00	3,14	2,53	69,18	5,26	228,84	31,24
N-NO ₃ ⁻	359,89	65,94	242,96	65,92	936,70	88,41	116,73	26,52
Norg	4051,01	1479,83	3280,18	936,17	4345,59	308,94	-352,28	46,56
Ntotal	4424,81	1521,62	3528,74	984,26	5361,92	362,17	225,36	57,10

6.3.3. Índices ecológicos determinados no Reservatório de Salto Santiago

6.3.3.1. Índice de Shannon

Nos resultados das médias do índice de diversidade de Shannon no reservatório de Salto Santiago pode-se observar que houve uma queda na qualidade da água ao longo do tempo, na amostragem de outubro de 2013 (Sp2) algumas estações de coleta são classificadas como apresentando poluição pesada (Figura 44).

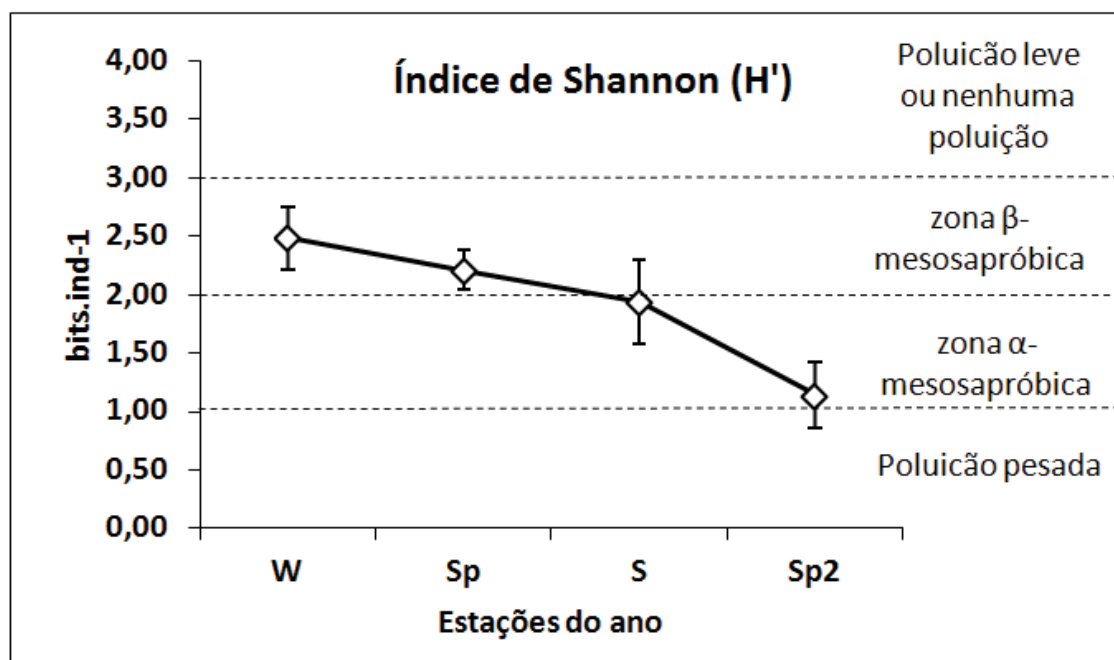


Figura 44 - Média dos índices de Shannon para o reservatório de Salto Santiago. As barras indicam o desvio padrão.

6.3.3.2. Índice de Equitabilidade

No reservatório de Salto Santiago percebe-se uma diminuição na qualidade da água relativa aos dados do índice de equitabilidade ao longo do tempo, em que na primeira amostragem, todas as estações de coleta foram classificadas como tendo pouca ou nenhuma poluição, e na última amostragem algumas estações de amostragem foram classificadas como tendo contaminação moderada (zona β-mesosapróbica) (Figura 45).

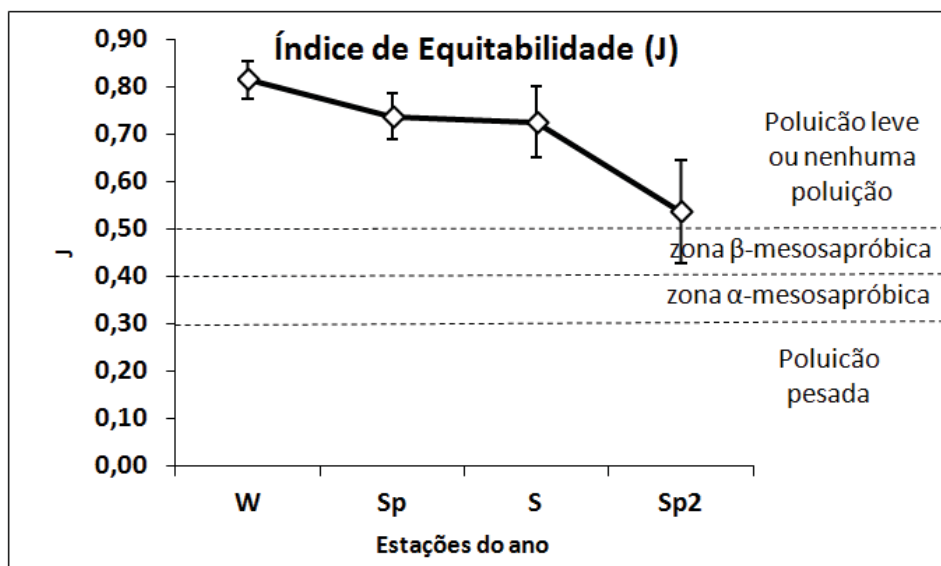


Figura 45 - Média dos índices de equitabilidade para o reservatório de Salto Santiago. As barras indicam o desvio padrão.

6.3.3.3. Índice de Constância

No reservatório de Salto Santiago, apenas *Collotheca* sp. e *Polyarthra dolichoptera* foram constantes, entre os rotíferos, durante o período de estudo (Quadro 5). Entretanto, para cada amostragem identificou-se um *taxon* mais abundante: *Kellicotia longispina* na amostragem de julho de 2012 (W), *Polyarthra dolichoptera* na amostragem de novembro de 2012 (Sp), *Colurella* sp. na amostragem de fevereiro de 2013 (S) e *Asplanchna* sp. na amostragem de outubro de 2013 (Sp2) (Tabela 28).

Entre os cladóceros três espécies estiveram entre as que foram constantes durante todo o período de estudo, *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia cornuta* e *Diaphanosoma spinulosum* (Quadro 10). No entanto, *D. spinulosum* não foi das espécies mais abundantes, pois, além das duas espécies supracitadas, *Ceriodaphnia silvestrii* foi uma das espécies mais abundantes, mas foi constante apenas em três das quatro amostragens (Tabela 28).

Os nauplii de copépodos foram os estádios mais abundantes entre os copépodos, também constante durante todo o período de estudo, ao lado dos copepoditos Cyclopoida e de *Notodiaptomus spinuliferus*, mas estes dois organismos não estiveram entre os mais abundantes (Quadro 10).

6.3.4. Índice de Estado Trófico (IET)

No reservatório de Salto Santiago, na amostragem de julho de 2012 (W), o ambiente foi classificado como Mesotrófico, na amostragem seguinte (Sp), houve uma queda na qualidade da água e o ambiente foi classificado como Eutrófico, porém, algumas estações de coleta foram classificadas como Supereutrófico e Eutrófico, nesta época houve uma grande estiagem na região (Anexo XII), podendo, desta forma alterar a qualidade da água, devido a maior concentração de nutrientes no reservatório. Na amostragem de fevereiro de 2013 (S) ocorreu uma leve melhora na qualidade da água e o ambiente foi classificado novamente como Mesotrófico, mas com alguns pontos sendo Oligotróficos e, na última amostragem (Sp2) o ambiente foi classificado como Eutrófico (Figura 46).

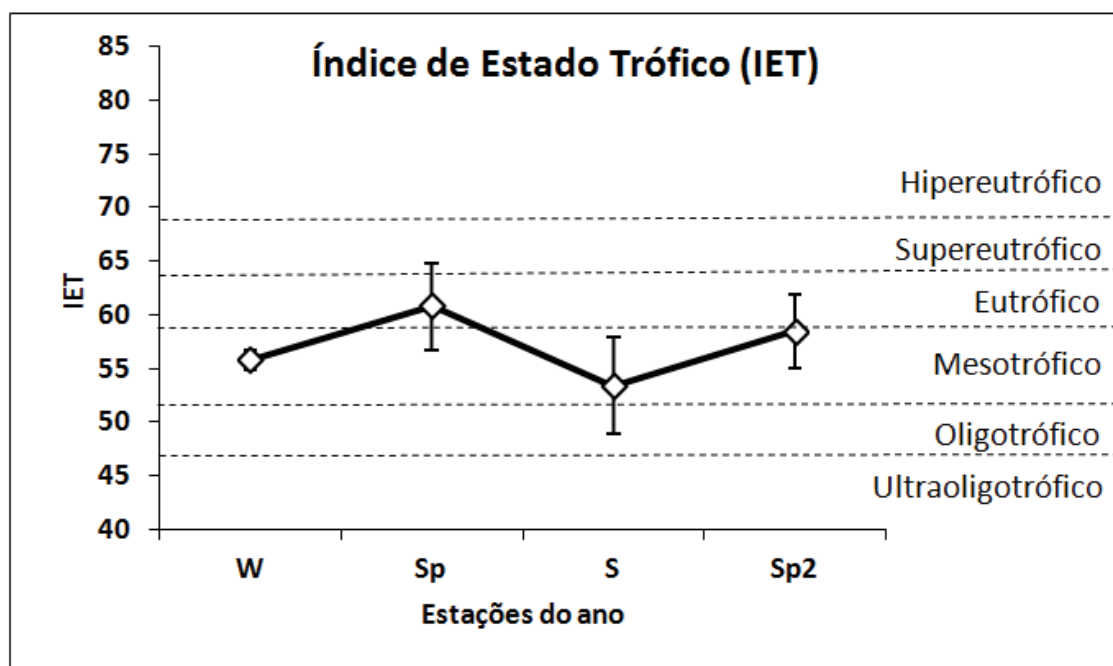


Figura 46 - Média dos índices de estado trófico para o reservatório de Salto Santiago. As barras indicam o desvio padrão.

6.3.5. Índice de saprobidade de Pantle-Buck (ISPB)

No reservatório de Salto Santiago houve pouca variação nas médias e nos valores do ISPB, sendo, desta forma, o ambiente classificado como apresentando

contaminação muito fraca e em alguns pontos, contaminação moderada, não observando uma alteração da qualidade da água durante o período de estudo (Figura 47).

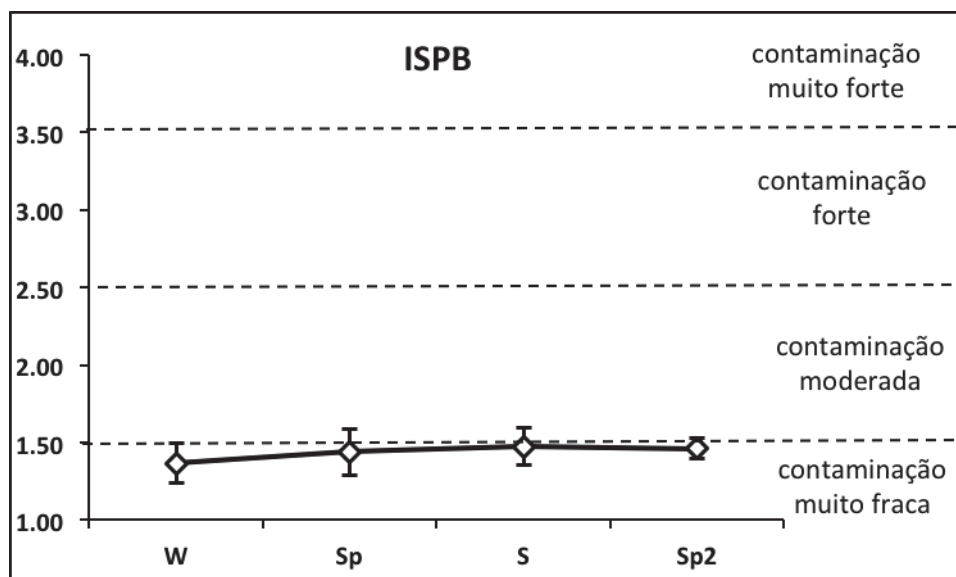


Figura 47 - Média dos índices de saprobidade de Pantle-Buck para o reservatório Salto Santiago. As barras indicam o desvio padrão.

6.3.6. Índice da Comunidade Zooplancônica para Reservatórios (ICZ_{Res})

O reservatório de Salto Segredo apresenta qualidade da água “REGULAR” de acordo com o ICZ_{Res} , em quase todos os pontos de amostragem, com exceção da amostragem de julho de 2012 (W), que a qualidade da água foi classificada predominantemente como “BOA” na maioria das estações de coleta, porém o ambiente apresentou vários pontos classificados com “RUIM” ou “PÉSSIMA”. Comparando-se estes dados com os dados do IET, onde a maioria dos pontos foi classificado entre Mesotrófico e Eutrófico, pode-se inferir que estes resultados estão em concordância, pois nos valores dos dois índices nota-se uma melhora na qualidade da água e uma melhora na amostragem seguinte, resultante possivelmente das chuvas no local na amostragem de novembro de 2012 (Sp) e da abertura das comportas da barragem da hidrelétrica na amostragem de outubro de 2013 (Sp2) (Tabela 29).

Tabela 29 - Índice da Comunidade Zooplancônica para Reservatórios (ICZRes) no reservatório de Salto Santiago durante o período estudado.

Pontos	SALTO SANTIAGO			
	W	Sp	S	Sp2
P1	BOA	PÉSSIMA ⁽¹⁾	REGULAR	REGULAR
P2	BOA	REGULAR	REGULAR	RUIM
P3	REGULAR	REGULAR	PÉSSIMA ⁽¹⁾	RUIM ⁽²⁾
P4	BOA	PÉSSIMA ⁽¹⁾	BOA	REGULAR
P5	BOA	REGULAR	PÉSSIMA ⁽¹⁾	RUIM
P6	BOA	REGULAR	PÉSSIMA ⁽¹⁾	REGULAR
P7	PÉSSIMA ⁽¹⁾	REGULAR	BOA	REGULAR
P8	BOA	REGULAR	REGULAR	REGULAR
P9	BOA	REGULAR	BOA	REGULAR

(1) Ausência de Ciclopóides

(2) Ausência de Cladóceros

6.3.7. Comparação dos resultados dos índices

Os mesmos resultados obtidos em Salto Segredo foram também observados em Salto Santiago, ou seja, uma variação no estado trófico da água no reservatório, mas uma manutenção nos valores dos outros índices. Pode-se notar uma variação nos resultados dos índices, às vezes até um pouco contraditórios, como por exemplo, numa mesma estação de amostragem o valor de IET indica ambiente hipereutrófico e o ICZ_{Res} indica ambiente com qualidade de água “REGULAR”, e em outro ponto de amostragem a água está “REGULAR” e o IET indica oligotrófico. O ICZ_{Res} indicou majoritariamente uma qualidade de água “REGULAR”, porém observam-se vários pontos de amostragem de péssima qualidade de água (Quadro 11).

O IET do reservatório de Salto Santiago não apresentou nenhuma correlação com os índices calculados (H', J e ISPB).

Quadro 11 - Comparação dos resultados dos índices no reservatório de Salto Santiago

Amostragem	Índices	Estações de coleta								
		ST1	ST2	ST3	ST4	ST5	ST6	ST7	ST8	ST9
Inverno 2012 (W)	H'									
	J									
	ISPB									
	IET									
	ICZ _{Res}									
Primavera 2012 (Sp)	H'									
	J									
	ISPB									
	IET									
	ICZ _{Res}									
Verão 2013 (S)	H'									
	J									
	ISPB									
	IET									
	ICZ _{Res}									
Primavera 2013 (Sp2)	H'									
	J									
	ISPB									
	IET									
	ICZ _{Res}									

Legenda:

H'		Moderadamente poluído (zona α -mesosapróbica)
		Moderadamente poluído (zona β -mesosapróbica)
		Poluição pesada
J		Pouca ou nenhuma poluição
		zona α -mesosapróbica
		zona β -mesosapróbica
ISPB		Contaminação moderada
		Contaminação muito fraca
IET		Ultraoligotrófico
		Oligotrófico
		Mesotrófico
		Eutrófico
		Supereutrófico
		Hipereutrófico
ICZ _{Res}		Boa
		Regular
		Ruim
		Péssima

6.3.8. Caracterização dos ácidos graxos

No reservatório de Salto Santiago foram identificados 18 ácidos graxos, sendo seis ácidos graxos saturados (SFA), seis ácidos graxos monoinsaturados (MUFA), três ácidos graxos poliinsaturados (PUFA) e três ácidos graxos altamente insaturados (HUFA) (Tabela 30). Na amostragem de outubro de 2012 (Sp2) foram identificados 14 ácidos graxos, sendo cinco SFA e cinco MUFA; já na amostragem de fevereiro de 2013 (S), foram encontrados identificados apenas três ácidos graxos sendo dois SFA e um HUFA.

Tabela 30 - Lista de ácidos graxos no reservatório de Salto Santiago. Unidades em mg de ácidos graxos por mg de zooplâncton ($\text{mg}\cdot\text{mg}^{-1}$). W = Winter (Julho 2012); Sp = Spring (Novembro 2012); S = Summer (Fevereiro 2013); Sp2 = Spring (Outubro 2013). C:D = Carbonos:Saturações.

SALTO SANTIAGO					
Ácidos graxos (principais grupos)	C:D	W	Sp	S	Sp2
SFA	C8:0	9,24E-05			
	C14:0	6,09E-05	3,00E-05		5,51E-03
	C16:0	4,66E-03	4,21E-03	1,99E-04	2,29E-02
	C18:0	3,63E-04		2,18E-06	6,66E-04
	C20:0				1,37E-04
	C21:0				8,82E-03
	ΣSFA	5,18E-03	4,24E-03	2,02E-04	3,81E-02
MUFA	C15:1n5(cis-10)				4,17E-03
	C16:1				7,83E-03
	C18:1n9t	5,88E-06			3,94E-03
	C18:1n9c				5,52E-03
	C20:1n9				9,39E-04
	C24:1n9	1,26E-03			
	ΣMUFA	1,27E-03	0,00E+00	0,00E+00	2,24E-02
PUFA	C18:3		1,69E-04		
	C18:3n3				1,10E-03
	C20:2(cis-11,14)	1,46E-03			
	ΣPUFA	1,46E-03	1,69E-04	0,00E+00	1,10E-03
HUFA	C20:4				1,06E-03
	EPA	1,17E-04			1,31E-02
	DHA	8,21E-02		1,88E-02	1,73E-02
	ΣHUFA	8,22E-02		1,88E-02	3,14E-02
Σ FA	9,02E-02	4,41E-03	1,90E-02	9,30E-02	
N		9	3	3	14

No reservatório de Salto Santiago DHA foi o ácido graxo mais abundante nas três regiões das amostragens de julho de 2012 (W), fevereiro de 2013 (S) e outubro de 2013 (Sp2), com quase a totalidade de todos os ácidos graxos. Na amostragem de novembro de 2012 (Sp) o ácido graxo que apresentou maior densidade foi C16:0, com mais de 60% das densidades totais (Figura 48). Observando os resultados, C16:0 parece estar relacionado com águas de pior qualidade, ou seja, as algas que são responsáveis pela produção desses ácidos graxos provavelmente são mais abundantes nessas águas.

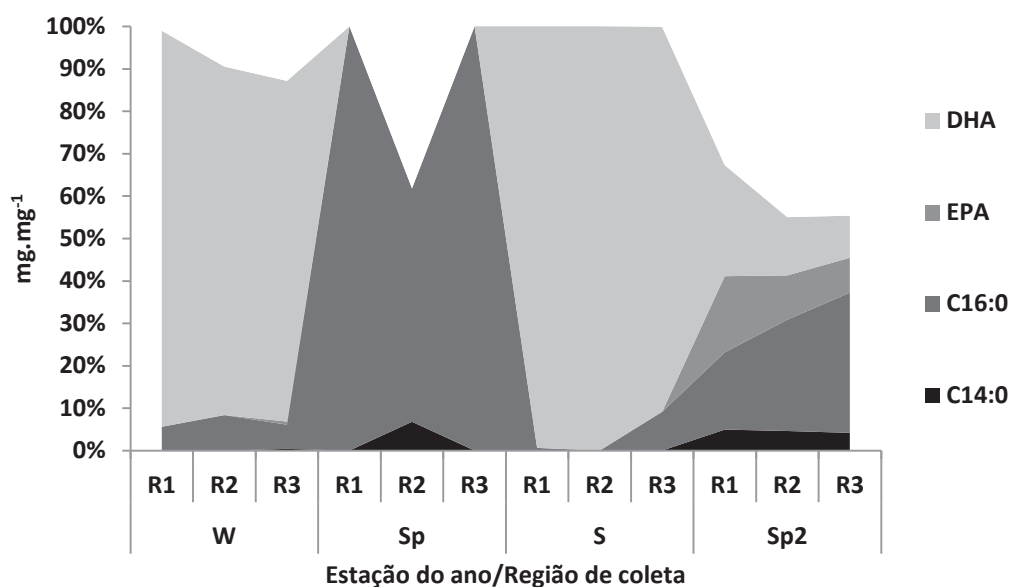


Figura 48 - Densidades (em %) dos ácidos graxos do reservatório de Salto Santiago.

Na análise de Cluster pode-se observar a separação da composição dos ácidos gordos de acordo as estações do ano, onde formam-se grupos apenas com as amostras da coleta realizada na primavera de 2013 (Sp2) e primavera de 2012 (Sp) e os outros agrupamentos são compostos de amostras oriundas das outras estações do ano, não podendo diferenciar um grupo isolado (Figura 49).

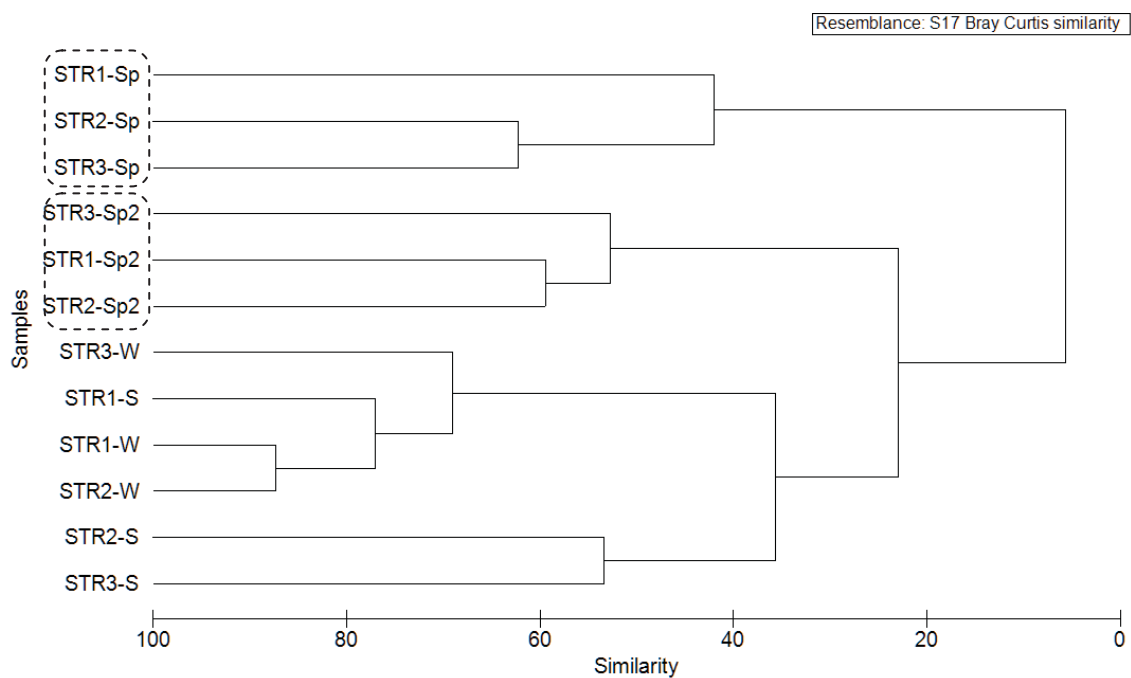


Figura 49 - Análise de Cluster das regiões de coleta de acordo as estações do ano no reservatório de Salto Santiago. W = inverno de 2012; Sp = primavera de 2012; S = verão de 2013; Sp2 = primavera de 2013.

Na figura 50 pode-se observar o agrupamento das estações de coleta de acordo com as estações do ano, e nota-se claramente que a composição dos ácidos graxos das amostragens Sp e Sp2 foram similares quando observado suas respectivas regiões de coleta (Region), onde nota-se a similaridade em torno de 60% entre as regiões R2 e R3 nas duas amostragens, e uma menor similaridade com a região R1.

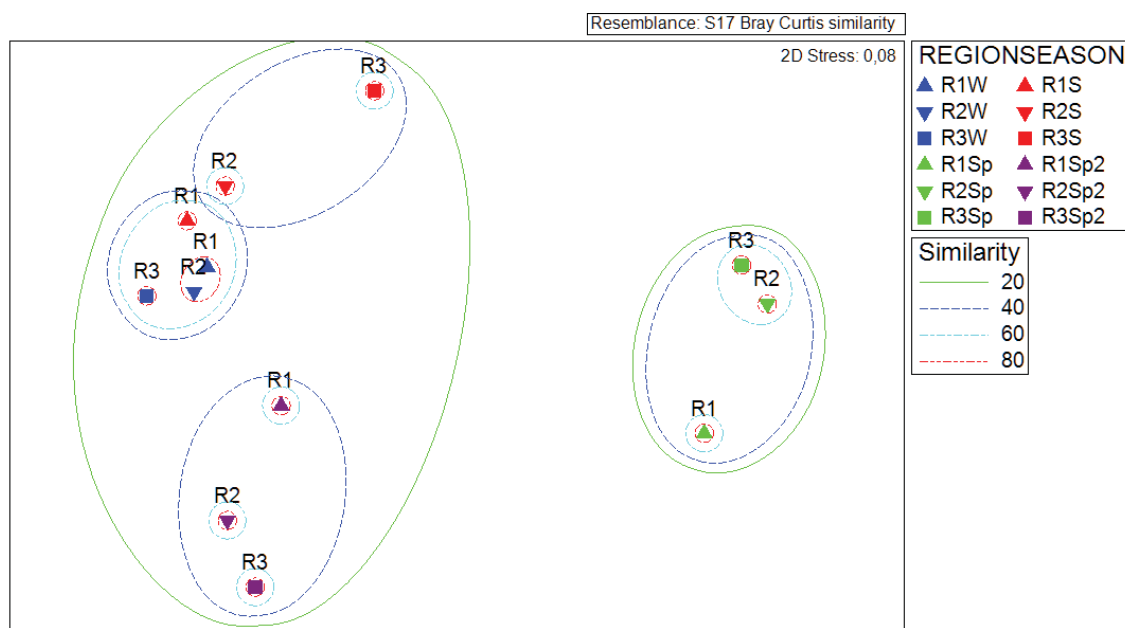


Figura 50 - n-MDS no reservatório de Salto Santiago de acordo aos ácidos graxos identificados

Avaliando os ácidos graxos que contribuem para similaridades e dissimilaridades dos grupos nas estações do ano no reservatório de Salto Santiago, pode-se perceber que os principais ácidos graxos são EPA e o C16:0 que contribuem em sua maioria com mais de 50% de dissimilaridade, chegando a 98,57% de entre o inverno de 2012 (W) e primavera de 2012 (Sp), (Quadro 12). Observando o n-MDS dos ácidos graxos pode-se notar a formação de dois grupos, um deles é composto apenas por C8:0 (ácido caprílico) e o outro abrange todos os outros ácidos graxos do reservatório (Figura 51).

Quadro 12 - Análise SIMPER das estações do ano de acordo aos ácidos graxos no reservatório de Salto Santiago.

Grupos W & Sp						
Dissimilaridade média = 98,57						
Ácidos graxos	Grupo W Abund. média	Grupo Sp Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
DHA	0,08	0	72,46	2,13	73,51	73,51
C16:0	0	0	21,22	0,68	21,53	95,04
Grupos W & S						
Dissimilaridade média = 68,30						
Ácidos graxos	Grupo W Abund. média	Grupo S Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
DHA	0,08	0,02	62,84	2,14	92,01	92,01
Grupos Sp & S						
Dissimilaridade média = 89,60						
Ácidos graxos	Grupo Sp Abund. média	Grupo S Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
DHA	0	0,02	55,06	1,09	61,46	61,46
C16:0	0	0	34,34	0,87	38,33	99,79
Grupos W & Sp2						
Dissimilaridade média = 82,44						
Ácidos graxos	Grupo W Abund. média	Grupo Sp2 Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
DHA	0,08	0,02	38,17	1,22	46,3	46,3
C16:0	0	0,02	17,05	0,9	20,68	66,98
EPA	0	0,01	5,97	1,36	7,24	74,22
C21:0	0	0,01	4,13	1,25	5,01	79,23
C8:0	0	0	4,09	0,33	4,96	84,19
C16:1	0	0,01	2,94	0,52	3,57	87,76
C18:1n9t	0	0	2,39	0,69	2,91	90,67
Grupos Sp & Sp2						
Dissimilaridade média = 86,62						
Ácidos graxos	Grupo Sp Abund. média	Grupo Sp2 Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
C16:0	0	0,02	20,05	1,1	23,15	23,15
DHA	0	0,02	17,58	1,86	20,29	43,44
EPA	0	0,01	12,96	2,02	14,96	58,4
C15:1n5(cis-10)	0	0	9,28	0,58	10,72	69,12
C21:0	0	0,01	8,24	1,97	9,51	78,63
C18:1n9t	0	0	6,56	0,85	7,58	86,21
C14:0	0	0,01	4,49	1,93	5,18	91,39
Grupos S & Sp2						
Dissimilaridade média = 82,46						
Ácidos graxos	Grupo S Abund. média	Grupo Sp2 Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
DHA	0,02	0,02	23,09	0,69	28	28
C16:0	0	0,02	13,63	1,03	16,53	44,53
EPA	0	0,01	10,94	2,04	13,27	57,81
C15:1n5(cis-10)	0	0	7,98	0,63	9,67	67,48
C21:0	0	0,01	7,38	1,8	8,94	76,42
C18:1n9t	0	0	5,68	0,78	6,89	83,31
C16:1	0	0,01	4,64	0,71	5,62	88,93
C14:0	0	0,01	4,3	2,01	5,22	94,15

RESERVATÓRIO DE SALTO SANTIAGO
Ácidos graxos



Figura 51 - n-MDS indicando os grupos de ácidos gordos no reservatório de Salto Santiago

Comparando os dados de ácidos graxos com o IET, nota-se que o ácido graxo que mais abundante foi DHA, principalmente em locais classificados como mesotróficos, aparecendo também outras espécies de ácidos graxos em alguns pontos específicos como C15:1n5, C16 e C8 (Apêndice X).

6.3.9. Análises estatísticas

Foram realizadas correlações de Pearson entre o índice de estado trófico (IET), os ácidos graxos e os *taxa* mais abundantes, para verificar se o estado trófico do reservatório tem alguma relação com estas variáveis. Em relação aos ácidos graxos o IET não apresentou nenhuma correlação significativa com os ácidos graxos, podendo ser um indicativo de que estes ácidos graxos não estão relacionados com o estado trófico do reservatório. O IET apresentou correlação positiva com *P. dolichoptera* ($r=$

0,765; $p=0,004$) e com *C. cornuta* ($r=0,625$; $p=0,030$), que pode ser um indicativo da contribuição destes taxa para o estado trófico do reservatório.

A maioria das amostras em que *P. dolichopectera* foi mais abundante esteve entre os valores de 55 e 60, mostrando uma preferência destes organismos por ambientes Mesotróficos a Eutróficos, apesar da maior densidade ter sido encontrada na faixa do Supereutrótico ($63 < \text{IET} < 67$) (Figura 52 A). O mesmo padrão foi seguido por *C. cornuta* (Figura 52 B).

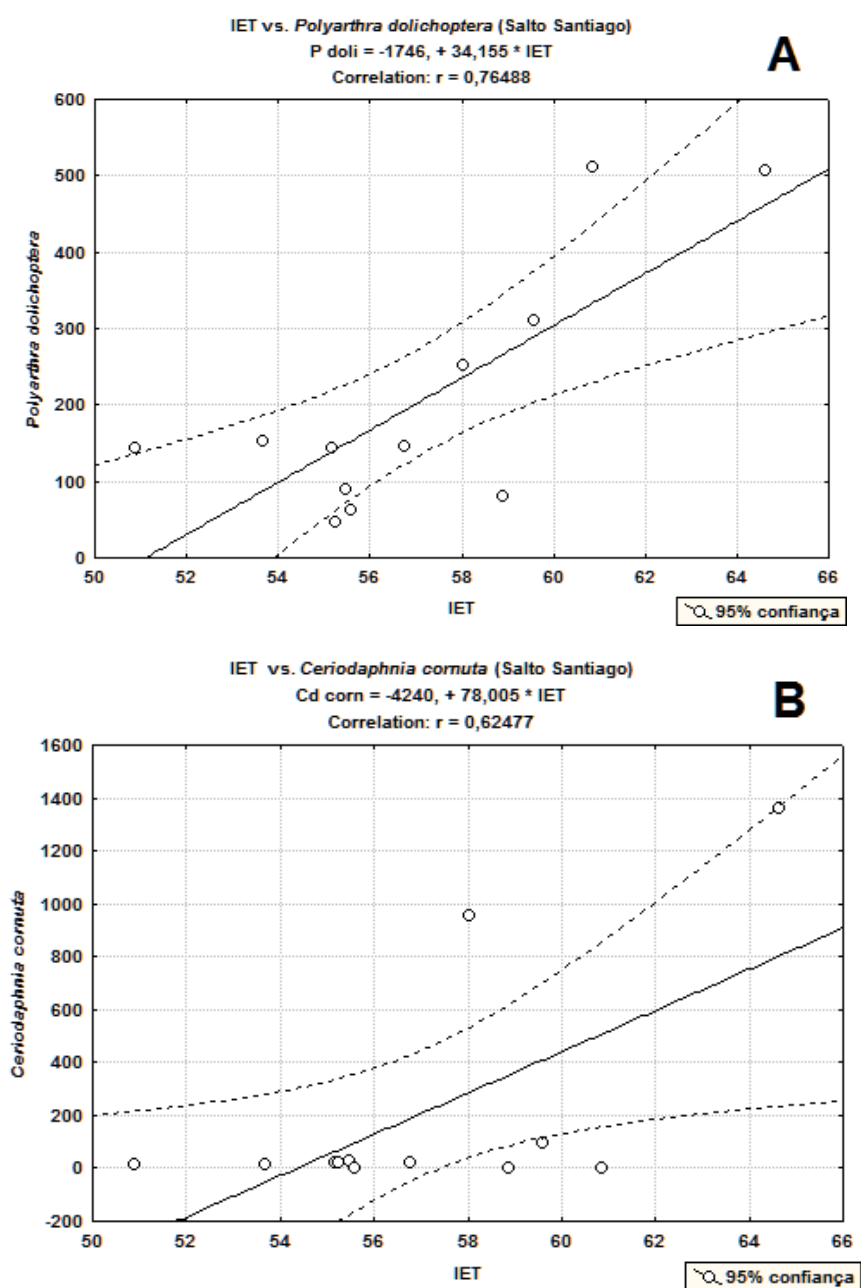


Figura 52 - Correlações de Pearson entre IET e taxa (A) *Polyarthra dolichopectera*; (B) *Ceriodaphnia cornuta*.

A análise de componentes principais, entre os ácidos graxos e os *taxa* mais abundantes, explicou 70,44% da variabilidade total, sendo que o primeiro componente principal (CP1) explicou 44,53 % e a segunda componente principal (CP2) 25,91%.

O lado positivo do fator 1 explicou melhor as seguintes variáveis: índice de equitabilidade (J), índice de Shannon (H') e alguns ácidos graxos como o DHA. Essas associações podem indicar que a abundância e a riqueza zooplâncton pode ter influência sobre a concentração do DHA. O lado negativo do fator 1 mostra a associação entre vários tipos de ácidos graxos e o IET. Essas associações indicam que concentrações de ácidos graxos podem ter influência no estado trófico do reservatório.

O segundo componente principal localizado no lado positivo, associou o IET, o ISPB e o ácido palmitoléico (C16:1) (Figura 53).

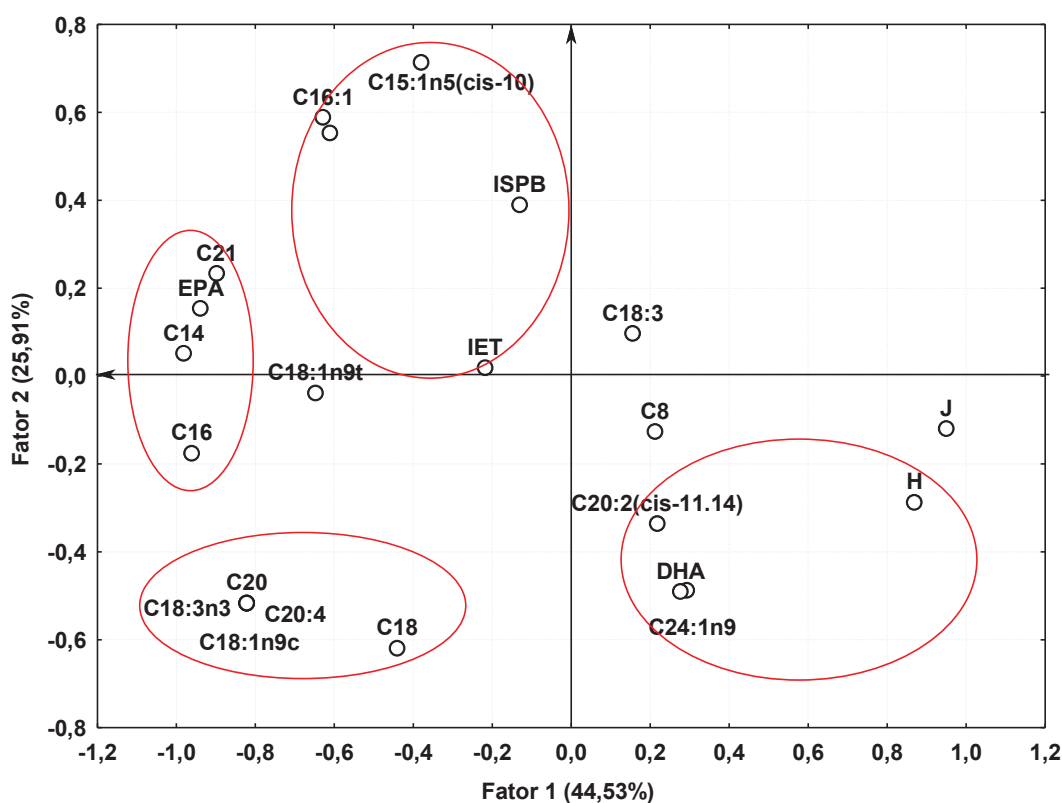


Figura 53 - Associação entre as variáveis bióticas e abióticas no reservatório de Salto Santiago comparando os três períodos estudados.

A análise de componentes principais, entre os ácidos graxos e os *taxa* mais abundantes, explicou 78,54% da variabilidade total, sendo que o primeiro componente principal (CP1) explicou 49,35 % e a segunda componente principal (CP2) 29,19%, e dois grupos distintos foram formados, sendo explicados pelo primeiro componente principal (CP 1). O grupo maior localizado no lado positivo indica que o gênero

Asplanchna sp., teve influência de vários ácidos graxos, possivelmente contribuindo para o aumento de suas densidades, como C16:0, C18:3n3, C18:1n9c, C20:0 e C20:4. As variáveis contidas na outra elipse mostram maior associação entre nauplii de copépodos e os ácidos gordos C14:0, C21:0 e EPA, indicando que as concentrações destes ácidos graxos podem ter influenciado nas densidades de nauplii.

O segundo grupo formado pela elipse do lado negativo do fator 1 mostrou que as concentrações de DHA, C24:1n9, C20:2(cis-11,14), podem ter influenciado as abundâncias do rotífero *Kelicottia longispina* (K long), que foi o rotífero mais abundante neste reservatório.

O segundo componente principal (fator 2) explicou a relação entre *P.dolichopectera* e *C.cornuta* com C18:3 (Figura 54).

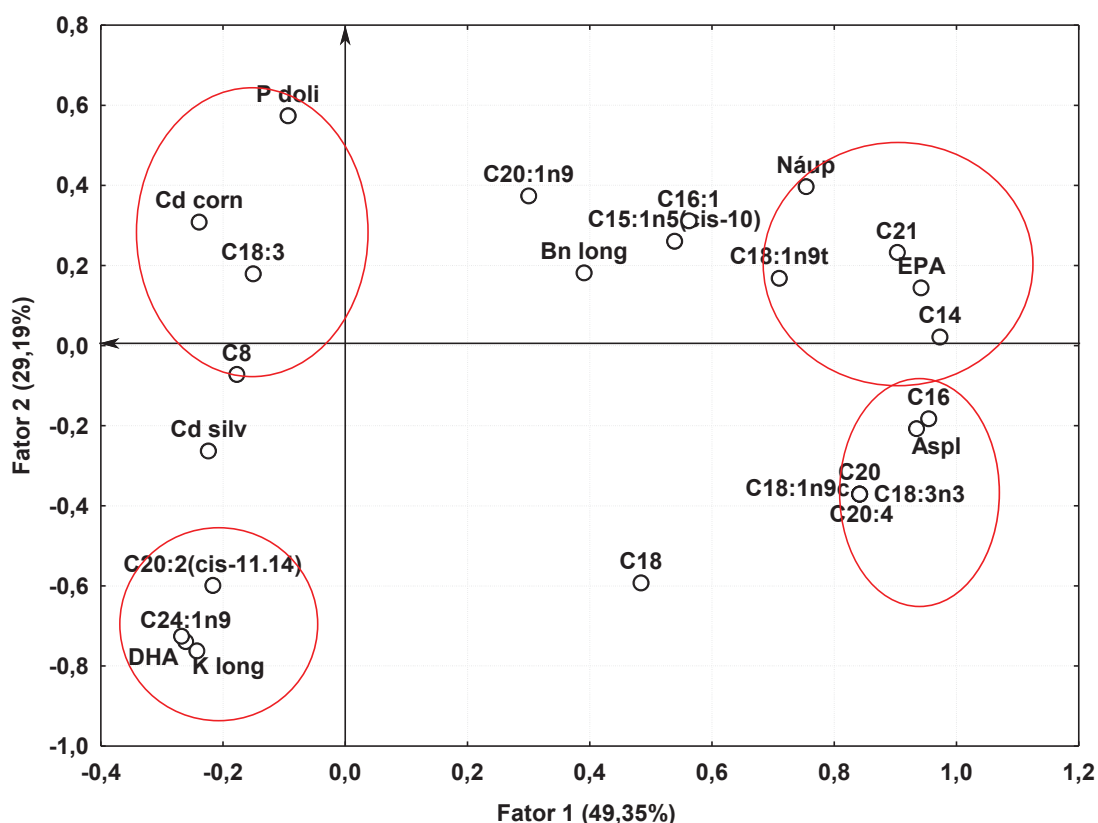


Figura 54 - Associação entre os taxa mais abundantes e os ácidos graxos no reservatório de Salto Santiago no período estudado.

A análise dos componentes principais dos índices com os taxa mais abundantes, explicou 71,59% da variabilidade total, sendo que o primeiro componente principal (CP1) explicou 42,39 % e a segunda componente principal (CP2) 29,20%. Dois grupos foram formados, sendo explicados pelo primeiro componente principal (fator 1). O grupo maior localizado no lado positivo indica que a espécie *P.*

dolichopectera teve influência do estado trófico (IET) As variáveis contidas na outra elipse mostram maior associação entre *Asplanchna* sp. e o ISPB, indicando que esta espécie pode ter influenciado nos valores do ISPB.

O segundo componente principal (fator 2) explicou as relações entre *C.silvestrii* e *C.cornuta* com o IET (Figura 55).

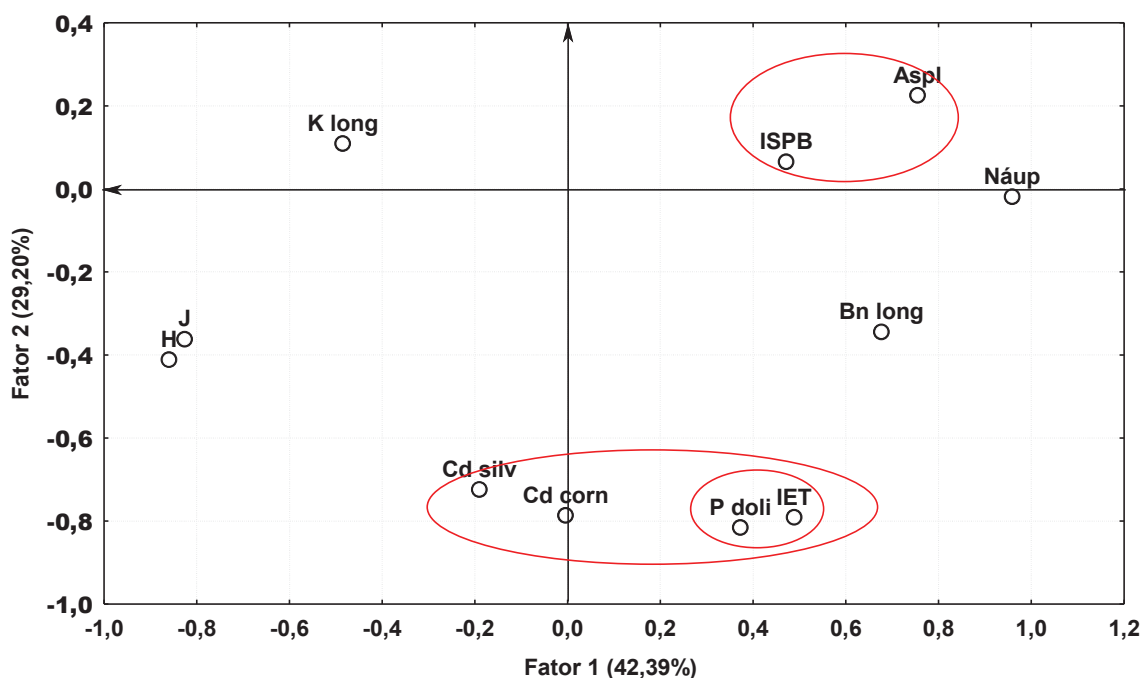


Figura 55 - Associação entre os taxa mais abundantes e os índices no reservatório de Salto Santiago no período estudado.

A análise de componentes principais, entre os ácidos graxos e os parâmetros físico e químicos, explicou 71,18% da variabilidade total, sendo que o primeiro componente principal (CP1) explicou 47,33 % e a segunda componente principal (CP2) 23,85%. Dois grupos distintos foram formados, um sendo explicado pelo primeiro componente principal (fator 1). Este grupo localizado no lado positivo indica que o orto-fosfato, o pH, a amônia e a concentração de clorofila-*a*, estão associados a vários ácidos graxos - C15:1n5(cis10), C18:1n9t e C20:0. O segundo componente principal (fator 2) explicou as relações entre DHA, C20:2(cis-11,14), e C24:1n9 com os componentes nitrogenados (Figura 56). Estas associações podem ser um indicativo de que estes ácidos graxos podem ser influenciados pelos componentes nitrogenados.

Weng *et al.* (2014) observou variações nas concentrações de ácidos graxos, quando dinoflagelados foram submetidos a diferentes concentrações de nitrogênio.

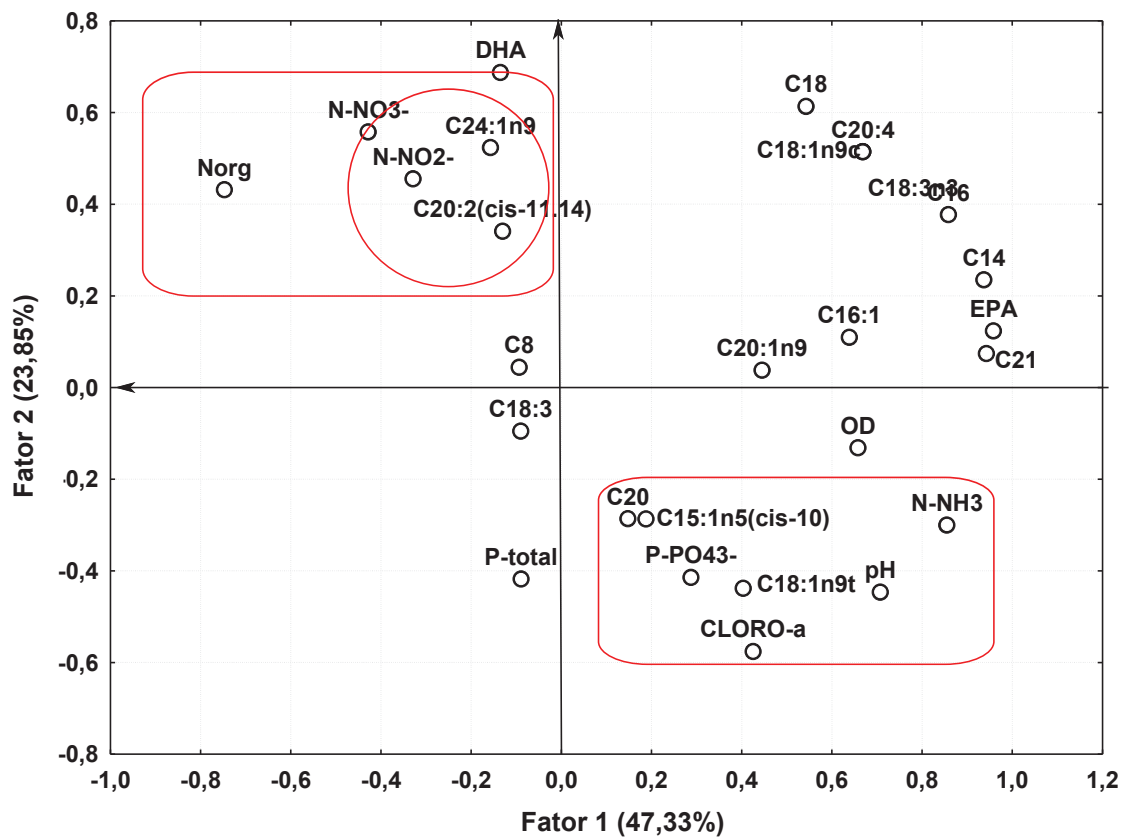


Figura 56 - Associações entre ácidos graxos e variáveis físico-químicas no reservatório de Salto Santiago no período de estudo.

6.4. RESERVATÓRIO DE SALTO CAXIAS

6.4.1. Caracterização da comunidade zooplanctônica

No reservatório de Salto Caxias foram encontradas 20 espécies de rotíferos, dez espécies de cladóceros e duas espécies de copépodos (Tabela 31).

Tabela 31 - Lista dos *taxa* zooplanctônicos encontrados no reservatório de Salto Caxias durante o período de estudo. (*) Ordem

Rotifera		
Família	Gênero / Espécie	Código
Asplanchnidae	<i>Asplanchna</i> sp.	Aspl
Brachionidae	<i>Brachionus dolabratus</i>	Brach dl
	<i>Brachionus falcatus</i>	Brach fc
	<i>Kellicottia longispina</i>	K long
	<i>Keratella cochlearis</i>	K coch
Collothecidae	<i>Keratella tropica</i>	K trop
	<i>Collotheca ornata</i>	Cornt
	<i>Collotheca</i> sp.	Collot.
Conochilidae	<i>Conochilus coenobasis</i>	Cchilus cb
Euchlanidae	<i>Euchlanis dilatata</i>	E dilat
Flosculariidae	<i>Ptygura libera</i>	Pty lib
Gastropodidae	<i>Ascomorpha ovalis</i>	A ov
Hexarthridae	<i>Hexarthra mira</i>	Hex m
Cladocera		
Lecanidae	<i>Lecane</i> sp.	L sp.
Synchaetidae	<i>Polyarthra dolichoptera</i>	P doli
	<i>Synchaeta jollyae</i>	Synch jo
	<i>Synchaeta</i> sp.	Synch sp.
Testudinellidae	<i>Pompholyx sulcata</i>	Pom sul
Trichocercidae	<i>Trichocerca bidens</i>	T bid
	<i>Trichocerca cylindrica</i>	T cylin
Família	Gênero / Espécie	Código
Bosminidae	<i>Bosmina hagmanii</i>	Bn hag
	<i>Bosmina longirostris</i>	Bn long
	<i>Bosminopsis deitersi</i>	Bs deit
Chydoridae	<i>Alona</i> sp.	Al sp.
Daphnidae	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	Cd corn
	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	Cd silv
	<i>Daphnia gessneri</i>	Dp gess
	<i>Daphnia laevis</i>	Dp lvis
Moinidae	<i>Moina minuta</i>	Mn min
Sididae	<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	Dph spin

Continuação:

Copepoda		
Ordem	Estágios larvares / Espécies	Código
Calanoida	<i>Notodiaptomus spinuliferus</i> ♀	Nt spinF
	<i>Notodiaptomus spinuliferus</i> ♂	Nt spinM
	Copepodito Calanoida	Cp Calan
Cyclopoida	Copepodito Cyclopoida	Cp Cyclo
	<i>Tropocyclops prasinus</i> ♀	Tp prasF
	<i>Tropocyclops prasinus</i> ♂	Tp prasM
	Nauplius	Náup

Na amostragem de julho de 2012 (W) foram identificadas oito espécies de rotíferos, no qual *Polyarthra dolichoptera* (Família Synchaetidae) foi a espécie mais abundante com uma densidade média de 837,78 ind.m⁻³.

Tanto na amostragem de novembro de 2012 (Sp) quanto na de fevereiro de 2013 (S), a abundância de espécies foi a mesma (14 espécies), sendo, *Collotheca* sp. o gênero mais abundante em novembro de 2012 (Sp), com densidade média de 808,00 ind.m⁻³ e o gênero mais abundante em fevereiro de 2013 (S) foi *Synchaeta* sp. (Família Synchaetidae), com uma densidade média de 1798,20 ind.m⁻³ (Figura 57 e Tabela 32).

Na amostragem de outubro de 2013 (Sp2) foram identificadas cinco espécies de rotíferos, sendo o gênero mais abundante *Asplanchna* sp. (Família Asplanchnidae), com uma densidade média de 3018,71 ind.m⁻³, (Figura 57 e Tabela 32).

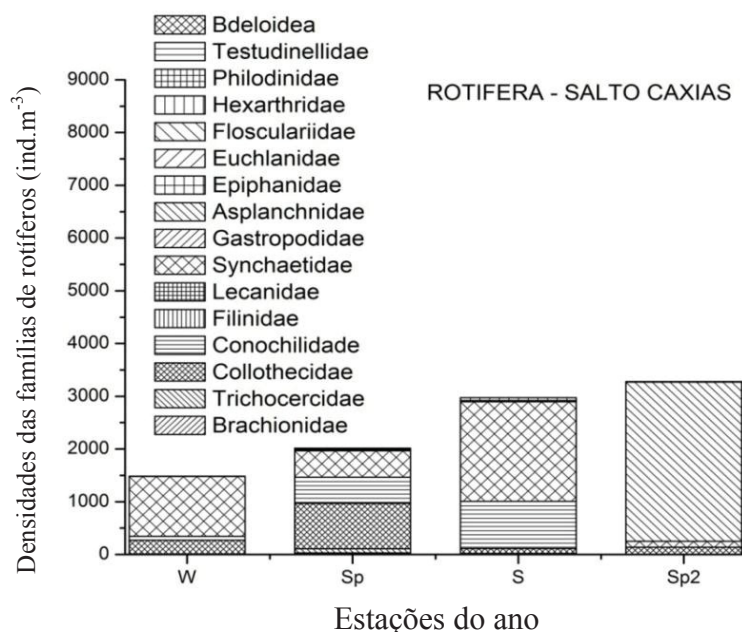


Figura 57 - Densidades das famílias de rotíferos no reservatório de Salto Caxias de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).

Tabela 32 - Densidades de rotíferos durante a o período de estudo no reservatório de Salto Caxias. Min = Densidade mínima; Max = Densidade máxima; DP = Desvio padrão.

Rotífera	SALTO CAXIAS											
	W (Inverno – Julho 2012)			Sp (Primavera – Novembro 2012)			S (Verão – Fevereiro 2013)			Sp2 (Primavera – Outubro 2013)		
	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP
<i>Ascomorpha ovalis</i>	0,00	30,00	5,44 ± 10,16				0,00	11,00	1,24 ± 3,93	424,00	8488,00	3018,71 ± 3053,67
<i>Asplanchna</i> sp.							0,00	14,00	1,57 ± 5,00			
<i>Brachionus dolabratus</i>							0,00	46,00	6,76 ± 16,29			
<i>Brachionus falcatus</i>	0,00	40,00	10,78 ± 15,43	0,00	176,00	52,22 ± 60,39	0,00	46,00	17,30 ± 18,51			
<i>Collotheca ornata</i>	20,00	700,00	250,00 ± 204,77	60,00	1474,00	808,00 ± 548,16	20,00	168,00	74,36 ± 60,95			
<i>Collotheca</i> sp.				0,00	2175,00	495,22 ± 801,74				0,00	726,00	135,71 ± 275,41
<i>Conochilus</i> sp.												
<i>Conochilus unicornis</i>	0,00	320,00	75,56 ± 125,31									
<i>Euchlanis dilatata</i>				0,00	44,00	24,56 ± 16,21	0,00	46,00	14,14 ± 15,30	0,00	71,00	7,86 ± 23,58
<i>Hexarthra mira</i>				0,00	37,00	8,00 ± 15,88	0,00	320,00	53,15 ± 107,07	0,00	20,00	2,25 ± 6,76
<i>Kellicottia longispina</i>	0,00	30,00	4,44 ± 10,14				0,00	20,00	2,19 ± 6,98			
<i>Keratella cochlearis</i>	0,00	10,00	3,00 ± 4,58	0,00	59,00	26,11 ± 20,10	0,00	20,00				
<i>Keratella tropica</i>				0,00	37,00	4,11 ± 12,33						
<i>Lecane</i> sp.							0,00	28,00	3,11 ± 9,89	0,00	519,00	116,06 ± 159,25
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	100,00	1880,00	837,78 ± 634,15	48,00	1969,00	406,44 ± 604,46	15,00	185,00	84,86 ± 52,28	0,00		
<i>Pompholyx sulcata</i>				0,00	29,00	3,22 ± 9,67						
<i>Pygura libera</i>				0,00	88,00	12,67 ± 29,53	0,00	91,00	10,16 ± 32,34			
<i>Synchaeta pectinata</i>	10,00	1170,00	295,56 ± 370,27									
<i>Synchaeta jollyae</i>				0,00	186,00	75,00 ± 73,77						
<i>Synchaeta</i> sp.				0,00	140,00	20,44 ± 45,97	78,00	9789,00	1798,20 ± 3353,33			
<i>Trichocerca bidens</i>				0,00	13,00	1,44 ± 4,33						
<i>Trichocerca cylindrica</i>				0,00	175,00	78,67 ± 56,43	0,00	46,00	10,39 ± 17,62			

Excetuando a amostragem de julho de 2012 (W) onde foram identificadas oito espécies de cladóceros, a espécie mais abundante foi *Ceriodaphnia silvestrii* (Família Daphnidae), com uma densidade média de 224,44 ind.m⁻³. As outras três amostragens tiveram a mesma abundância de espécies de cladóceros (oito espécies).

Na amostragem de novembro de 2012 (Sp), a espécie mais abundante foi *Ceriodaphnia silvestrii* (Família Daphnidae), com uma densidade média de 418,67 ind.m⁻³. Já em fevereiro de 2013 (S), o *taxon* mais abundante foi *Diaphanosoma spinulosum* (Família Sididae), com densidade média de 101,57 ind.m⁻³, e na amostragem de outubro de 2013 (Sp2), a espécie mais abundante foi *Ceriodaphnia silvestrii* (Família Daphnidae), com densidade média de 100,02 ind.m⁻³ (Figura 58 e Tabela 33).

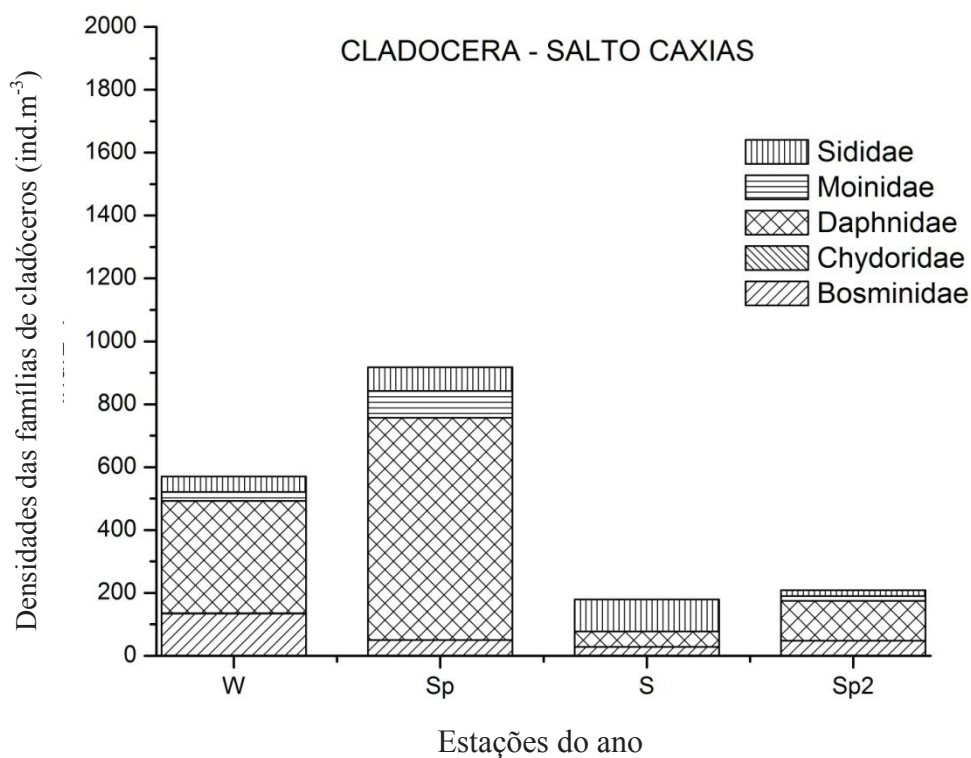


Figura 58 - Densidades das famílias de cladóceros no reservatório de Salto Caxias de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).

Tabela 33 - Densidades máxima, mínima e média dos grupos taxonômicos de cladóceros identificados (ind.m^{-3}) durante a o período de estudo no reservatório de Salto Caxias. Min = Densidade mínima; Max = Densidade máxima; DP = Desvio padrão.

Cladocera	SALTO CAXIAS											
	W (Inverno - Julho 2012)			Sp (Primavera - Novembro 2012)			S (Verão - Fevereiro 2013)			Sp2 (Primavera - Outubro 2013)		
	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP
<i>Alona</i> sp.	0,00	12,00	1,33 ± 4,00				0,00	8,00	1,00 ± 3,00			
<i>Bosmina hagemanni</i>				0,00	120,00	29,00 ± 46,50	0,00	46,00	5,00 ± 16,17			
<i>Bosmina longirostris</i>	7,00	400,00	134,11 ± 139,90	0,00	87,00	21,00 ± 29,78	0,00	62,00	22,83 ± 22,36	0,00	91,00	40,14 ± 40,82
<i>Bosminopsis deitersi</i>							0,00	46,00	14,45 ± 15,64	0,00	47,00	7,49 ± 16,32
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	0,00	60,00	27,11 ± 23,35	13,00	479,00	185,67 ± 184,79	0,00	46,00	14,45 ± 15,64			
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	60,00	740,00	224,44 ± 221,08	13,00	1468,00	418,67 ± 605,14	0,00	137,00	18,06 ± 47,59	0,00	519,00	100,02 ± 161,60
<i>Daphnia gessneri</i>	0,00	250,00	59,11 ± 77,38	0,00	389,00	102,67 ± 163,58	0,00	91,00	16,73 ± 31,51	0,00	59,00	26,62 ± 22,51
<i>Daphnia laevis</i>	0,00	130,00	46,67 ± 50,99									
<i>Daphnia parvula</i>												
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	0,00	120,00	48,56 ± 41,91	13,00	349,00	74,89 ± 104,77	0,00	457,00	101,57 ± 150,89	0,00	71,00	18,34 ± 28,94
<i>Moina minuta</i>	0,00	160,00	28,56 ± 50,51	13,00	240,00	85,33 ± 89,07				0,00	46,00	16,14 ± 20,50

Em todas as amostragens realizadas os estágios naupliares foram os mais abundantes entre os copépodos, com exceção da amostragem de fevereiro de 2013 (S) onde os copepoditos calanóides foram os mais abundantes, com uma densidade média de 497,90 ind.m⁻³ (Figura 59 e Tabela 34).

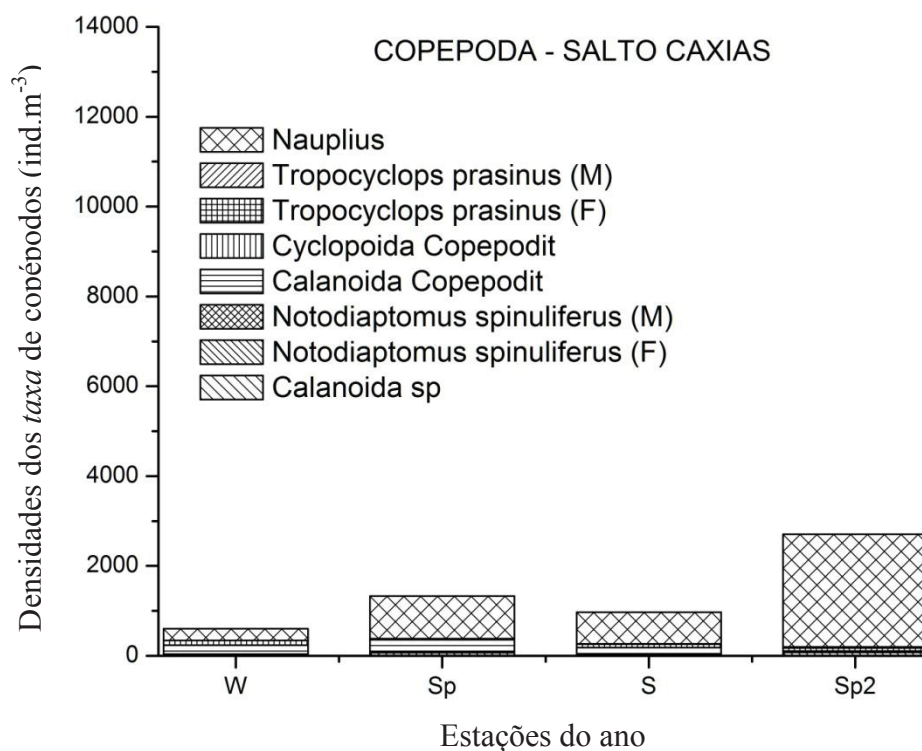


Figura 59 - Densidades dos taxa de copépodos no reservatório de Salto Caxias de acordo as estações do ano. W = Inverno (julho 2012); Sp = Primavera (novembro 2012); S = Verão (fevereiro 2013) e Sp2 = Primavera (outubro 2013).

Tabela 34 - Densidades máxima, mínima e média dos grupos taxonômicos de copépodos identificados (ind. m^{-3}) durante a o período de estudo no reservatório de Salto Caxias. Min = Densidade mínima; Max = Densidade máxima; DP = Desvio padrão.

Copepoda	SALTO CAXIAS											
	W (Inverno – Julho 2012)			Sp (Primavera – Novembro 2012)			S (Verão – Fevereiro 2013)			Sp2 (Primavera – Outubro 2013)		
	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP	Min	Max	Média ± DP
Calanoida sp.												
Copepodito Calanoida	130,00	1070,00	524,44 ± 296,99	60,00	4044,00	1646,89 ± 1334,45	8,00	1647,00	497,90 ± 573,26	0,00	283,00	91,02 ± 83,89
Copepodito Cyclopoida	30,00	410,00	145,56 ± 120,43	0,00	90,00	44,00 ± 32,67	0,00	211,00	76,10 ± 95,58	0,00	622,00	100,60 ± 201,04
Nauplius	540,00	1730,00	995,56 ± 475,79	976,00	9931,00	4473,56 ± 3632,18	34,00	915,00	326,56 ± 335,69	453,00	9761,00	2436,87 ± 2942,66
<i>Notodiaptomus spinuliferus</i> ♀	7,00	1280,00	455,22 ± 493,72	35,00	1102,00	333,89 ± 369,52	11,00	936,00	262,24 ± 308,45	0,00	283,00	136,71 ± 11,33
<i>Notodiaptomus spinuliferus</i> ♂	0,00	570,00	116,33 ± 189,69	0,00	479,00	110,56 ± 209,24	0,00	31,00	8,73 ± 13,89	0,00	283,00	31,44 ± 94,31
<i>Tropocyclops prasinus</i> ♀	0,00	340,00	76,00 ± 110,00	0,00	120,00	36,56 ± 49,57	0,00	45,00	11,85 ± 18,99	0,00	59,00	24,36 ± 24,18
<i>Tropocyclops prasinus</i> ♂	0,00	130,00	26,33 ± 45,43	0,00	44,00	16,00 ± 19,33						

6.4.2. Parâmetros físico-químicos do reservatório de Salto Caxias

O reservatório de Salto Caxias foi caracterizado por apresentar elevados valores de temperatura da água nas amostragens de novembro de 2012 (Sp) e fevereiro de 2013 (S), com um valor médio de 28,92 °C, e 26,9°C respectivamente (Tabela 35).

De acordo com Psenner e Schmidt (1992) o aumento da temperatura tem impacto nos processos químicos, causando aumento do pH e maior alcalinidade. O pH apresentou o valor mais baixo em fevereiro de 2013 (S) tendo grande correlação com a temperatura ($r= 0,959$, $p= 0,000$) com o OD ($r= 0,973$, $p= 0,000$), com a condutividade ($r= 0,965$, $p= 0,000$), com a turbidez ($r=0,715$, $p=0,030$), e com o potencial redox (Eh) ($r= 0,803$, $p= 0,009$).

A concentração do oxigênio dissolvido (OD) foi mais elevada na amostragem de outubro de 2012 (Sp2). Em novembro de 2013, *S. jollyae* apresentou correlação negativa com o oxigênio dissolvido ($r= -0,688$, $p= 0,041$).

Os valores da condutividade elétrica da água foram mais elevados nas amostragens de novembro de 2012 (Sp) e fevereiro de 2013 (S). Em novembro de 2012 (Sp) a condutividade foi relacionada positivamente com a temperatura da água ($r= 0,802$, $p= 0,009$), com o cladóceros *C. silvestrii* ($r= 0,769$, $p= 0,015$), e negativamente com o N-total ($r= -0,719$, $p= 0,029$).

Na amostragem de fevereiro de 2013 a condutividade teve correlação positiva com a temperatura da água ($r= 0,959$, $p= 0,000$), pH ($r= 0,965$, $p= 0,000$), OD ($r= 0,981$, $p= 0,000$), e o potencial redox (Eh) ($r= 0,922$, $p= 0,000$). Em outubro de 2013 (Sp2) os valores da condutividade foram mais baixos, isto pode ser um indicativo de grandes densidades de fitoplâncton, pois a condutividade pode ser reduzida em decorrência da produção primária (Esteves, 1998). Nesta amostragem, a condutividade também teve correlação positiva com a temperatura da água ($r= 0,954$, $p= 0,000$), pH ($r= 0,843$, $p= 0,004$), e com o oxigênio dissolvido ($r= 0,804$, $p< 0,009$).

Na amostragem de outubro de 2013 (Sp2), observou-se que o ambiente estava altamente redutor, com base nos resultados médios do potencial redox (Eh) que foi negativo (-91,67 mV).

Tabela 35 - Variáveis físico-químicas do reservatório de Salto Caxias no período de estudo. DP = Desvio padrão.

Variáveis ambientais	Julho 2012 (W)		Novembro 2012		Fevereiro 2013 (S)		Outubro 2013	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Temp. H ₂ O (°C)	18,36	±0,14	28,92	±0,84	23,91	±9,28	21,57	±1,47
pH	7,29	±0,39	8,29	±0,21	6,63	±2,50	8,63	±0,60
OD (mg.L ⁻¹)	7,92	±0,80	7,59	±0,87	6,33	±2,42	9,44	±0,93
Conduct (µS/cm ²)	2,67	±0,50	18,78	±1,30	13,11	±5,01	3,44	±1,67
Turb (UNT)	4,92	±1,37	4,28	±1,52	3,69	±2,00	9,60	±1,49
Eh (mV)	2,21	±21,69	50,96	±23,46	107,00	±47,06	-91,67	±11,64
Alcal (mEq.L ⁻¹)	136,53	±48,25	399,67	±61,99	368,26	±50,95	252,00	±7,94

O P-total é o principal parâmetro para indicar o estado trófico dos corpos aquáticos continentais e, quando encontrado em concentrações muito elevadas promove florações em diferentes sazonalidades (Serpe, 2014). As concentrações de fósforo durante o período de estudo foram elevadas e quando comparadas com os resultados do índice de estado trófico (IET) na amostragem de fevereiro de 2013 (S), quando o ambiente foi classificado como Eutrófico, nota-se que os valores do P-total foram condizentes com os resultados, pois apresentou uma média de 4237,4 µg.L⁻¹ (Tabela 36).

Na amostragem de outubro de 2013 (Sp2) o P-total apresentou forte correlação positiva com a N-NH₃ ($r=0,803$, $p= 0,009$), as concentrações de N-NH₃ podem ter sido elevadas devido ao meio redutor encontrado neste período. Os macro-nutrientes, como o fósforo e o nitrogênio, são extremamente importantes para o crescimento de processos biológicos, e por isso são altamente exigidos pelas células (CETESB, 2009).

As concentrações de nitrogênio total foram maiores na amostragem de fevereiro de 2013 (S), com um valor médio de 6014,0 µg.L⁻¹. Em novembro de 2012 (Sp) o N-total apresentou forte correlação positiva com o nitrogênio orgânico (N-org) ($r= 0,984$, $p= 0,000$), indicando que grande parte do nitrogênio estava na forma orgânica.

Tabela 36 - Concentração dos nutrientes e concentração de Clorofila *a* no reservatório de Salto Caxias.

Variáveis ambientais ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Julho 2012 (W)		Novembro 2012		Fevereiro 2013		Outubro 2013	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Cloro-<i>a</i>	0,00	$\pm 0,00$	5,41	$\pm 0,29$	0,42	$\pm 0,54$	14,39	$\pm 15,05$
P-total	38,09	$\pm 8,71$	73,76	$\pm 12,21$	4237,40	$\pm 7308,90$	97,10	$\pm 47,29$
P-PO₄³⁻	0,37	$\pm 1,11$	0,00	$\pm 0,00$	3,59	$\pm 3,08$	39,55	$\pm 18,72$
N-NO₂⁻	1,86	$\pm 0,27$	0,00	$\pm 0,00$	11,56	$\pm 0,36$	11,67	$\pm 0,96$
N-NH₃	0,00	$\pm 0,00$	0,00	$\pm 0,00$	87,36	$\pm 9,86$	123,41	$\pm 51,88$
N-NO₃⁻	316,67	$\pm 66,54$	249,75	$\pm 72,19$	621,24	$\pm 191,93$	123,97	$\pm 54,34$
Norg	2598,51	$\pm 367,59$	3500,27	$\pm 368,51$	4888,80	$\pm 1554,91$	-257,90	$\pm 99,95$
Ntotal	2917,04	$\pm 401,34$	3750,02	$\pm 334,01$	6013,98	$\pm 375,32$	77,47	$\pm 49,69$

6.4.3. Índices ecológicos determinados no Reservatório de Salto Caxias

6.4.3.1. Índice de Shannon

Assim como nos outros reservatórios, os resultados das médias do índice de Shannon também variaram pouco em Salto Caxias.

No entanto, nota-se uma queda na qualidade da água, quando se comparam os resultados da primeira e da última amostragens, no qual em julho de 2012 (W) o valor encontra-se um pouco acima de 2,00, indicando um ambiente com poluição moderada, enquanto na amostragem de outubro de 2013 (Sp2), os valores são um pouco superiores a 1,00, indicando também um ambiente com poluição moderada. Porém, alguns pontos estão classificados como apresentando poluição pesada (Figura 60).

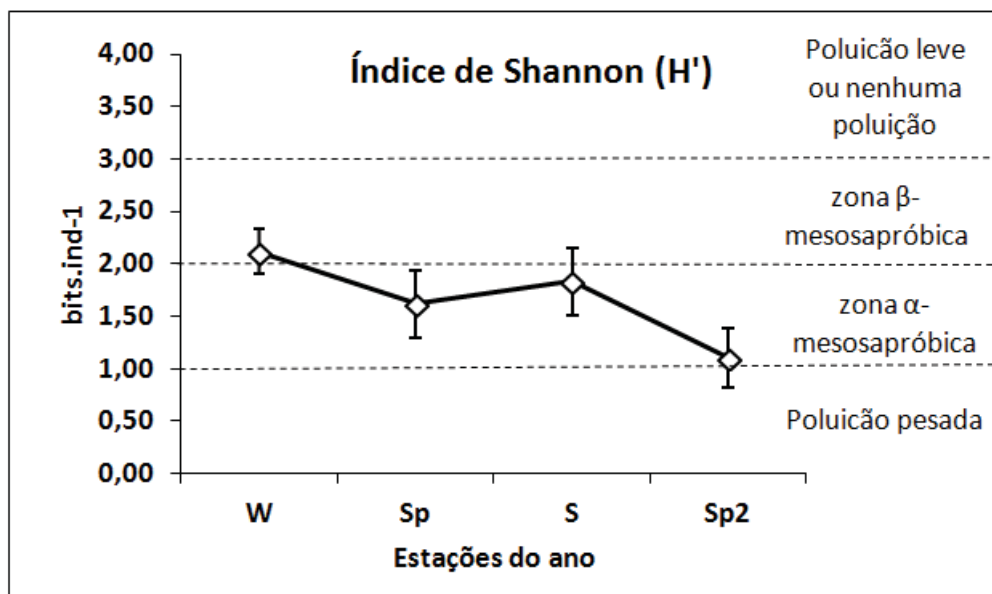


Figura 60 - Média dos índices de Shannon para o reservatório de Salto Caxias. As barras indicam o desvio padrão

6.4.3.2. Índice de Equitabilidade

No reservatório de Salto Caxias foi onde se obtiveram os resultados mais baixos do índice de equitabilidade, observados na amostragem de outubro de 2013 (Sp2), onde algumas das amostras apresentaram valores abaixo de 0,40, indicando um ambiente com contaminação moderada (zona α -mesosapróbica) (Figura 61).

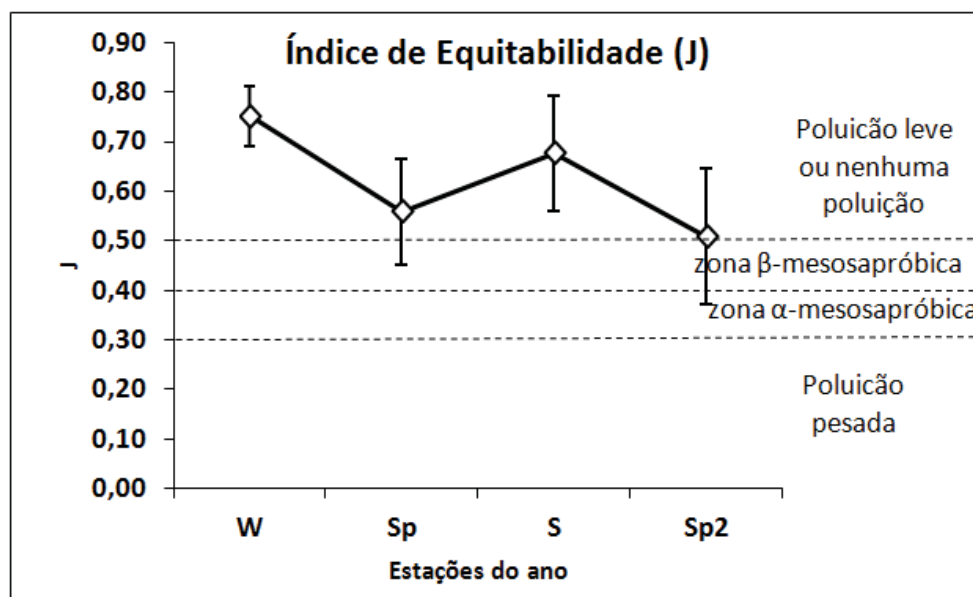


Figura 61 - Média dos índices de equitabilidade para o reservatório de Salto Caxias. As barras indicam o desvio padrão.

6.4.3.3. Índice de Constância

Entre os rotíferos, no reservatório de Salto Caxias, apenas *Collotheca* sp, *Polyarthra dolichoptera* e *Synchaeta* sp. foram constantes durante o período de estudo (Quadro 10). Porém, em cada amostragem sazonal uma espécie foi a mais abundante: *Polyarthra dolichoptera* na amostragem de julho de 2012 (W), *Collotheca* sp. na amostragem de novembro de 2012 (Sp), *Synchaeta* sp. na amostragem de fevereiro de 2013 e *Asplanchna* sp. na amostragem de outubro de 2013 (Sp2) (Tabela 37).

Seis taxa de cladóceros foram constantes durante o período de estudo: *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia cornuta*, *Ceriodaphnia silvestrii*, *Daphnia gessneri* e *Diaphanosoma spinulosum* e *Moina minuta* (Quadro 13). Destas espécies, apenas *Ceriodaphnia silvestrii* e *Diaphanosoma spinulosum* foram mais abundantes durante o período de estudo (Tabela 37).

As formas juvenis de copépodos (i.e. nauplii e copepoditos), assim como *Notodiaptomus spinuliferus*, foram constantes durante todo o período de estudo (Quadro 13). Neste reservatório, na amostragem de fevereiro de 2013 (S), foi a única vez no qual

6.4.4. Índice de Estado Trófico (IET)

O IET apresentou uma pequena variação nas duas primeiras amostragens, sendo classificado como Mesotrófico nos dois períodos. Porém, nas duas últimas amostragens, houve uma grande variação, em que, na amostragem de fevereiro de 2013 (S), apesar de o ambiente ter sido classificado como Eutrófico, algumas estações foram classificadas como Hipereutróficas e outras como Mesotróficas.

Na amostragem de outubro de 2013 (Sp2), o ambiente foi classificado como Oligotrófico, porém, algumas estações de coleta foram classificadas como Ultraoligotróficas e outras como Eutróficas (Figura 62).

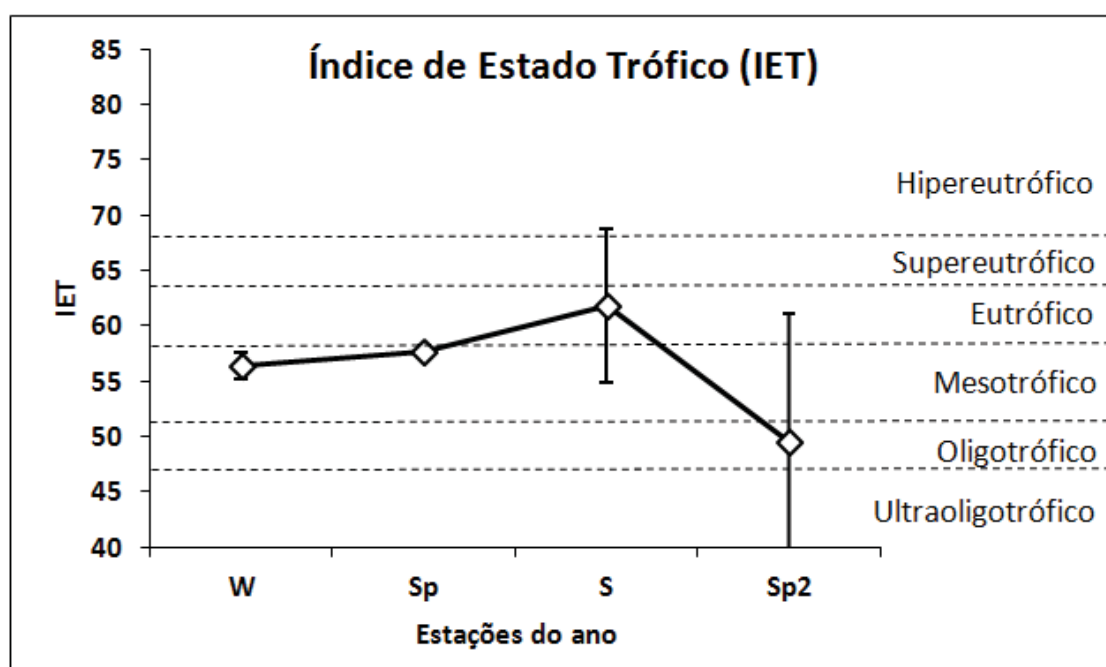


Figura 62 - Média dos índices de estado trófico para o reservatório de Salto Caxias. As barras indicam o desvio padrão.

6.4.5. Índice de saprobidade de Pantle-Buck (ISPB)

Assim como no reservatório de Salto Santiago, os valores das médias do ISPB em Salto Caxias, não apresentaram uma variação acentuada, o que indicou um estado de

contaminação muito fraca, e em alguns pontos contaminação moderada, porém, já se pode notar uma maior variação dos valores em cada amostragem (Figura 63).

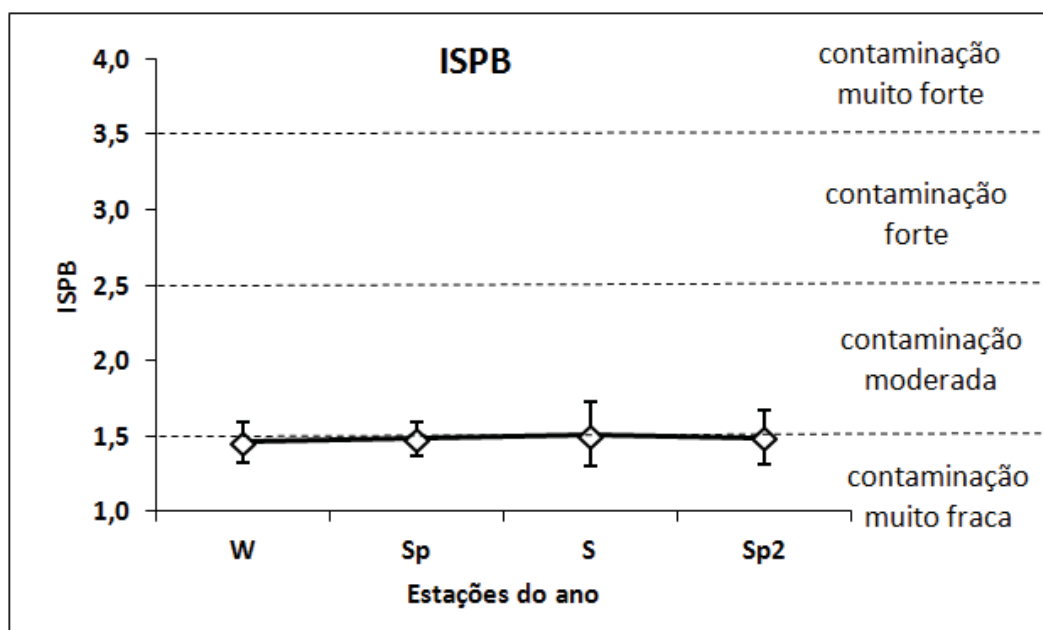


Figura 63 - Média dos índices de saprobidade de Pantle-Buck para o reservatório Salto Caxias. As barras indicam o desvio padrão.

6.4.6. Índice da Comunidade Zooplancônica para Reservatórios (ICZ_{Res})

Dentre os quatro reservatórios estudados, o de Salto Caxias é o que apresentou melhor qualidade da água em relação aos valores do ICZ_{Res} , pois a maioria das estações de coleta tiveram classificação “BOA” e “REGULAR” e apenas algumas como “PÉSSIMA” pela ausência dos copépodos ciclopóides (Tabela 38).

Tabela 38 - Índice da Comunidade Zooplancônica para Reservatórios (ICZ_{Res}) no reservatório de Salto Caxias durante o período estudado.

Pontos	SALTO CAXIAS			
	W	Sp	S	Sp2
P1	BOA	REGULAR	BOA	BOA
P2	BOA	REGULAR	PÉSSIMA ⁽¹⁾	REGULAR
P3	BOA	REGULAR	BOA	BOA
P4	BOA	REGULAR	PÉSSIMA ⁽¹⁾	PÉSSIMA ⁽¹⁾
P5	BOA	REGULAR	PÉSSIMA ⁽¹⁾	BOA
P6	BOA	REGULAR	BOA	BOA
P7	BOA	REGULAR	BOA	BOA
P8	BOA	PÉSSIMA ⁽¹⁾	REGULAR	BOA
P9	BOA	REGULAR	PÉSSIMA ⁽¹⁾	BOA

(1) Ausência de Ciclopóides

(2) Ausência de Cladóceros

Estes resultados condizem parcialmente com os dados do IET, principalmente na última amostragem, onde o ambiente foi classificado como sendo oligotrófico e a qualidade da água foi classificada como “BOA” na maioria dos pontos.

6.4.7. Comparação dos resultados dos índices

O mesmo padrão observado em Salto Segredo e Salto Santiago é também visto em Salto Caxias, onde os índices de Shannon (H') e de Pante & Buck (ISPB) pouco se alteraram, com exceção da amostragem de primavera de 2013 (Sp2), quando vários pontos aparecem como apresentando poluição pesada de acordo com o H' . Entretanto, pelo IET e pelo ICZ_{Res} a qualidade da água está classificada como boa (Oligotrófico e “BOA”, respectivamente) (Quadro 14).

Quadro 14 - Comparação dos resultados dos índices no reservatório de Salto Caxias

Amostragem	Índices	Estações de coleta								
		CX1	CX2	CX3	CX4	CX5	CX6	CX7	CX8	CX9
Inverno 2012 (W)	H'	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange
	J	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue
	ISPB	Light Blue	Light Blue	Orange	Light Blue	Orange	Orange	Light Blue	Light Blue	Light Blue
	IET	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Green	Light Blue	Light Blue
	ICZ_{Res}	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
Primavera 2012 (Sp)	H'	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange
	J	Orange	Light Blue	Light Blue	Orange	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue
	ISPB	Light Blue	Orange	Light Blue	Orange	Orange	Orange	Light Blue	Light Blue	Light Blue
	IET	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue
	ICZ_{Res}	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Purple	Yellow
Verão 2013 (S)	H'	Orange	Orange	Orange	Orange	White	Orange	Orange	Orange	Orange
	J	Light Blue	Orange	Light Blue	Light Blue	White	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue
	ISPB	Orange	Light Blue	Orange	Light Blue	White	Orange	Light Blue	Orange	Light Blue
	IET	Green	Orange	Light Blue	Light Blue	Green	Green	Light Blue	Green	Red
	ICZ_{Res}	Green	Purple	Green	Purple	Purple	Green	Green	Yellow	Purple
Primavera 2013 (Sp2)	H'	Red	Orange	Red	Orange	Red	Orange	Red	Orange	Orange
	J	Orange	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Orange	Orange	Light Blue	Light Blue	Light Blue
	ISPB	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Orange	Orange	Light Blue	Orange	Light Blue	Light Blue
	IET	Light Blue	Light Blue	Dark Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Light Blue	Green
	ICZ_{Res}	Green	Yellow	Green	Purple	Green	Green	Green	Green	Green

Legenda:

H'		Moderadamente poluído (zona α -mesosapróbica)
		Moderadamente poluído (zona β -mesosapróbica)
		Poluição pesada
J		Pouca ou nenhuma poluição
		zona α -mesosapróbica zona β -mesosapróbica
ISPB		Contaminação moderada
		Contaminação muito fraca
IET		Ultraoligotrófico
		Oligotrófico
		Mesotrófico
		Eutrófico
		Supereutrófico
		Hipereutrófico
ICZ_{Res}		Boa
		Regular
		Ruim
		Péssima

Os resultados da correlação de Pearson mostram que o IET apresenta correlação positiva apenas com o índice de Shannon (H') ($r= 0,3346$, $p=0,049$), que pode ser um indicativo de que este índice foi mais sensível à eutrofização. O IET não apresentou correlação com o índice de saprobidade de Pantle-Buck (ISPB) nem com o índice de equitabilidade (J).

6.4.8. Caracterização dos ácidos graxos

No reservatório de Salto Caxias foram encontrados 19 ácidos graxos, sendo cinco ácidos graxos saturados (SFA), seis ácidos graxos monoinsaturados (MUFA), cinco ácidos graxos poliinsaturados (PUFA) e três ácidos graxos altamente insaturados (HUFA) (Tabela 39). A amostragem de outubro de 2013 (Sp2) foi onde foram encontrados mais ácidos graxos, 16 no total, dos quais seis são MUFA. Na amostragem de novembro de 2012 (Sp), foram identificados apenas 6 ácidos graxos, dos quais três são SFA, um PUFA, um MUFA e um HUFA.

Tabela 39 - Lista dos ácidos graxos no reservatório de Salto Caxias. Unidades em mg de ácidos graxos por mg de zooplâncton ($\text{mg}\cdot\text{mg}^{-1}$). W = Winter (Julho 2012); Sp = Spring (Novembro 2012); S = Summer (Fevereiro 2013); Sp2 = Spring (Outubro 2013). C:D = Carbonos:Saturações.

SALTO CAXIAS					
Ácidos graxos (principais grupos)	C:D	W	Sp	S	Sp2
SFA	C14:0	5,84E-03	7,63E-05	2,51E-04	1,57E-02
	C16:0	4,30E-02	4,45E-03	7,77E-03	7,72E-02
	C18:0	1,39E-02	5,37E-04	1,30E-03	7,20E-03
	C20:0			8,37E-04	
	C21:0				1,20E-02
	Σ SFA	6,27E-02	5,06E-03	1,02E-02	1,12E-01
MUFA	C16:1	2,70E-03			8,94E-03
	C18:1n9t	3,17E-03	5,62E-04	1,09E-03	1,30E-02
	C18:1n9c	1,68E-05			1,33E-02
	C20:1n9				5,80E-03
	C22:1				2,68E-03
	C24:1n9	2,90E-03			3,60E-03
	Σ MUFA	8,79E-03	5,62E-04	1,09E-03	4,73E-02
PUFA	C18:2n6t			4,68E-04	
	C18:2n6c				4,69E-03
	C18:3n3				5,99E-04
	C20:2(cis-11,14)		5,90E-04		
	C22:2				1,41E-04
	Σ PUFA		5,90E-04	4,68E-04	5,43E-03
HUFA	C20:4				4,74E-04
	EPA	9,17E-03	5,89E-04		1,89E-02
	DHA	1,11E-01		2,01E-02	2,38E-02
	Σ PUFA	1,20E-01	5,89E-04	2,01E-02	4,32E-02
Σ FA	1,91E-01	6,80E-03	3,18E-02	2,08E-01	
<i>N</i>		9	6	7	16

No reservatório de Salto Caxias o ácido graxo mais abundante foi DHA na amostragem de fevereiro de 2013 (S), sendo bastante representativo na região 1 (R1) na amostragem de novembro de 2012 (Sp) com 89% da densidade total, e mais abundante na amostragem de fevereiro de 2013 (S) contribuindo com mais de 93% de todos os ácidos graxos (Figura 64). Como não foi possível extrair os ácidos graxos das amostras da região 2 (R2) na amostragem de julho de 2012 (W), pois não havia material suficiente para extração dos ácidos graxos, foram consideradas apenas as regiões 1 (R1) e 3 (R3).

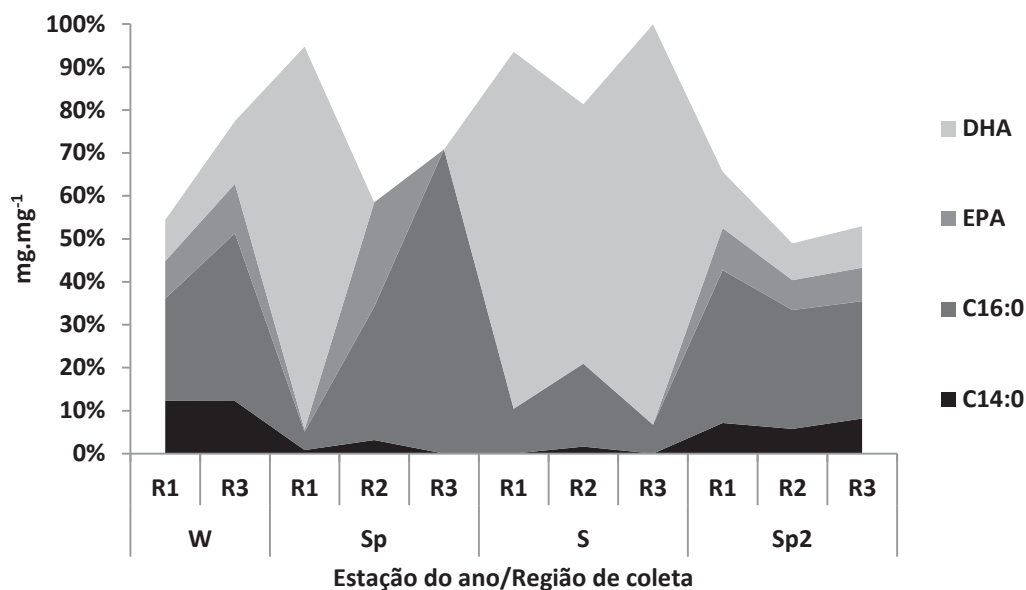


Figura 64 - Densidades (em %) dos ácidos graxos no reservatório de Salto Caxias.

Na análise de Cluster nota-se claramente a separação da composição dos ácidos graxos de acordo com a estação do ano, onde se formam três grupos: um com as amostras da primavera 2012 (Sp), outro com as amostras do verão de 2013 (S) e outro que em sua maioria tem amostras da primavera de 2013 (Sp2) (Figura 65).

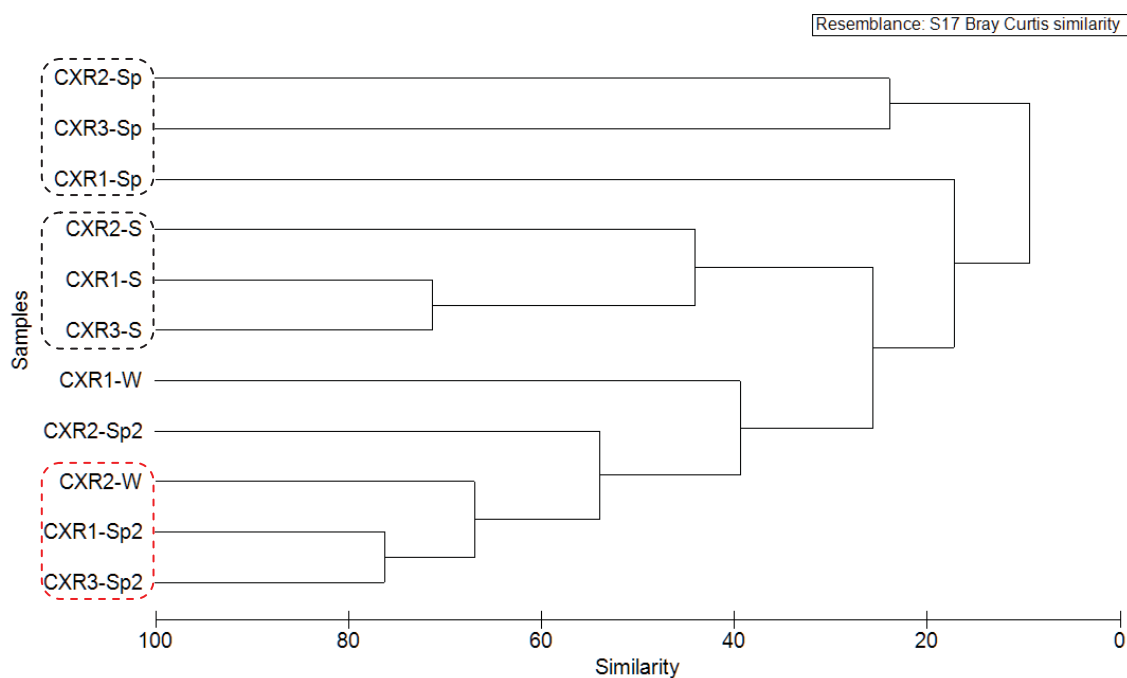


Figura 65 - Análise de Cluster das regiões de coleta de acordo as estações do ano no reservatório de Salto Caxias. W = inverno de 2012 ; Sp = primavera de 2012; S = verão de 2013; Sp2 = primavera de 2013.

Na figura 66 podemos observar o agrupamento das estações de coleta de acordo com a estação do ano, e pode-se notar que a composição dos ácidos gordos foram bem distintas quando observado a região de coleta (Region). As regiões 1 e 3 (R1 e R3) da amostragem de outubro de 2013 (Sp2) foram muito similares à região 2 (R2) da amostragem de julho de 2012 (W). Apenas a amostragem de fevereiro de 2013 (S) teve suas regiões similares.

Avaliando os ácidos graxos que contribuem para similaridades e dissimilaridades dos grupos nas estações do ano no reservatório de Salto Caxias, pode-se perceber que os principais ácidos gordos são DHA, o EPA e C16:0 que contribuem em sua maioria com mais de 50% de dissimilaridade, chegando a 89,56% de entre o inverno de 2012 (W) e verão de 2013 (S) (Quadro 15).

Observando o n-MDS dos ácidos graxos pode-se notar a formação de vários grupos entre estes, EPA, C14:0, C21:0 e C16:1 (grupo I), apresentando uma similaridade em torno de 60%, assim como o grupo contendo DHA e C16:0 (grupo III) (Figura 67).

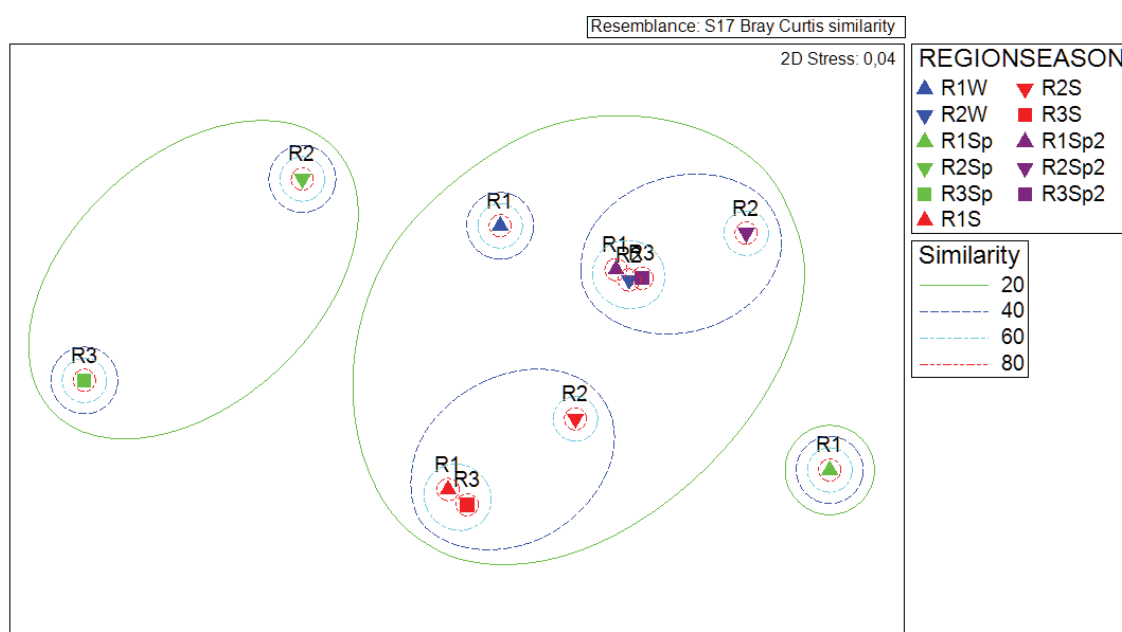


Figura 66 - n-MDS no reservatório de Salto Caxias de acordo aos ácidos gordos identificados.

Quadro 15 - Análise SIMPER das estações do ano de acordo aos ácidos graxos no reservatório de Salto Caxias.

Grupos W & Sp						
Dissimilaridade média = 83,07						
	Grupo W	Grupo Sp				
Ácidos Graxos	Abund. média	Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
C16:0	0,04	0,01	31	1,16	37,31	37,31
DHA	0,01	0,07	25,16	0,77	30,28	67,6
EPA	0,01	0	7,58	1,02	9,13	76,72
C18:0	0,01	0	7,55	1,09	9,09	85,81
C20:2(cis-11,14)	0	0	5,11	0,45	6,15	91,96
Grupos W & S						
Dissimilaridade média = 89,56						
	Grupo W	Grupo S				
Ácidos Graxos	Abund. média	Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
DHA	0,01	0,02	43,3	1,13	48,34	48,34
C16:0	0,04	0,01	22,67	1,28	25,31	73,66
EPA	0,01	0	9,66	1,14	10,79	84,45
C18:0	0,01	0	7,24	1,04	8,08	92,53
Grupos Sp & S						
Dissimilaridade média = 74,20						
	Grupo Sp	Grupo S				
Ácidos Graxos	Abund. média	Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
DHA	0,07	0,02	39,81	0,91	53,65	53,65
C16:0	0,01	0,01	25,45	0,77	34,3	87,95
C18:0	0	0	2,37	0,73	3,19	91,14
Grupos W & Sp2						
Dissimilaridade média = 75,35						
	Grupo W	Grupo Sp2				
Ácidos Graxos	Abund. média	Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
C16:0	0,04	0,08	24,32	2,41	32,28	32,28
DHA	0,01	0,02	10,34	1,57	13,72	46
EPA	0,01	0,02	7,8	1,68	10,35	56,35
C18:0	0,01	0,01	5,46	2,62	7,24	63,59
C14:0	0,01	0,02	5,13	3,13	6,8	70,4
C18:1n9t	0	0,01	4,71	0,72	6,25	76,65
C21:0	0	0,01	4,26	1,66	5,65	82,3
C16:1	0	0,01	2,85	2,51	3,78	86,08
C24:1n9	0	0	2,24	1,24	2,97	89,05
C18:1n9c	0	0,01	2,16	0,45	2,86	91,91
Grupos Sp & Sp2						
Dissimilaridade média = 86,76						
	Grupo Sp	Grupo Sp2				
Ácidos Graxos	Abund. média	Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
C16:0	0,01	0,08	28,37	1,77	32,7	32,7
DHA	0,07	0,02	17,59	0,83	20,28	52,98
EPA	0	0,02	8,03	1,33	9,26	62,24
C18:1n9t	0	0,01	6,54	1,12	7,54	69,77
C14:0	0	0,02	5,95	1,37	6,85	76,63
C21:0	0	0,01	3,99	1,37	4,6	81,23
C18:0	0	0,01	3,53	1,65	4,07	85,3
C16:1	0	0,01	3,32	1,58	3,82	89,12
C18:1n9c	0	0,01	3,02	0,5	3,48	92,6
Grupos S & Sp2						
Dissimilaridade média = 83,91						
	Grupo S	Grupo Sp2				
Ácidos Graxos	Abund. média	Abund. média	Diss. média	Desv.padrão	Contrib (%)	Cumulativo(%)
C16:0	0,01	0,08	27,22	1,43	32,45	32,45
DHA	0,02	0,02	20,35	0,72	24,25	56,7
EPA	0	0,02	7,01	1,53	8,35	65,05
C14:0	0	0,02	6,01	1,38	7,17	72,22
C18:1n9t	0	0,01	4,02	0,78	4,79	77
C21:0	0	0,01	3,68	1,5	4,39	81,39

C18:1n9c	0	0,01	3,24	0,54	3,86	85,26
C16:1	0	0,01	3,22	1,53	3,84	89,09
C18:0	0	0,01	2,63	1,21	3,14	92,23

RESERVATÓRIO DE SALTO CAXIAS Ácidos Graxos

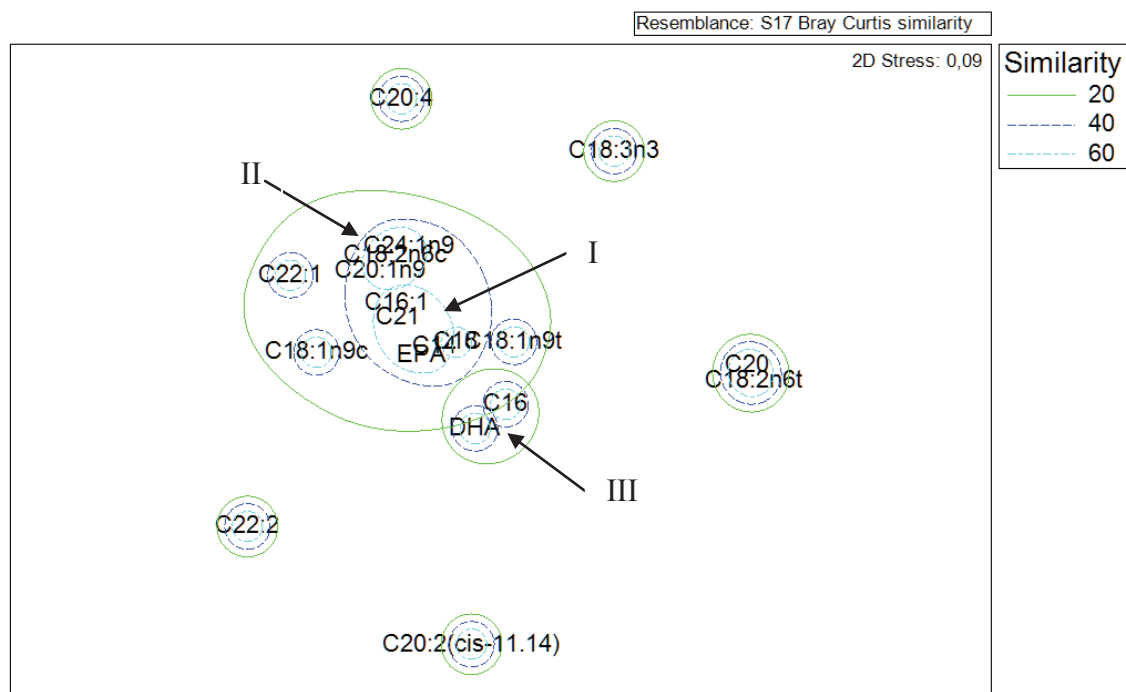


Figura 67 - n-MDS indicando os grupos de ácidos graxos no reservatório de Salto Caxias.

Comparando os dados de ácidos graxos com o IET, nota-se que o ácido graxo mais abundante é C16:0, principalmente em locais classificados como mesotróficos, aparecendo também outros ácidos graxos em alguns pontos específicos como DHA (Apêndice X).

6.4.9. Análises estatísticas

Foi realizada a correlação de Pearson entre o IET, os *taxa* mais abundantes e os ácidos graxos, para verificar se há alguma relação entre os ácidos graxos e o zooplâncton com o estado trófico do reservatório. Em relação aos ácidos graxos, o IET teve uma forte correlação negativa com os ácidos graxos C16:0 ($r = -0,610$; $p = 0,046$), C18:3n3 ($r = -0,748$; $p = 0,008$), C20:1n9 ($r = -0,663$; $p = 0,026$) e EPA ($r = -0,611$;

$p=0,046$) (Figura 61), o que pode indicar que a redução na qualidade da água em relação ao IET, pode acarretar numa diminuição das concentrações dos ácidos graxos supracitados.

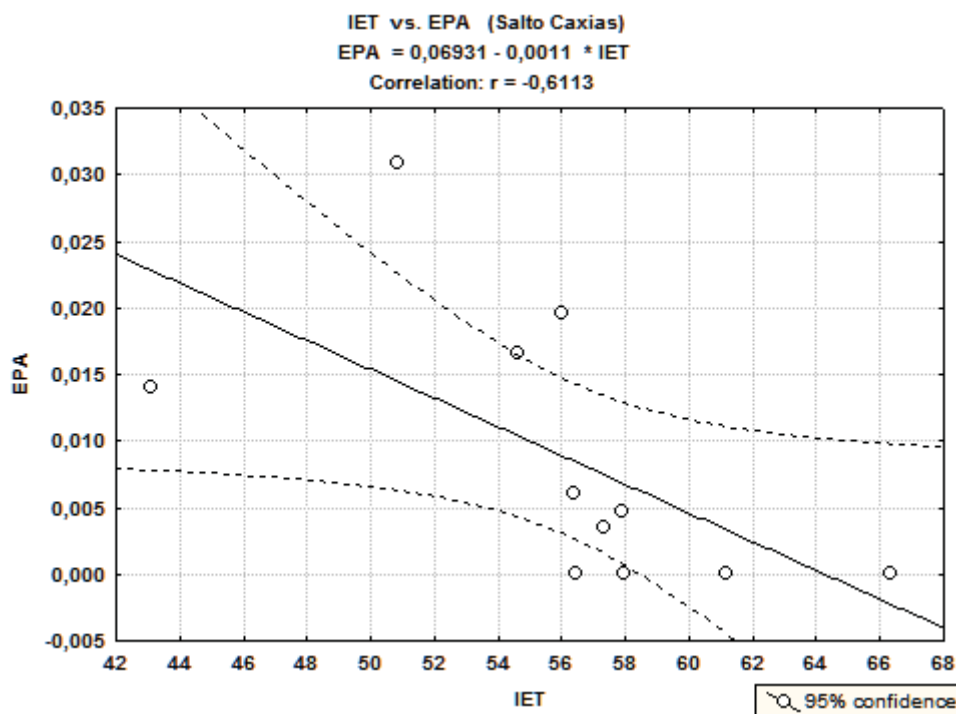


Figura 68 - Correlação de Pearson entre IET e EPA no reservatório de Salto Caxias.

Em relação aos *taxa* mais abundantes, o IET teve uma forte correlação negativa com *Asplanchna* sp. ($r= -0,667$; $p= 0,025$) (Figura 69), o que pode ser um indicativo da melhora da qualidade da água ao longo do tempo, pois este gênero é um predador, e geralmente aparece quando há muita disponibilidade de alimento, ou seja, rotíferos herbívoros, e quando há a escassez de alimentos. Conseqüentemente ocorre uma melhora do estado trófico, pois os organismos fotossintetisantes foram consumidos pelos herbívoros e sobra uma grande quantidade destes pequenos herbívoros, que são predados por *Asplanchna* sp., e nesta fase o ambiente já está se recuperando da grande carga de nutrientes causadas pelas atividades metabólicas e senescência do fitoplâncton.

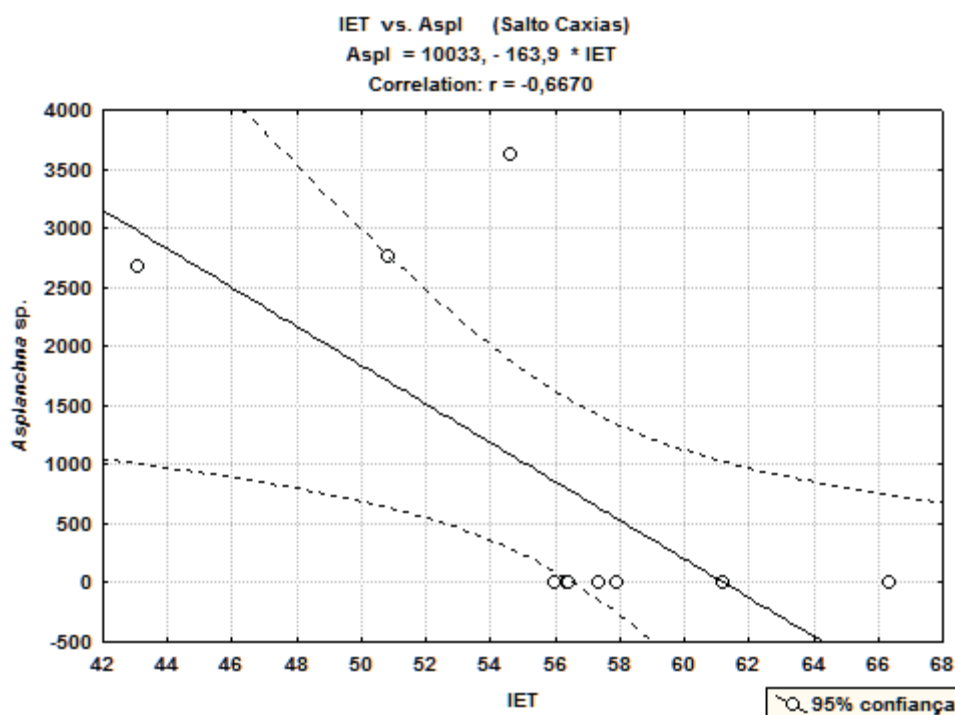


Figura 69 - Correlação de Pearson entre IET e *Asplanchna* sp. no reservatório de Salto Caxias.

A análise de componentes principais, entre os ácidos graxos e os índices calculados, explicou 77,91% da variabilidade total, sendo que o primeiro componente principal (CP1) explicou 46,14 % e a segunda componente principal (CP2) 31,77%.

O lado positivo do fator 1 explicou melhor as seguintes variáveis: o IET, C20:0, C18:2n6t e DHA (Figura 70). Essas associações podem indicar que o estado trófico do reservatório pode estar influenciando nas concentrações destes ácidos graxos. O lado negativo do fator 1 mostra a associação entre o ISPB e o C18:0, que pode ser um indicativo de que este ácido graxo pode ter influenciado os resultados obtidos deste índice.

O segundo componente principal não teve associações relevantes entre índices e ácidos graxos, apenas agrupamentos de ácidos graxos, como os mais abundantes, i.e., EPA, C16:0 e C14:0.

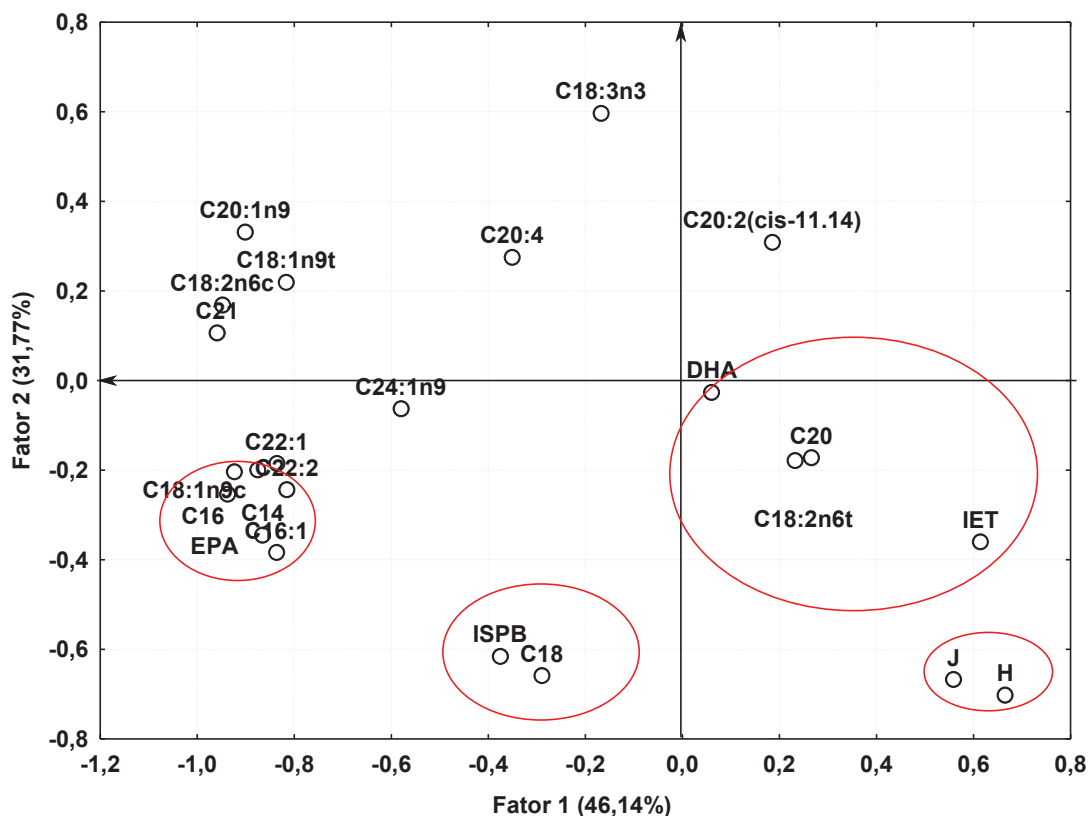


Figura 70 - Associação entre os ácidos graxos e os índices no reservatório de Salto Caxias no período de estudo.

A análise de componentes principais, entre os ácidos graxos e os *taxa*, explicou 70,63% da variabilidade total, sendo que o primeiro componente principal (CP1) explicou 41,50 % e a segunda componente principal (CP2) 29,13%. O lado positivo do fator 1 explicou melhor a relação de *Asplanchna* sp. com diversos ácidos graxos, principalmente com EPA, C14:0 e C16:0. Essas associações podem indicar que um determinado grupo de algas pode estar produzindo estes ácidos graxos, que favoreceram na abundância de rotíferos, que são a fonte de alimento de *Asplanchna* SP.

O segundo componente principal localizado no lado positivo, associou DHA com vários *taxa*, dentre eles *S. jollyae*, *Collotheca* sp., *C. cornuta*, nauplii de copépodos e copepoditos calanóides, indicando que estes *taxa* possivelmente poderão estar relacionados com uma dieta rica em DHA (Figura 71).

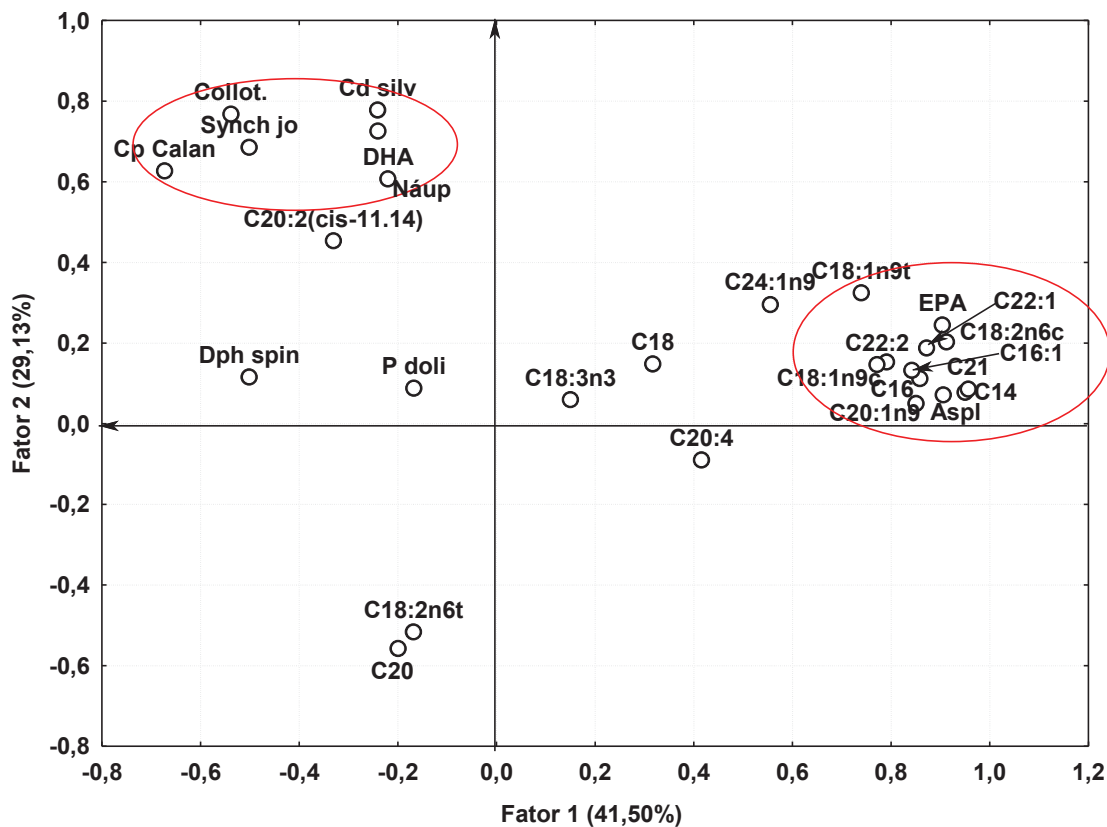


Figura 71 - Associação entre os ácidos graxos e os *taxa* mais abundantes no reservatório de Salto Caxias no período de estudo.

A análise de componentes principais, entre os índices e os *taxa* estudados, explicou 77,91% da variabilidade total, sendo que o primeiro componente principal (CP1) explicou 41,85 % e a segunda componente principal (CP2) 36,06%.

O lado negativo do fator 1 mostra a associação entre alguns dos *taxa* mais abundantes. Essas associações podem indicar que estes *taxa* contribuíram para as densidades zooplancônicas no reservatório.

O segundo componente principal localizado no lado positivo, associou o IET com *D. spinulosum* e com *P. dolichoptera*, que pode ser um indicativo de que o estado trófico contribuiu para a abundância destas espécies (Figura 72).

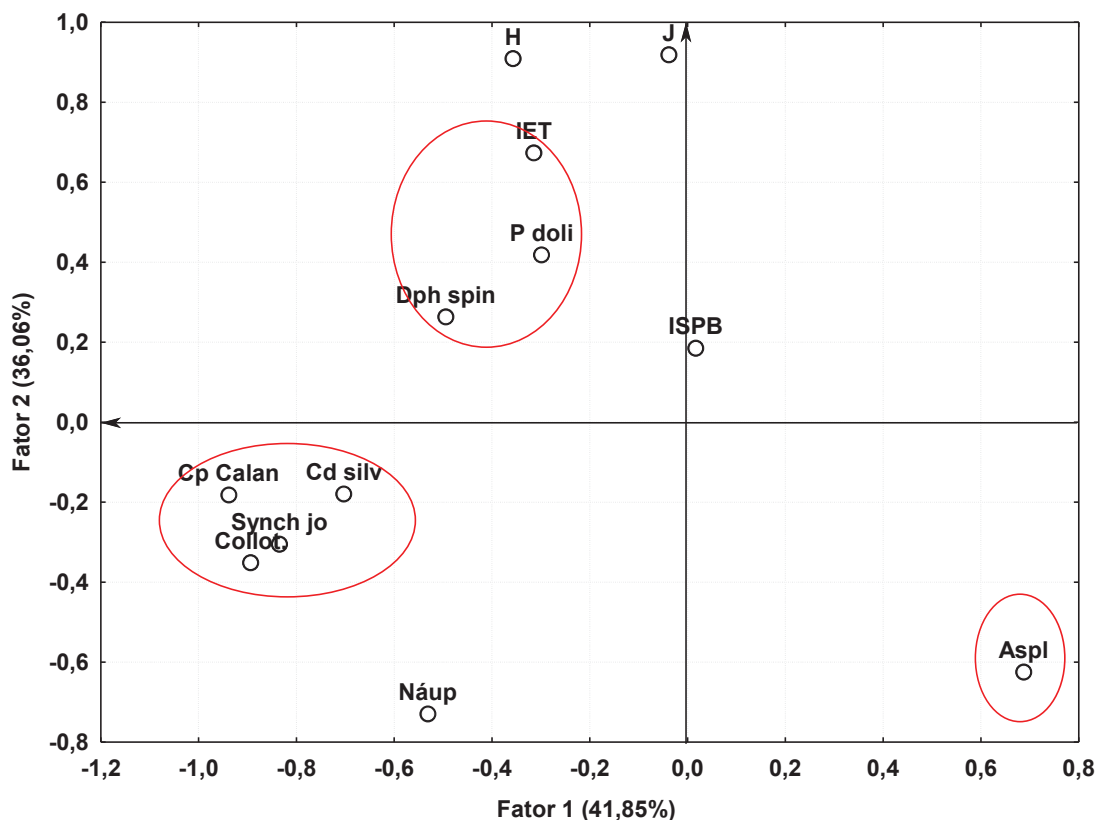


Figura 72 - Associação entre os índices e os *taxa* mais abundantes no reservatório de Salto Caxias no período de estudo.

A análise de componentes principais, entre os ácidos graxos e os parâmetros físico e químicos, explicou 71,32% da variabilidade total, sendo que o primeiro componente principal (CP1) explicou 48,11% e a segunda componente principal (CP2) 23,21%. O lado negativo do fator 1 explicou melhor a relação da concentração da clorofila-*a*, do OD, componentes nitrogenados e do P-total com diversos ácidos graxos. Essas associações podem indicar que estas variáveis físico e químicas podem ter influenciado nas concentrações destes ácidos graxos.

O segundo componente principal localizado no lado positivo, associou vários tipos de ácidos graxos, que foram os mais abundantes durante o período de estudo (Figura 73).

7. DISCUSSÃO

Nos quatro reservatórios, as espécies dominantes foram semelhantes, tendo principalmente *P. dolichoptera* como a principal entre os rotíferos e *Ceriodaphnia cornuta*, *Ceriodaphnia silvestrii*, *Diaphanosoma spinulosum* e *Bosmina longirostris* entre os cladóceros. Como nas amostragens de novembro de 2012 (Sp) e fevereiro de 2013 (S) houve uma grande densidade fitoplanctônica, e rotíferos herbívoros como *P. dolichoptera* se tornam dominantes sobre outras espécies, e posteriormente podem ser controlados por pequenos organismos zooplânctônicos carnívoros (Smith e Crews, 2014), o que pode ter explicado a dominância de *Asplanchna* sp. na amostragem subsequente, nos reservatórios mais a montante, ou seja, Salto Santiago e Salto Caxias.

Segundo Hollowday (2002), *P. dolichoptera*, é um organismo encontrado principalmente em ambientes eutróficos, porém ocorrem em corpos de água com diferentes graus de trofia, mas atingem densidades mais altas em corpos d'água eutróficos em períodos de baixa temperatura (Negreiros *et al.*, 2012). Em seus estudos, Bielanska-Grajner e Gladysz (2010) perceberam um aumento na densidade de espécies euritópicas - aquelas que apresentam alta tolerância à variação dos fatores ambientais - como *Polyarthra dolichoptera*, em lagos com alta condutividade, fator este, que reflete a concentração de substâncias ionizadas em água, e por isso pode ser tratado como um indicador significativo da qualidade da água em relação à concentração de sais minerais, porém, nos reservatórios do rio Iguazu, a condutividade não foi significativamente alta, mas *P. dolichoptera* foi constante e abundante em ambientes com diversas variações dos parâmetros. .

Jha e Barat (2003) realizaram uma análise qualitativa do zooplâncton e concluíram que *Moina* sp. e *Daphnia* sp. são indicadores do estado eutrófico de corpos aquáticos, assim como o gênero *Ceriodaphnia* (Ferdous e Muktedir, 2009). Nos quatro reservatórios, houve uma diminuição na diversidade e na riqueza do zooplâncton ao longo do tempo de estudo, o que pode ter ocorrido devido à eliminação de formas mais sensíveis e o aparecimento de formas mais tolerantes, podendo indicar uma maior carga de poluição ao longo do tempo, e ao longo do rio. Esta carga de poluição esteve mais acentuada em Foz do Areia na segunda amostragem, e em Salto Caxias na quarta amostragem, pode se concluir que esta carga de poluição foi carregada em direção a foz do rio, entretanto, como neste período ocorreu a abertura das comportas, não foi possível fazer uma avaliação minuciosa acerca deste fato.

A predominância de cladóceros de pequeno porte como *C. cornuta* em ambientes eutróficos é diretamente relacionada à sua capacidade de efetivamente evitar cianobactérias tipicamente abundantes e se alimentarem de partículas de algas menores (Guevara *et al.*, 2009). *Moina minuta*, que também foi uma espécie abundante, demonstra a capacidade de sobreviver em águas contendo níveis baixos de oxigênio, bem como impurezas, e geralmente eutrofizadas (Vignatti *et al.*, 2013), como esta espécie apresenta altas taxas de consumo, geralmente está presente em ambientes onde há uma elevada produção primária..

Segundo Guevara *et al.* (2009), estudos limnológicos comparativos em ambientes tropicais e temperados têm demonstrado que os sistemas oligotróficos são dominados por copépodos, enquanto sistemas eutróficos são dominados por rotíferos e algumas espécies de cladóceros, como *Moina minuta* e *Bosmina longirostris*. No entanto, cladóceros e copépodos ciclopoídes estão associados aos lagos e reservatórios eutróficos, que suportam maiores abundâncias de crustáceos na maioria das latitudes (Pinto-Coelho *et al.*, 2005).

A representação do grupo dos copépodos quase exclusivamente por estágios naupliares pode ser explicada por um prolongado e significativo tempo de desenvolvimento destas fases (Pereira *et al.*, 2002), e pela alta taxa reprodutiva destes organismos quando o ambiente está favorável. Densidades de nauplii são sempre mais elevadas do que as densidades das fases de copepoditos (Zacharia *et al.*, 2007), porque estas densidades têm sido atribuídas à alta tolerância de uma variedade de fatores ambientais, bem como a intensidade da predação de formas adultas (Sampaio *et al.*, 2002).

Com base nos resultados, nota-se que houve uma predominância de espécies zooplancônicas que de alguma forma estão adaptadas a ambientes eutróficos, corroborando, em parte, com o estado trófico do reservatório observado, porque no inverno de 2012 (W), os ambientes foram classificados como oligotróficos, de acordo com o IET. Esta dominância de *P. dolichoptera* pode indicar que poderia em breve ocorrer uma eutrofização ambiental, o que na primavera de 2012 (Sp) foi confirmado no reservatório de Foz do Areia. Nos outros reservatórios a qualidade da água piorou de acordo com os resultados do IET.

Neste trabalho notou-se que, apesar da grande variação no estado trófico, onde os reservatórios tiveram várias classificações, houve pouca variação nos valores do Índice de Shannon. O estado trófico dos ambientes foi determinado também pelos

resultados dos índices biológicos e de saprobidade, podendo, os índices de diversidade também servir como bons indicadores de poluição total de água, ao contrário do índice de saprobidade que não se apresentou como um bom indicador de poluição. Águas não poluídas são frequentemente caracterizadas por alta diversidade, com grande número de espécies, não havendo dominância de uma única espécie sobre as outras. No entanto, com a poluição causando estresse, espécies sensíveis são eliminadas e espécies tolerantes tendem a prevalecer (Thakur *et al.*, 2013).

De acordo com os resultados, observa-se que, apesar da grande variação no estado trófico, em que os ambientes tiveram diversas classificações tróficas, houve pouca variação nos valores do Índice de Shannon, e estes ambientes foram classificados majoritariamente como apresentando poluição moderada (zona α -mesossapróbia e zona β -mesossapróbia), tendo poucas estações de coleta apresentando poluição pesada, todas estas na amostragem de outubro de 2013 (Sp2). Thakur *et al.* (2013) fez uma comparação dos índices de biodiversidade em três lagos e sugeriram que os índices de diversidade foram maiores no lago com estado trófico menor. Tal relação está relacionada com as condições ambientais extremas restritivas associadas com o processo de eutrofização (Sladeczek, 1983).

O mesmo ocorreu com os resultados do índice de equitabilidade (J), em que a maioria dos locais de amostragem foram classificados como tendo pouca ou nenhuma poluição. De acordo com Stevenson e Lowe (1986), existem dois problemas com o uso de medidas de diversidade em avaliação ambiental: 1) procedimentos de contagem padrão não podem avaliar com precisão a diversidade e, 2) essa diversidade não pode mudar uniformemente através de um gradiente de perturbação humana (Stevenson e Pan, 1999).

De acordo Ren *et al.* (2011), tanto o índice de diversidade de Shannon (H'), quanto o índice de equitabilidade de Pielou (J) são adequados para a avaliação da água. No entanto Spatharis *et al.* (2011) concluíram que a alta variabilidade e não-linearidade destes índices ao longo de um gradiente de eutrofização, sugere que estas medidas de diversidade são inadequadas para uso como ferramentas de avaliação de monitoramento de qualidade da água. A utilização destes índices, podem ser mais efetivos caso sejam utilizados mais de um grupo taxonômico, não apenas a comunidade zooplânctônica, como neste trabalho, desta forma, representando melhor a diversidade biológica do reservatório em estudo.

Azevedo *et al.* (2015), mostraram que a abundância, riqueza de espécies e o índice de diversidade de Shannon, respondem diferentemente às condições tróficas em reservatórios quando aplicados em comunidades zooplanctônicas. Estas flutuações nas respostas destes indicadores estão relacionadas com as alterações nas condições tróficas (Vignatti *et al.*, 2012; Al-Shami *et al.*, 2013; Azevedo *et al.*, 2015).

Os resultados do índice de saprobidade de Pantle-Buck também apresentaram uma pequena variação, todas as estações de coleta foram classificadas como apresentando contaminação muito fraca ou moderada, possivelmente a espécie mais dominante *P. dolichoptera* está bem estabelecida e adaptada para uma vasta gama de condições, por isso esta espécie foi abundante em ambientes com variados estados de eutrofização.

Em relação ao IET, as condições tróficas ambientais foram bem diferentes, porque na primavera de 2012 (Sp), a região estava sofrendo uma grande estiagem, e os reservatórios estavam abaixo do seu nível normal e apresentando um provável "bloom" de cianobactérias *Microcystis aeruginosa*, de acordo ao trabalho de Serpe (2014). Devido a esta combinação de fatores, provavelmente, resultou nas mudanças de estado trófico nos corpos aquáticos. Outro fator que pode ter sido a causa deste estado eutrófico, principalmente no reservatório de Foz do Areia, são os lançamentos de dejetos no rio Iguaçu, na região de Curitiba, pois este está em uma região com pouco acesso ao saneamento básico, assim como, a presença de indústrias.

Com o passar do tempo esses dejetos se acumulam no primeiro reservatório, e combinado com a estiagem, a alta temperatura e o baixo nível do reservatório, aumentaram a concentração de nutrientes, conseqüentemente tornando-o hipereutrófico, a variação deste estado trófico, também pode ter ocorrido devido às mudanças climáticas ao longo das amostragens. Farage *et al.* (2010) observaram um resultado oposto, em que o estado trófico do ambiente aquático estudado aumentou durante a estação chuvosa, justifica-se pelo mecanismo de escoamento superficial, que muitas vezes ocorre durante a estação das chuvas, especialmente em solos desprovidos de vegetação ou predominância de vegetação rasteira.

Com o passar do tempo essa alta concentração de nutrientes no reservatório de Foz do Areia vai sendo passado para os outros reservatórios ao longo do rio, fato que foi possível visualizar nas amostragens seguintes, chegando ao Reservatório de Salto Caxias, na última amostragem. Na última amostragem, as comportas dos reservatórios foram abertas, o que pode ter causado um carreamento destes nutrientes ao longo do rio,

porém, como este estudo foi realizado durante este processo, não é possível inferir o impacto causado.

Em um corpo hídrico, no qual o processo de eutrofização encontra-se plenamente estabelecido, o estado trófico determinado pelo índice da concentração da clorofila-*a* (IET_{Chl-a}) certamente coincidirá com o estado trófico determinado pelo índice do fósforo (IET_P). Já nos corpos hídricos em que o processo esteja limitado por fatores ambientais, como a temperatura da água ou a baixa transparência, o índice relativo à concentração da clorofila-*a* irá refletir esse fato, classificando o estado trófico em um nível inferior àquele determinado pelo índice do fósforo (CETESB, 2013).

Analisando os resultados do ICZ_{Res} , que baseia-se na concentração de clorofila-*a*, bem como a densidade dos principais grupos de zooplâncton, pode-se dizer que a qualidade da água do reservatório diminuiu na primavera de 2012. Este fato ocorreu devido à elevada densidade de cianobactérias no período, existindo, portanto, uma alta concentração de clorofila-*a*, e com esse aumento na densidade de fitoplâncton, algumas espécies de zooplâncton, mais comuns em ambientes menos eutróficos, não foram encontradas durante este período.

Estes dados do ICZ_{Res} podem ser analisados paralelamente ao índice de constância, pois características e a capacidade das espécies de colonizarem áreas alteradas, tolerâncias fisiológicas distintas e a seleção de microambientes específicos para a reprodução são possíveis fatores responsáveis pelos distintos padrões de frequência das espécies nas áreas estudadas (Jim, 2003; Haddad e Prado, 2005; Moraes *et al.*, 2007).

Nota-se também que há uma relação entre o ICZ_{Res} e o IET, pois aproximadamente 70% das amostras que apresentaram qualidade de água Péssima ou Ruim, estavam em locais onde seu estado trófico foi considerado como Eutrófico, Supereutrófico ou Hipereutrófico, indicando assim, que a ausência dos organismos chave da comunidade zooplanctônica, pode indicar uma alteração do estado trófico.

Outro fator a ser levado em conta, quando se analisa os dados de constância de uma determinada espécie, é que eles podem diferir muito de um ambiente para outro, parecendo assim, refletir a habilidade biológica que a espécie tem em explorar os recursos ambientais disponíveis num determinado momento do biótopo (Lemes e Garutti, 2002).

Observando os resultados das análises de ácidos graxos sobrepostos com o IET, nota-se que os principais compostos são o DHA, o C16:0 e em menor proporção EPA e

C15:1n5, aparecendo em determinados estados tróficos, como na amostragem de primavera de 2012 (Sp), onde no reservatório de Foz do Areia apresentou-se como Hipertrófico em todos os pontos de coleta, e o ácido graxo mais abundante foi DHA. Entretanto, DHA foi mais abundante em locais classificados como mesotróficos na amostragem de inverno de 2012 (W) no reservatório de Salto Santiago.

No reservatório de Salto Caxias, ambientes classificados como mesotróficos, o ácido graxo C16:0 foi o mais abundante. Essa variação pode ter ocorrido devido à alteração do clima e do próprio regime hídrico dos reservatórios, na amostragem de primavera de 2012 (Sp), onde houve uma grande estiagem, e os níveis dos reservatórios diminuíram consideravelmente. Em Foz do Areia o ambiente foi classificado como hipereutrófico, e DHA foi o ácido graxo mais abundante enquanto os outros ácidos graxos tiveram uma menor concentração. Uma dominância de DHA pode indicar uma dieta baseada em organismos flagelados (Dalsgaard, *et al.*, 2003). A variação sazonal de ácidos graxos, principalmente DHA, indica uma mudança temporal na disponibilidade do fitoplâncton (Couturier, *et al.*, 2013). Observando os resultados obtidos, DHA está mais presente em ambientes mais eutrofizados, onde segundo Nozaki (2003), algumas algas flageladas são mais abundantes, enquanto o EPA, assim como o C14:0 e o C16:0 estão mais presentes em ambientes menos eutrofizados.

O ácido palmítico (C16:0) é um ácido graxo que é encontrado em vários grupos de fitoplâncton que são alimento para o zooplâncton (Taipale, *et al.* 2013) e também em algumas espécies de Cyanophyceae (Patil, *et al.* 2007). Segundo Patil, *et al.* (2007), C16:0 é um dos principais grupos de ácidos graxos saturados (SFA) entre o fitoplâncton de água doce, enquanto o fitoplâncton marinho é o principal produtor de DHA, e pouco encontrado em espécies de água doce, considerando que DHA é o ácido graxo mais importante para os copépodos e muitos peixes (Watanabe, 1993, Sargent *et al.*, 1999).

Geralmente, o fitoplâncton com altas proporções de EPA ou DHA, como Cryptophyceae e Bacillariophyceae são excelentes recursos alimentares para o zooplâncton. Cianofíceas praticamente não apresentam EPA e DHA, enquanto que as diatomáceas são ricas em EPA, e dinoflagelados têm quantidades elevadas de DHA (Brett e Müller-Navarra, 1997).

Ácidos graxos poliinsaturados de cadeia longa (PUFAs) são nutrientes essenciais que influenciam a qualidade dos alimentos. Em ecossistemas marinhos a disponibilidade dessas biomoléculas resulta em crescimento somático e altas taxas reprodutivas. A ingestão dietética desses ácidos graxos está correlacionada com o

crescimento e desenvolvimento em copépodes (Tang *et al.*, 2001), larvas de peixes e invertebrados (Rainuzzo *et al.* 1997).

EPA e DHA são sintetizados quase exclusivamente pelos produtores primários, enquanto heterotróficos obtêm por meio de dieta, ou conversão de ácidos graxos precursores tais como ácido α -linolénico (C18:3). No entanto, esta bioconversão é geralmente muito lenta e dispendiosa energeticamente para atender às demandas metabólicas dos organismos, sendo principalmente com base na dieta que os consumidores obtêm estes ácidos gordos essenciais (Sargent e Whittle, 1981).

Em ecossistemas aquáticos, o nível dos ácidos graxos essenciais (EFAs), como EPA e DHA, em algas é altamente variável (Morris *et al.*, 1983). O conteúdo de HUFA pode representar entre 3 a 7% dos ácidos graxos totais do fitoplâncton durante a floração, tornando o valor nutritivo da floração do fitoplâncton questionável (Morris *et al.*, 1983). Há também evidências de que a quantidade de EPA e DHA em algas varia significativamente entre os principais grupos taxonômicos (Sargent e Whittle, 1981). Por exemplo, Cryptophyceae têm altas proporções de EPA e DHA, enquanto em Chlorophyceae é inexistente, escasso ou tem vestígios de estes ácidos graxos. São várias as evidências que ácidos graxos essenciais (EFA) como o ácido eicosapentaenóico (EPA) e o ácido docosahexaenóico (DHA), são extremamente importantes para diversos organismos aquáticos (Arts *et al.*, 2001).

A disponibilidade de PUFAs é um fator crítico que influencia a dinâmica trófica e produção biológica no ecossistema. Entretanto, este “*pool*” de PUFA por sua vez é influenciado pelo conjunto de organismos planctônicos presentes, bem como de fatores físicos e químicos. Até o momento, poucos estudos analisaram as eficiências de transferência desses ácidos graxos em vários níveis tróficos.

Em águas costeiras, protistas heterotróficos podem ser os grandes herbívoros de fitoplâncton, consumindo 20-70% da produção primária (Capriulo, 1990).

Estes protistas também são um componente significativo da dieta dos copépodes (Levinson *et al.* 2000), e experimentos de laboratório demonstraram que copépodes têm altas taxas de remoção sobre protistas heterotróficos e podem até preferir estes às algas (Gifford e Dagg, 1991).

A concentração dos ácidos graxos zooplancetônicos é uma ferramenta útil para definição do estado trófico do ambiente, principalmente de EPA, DHA e C16:0. É sabido que os organismos da comunidade zooplancetônica são importantes para o fluxo de energia na cadeia trófica, e de acordo com a concentração de nutrientes no ambiente,

pode haver uma diferenciação nesta composição bioquímica da comunidade, e entender como estas diferenças podem ser relacionadas com a qualidade da água é um ponto a ser mais estudado.

Embora o zooplâncton não esteja incluído como BQE (Biological Quality Element – Elemento de Qualidade Biológica) na WFD (Water Frame Directive – Diretiva do Quadro da Água da União Europeia), alguns estudos utilizam esta comunidade para avaliar a qualidade da água dos sistemas aquáticos (Kiggundu *et al.*, 2012; Ren *et al.*, 2011; Uttah, *et al.*, 2008; Dulic *et al.*, 2006). A inclusão de zooplâncton como um BQE pode ser um elemento importante na avaliação da qualidade da água ou para verificar o impacto da poluição pontual devido à alta sensibilidade desta comunidade à poluentes.

Ainda assim, os parâmetros físico-químicos são os principais dados utilizados neste tipo de estudo, especialmente quando se comparam os resultados obtidos com os aspectos ecológicos das comunidades aquáticas.

As análises bioquímicas do zooplâncton, como lipídeos (incluindo os ácidos graxos) e proteínas pode ser um importante instrumento de gestão de massas de água e análise de qualidade da água, e para detectar alterações moleculares na comunidade de zooplâncton, relacionadas com o estado trófico dos sistemas, antes que elas sejam percebidas no ambiente.

Além disso, consciente das limitações e ressalvas das metodologias existentes, principalmente em reservatórios, para a avaliação do estado ecológico e com a perspectiva de melhorar o conhecimento do *status* dos corpos de água e, assim, a qualidade da água, ferramentas complementares voltadas para a avaliação funcional das cadeias alimentares aquáticas são necessárias. Idealmente soluções mais pragmáticas na avaliação da qualidade da água de monitoramento podem utilizar metodologias rápidas com redução de custos, produzindo assim uma indicação do estado ecológico em tempo quase-real.

Apesar uso da análise dos ácidos graxos não ser uma ferramenta de baixo custo e só poder ser utilizada com o auxílio de um especialista, os resultados obtidos são mais precisos do que outros tipos de análise, podendo, desta forma, gerar conclusões mais rápidas, acelerando o processo de avaliação do corpo aquático em estudo.

8. CONCLUSÕES

- Índices de diversidade para a avaliação do estado trófico de um corpo aquático devem ser usados com cautela, pois apenas com o uso do zooplâncton, não se representa toda a diversidade do ambiente;
- O índice de saprobidade de Pantle-Buck não é efetivo para avaliar o estado trófico do corpo aquático, pois seus resultados não tiveram alteração significativa, mesmo com a variação de estado trófico nos ambientes;
- Os principais índices que representaram o estado trófico atual do ambiente foram o ICZ_{Res} e o IET;
- A identificação dos ácidos graxos oriundos de amostras de zooplâncton é uma ferramenta útil para estudos de avaliação de qualidade de água;
- A análise dos ácidos graxos de zooplâncton, juntamente com análises do estado trófico do corpo aquático pode prever alterações do estado trófico nos ambientes a serem estudados;
- Ácidos graxos, como DHA, EPA e C16:0, são importantes para conhecer o estado trófico de um corpo aquático;
- O ineditismo deste estudo é de grande importância na realização de trabalhos futuros que abranjam ácidos graxos para estudo e análise da qualidade de água;

REFERÊNCIAS

- ABDULKADIR, S., TSUCHIYA, M., 2008. One-step method for quantitative and qualitative analysis of fatty acids in marine animal samples. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 354, 1-8.
- ADRIAN, R., O'REILLY, C.M., ZAGARESE, H., BAINES, S.B., HESSEN, D.O., KELLER, W., LIVINGSTONE, D.M., SOMMARUGA, R., STRAILE, D., VAN DONK, E., WEYHENMEYER, G.A., WINDER, M. 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography*; 54(6): 2283–2297.
- AHLGREN, G., GUSTAFSSON, I.-B., and BOBERG, M. 1992. Fatty acid content and chemical composition of freshwater microalgae. *J. Phycol.* 28: 37–50.
- AHLGREN, G., SONESTEN, L., BOBERG, M., GUSTAFSSON, I.B., 1996. Fatty acid content of some freshwater fish in lakes of different trophic levels-a bottom-up effect? *Ecol. Freshwater Fish.* 5, 15–27.
- ALBERS, C.S., KATTNER, G. and HAGEN, W., 1996. On the composition of storage and phospholipids in Arctic and Antarctic copepods - a bipolar comparison. *Mar. Chem.*, 55: 347-358.
- ALEXANDER, D. E. 1999. *Encyclopedia of Environmental Science*. Springer. 741 p
- ALMEIDA, V. L. S., DANTAS, E. W., MELO-JÚNIOR, M., BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C., MOURA, A. N. 2009. Zooplanktonic community of six reservoirs in northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 69(1): 57-65.
- ALVES, I.C.C, EI-ROBRINI, M., SANTOS, M.L.S., MONTEIRO, S.M., BARBOSA, L.P.F., GUIMARÃES, J.T.F. 2012. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil), *Acta amazonica*. 42(1): 115 – 124
- AN, X. P., DU, Z. H., ZHANG, J. H., LI, Y. P., QI, J. W. 2012. Structure of the zooplankton community in Hulun Lake, China. *Procedia Environmental Science*. 13: 1099 – 1109.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20 ed. New York: American Public Health Association.

- ARMENGOL, J. 1980. Colonización de los embalses españoles por crustáceos tónicos y evolución de la estructura de sus comunidades. *Oecologia Aquatica*, Barcelona, v.4, p. 45-70
- ARMENGOL J, GARCIA J. C., COMERMA M, ROMERO M, DOLZS J, ROURA M, 1999. Longitudinal processes in canyon type reservoirs: the Case of Sal (N.E. Spain). In: TUNDISI J.G, STRASKRABA M. (Coord.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Leiden. Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences, International Institute of Ecology and Backhuys Publishers; p. 313-45.
- ARTS, M.T., BRETT, M.T., KAINZ, M. 2009, *Lipids in Aquatic Ecosystems*, Springer
- ARTS, M.T.; ACKMAN, R.G.; HOLUB, B.J. 2001. "Essential fatty acids" in aquatic ecosystems: a crucial link between diet and human health and evolution. *Can J Fish Aquat Sci.* ;58: 122–137.
- AZEVEDO, D.J.S.; BARBOSA, J.E.L.; GOMES, W.I.A.; PORTO, D.E.; MARQUES, J.C.; MOLOZZI, J. 2015. Diversity measures in macroinvertebrate and zooplankton communities related to the trophic status of subtropical reservoirs: Contradictory or complementary responses? *Ecological Indicators*. 50: 135–149.
- BÅMSTEDT, U., 1986. *Chemical composition and energy content*. In *The biological chemistry of marine copepods*, pp. 1-58. E.D.S. Corner and S.C.M. O'Hara (eds), Clarendon Press, Oxford.
- BARBOSA, J.E.L., MEDEIROS, E.S.F., BRASIL, J., CORDEIRO, R.S., CRISPIM, M.C.B. and SILVA, G.H.G. 2012. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 24(1):103-118.
- BARON, J.S.; POFF, N.L.; ANGERMEIER, P.L.; DAHM, C.N.; GLEICK, P.H.; HARSTON, J.R.; JACKSON, R.B.; JOHNSTON, C.A.; RICHTER, R.B.; STEINMAN, A.D. 2002. Meeting ecological and societal needs for freshwater. *Ecological Applications*. 12 (5): 1247 – 1260.
- BEAUGRAND G, IBANEZ, F. and REID, P. C. 2000. Spatial, seasonal and long-term fluctuations of plankton in relation to hydroclimatic features in the English channel, Celtic Sea and Bay of Biscay. *Marine Ecology Progress Series*. 200: 93–102.
- BEAVER, J. R. and CRISMAN, T. L. 1990. Use of microzooplankton as an early indicator of advancing cultural eutrophication. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 532–537.

- BERBEROVIC, R., R.M. PINTO-COELHO. 1989. Dry first, measure later: A new procedure to preserve and measure zooplankton for ecophysiological studies. *J. Plankton Res.* 11: 1109-1116.
- BEYST, B., BUYSSE, D., DEWICKE, A. MEES J. 2001. Surf zone hyperbenthos of Belgian sandy beaches: seasonal patterns. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53: 877–895.
- BONECKER, C.C., NAGAE, M.Y., BLETLER, M.C.M., VELHO, L.F.M., LANSAC-TOHA, F.A., 2007. Zooplankton biomass in tropical reservoirs in southern Brazil. *Hydrobiologia* 579, 115–123.
- BRANSTRATOR, D. AND J. LEHMAN. 1991. Invertebrate predation in Lake Michigan: regulation of *Bosmina longirostris* by *Leptodora kindtii*. *Limnol. Oceanogr.* 36: 483-495.
- BRETT, M. T., MÜLLER-NAVARRA, D. C. 1997. The role of highly unsaturated fatty acids in aquatic food-web processes. *Freshwater Biology.* 38:483–499.
- BUNZEL, K., KATTWINKEL, M., LIESS, M. 2013. Effects of organic pollutants from wastewater treatment plants on aquatic invertebrate communities. *Water Research.* 47: 597 – 606.
- BURKS R.L., JEPPESEN E. & LODGE D.M. 2000. Chemicals from macrophytes and fishes suppress *Daphnia* growth and alter life history traits. *Oikos*, 88, 139–147.
- CADJO, S., MILETIC, A., DJURKOVIC, A. 2007. Zooplankton of Potpec reservoir and the saprobiological analysis of water quality. *Desalination.* 213: 24-28.
- CAIRNS, J., P.V. McCORMICK, P. V. and B.R. NIEDERLEHNER, B. R. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia.* 263:1–44.
- CALERO, S.; SEGURA, M.; ROJO, C.; RODRIGO, M.A. 2015. Shifts in plankton assemblages promoted by free water surface constructed wetlands and their implications in eutrophication remediation. *Ecological Engineering.* 74:385–393.
- CANFIELD, T. J. and JONES, J. R. 1996. Zooplankton abundance, biomass, and size-distribution in selected midwestern waterbodies and relation with trophic state. *J. Freshwat. Ecol.* 11: 171–181.
- CARPENTER, S.R., COLE, J.J., HODGSON, J.R., KITCHELL, J.F., PACE, M.L., BADE, D., COTTINGHAM, K.L., ESSINGTON, T.E., HOUSER, J.N., SCHINDLER, D.E., 2001. Trophic cascades, nutrients, and lake productivity: whole-lake experiments. *Ecol. Monogr.* 71, 163–186.

- CETESB (2007). *Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo*: 2006. São Paulo: CETESB (Série Relatórios).
- COUTURIER, L.I.E.; ROHNER, C.A.; RICHARDSON, A.J.; MARSHALL, A.D.; JAINE, F.R.A.; BENNETT, M.B.; TOWNSEND, K.A.; WEEKS, S.J.; NICHOLS, P.D. 2013. Stable Isotope and Signature Fatty Acid Analyses Suggest Reef Manta Rays Feed on Demersal Zooplankton. *Plos One*. 8(10): 1-15.
- CUNNANE, S.C. 1996. Recent studies on the synthesis, b-oxidation, and deficiency of linoleate and a-linolenate: are essential fatty acids more aptly named indispensable or conditionally dispensable fatty acids? *Can. J. Physiol. Pharmacol.* 74: 629–639
- DAJOZ, R. 1973. *Ecologia Geral*. 3ª ed. Petrópolis. Vozes. 471p.
- DALSGAARD, J.; ST JOHN, M.; KATTNER, G.; MÜLLER-NAVARRA, D.; HAGEN, W. 2003. Fatty acid trophic markers in the pelagic marine environment. *Adv Mar Biol.* 46:225-340.
- DANTAS, E. W., ALMEIDA, V. L. S., BARBOSA, J. E. L., BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C., MOURA, A. N. 2009. Efeito das variáveis abióticas e do fitoplâncton sobre a comunidade zooplânctônica em um reservatório do Nordeste brasileiro. *Iheringia Sér. Zoologia.* 99(2): 132-141.
- DA SILVA, P. R. L. 2010. *Efeitos de Reservatórios em Cascata sobre a Biologia Reprodutividade um Piscívoro Neotropical*. UNIOESTE, Toledo/PR. Dissertação de mestrado. 50 p.
- DERRAZ, K., ELALAMI, R., ATIKI, I., MHAMDI, M. A. 2003. Composition biochimique du zooplancton crustacé et broutage du phytoplancton et des protistes ciliés dans un réservoir récemment mis en eau (Sahela, Maroc). *C. R. Biologies.* 326: 761-770.
- DESVILETTES, C., BOURDIER, G., AMBLARD, C., and BARTH, B. 1997. Use of fatty acids for the assessment of zooplankton grazing on bacteria, protozoans and microalgae. *Freshwater Biol.* 38: 629–637.
- DODDS, W.K., WHILES, M.R. 2010. *Freshwater Ecology: Concepts and Environmental Applications of Limnology*. Academic Press. 829 pp.
- DODSON, S.I., 1992. Predicting crustacean zooplankton species richness. *Limnol. Oceanogr.* 37, 848–856.
- EDER, K., 1995. Gas chromatographic analysis of fatty acid methyl esters. *Journal of Chromatography* .671, 113-131.

- ELETROSUL, 1978. *O impacto ambiental da ação do homem sobre a natureza – rio Iguaçu, Paraná, Brasil* – Reconhecimento da ictiofauna, modificações ambientais e usos múltiplos de reservatórios. Florianópolis/SC, 33p.
- EPA – ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY, 1989. Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and rivers-Benthic macroinvertebrates and fish, Environmental Protection Agency. USA.
- FALK-PETERSEN, S., HOPKINS, C.C.E. and SARGENT, J.R., 1990. Trophic relationships in the pelagic arctic food web. In Proc. *24th Europ. Mar. Biol. Symp.*, pp. 315-333. M. Barnes and R.N. Gibson (eds), University Press, Aberdeen.
- FARAGE, J.A.P., MATOS, A.T., SILVA, D.D., BORGES, A.C. 2010. Determinação do índice de estado trófico para fósforo em pontos do rio pomba; *Engenharia na agricultura*; 18(4); pp. 322-329.
- FRIEDRICH, G., CHAPMAN, D., BEIM, A. 1996. The use of biological material. In: Chapman, D. (Ed.), *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. 2nd Edition, UNESCO/WHO/UNEP. 609 p.
- FRUTOS, S.M.; POI DE NEIFF, A.S.G.; NEIFF, J.J. 2009. Zooplankton abundance and species diversity in two lakes with different trophic states (Corrientes, Argentina). *Acta Limnol. Bras.*,21(3):367-375.
- FURNAS, ODEBRECHT, LEME ENGENHARIA. 2005. EIA – Estudo de Impacto Ambiental dos Aproveitamentos Hidrelétricos Santo Antônio e Jirau, Madeira-RO.
- GANNON, J. E. and STEMBERGER, R. S. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Trans. Am. Micros. Soc.* 97: 16–35.
- GALHANO, V., FIGUEIREDO, D. R., ALVES, A., CORREIA, A., PEREIRA, M. J., GOMES-LARANJO, J., PEIXOTO, F. (2011) Morphological, biochemical and molecular characterization of *Anabaena*, *Aphanizomenon* and *>ostoc* strains (Cyanobacteria, Nostocales) isolated from Portuguese freshwater habitats. *Hydrobiologia* 663(1):187-203.
- GARCIA, A.P.P.; LANSAC-TÔHA, F.A.; BONECKER, C.C. 1998. Species composition and abundance of rotifers in different environments of the floodplain of the upper Parana river, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 15(2): 327 - 343

- GAZONATO NETO, A.J., SILVA, L.C., SAGGIO, A.A., ROCHA, O. 2014. Zooplankton communities as eutrophication bioindicators in tropical reservoirs. *Biota Neotropica*. 14(4): 1-12.
- GLADYSHEV, M. I., SUSHCHIK, N. N., MAKHUTOVA, O. N., DUBOVSKAYA, O. P., KRAVCHUK, E. S., KALACHOVA, G. S., KHROMECHUK, E. B. 2010. Correlations between fatty acid composition of seston and zooplankton and effects of environmental parameters in a eutrophic Siberian reservoir. *Freshwater Biology*. 40: 343 – 357.
- GONÇALVES, A. M. M., M. DE TROCH, S. C. MARQUES, M. A. PARDAL, U. M. AZEITEIRO. 2010(a). Spatial and temporal distribution of harpacticoid copepods in Mondego estuary. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90(7): 1279-1290.
- GONÇALVES, A. M. M., M. A. PARDAL, S. C. MARQUES, M. DE TROCH, U. M. AZEITEIRO. 2010(b) Distribution and composition of small-size zooplankton fraction in a temperate shallow estuary (Western Portugal). *Fresenius Environmental Bulletin*. 19(12b): 3160-3176.
- GONÇALVES, A.M.M., AZEITEIRO, U.M., PARDAL, M.A., DE TROCH, M., 2012. Fatty acid profiling reveals seasonal and spatial shifts in zooplankton diet in a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 109, 70–80.
- GONÇALVES, A. M. M., M. A. PARDAL, S. C. MARQUES, S. MENDES, M. J. FERNÁNDEZ- GÓMEZ, M. P. GALINDO-VILLARDÓN, U. M. AZEITEIRO. 2012(a). Diel vertical behavior of Copepoda community (naupliar, copepodites and adults) at the boundary of a temperate estuary and coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 98:16–30.
- GONÇALVES, A. M. M., M. A. PARDAL, S. C. MARQUES, S. MENDES, M. J. FERNÁNDEZ- GÓMEZ, M. P. GALINDO-VILLARDÓN, U. M. AZEITEIRO. 2012(b). Responses of Copepoda life-history stages to climatic variability in a southern-European temperate estuary. *Zoological Studies*. 51(3): 321-335.
- GONÇALVES, A. M. M., A. F. MESQUITA, T. VERDELHOS, J. A. P. COUTINHO, J.C. MARQUES, F. GONÇALVES (2016). Fatty acids' profiles as indicator of stress induced by of a common herbicide on two marine bivalves species: *Cerastoderma edule* (Linnaeus, 1758) and *Scrobicularia plana* (da Costa, 1778). *Ecological Indicators*. 63, 209 - 218.

- GOULART, M.; CALLISTO, M. 2003. Bioindicadores de Qualidade de Água como Ferramenta em Estudos de Impacto Ambiental. FAPAM, ano2, n.1.
- GOULDEN, C.E. & HENRY, L.L. 1988. Lipid energy reserves and their role in Cladocera In: MEYERS, D.G. & J.R. STRICKLER [eds.] *Trophic interactions within aquatic ecosystems*. Selected Symposium AAAS, Washington, AAAS, p. 167-185.
- GOSWAMI, P.; THIRUNAVUKKARASU, S.; GODHANTARAMAN, N.; MUNUSWAMY, N. 2014. Monitoring of genotoxicity in marine zooplankton induced by toxic metals in Ennore estuary, Southeast coast of India. *Marine Pollution Bulletin*. 88:70–80.
- GRABARKIEWICZ, J.D.; DAVIS, W. S. 2008. *An Introduction to Freshwater Fishes as Biological Indicators* (Report). Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency.
- GRAEVE, M., KATTNER, G. and HAGEN, W., 1994. Diet-induced changes in the fatty acid composition of Arctic herbivorous copepods: experimental evidence of trophic markers. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 182: 97-110.
- GUEDES, A.C, AMARO, H.M., BARBOSA, C.R., PEREIRA, R.D., MALCATA, F.X. 2011. Fatty acid composition of several wild microalgae and cyanobacteria, with a focus on eicosapentaenoic, docosaheanoic, and α - linolenic acids for eventual dietary uses. *Food Research International*. 44: 2721–2729.
- GUEVARA, G., LOZANO, P., REINOSO, G., VILLA, F. 2009. Horizontal and seasonal patterns of tropical zooplankton from the eutrophic Prado reservoir (Colombia). *Limnologica*. 39: 128-139.
- HADDAD, C. F. B. e PRADO, C. A., 2005. Reproductive Modes in Frogs and Their Unexpected Diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *Bioscience*, 55(3): 207-217.
- HAGEN, W. and SCHNACK-SCHIEL, S.B., 1996. Seasonal lipid dynamics in dominant Antarctic copepods: Energy for overwintering or reproduction? *Deep-Sea Res.*, 43: 139-158.
- HANEY, J. F., AND D. J. HALL. 1973. Sugar-coated Daphnia : A preservation technique for Cladocera. *Limnology and Oceanography* 18: 331-333.
- HARRIS, R., WIEBE, P., LENZ, J., SKJOLDAL, H. R., HUNTLEY, M. 2000. *ICES Zooplankton Methodology Manual*. Academic Press. 684p.

- HART, R. C. 1990. Copepod post-embryonic durations: pattern, conformity and predictability. The realities of isochronal and equiproportional development and trends in the copepodid-naupliar duration ratio. *Hydrobiologia*, 206,75–206.
- HOBBAEK, A., MANCA, M., ANDERSEN, T., 2002. Factors influencing species richness in lacustrine zooplankton. *Acta Oecol.* 23 (3), 155–163.
- HOLLOWDAY, E. D. 2002. Family Synchaetidae. In: Nogrady, T and Segers H. Rotifera. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World vol. 18: 87-211.
- HOLT, E. A. & MILLER, S. W. 2010. Bioindicators: Using Organisms to Measure Environmental Impacts. *Nature Education Knowledge* 3(10):8
- HOLUB, B.J. 1988. Dietary fish oils containing eicosapentaenoic acid and the prevention of atherosclerosis and thrombosis. *Can. Med. Assoc. J.* 139: 377–381.
- HOOPER L, MARTIN N, ABDELHAMID A, DAVEY SMITH G. 2015. "Reduction in saturated fat intake for cardiovascular disease". *Cochrane Database Syst Rev* 6. 170 pp
- HUNT, R. J., MATVEEV, V. F. 2005. The effects of nutrients and zooplankton community structure on phytoplankton growth in a subtropical Australian reservoir: A enclosure study. *Limnologica.* 35: 90-101.
- JARDIM, F.A.; SPERLING, E.V.; JARDIM, B.F.M.; ALMEIDA, K.C.B. 2012. Fatores determinantes das florações de cianobactérias na água do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Engenharia Sanitária Ambiental*; 19(3): 207-218.
- JEPPESEN, E.; NÖGES, P.; DAVIDSON, T.A.; HABERMAN, J.; NÖGES, T.; BLANK, K.; LAURIDSEN, T.L.; SØNDERGAARD, M.; SAYER, C.; LAUGASTE, R.; JOHANSSON, L.S.; BJERRING, R.; AMSINCK, S.L. 2011. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia.* 676:279–297.
- JIM, J., 2003. Aspectos gerais da anurofauna da região de Botucatu. In: UIEDA, W. E PALERARI, L.M. (Orgs.). *Flora e fauna: um dossiê ambiental*. São Paulo, Editora da UNESP, pp. 75-89.
- JÚLIO JR, H. F., THOMAZ, S. M., AGOSTINHO, A. A., LATINI, J. D. 2005. Distribuição e Caracterização dos Reservatórios. In: RODRIGUES, L., THOMAZ, S. M., AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C. (eds.). *Biocenoses em Reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos/SP: RIMA, p 1-16.

- JUNK, W. J. ; NUNES DE MELLO, J. A. S. 1990. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. *Estudos Avançados*. 4 (8): 126-143.
- KARYDIS, M., TSIRTSIS, G. 1996. Ecological indices: a biometric approach for assessing eutrophication levels in the marine environment. 186(3): 209–219.
- KATHRYN MORRIS, E., CARUSO, T., BUSCOT, F., FISCHER, M., HANCOCK, C., MAIER, T.S., MEINERS, T., MULLER, C., OBERMAIER, E., PRATI, D., SOCHER, S., SONNEMANN, I., WASCHKE, N., WUBET, T., WURST, S., RILLIG, M.C. 2014. Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecology and Evolution*, 4(18): 3514– 3524.
- KEPPELER, E.C. 2003. Comparative study of the zooplankton composition of two lacustrine ecosystems in Southwestern Amazonia. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*. 25(2): 467-477.
- KUMARI, P., DHADSE, S., CHAUDHARI, P.R., WATE, S.R. 2008. A Biomonitoring of Plankton to Assess Quality of Water in the Lakes of Nagpur City. *Proceedings of Taal2007: The 12th World Lake Conference*. 160-164
- LAMPARELLI, M. C., 2004. *Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. São Paulo : USP/ Departamento de Ecologia., 2004. 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo.
- LANSAC-TÔHA, F. A., BONECKER, C. C., VELHO, L. F. M. 2005. Estrutura da comunidade zooplancônica em reservatórios. In. RODRIGUES, L., THOMAZ, S. M., AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C. (eds.). *Biocenoses em Reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos/SP: RIMA, p 115-127.
- LANSAC-TÔHA, F.A., BONECKER, C.C., VELHO, L.F.M., SIMÕES, N.R., DIAS, J.D., ALVES, G.M., TAKAHASHI, E.M., 2009. Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. *Braz. J. Biol.* 69 (2), 539–549.
- LEAF, A. 1990. Cardiovascular effects of fish oils: beyond the platelet. *Circulation*, 82: 624–628
- LEAL, M. S. 1998. *Gestão ambiental de recursos hídricos: princípios e aplicações*. Rio de Janeiro: CPRM.
- LEHNINGER, A.L.; NELSON, D.L.; COX, M.M. 1998. Lipídeos. In: *Princípios de Bioquímica*. Ed. Sarvier, São Paulo. 179-199.

- LEMES, E. M. e V. GARUTTIA. 2002. Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto rio Paraná, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 92 (3): 69-78.
- LI, K.; ZHANG, L.; LI, Y.; ZHANG, L.; WANG, X. 2015. A three-dimensional water quality model to evaluate the environmental capacity of nitrogen and phosphorus in Jiaozhou Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*. 91:306–316.
- LOPES; M. J. N., SILVA. M. S. R.; SAMPAIO; R. T. M. BELMONT; E. L. L. SANTOS-NETO, C. R. 2008. Avaliação preliminar da qualidade da água de bacias hidrográficas de Manaus utilizando o método BMWP adaptado. *Rev. Saúde e Biol.*, 3 (2),1-9
- LUDWIG, J.A. & REYNOLDS, J.F. (1988). *Statistical Ecology: A Primer on Methods and Computing*. Wiley & Sons ed. U.S.A. 337 pp.
- MA, W.H., ZHANG, W., GU, W.W., ZHANG, R.L., WANG, L.Q. 2014. Succession of rotifer community and its relationship with environmental factors in a new Estuarial Landscape River, Shanghai. *Huan Jing Ke Xue*. 35(9):3513-21.
- MARGALEF, R. 1982. *Limnología*. Ediciones Omega, S.A. Barcelona. 1010p
- MARZOLF, R. G. 1990. Reservoir as environments for zooplankton. In: Thornton KW. Perspectives on reservoir limnology. In: Thorton KW, Kimmel BL, Payne FE. (Coord.). *Reservoir limnology: ecological perspectives*. New York: John Wiley Sons Inc; 1990. p. 195-208
- MENDONÇA, H.S.S. 2012. *Ciliados planctônicos e epibentônicos do Rio das Velhas e tributários, MG: Ecologia e uso potencial para bioindicação da qualidade das águas*. Dissertação de mestrado (UFOP). Ouro Preto – MG. 319 pp.
- MENOTTI, A., KROMHOUT, D., BLACKBURN, H., FIDANZA, F., BUZINA, R., NISSINEN, A. 1999. Food intake patterns and 25-year mortality from coronary heart disease: cross cultural correlations in the Seven Countries Study. The Seven Countries Study Research Group. *Eur. J. Epidemiol.* 15: 507–515.
- MIRANDA, F.S., PINTO-COELHO, R.M., GONZAGA, A.V. 2013. Redução da riqueza de organismos do zooplâncton (com ênfase em Copepoda e Cladocera) nas lagoas do médio Rio Doce/MG. *Revista Brasileira de Zoociências*, 15 (1, 2, 3): 69-90.
- MORAES, R. A., SAWAYA, R.J. e BARRELLA, W., 2007 Composição e diversidade de anfíbios anuros em dois ambientes de Mata Atlântica no Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*. 7(2): 27-36.

- MUKHERJEE, B., NIVEDITA, M., MUKHERJEE, D. 2010. Plankton diversity and dynamics in a polluted eutrophic lake , Ranchi, *Journal of Environmental Biology*, 31, 827–839.
- NEGREIROS, N. F., SANTOS, R.M., OLIVEIRA, L.L.D, SANTOS-WISNIEWSKI, M. J. & ROCHA, O. 2012. *Synchaeta jollyae* (Shiel & Koste) (Rotifera, Synchaetidae): an overlooked species or a newcomer in Neotropical freshwaters?. *Iheringia, Série Zoologia*, 102(2):159-162.
- NOZAKI, H. 2003. Flagellated Green Algae. In: WEHR, J.D. and SHEATH, R. G. *Freshwater Algae of North America*. Elsevier Inc. 918 pp.
- PACE, M. J. 1986. An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. *Limnol. Oceanogr.* 31: 45–55.
- PANDER, J., GEIST, J. 2013. Ecological indicators for stream restoration success, *Ecological Indicators*, 30, 106-118.
- PANTLE, R. & H. BUCK, 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Bes. Mitt. dt. Gewässerkundl. Jb.* 12: 135–143.
- PATIL, V., KÄLLQVIST, T., OLSEN, E., VOGT, G., GISLERØD, H.R. 2007. Fatty acid composition of 12 microalgae for possible use in aquaculture feed. *Aquacult Int* 15:1–9.
- PEDERSEN, L., JENSEN, H. M., BURMEISTER, A. D. 1999. The significance of food web structure for the condition and tracer lipid content of juvenile snail fish (Pisces: *Liparis* spp.) along 65–72°N off West Greenland. *Journal of Plankton Research*. 21, 1593–1611.
- PEDROZO, C. S., SCHNECK, F., SCHWARZBOLD, A., FARIAS, R. N. 2012. Respostas da comunidade zooplanctônica à formação do reservatório de Dona Francisca, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia. Sér. Zoologia*. 102(2): 142-149.
- PEIXINHO, F.C. 2010. Gestão sustentável dos recursos hídricos. *Águas subterrâneas*, São Paulo. Suplemento. 1-16 p.
- PERBICHE-NEVES, G., SERAFIM-JÚNIOR, M., PORTINHO, J. L., SHIMABUKURO, E. M., GHIDINI, A. R., DE BRITO, L. 2012. Effect of atypical rainfall on lotic zooplankton: comparing downstream of a reservoir and tributaries with free stretches; *Tropical Ecology*, 53(2): 149-162.
- PEREIRA, R., SOARES, A. M. V. M, RIBEIRO, R., GONÇALVES, F.. 2002. Assessing the trophic state of Linhos lake: a first step towards ecological rehabilitation. *Journal of Environmental Management* (2002) 64, 285–297.

- PERES, A. C. 2002. Uso de macroalgas e variáveis físicas, químicas e biológicas para a avaliação da qualidade da água do Rio do Monjolinho, São Carlos, estado de São Paulo. UFSCar, São Carlos / SP, Tese de doutorado, 131 p
- PHLEGER, C.F. 1998. Lipids and trophic dynamics of Antarctic zooplankton. *Comp. Biochem. Physiol.*, New York, Part B, 120: 311-323.
- POND, D.W. 2012. The physical properties of lipids and their role in controlling the distribution of zooplankton in the oceans. *Journal of Plankton Research* 0 (0): 1–11
- PORTO, M.F.A; PORTO, R.L.L. 2008. Gestão de bacias hidrográficas. *Estudos Avançados*, 22 (63): 43 – 60.
- PRIMO, A.L., AZEITEIRO, U.M., MARQUES, S.C., MARTINHO, F., PARDAL, M.A., 2009. Changes in zooplankton diversity and distribution pattern under varying precipitation. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 82, 341–347.
- RAKOCEVIC-NEDOVIC, J., HOLLER, H., 2005. Phytoplankton community and chlorophyll a as trophic state indices of Lake Skadar (Montenegro, Balkan). *Environmental Science and Pollution Research*, Part III (12), 146-152.
- RAINUZZO, J.R., REITAN, K.I., OLSEN, Y. 1997. The significance of lipids at early stages of marine fish: a review. *Aquaculture* 155: 103-115.
- RAMACHANDRA, T. V., RICHIRAM, R., KARTHICK. B. 2006. *Zooplankton as bioindicators: Hydro-biological investigations in selected Bangalore lakes*. Technical Report 115. Indian Institute of Science. 115 p.
- RAVET, J.L.; BRETT, M.T.; ARHONDITSIS, G.B.. 2010. The effects of seston lipids on zooplankton fatty acid composition in Lake Washington, Washington, USA. *Ecology*, 91(1):180–190.
- REN, L., ZHANG, Z, ZENG, X., MA, Y, ZENG, Y, ZHOU, C. 2011. Community Structure of Zooplankton and Water Quality Assessment of Jialing River in Nan Chong. *Procedia Environmental Sciences*. 10:1321 – 1326.
- RIETZLER, A. C; MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J.G. 2002. Life cycle, feeding and adaptive strategy implications on the co-occurrence of *Argyrodiaptomus furcatus* and *Notodiptomus iheringi* in Lobo-Broa reservoir (SP, Brazil). *Braz. J. Biol.* 62: 93-105.
- RÍOS, S. D.; CASTAÑEDA J, TORRAS C, FARRIOL X, SALVADÓ J. 2013. Lipid extraction methods from microalgal biomass harvested by two different paths:

- screening studies toward biodiesel production. *Bioresource Technology*, 133: 378-388.
- ROCHA, O. et. al. 1999. Ecological theory applied to reservoir zooplankton. In: TUNDISI, J. G., STRASKRABA, M. (eds.) *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos: RiMa, p. 457-476.
- ROLAUFFS, P., STUBAUER, I., ZAHRADKOVA, S., BRABEC, K. & MOOG, O. 2004. Integration of the saprobic system into the European Union Water Framework Directive, *Hydrobiologia* 516: 285–298.
- RONQUI, L. B. 2008. Caracterização Limnológica e Avaliação de Efeitos Ambientais causados por Efluentes de Mina de Urânio sobre populações microbianas planctônicas da Represa das Antas, Caldas –MG. USP, São Paulo/SP, Dissertação de mestrado, 135 p.
- SAHUA, A.; PANCHA, I.; JAIN, D.; PALIWAL, C.; GHOSHA, T.; PATIDAR, S.; BHATTACHARYA, S.; MISHRA, S. 2008. Fatty acids as biomarkers of microalgae. *Phytochemistry* 89:53–58.
- SAKAMOTO, M. AND HANAZATO, T. 2009. Proximate factors controlling the morphologic plasticity of *Bosmina*: linking artificial laboratory treatments and natural conditions. *Hydrobiologia*. 617: 171-179
- SALUSSO, M.M. & MORAÑA, L.N. 2000. Características físicas, químicas y fitoplankton de ríos y embalses de la alta cuenca del Rio Juramento (Salta, Argentina). *Natura Neotropicalis*, 31: 29-44.
- SAMPAIO, E. V., ROCHA, O., MATSUMURA-TUNDISI, T. and TUNDISI, J. G. 2012. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 62(3): 525-545.
- SANTEIRO, R.M. & PINTO-COELHO, R. M, 2000. Efeitos de fertilização na biomassa e qualidade nutricional do zooplâncton utilizado para alimentação de alevinos na estação de hidrobiologia e piscicultura de Furnas, MG. *Acta Scientiarum* 22(3): 707-716.
- SARGENT, J.R., 1976. *The structure, metabolism and function of lipids in marine organisms*. In *Biochemical and biophysical perspectives in marine biology*, vol. 3, pp. 149-212. D.C. Malins and J.R. Sargent (eds), Academic Press, London.
- SARGENT, J.R., GATTEN, R.R. and HENDERSON, R.J., 1981. Lipid biochemistry of zooplankton from high latitudes. *Océanis*, 7: 623-632.

- SARGENT, J.R., WHITTLE, K.J. 1981. Lipids and hydrocarbons in the marine food web. In: Longhurst AR (ed) *Analysis of marine ecosystems*. Academic Press, London, pp 491-533.
- SARGENT, J.R., BELL, G., McEVOY, G.L., TOCHER, L.D., ESTEVEZ, D.A. 1999. Recent developments in the essential fatty acid nutrition of fish. *Aquaculture*. 177: 191–199.
- SCHROEDER, L.A.; MARTIN, S.C., KERNS, G.J., MCLEAN, C.E. 2015. Diatom assemblages in a reservoir sediment core track land-use changes in the watershed. *J Paleolimnol.* (Open Access) September 2015. 1-17.
- SCHWOERBEL, J. 1975. *Métodos de hidrobiologia*. Madrid, H. Blume ediciones, 262p
- SENDACZ, S., CALEFFI, S., SANTOS-SOARES, J. 2006. Zooplankton biomass of reservoir in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 66(1B): 337-350.
- SERPE, C.T.A., 2014. Análise da composição e abundância da comunidade fitoplantônica em quatro reservatórios do rio Iguaçu. Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Curitiba-PR. Dissertação. 180pp.
- SHANNON, C.E. & WEAVER, W. 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. Univ. of Illinois Press.
- SHURIN, J. B., HAVEL, J. E., LEIBOLD, M. A. and PINNEL-ALLOUL, B. 2000. Local and regional zooplankton species richness: a scale-independent test for saturation. *Ecology* 81: 3062–3073.
- SLÁDEČEK, V. 1973. System of Water Quality. *Archiv für Hydrobiologie - Beiheft: Ergebnisse der Limnologie* 7. 3 (1): 96-98.
- SOKOLOVA, Y. A. 2012. Modern State of Zooplankton of the Rybinsk Reservoir, *Hydrobiological Journal*, 48 (6), 43 – 50.
- SONI, H.B., THOMAS, S. 2014. Associative dependence among plankton and macrophytes as pollution markers at tropical lentic environ, Gujarat, India. *International Journal of Environment*. 3(2): 175-191.
- SPATHARIS, S., ROELKE, D.L., DIMITRAKOPOULOS, P.G., and KOKKORIS, G.D. 2011. *Analyzing the (mis)behavior of Shannon index in eutrophication studies using field and simulated phytoplankton assemblages*. *Ecological Indicators*, 11 (2). pp. 697-703.

- STEVAUX, J.C., MARTINS, D.P., MEURER, M. 2009. Changes in a large regulated tropical river: the Paraná River downstream from the Porto Primavera Dam, Brazil. *Geomorphology*. 113(3-4): 230-239.
- STEVENSON, R. J., LOWE, R. L. 1986. Sampling and interpretation of algal patterns for water quality assessment, in: Isom, B. G., Ed., *Rationale for sampling and interpretation of ecological data in the assessment of freshwater ecosystems*, ASTM STP 894. American Society for Testing and Materials Publication, Philadelphia, pp. 118–149.
- STRAŠKRABA, M., TUNDISI, J. G. & DUNCAN, A., 1993, Introduction, pp.7-9. In: M. Straškraba, J. G. Tundisi & A. Duncan (eds.), *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 291p.
- TAKAHASHI, E.M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; DIAS, J. D.;BONECKER, C. C.;VELHO, MACHADO, L. F. 2009. Spatial variations in the zooplankton community from the Corumbá Reservoir, Goiás State, in distinct hydrological periods. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*. 31(3): 227-234.
- TAKEDA, A. M., BUTAKKA, C. M. M., FUJITA, D. S., BIBIAN, J. P. R., 2005. Larvas Chironomidae em Cascata de Reservatórios no rio Iguaçu, Paraná. In: RODRIGUES, L., THOMAZ, S. M., AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C. (eds.). *Biocenoses em Reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos/SP: RIMA, p 147-160.
- TAIPALE, S., STRANDBERG, U., PELTOMAA, E., GALLOWAY, A.W.E., OJALA, A., BRETT, M.T. 2013. Fatty acid composition as biomarkers of freshwater microalgae: analysis of 37 strains of microalgae in 22 genera and in seven classes. *Aquat Microb Ecol*. 71: 165–178.
- TANG, K.W., JAKOBSEN, H.H., VISSER, A.W. 2001. *Phaeocystis globosa* (Prymnesiophyceae) and the planktonic food web: Feeding, growth and trophic interactions among grazers. *Limnol Oceanogr*. 46: 1860-1870.
- TESSIER, A.J. & GOULDEN, C.E. 1982. Estimating food limitation in cladoceran populations. *Limnology and Oceanography*, 27(4):707-717.
- THORNTON, W. K. 1990. Perspectives on reservoir limnology. In: Thornton KW, Kimmel BL, Payne EF. (Coord.). *Reservoir limnology: ecological perspectives*. New York: John Wiley Sons Inc; 1990. p. 1-13.

- TUNDISI, J. G., 1988, Impactos ecológicos da construção de represa: aspectos específicos e problemas de manejo, pp. 1-76. In: J. G. Tundisi (ed.), *Limnologia e manejo de represas*. Série Monografias em Limnologia, 1º vol., Tomo 1, 506p.
- VANDERPLOEG, H.A., GARDNER, W., PARRISH, C., LIEBIG, J. & CAVALETTO, J. 1992. Lipids and life-cycle strategy of a hipolimnetic copepod in Lake Michigan. *Limnology and Oceanography*, 37(2):413-424.
- VELHO, L. F. M., LANSAC-TÔHA, F. A., BONECKER, C. C., 2005. Distribuição Longitudinal da comunidade zooplancônica em reservatórios. In. RODRIGUES, L., THOMAZ, S. M., AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C. (eds.). *Biocenoses em Reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos/SP: RIMA, p 129-136.
- VIEIRA, A.C.B.; MEDEIROS, A.M.A.; RIBEIRO, L.L.; CRISPIM, M.C. 2011. Population dynamics of *Moina minuta* Hansen (1899), *Ceriodaphnia cornuta* Sars (1886), and *Diaphanosoma spinulosum* Herbst (1967) (Crustacea: Branchiopoda) in different nutrients (N and P) concentration ranges. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 23(1): 48-56.
- VIGNATTI, A. M.; CABRERA, G.C.; ECHANIZ, S. A. 2013. Distribution and biological aspects of the introduced species *Moina macrocopa* (Straus, 1820) (Crustacea, Cladocera) in the semi-arid central region of Argentina. *Biota Neotrop*. 13(3), pp. 86-92 .
- WAGNER, C., ADRIAN, R., 2011. Consequences of changes in thermal regime for plank-ton diversity and trait composition in a polymictic lake: a matter of temporal scale. *Freshwater Biology*. 56, 1949–1961.
- WATANABE, T. 1993. Importance of docosahexaenoic acid in marine larval fish. *J World Aquacult Soc*. 24: 152–161.
- WEN, B.; GAO, Q.F.; DONG, S.L.; HOU, Y.R.; YU, H.B.; XI, X. 2016. Absorption of different macroalgae by sea cucumber *Apostichopus japonicus* (Selenka): Evidence from analyses of fatty acid profiles. *Aquaculture*. 451: 421–428
- WENG, L.; PASARIBU, B.; LIN, I.; TSAI, C.; CHEN, C.; JIANG, P. 2014. Nitrogen Deprivation Induces Lipid Droplet Accumulation and Alters Fatty Acid Metabolism in Symbiotic Dinoflagellates Isolated from *Aiptasia pulchella*. *Scientific Reports*. 4: 1-8.
- WHITNEY, E.; ROLFES, S.R. 2008. *Understanding Nutrition* (11th ed.). California: Thomson Wadsworth. p. 154.

- ZAKARIA, H.Y., RADWAN, A.A., SAID, M.A., 2007. Influence of salinity variations on zooplankton community in El-Mex Bay, Alexandria, Egypt. *Egypt. J. Aquat. Res.* 33 (3), 52–67.
- ŽIVIĆ, I.; MARKOVIĆ, Z. 2006. Saprobiological analysis of water of the southern Morava River (a second- order tributary of the Danube in Serbia) on the basis of Macrozoobenthos as a bioindicator. *36th International Conference: Danube.River.Life.* 301-306.

APÊNDICES

Apêndice I – Parâmetros físicos e químicos do reservatório de Foz do Areia

Amostragem	Pontos	Temp. H ₂ O (°C)	pH	OD (µg.L ⁻¹)	% OD	Conduct (µS/cm ²)	Turb (UNT/B)	Eh (mv)	TDS	RES	Alcal	Cloro-a (µg.L ⁻¹)	P-total (µg.L ⁻¹)	P-PO ₄ ³⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (µg.L ⁻¹)	Norg (µg.L ⁻¹)	Ntotal (µg.L ⁻¹)
Julho 2012 (W)	FA1	17,00	8,00	6,99	78,90	6,00	11,90	-31,20	0,00	0,14	72,21	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,44	3,89	4,33
	FA2	17,30	7,30	7,35	84,40	6,00	12,20	32,30	0,00	0,16	131,50	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,46	2,82	3,29
	FA3	18,70	7,97	7,01	81,60	8,00	12,60	-27,20	0,00	0,11	112,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,45	1,99	2,44
	FA4	17,71	7,58	6,77	78,30	6,00	11,70	-7,20	0,00	0,14	120,10	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,43	2,55	2,98
	FA5	18,97	6,96	6,41	75,00	8,00	14,30	0,40	0,05	0,11	75,37	0,00	0,01	0,02	0,00	0,00	0,47	2,88	3,36
	FA6	17,50	7,14	6,95	77,00	6,00	14,30	15,80	0,04	0,14	124,80	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,48	2,97	3,45
	FA7	18,10	7,75	7,27	83,70	2,00	11,40	-40,60	0,00	0,43	94,70	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,48	3,34	3,82
	FA8	18,40	6,64	7,48	86,10	2,00	12,30	40,90	0,00	0,55	64,96	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,38	2,17	2,55
	FA9	18,50	6,69	7,35	83,60	2,00	11,70	53,50	0,00	0,52	73,84	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,36	2,45	2,81
	FA10	16,40	7,55	7,34	81,50	0,00	12,10	-27,00	0,00	1,00	80,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,38	4,36	4,88
	FA11	17,30	6,79	7,31	82,00	0,00	13,90	32,00	0,00	1,00	72,21	0,00	0,01	0,00	0,00	0,14	0,43	1,63	2,20
	FA12	18,20	7,46	7,38	85,30	0,00	11,80	10,30	0,00	1,00	41,89	0,00	0,01	0,00	0,00	0,14	0,47	1,24	1,85
Novembro 2012 (Sp)	FA1	24,20	7,03	7,26	91,00	26,00	43,40	93,10	0,01	0,04	353,10	14,94	0,47	0,07	0,01	0,01	0,06	6298,13	6377,52
	FA2	23,70	6,95	7,18	92,10	25,00	42,20	72,10	0,01	0,04	314,30	40,79	0,44	0,06	0,01	0,01	0,06	6859,40	6937,04
	FA3	23,20	7,60	7,01	87,30	21,00	42,20	34,90	0,01	0,04	341,10	10,48	0,55	0,05	0,01	0,01	0,07	6046,77	6138,44
	FA4	24,60	6,69	7,01	92,00	26,00	42,20	98,80	0,01	0,04	380,40	6,70	0,46	0,05	0,01	0,01	0,05	4243,29	6472,02
	FA5	24,30	7,45	7,58	99,10	24,00	41,20	43,90	0,01	0,04	334,90	19,13	0,60	0,05	0,01	0,01	0,06	4094,00	6259,86
	FA6	24,20	7,05	5,23	68,00	26,00	38,40	112,60	0,01	0,04	370,30	23,14	0,50	0,05	0,01	0,01	0,07	4289,69	6569,66
	FA7	23,10	9,52	6,28	81,00	25,00	29,80	8,60	0,01	0,04	434,90	13,80	0,52	0,07	0,01	0,01	0,04	4261,33	6477,66
	FA8	22,90	9,26	8,21	105,10	25,00	44,50	72,80	0,01	0,04	315,00	25,82	0,47	0,04	0,01	0,01	0,05	4541,00	6913,26
	FA9	23,00	9,74	8,88	38,10	112,50	27,00	56,20	0,01	0,04	297,10	22,97	0,59	0,03	0,01	0,01	0,05	2884,27	4416,07
	FA10	23,20	9,12	7,67	96,00	23,00	19,90	60,60	0,01	0,04	397,80	13,58	0,41	0,02	0,00	0,00	0,05	2577,72	3956,06
	FA11	23,10	9,02	8,27	103,10	19,00	24,00	65,40	0,01	0,05	367,60	7,68	0,41	0,02	0,00	0,00	0,04	5810,23	5860,56
	FA12	23,20	9,56	8,25	105,50	21,00	34,30	46,40	0,01	0,05	434,90	22,48	0,43	0,03	0,00	0,00	0,04	4937,34	4983,10

Apêndice I (Cont.) – Parâmetros físicos e químicos do reservatório de Foz do Areia

Amostragem	Pontos	Temp. H ₂ O (°C)	pH	OD (µg.L ⁻¹)	% OD	Conduct (µS/cm ²)	Turb (UNT/B)	Eh (mv)	TDS	RES	Alcal	Cloro-a (µg.L ⁻¹)	P-total (µg.L ⁻¹)	P-PO ₄ ³⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (µg.L ⁻¹)	Norg (µg.L ⁻¹)	Ntotal (µg.L ⁻¹)
Fevereiro 2013 (S)	FA1	26,40	9,09	9,30	123,10	34,00	22,60	93,10	0,02	0,03	510,40	15,75	0,16	0,02	0,05	0,09	0,05	1165,87	1763,18
	FA2	26,10	9,31	8,89	118,90	34,00	28,00	98,70	0,02	0,03	371,70	13,80	0,15	0,01	0,05	0,09	0,03	1034,93	1486,64
	FA3	26,00	9,46	9,16	122,10	33,00	23,50	71,10	0,00	0,03	360,40	21,19	0,19	0,02	0,05	0,09	0,03	1338,70	1729,77
	FA4	22,30	9,68	12,06	166,10	38,00	20,70	81,40	0,02	0,00	342,80	13,17	0,15	0,02	0,06	0,10	0,03	1231,47	1677,80
	FA5	27,06	9,32	8,80	118,30	34,00	20,60	73,00	0,02	0,03	336,50	6,93	0,10	0,02	0,05	0,09	0,02	1001,59	1384,56
	FA6	27,70	9,38	9,64	132,10	35,00	15,10	68,40	0,02	0,03	340,70	7,75	0,10	0,02	0,05	0,09	0,02	1049,49	1406,83
	FA7	26,73	8,95	9,19	123,50	33,00	20,10	112,50	0,02	0,03	303,80	2,71	0,11	0,02	0,05	0,08	0,02	1250,59	1564,59
	FA8	25,83	8,50	8,60	113,00	31,00	16,20	116,70	0,02	0,03	320,30	5,63	0,11	0,00	0,05	0,09	0,02	1199,08	1546,03
	FA9	25,61	9,19	7,97		30,00	14,30	47,80	0,02	0,03	318,80	6,64	0,13	0,01	0,06	0,10	0,02	1388,79	1776,17
	FA10	25,80	9,44	8,26	109,40	28,00	16,30	61,80	0,00	0,04	286,90	6,22	0,17	0,01	0,05	0,08	0,02	1028,53	1356,72
	FA11	25,90	9,30	8,31	111,00	27,00	13,20	70,50	0,00	0,04	285,20	6,50	0,09	0,01	0,05	0,09	0,02	1606,06	1915,37
	FA12	25,60	8,30	8,08	107,30	27,00	15,20	122,80	0,00	0,04	286,90	5,32	0,14	0,01	0,05	0,10	0,02	1325,68	1672,23
Outubro 2013 (Sp2)	FA1	19,80	9,52	9,35	109,2	10,00	18,4	-133,70	0,01	0,01	262,6	22,50	0,04	0,03	0,01	0,03	0,15	-124,48	67,28
	FA2	19,40	8,93	9,16	107,6	10,00	17,7	-62,30	0,01	0,01	264,8	16,74	0,05	0,03	0,01	0,04	0,16	-137,80	74,28
	FA3	19,70	9,33	9,81	116,2	10,00	15,4	-122,20	0,01	0,09	263,7	19,82	0,05	0,08	0,01	0,04	0,15	-137,19	64,28
	FA4	18,90	8,49	8,90	102,8	9,00	13,1	-135,80	0,01	0,01	268,00	27,33	0,05	0,07	0,01	0,04	0,16	-124,35	88,62
	FA5	19,20	8,77	8,86	102,3	0,00	10,1	-129,50	0,01	0,10	250,4	17,96	0,05	0,03	0,01	0,03	0,18	-146,34	81,28
	FA6	19,60	9,38	9,67	114,4	8,00	10,6	-133,90	0,01	0,09	235,8	18,65	0,04	0,03	0,01	0,04	0,16	-122,82	86,95
	FA7	18,60	9,22	9,21	105,3	7,00	7,74	-124,30	0,00	129,00	261,00	11,46	0,04	0,03	0,01	0,03	0,32	-290,59	75,28
	FA8	18,70	9,04	8,93	103,8	5,00	8,10	-115,00	0,16	0,00	247,9	26,25	0,06	0,03	0,01	0,03	0,13	-69,75	103,62
	FA9	19,40	9,10	9,4	110,5	8,00	8,03	-113,00	0,01	0,11	293,6	9,15	0,05	0,03	0,01	0,03	0,15	-108,47	78,28
	FA10	19,60	9,77	10,32	122,3	5,00	6,85	-140,70	0,00	0,21	315,1	38,02	0,05	0,03	0,01	0,04	0,10	-17,60	128,28
	FA11	19,80	9,73	10,38	119,9	5,00	5,85	-122,10	0,00	0,19	263,8	11,44	0,05	0,03	0,01	0,03	0,11	15,93	165,95
	FA12	19,80	9,86	10,64	124,0	4,00	6,85	-139,20	0,00	0,00	260,00	38,81	0,06	0,03	0,01	0,04	0,10	-84,49	63,28

Apêndice II – Parâmetros físicos e químicos do reservatório de Salto Segredo

Amostragem	Pontos	Temp. H ₂ O (°C)	pH	OD (µg.L ⁻¹)	% OD	Conduct µS/cm ²	Turb (UNTb)	Eh (mv)	TDS	RES	Alcal	Cloro-a (µg.L ⁻¹)	P-total (µg.L ⁻¹)	P-PO ₄ ³⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (µg.L ⁻¹)	Norg (µg.L ⁻¹)	Ntotal (µg.L ⁻¹)	
Julho 2012 (W)	SG1	16,90	7,38	7,91	86,00	4,00	15,80	15,70	0,00	0,22	131,5	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	1,10	2,94	4,04	
	SG2	17,40	6,92	7,84	86,70	5,00	15,10	10,60	0,00	0,17	33,44	0,61	0,04	0,00	0,01	0,00	0,46	3,69	4,16	
	SG3	17,70	7,54	7,81	87,20	5,00	15,00	20,10	0,00	0,17	97,53	0,00	0,04	0,00	0,01	0,00	0,44	3,23	3,68	
	SG4	17,50	7,94	7,96	86,70	6,00	13,30	-56,60	0,00	0,16	117,6	0,00	0,04	0,00	0,01	0,00	0,52	1,37	1,89	
	SG5	17,90	7,33	7,70	87,60	6,00	14,90	-11,70	0,00	0,14	129,7	0,00	0,05	0,00	0,01	0,00	0,46	2,25	2,72	
	SG6	18,50	6,58	7,67	86,00	6,00	16,00	26,00	0,00	0,14	120,1	0,00	0,05	0,00	0,01	0,00	0,52	1,68	2,21	
	SG7	16,70	7,92	7,95	83,70	5,00	19,20	-36,20	0,00	0,16	24,75	2,44	0,07	0,00	0,01	0,00	0,47	1,39	1,87	
	SG8	16,44	7,85	7,82	85,10	5,00	17,00	-18,00	0,00	0,19	120,1	0,00	0,06	0,00	0,01	0,00	0,47	1,83	2,31	
	SG9	16,00	8,48	7,58	81,90	3,00	13,90	-70,00	0,00	0,31	124,8	0,00	0,06	0,00	0,01	0,00	0,52	1,25	1,78	
Novembro 2012 (Sp)	SG1	26,00	9,07	7,18	96,10	11,00	22,20	37,70	0,01	0,09	459,30	11,25	0,23	0,00	0,00	0,01	0,05	2,58	2,63	
	SG2	24,90	8,98	8,51	107,20	10,00	14,60	85,20	0,01	0,10	334,20	14,16	0,11	0,00	0,00	0,01	0,06	2,52	2,59	
	SG3	24,70	8,87	5,73	80,10	10,00	15,40	37,00	0,01	0,11	317,50	13,51	0,17	0,00	0,00	0,01	0,03	2,43	2,47	
	SG4	25,00	9,48	7,50	105,00	12,00	17,10	41,80	0,01	0,08	232,00	12,70	0,20	0,01	0,00	0,00	0,01	0,04	2,73	2,78
	SG5	25,20	9,51	8,70	112,30	13,00	18,70	83,30	0,01	0,08	336,50	12,13	0,13	0,00	0,00	0,00	0,01	0,04	2,06	2,11
	SG6	26,00	9,50	8,71	113,00	12,00	24,40	2,00	0,01	0,09	323,70	12,96	0,14	0,01	0,00	0,00	0,01	0,04	3,23	3,28
	SG7	24,60	9,50	8,20	105,00	18,00	17,70	34,70	0,01	0,06	297,10	12,85	0,15	0,01	0,00	0,00	0,01	0,04	2,52	2,57
	SG8	23,80	9,70	7,25	93,80	17,00	14,10	63,90	0,01	0,06	228,10	11,43	0,17	0,01	0,00	0,00	0,01	0,03	2,31	2,34
	SG9	24,30	9,58	8,09	102,40	17,00	14,10	101,60	0,01	0,06	305,10	12,78	0,15	0,01	0,00	0,00	0,00	0,04	2,53	2,58

Apêndice II (Cont.) – Parâmetros físicos e químicos do reservatório de Salto Segredo

Amostragem	Pontos	Temp. H ₂ O (°C)	pH	OD (µg.L ⁻¹)	% OD	Conduct µS/cm ²	Turb (UNTb)	Eh (mv)	TDS	RES	Alcal	Cloro-a (µg.L ⁻¹)	P-total (µg.L ⁻¹)	P-PO ₄ ³⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (µg.L ⁻¹)	Norg (µg.L ⁻¹)	Ntotal (µg.L ⁻¹)
Fevereiro 2013 (S)	SG1	29,70	8,48	7,75	106,30	32,00	20,40	56,60	0,02	0,03	402,90	4,45	0,10	0,00	0,01	0,08	0,05	3,44	3,99
	SG2	27,90	8,65	7,84	105,50	30,00	9,60	64,90	0,01	0,03	334,30	6,37	0,14	0,00	0,01	0,09	0,05	3,22	3,81
	SG3	27,30	8,45	8,01	107,60	29,00	17,40	96,60	0,01	0,04	366,50	3,65	0,18	0,00	0,01	0,09	0,05	2,52	3,13
	SG4	25,60	8,27	8,24	106,50	26,00	14,90	60,60	0,00	0,04	429,40	9,91	0,08	0,00	0,01	0,08	0,05	2,22	2,78
	SG5	25,94	7,90	7,64	95,60	27,00	14,40	51,50	0,01	0,04	356,50	4,67	0,15	0,00	0,01	0,07	0,05	2,08	2,63
	SG6	26,60	8,01	9,03	119,00	28,00	11,30	85,30	0,00	0,04	404,90	6,39	0,12	0,00	0,01	0,08	0,05	2,08	2,62
	SG7	26,00	8,13	8,13	114,40	28,00	2,80	56,80	0,01	0,04	400,00	3,72	0,12	0,00	0,01	0,06	0,04	2,01	2,50
	SG8	25,72	8,17	8,17	108,00	26,00	98,30	61,40	0,01	0,04	396,10	3,76	0,09	0,00	0,01	0,06	0,04	1,99	2,50
	SG9	25,80	8,60	8,51	112,30	24,00	12,70	35,10	0,01	0,04	378,40	10,20	0,10	0,00	0,01	0,08	0,04	1,87	2,37
Outubro 2013 (Sp2)	SG1	21,5	8,31	9,26	109,2	6,00	12,8		-11,90	0,15	246,3	2,57	0,05	0,02	0,01	0,12	0,13	-0,27	0,10
	SG2	20,7	8,96	9,91	118,3	5,00	20,3	-103,90	0,00	0,17	230,5	11,55	0,08	0,02	0,01	0,20	0,15	-0,37	0,15
	SG3	22,6	8,87	9,50	117,00	5,00	26,2	-100,90	0,00	0,18	276,9	10,77	0,07	0,03	0,03	0,13	0,04	-0,20	0,13
	SG4	17,5	7,62	8,16	91,5	2,00	17,9	-106,10	0,00	0,41	265,9	3,51	0,06	0,03	0,01	0,12	0,09	-0,21	0,24
	SG5	18,9	9,4	9,88	113,1	2,00	21,00	-129,00	0,00	0,39	187,1	17,72	0,08	0,03	0,01	0,15	0,10	-0,25	0,06
	SG6	22,9	9,01	9,63	117,2	4,00	14,1	-127,20	0,00	0,20	230,5	4,62	0,06	0,03	0,02	0,17	0,11	-0,30	0,06
	SG7	21,8	8,87	9,59	115,1	4,00	13,4	-101,10	0,00	0,22	251,9	7,19	0,13	0,10	0,02	0,19	0,09	-0,30	0,07
	SG8	21,2	9,30	10,5	125,00	3,00	14,3	-111,40	0,00	0,42	265,9	31,85	0,08	0,03	0,02	0,14	0,09	-0,25	0,07
	SG9	20,42	9,67	10,15	117,8	2,00	11,4	-126,40	0,00	0,54	235,3	4,21	0,06	0,03	0,02	0,16	0,09	-0,27	0,06

Apêndice III – Parâmetros físicos e químicos do reservatório de Salto Santiago

Amostragem	Pontos	Temp. H ₂ O (°C)	pH	OD (µg.L ⁻¹)	% OD	Conduct µS/cm ²	Turb (UNT/B)	Eh (mv)	TDS	RES	Alcal	Cloro-a (µg.L ⁻¹)	P-total (µg.L ⁻¹)	P-PO ₄ ³⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (µg.L ⁻¹)	Norg (µg.L ⁻¹)	Ntotal (µg.L ⁻¹)
Julho 2012 (W)	ST1-C1	17,71	7,78	8,66	95,80	2,00	15,20	8,00	0,00	0,33	124,80	0,00	0,04	0,00	0,01	0,00	0,22	1,85	2,08
	ST2-C1	17,95	7,16	8,37	92,40	3,00	9,01	10,40	0,00	0,39	133,40	0,00	0,04	0,00	0,01	0,00	0,34	1,88	2,23
	ST3-C1	18,02	7,65	8,64	97,20	3,00	9,72	-9,20	0,00	0,30	133,40	0,59	0,04	0,00	0,01	0,00	0,41	6,25	6,67
	ST4-C1	17,12	8,75	8,25	88,90	1,00	8,26	-60,60	0,00	0,90	133,40	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,44	4,17	4,62
	ST5-C1	17,17	7,82	8,09	87,60	0,00	9,81	-20,40	0,00	0,10	160,20	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,33	4,57	4,92
	ST6-C1	17,20	7,52	8,43	92,00	0,00	14,90	8,80	0,00	1,00	155,30	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,35	4,55	4,91
	ST7-C1	17,60	7,92	8,88	96,30	1,00	9,28	-14,70	0,00	0,47	133,40	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,35	5,01	5,38
	ST8-C1	17,30	8,26	8,67	94,70	2,00	11,90	-14,10	0,00	0,39	77,99	0,48	0,04	0,00	0,01	0,00	0,42	5,01	5,44
	ST9-C1	17,22	7,70	8,54	93,00	1,00	9,74	4,00	0,00	0,70	109,20	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,39	3,16	3,57
Novembro 2012 (Sp)	ST1-C2	29,50	8,54	7,30	96,20	16,00	5,54	16,60	0,01	0,07	376,50	5,71	0,10	0,01	0,00	0,00	0,16	2,63	2,80
	ST2-C2	28,20	8,35	7,20	97,00	16,00	7,90	16,90	0,01	0,07	372,00	5,91	0,12	0,00	0,00	0,00	0,24	2,43	2,67
	ST3-C2	27,60	7,86	7,54	95,40	15,00	10,90	100,30	0,01	0,07	340,00	6,17	0,12	0,01	0,01	0,00	0,24	2,89	3,15
	ST4-C2	25,60	8,48	7,00	91,00	13,00	5,83	97,10	0,01	0,08	315,60	5,57	0,10	0,00	0,00	0,00	0,22	2,55	2,78
	ST5-C2	26,30	8,57	6,28	82,10	13,00	6,01	70,80	0,01	0,08	342,30	5,30	0,13	0,01	0,00	0,00	0,23	2,71	2,94
	ST6-C2	26,90	8,40	6,69	87,70	13,00	5,03	84,90	0,01	0,08	376,20	6,25	0,17	0,01	0,00	0,00	0,21	3,11	3,32
	ST7-C2	27,20	8,12	7,92	103,00	14,00	7,36	68,20	0,01	0,08	322,50	7,07	0,10	0,01	0,00	0,01	0,24	3,60	3,85
	ST8-C2	27,30	8,25	8,04	105,20	14,00	10,70	89,10	0,01	0,07	308,60	6,57	0,07	0,01	0,00	0,00	0,23	4,60	4,83
	ST9-C2	26,50	8,21	6,88	90,10	13,00	17,80	66,90	0,01	0,08	278,90	6,00	0,05	0,01	0,00	0,01	0,41	5,01	5,42

Apêndice III (Cont.) – Parâmetros físicos e químicos do reservatório de Salto Santiago

Amostragem	Pontos	Temp. H ₂ O (°C)	pH	OD (µg.L ⁻¹)	% OD	Conduf µS/cm ²	Turb (UNT/B)	Eh (mv)	TDS	RES	Alcal	Cloro-a (µg.L ⁻¹)	P-total (µg.L ⁻¹)	P-PO ₄ ³⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (µg.L ⁻¹)	Norg (µg.L ⁻¹)	Ntotal (µg.L ⁻¹)
Fevereiro 2013 (S)	ST1-C3	28,50	7,93	8,30	111,50	20,00	5,65	134,70	0,01	0,05	403,60	0,20	0,10	0,00	0,01	0,08	0,10	4,98	6,11
	ST2-C3	27,21	8,37	8,35	110,00	19,00	4,73	185,00	0,01	0,06	386,40	1,77	0,14	0,00	0,01	0,07	0,10	4,52	5,60
	ST3-C3	24,30	7,55	7,51	98,80	18,00	6,96	123,90	0,01	0,06	359,90	0,30	0,18	0,00	0,01	0,07	0,10	4,39	5,48
	ST4-C3	26,60	7,71	7,06	94,10	14,00	5,77	109,00	0,01	0,08	340,70	0,05	0,08	0,01	0,01	0,07	0,09	4,33	5,31
	ST5-C3	26,70	7,61	7,79	103,10	14,00	11,10	131,00	0,01	0,08	399,50	0,53	0,15	0,00	0,01	0,07	0,09	4,19	5,14
	ST6-C3	24,04	7,96	7,79	103,20	14,00	8,38	93,60	0,01	0,08	371,30	0,31	0,12	0,00	0,01	0,07	0,10	3,81	4,85
	ST7-C3	26,60	7,64	8,01	107,10	18,00	10,50	121,40	0,01	0,06	378,30	0,42	0,12	0,00	0,01	0,06	0,10	4,40	5,45
	ST8-C3	26,54	7,72	8,46	110,20	18,00	5,57	11,50	0,01	0,06	375,30	0,26	0,09	0,00	0,01	0,07	0,08	4,26	5,10
	ST9-C3	26,50	7,71	8,20	104,20	18,00	6,23	137,30	0,01	0,06	382,80	-0,09	0,10	0,09	0,01	0,06	0,09	4,23	5,21
Outubro 2013 (Sp2)	ST1-C4	19,7	9,43	10,2	116,50	1,00	5,31	-106,10	0,00	0,69	257,00	4,11	0,07	0,02	0,01	0,19	0,09	-0,29	0,30
	ST2-C4	19,9	9,98	10,46	120,00	1,00	7,65	-94,00	0,00	0,69	218,50	36,04	0,07	0,02	0,01	0,22	0,10	-0,33	0,23
	ST3-C4	20,2	9,71	11,4	132,00	3,00	9,17	-107,00	0,00	0,41	242,00	41,70	0,09	0,03	0,01	0,22	0,10	-0,33	0,18
	ST4-C4	20,64	9,16	9,72	113,5	2,00	4,00	-108,70	0,00	0,38	235,80	1,32	0,06	0,02	0,01	0,24	0,10	-0,34	0,18
	ST5-C4	20,40	9,39	9,46	111,10	1,00	5,00	-108,70	0,00	0,48	230,00	9,10	0,08	0,03	0,01	0,22	0,10	-0,33	0,20
	ST6-C4	19,80	9,09	8,97	102,1	1,00	4,50	-92,30	0,00	1,00	247,60	2,08	0,05	0,02	0,01	0,23	0,12	-0,36	0,21
	ST7-C4	19,40	9,26	9,83	112,90	1,00	5,64	-115,70	0,00	0,90	200,70	18,17	0,06	0,03	0,01	0,22	0,17	-0,40	0,15
	ST8-C4	20,3	9,32	9,91	113,2	2,00	5,41	-118,40	0,00	0,41	275,90	3,12	0,07	0,01	0,01	0,30	0,14	-0,45	0,32
	ST9-C4	20,00	9,38	9,87	112,8	2,00	5,03	-117,30	0,00	0,70	261,40	13,90	0,09	0,01	0,01	0,22	0,12	-0,35	0,26

Apêndice IV – Parâmetros físicos e químicos do reservatório de Salto Caxias

Amostragem	Pontos	Temp. H ₂ O (°C)	pH	OD (µg.L ⁻¹)	% OD	Conduct µS/cm ²	Turb (UNT/B)	Eh (mv)	TDS	RES	Alcal	Cloro-a (µg.L ⁻¹)	P-total (µg.L ⁻¹)	P-PO ₄ ³⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (µg.L ⁻¹)	Norg (µg.L ⁻¹)	Ntotal (µg.L ⁻¹)
Julho 2012 (W)	CX1	18,30	7,77	7,68	86,80	2,00	7,46	-18,50	0,00	0,04	184,10	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,47	3,25	3,73
	CX2	18,10	7,20	6,84	73,50	2,00	4,56	-5,00	0,00	0,38	74,22	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,27	2,52	2,80
	CX3	18,20	7,22	8,36	90,60	3,00	5,24	11,40	0,00	0,35	124,80	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,25	2,76	3,01
	CX4	18,50	6,85	8,55	93,00	3,00	3,71	23,40	0,00	0,31	185,5	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,25	2,73	2,98
	CX5	18,29	7,73	8,06	82,90	2,00	3,74	-28,60	0,00	0,36	217,6	0,00	0,04	0,00	0,00	0,31	0,31	2,85	3,16
	CX6	18,40	6,95	8,44	91,80	3,00	4,05	16,90	0,00	0,30	163,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,32	0,32	1,99	2,31
	CX7	18,49	6,75	8,56	93,10	3,00	3,90	35,10	0,00	0,31	102,6	0,00	0,06	0,00	0,00	0,35	0,35	2,59	2,94
	CX8	18,47	7,51	8,40	91,20	3,00	6,85	5,20	0,00	0,32	78,46	0,00	0,04	0,00	0,00	0,31	0,31	2,50	2,82
	CX9	18,48	7,62	6,38	69,00	3,00	4,79	-20,00	0,00	0,34	103,7	0,00	0,03	0,00	0,00	0,31	0,31	2,19	2,50
Novembro 2012 (Sp)	CX1	27,60	8,32	6,32	83,30	18,00	4,21	55,60	0,01	0,06	450,70	5,51	0,05	0,00	0,00	0,00	0,21	3,74	3,95
	CX2	29,10	8,57	7,36	95,10	20,00	3,24	79,50	0,01	0,06	401,20	5,61	0,06	0,00	0,00	0,00	0,19	3,35	3,55
	CX3	30,30	8,20	7,09	96,00	21,00	3,01	62,50	0,01	0,05	301,40	5,47	0,08	0,00	0,00	0,00	0,43	3,00	3,43
	CX4	29,50	8,49	6,40	86,30	20,00	3,04	57,90	0,01	0,05	348,70	4,96	0,09	0,00	0,00	0,00	0,22	3,30	3,52
	CX5	29,30	8,30	8,10	107,10	19,00	7,73	70,60	0,01	0,06	372,00	5,06	0,07	0,00	0,00	0,00	0,27	3,18	3,45
	CX6	29,10	8,10	8,60	112,90	18,00	3,14	51,70	0,01	0,06	402,20	5,79	0,08	0,00	0,00	0,00	0,22	3,41	3,63
	CX7	28,30	8,33	8,75	112,00	18,00	5,26	55,70	0,01	0,06	403,80	5,14	0,09	0,00	0,00	0,00	0,22	4,17	4,39
	CX8	27,90	8,41	7,88	102,20	17,00	4,50	16,10	0,01	0,06	394,60	5,52	0,07	0,00	0,00	0,00	0,23	3,89	4,13
	CX9	29,20	7,88	7,85	101,00	18,00	4,42	9,00	0,01	0,06	522,40	5,64	0,07	0,00	0,00	0,00	0,25	3,46	3,71

Apêndice IV (Cont.) – Parâmetros físicos e químicos do reservatório de Salto Caxias

Amostragem	Pontos	Temp. H ₂ O (°C)	pH	OD (µg.L ⁻¹)	% OD	Conduct µS/cm ²	Turb (UNT/B)	Eh (mv)	TDS	RES	Alcal	Cloro-a (µg.L ⁻¹)	P-total (µg.L ⁻¹)	P-PO ₄ ³⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (µg.L ⁻¹)	Norg (µg.L ⁻¹)	Ntotal (µg.L ⁻¹)
Fevereiro 2013 (S)	CX1	28,69	7,45	7,90	104,00	16,00	4,26	142,00	0,01	0,07	383,00	0,20	0,01	0,00	0,01	0,09	0,08	5,74	6,64
	CX2	22,57	7,55	7,75	99,20	14,00	3,86	118,00	0,01	0,07	386,40	1,77	0,01	0,00	0,01	0,08	0,04	5,85	6,40
	CX3	29,30	7,42	7,20	98,60	16,00	2,31	150,00	0,01	0,07	417,10	0,30	0,12	0,00	0,01	0,09	0,06	5,22	5,91
	CX4	27,39	7,36	7,15	91,60	15,00	3,71	121,90	0,01	0,07	392,00	0,05	0,00	0,00	0,01	0,11	0,06	4,97	5,66
	CX5	27,76	7,11	6,61	89,40	15,00	2,87	130,00	0,01	0,07	306,90	0,53	0,01	0,00	0,01	0,08	0,04	5,59	6,09
	CX6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,31	0,01	0,00	0,01	0,10	0,05	5,67	6,23
	CX7	23,20	7,56	7,10	93,00	15,00	7,48	110,80	0,01	0,07	304,20	0,42	0,00	0,00	0,01	0,08	0,05	5,06	5,69
	CX8	28,80	8,06	6,47	85,60	13,00	4,47	63,30	0,01	0,08	387,50	0,26	0,02	0,01	0,01	0,07	0,09	5,05	6,04
	CX9	27,50	7,17	6,81	88,70	14,00	4,27	127,00	0,01	0,08	435,80	-0,09	0,01	0,00	0,01	0,09	0,09	0,84	5,47
Outubro 2013 (Sp2)	CX1	22,7	8,99	10,2	121,00	5,00	9,4	-80,60	0,00	0,20	262,6	4,11	0,15	0,03	0,01	0,18	0,10	-0,30	162,28
	CX2	22,3	9,04	10,2	119,00	5,00	11,6	-92,00	0,00	0,21	244,8	36,04	0,15	0,03	0,01	0,16	0,10	-0,27	166,62
	CX3	23,4	8,73	9,19	110,3	5,00	8,83	-89,30	0,00	0,22	240,00	41,70	0,00	0,09	0,01	0,00	0,00	0,00	40,62
	CX4	22,9	9,13	10,3	123,5	5,00	7,15	-87,70	0,00	0,22	251,8	1,32	0,11	0,03	0,01	0,14	0,13	-0,27	61,28
	CX5	20,9	8,66	9,4	108,1	3,00	11,6	-108,30	0,00	0,34	256,00	9,10	0,09	0,03	0,01	0,12	0,13	-0,26	58,28
	CX6	21,4	8,9	9,98	115,1	3,00	8,7	-96,70	0,00	0,27	249,8	2,08	0,13	0,03	0,01	0,11	0,14	-0,27	52,62
	CX7	21,7	9,03	9,7	103,1	3,00	9,79	-90,30	0,00	0,31	244,8	18,17	0,13	0,03	0,01	0,13	0,16	-0,30	49,62
	CX8	19,9	7,79	8,51	95,3	1,00	10,7	-72,30	0,00	0,45	255,7	3,12	0,08	0,03	0,01	0,12	0,17	-0,30	56,62
	CX9	18,9	7,44	7,51	82,9	1,00	8,60	-107,80	0,00	0,80	262,5	13,90	0,07	0,03	0,01	0,15	0,18	-0,34	49,28

Apêndice V - Índice de diversidade de Shannon nos quatro reservatórios do rio Iguaçu. W = inverno 2012; Sp = primavera 2012; S = verão 2013; Sp2 = primavera 2013.

Pontos	ÍNDICE DE DIVERSIDADE DE SHANNON (H')															
	FOZ DO AREIA				SALTO SEGREDO				SALTO SANTIAGO				SALTO CAXIAS			
	W	Sp	S	Sp2	W	Sp	S	Sp2	W	Sp	S	Sp2	W	Sp	S	Sp2
P1	1,61	2,28	1,93	2,02	1,82	2,21	2,16	1,25	2,64	2,01	1,47	1,67	1,86	1,15	1,48	0,89
P2	1,85	2,34	2,02	1,64	2,06	2,00	1,82	1,04	2,50	2,39	1,79	1,29	2,03	1,84	1,42	1,25
P3	1,73	1,70	1,67	1,96	1,50	1,68	2,13	1,66	2,36	2,18	1,44	0,81	2,12	1,98	2,05	0,98
P4	2,11	2,03	2,02	1,90	1,50	1,99	1,86	1,61	2,54	2,27	2,37	1,16	2,04	1,28	1,86	1,33
P5	1,49	2,37	1,85	2,10	1,30	2,11	2,04	1,87	2,65	2,16	2,15	1,02	2,41	1,57		0,77
P6	1,52	2,23	1,47	2,04	2,04	2,05	1,92	1,24	2,78	2,51	2,28	1,41	2,46	1,34	1,80	1,11
P7	1,72	2,04	2,16	1,75	1,35	1,56	1,77	1,35	1,90	2,06	2,27	1,10	1,86	2,03	1,98	0,77
P8	1,82	2,20	2,14	0,95	2,34	1,53	2,00	2,02	2,68	2,02	1,68	0,87	2,12	1,53	2,41	1,27
P9	1,58	2,11	2,24	1,35	1,79	2,20	2,34	1,66	2,31	2,29	1,98	0,95	2,16	1,87	1,67	1,59
P10	1,24	2,05	1,69	1,29												
P11	1,82	1,95	2,05	1,04												
P12	1,64	1,86	2,01	0,69												
Médias	1,68	2,10	1,94	1,56	1,74	1,93	2,00	1,52	2,48	2,21	1,94	1,14	2,12	1,62	1,83	1,11

Legenda	Intervalo	Classificação
	0,00 ≤ 1,00	Polição pesada
	1,00 ≤ 2,00	Ambiente moderadamente poluído
	2,00 ≤ 3,00	zona α-mesosapróbica
	> 3,00	zona β-mesosapróbica
		Pouca ou nenhuma poluição

Apêndice VI - Índice de equitabilidade nos quatro reservatórios do rio Iguaçu. W = inverno 2012; Sp = primavera 2012; S = verão 2013; Sp2 = primavera 2013.

Pontos	ÍNDICE DE EQUITABILIDADE DE PIELOU (I)												
	FOZ DO AREIA			SALTO SEGREDO			SALTO SANTIAGO			SALTO CAXIAS			
	W	Sp	S	W	Sp	S	W	Sp	S	W	Sp	S	
P1	0,57	0,82	0,60	0,76	0,80	0,82	0,83	0,73	0,75	0,68	0,37	0,56	0,36
P2	0,62	0,74	0,65	0,69	0,78	0,71	0,82	0,76	0,65	0,77	0,61	0,49	0,70
P3	0,66	0,68	0,59	0,53	0,68	0,77	0,80	0,73	0,60	0,76	0,66	0,74	0,51
P4	0,72	0,69	0,71	0,60	0,87	0,71	0,79	0,76	0,80	0,72	0,44	0,72	0,58
P5	0,51	0,82	0,63	0,63	0,80	0,77	0,86	0,72	0,82	0,79	0,52		0,35
P6	0,54	0,79	0,51	0,75	0,83	0,77	0,86	0,82	0,80	0,87	0,52	0,72	0,48
P7	0,67	0,85	0,76	0,56	0,80	0,69	0,77	0,68	0,74	0,67	0,68	0,68	0,35
P8	0,63	0,79	0,81	0,81	0,74	0,70	0,86	0,67	0,67	0,75	0,56	0,87	0,55
P9	0,57	0,78	0,75	0,63	0,86	0,81	0,75	0,78	0,71	0,75	0,67	0,63	0,69
P10	0,48	0,82	0,68										
P11	0,71	0,72	0,83										
P12	0,66	0,85	0,87										
Médias	0,61	0,78	0,70	0,66	0,80	0,75	0,82	0,74	0,73	0,75	0,56	0,68	0,51

Legenda	Intervalo	Classificação
	0,00 ≤ 0,30	Poliuição pesada
	0,30 ≤ 0,40	zona α-mesosapróbica
	0,40 ≤ 0,50	zona β-mesosapróbica
	> 0,50	Pouca ou nenhuma poluição

Apêndice VIII - Valores dos índices de saprobiidade de Pantle & Buck (ISPB) nos reservatórios durante o período de estudo. W = inverno de 2012; Sp = primavera de 2012; S = Verão de 2013; Sp2 = primavera de 2013.

Pontos	ÍNDICE DE Saprobiidade de Pantle & Buck (ISPB)												
	FOZ DO AREIA			SALTO SEGREDO			SALTO SANTIAGO			SALTO CAXIAS			
	W	Sp	S	W	Sp	S	W	Sp	S	W	Sp	S	
P1	1,61	1,42	1,33	1,43	1,49	1,49	1,47	1,23	1,49	1,59	1,44	1,47	1,59
P2	1,42	1,56	1,38	1,49	1,31	1,32	1,23	1,46	1,63	1,45	1,26	1,58	1,41
P3	1,09	1,52	1,53	1,37	1,26	1,18	1,33	1,36	1,32	1,55	1,57	1,55	1,55
P4	1,55	1,68	1,62	1,43	1,34	1,33	1,48	1,25	1,46	1,40	1,40	1,68	1,25
P5	1,47	1,58	1,62	1,47	1,23	1,63	1,32	1,45	1,36	1,44	1,60	1,41	1,69
P6	1,62	1,49	1,44	1,48	1,30	1,46	1,57	1,69	1,35	1,48	1,64	1,38	1,79
P7	1,33	1,75	1,59	1,29	1,10	1,40	1,16	1,40	1,68	1,46	1,53	1,43	1,45
P8	1,30	1,43	1,56	1,64	1,40	1,42	1,31	1,61	1,48	1,41	1,28	1,32	1,80
P9	1,32	1,18	1,59	1,62	1,05	1,34	1,45	1,52	1,51	1,38	1,42	1,52	1,27
P10	1,06	1,20	1,45										
P11	1,27	1,34	1,59										
P12	1,36	1,63	1,86										
Médias	1,37	1,48	1,55	1,47	1,27	1,40	1,38	1,49	1,47	1,43	1,48	1,46	1,51

Legenda	Intervalo	Classificação
	$1,00 \leq 1,50$	Contaminação muito fraca
	$1,50 \leq 2,50$	Contaminação moderada
	$2,50 \leq 3,50$	Contaminação forte
	$> 3,50$	Contaminação muito forte

Apêndice IX - Índice da Comunidade Zooplancônica para Reservatórios (ICZRes) nos quatro reservatórios do rio Iguaçu.

Pontos	ÍNDICE DA COMUNIDADE ZOOPLANCÔNICA PARA RESERVATÓRIOS (ICZ _{Res})															
	FOZ DO AREIA				SALTO SEGREDO				SALTO SANTIAGO				SALTO CAXIAS			
	W	Sp	S	Sp2	W	Sp	S	Sp2	W	Sp	S	Sp2	W	Sp	S	Sp2
P1	BOA	REGULAR	PÉSSIMA(1)	REGULAR	BOA	REGULAR	REGULAR	BOA	BOA	PÉSSIMA(1)	REGULAR	REGULAR	BOA	REGULAR	BOA	BOA
P2	BOA	REGULAR	REGULAR	PÉSSIMA(1)	REGULAR	REGULAR	REGULAR	RUIJM (2)	BOA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	BOA	REGULAR	PÉSSIMA(1)	REGULAR
P3	BOA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	BOA	REGULAR	REGULAR	PÉSSIMA(1)	REGULAR	REGULAR	PÉSSIMA(1)	RUIJM (2)	BOA	REGULAR	BOA	BOA
P4	BOA	REGULAR	RUIJM (2)	PÉSSIMA(1)	BOA	REGULAR	RUIJM	REGULAR	BOA	PÉSSIMA(1)	BOA	REGULAR	BOA	REGULAR	PÉSSIMA(1)	PÉSSIMA(1)
P5	BOA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	BOA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	BOA	REGULAR	PÉSSIMA(1)	RUIJM	BOA	REGULAR	PÉSSIMA(1)	BOA
P6	BOA	REGULAR	PÉSSIMA(1)	REGULAR	BOA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	BOA	REGULAR	PÉSSIMA(1)	REGULAR	BOA	REGULAR	BOA	BOA
P7	BOA	RUIJM	REGULAR	PÉSSIMA(1)	BOA	PÉSSIMA(1)	BOA	REGULAR	PÉSSIMA(1)	REGULAR	REGULAR	REGULAR	BOA	REGULAR	BOA	BOA
P8	BOA	REGULAR	BOA	PÉSSIMA(1)	BOA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	BOA	REGULAR	BOA	REGULAR	BOA	REGULAR	BOA	BOA
P9	BOA	PÉSSIMA(1)	REGULAR	REGULAR	BOA	PÉSSIMA(1)	REGULAR	REGULAR	BOA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	BOA	PÉSSIMA(1)	REGULAR	BOA
P10	PÉSSIMA(1)	PÉSSIMA(1)	PÉSSIMA(1)	PÉSSIMA(1)	BOA	PÉSSIMA(1)	PÉSSIMA(1)	PÉSSIMA(1)	BOA	REGULAR	BOA	REGULAR	BOA	REGULAR	PÉSSIMA(1)	BOA
P11	BOA	REGULAR	RUIJM	REGULAR	BOA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	BOA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	BOA	PÉSSIMA(1)	REGULAR	BOA
P12	BOA	REGULAR	RUIJM (2)	RUIJM (2)	BOA	REGULAR	REGULAR	PÉSSIMA(1)	BOA	REGULAR	BOA	REGULAR	BOA	REGULAR	PÉSSIMA(1)	BOA

(1) ausência de Cyclopóide

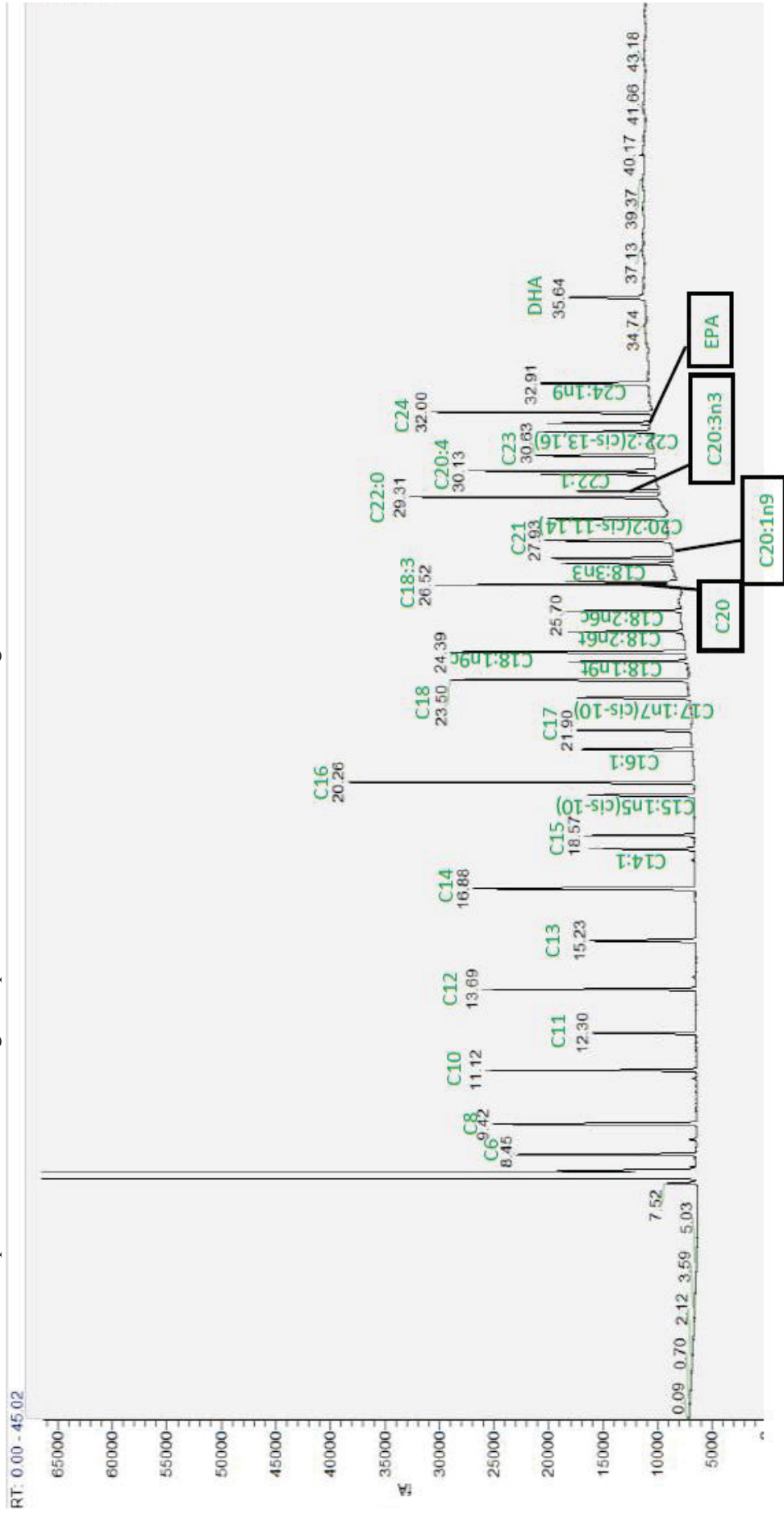
(2) ausência de Cladóceros

Apêndice X - Índice de Estado trófico (IET) comparado com as espécies mais abundantes de ácidos graxos nos quatro reservatórios do rio Iguaçu.

Pontos	IET x ÁCIDOS GRAXOS													
	FOZ DO AREIA			SALTO SEGREDO			SALTO SANTIAGO			SALTO CAXIAS				
	W	Sp	S	W	Sp	S	W	Sp	S	W	Sp	S		
P1	DHA	DHA	C16	X	C16	C16:1	C16	C16	X	C16	DHA	DHA	DHA	C16
P2	C16	DHA	C20	DHA	C16	C16:1	C16	DHA	C16	C16	DHA	C16	C16	C16
P3	EPA	DHA	C16	X	C16	C16:1	C16	DHA	C16	DHA	DHA	DHA	DHA	C16
P4	DHA	DHA	C16	X	C16	X	DHA	DHA	DHA	DHA	DHA	X	X	C16
P5	EPA	DHA	C20	X	C16:1	C16:1	DHA	DHA	X	C16	C16	C16	C16	C16
P6	DHA	DHA	C16	DHA	C16	C16:1	C16	C16	DHA	C16	C16	DHA	DHA	C16
P7	DHA	DHA	C16	X	C16	C16:1	C16	DHA	X	C16	C15:1n5	X	X	C16
P8	C16	DHA	C16	C16	C16:1	C16:1	C16	DHA	DHA	C16	C16	X	X	C16
P9	X	DHA	C16	DHA	C18:1n9c	X	X	DHA	DHA	DHA	DHA	X	X	DHA

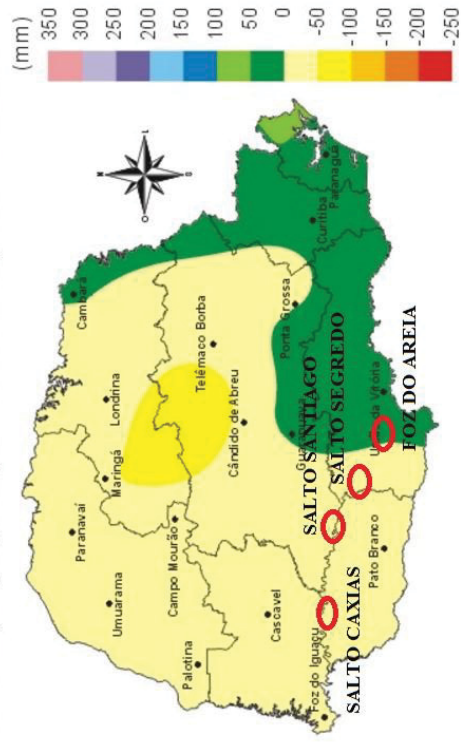
Legenda	Classificação
	Ultraoligotrófico
	Oligotrófico
	Mesotrófico
	Eutrófico
	Supereutrófico
	Hipereutrófico

Apêndice XI – Cromatograma padrão de metil-ésteres de ácidos graxos identificados nas amostras ambientais

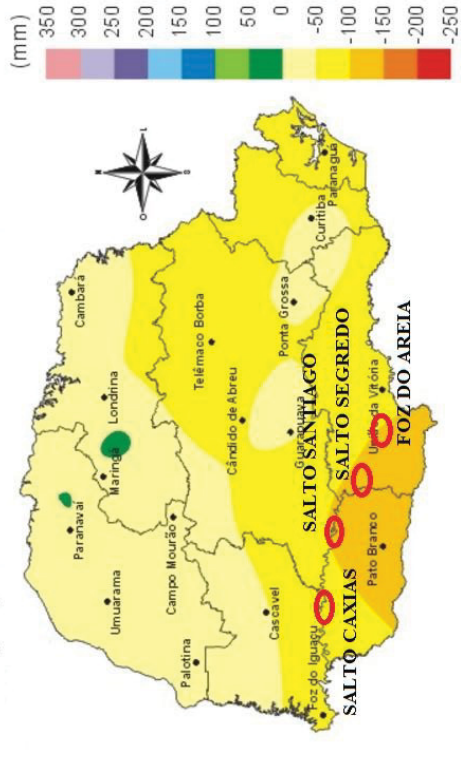


Anexo XII - Mapas de pluviosidade do Paraná durante o período de estudo. Fonte IAPAR.

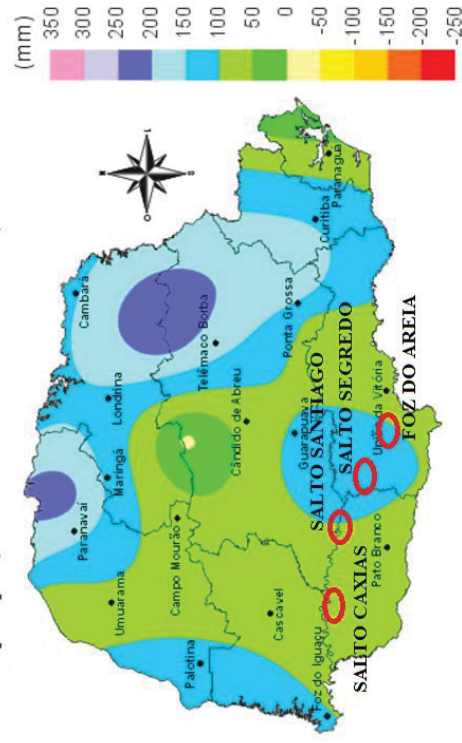
Desvio da precipitação em julho de 2012 em relação à média histórica.



Desvio da precipitação em novembro de 2012 em relação à média histórica.



Desvio da precipitação em Fevereiro de 2013 em relação à média histórica.



Desvio da precipitação em Outubro de 2013 em relação à média histórica.

