

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA AMBIENTAL

JÉSSICA CRUZ VENTURINI

**ESTADO TRÓFICO DE UMA LAGOA COSTEIRA: LAGOA JUARA,
SERRA – ES**

ARACRUZ

2015

JÉSSICA CRUZ VENTURINI

**ESTADO TRÓFICO DE UMA LAGOA COSTEIRA: LAGOA JUARA,
SERRA – ES**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito para obtenção do título de Mestre em Oceanografia Ambiental.

Orientador: Prof. Gilberto Fonseca Barroso, PhD.

ARACRUZ

2015

JÉSSICA CRUZ VENTURINI

**ESTADO TRÓFICO DE UMA LAGOA COSTEIRA: LAGOA JUARA,
SERRA – ES**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito para obtenção do título de Mestre em Oceanografia Ambiental.

Aprovada em de setembro de 2015

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Gilberto Fonseca Barroso – Orientador

Universidade Federal do Espírito Santo

Prof. Dr. Camilo Dias Junior – Examinador Interno

Universidade Federal do Espírito Santo

Prof. Dr. Renato Rodrigues Neto – Examinador Interno

Universidade Federal do Espírito Santo

Dedico este trabalho à minha amada mãe,
Gerusa, colaboradora fundamental para a
realização desta dissertação.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por cada oportunidade dada na minha vida, e por ter me concedido forças para aproveitá-las ao máximo.

Aos meus pais e irmã, Gerusa, Hélio e Grasi, por todo apoio, incentivo, compreensão e ajuda em todos os momentos de aflição.

Ao meu namorado, Ramon, pela paciência, amor, companheirismo, por ser minha fonte de confiança e por nunca ter me deixado desistir, mesmo quando tudo parecia perdido.

Aos demais familiares e amigos, que de alguma forma estiveram presentes na minha caminhada até aqui, torcendo por mim.

Ao meu orientador Gilberto por cada preciosa sugestão, compreensão e apoio, muito obrigada.

Aos professores Renato Rodrigues Neto e Camilo Dias Junior que compõe a banca.

A Prefeitura Municipal da Serra pela disponibilização do barco para realização das coletas, e em especial ao Rodrigo e Yussef, por todo grande apoio dado em campo.

Aos amigos Juciene e Jorge pelo fundamental apoio nas análises químicas.

Ao Pessoal do LimnoLab, Fábio, João, Júlia, Lília, Larissa e Mônica por toda ajuda em campo e ideias trocadas.

Ao Ricardo pelo grande apoio na logística de campo e nas amostragens.

A CAPES pela disponibilização da bolsa de estudos.

E pelos demais amigos e parceiros que estiveram ao meu lado, acreditaram em mim e não me deixaram desistir.

“Esta obra é especialmente dedicada a quem ama o som dos pássaros saltitantes sobre os lírios d’água,

Quem ama o soprar do vento dobrando as folhas do taboal,

Quem ama o içar das redes recheadas de carapebas,

Quem ama o pôr do sol refletindo sobre as águas límpidas,

Quem ama o luar pairando sobre toda a paisagem e

Quem luta para garantir às gerações futuras o direito de também poder amar,

Um dos recantos mais belos e instigantes da natureza: As Lagoas Costeiras. ”

Francisco de Assis Esteves

RESUMO

As lagoas costeiras são muito afetadas pela intensa e desordenada ocupação da zona costeira, estando sujeitas a diversos impactos ambientais, sendo o processo de eutrofização, um dos principais responsáveis pela deterioração da qualidade da água nestes ecossistemas. A lagoa Juara (2,71 km²), localiza-se no município de Serra (ES) e é amplamente utilizada para recreação, turismo, pesca e piscicultura. Contudo, a lagoa vem sendo submetida a inúmeros impactos, como lançamento de efluentes *in natura*, bem como desmatamento das margens e arredores. Portanto, a compreensão da dinâmica do ecossistema aquático torna-se essencial para a preservação e manutenção da funcionalidade do mesmo. Com isto, este trabalho teve como objetivo avaliar a variabilidade das condições tróficas da lagoa a partir de indicadores limnológicos (parâmetros físico-químicos, nutrientes, razões NT:PT e clorofila *a*) e morfométricos, e avaliou-se a representatividade da aplicação dos Índices de Estado Trófico propostos por Toledo-Jr et al. (1984), Burns et al. (2000) e Lamparelli (2004). As amostragens foram realizadas em 5 estações amostrais distribuídas ao longo do eixo longitudinal da lagoa, em 4 semanas consecutivas no período chuvoso e 4 semanas consecutivas no período de estiagem, no ano de 2014. Os fatores locais, como o uso da terra e efluentes de esgotos domésticos, possivelmente influenciam as características limnológicas da lagoa, na qual pôde ser observada variabilidade espacial das mesmas, podendo ser subdividida em 2 compartimentos distintos: a porção superior, influenciada por áreas rurais, apresentando maiores razões NT:PT (10,7 – 39,2) e condições mesotróficas, e a porção inferior, influenciada pelos efluentes de esgotamento sanitário, apresentando as menores razões NT:PT (10,0 – 27,2) e condições eutróficas. A lagoa Juara apresenta características morfométricas (i.e. reduzidas profundidades e maior *fetch* para os ventos de SE-NW) associadas com a natural vulnerabilidade aos processos de eutrofização. Temporalmente, somente as variáveis turbidez, condutividade, pH e N-NO₃ apresentaram diferença significativa entre as amostragens. Os índices propostos por Burns et al. (2000) e Lamparelli (2004), apresentaram resultados similares quanto ao enquadramento do estado trófico da lagoa e mostraram-se mais adequados do que o índice proposto por Toledo-Jr et al. (1984), uma vez que esse último tende a subestimar a condição trófica da lagoa.

Palavras-chave: Lagoa costeira, estado trófico, impactos antrópicos.

ABSTRACT

Coastal lagoons are very affected by unplanned land development in the coastal zone. Therefore, these ecosystems are subjected to several environmental impacts, such as eutrophication process, which is the main cause of water quality decrease in these ecosystems. The Juara lagoon (2.71 km²) is located in the city of Serra (ES) and is widely used for recreation, fish farming and fisheries. However, the lake has been subject to numerous impacts such as sewage discharge, as well as deforestation of its margins and surroundings. Therefore, understanding of the aquatic ecosystem dynamics becomes essential for the preservation and maintenance of the functionality of the water body. This study aimed to evaluate the variability of lagoon trophic conditions by means of limnological indicators (physico-chemical parameters, nutrients, TN:TP ratios and chlorophyll *a* and lake morphometry, and the trophic state indexes - TSIs proposed by Toledo-Jr et al. (1984) Burns et al. (2000) and Lamparelli (2004). Water samples were taken at five sampling stations distributed along the longitudinal axis of the lake, in 4 consecutive weeks in the rainy season and 4 consecutive weeks in the dry season in the year of 2014. Local factors such as land use, were crucial on the limnological characteristics of the lagoon, which was observed spatial variation associated with two distinct compartments: the upstream portion, influenced by rural regions, presenting higher TN:TP (10,7 – 39,2) ratios and mesotrophic conditions; and the downstream portion, influenced by sewage, with the lowest TN:TP (10,0 – 27,2) ratios and eutrophic conditions. The Juara lagoon has morphometric characteristics (i.e. low depth and higher *fetch* to winds from SE-NW) associated to eutrophication processes. Temporally, turbidity, conductivity, pH and N-NO₃ variables showed a significant difference between samplings. The TSI proposed by Burns et al. (2000) and Lamparelli (2004) showed similar results regarding the classification of the trophic state of the lake and were more appropriate than the TSI proposed by Toledo-Jr et al. (1984), once this last one tends to underestimate the trophic condition of the lagoon.

Keywords: Coastal lagoon, trophic state, human impacts.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Lagoa Juara com a localização das 5 estações amostrais.	23
Figura 2: Série histórica de médias mensais de temperatura do ar para a Estação Meteorológica Vitória A-612 (1961 – 2013).	24
Figura 3: Série histórica de pluviosidade para a Estação Meteorológica Vitória A-612 (1961 – 2013). Acima de 100 mm de pluviosidade considera-se período chuvoso e abaixo de 50 mm considera-se período seco.	25
Figura 4: Localização da piscicultura e das ETEs na bacia hidrográfica da Lagoa Juara.	27
Figura 5: Regime de temperatura do ar (°C) e pluviosidade (mm) para o ano de 2014. Acima de 100 mm de pluviosidade (linha azul) considera-se período chuvoso e abaixo de 50 mm (linha laranja) considera-se período seco. Em destaque, os meses de Mar, Abr, Jul e Ago nos quais foram realizadas as amostragens.	36
Figura 6: Rosa dos ventos com frequência, intensidade ($m.s^{-1}$) e direção para o período amostral úmido.	38
Figura 7: Rosa dos ventos com frequência, intensidade ($m.s^{-1}$) e direção para o período amostral de estiagem.	38
Figura 8: Perfis de temperatura e OD na coluna d'água na amostragem do dia 03/04 para as estações amostrais 1 (a) e 4 (b), na amostragem do dia 03/04.	43
Figura 9: Perfis de temperatura e OD, em condição de circulação e tendência à estratificação, respectivamente, encontrados no primeiro período amostral – a) E4, amostragem do dia 20/03 e b) E2, amostragem do dia 10/04.	43
Figura 10: Perfis de temperatura e OD, em condição de mistura e tendência à estratificação, respectivamente, encontrados no segundo período amostral – a) E1, amostragem do dia 21/08 e b) E3, amostragem do dia 21/08.	44
Figura 11: Box-Plots para as variáveis turbidez (UNT) e condutividade elétrica ($\mu S.cm^{-1}$) nas estações amostrais e amostragens.	45
Figura 12: Box-Plots para a variável pH nas estações amostrais e amostragens.	46

Figura 13: Box-Plots para as variáveis PT, NT e P-PO ₄ ³⁻ (µg.L ⁻¹) nas estações amostrais e amostragens.	47
Figura 14: Box-Plots para a variável N-NH ₄ ⁺ (µg.L ⁻¹) nas estações amostrais e amostragens.....	48
Figura 15: Box-Plots para as variáveis N-NO ₂ ⁻ , N-NO ₃ ⁻ nas estações amostrais e amostragens.....	49
Figura 16: Box-Plots para a variáveis NT:PT nas estações amostrais e amostragens.	51
Figura 17: Correlação entre log (PT) e log (NT) na lagoa Juara.	51
Figura 18: Box-Plots para a variável chl a (µg.L ⁻¹) nas estações amostrais e amostragens.....	53
Figura 19: Box-Plots para a variável ficocianina (cel.mL ⁻¹) nas estações amostrais e amostragens.....	53
Figura 20: Correlação entre log (Ficocianina) e log (Chl a) na lagoa Juara.	54
Figura 21: Correlação entre log (DS), log (Z _{eu}) e log (Chl a) na lagoa Juara.	54
Figura 22: Correlação entre log (PT), log (NT), log (NT:PT) e log (Chla) na lagoa Juara.	55
Figura 23: Correlação entre log (P-PO ₄ ³⁻), log (N-NH ₄ ⁺) e log (Chla) na lagoa Juara.	55
Figura 24: Variação temporal do estado trófico da lagoa Juara, segundo o IET de Toledo-Jr et al. (1984) para as E1, E2 e E3. As linhas vermelha e azul indicam os limites entre os graus de trofia. (O = oligotrófico; M = mesotrófico e E = eutrófico).	57
Figura 25: Variação temporal do estado trófico da lagoa Juara, segundo o IET de Toledo-Jr et al. (1984) para as E4 e E5. As linhas vermelha e azul indicam os limites entre os graus de trofia. (O = oligotrófico; M = mesotrófico e E = eutrófico).	58
Figura 26: Variação temporal do estado trófico da lagoa Juara, segundo o IET de Burns et al. (2000) para as E1, E2 e E3. As linhas vermelha e azul indicam os limites	

entre os graus de trofia. (**O**= oligotrófico; **M**= mesotrófico; **E**= eutrófico; **S**= supereutrófico e **H**= hipereutrófico).....59

Figura 27: Variação temporal do estado trófico da lagoa Juara, segundo o IET de Burns et al. (2000) para as E4 e E5. As linhas vermelha e azul indicam os limites entre os graus de trofia. (**O**= oligotrófico; **M**= mesotrófico; **E**= eutrófico; **S**= supereutrófico e **H**= hipereutrófico).60

Figura 28: Variação temporal do estado trófico da lagoa Juara, segundo o IET de Lamparelli (2004) para as E1, E2 e E3. As linhas vermelha e azul indicam os limites entre os graus de trofia. (**U**= ultraoligotrófico; **O**= oligotrófico; **M**= mesotrófico; **E**= eutrófico; **S**= supereutrófico e **H**= hipereutrófico).61

Figura 29: Variação temporal do estado trófico da lagoa Juara, segundo o IET de Lamparelli (2004) para as E4 e E5. As linhas vermelha e azul indicam os limites entre os graus de trofia. (**U**= ultraoligotrófico; **O**= oligotrófico; **M**= mesotrófico; **E**= eutrófico; **S**= supereutrófico e **H**= hipereutrófico).62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Características das ETE's em operação que deságuam na Lagoa Juara (PMS, 2012b).....	27
Tabela 2: Princípio analítico das análises químicas.	31
Tabela 3: Referências e variáveis consideradas nos diferentes cálculos dos índices de estado trófico.....	32
Tabela 4: Categorias de estado trófico segundo equações propostas por Toledo-Jr et al. (1984).....	33
Tabela 5: Categorias de estado trófico segundo equações propostas por Burns et al. (2000).....	33
Tabela 6: Categorias de estado trófico segundo equações propostas por Lamparelli (2004).....	34
Tabela 7: Pluviosidade acumulada no dia, 3 e 7 dias antes da amostragem.	37
Tabela 8: Variáveis morfométricas para a lagoa Juara.	39
Tabela 9: Valores de <i>fetch</i> para as direções dos ventos de SE, NW e S.....	40
Tabela 10: Sumário estatístico das variáveis profundidade da coluna d'água ($Z_{máx}$), disco de Secchi (DS) e profundidade da zona eufótica (Z_{eu}).....	41
Tabela 11: Sumário estatístico das variáveis temperatura da coluna d'água (temp.) e oxigênio dissolvido (OD).....	42
Tabela 12: Sumário estatístico das variáveis pH, condutividade elétrica (cond.) e turbidez (turb.).....	44
Tabela 13: Sumário estatístico das variáveis PT, NT, P- PO_4^{3-} , N- NO_2^- , N- NO_3^- , N- NH_4^+	46
Tabela 14: Sumário estatístico das variáveis NT:PT, NID e PSR.....	50
Tabela 15: Sumário estatístico das variáveis chl _a e ficocianina.	52

Tabela 16: Matriz de resultados do teste de correlação de *Spearman* para as variáveis estudadas. *56

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	JUSTIFICATIVA	20
3	OBJETIVOS	20
3.1	OBJETIVO GERAL.....	20
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	21
4	ÁREA DE ESTUDO	22
4.1	ASPECTOS CLIMÁTICOS	24
4.2	ASPECTOS GEOLÓGICOS E GEOMORFOLÓGICOS.....	25
4.3	USOS MÚLTIPLOS DOS RECURSOS LACUSTRE	26
5	METODOLOGIA	28
5.1	PLANO DE AMOSTRAGEM.....	28
5.2	CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA.....	29
5.3	ANÁLISES LABORATORIAIS.....	30
5.3.1	Variáveis químicas (nitrogênio total, fósforo total, nitrito, nitrato, ortofosfato e amônio).....	30
5.3.2	Clorofila <i>a</i> e Feopigmentos.....	31
5.4	ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO (IETs).....	32
5.4.1	Toledo-Jr et al., (1984)	32
5.4.2	Burns et al., (2000)	33
5.4.3	Lamparelli, (2004).....	33
5.5	ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	34
6	RESULTADOS	36
7	DISCUSSÃO	63
8	CONCLUSÕES	75
9	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77

1 INTRODUÇÃO

Lagoas costeiras são corpos d'água com baixa profundidade, geralmente dispostos paralela ou perpendicularmente à linha de costa e possuem sua gênese associada às variações do nível do mar durante o período Quaternário (BIRD, 1994). As lagoas costeiras representam um dos principais tipos de ecossistemas lênticos no Brasil (ESTEVES, 2011). São ecossistemas altamente produtivos que exibem altas taxas tanto de produção primária (KNOPPERS, 1994) quanto de secundária (BORREGO, 1994), e oferecem uma gama de bens e serviços para a população em seu entorno, sendo intensamente utilizados para prática de aquicultura, recreação e como destino de resíduos alóctones (SPAULDING, 1994). Por serem ambientes comumente rasos, são mais propícios a sofrerem fortes turbulências pela atuação dos ventos, e com isto, a homogeneização da coluna d'água torna-se mais recorrente (PETRUCIO, 1998). Além disto, as lagoas costeiras geralmente podem funcionar como “filtros” e como consequência, retêm por longos períodos de tempo, sedimentos inorgânicos, matéria orgânica e poluentes advindos pelos sistemas fluvial, terrestre e marinho adjacentes, característica essa que as tornam mais vulneráveis aos processos de poluição e de eutrofização artificial (KJERFVE, 1994).

Portanto, devido às suas características morfológicas, geomorfológicas e hidrológicas, as quais favorecem o acúmulo de nutrientes e reduzem a capacidade de suporte e de diluição, esses corpos d'água são caracterizados por sofrerem frequentes distúrbios e flutuações ambientais, e refletem, através de alguns parâmetros limnológicos, os efeitos das atividades antropogênicas na bacia hidrográfica na qual estão inseridos (HENRY, 1999; RENZI et al., 2011). As interferências adicionais devido às atividades humanas modificam o equilíbrio ecológico e como resultado, reduzem a resiliência ecológica do sistema (RENZI et al., 2011). Em muitas lagoas, devido à intensa e desordenada ocupação de suas bacias de drenagem, é comum a ocorrência de processos de eutrofização (VON SPERLING, 2005). Particularmente, as lagoas costeiras estão sujeitas a diversos impactos ambientais em sua biodiversidade, na socioeconomia local e no turismo (ENGELMAN et al., 2008). Sendo o processo de eutrofização, portanto, um dos principais responsáveis pela deterioração da qualidade da água (BARBOSA, 1994; GONENÇ; WOLFIN, 2005).

A eutrofização pode ser natural ou artificial. Quando natural, é um processo contínuo e gradual decorrente do aporte de nutrientes lixiviados da bacia de drenagem, em seu estado natural, ocupada por matas e florestas, por exemplo, e oriundos da atmosfera (RAST; HOLLAND, 1988). Este processo ocorre ao longo de grandes períodos de tempo, como parte do processo de sucessão ecológica que se verifica durante a evolução dos ecossistemas, e tem como consequência o aumento da concentração de nutrientes, criando condições propícias para o maior crescimento de microalgas e macrófitas aquáticas, resultando no envelhecimento natural dos lagos (LARSSON et al., 1985; PAERL, 2009).

Segundo Renzi et al. (2011), os principais fatores naturais que afetam o nível de trofia em um ecossistema lacustre são: localização geográfica, fatores climáticos, geomorfologia e estrutura geológica. Enquanto que as pressões humanas estão, em sua grande maioria, associadas às práticas dos usos da terra, como agricultura, indústria, desenvolvimento urbano, turismo e aquicultura. Fee (1979) também destaca que o aporte de nutrientes, disponibilidade de luz na coluna d'água, a morfometria e a estrutura termal são os principais fatores que influenciam na produtividade do sistema. A evolução do processo de eutrofização em uma lagoa pode ser associada com o uso e ocupação do solo, sendo uma bacia hidrográfica ocupada por matas e florestas uma fonte de baixa carga de nutrientes para o corpo d'água, uma bacia de drenagem ocupada por agricultura representa um aumento nesta carga de nutrientes através dos fertilizantes e escoamento superficial, enquanto que uma bacia hidrográfica com ocupação urbana, constitui em uma fonte de elevadas cargas de nutrientes, através da drenagem pluvial e esgotos, aumentando a concentração de algas, assoreamento e presença de macrófitas no corpo lagunar situado nesta bacia (ARBUCKLE; DOWNING, 2001; VON SPERLING, 2005; KOSTEN et al., 2009; ABELL et al., 2011; FRAGOSO et al., 2011).

A ocupação humana nas bacias de drenagem associado ao desenvolvimento desordenado das cidades, podem alterar drasticamente o processo natural de eutrofização, acelerando e aumentando as taxas de produção de matéria orgânica, principalmente pelo incremento do aporte de nutrientes para os corpos d'água (NIXON, 1995; PETRUCIO; FURTADO, 1998), elevando assim a produção primária. Essa produtividade, em excesso, pode ocasionar mudanças quali e quantitativas nas comunidades bióticas aquáticas e na qualidade ambiental de todo o sistema

(GLIBERT *et al.*, 2010), como perda de vegetação aquática submersa, baixas concentrações de oxigênio dissolvido (i.e., hipoxia), alterações nas cadeias alimentares e perda da biodiversidade, comprometendo, portanto, seus possíveis múltiplos usos.

Dentre as principais consequências da eutrofização destaca-se a floração de microalgas e cianobactérias, sendo algumas destas potenciais produtoras de biotoxinas, o que pode representar riscos à saúde pública, já que esses sistemas são, eventualmente, utilizados para abastecimento doméstico, recreação, pesca e piscicultura (PAERL; USTACH, 1982; STRASKRABA; TUNDISI, 2000; GOMES *et al.*, 2009; YUNES, 2009).

Alterações nos ciclos químicos e biológicos dos ecossistemas aquáticos, estão relacionados às concentrações de nitrogênio, fósforo e a razão estequiométrica entre estes elementos, juntamente com a disponibilidade de luz, justamente por desempenharem influência direta sobre a realização do processo de fotossíntese (HECKY *et al.*, 1993; COLE, 1994; KIRK, 1994). No entanto, a dinâmica ecológica dos ecossistemas lacustres são reguladas com base nas complexas relações entre presa-predador. Se a proliferação dos produtores primários é excessiva com relação aos herbívoros e o aporte de nutrientes aumenta, isto determina mudanças na estrutura da comunidade que podem, também, evoluir no sentido de uma redução drástica da produtividade e da biodiversidade do ecossistema (RENZI *et al.*, 2011). Baixas concentrações de nutrientes estão associadas a baixas taxas de produção primária; em contrapartida, concentrações mais elevadas podem propiciar a hiperproliferação de comunidades fitoplanctônicas e de macrófitas (RENZI *et al.*, 2011).

De acordo com Tundisi (2008), o conceito de nutriente limitante está relacionado com a Lei do “mínimo”, pelo qual a produção de biomassa nova pelas microalgas não pode ser realizada quando um nutriente ou mais está em falta no ambiente. De acordo com Delazari-Barroso *et al.* (2009), os procedimentos mais utilizados para identificar a limitação por nutrientes são: 1) a relação entre as concentrações absolutas de nutrientes dos sistemas, em relação às demandas estequiométricas das algas; 2) a proporção atômica das partículas dos nutrientes, como proposto por Redfield; 3) experimentos com base na observação do crescimento algal, estimulados por adição de nutrientes no meio; 4) correlação entre biomassa algal

(expressa como concentração de clorofila *a*) e a concentração total de fósforo e; 5) as concentrações dos nutrientes dissolvidos na coluna d'água com base na constante de meia-saturação para o crescimento (*K_s*).

A limitação de nutrientes para o crescimento fitoplanctônico é o suporte para pesquisas de eutrofização (SMITH *et al.*, 2006). A limitação por nitrogênio é tida como mais comum de ocorrer em sistemas tropicais, uma vez que é esperado que o processo de desnitrificação seja mais intenso em temperaturas mais elevadas, enquanto que sistemas temperados tendem a ser mais comumente limitados por fósforo (LEWIS, 2000). Entretanto, estudos comparando dados obtidos em lagos situados em diferentes localizações geográficas, têm mostrado que ambas as limitações por nitrogênio e fósforo, bem como uma limitação simultânea destes nutrientes podem ocorrer em uma vasta variedade de climas (HUSZAR *et al.*, 2006; KOSTEN *et al.*, 2009). Além disto, os tipos de uso e ocupação da terra nas bacias hidrográficas podem exercer forte influência na limitação por fósforo ou nitrogênio, como demonstrado por Downing & McCauley (1992) e Kosten *et al.* (2009).

Embora as variações nas concentrações de fósforo total e nitrogênio total geralmente sejam as mais importantes para predizer as alterações nos sistemas com relação a concentração de clorofila *a*, existem outras diferentes formas biodisponíveis dos nutrientes (nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo inorgânico dissolvido), e suas correlações podem explicar as mudanças na biomassa algal (HÄKANSON; EKLUND, 2010). Alguns outros fatores têm sido em diferentes contextos, relacionados com a variabilidade da concentração de clorofila *a*: (1) temperatura e luz, quanto maior for a temperatura e maior disponibilidade de luz, maior o potencial da produção primária (KIRK, 1994) e (2) a concentração de fósforo e nitrogênio, sendo a fração biodisponível do nutriente que irá desencadear a produção primária em vez de somente a concentração total do nutriente (KOSTEN *et al.*, 2009). Dessa forma, a fração dissolvida dos nutrientes deve ser de grande interesse na compreensão da produção primária, contudo, para a predição da concentração de clorofila *a*, os trabalhos com melhores resultados são aqueles utilizando fósforo total e não fosfato (HÄKANSON; EKLUND, 2010). As concentrações médias de fósforo, nitrogênio e clorofila *a* têm sido bastante utilizadas como índices de produtividade e estado de eutrofização, sendo importantes para a avaliação e monitoramento de lagos e reservatórios (STARLING, 2005).

Entretanto, cabe destacar que é difícil generalizar se o fator limitante para o desenvolvimento fitoplanctônico é a razão entre nitrogênio e fósforo, ou se é o nitrogênio ou o fósforo, ou outro nutriente, e até mesmo ou outro fator (como radiação fotossinteticamente ativa subaquática), uma vez que essa limitação dependerá da particularidade natural de cada sistema lacustre e de suas inter-relações (TUNDISI, 2008).

Avaliar a qualidade da água torna-se fundamental quando se consideram os diversos usos do corpo d'água. Dentre os meios para esta avaliação está a determinação do Índice de Estado Trófico (IET), obtido a partir da integração das seguintes variáveis: 1) transparência, estimada por meio da profundidade do Disco de *Secchi* (variável física); 2) concentração de fósforo total e, dependendo do Índice, também das concentrações de fósforo solúvel reativo e nitrogênio total (variáveis químicas) e da concentração de clorofila *a* (variável hidrobiológica) e, a partir dos resultados obtidos, oferecer subsídios para a formulação de planos de manejo e gestão dos ecossistemas aquáticos (NÜRNBERG, 2001; FIA et al., 2008).

Dessa forma, diversos trabalhos têm sido realizados com o intuito de estabelecer diretrizes para determinar o índice de estado trófico que melhor represente a condição real do ecossistema, levando em consideração características como morfometria, transparência, nutriente limitante e produtividade primária para validar a aplicação dos índices em ambientes tropicais, com destaque aos trabalhos de Toledo-Jr et al., (1984), Salas e Martino (1991) e Lamparelli (2004).

Carlson (1977), propôs um índice de estado trófico simplificado para ambientes de clima temperado, definido a partir de uma transformação linear da transparência do disco de *Secchi*, expresso em função das concentrações de clorofila *a* e fósforo total. Posteriormente, Toledo Jr. et al. (1984), propuseram modificações no Índice de Carlson adaptando-se o índice para a utilização na avaliação da qualidade das águas de reservatórios e lagos de regiões de clima tropical, uma vez que o metabolismo dos ecossistemas aquáticos temperados difere dos encontrados em ambientes tropicais. Toledo Jr. et al. (1984) levaram em consideração as concentrações de fósforo solúvel reativo e uma ponderação entre as variáveis, considerando que a turbidez mineral, bem como a matéria orgânica dissolvida também contribuem na diminuição da transparência da coluna d'água. Tendo em

vista a necessidade de se adaptar os valores limites de qualidade para os nutrientes e clorofila *a*, bem como as equações de correlação entre esses parâmetros que servem de base para os índices de estado trófico, Lamparelli (2004), propôs ajustes nas classificações propostas em 1984 para aprimorar o monitoramento de ambientes lênticos e lóticos tropicais. Contudo, os índices supracitados partem do princípio de que o fósforo é o principal elemento limitante, com isto, Burns et al. (2000) propuseram novas equações inserindo a variável nitrogênio total para serem mais adequadas na aplicabilidade em lagos que apresentam limitação por nitrogênio para o crescimento fitoplanctônico.

Entretanto, a determinação de um dado estado trófico não necessariamente consiste em ser uma característica permanente do ambiente, mas representa o equilíbrio alcançado pelo ecossistema aquático, como somatório de diferentes fatores, no momento em que as observações foram feitas. Isto significa que o corpo d'água pode evoluir ou retroceder em resposta a fatores específicos de estresses naturais ou antrópicos (RENZI et al., 2011).

Além das pressões antrópicas, a morfologia do corpo d'água exerce influência nas características físicas, químicas e biológicas; nas condições de estratificação da coluna d'água; no tempo de residência, transporte e acumulação de sedimentos e nutrientes e na produtividade do sistema como um todo (PANOSSO et al., 1998; SPERLING, 1999). Estabelecer as características morfométricas do corpo d'água é, portanto, uma forma de analisar a vulnerabilidade a eutrofização, uma vez que existe uma relação entre a morfologia, o quantitativo de nutrientes existentes e o grau de trofia de um lago (BRYLINSKY; MANN, 1973; FEE, 1979, 1980; SCHAFER, 1985; VIGHI; CHIAUDANI, 1985; VON SPERLING, 1997).

Lagos rasos são mais suscetíveis a sofrerem processos de eutrofização, uma vez que tendem a apresentar uma circulação total e constante da coluna d'água (SCHEFFER, 1998). Von Sperling (1997) constatou que a maioria dos lagos costeiros brasileiros estudados em sua pesquisa, apresentaram valores de profundidade relativa inferiores a 0,3% e que cerca de 67% destes ecossistemas foram classificados como eutróficos. Baixa profundidade relativa, ou seja, pequena profundidade com relação à área do lago, indica um ótimo potencial para misturas completas da coluna d'água. Este processo de circulação traz por um lado, efeitos

positivos para a oxigenação da massa líquida, mas em contrapartida pode provocar a ressuspensão de compostos reduzidos e adsorvidos ao sedimento e causar conseqüentemente prejuízos para a vida aquática (SCHEFFER, 1998). Bezerra-Neto e Pinto-Coelho (2002), concluíram que a morfometria da lagoa do Nado (MG) afeta o padrão de estratificação do corpo d'água e como conseqüência, há uma variação no grau trófico da mesma, dependendo da condição de estabilidade da coluna d'água, evidenciando a influência da morfometria na manutenção e no progresso do estado trófico do ecossistema.

Um ecossistema lacustre possui, portanto, estrutura e dinâmica particulares que respondem às pressões humanas. Efetuar intervenções antrópicas numa lagoa sem detalhado conhecimento prévio implica em eliminar incontáveis nichos ecológicos, diminuir drasticamente a biodiversidade, produzir alterações no microclima e perturbar, no mínimo, as trocas entre águas superficiais e subterrâneas, além de perturbar todo o equilíbrio ecológico.

Nesse sentido, é importante conhecer as características morfométricas do ecossistema, estimar a biomassa fitoplanctônica presente através da concentração dos pigmentos fotossintetizantes e estabelecer relações entre as características físicas, físico-químicas e químicas com a comunidade fitoplanctônica (HUSZAR et al., 2006), para poder predizer como o ecossistema responderá a possíveis alterações ambientais, servindo, portanto, como uma importante ferramenta para a proposição de medidas de uso sustentável do ecossistema.

Tendo em vista a importância que as lagoas costeiras têm para a conservação da biodiversidade e para a população que vive em sua bacia de drenagem, o objetivo do presente estudo consiste na avaliação do estado trófico da Lagoa Juara (2,9 km²), lagoa costeira tropical, localizada no município de Serra (ES), na bacia hidrográfica do rio Jacaraípe (220 km²). A Lagoa Juara, que é um dos mais importantes corpos d'água lacustres da Grande Vitória, será avaliada através da determinação de características morfométricas da lagoa, estabelecimento de correlações limnológicas entre as concentrações de nutrientes e as concentrações de clorofila *a*, bem como as razões existentes entre as concentrações de nitrogênio e fósforo (totais e dissolvidos) e a determinação da condição trófica da lagoa a partir da aplicação de diferentes índices de estado trófico.

2 JUSTIFICATIVA

A qualidade da água (refletida por meio das variáveis físicas, químicas, físico-químicas e biológicas) exerce influência direta nos produtores primários e nas cadeias alimentares de um ecossistema como um todo, sendo um dos fatores mais importantes na determinação e no equilíbrio das comunidades biológicas. Portanto, a compreensão da dinâmica dos ecossistemas aquáticos é essencial para a preservação e manutenção da funcionalidade dos mesmos, bem como para que os bens e serviços oferecidos possam continuar sendo desfrutados por todas as comunidades do entorno e das bacias hidrográficas nas quais estes ecossistemas estão inseridos.

A Lagoa Juara apresenta grande importância na socioeconomia regional, sendo amplamente utilizada para lazer, recreação, turismo e atividades com finalidades comerciais, como por exemplo, o cultivo intensivo de tilápias em tanques-redes como forma de sustento para as famílias de pescadores da região. Contudo, a lagoa vem sendo submetida a inúmeros estresses ambientais, como aporte de efluentes *in natura*, bem como desmatamento das margens e arredores.

Ainda que seja notável a importância deste ecossistema, o conhecimento sobre a estrutura e o funcionamento da lagoa ainda é incipiente (ALVES, 2009; LÉLLIS, 2010; OLIVEIRA, 2011). Com base nas considerações expostas acima, o presente projeto pode constituir como um subsídio para gestão dos recursos lacustres da região.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a variabilidade (espacial e temporal) das condições tróficas da Lagoa Juara, Serra – ES a partir de indicadores limnológicos (parâmetros físico-químicos, nutrientes e clorofila *a*) e morfométricos.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar as correlações entre as concentrações de nutrientes e as concentrações de clorofila *a*, bem como estimar o nutriente limitante;
- Avaliar a representatividade de diferentes índices de estado trófico (Carlson (1977), modificado por Toledo Jr et *al.* (1984), Burns (2000) e Lamparelli (2004)), na determinação do estado trófico da lagoa;
- Avaliar a influência dos parâmetros morfométricos primários sobre a condição trófica da lagoa;
- Avaliar a variabilidade espacial e temporal das condições tróficas da lagoa.

4 ÁREA DE ESTUDO

A Lagoa Juara ($20^{\circ} 06' 50,65''$ S e $40^{\circ} 13' 20,72''$ W), está localizada no município de Serra no estado do Espírito Santo. Este município possui 409.267 habitantes (segundo senso realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE em 2010), compreende uma área político-administrativa de cerca de 553 km², o que representa uma participação de aproximadamente 24% na Região Metropolitana da Grande Vitória. Dista cerca de 27 km da capital Vitória, limitando-se ao norte com o Município de Fundão, ao sul com Vitória e Cariacica, a leste com o Oceano Atlântico e a oeste com Santa Leopoldina e possui aproximadamente 23 km de linha de litoral.

A área da lagoa é de 2,71 km² e a profundidade máxima de 3,5 m. Constitui uma sub-bacia da bacia hidrográfica do rio Jacaraípe (220 km²), responsável por aproximadamente 80% de toda a disponibilidade hídrica do município (PMS, 2012a), sendo um dos mais importantes corpos d'água da grande Vitória. A lagoa Juara recebe a drenagem de uma área de 140,71 km², composta por cinco sub-bacias de grande relevância: do Córrego Laranjeiras, Cavada, Ribeirão Juara, Cachoeira Putiri e Dr. Robson, e sua ligação com o mar se dá através do rio Jacaraípe, com 4,5 km de extensão (Figura 1).

Segundo levantamento realizado por Lélis (2010), a bacia hidrográfica da lagoa Juara apresenta cerca de 50% de área de pastagem, principalmente na sua porção N-NW, 10,8% de área urbana, concentrada na região S-SE, 17,1% de mata, 9% de eucalipto, 2,2% de espelho d'água e 6,7% de regiões alagadas, inclusive com presença de bancos de macrófitas aquáticas, que podem ser observadas em toda a extensão das margens da lagoa, característica esta que lhe confere uma região litorânea bem desenvolvida.

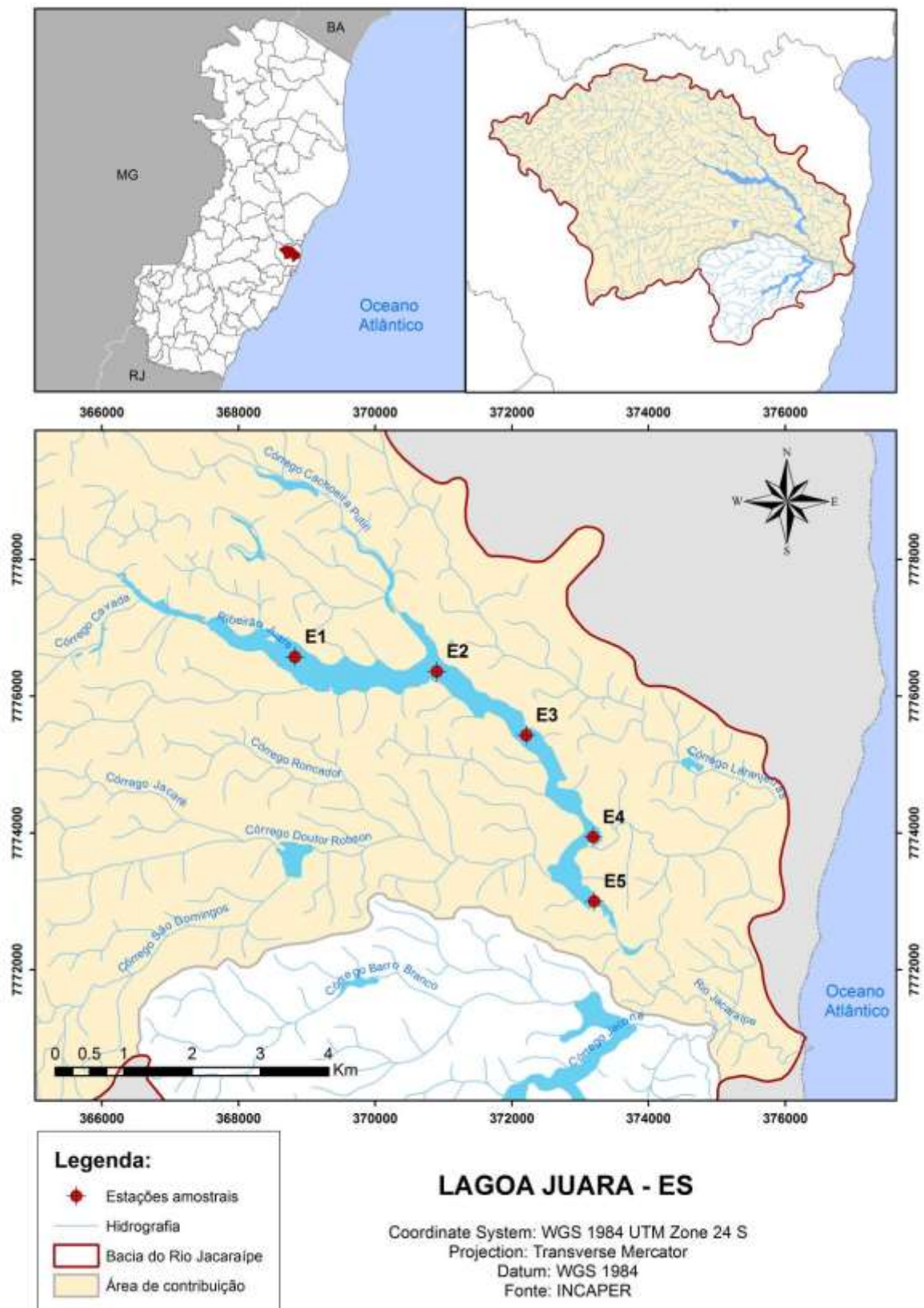


Figura 1: Lagoa Juara com a localização das 5 estações amostrais.

4.1 ASPECTOS CLIMÁTICOS

O clima da Região Metropolitana da Grande Vitória pode ser classificado, segundo a classificação de Köppen, como Aw (tropical úmido) caracterizado por ser quente, úmido, com estiagem no inverno e pluviosidade máxima no verão.

A partir de dados de pluviosidade e temperatura do ar, obtidos junto da Estação Meteorológica Vitória-A612 (20° 18' 56"S e 40° 19' 01"W), do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), foi possível estabelecer a série histórica da temperatura do ar (Figura 2) e do índice pluviométrico (Figura 3) para a região, com base em dados registrados entre os anos de 1961 a 2013, disponibilizados no Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP) do INMET.

A temperatura média anual é de 24,5 °C, com amplitude de 17,3 a 36,6 °C, sendo o mês de julho com menor temperatura média (22 °C) e fevereiro o mês mais quente (27,1 °C). A pluviosidade média anual é de 105 mm, sendo agosto o mês com a menor pluviosidade média (50 mm) e o mês de novembro com a maior pluviosidade média (193 mm). Acima de 100 mm de pluviosidade considera-se que o período é chuvoso, ao passo que quando a pluviosidade é inferior a 50 mm, considera-se que o período é seco. Entre 50 e 100 mm é considerado um período de transição, logo os meses de fevereiro, e de maio a setembro podem ser considerados como um período de transição, enquanto que os meses de outubro a abril (com exceção do mês de fevereiro) podem ser considerados como um período chuvoso.

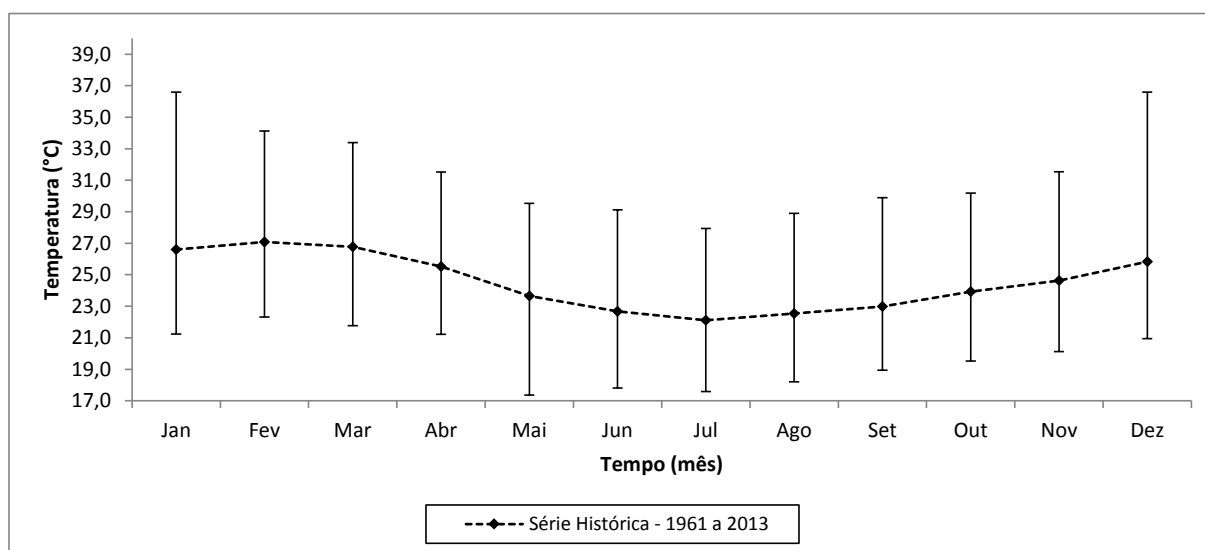


Figura 2: Série histórica de médias mensais de temperatura do ar para a Estação Meteorológica Vitória A-612 (1961 – 2013).

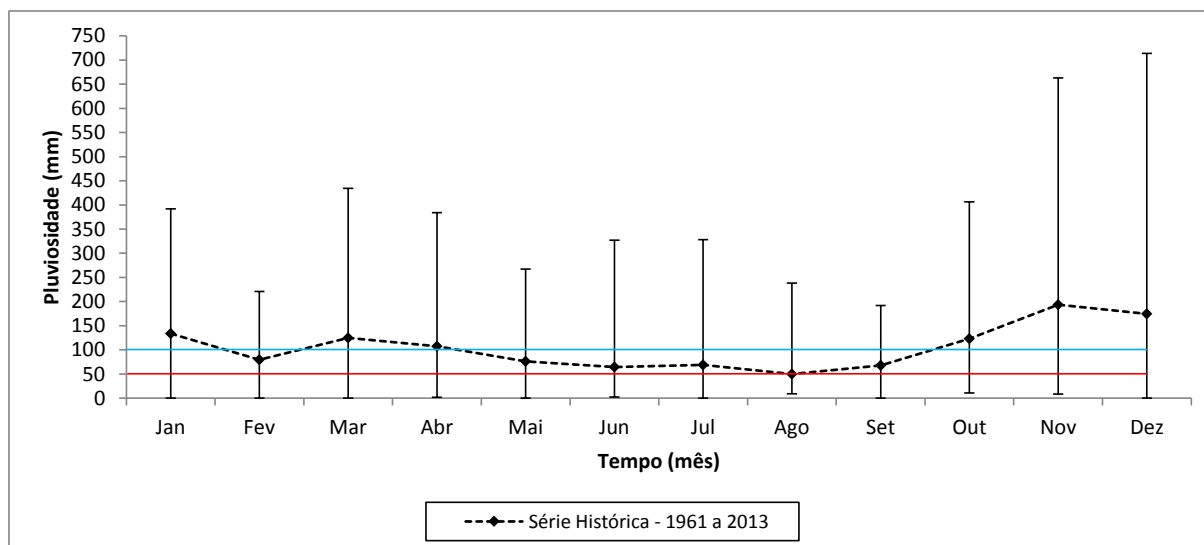


Figura 3: Série histórica de pluviosidade para a Estação Meteorológica Vitória A-612 (1961 – 2013). Acima de 100 mm de pluviosidade considera-se período chuvoso e abaixo de 50 mm considera-se período seco.

O regime de ventos da região é caracterizado por apresentar os ventos advindos do quadrante nordeste com maior frequência de incidência, e os ventos advindos do quadrante sudeste como os de maior intensidade, estando relacionados às passagens de frentes frias (ALBINO, 1999; MARCHIORO, 2012).

4.2 ASPECTOS GEOLÓGICOS E GEOMORFOLÓGICOS

Martin et al. (1996) subdividiram a costa do Espírito Santo em três setores de acordo com a distribuição dos depósitos da Formação Barreiras e seu contato com os afloramentos cristalinos e com a planície costeira, sendo o litoral nordeste no qual os depósitos quaternários são limitados pelas falésias da Formação Barreiras; litoral central, no qual os afloramentos rochosos atingem a costa e o litoral; e litoral sudeste no qual as falésias voltam a aflorar na linha de costa, sendo localmente precedidas por depósitos quaternários pouco desenvolvidos.

O município de Serra está inserido no primeiro setor, nordeste, que se estende do sul do estado da Bahia a Vitória. O relevo do município apresenta uma diversidade de feições geomorfológicas com a ocorrência de depósitos sedimentares nas planícies costeiras e nos tabuleiros da Formação Barreiras, e a ocorrência de faixas de dobramentos remobilizados, representadas pelas colinas e maciços costeiros e pela Região da Mantiqueira Setentrional (PMS, 2012b).

A região das planícies costeiras se apresenta no município caracterizada pelas estreitas planícies que recortam os Tabuleiros Costeiros, como os vales do rio Jacaraípe e seus afluentes. A região dos tabuleiros costeiros é limitada a oeste pelas colinas e maciços costeiros e a leste pelo oceano. Ocorre em boa parte da porção oriental do município, na qual se desenvolveu grande parte da área urbana. As falésias da Formação Barreiras podem ser encontradas na região de Carapebus e no trecho entre Capuba e Nova Almeida (PMS, 2012b).

4.3 USOS MÚLTIPLOS DOS RECURSOS LACUSTRE

A Lagoa Juara é utilizada para múltiplos fins, destacando-se a pesca artesanal e comercial, com a prática intensiva de cultivo de tilápias em tanques-rede, lazer e recreação (LÉLLIS, 2010; OLIVEIRA, 2011; ALMEIDA; FERNANDES, 2012).

Entretanto, a lagoa vem sendo submetida a diversas formas de impacto antrópico, como ocupação urbana desordenada, assoreamento, modificação do seu entorno devido desmatamentos, implantação de culturas e pastagens, aterro de alguns de seus contribuintes, além do aporte de efluentes domésticos *in natura* via afluentes bem como do aporte de efluentes de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs).

Em termos de esgotamento sanitário, o município de Serra possui um índice de cobertura de 61,7 % da população. Com relação à eficiência dos sistemas tomando como base as exigências contidas nas Resoluções CONAMA nº 357/2005 e 430/2011, no período de abrangência entre abril de 2009 a abril de 2010, os resultados obtidos no monitoramento em relação aos parâmetros pH, temperatura e Demanda Biológica por Oxigênio (DBO) se mostraram de acordo com o estabelecido na legislação, exceto a ETE Valparaíso, cuja eficiência média foi de 56 % para DBO (PMS, 2012a).

As ETEs que têm como destino de seus efluentes a Lagoa Juara, seguem elencados na Tabela 1 abaixo exposta.

Tabela 1: Características das ETE's em operação que deságuam na Lagoa Juara (PMS, 2012b).

ETE	Corpo Receptor	Tipo de Tratamento	Capacidade Nominal (L.s ⁻¹)	Eficiência Média de Remoção (%) DBO	DBO Média do Efluente (mg.L ⁻¹)
Jardins	Córrego Cavada	Lagoas de estabilização, sistema Australiano, seguido de lagoa de maturação	53,72	87	45
Laranjeiras	Córrego Laranjeiras	Lagoas de estabilização, sistema Australiano, constituída por uma lagoa anaeróbia seguida de uma lagoa facultativa	16,00	74	81
Serra Dourada	Córrego Dr. Robson	Lagoa de estabilização do tipo bioaeração de cascata	27,00	76	57
Valparaíso	Córrego Laranjeiras	Lagoa de estabilização, sistema lagoa aerada seguida de lagoa de sedimentação	19,00	56	134

A Figura 4 apresenta a localização da piscicultura e das ETEs na bacia hidrográfica da Lagoa Juara.



Figura 4: Localização da piscicultura e das ETEs na bacia hidrográfica da Lagoa Juara.

5 METODOLOGIA

5.1 PLANO DE AMOSTRAGEM

Para o desenvolvimento do estudo na Lagoa Juara, foram definidos dois períodos amostrais, levando em consideração a série histórica de pluviosidade e temperatura para a região de estudo, o primeiro período amostral foi realizado nos meses de abril e março de 2014, meses caracteristicamente chuvosos (pluviosidade média maior que 100 mm) e com temperaturas mais elevadas (média de 26°C), e o segundo período amostral foi realizado nos meses de julho e agosto, meses caracteristicamente de estiagem (pluviosidade média menor que 50 mm) e com menores temperaturas (média de 21°C). Para cada período amostral, foram realizadas quatro amostragens em semanas consecutivas, com o intuito de aumentar a probabilidade de realizar amostragens em semanas efetivamente influenciadas pela chuva ou não, sendo o primeiro período amostral realizado nos dias: 20 e 27 de março, 03 e 10 de abril, e o segundo período amostral realizado nos dias 31 de julho, 07, 14 e 21 de agosto no ano de 2014, totalizando 8 amostragens.

As coletas foram realizadas em 5 estações amostrais pré-determinadas (Figura 1) distribuídas de 2 em 2 km ao longo do eixo longitudinal (10 km) da lagoa, sendo a estação amostral 1 próxima a cabeceira e a estação 5 a mais próxima da foz, a fim de melhor observar uma variação espacial das variáveis dentro da lagoa, visto que as localizações das estações 4 e 5 estão sujeitas às maiores influências de áreas urbanas.

Em cada estação amostral foi realizada perfilagem, *in situ*, da coluna d'água de parâmetros físico-químicos temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) e turbidez (NTU), sendo estes registrados a cada meio metro, através da sonda multiparâmetros HORIBA U-53G. Além disso, foi medida a fluorescência *in vivo* dos pigmentos de clorofila *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e ficocianina (cel.mL^{-1}), com a sonda YSI 6600V2-4. Em cada estação foram coletadas amostras de água em subsuperfície para análises de variáveis químicas (nitrogênio total, fósforo total, nitrito, nitrato, ortofosfato e amônio) e hidrobiológicas (clorofila *a* e feopigmentos). As amostras de água para análise dos nutrientes foram condicionadas em frascos de polipropileno e congeladas para posterior análise em

laboratório. As amostras para a análise dos nutrientes dissolvidos, antes de serem congeladas, foram filtradas em laboratório em filtros de acetato de celulose (47 mm de diâmetro e 0,45 μm de porosidade), enquanto que as amostras de água para análise de clorofila *a* e feopigmentos foram filtradas *in situ* em filtros de fibra de vidro (Whatman 934-AH de 25 mm de diâmetro e 1,2 μm de porosidade), o volume de água filtrado foi anotado, e os filtros foram armazenados em embalagens de papel alumínio e guardados no freezer em frascos contendo sílica gel, para prevenção de formação de cristais de gelo.

A transparência da água foi estimada com disco de *Secchi* e a profundidade da camada de 1% de luz pela multiplicação da profundidade do disco de *Secchi* por 2,7 (COLE, 1994).

Na amostragem do dia 14/08/2014 devido à forte incidência de vento sul, não foi possível fazer a perfilagem da coluna d'água, sendo viável apenas realizar as amostragens de água subsuperficiais.

As variáveis climáticas, temperatura do ar, pluviosidade e direção e velocidade do vento (para o ano de 2014) foram obtidas a partir dos dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), da Estação Vitória-A612. A Lagoa Juara está localizada, aproximadamente, a 22,6 km de distância da Estação Meteorológica Vitória-A612.

5.2 CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA

Os parâmetros morfométricos determinados consistiram na determinação da área do espelho d'água (km^2), perímetro (km), Índice de Desenvolvimento de Perímetro (IDP) e comprimento máximo efetivo (*fetch*), seguindo a metodologia de Hakanson (2004). A profundidade máxima (m) e profundidade média (m) foram estimadas a partir das medidas realizadas *in situ* em cada ponto de coleta distribuídos ao longo do eixo central da lagoa, e a partir destas pode-se estimar também a profundidade relativa (%).

A estabilidade física para cada estação amostral, em cada dia de amostragem, foi determinada a partir do cálculo do número adimensional de *Wedderburn* (*W*), que caracteriza a influência do vento sobre a estratificação vertical de temperatura em

lagos (REYNOLDS, 2006), sendo $W > 1$ descreve estruturas estáveis, e $W < 1$ descreve estruturas susceptíveis a modificações pela força do vento.

$$W = [\Delta\rho_w g (h_m)^2] [\rho_w (u^*)^2 L]^{-1} \quad (1)$$

Onde:

$\Delta\rho_w$: é a diferença de massa específica da água nos limites superior e inferior da termoclina (kg.m^{-3});

h_m : é a profundidade da camada de mistura (m);

L: comprimento efetivo para ação do vento sobre o corpo d'água (m);

u^* : velocidade de fricção do vento, calculada pela fórmula:

$$u^* = \sqrt{\frac{\rho_{ar}}{\rho_{\text{sup.dolago}}} \cdot Cd \cdot u^2}$$

Onde:

ρ_{ar} : é a massa específica do ar (kg.m^{-3});

$\rho_{\text{sup.dolago}}$: é a massa específica da água na superfície do lago (kg.m^{-3});

Cd: coeficiente de arrasto = 0,0014;

u: é a velocidade do vento (m.s^{-1}).

5.3 ANÁLISES LABORATORIAIS

5.3.1 Variáveis químicas (nitrogênio total, fósforo total, nitrito, nitrato, ortofosfato e amônio)

A análise das variáveis químicas na coluna d'água seguiram os métodos descritos em APHA (2005), e os princípios analíticos estão descritos na Tabela 2.

Tabela 2: Princípio analítico das análises químicas.

Análise	Método	Princípio Analítico
Amônio (N-NH ₄ ⁺)	Espectrofotométrico	Reação do amônio com o fenol
Ortofosfato (P-PO ₄ ³⁻)	Espectrofotométrico	Reação com o molibdato de amônio em meio ácido
Fósforo Total (PT)	Espectrofotométrico	Oxidação com persulfato de potássio
Nitrito (N-NO ₂ ⁻)	Espectrofotométrico	Reação de Griess
Nitrato (N-NO ₃ ⁻)	Espectrofotométrico	Redução pela coluna de cádmio e reação de Griess
Nitrogênio Total (NT)	Espectrofotométrico	Oxidação com persulfato de potássio, redução pela coluna de cádmio e reação de Griess

A proporção Nitrogênio:Fósforo foi calculada como a razão molar entre a concentração de Nitrogênio Total e Fósforo Total, bem como entre o nitrogênio orgânico dissolvido (NID = N-NO₂⁻ + N-NO₃⁻ + N-NH₄⁺) e fósforo solúvel reativo (P-PO₄³⁻).

5.3.2 Clorofila *a* e Feopigmentos

Para a análise de clorofila *a* e feopigmentos, em µg.L⁻¹, foi utilizado o método fluorimétrico de Strickland & Parsons (1972) adaptado por Barroso & Littlepage (1998). Este método consiste em extrair os pigmentos presentes na amostra, através de uma solução de acetona 90%; submeter a amostra a uma segunda filtração com filtro de fibra de vidro, a fim de que sejam retirados possíveis resíduos; por fim, realizar a leitura da fluorescência emitida pelo extrato de clorofila em 670 nm, com a utilização do fluorímetro Turner Designs TD700. Para a conversão de clorofila *a* em feopigmentos, acidificou-se a amostra com uma solução de HCl 0,1 N, e posteriormente feita a leitura no fluorímetro em 670 nm. Calculou-se a razão clorofila *a*:feopigmentos a fim de se obter um indicativo do estado fisiológico da comunidade fitoplanctônica, no qual razões menores que 1 indicam predominância de pigmentos degradados (MARGALEF, 1983).

5.4 ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO (IETs)

A partir da análise das variáveis químicas e hidrobiológicas foi calculado o IET da lagoa Juara por três índices distintos, o de Carlson (1977), modificado por Toledo-Jr et al. (1984), Burns et al. (2000), que leva em consideração as concentrações de nitrogênio total, e o de Lamparelli (2004), que propõe equações a partir das equações propostas por Carlson (1977), modificado por Toledo-Jr et al., (1984), e define uma gama maior de limites para as classificações. As variáveis utilizadas no cálculo de cada índice constam na Tabela 3.

Tabela 3: Referências e variáveis consideradas nos diferentes cálculos dos índices de estado trófico.

Referência	Variáveis consideradas*
Carlson (1977), modificado por Toledo-Jr et al. (1984)	Chla, DS, PT, PSR
Burns et al., 2000	Chla, DS, PT, NT
Lamparelli, 2004	Chla, DS, PT

* Chla – Clorofila a; DS – Profundidade do Disco de Secchi; PT – Fósforo Total; NT – Nitrogênio Total; PSR – Fósforo Solúvel Reativo.

5.4.1 Toledo-Jr et al., (1984)

As equações propostas por Toledo-Jr et al. (1984) seguem elencadas a seguir:

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

$$IET(Chla) = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,695 \ln Chla}{\ln 2} \right) \quad (3)$$

$$IET(PSR) = 10 \left(6 - \frac{\ln(21,67 / PSR)}{\ln 2} \right) \quad (4)$$

$$IET(PT) = 10 \left(6 - \frac{\ln(80,32 / PT)}{\ln 2} \right) \quad (5)$$

$$\overline{IET} = \frac{IET(DS) + 2[IET(PT) + IET(PSR) + IET(Chla)]}{7} \quad (6)$$

Os limites para os níveis tróficos encontram-se na Tabela 4.

Tabela 4: Categorias de estado trófico segundo equações propostas por Toledo-Jr et al. (1984).

Categorias	IET
Oligotrófico	< 44
Mesotrófico	44 < IET < 54
Eutrófico	> 54

5.4.2 Burns et al., (2000)

As equações propostas por Burns et al. (2000) seguem elencadas a seguir:

$$IET(Chla) = 2,22 + 2,54 \log(Chla) \quad (7)$$

$$IET(DS) = 5,10 + 2,27 \log(1/DS - 1/40) \quad (8)$$

$$IET(PT) = 0,218 + 2,92 \log(PT) \quad (9)$$

$$IET(NT) = -3,61 + 3,01 \log(NT) \quad (10)$$

$$\overline{IET} = \frac{[IET(Chla) + IET(DS) + IET(PT) + IET(NT)]}{4} \quad (11)$$

Os limites para os níveis tróficos encontram-se na Tabela 5.

Tabela 5: Categorias de estado trófico segundo equações propostas por Burns et al. (2000).

Categorias	IET
Ultra-microtrófico	0 < IET < 1
Microtrófico	1 < IET < 2
Oligotrófico	2 < IET < 3
Mesotrófico	3 < IET < 4
Eutrófico	4 < IET < 5
Supereutrófico	5 < IET < 6
Hipereutrófico	6 < IET < 7

5.4.3 Lamparelli, (2004)

As equações propostas por Lamparelli (2004) seguem elencadas a seguir:

$$IET(DS) = 10\{6 - [\ln DS / \ln 2]\} \quad (12)$$

$$IET(PT) = 10\{6 - [1,77 - 0,42 * (\ln PT) / \ln 2]\} \quad (13)$$

$$IET(Chla) = 10\{6 - [(0,92 - 0,34 * \ln Chla) / \ln 2]\} \quad (14)$$

$$\overline{IET} = \frac{IET(DS) + IET(PT) + IET(Chla)}{3} \quad (15)$$

Os limites para os níveis tróficos encontram-se na Tabela 6.

Tabela 6: Categorias de estado trófico segundo equações propostas por Lamparelli (2004).

Categorias	IET
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$IET > 67$

5.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Foram realizadas análises estatísticas descritivas (média, mínimo e máximo), para todas as variáveis estudadas.

Para a comparação dos resultados obtidos para as variáveis entre as diferentes amostragens e entre as cinco estações amostrais foram realizados, primeiramente, testes de normalidade. Constatando-se a não normalidade da distribuição dos dados, optou-se por aplicar o teste estatístico não paramétrico de *Kruskal Wallis* (teste H), confeccionando gráficos do tipo Box-Plot e verificando diferença significativa quando $p < 0,05$. Com a necessidade de realizar comparações das variáveis entre os dois períodos amostrais aplicou-se o teste não paramétrico de *Mann-Whitney* (teste U).

Possíveis correlações entre as variáveis limnológicas foram analisadas por meio de regressões lineares baseadas na transformação logarítmica (log na base 10) dos dados e pelo teste de correlação de *Spearman*, dado a distribuição não paramétrica dos mesmos.

Todas as análises estatísticas foram feitas de acordo com Zar (1974) e processadas no software STATISTICA 8.0.550. Os perfis de temperatura e oxigênio dissolvido na coluna d'água foram plotados utilizando o programa SigmaPlot 10.0.

6 RESULTADOS

A partir de dados de pluviosidade, temperatura do ar e ventos, obtidos junto da Estação Meteorológica Vitória-A612, do INMET, para o ano de 2014, foi possível estabelecer o regime de temperatura do ar e pluviosidade anual, como pode ser observado na Figura 5.

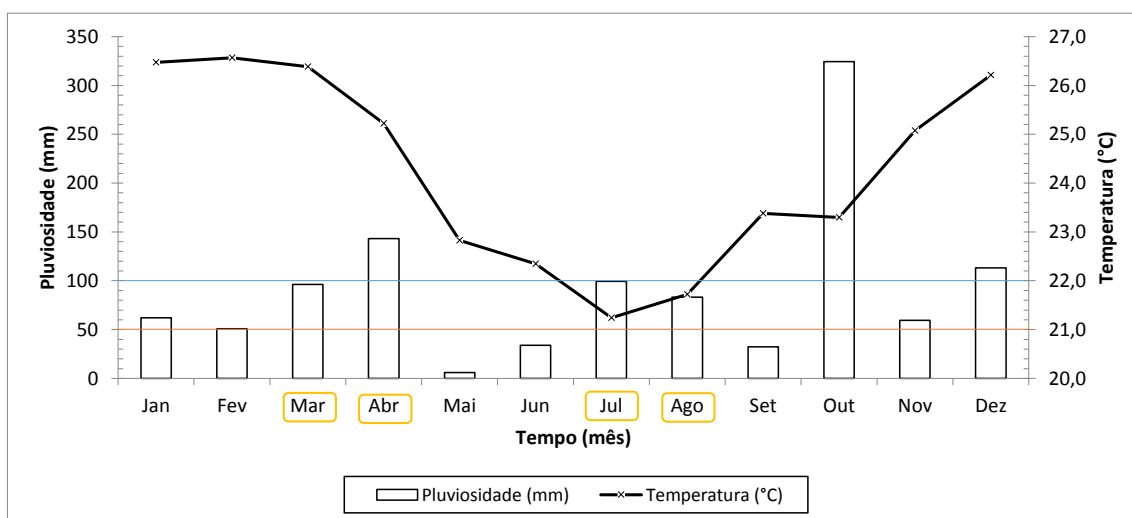


Figura 5: Regime de temperatura do ar (°C) e pluviosidade (mm) para o ano de 2014. Acima de 100 mm de pluviosidade (linha azul) considera-se período chuvoso e abaixo de 50 mm (linha laranja) considera-se período seco. Em destaque, os meses de Mar, Abr, Jul e Ago nos quais foram realizadas as amostragens.

Dentre os meses amostrados, apenas o mês de abril apresentou-se como chuvoso (pluviosidade maior que 100 mm), enquanto que os demais se apresentaram como meses de transição (pluviosidade mensal entre 50 e 100 mm).

Os meses de março e abril, primeiro período amostral, registraram as maiores temperaturas médias do ar (26,4 e 25,2 °C, respectivamente), enquanto que, conforme já era esperado, os meses de julho e agosto, segundo período amostral, registraram as menores temperaturas médias do ar (21,2 e 21,7 °C, respectivamente).

Para melhor avaliar a possível influência da pluviosidade nas variáveis analisadas, calculou-se a pluviosidade acumulada para 1, 3 e 7 dias, incluindo a data da amostragem, como pode ser observado na Tabela 7.

Apenas as semanas das coletas realizadas em 10/04 e 21/08 registraram pluviosidade acumulada maior que 50 mm (86,2 e 72,2 mm, respectivamente), enquanto que as demais semanas registraram pluviosidade acumulada inferior a 50mm, caracterizando, portanto, semanas de estiagem.

Tabela 7: Pluviosidade acumulada no dia, 3 e 7 dias antes da amostragem.

Data da amostragem	Pluviosidade no dia da amostragem (mm)	Pluviosidade 3 dias (mm)	Pluviosidade 7 dias (mm)
20/03/14	0,0	0,0	4,0
27/03/14	0,0	8,4	48,6
03/04/14	0,6	2,0	35,8
10/04/14	0,0	0,0	86,2
31/07/14	5,0	24,4	34,8
07/08/14	0,0	0,0	5,0
14/08/14	3,6	3,6	3,6
21/08/14	0,0	11,8	72,2

A pluviosidade acumulada nas semanas de amostragem apresentou-se significativamente diferente (teste H, $p=0,000$), sendo significativamente maior (teste U, $p<0,05$) no primeiro período amostral.

Os ventos de NW prevaleceram durante todo o período estudado, atingindo velocidades de até $3,3 \text{ m.s}^{-1}$. Ventos do quadrante S-SW (velocidades de até $5,7 \text{ m.s}^{-1}$) ocorreram nas semanas de 27/03, 31/07 e 14/08 (Figura 6 e Figura 7).

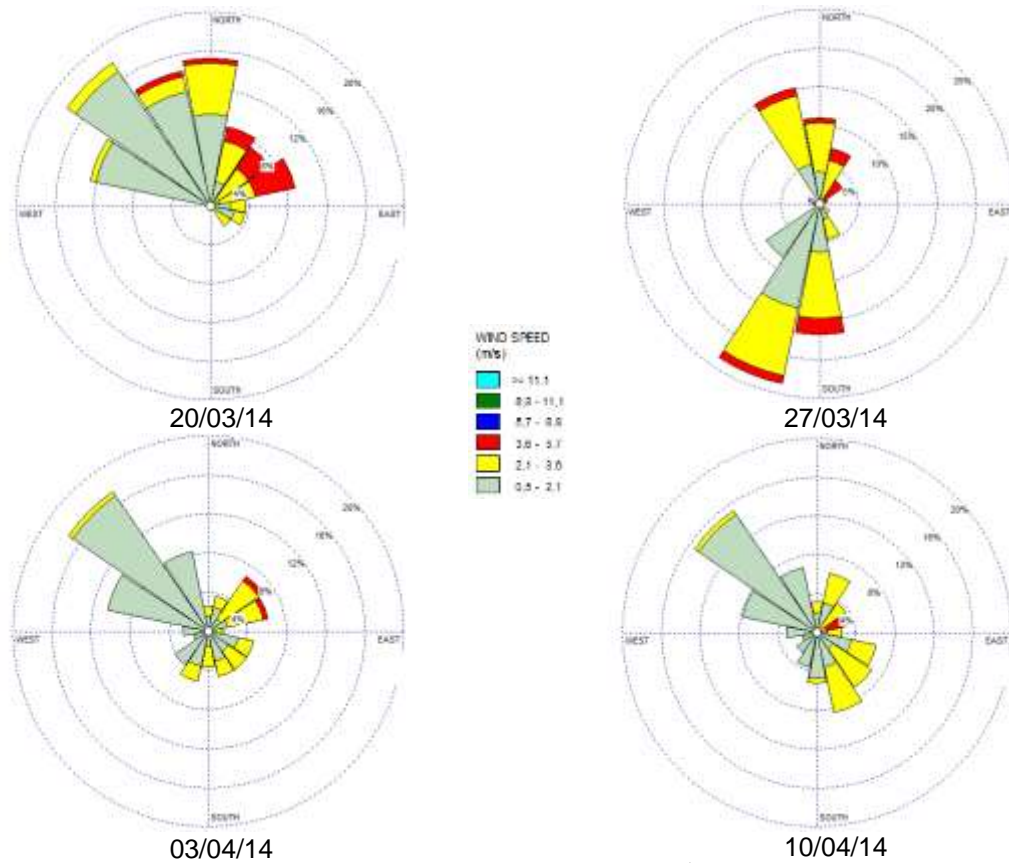


Figura 6: Rosa dos ventos com frequência, intensidade ($m.s^{-1}$) e direção para o período amostral úmido.

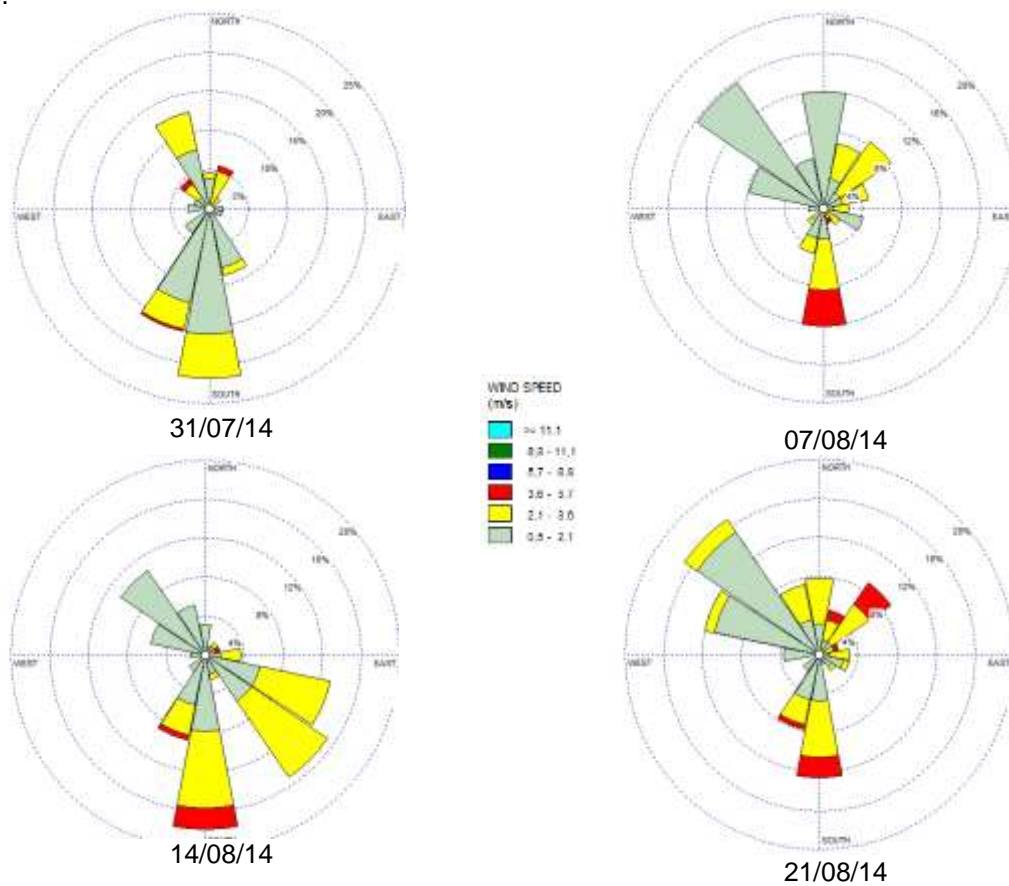


Figura 7: Rosa dos ventos com frequência, intensidade ($m.s^{-1}$) e direção para o período amostral de estiagem.

Os ventos advindos do quadrante S foram registrados nas amostragens dos dias 27/03 e 31/07, enquanto que no dia das demais amostragens foram registrados os ventos advindos do quadrante NW.

Os valores das variáveis morfométricas para a lagoa Juara são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8: Variáveis morfométricas para a lagoa Juara.

Parâmetros morfométricos	Valor
Área (A)*	2,8 km ²
Perímetro (P)	26 km
Profundidade máxima ($Z_{máx}$)	2,60 m
Profundidade média ($Z_{méd}$)	2,06 m
Profundidade relativa (Z_r)	0,14 %
Índice de Desenvolvimento de Perímetro (IDP)	4,35

*Espelho d'água, excluindo bancos de macrófitas.

Apesar de não existirem dados batimétricos pretéritos, durante as amostragens a lagoa Juara apresentou-se como uma lagoa rasa ($Z_{máx} = 2,60$ m), com uma topografia de fundo, possivelmente, relativamente plana, o que pode ser notado pela pequena diferença existente entre a $Z_{máx}$ e $Z_{méd}$ (2,06 m). Possui profundidades máximas reduzidas com relação à área do espelho d'água ($Z_r = 0,14\%$) e contorno irregular das margens (IDP = 4,35).

O comprimento máximo efetivo (*fetch*), ou seja, a distância máxima de atuação do vento sobre o espelho d'água, para todas as estações amostrais, com exceção da estação amostral 4 é dado na direção noroeste-sudeste (NW-SE). A Tabela 9 apresenta os valores de *fetch* para a direção SE, bem como para os ventos de noroeste (NW) e sul (S), predominantes no dia das amostragens.

Com relação aos ventos predominantes durante as amostragens, os efeitos do vento de NW são mais intensos na estação amostral 3, enquanto que os do vento de S são mais intensos na estação amostral 1. Por outro lado, a estação amostral 5 possui menor pista para ação efetiva dos ventos oriundos tanto do quadrante S quanto do quadrante NW.

Tabela 9: Valores de *fetch* para as direções dos ventos de SE, NW e S.

Estação amostral	Direção do vento	<i>Fetch</i> (m)
E1	SE	594
	NW	513
	S	297
E2	SE	810
	NW	270
	S	162
E3	SE	810
	NW	756
	S	162
E4	SE	135
	NW	297
	S	162
E5	SE	459
	NW	243
	S	81

As estações amostrais 4 e 5 apresentaram as menores profundidades máximas da coluna d'água ($Z_{\text{máx}} = 1,85$ e $2,10$ m, respectivamente) enquanto a estação amostral 1 apresentou a maior ($Z_{\text{máx}} = 2,60$ m). As menores profundidades de disco de *Secchi* (DS) foram registradas nas estações amostrais 4 e 5 (DS = $0,40$ m), ao passo que as estações amostrais 2 e 3 registram as maiores (DS = $1,10$ m), conforme pode ser observado na Tabela 10.

A transparência da água apresentou-se elevada nas estações amostrais 1 e 2, nas quais a extensão da Z_{eu} compreendeu toda a coluna d'água durante todos as amostragens. As estações amostrais 4 e 5 apresentaram as menores extensões da Z_{eu} (mínimo de $1,08$ m na amostragem do dia 03/04), a qual esteve sempre limitada ao menos $0,5$ m acima do fundo.

Tabela 10: Sumário estatístico das variáveis profundidade da coluna d'água ($Z_{\text{máx}}$), disco de Secchi (DS) e profundidade da zona eufótica (Z_{eu}).

Estação Amostral	Estatística	$Z_{\text{máx}}$ (m)	DS (m)	Z_{eu} (m)
E1	Mín.	2,30	0,85	2,30
	Máx.	2,60	1,10	2,60
	Média	2,40	0,93	2,32
	Mediana	2,40	1,00	2,40
	DesvPad	0,12	0,14	0,24
E2	Mín.	2,00	0,80	2,00
	Máx.	2,50	1,10	2,50
	Média	2,16	0,91	2,16
	Mediana	2,10	0,90	2,10
	DesvPad	0,20	0,11	0,20
E3	Mín.	2,00	0,60	1,62
	Máx.	2,30	1,10	2,30
	Média	2,16	0,80	1,97
	Mediana	2,10	0,90	2,10
	DesvPad	0,11	0,20	0,33
E4	Mín.	1,60	0,40	1,08
	Máx.	1,85	0,70	1,62
	Média	1,70	0,53	1,39
	Mediana	1,70	0,50	1,35
	DesvPad	0,10	0,11	0,24
E5	Mín.	1,80	0,40	1,08
	Máx.	2,10	0,60	1,62
	Média	1,89	0,49	1,33
	Mediana	1,90	0,50	1,35
	DesvPad	0,11	0,07	0,20

A temperatura média da coluna d'água nas amostragens do primeiro período amostral (26,4°C) foi significativamente maior (teste U, $p < 0,05$) do que nas amostragens do segundo período amostral (21,5 °C), conforme pode ser observado na Tabela 11.

Nas amostragens dos dias 31/07 e 07/08 foram registrados os maiores valores de oxigênio dissolvido (OD) para todas as estações amostrais, valores acima de 8,34 mg.L⁻¹ com máximo de 15,82 mg.L⁻¹ e ocorrência de supersaturação de oxigênio dissolvido (> 112 %) em toda a extensão da coluna d'água.

De uma forma geral os perfis de OD registrados nos dias amostrados mostraram-se do tipo ortogrado, associados à mistura da coluna d'água susceptível à turbulência pela ação do vento. A instabilidade da coluna d'água foi confirmada através do número de *Wedderburn* (W) menor que 1 em 85% das amostragens.

Tabela 11: Sumário estatístico das variáveis temperatura da coluna d'água (temp.) e oxigênio dissolvido (OD).

Estação Amostral	Estatística	Temp. (°C)	OD (mg.L ⁻¹)
E1	Mín.	19,58	2,37
	Máx.	27,72	15,82
	Média	24,41	9,00
	Mediana	25,44	8,38
	DesvPad	2,73	2,89
E2	Mín.	19,78	3,44
	Máx.	27,40	14,65
	Média	24,74	7,74
	Mediana	25,67	7,21
	DesvPad	2,63	3,15
E3	Mín.	19,73	4,37
	Máx.	28,08	12,55
	Média	24,52	8,57
	Mediana	25,56	8,36
	DesvPad	2,87	2,31
E4	Mín.	19,08	2,35
	Máx.	27,11	14,82
	Média	24,01	7,80
	Mediana	25,57	6,98
	DesvPad	2,98	3,44
E5	Mín.	18,93	4,64
	Máx.	27,47	14,97
	Média	24,31	8,69
	Mediana	25,04	7,60
	DesvPad	2,93	3,04

As estações amostrais 1 e 4 registraram forte depleção de OD junto ao fundo (2,37 e 2,35 mg.L⁻¹, respectivamente, com 29,6 e 28,9 %, respectivamente, de saturação de OD) na amostragem do dia 03/04, conforme pode ser observado na Figura 8. Esta forte depleção de OD junto ao fundo foi acompanhada de uma estrutura térmica estável, com tendência à estratificação, propiciada por temperaturas mais elevadas (temperatura média na coluna d'água de 26,4 e 26,2°C, respectivamente) e uma baixa velocidade dos ventos incidentes (2,4 e 1,7 m.s⁻² e direção NW). A estabilidade da estrutura térmica formada na coluna d'água foi confirmada por $W > 1$ ($W = 1,4$ e $W = 1,6$, respectivamente).

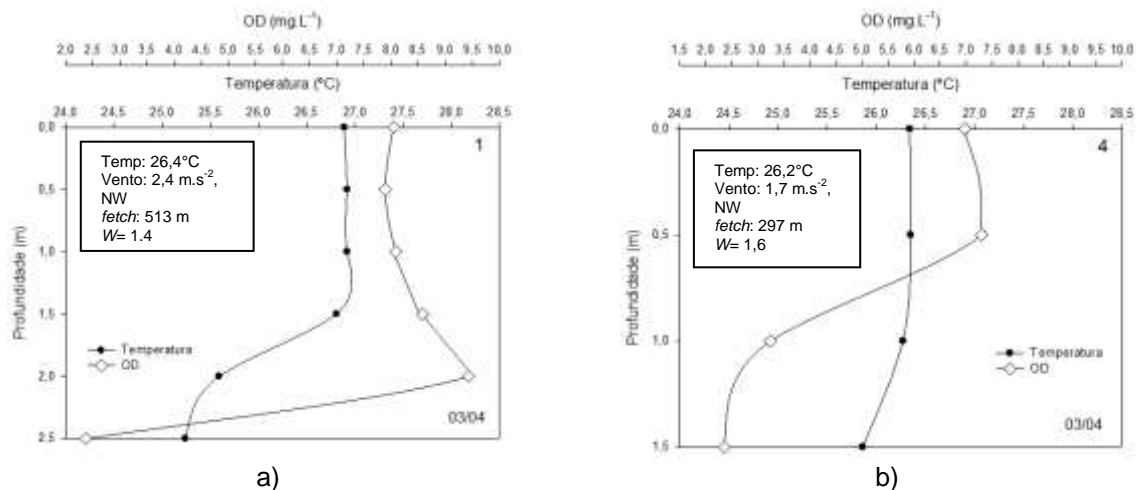


Figura 8: Perfis de temperatura e OD na coluna d'água na amostragem do dia 03/04 para as estações amostrais 1 (a) e 4 (b), na amostragem do dia 03/04.

Apesar de que maiores temperaturas propiciem o estabelecimento de uma condição de estratificação térmica na coluna d'água, a completa circulação da coluna d'água também pôde ser observada nas amostragens do primeiro período amostral (Figura 9), e condições de tendência à estratificação puderam ser observadas também no segundo período amostral (Figura 10).

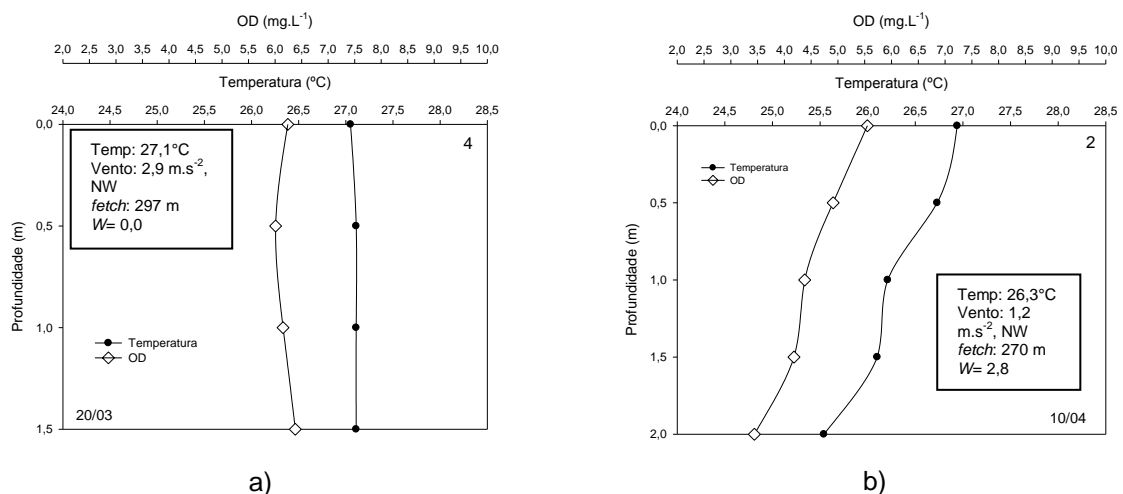


Figura 9: Perfis de temperatura e OD, em condição de circulação e tendência à estratificação, respectivamente, encontrados no primeiro período amostral – a) E4, amostragem do dia 20/03 e b) E2, amostragem do dia 10/04.

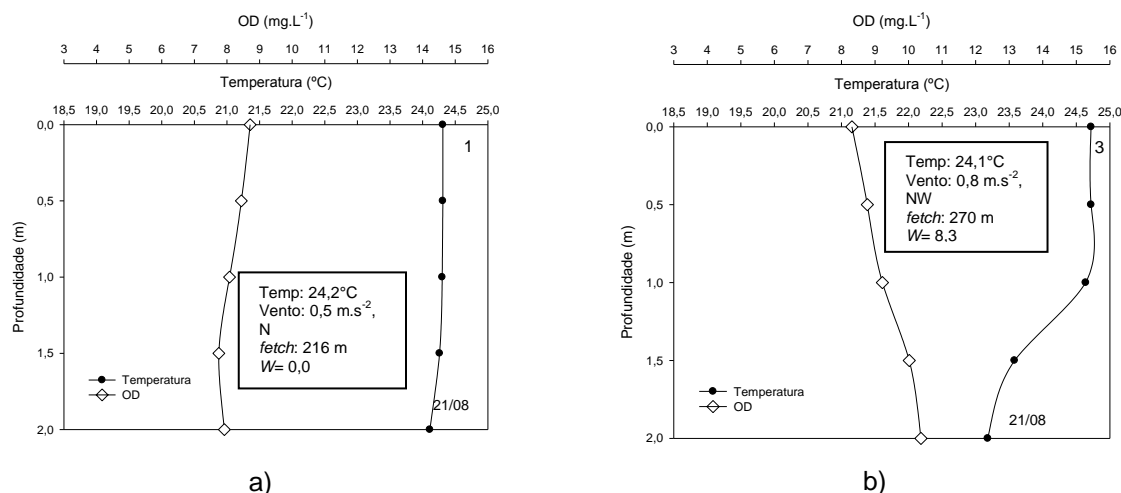


Figura 10: Perfis de temperatura e OD, em condição de mistura e tendência à estratificação, respectivamente, encontrados no segundo período amostral – a) E1, amostragem do dia 21/08 e b) E3, amostragem do dia 21/08.

A Tabela 12 apresenta o sumário estatístico das variáveis pH, condutividade elétrica e turbidez.

Tabela 12: Sumário estatístico das variáveis pH, condutividade elétrica (cond.) e turbidez (turb.).

Estação Amostral	Estatística	pH	Cond. ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	Turb. (UNT)
E1	Mín.	5,31	112,00	5,10
	Máx.	7,56	143,00	36,60
	Média	6,66	126,33	12,29
	Mediana	6,78	117,50	11,00
	DesvPad	0,52	12,67	6,43
E2	Mín.	6,53	105,00	6,40
	Máx.	7,95	149,00	17,70
	Média	7,07	128,09	10,27
	Mediana	6,91	121,00	7,90
	DesvPad	0,42	13,39	3,54
E3	Mín.	6,43	121,00	7,70
	Máx.	8,20	170,00	24,10
	Média	7,45	141,65	12,98
	Mediana	7,63	132,50	11,85
	DesvPad	0,50	17,01	4,67
E4	Mín.	6,05	126,00	14,80
	Máx.	8,11	242,00	52,90
	Média	7,20	192,52	24,54
	Mediana	7,19	201,00	22,40
	DesvPad	0,45	29,90	8,87
E5	Mín.	6,18	178,00	21,00
	Máx.	7,83	259,00	34,20
	Média	7,26	215,97	26,60
	Mediana	7,31	219,00	26,60
	DesvPad	0,41	26,73	4,17

Em todas as amostragens os parâmetros turbidez e condutividade elétrica apresentaram-se significativamente maiores (teste H, $p=0,000$) nas estações amostrais 4 e 5 (Figura 11), sendo a turbidez média de 24,54 e 26,60 UNT,

respectivamente, e a condutividade elétrica média de 192,52 e 215,97 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, respectivamente.

Estas variáveis também apresentaram diferença significativa entre os dias amostrados (teste H, $p=0,000$), sendo significativamente maior no segundo período amostral (teste U, $p<0,05$), conforme pode ser observado na Figura 11.

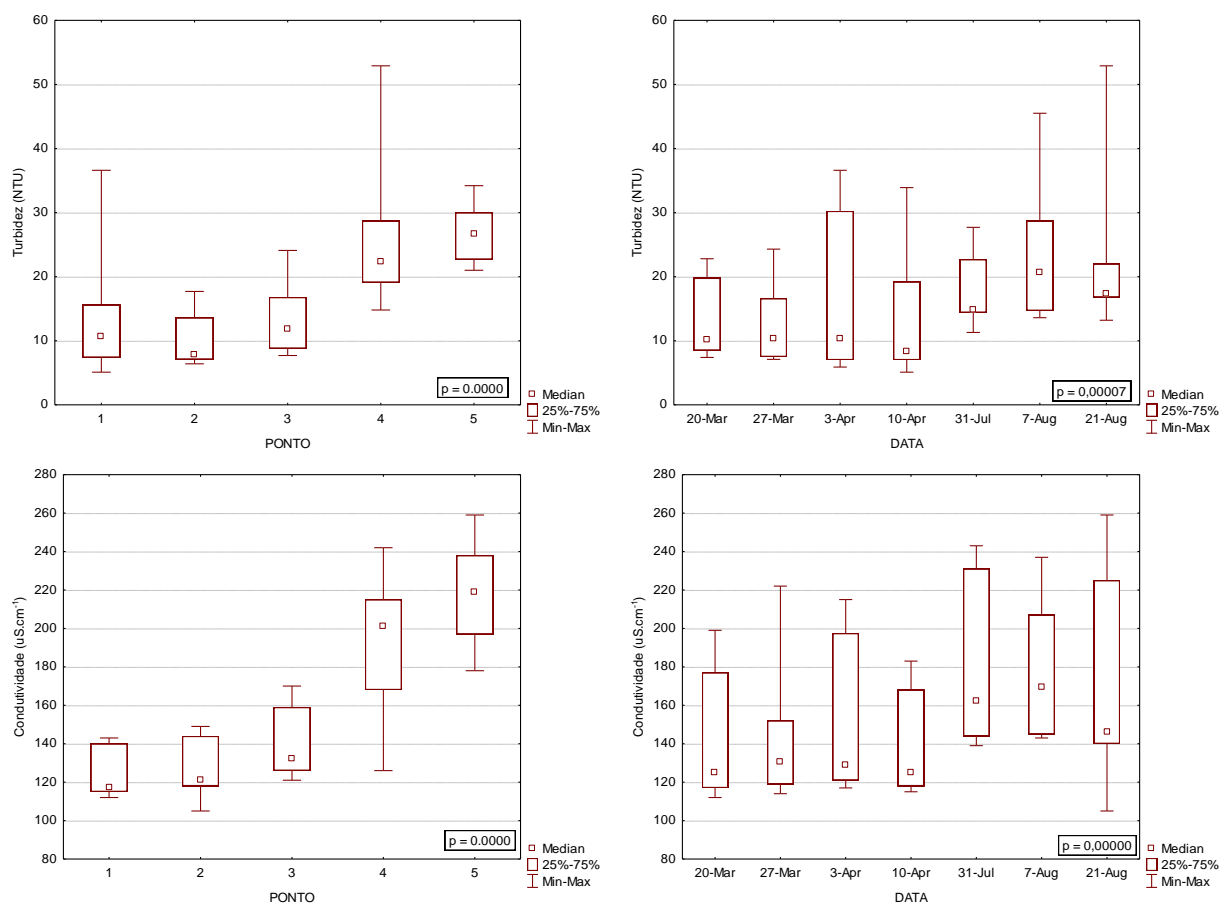


Figura 11: Box-Plots para as variáveis turbidez (UNT) e condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) nas estações amostrais e amostragens.

O pH da lagoa apresentou-se entre neutro e alcalino (pH entre 6,05 e 8,20) em todas as estações amostrais, com exceção da amostragem do dia 27/03 na estação amostral 1, na qual registrou-se um pH levemente mais ácido (5,31). O pH foi significativamente diferente (teste H, $p=0,000$) entre as estações amostrais, com os maiores valores registrados na estação amostral 3 (6,43 – 8,20), e também foi significativamente diferente (teste H, $p=0,000$) entre os dias amostrados, conforme pode ser observado na Figura 12.

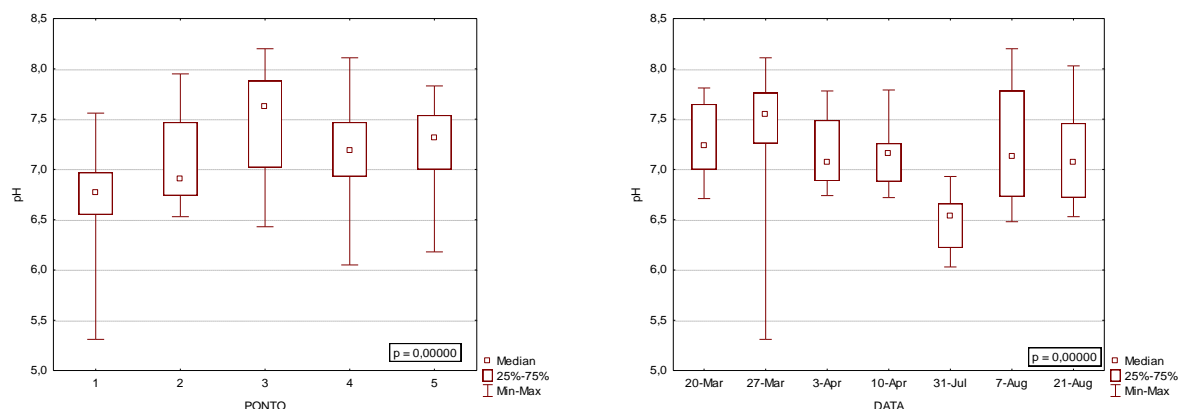


Figura 12: Box-Plots para a variável pH nas estações amostrais e amostragens.

A Tabela 13 apresenta o sumário estatístico para as variáveis PT, NT, P-PO₄³⁻, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, N-NH₄⁺.

Tabela 13: Sumário estatístico das variáveis PT, NT, P-PO₄³⁻, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, N-NH₄⁺.

Estação Amostral	Estatística	PT (µg.L ⁻¹)	NT (µg.L ⁻¹)	P-PO ₄ ³⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (µg.L ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ (µg.L ⁻¹)
E1	Mín.	34,07	361,17	3,36	1,62	61,32	43,48
	Máx.	53,08	711,17	15,06	9,71	212,54	338,29
	Média	41,93	502,50	8,12	5,31	145,81	128,12
	Mediana	41,38	498,85	7,02	5,14	166,4	112,13
	DesvPad	7,08	115,22	4,54	2,47	59,16	95,63
E2	Mín.	29,68	224,15	3,36	0,21	45,29	43,48
	Máx.	45,77	629,11	17,99	6,54	289,11	98,67
	Média	36,81	454,48	7,75	4,61	146,93	69,9
	Mediana	35,53	479,06	5,56	5,49	134,75	69,06
	DesvPad	5,15	122,98	5,58	2,12	103,16	20,27
E3	Mín.	38,46	206,98	3,36	0,91	28,28	39,44
	Máx.	57,47	681,43	12,14	7,95	292,37	140,40
	Média	47,78	453,60	7,57	4,70	146,93	82,01
	Mediana	45,77	489,16	7,75	4,96	100,20	82,52
	DesvPad	6,86	154,53	3,17	2,48	112,25	33,62
E4	Mín.	64,78	688,20	13,60	4,08	86,59	506,56
	Máx.	238,79	1467,60	45,77	8,65	281,44	1288,67
	Média	144,84	888,18	25,66	5,66	149,11	733,38
	Mediana	137,16	778,41	25,30	4,96	117,44	636,46
	DesvPad	55,61	264,62	10,77	1,74	69,20	251,23
E5	Mín.	129,12	1072,3	13,60	4,78	34,29	918,48
	Máx.	278,27	2128,10	137,89	9,01	178,51	1981,94
	Média	192,00	1448,16	50,34	6,89	102,25	1338,99
	Mediana	178,83	1381,50	32,61	7,07	97,93	1288,00
	DesvPad	45,82	300,62	43,70	1,29	51,12	300,22

Da mesma forma que as variáveis citadas anteriormente, as concentrações de PT, NT e P-PO₄³⁻ foram maiores nas estações amostrais 4 e 5, com máximas de 278,3

$\mu\text{g.L}^{-1}$ de PT, $2128,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ de NT e $137,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ de P-PO_4^{3-} , apresentando diferença significativa entre as estações amostrais (teste H, $p=0,000$), porém não houve diferença significativa entre as amostragens (Figura 13).

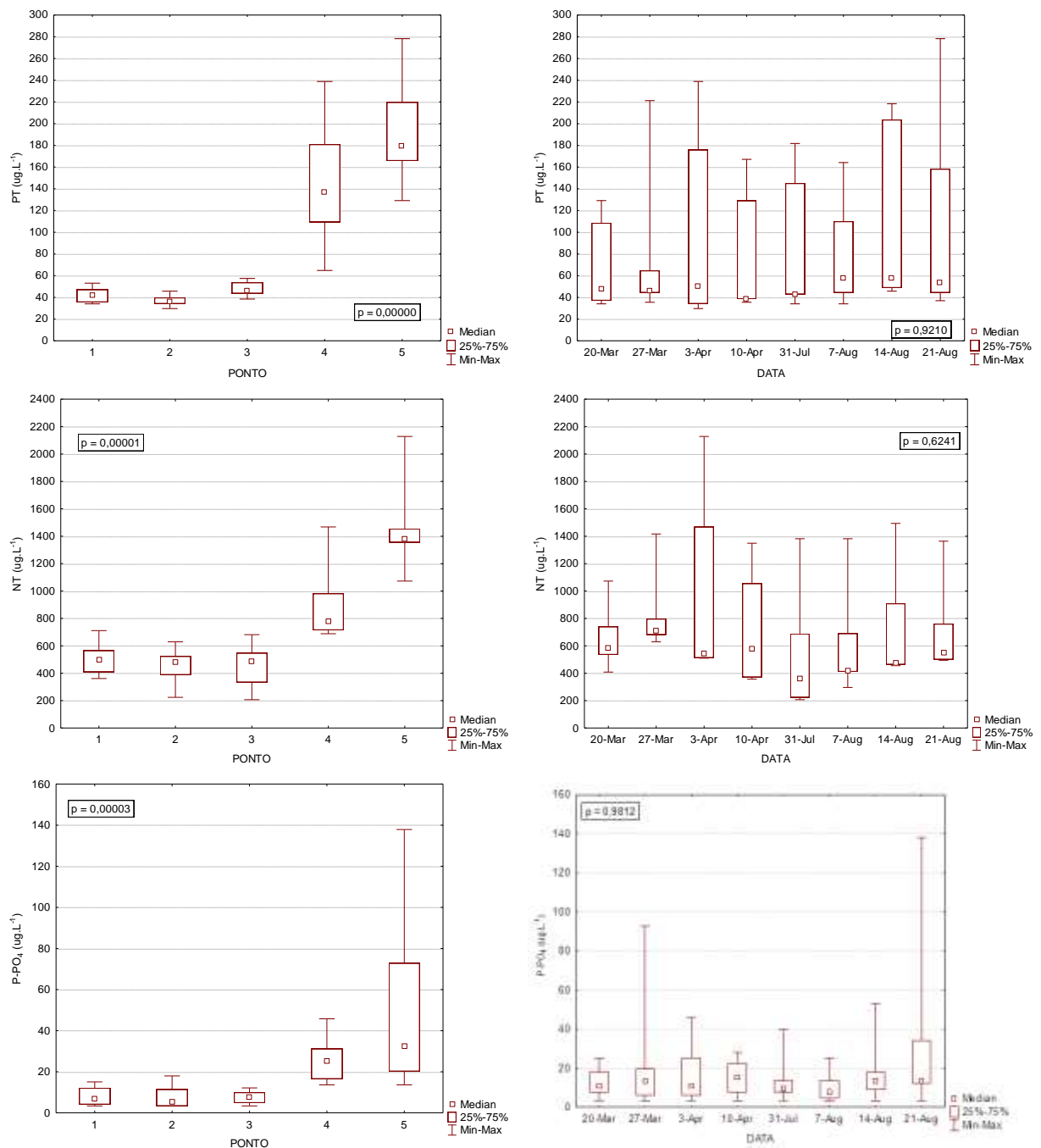


Figura 13: Box-Plots para as variáveis PT, NT e P-PO_4^{3-} ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas estações amostrais e amostragens.

N-NH_4^+ foi o principal componente do nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), apresentando diferença significativa entre as estações amostrais (teste H, $p=0,000$) com os maiores valores registrados nas estações amostrais 4 e 5 ($506,56-1981,94 \mu\text{g.L}^{-1}$) e não houve diferença significativa entre as amostragens, com uma média de $470,48 \mu\text{g.L}^{-1}$, conforme pode ser observado na Figura 14.

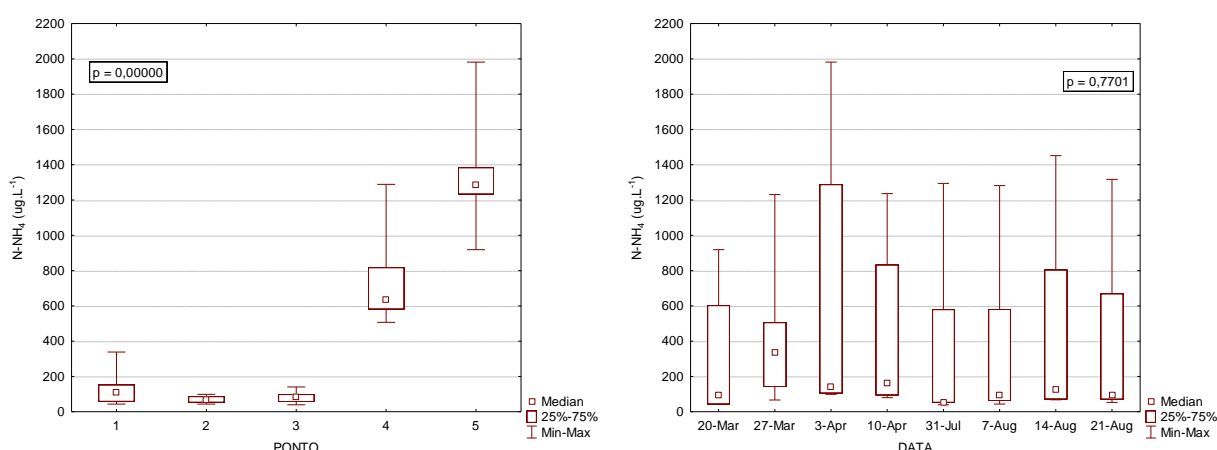


Figura 14: Box-Plots para a variável N-NH_4^+ ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas estações amostrais e amostragens.

As concentrações de N-NO_2^- , N-NO_3^- não apresentaram diferenças significativas entre as estações amostrais, tendo o N-NO_2^- registrado as menores concentrações ($0,21 - 9,71 \mu\text{g.L}^{-1}$) de nitrogênio inorgânico dissolvido. N-NO_2^- não apresentou diferença significativa entre as amostragens, enquanto que N-NO_3^- apresentou diferença significativa entre os dias amostrados (teste H, $p=0,000$), sendo significativamente menor no segundo período amostral (teste U, $p<0,05$), o que pode ser constatado Figura 15.

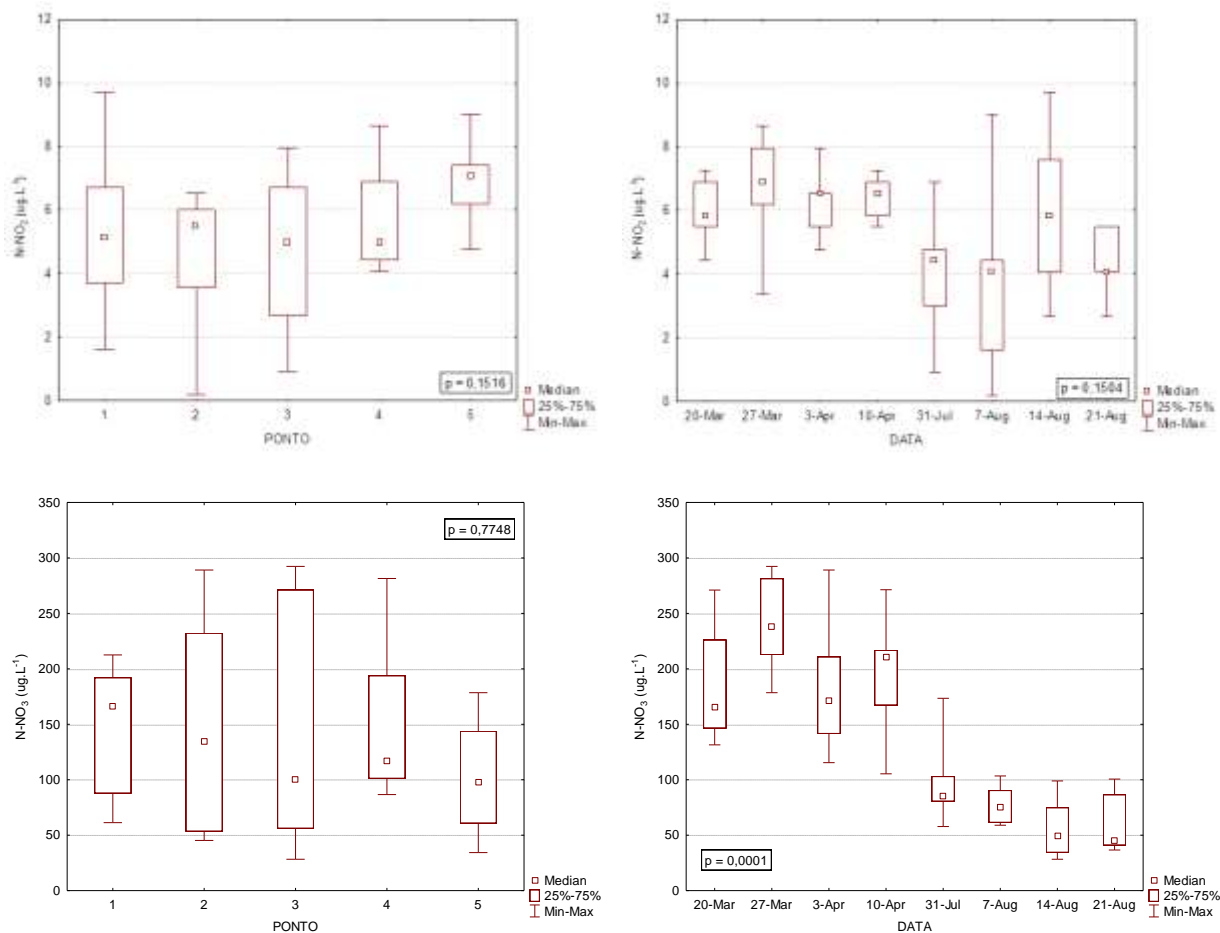


Figura 15: Box-Plots para as variáveis N-NO_2^- , N-NO_3^- nas estações amostrais e amostragens.

A Tabela 14 apresenta o sumário estatístico das variáveis NT:PT (em peso molar), NID (μM) e PSR (μM).

Considerando as concentrações de nutriente inorgânico dissolvido que limitam o crescimento do fitoplâncton ($<0,1-0,2 \mu\text{M}$ de PSR e $<7-8 \mu\text{M}$ de NID), conforme Reynolds (2006), 50% das amostras da E1 apresentou PSR $<0,2 \mu\text{M}$ (0,1-0,5), a E2 apresentou 37,5% das amostras de PSR $<0,2 \mu\text{M}$ (0,1-0,6), sendo que a amostragem do dia 21/08 apresentou tanto PSR $<0,2 \mu\text{M}$ quanto NID $<8,0 \mu\text{M}$. As amostras dos dias 14 e 21/08 apresentaram NID $<8,0 \mu\text{M}$ e PSR $>0,2 \mu\text{M}$ para a E3, enquanto 37,5% apresentaram PSR $<0,2 \mu\text{M}$ (0,1-0,4). As E4 e E5 apresentaram tanto NID quanto PSR acima das concentrações limites para o crescimento fitoplânctônico, variando entre 0,4-4,4 μM para o PSR e entre 49,2-152,0 μM para o NID.

Tabela 14: Sumário estatístico das variáveis NT:PT, NID e PSR.

Estação Amostral	Estatística	NT:PT	NID (μM)	PSR (μM)
E1	Mín.	20,55	8,90	0,1
	Máx.	35,25	39,60	0,5
	Média	26,90	19,90	0,3
	Mediana	23,95	15,90	0,2
	DesvPad	6,34	9,60	0,1
E2	Mín.	11,58	7,40	0,1
	Máx.	39,20	28,10	0,6
	Média	28,17	15,80	0,3
	Mediana	28,44	15,30	0,2
	DesvPad	9,36	7,90	0,2
E3	Mín.	10,70	7,00	0,1
	Máx.	34,06	31,50	0,4
	Média	21,36	16,70	0,2
	Mediana	21,96	12,60	0,3
	DesvPad	7,87	10,10	0,1
E4	Mín.	10,00	49,20	0,4
	Máx.	27,23	104,80	1,5
	Média	14,86	63,40	0,8
	Mediana	13,74	55,60	0,8
	DesvPad	5,71	18,90	0,3
E5	Mín.	10,85	76,60	0,4
	Máx.	26,79	152,00	4,4
	Média	17,33	103,40	1,6
	Mediana	17,35	98,7	1,1
	DesvPad	4,62	21,50	1,4

NID: nitrogênio inorgânico dissolvido; PSR: fósforo solúvel reativo.

Os resultados da relação NT:PT através dos valores das concentrações em peso molar de nitrogênio total e fósforo total apresentaram valores inferiores a 10.

Segundo Smith (1998), altas razões N:P foram consideradas quando as razões NT:PT (em peso molar) são maiores que 17. Neste sentido, a estação amostral 1 (20,5 - 35,3) apresentou 100 % das razões NT:PT maiores que 17, a estação amostral 2 (11,6 - 39,2) apresentou 90 %, a estação amostral 3 (10,7 - 34,1) apresentou 75%, a estação amostral 4 (10 - 27,2) apresentou 25 %, enquanto que a estação amostral 5 (10,8 - 26,8) apresentou 37,5 %.

As razões NT:PT apresentaram diferença significativa entre as estações amostrais (teste H, $p=0,0027$), sendo as maiores razões encontradas para as estações amostrais 1 e 2, enquanto as menores foram encontradas nas estações amostrais 4 e 5. Não houve diferença significativa (teste H, $p=0,115$) entre os dias amostrados,

entretanto, as razões registradas no primeiro período amostral foram significativamente (teste U, $p < 0,05$) maiores, especialmente para as amostragens do dia 27/03 e 03/04, conforme pode ser observado na Figura 16.

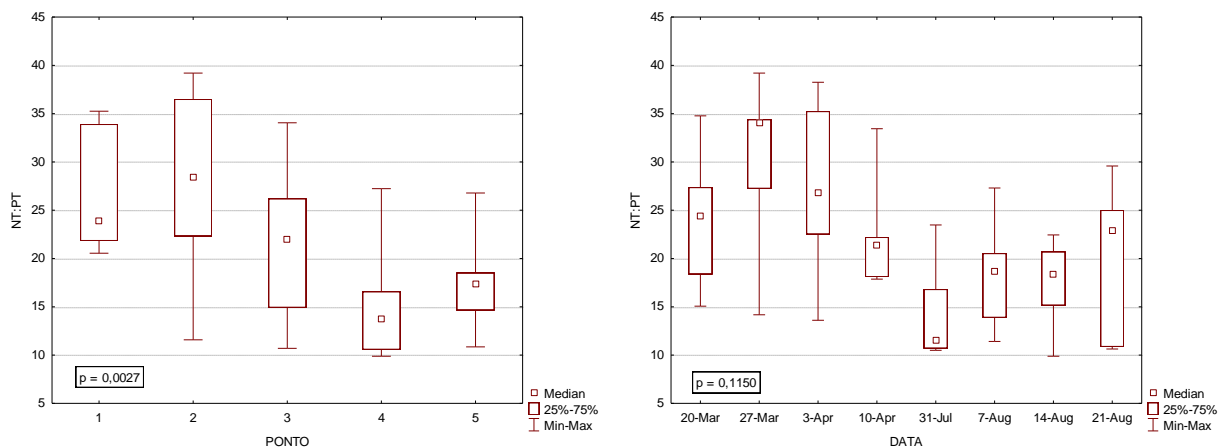


Figura 16: Box-Plots para a variáveis NT:PT nas estações amostrais e amostragens.

Tendo em vista que lagos ricos em P também são comumente ricos em N (SAKAMOTO, 1966), existe uma correlação positiva entre as concentrações de NT e PT nos lagos, o que também pôde ser observado para a lagoa Juara (Figura 17), com $R^2 = 0,6862$, e com isso, a razão NT:PT geralmente decresce com um aumento na concentração de PT.

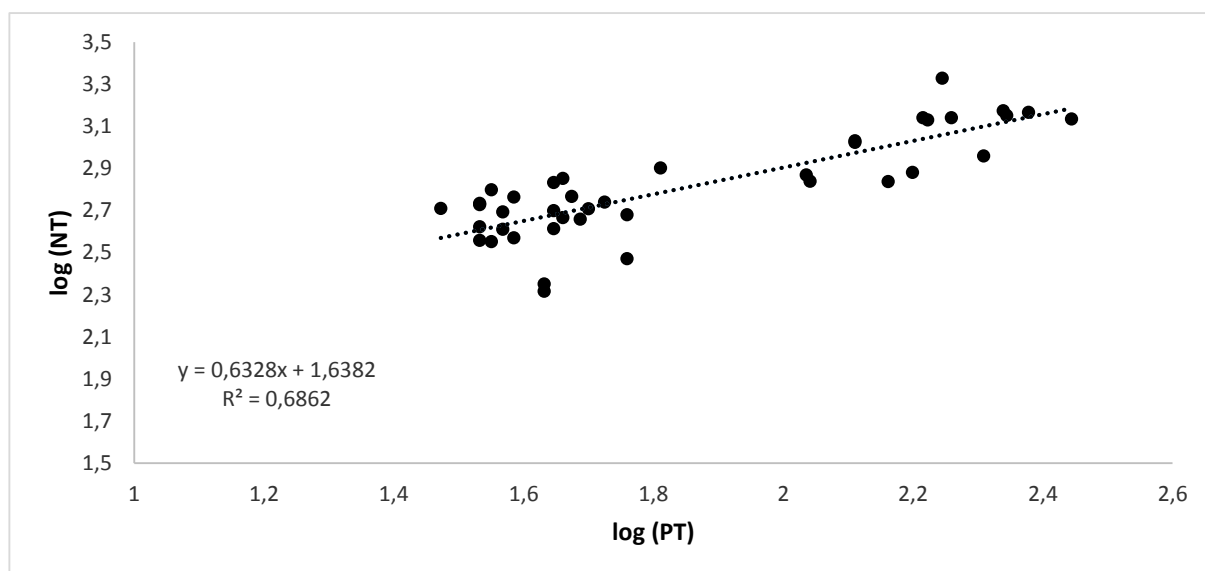


Figura 17: Correlação entre $\log(PT)$ e $\log(NT)$ na lagoa Juara.

A Tabela 15 apresenta o sumário estatístico das variáveis clorofila *a* (*chl*_a) e ficocianina.

Tabela 15: Sumário estatístico das variáveis chl a e ficocianina.

Estação Amostral	Estatística	Chl a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Ficocianina (cel.mL^{-1})
E1	Mín.	2,02	2026,00
	Máx.	9,00	22000,00
	Média	5,29	9623,83
	Mediana	5,05	6000,00
	DesvPad	2,69	6933,99
E2	Mín.	1,93	1408,00
	Máx.	10,51	14900,00
	Média	5,43	6797,03
	Mediana	5,14	4512,00
	DesvPad	3,07	4144,70
E3	Mín.	2,07	4162,00
	Máx.	14,55	25000,00
	Média	7,45	10653,31
	Mediana	6,53	8995,00
	DesvPad	4,72	5714,10
E4	Mín.	11,84	4283,00
	Máx.	19,22	32600,00
	Média	14,55	20603,29
	Mediana	14,12	20100,00
	DesvPad	2,21	6393,96
E5	Mín.	10,30	15210,00
	Máx.	26,83	32860,00
	Média	16,71	24511,55
	Mediana	16,17	24461,00
	DesvPad	6,29	4763,02

Os maiores valores de chl a foram registrados nas E4 e E5 variando entre 10,30 e 26,83 $\mu\text{g.L}^{-1}$ enquanto as estações amostrais 1, 2 e 3 apresentaram valores variando entre 1,93 e 14,55 $\mu\text{g.L}^{-1}$. A razão chl a:feopigmentos mostrou a viabilidade da clorofila em todas as amostragens (chl a:feopigmentos > 1).

As concentrações de Chl a apresentaram diferenças significativas entre as estações amostrais (teste H, $p=0,0002$), sendo significativamente maior nas E4 e E5. Por outro lado, as concentrações de chl a não apresentaram diferença significativa (teste H, $p=0,5485$) entre as amostragens e nem entre os dois períodos amostrais, como pode ser observado na Figura 18.

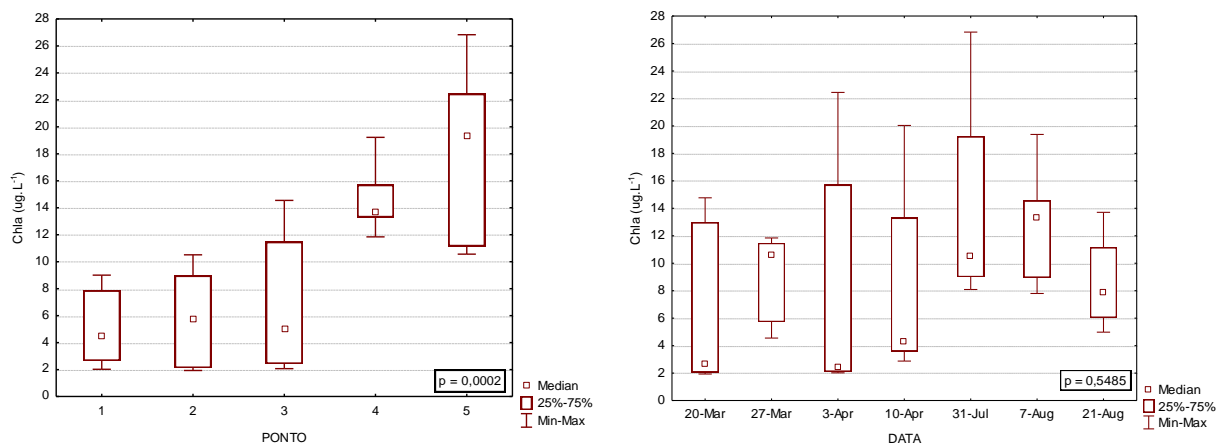


Figura 18: Box-Plots para a variável chl *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas estações amostrais e amostragens.

Da mesma forma, respectivamente as maiores concentrações de ficocianina foram registradas nas E4 e E5 variando entre 4.283 e 3.2860 cel.mL^{-1} enquanto as estações amostrais 1, 2 e 3 apresentaram valores variando entre 1.408 e 25.000 cel.mL^{-1} . A concentração de ficocianina apresentou diferença significativa entre as estações amostrais (teste H, $p=0,0003$), sendo significativamente maior nas estações E4 e E5. Por outro lado, as concentrações de ficocianina não apresentaram diferença significativa (teste H, $p=0,3891$) entre os dias amostrados, entretanto foram significativamente maiores no segundo período amostral (teste U, $p<0,05$), como pode ser observado na Figura 19.

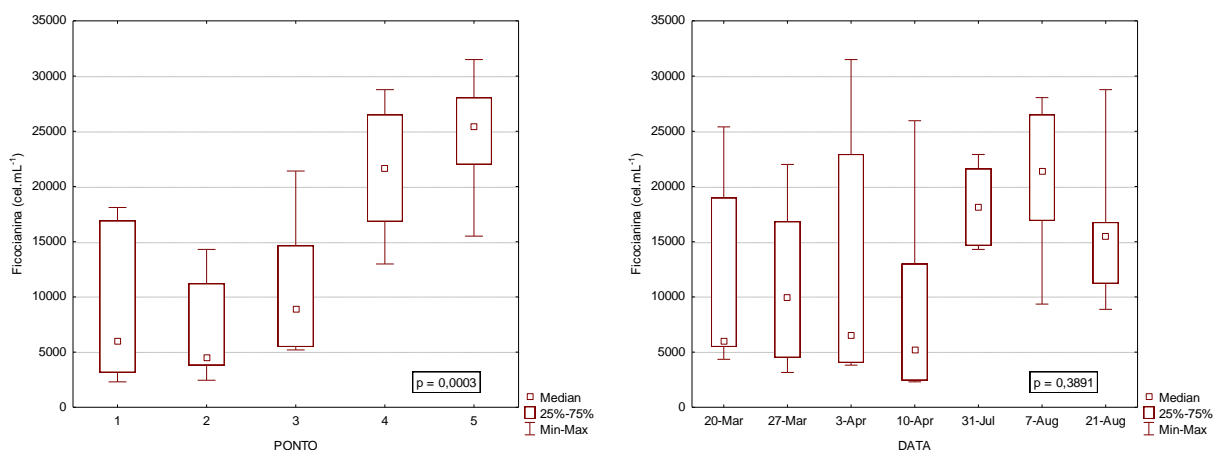


Figura 19: Box-Plots para a variável ficocianina (cel.mL^{-1}) nas estações amostrais e amostragens.

O log (ficocianina) apresentou correlação positiva com o log (chl_a), como pode ser observado na Figura 20.

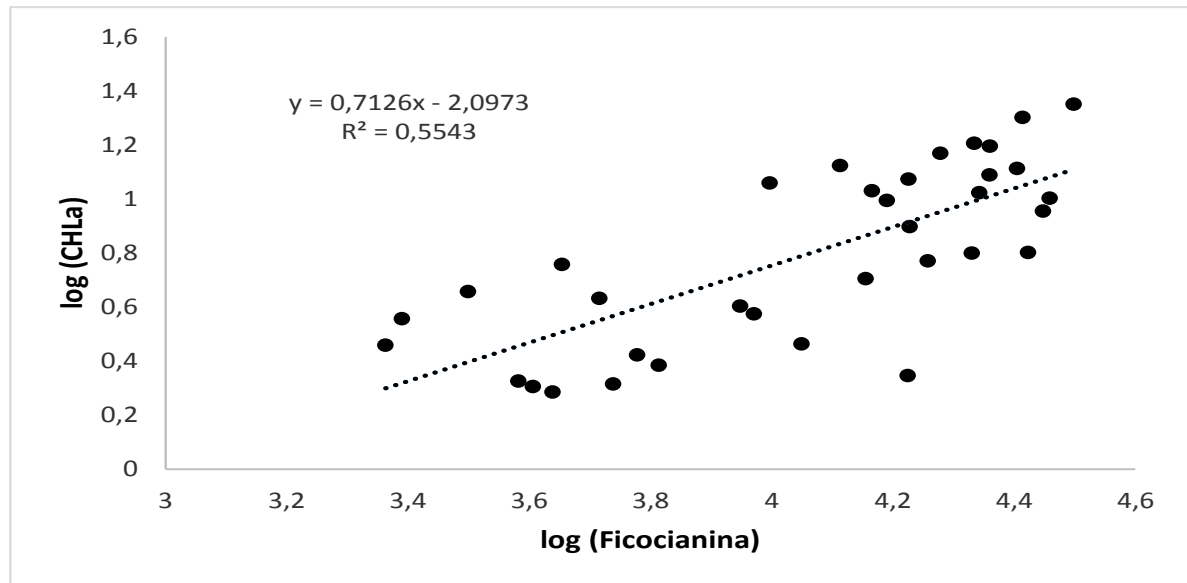


Figura 20: Correlação entre log (Ficocianina) e log (Chl a) na lagoa Juara.

Tanto o log (DS) quanto o log (Z_{eu}) apresentaram correlação negativa com o log (chl a), porém o log (DS) explica somente 50,71 % da variância no log (chl a), conforme observa-se na Figura 21.

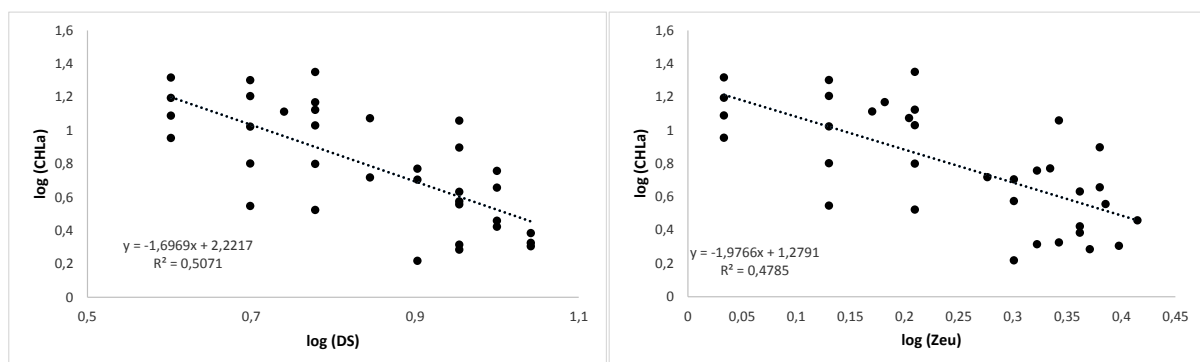


Figura 21: Correlação entre log (DS), log (Z_{eu}) e log (Chl a) na lagoa Juara.

As concentrações em log (PT) e log (NT) apresentaram correlação positiva com o log (chl a), enquanto que o log (PT) explicou 50,58 % da variância no log (chl a), o log (NT) explicou apenas 34,35 % da variância no log (chl a), conforme pode ser observado na Figura 22.

Ainda na Figura 22, pode-se observar que o log (NT:PT) apresentou correlação negativa com o log (chl a).

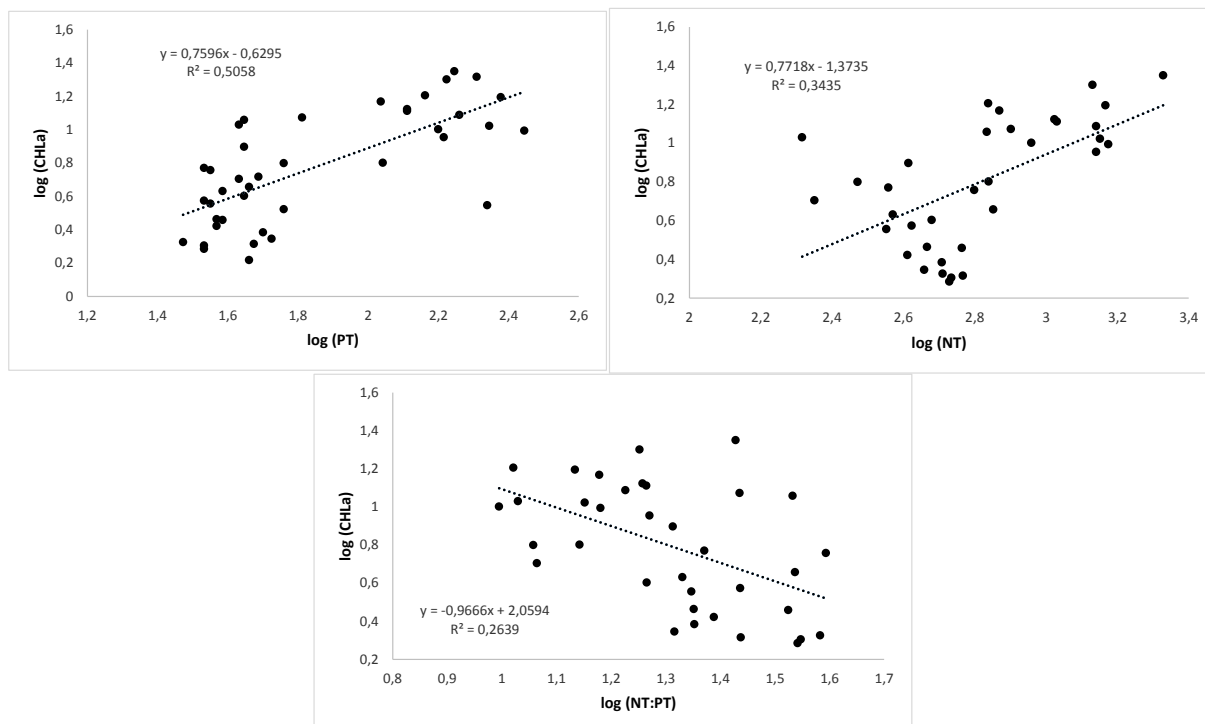


Figura 22: Correlação entre log (PT), log (NT), log (NT:PT) e log (Chla) na lagoa Juara.

A partir da Figura 23, observa-se que o log (N-NH₄⁺) explica 50,1 % da variância no log (chl a), enquanto que o log (P-PO₄³⁻) explica apenas 21,2 %.

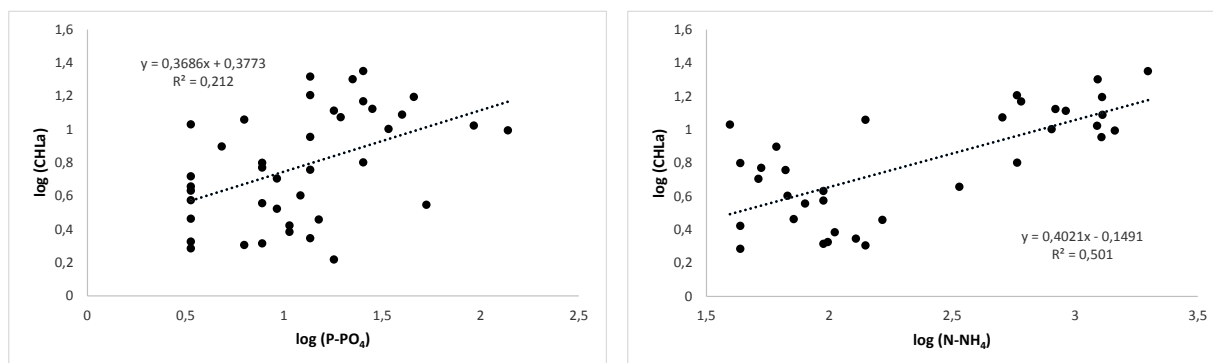


Figura 23: Correlação entre log (P-PO₄³⁻), log (N-NH₄⁺) e log (Chla) na lagoa Juara.

Por meio do teste de correlação de *Spearman* (Tabela 16), foi constatado que a pluviosidade acumulada na semana das amostragens apresentou correlação significativa ($p < 0,05$) e positiva apenas com a variável N-NO₃⁻. O pH não apresentou correlação significativa com nenhuma das variáveis estudadas. A variável chl a apresentou correlação significativa positiva com as variáveis P-PO₄³⁻, PT, NT, N-NH₄⁺, condutividade e turbidez, e apresentou correlação significativa negativa com o DS e a razão NT: PT. A transparência, estimada pela profundidade do DS apresentou correlação significativa negativa com as variáveis chl a, P-PO₄³⁻, PT, NT, N-NH₄⁺, condutividade e turbidez e correlação significativa positiva com as variáveis

N-NO₃⁻ e NT: PT. Por sua vez, a razão NT:PT apresentou correlação significativa negativa com as variáveis chl_a, P-PO₄³⁻ e PT e correlação significativa positiva N-NO₃⁻ e DS.

Deste modo, a diminuição da razão NT:PT está mais relacionada à um aumento na concentração de PT do que à uma diminuição na concentração de NT, além do fato de que maiores razões NT:PT estão associadas à menores concentrações de chl_a e por sua vez, menores concentrações de chl_a estão associadas à maiores transparências (DS).

De uma forma geral as concentrações de nutrientes se correlacionaram significativa e positivamente com a condutividade, turbidez e chl_a, fato que levou à correlação significativa e negativa destes com o DS.

Tabela 16: Matriz de resultados do teste de correlação de *Spearman* para as variáveis estudadas. *

	Chl _a	P-PO ₄	N-NO ₂	PT	Pluvio	N-NO ₃	NT	N-NH ₄	NT:PT	DS	pH	Cond.	Turb.
Chl _a	1,000	0,600	0,058	0,751	-0,051	-0,261	0,556	0,586	-0,647	-0,829	0,142	0,801	0,881
P-PO ₄	0,600	1,000	0,255	0,794	0,096	-0,139	0,749	0,727	-0,490	-0,675	0,144	0,641	0,669
N-NO ₂	0,058	0,255	1,000	0,269	0,062	0,416	0,490	0,482	0,131	-0,093	0,291	0,122	0,054
PT	0,751	0,794	0,269	1,000	-0,071	-0,274	0,773	0,794	-0,685	-0,826	0,148	0,801	0,834
Pluvio	-0,051	0,096	0,062	-0,071	1,000	0,324	0,090	0,128	0,177	0,080	0,109	-0,153	-0,082
N-NO ₃	-0,261	-0,139	0,416	-0,274	0,324	1,000	0,122	0,037	0,477	0,410	0,204	-0,339	-0,402
NT	0,556	0,749	0,490	0,773	0,090	0,122	1,000	0,915	-0,191	-0,591	0,206	0,575	0,631
N-NH ₄	0,586	0,727	0,482	0,794	0,128	0,037	0,915	1,000	-0,319	-0,593	0,111	0,647	0,626
NT:PT	-0,647	-0,490	0,131	-0,685	0,177	0,477	-0,191	-0,319	1,000	0,770	0,152	-0,708	-0,694
DS	-0,829	-0,678	-0,093	-0,826	0,080	0,410	-0,591	-0,593	0,770	1,000	-0,094	-0,839	-0,928
pH	0,142	0,144	0,291	0,148	0,109	0,204	0,206	0,111	0,152	-0,094	1,000	0,059	0,144
Cond.	0,801	0,641	0,122	0,801	-0,153	-0,339	0,575	0,647	-0,708	-0,839	0,059	1,000	0,821
Turb.	0,881	0,669	0,054	0,834	-0,082	-0,402	0,631	0,626	-0,694	-0,928	0,144	0,821	1,000

*Correlações em vermelho são significativas com $p < 0,05$.

A variação temporal do IET da lagoa Juara segundo o IET de Toledo-Jr et al. (1984) para DS, chl_a, PSR, PT e IET médio nas E1, E2 e E3 encontra-se na Figura 24, e para as E4 e E5 na Figura 25.

Nota-se que o \overline{IET} para as E1, E2 e E3 indicou estado trófico entre oligotrófico e mesotrófico, sendo o IET (DS) sempre entre mesotrófico e eutrófico, e o IET (PSR) foi com a maior variação temporal, variando entre oligotrófico e eutrófico.

Entretanto, com relação as E4 e E5, o IET calculado para todas as variáveis sempre esteve classificado como eutrófico, com exceção do IET (chl_a) que na amostragem do dia 14/08 na E5 foi classificado como oligotrófico.

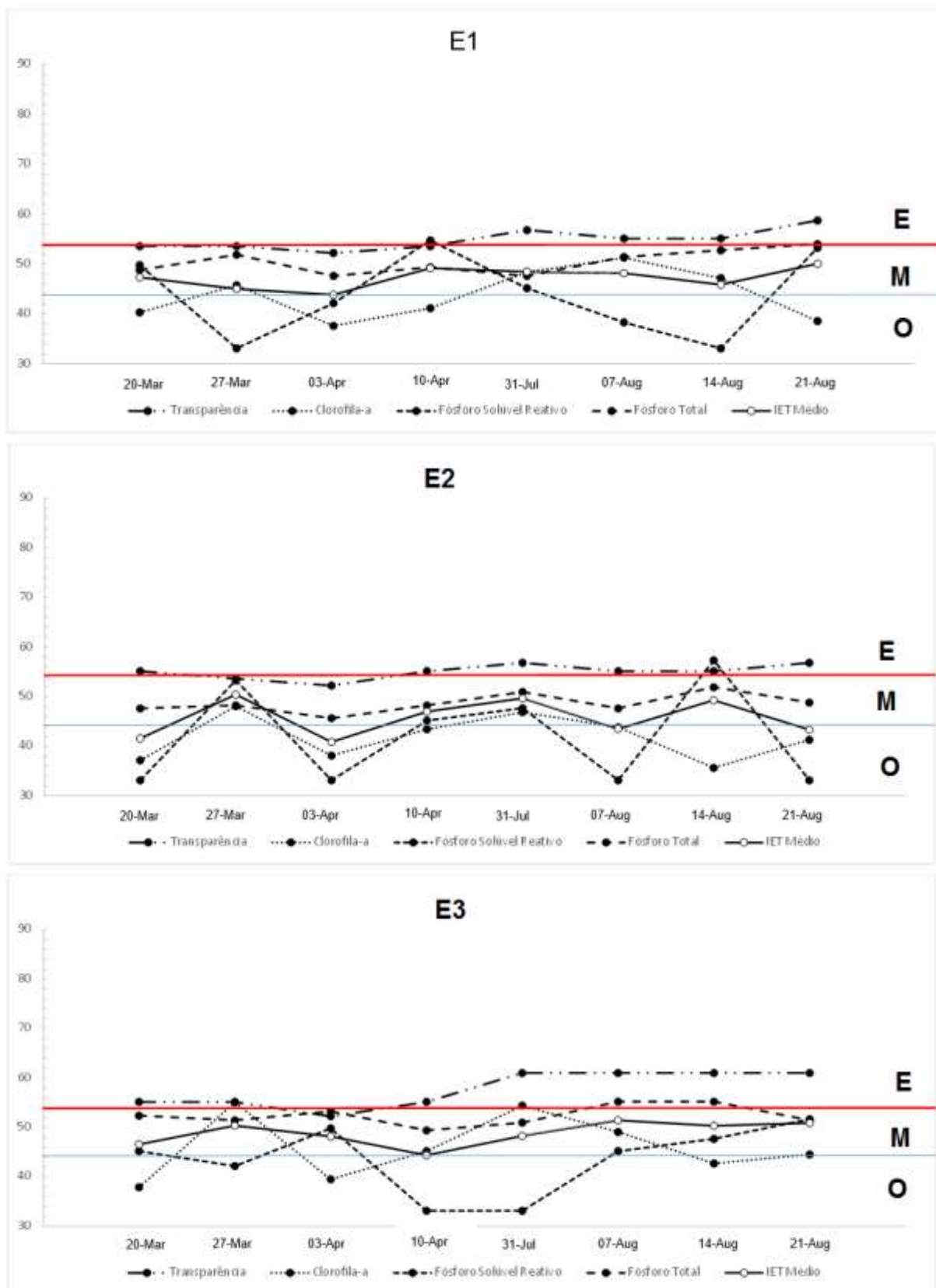


Figura 24: Variação temporal do estado trófico da lagoa Juara, segundo o IET de Toledo-Jr et al. (1984) para as E1, E2 e E3. As linhas vermelha e azul indicam os limites entre os graus de trofia. (O= oligotrófico; M= mesotrófico e E= eutrófico).

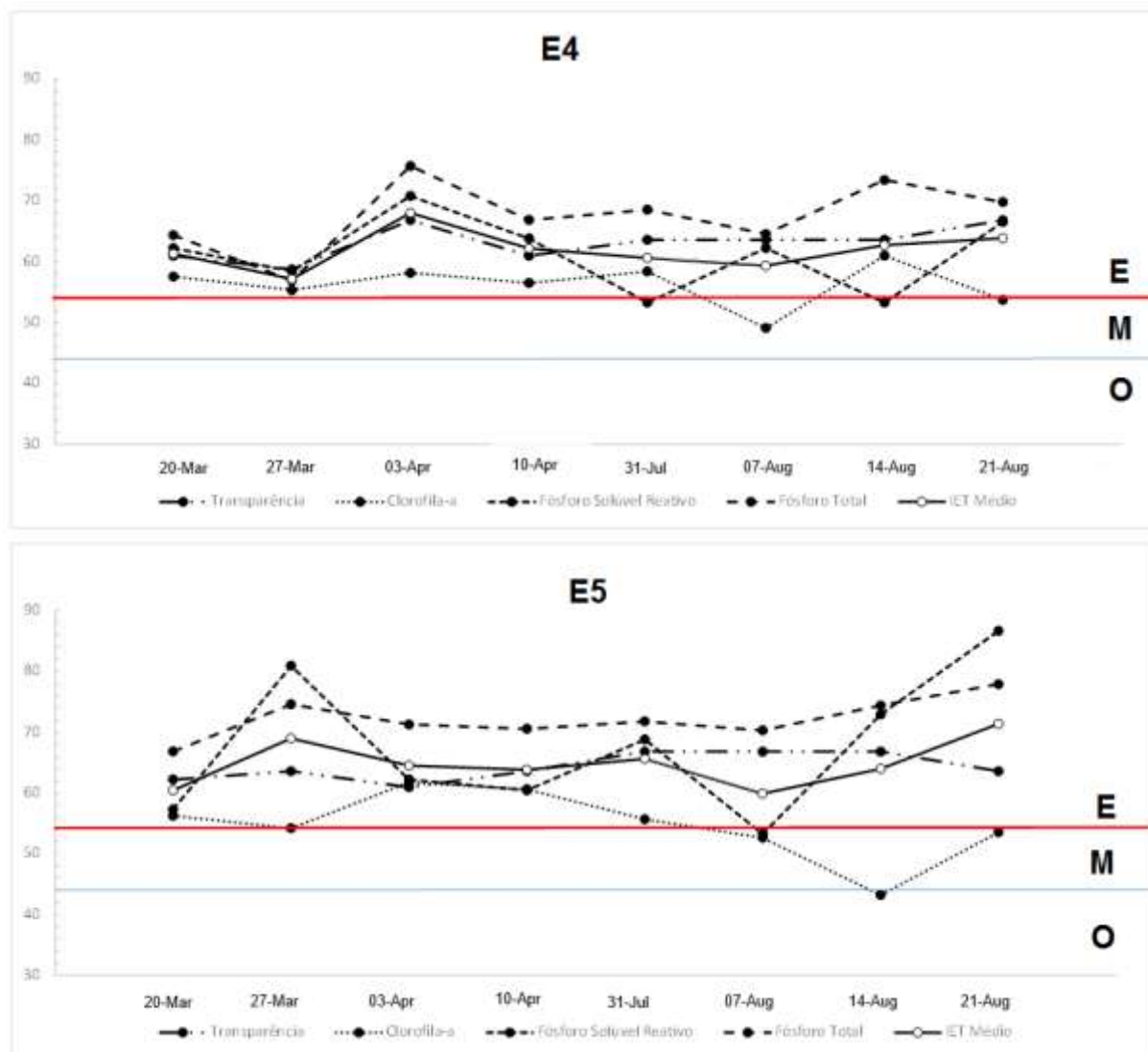


Figura 25: Variação temporal do estado trófico da lagoa Juara, segundo o IET de Toledo-Jr et al. (1984) para as E4 e E5. As linhas vermelha e azul indicam os limites entre os graus de trofia. (O= oligotrófico; M= mesotrófico e E= eutrófico).

A variação temporal do estado trófico da lagoa Juara segundo o IET de Burns et al. (2000) para chl_a, DS, PT, NT e IET médio nas E1, E2 e E3 encontra-se na Figura 26, e para as E4 e E5 na Figura 27.

Nota-se que o \overline{IET} para as E1, E2 e E3 esteve sempre classificado como eutrófico, o IET (DS) esteve sempre entre eutrófico e supereutrófico, e o IET (chl_a) foi o que apresentou maior variação temporal, variando entre oligotrófico e supereutrófico.

Entretanto, com relação as E4 e E5, o IET integrado indicou condição entre supereutrófico e hipereutrófico, com exceção do IET (chl_a) que na amostragem do dia 14/08 na E5 foi classificado como mesotrófico.

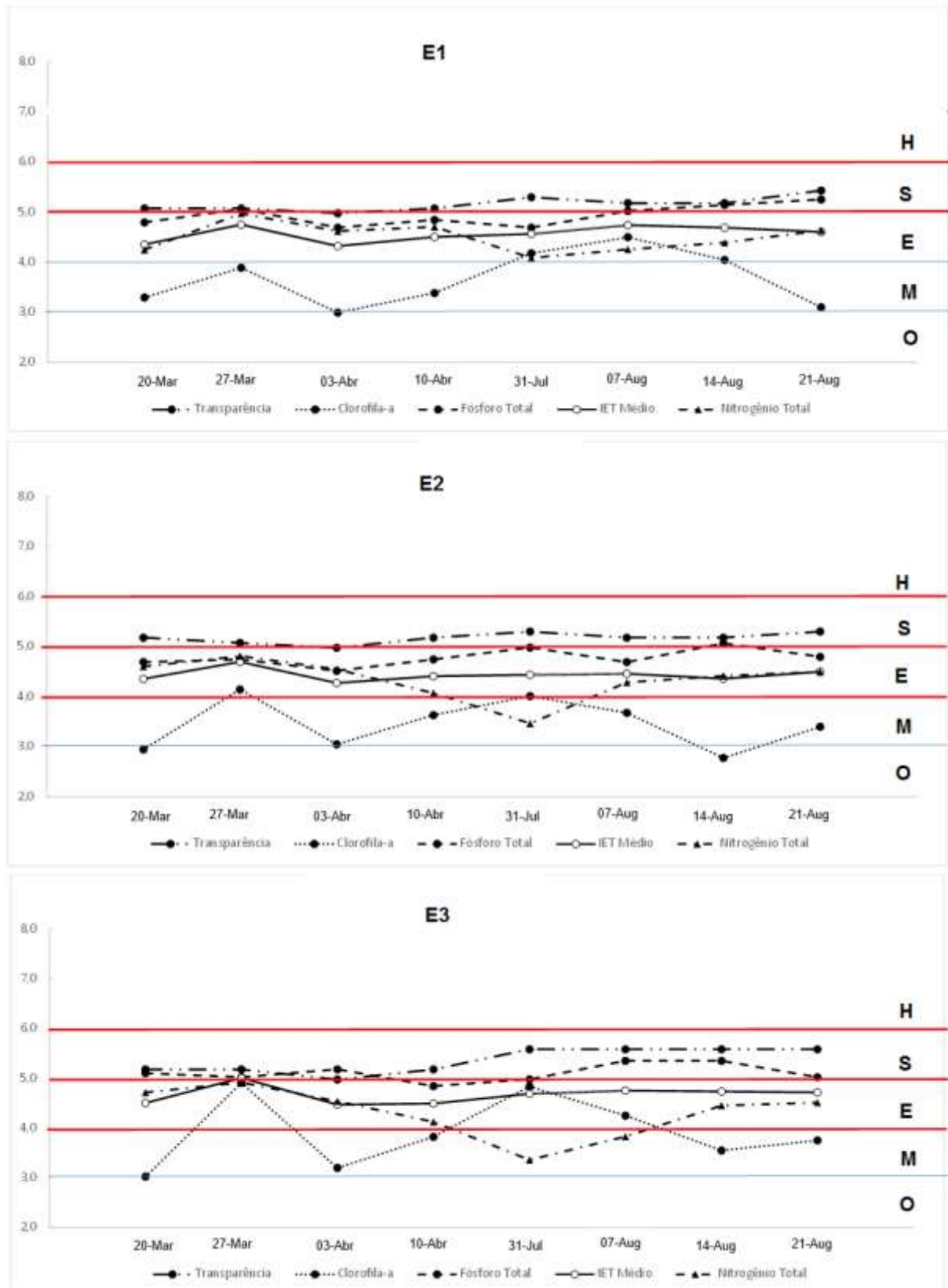


Figura 26: Variação temporal do estado trófico da lagoa Juara, segundo o IET de Burns et al. (2000) para as E1, E2 e E3. As linhas vermelha e azul indicam os limites entre os graus de trofia. (O= oligotrófico; M= mesotrófico; E= eutrófico; S= supereutrófico e H= hipereutrófico).

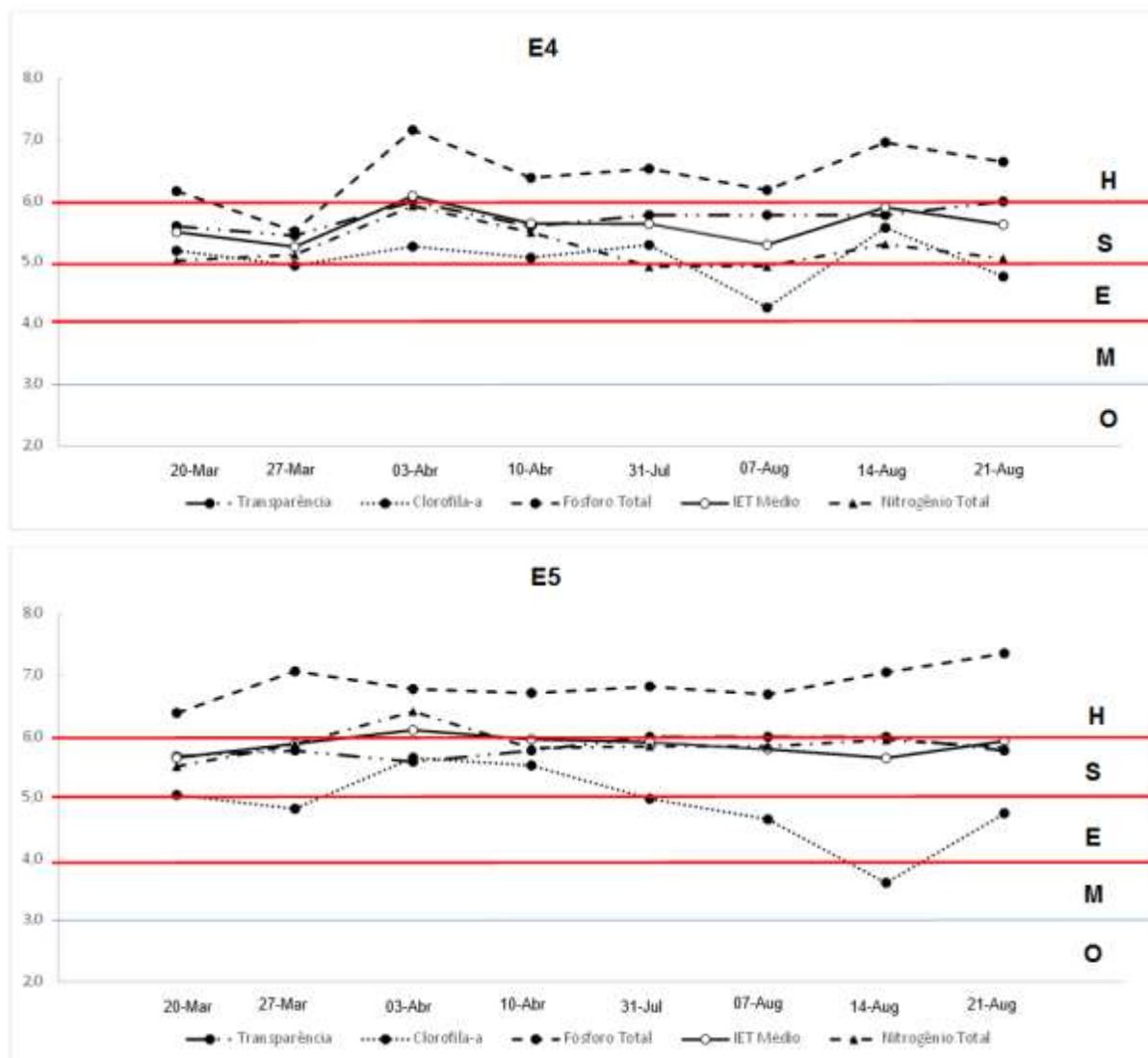


Figura 27: Variação temporal do estado trófico da lagoa Juara, segundo o IET de Burns et al. (2000) para as E4 e E5. As linhas vermelha e azul indicam os limites entre os graus de trofia. (O= oligotrófico; M= mesotrófico; E= eutrófico; S= supereutrófico e H= hipereutrófico).

A variação temporal do IET da lagoa Juara segundo o IET de Lamparelli (2004) para DS, PT, chl_a e IET médio nas E1, E2 e E3 encontra-se na Figura 28, e para as E4 e E5 na Figura 29.

Nota-se que o \overline{IET} para as E1, E2 e E3 indicou condição eutrófica, o IET (DS) e IET (PT) indicaram condições entre eutrófico e supereutrófico, e o IET (chl_a) esteve sempre entre oligotrófico e mesotrófico.

Entretanto, com relação as E4 e E5, o IET calculado para todas as variáveis sempre esteve classificado como supereutrófico e hipereutrófico, com exceção do IET (chl_a) que esteve sempre entre mesotrófico e eutrófico.

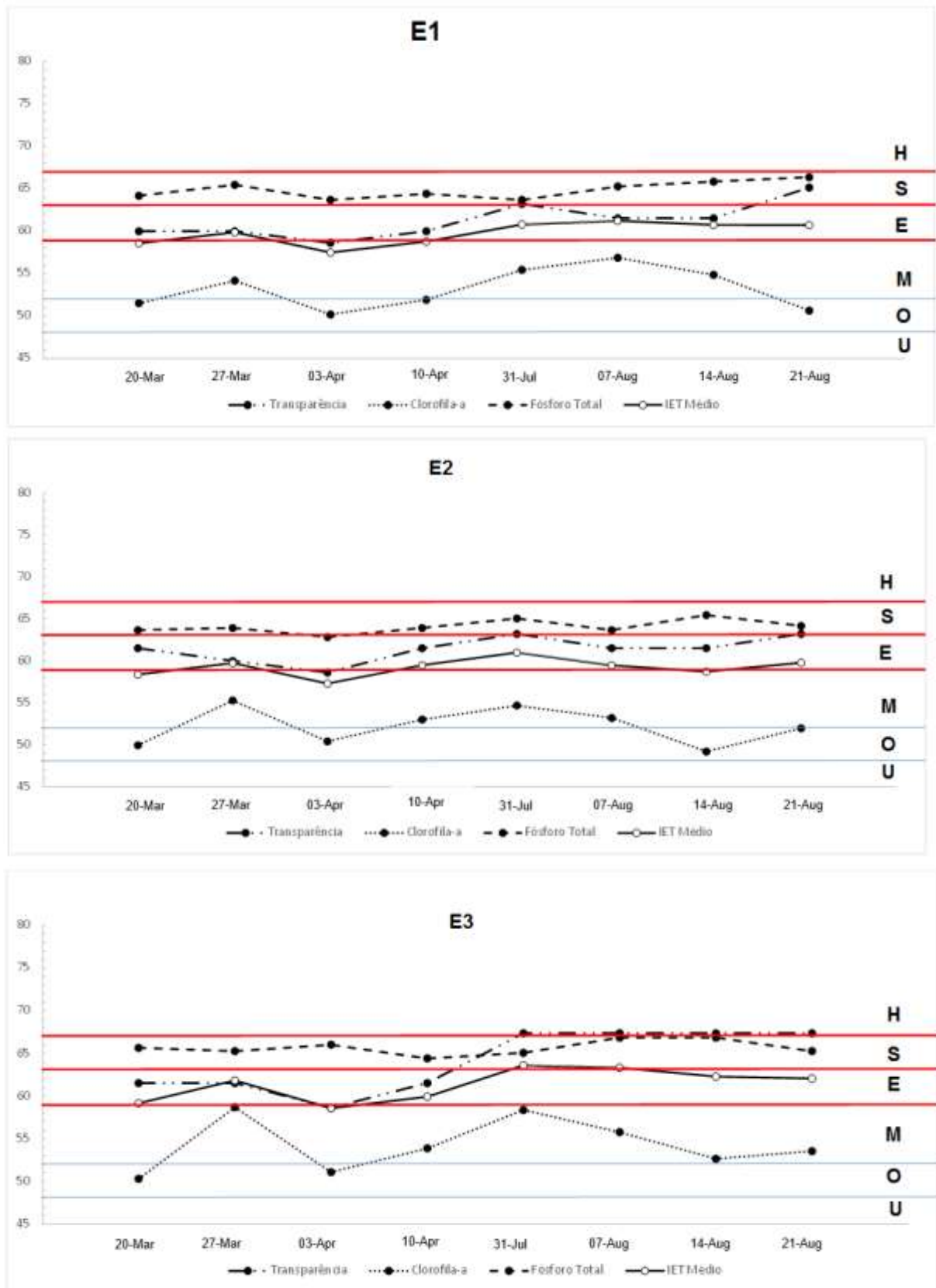


Figura 28: Variação temporal do estado trófico da lagoa Juara, segundo o IET de Lamparelli (2004) para as E1, E2 e E3. As linhas vermelha e azul indicam os limites entre os graus de trofia. (U= ultraoligotrófico; O= oligotrófico; M= mesotrófico; E= eutrófico; S= supereutrófico e H= hipereutrófico).

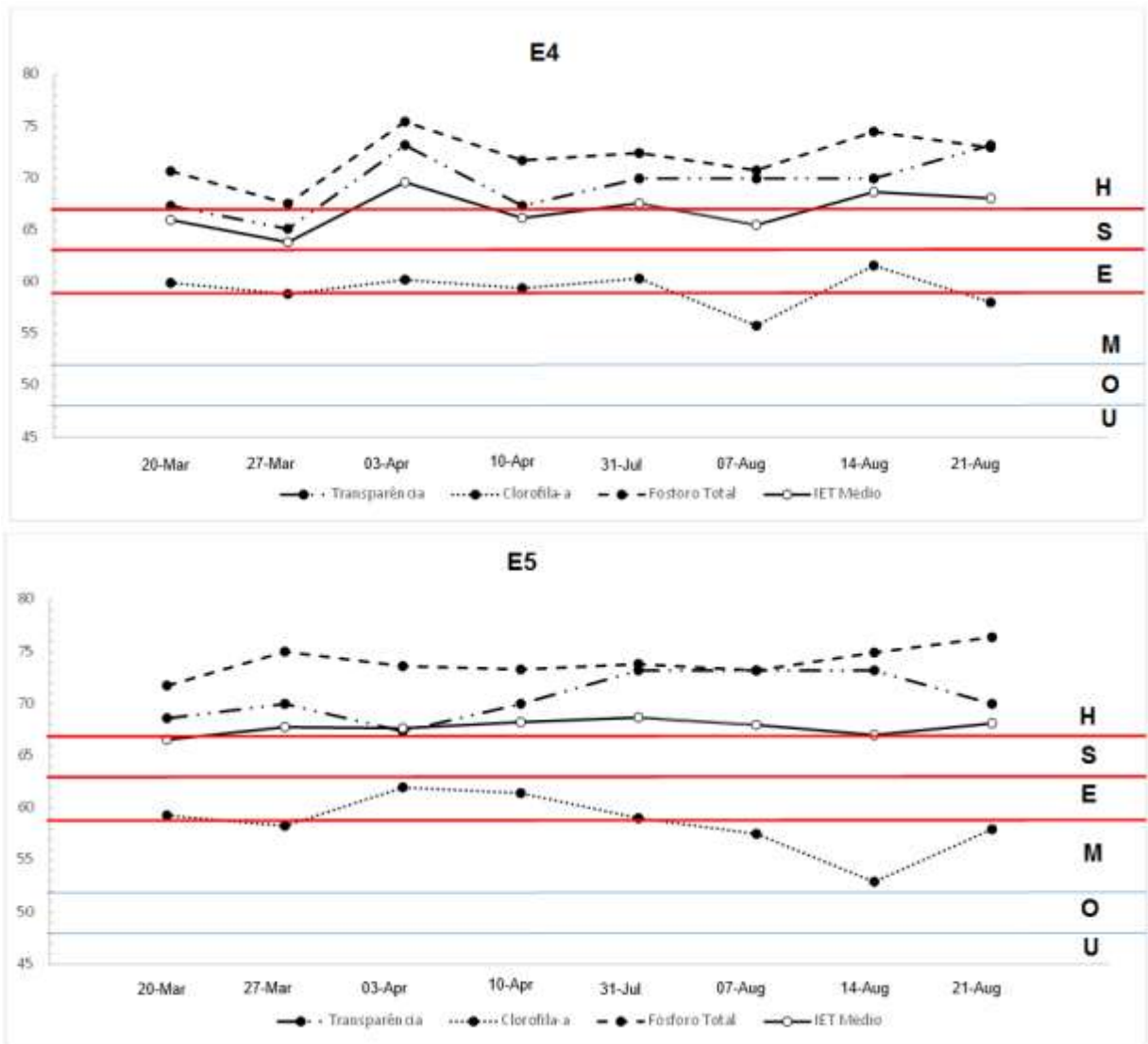


Figura 29: Variação temporal do estado trófico da lagoa Juara, segundo o IET de Lamparelli (2004) para as E4 e E5. As linhas vermelha e azul indicam os limites entre os graus de trófia. (U= ultraoligotrófico; O= oligotrófico; M= mesotrófico; E= eutrófico; S= supereutrófico e H= hipereutrófico).

7 DISCUSSÃO

Embora o primeiro período amostral, levando-se em consideração a série histórica de pluviosidade para a região na qual a lagoa Juara está localizada, tenha sido caracterizado como chuvoso e o segundo como de estiagem, para o ano de 2014, os meses de julho e agosto registraram pluviosidade entre 50 e 100 mm, o que os caracterizaria como período de transição.

Os dois períodos amostrais realizados foram mais caracterizados pelas diferenças de temperatura (tanto temperatura média do ar, quanto temperatura média da coluna d'água), do que pela distribuição de chuvas, tanto analisada sazonalmente quanto numa escala de tempo menor, como por exemplo, a pluviosidade acumulada em cada semana de amostragem (7 dias antes, incluindo o dia da amostragem). Fato este que ficou comprovado pela correlação não significativa.

A lagoa Juara apresentou características morfométricas que evidenciam e alertam para sua natural vulnerabilidade aos processos de eutrofização. Considerando o valor arbitrário estabelecido por Scheffer (1998) a lagoa Juara pode ser considerada como uma lagoa rasa, uma vez que foi estimada uma $Z_{med} < 3$ m. Ainda que a Z_{med} tenha sido estimada pela média das profundidades registradas durante as amostragens, e levando em consideração que as estações amostrais localizam-se na região central da lagoa, e que provavelmente a região litorânea, ocupada por macrófitas seja ainda mais rasa, é possível que a real Z_{med} da lagoa seja ainda menor que a estimada. Com relação à Z_{med} , a lagoa Juara não se distingue da grande maioria das lagoas costeiras brasileiras, como por exemplo as lagoas Imboassica ($Z_{med} = 1,09$ m), Carapebus ($Z_{med} = 2,37$ m), Cabiúnas ($Z_{med} = 2,37$ m) e Comprida ($Z_{med} = 1,60$ m), localizadas na região nordeste do estado do Rio de Janeiro (PANOSSO et al., 1998) e lago Mangueira ($Z_{med} = 2,5$ m), localizado no sul do Brasil (SCHWARZBOLD; SCHÄFER, 1984).

Dentre os fatores que controlam o padrão térmico dos ecossistemas lacustres, a radiação solar e os ventos são os fatores climáticos mais importantes, pois determinam o padrão de estratificação térmica (MAZUMDER; TAYLOR, 1994). A susceptibilidade à ação dos ventos e estrutura térmica da coluna d'água é função da morfometria da lagoa (relação volume/área, topografia do fundo e profundidade

média) e da orientação da lagoa com relação aos ventos predominantes, ou seja, a pista para ação do vento incidente calculada pelo *fetch* (SMITH, 1994; HÅKANSON, 2004). Lagos rasos são mais suscetíveis a sofrerem mistura completa e constante da coluna d'água pela ação do vento, e conseqüentemente maior, e mais homogênea, disponibilidade de oxigênio dissolvido, bem como de compostos particulados e dissolvidos. Entretanto, conforme discutido por Padisák & Reynolds (2003), mesmo lagos rasos podem apresentar condições de estabilidade térmica da coluna d'água, estabilidade essa confirmada por valores de *Wedderburn* maiores que 1. Em lagos tropicais é frequente a ocorrência de estratificações térmica estáveis mesmo com uma reduzida diferença de temperatura entre as camadas que formam a coluna d'água (COLE, 1994; TANIGUCHI et al., 2003). Isto ocorre porque com a temperatura da mais elevada, as diferenças de densidade entre as camadas se tornam cada vez maiores, o que significa que em massas d'água mais aquecidas (> 20 °C) é necessária uma energia muito maior do vento para que ocorra desestratificação da coluna d'água, colaborando com que a estratificação térmica ocorra sem a necessidade de grandes diferenças de temperatura entre as sucessivas camadas (ESTEVES, 2011). Porém os lagos rasos estão mais sujeitos à mistura da coluna d'água pela ação do vento do que lagos profundos, o que pode lhes conferir padrões de mistura diários (MELACK; FISCHER, 1983; RAMIREZ, 1995; ESTEVES et al., 1998; VON SPERLING, 1999; LOPES; GIANI, 2000), enquanto que lagos profundos e abrigados podem permanecer termicamente estáveis por longos períodos durante o ano.

Os efeitos do vento tendem a ser mais expressivos em lagos nos quais o eixo longitudinal é paralelo à direção dos ventos predominantes (HÅKANSON, 2004). A bacia da lagoa Juara está alinhada predominantemente na direção NW-SE, o que justifica os maiores valores de *fetch* encontrados para os ventos advindos dessa direção. Tendo em vista que os ventos predominantes nos dias amostrados foram os advindos do quadrante NW, e que para o período de estiagem o vento predominante era de S-SE, não apenas em frequência, mas também em intensidade, confere para a localização das estações amostrais uma maior pista para atuação dos efeitos do vento (vide Tabela 9), esse fato pode ter contribuído para a instabilidade térmica encontrada na grande maioria das amostragens. Entretanto, as condições estáveis

da estrutura térmica da coluna d'água registradas possivelmente se estabeleceram frente à uma diminuição na velocidade dos ventos incidentes.

Embora lagos rasos tendam a ter uma maior disponibilidade de oxigênio dissolvido, em condições de tendência à estratificação, pôde-se observar uma diminuição da concentração de oxigênio dissolvido com o aumento da profundidade, com condições de forte hipóxia ($< 2,0 \text{ mg.L}^{-1}$) junto ao fundo. Panosso et al. (1998), associaram a reduzida estabilidade térmica encontrada em lagoas costeiras fluminenses, principalmente, aos fatores morfométricos (valores elevados de comprimento e largura máximos, e valores reduzidos de profundidade relativa) que favoreceriam a ação do vento sobre a coluna de água.

A profundidade relativa (Z_r) é conceituada como a relação entre a profundidade máxima do lago e o seu diâmetro médio. Lagos pequenos e profundos apresentam elevadas profundidades relativas, ao passo que naqueles grandes e rasos o valor deste parâmetro é pequeno (VON SPERLING, 1997; 1999). A profundidade relativa também pode ser um bom indicador de estabilidade da coluna de água (COLE, 1994). Bezerra-Neto & Pinto-Coelho (2002) relacionaram o alto valor de Z_r (5,5 %) da lagoa do Nado (MG) à alta estabilidade térmica registrada para a mesma. A lagoa Juara apresentou baixa Z_r (0,14%) o que sugere ótimo potencial para misturas completas. Segundo Von Sperling (2000) grande parte das lagoas costeiras brasileiras apresentam valores de profundidade relativa inferiores a 0,3%, como também é o caso das lagoas Imboassica (0,11%) e Carapebus (0,14%). O processo de mistura da coluna d'água propiciado pelos reduzidos valores de Z_r , traz por um lado, efeitos positivos para oxigenação da massa d'água, mas em contrapartida pode provocar a ressuspensão de compostos reduzidos presentes no fundo e causar conseqüentemente incremento na turbidez, potencial limitação à fotossíntese fitoplanctônica e de macrófitas aquáticas submersas, implicando em prejuízos para a vida aquática.

A ação dos ventos em lagoas com reduzidos valores de Z_r pode ocasionar a ressuspensão de sedimentos finos, elevando a turbidez da água em ocorrência de ventos fortes (SCHEFFER, 1998). Embora lagos com baixos valores de Z_r apresentem uma tendência a exibirem águas menos transparentes, uma vez que a camada de fricção com o fundo tende a se prolongar até a superfície, e com isso,

uma maior interação com o sedimento, também pode propiciar uma maior penetração da radiação solar na coluna d'água, como foi o caso registrado para a lagoa Juara, a qual apresentou uma extensão da Z_{eu} compreendendo toda a coluna d'água nas E1, E2 e E3, o que viabiliza, por sua vez, o desenvolvimento da produtividade primária.

Em um estudo realizado em 851 represas, Von Sperling (2000), comprovou que a profundidade média é inversamente proporcional ao grau de trofia, uma vez que 67% dos ecossistemas estudados que possuíam condição eutrófica, possuíam profundidade média menor que 5 m. Partindo desse ponto de vista, a lagoa Juara também se enquadra nessa relação uma vez que apesar da variabilidade espacial, pode ser considerada como eutrófica.

De acordo com o critério proposto por Hutchison (1957) para o IDP, $IDP > 2,5$ e $< 5,0$, a forma das margens da lagoa Juara ($IDP = 4,35$) pode ser classificada como sub-retangular alongada, com três inflexões: na porção norte, centro e sul. Este valor de IDP indica um grau mediano de irregularidade das margens, o que é o oposto da lagoa Carioca ($IDP = 1,28$), localizada no médio Rio Doce (MG) (BARBOSA et al., 2012), similar aos lagos Nova ($IDP = 4,5$) (BARROSO et al., 2012) e Palmas ($IDP = 4,51$) (BARROSO, GONÇALVES & GARCIA, 2014) e inferior ao grau de irregularidade das margens da lagoa Palminhas ($IDP = 8,1$), localizados no Baixo Rio Doce (ES) (BARROSO et al., 2012) e da lagoa Carapebus ($IDP = 8,85$, PANOSSO et al., 1998).

Elevados valores de IDP sugerem a importância das regiões litorâneas, uma vez que lagoas com maiores valores de IDP tendem a apresentar comunidades litorâneas bem desenvolvidas (VON SPERLING, 1999). De fato, embora a lagoa Juara tenha apresentado um grau mediano de irregularidade das margens, e embora as áreas colonizadas por macrófitas aquáticas não tenham sido quantificadas, observações em campo e mapeamento anterior realizado por Léllis (2010), evidenciam a grande extensão e presença marcante desse compartimento na lagoa. Essa relação também foi identificada por Panosso et al. (1998) nas lagoas costeiras Carapebus, Cabiúnas, Comprida e Imboassica (RJ), tendo esta última cerca de 38 % de sua área total (1,24 km²) colonizada por macrófitas aquáticas.

Por um lado, elevados valores de IDP podem propiciar condições ótimas (aumento no tempo de residência, baixas profundidades, reduzida hidrodinâmica e alta exposição à luz) para o estabelecimento da eutrofização nos embaiamentos formados pela irregularidade das margens (VON SPERLING, 1999). Em contrapartida, grande parte da carga de nutrientes que aporta para o ecossistema aquático, bem como sua reciclagem, é controlada pelo metabolismo das áreas alagáveis adjacentes à zona litorânea (ESTEVES, 2011). A rica produtividade dessas comunidades, sobretudo das macrófitas aquáticas emergentes (WETZEL, 1990), permite a assimilação dos nutrientes originados das fontes poluidoras, na biomassa das comunidades litorâneas, como demonstrado por Lopes-Ferreira (1995) para a lagoa Imboassica, na qual as macrófitas aquáticas localizadas na região de desembocadura do canal de esgoto afluente na lagoa são responsáveis pela redução de cerca de 90 % do aporte de NT e PT, reduzindo os impactos decorrentes da eutrofização. Pesquisas evidenciam ser as macrófitas aquáticas, que colonizam o canal de despejo de efluentes domésticos, um importante fator mitigador do impacto antrópico nos corpos lagunares. Portanto, em contraste, as lagoas com maiores valores de IDP também tendem a ser menos vulneráveis ao processo de eutrofização (VON SPERLING, 1999). Entretanto, embora grande parte dos nutrientes e da matéria orgânica que adentra no sistema tende a ser consumida pelas comunidades litorâneas, deve-se considerar que a capacidade desse compartimento para armazenar nutrientes é limitada (WETZEL, 1990).

Com relação às variáveis físicas, físico-químicas e hidrobiológicas estudadas, todas, com exceção de $N-NO_2$ e $N-NO_3$, apresentaram diferença significativa entre as estações amostrais, sendo significativamente maiores nas estações E4 e E5. Léllis (2010), aplicando a abordagem DPSIR (Driving forces, Pressure, State, Impact e Response) como estrutura para avaliar o processo de eutrofização nas lagoas Jacuném e Juara, identificou para a lagoa Juara como principal *indutor* o crescimento populacional e a infraestrutura urbana, o esgotamento doméstico e efluente de ETEs (ETE Serra Dourada e ETE Jardins) como principais indicadores de pressão ambiental sobre o corpo d'água, impactando negativamente o *estado* da qualidade da água. Os córregos Laranjeiras e Dr. Robson, que deságuam na porção inferior da lagoa Juara, drenam as regiões com as maiores densidades populacionais na bacia da lagoa, sendo também corpos receptores dos efluentes

das principais ETEs da região. Segundo Lélis (2010), o córrego Laranjeiras contribui com um aporte de $134,8 \text{ kg.dia}^{-1}$ de PT; $16,2 \text{ kg.dia}^{-1}$ de PO_4 ; $299,7 \text{ kg.dia}^{-1}$ de NT e $457,8 \text{ kg.dia}^{-1}$ de matéria orgânica biodegradável para a lagoa Juara, enquanto que o córrego Dr. Robson contribui com um aporte de $7,0 \text{ kg.dia}^{-1}$ de PT; $3,5 \text{ kg.dia}^{-1}$ de PO_4 ; $58,0 \text{ kg.dia}^{-1}$ de NT e $812,5 \text{ kg.dia}^{-1}$ de matéria orgânica biodegradável. Esta condição se reflete nos maiores valores de condutividade, turbidez, nutrientes, clorofila *a* e ficocianina registradas para as E4 e E5, uma vez que estas estações estão localizadas nas proximidades dos deságues dos Córregos Laranjeiras e Dr. Robson, respectivamente. Attayde (1996) também registrou para a lagoa Carapebus condições mais eutróficas na área mais próxima à usina de açúcar, devido à maior carga de nutrientes introduzidos.

Além da notável contribuição dos aportes alóctones para o incremento do estado trófico da porção inferior da lagoa Juara, a orientação da lagoa com relação aos ventos predominantes nas amostragens (NW) pode promover a dispersão de material biótico e abiótico em suspensão por movimento advectivo horizontal das massas d'água em direção à foz da lagoa, conforme descrito por Millet & Cecchi (1992) para a laguna Thau no sul da França, constituindo um importante fator controlador da dinâmica das comunidades planctônicas, parâmetros físico-químicos da água, processos de ciclagem de nutrientes e a produtividade do ecossistema.

Oliveira (2011) em seu estudo na lagoa Juara, também registrou transparência da coluna d'água elevada na porção norte da lagoa, pH em torno do neutro e alta disponibilidade das formas nitrogenadas, sendo o N-NH_4 o principal componente do NID. As concentrações dos nutrientes registrados para a lagoa Juara foram semelhantes aos registrados por Petrucio & Furtado (1998) para a lagoa Imboassica, sendo ainda maiores nas estações E4 e E5 da Lagoa Juara, as quais são influenciadas pelo despejo de efluentes de esgoto doméstico, quando comparadas às estações amostrais também influenciadas pelo aporte de efluentes domésticos na lagoa Imboassica. As elevadas concentrações de nutrientes registradas para a lagoa Juara se refletem nas condições mesotróficas para as E1, E2 e E3 e eutróficas para as E4 e E5.

De uma forma geral as concentrações de nutrientes se correlacionaram significativa e positivamente com a condutividade, turbidez e clorofila *a*, fato que levou à

correlação significativa e negativa destas variáveis com a transparência da coluna d'água. Os maiores valores de turbidez e condutividade encontrados para as estações E4 e E5 estão associados tanto às maiores concentrações de íons como de clorofila *a* e ficocianina também registradas para essas estações. A concentração dos sólidos totais dissolvidos se correlaciona diretamente com a condutividade, uma vez que também é um fator determinante para a composição iônica da água, fato este que é refletido nas estações E4 e E5, que sofrem influência do aporte de esgotos domésticos. Tais aportes contêm elevada quantidade de matéria orgânica, que contribuem para a entrada, no corpo d'água, de espécies iônicas como cálcio, magnésio, potássio, sódio, fosfatos, carbonatos, sulfatos, cloretos, nitratos, nitritos e amônia, dentre outras, que contribuem no incremento da condutividade elétrica (VON SPERLING, 2005). Barroso et al. (1997), identificaram para o efluente da ETE Valparaíso, que deságua no córrego Laranjeiras, uma condutividade de $576 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, isto demonstra a contribuição deste efluente no incremento da condutividade elétrica na estação E4.

Os lagos rasos, que estão mais sujeitos às misturas completas da coluna d'água (como é o caso da lagoa Juara), além de serem mais susceptíveis a um aumento na turbidez biogênica e abiogênica, são também sensíveis aos aumentos na concentração de nutrientes (principalmente PT), aumento este que possivelmente é refletido sobre um aumento excessivo na produção primária, floração de microalgas ou no aumento da ocupação de macrófitas aquáticas (BARBOSA et al., 2012).

A lagoa Juara foi caracterizada por Oliveira (2011), em termos de comunidade fitoplanctônica, como possuidora de elevada riqueza de táxons (214 táxons, distribuídos em 11 Classes, sendo Chlorophyceae (28%), Euglenophyceae (21%) e Cyanophyceae (20%) os grupos que apresentaram maior riqueza), 3 táxons foram dominantes, sendo 1 da classe Bacillariophyceae (*Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen), e 2 da classe Cyanophyceae (*Planktolyngbya limnetica* (Lemmermann) Komarkova Legnerová, e *Synechocystis aquatilis* Sauvageau).

Considerando a elevada densidade de cianobactéria, baseado nos requisitos definidos na Resolução CONAMA 357/2005 para água naturais no Brasil, e na Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde, registradas para as estações amostrais aqui estudadas, principalmente para as E4 e E5 ($> 20.000 \text{ cel}\cdot\text{mL}^{-1}$), ressalta-se a

importância da implantação de um programa de monitoramento para uma análise mais minuciosa da densidade de cianobactérias, bem como de possível produção de cianotoxinas, dado que a lagoa é intensamente utilizada para cultivo de tilápias, pesca, recreação e abastecimento doméstico.

O fósforo é considerado o principal nutriente limitante para o crescimento fitoplanctônico em ecossistemas aquáticos temperados (VOLLENWEIDER; KERKES, 1980; NÜRNBERG, 1996), entretanto tem sido sugerido que a colimitação por nitrogênio e fósforo pode ocorrer nos sistemas tropicais, porém, geralmente a limitação por nitrogênio predomina (TALLING; LEMOALLE, 1998; LEWIS, 2000a). Todavia, conforme demonstrado por Downing & McCauley (1992), Huszar et al. (2006) e Kosten et al. (2009), os fatores locais, como o uso do solo, e as características da lagoa influenciam mais fortemente sobre o nutriente limitante do que o clima.

Downing & McCauley (1992), correlacionaram a variação de NT:PT com o grau de trofia dos ecossistemas aquáticos, nos quais as menores razões NT:PT são obtidas naqueles considerados como eutróficos e as maiores razões NT:PT registradas nos sistemas oligotróficos. As menores razões NT:PT, registradas para os lagos eutróficos, estão relacionadas com maior influência de esgoto não tratado, isto porque as fontes de nutrientes para os sistemas lacustres possuem diferentes razões NT:PT. Os aportes decorrentes da lixiviação de áreas rurais, por exemplo, possuem altas razões NT:PT, enquanto que os decorrentes de esgotos, apresentam baixas razões NT:PT. Tundisi (2003) considera também que o fósforo, proveniente das fontes antropogênicas proporciona o crescimento do fitoplâncton e plantas aquáticas. O excesso de fósforo que aporta para o sistema quando comparado com a quantidade disponível de nitrogênio pode tornar esse nutriente limitante.

A lagoa Juara, levando-se em consideração os critérios de Smith (1998), no qual elevadas razões NT:PT (em peso molar) são superiores a 17, pode ocorrer colimitação por NT e PT, ou somente por NT, e são inferiores a 17 há tendência à limitação por fósforo como ocorrido nas estações E1, E2 e E3, enquanto que as estações E4 e E5 foram predominantemente colimitadas por NT, ou somente NT. Léllis (2010) concluiu que o Córrego Laranjeiras aporta grandes quantidades de fósforo total e ortofosfato (134,8 e 16,2 kg.dia⁻¹, respectivamente) para a lagoa

Juara, enquanto que o Córrego Ribeirão Juara, que drena áreas de pastagens e deságua na porção superior da lagoa Juara, no qual está localizada a E1, aporta grandes quantidades de nitrogênio para a lagoa ($406,9 \text{ kg.dia}^{-1}$). Isto justifica e evidencia as diferentes contribuições para a variabilidade espacial das razões NT:PT registradas para a lagoa Juara, na qual a porção superior, apresentou maiores razões NT:PT e condições mesotróficas, e a porção inferior, influenciada pelos efluentes antrópicos, apresentou as menores razões NT:PT e condições eutróficas. Oliveira (2011) também registrou elevadas razões NT:PT nas estações amostrais localizadas na porção superior da lagoa Juara e menores razões NT:PT naquelas influenciadas pelos efluentes de esgotamento sanitário. Menores razões NT:PT também foram registradas por Petrucio & Furtado (1998) na estação amostral influenciada por um canal de esgoto na lagoa Imboassica.

Com relação às concentrações de nutrientes inorgânicos dissolvidos requeridos pelas algas (REYNOLDS, 2006), as estações E1, E2 e E3 apresentaram limitação por fósforo solúvel reativo (PSR) em aproximadamente 40 % das amostragens, sendo que a estação E2 apresentou colimitação por nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) e PSR nas amostragens dos dias 31/07 e 21/08. Já as estações E4 e E5 não apresentaram limitação com relação aos nutrientes inorgânicos dissolvidos. Neste sentido, os baixos valores da razão NT:PT registradas para as E4 e E5, possivelmente são decorrentes de um excesso de fósforo e não de uma eventual carência de nitrogênio, isto por que as concentrações de nutrientes inorgânicos dissolvidos foram sempre acima dos limites requeridos pelas algas.

Por sua vez, a razão NT:PT apresentou correlação significativa negativa com as variáveis clorofila *a*, P-PO_4^{3-} e PT e correlação significativa positiva N-NO_3^- e profundidade do disco de Secchi. Deste modo, a diminuição da razão NT:PT está mais relacionada à um aumento na concentração de PT do que à uma diminuição na concentração de NT, além do fato de que maiores razões NT:PT estão associadas à menores concentrações de clorofila *a* e, por sua vez, menores o incremento de clorofila *a* é inversamente associado à transparência da coluna d'água. McCauley & Downing (1991) demonstraram que a biomassa fitoplanctônica se correlacionou mais significativa e positivamente com as razões NT:PT em altas concentrações de PT.

Em termos de biomassa fitoplanctônica (estimada por meio da concentração de clorofila *a*), a produtividade da lagoa Juara possivelmente está mais relacionada às concentrações de PT. A relação entre log PT e log chl_a, indica que o log PT explica 51 % da variância no log chl_a. Esse valor é maior do que o encontrado por Huszar (2006) para ecossistemas tropicais e subtropicais. Com relação ao NT, o log NT explica somente 34 % da variância no log chl_a, já este valor é similar ao encontrado por Huszar (2006). Entretanto, foi encontrada uma fraca correlação entre log chl_a e log PSR e log NID, com exceção do log N-NH₄ que explicou 50 % da variância no log chl_a.

Com relação aos 3 índices de estado trófico aplicados à lagoa Juara, embora estes possuam limites distintos para classificação, a lagoa Juara apresentou variabilidade espacial, na qual as estações E1, E2 e E3 foram consideradas entre mesotrófica e eutrófica, enquanto as estações E4 e E5 foram consideradas como super e hipereutrófica. Levando-se em consideração o IET médio calculado com base nos três índices, a lagoa Juara não apresentou variabilidade temporal.

Os índices de estado trófico proposto por Burns et al. (2000) e Lamparelli (2004) forneceram resultados similares quando aplicados à lagoa Juara. Para ambos, o índice calculado para clorofila *a* pode ter subestimado a classificação da lagoa. Isto pode ser decorrente de que a concentração de clorofila *a* analisada em laboratório por si só, pode não representar a real situação da produtividade do sistema, dado a alta densidade de cianobactérias na lagoa, cuja biomassa seria melhor estimada pelo pigmento ficocianina. Ao se quantificar a concentração de clorofila *a* em laboratório, tendo em vista que as amostras são filtradas, pode-se desprezar espécies que passem pelo filtro, bem como eliminar espécies que possuam picos de emissão de fluorescência diferente do utilizado na metodologia de análise, além do fato de que diferentes espécies podem apresentar concentrações diferentes de clorofila *a* para a mesma biomassa. Entretanto, o IET médio é compensado pelos elevados valores de IET DS e IET PT.

O índice baseado na transparência parte do princípio de que a diminuição da transparência da coluna d'água está intimamente relacionada à um aumento na produção primária fitoplanctônica, portanto, este índice não é adequado a lagos com elevada turbidez mineral. Para tanto, faz-se necessário verificar a correlação entre

log DS e log chl_a. Para a lagoa Juara, o log DS explica 51 % da variância no log chl_a, e, portanto, as menores transparências registradas estão também associadas à um aumento na concentração de organismos fitoplanctônicos na coluna d'água. Deste modo, o IET DS é adequado para avaliar a trofia da lagoa Juara, diferentemente do que foi constatado por Bezerra-Neto & Pinto-Coelho (2002) para a lagoa do Nado (MG) na qual o log DS explica somente 7% da variância do log chl_a. Entretanto, para todos os índices aplicados, nota-se que o IET DS sempre apresentou valores elevados, o que pode indicar que a transparência da lagoa Juara também pode ser influenciada pela turbidez mineral, seja pela ressuspensão de sedimentos finos ou pela entrada de material particulado por meio dos efluentes. Lamparelli (2004), registrou correlações nas quais 88 % da variabilidade da transparência era explicada pelas concentrações de clorofila *a*.

Em relação ao PT, o uso do IET só produz resultados válidos nos lagos em que o PT é o fator limitante para o crescimento fitoplanctônico (CARLSON, 1977). Tendo em vista que a maioria das estações amostrais, na maior parte das amostragens apresentaram potencial limitação por PT, e dado a forte correlação encontrada para a clorofila *a* e PT na lagoa Juara, cumpre a condição de uso do IET com base no PT para os índices propostos por Toledo-Jr et al. (1984) e Lamparelli (2004). Entretanto, as estações E4 e E5 apresentaram potencial limitação por NT ou colimitação por NT e PT, e embora a correlação entre log NT e log chl_a tenha sido fraca, o índice proposto por Burns et al. (2000) também se apresenta como adequado, uma vez que leva em consideração as concentrações de NT e PT. Contudo, as menores razões NT:PT registradas, estiveram mais associadas à um excesso de PT do que à uma escassez de NT, o que é refletido nos elevados valores de IET PT registrados para os índices de Burns et al. (2000) e Lamparelli (2004).

O índice proposto por Toledo-Jr et al. (1984), mostrou-se o menos adequado para ser aplicado à lagoa Juara, pois tende a subestimar a condição trófica da lagoa. As correlações estabelecidas para este índice enquadram em uma mesma categoria trófica sistemas com valores muito diferentes de fósforo e clorofila *a*, dificultando a interpretação do real estado do corpo d'água avaliado. Além disto, a variável PSR considerada neste índice apresentou correlação muito fraca com clorofila *a*, normalmente, o PSR é rapidamente assimilado pela comunidade fitoplanctônica e, portanto, pouco disponível quando se determina sua concentração na água, o que

pode ser explicado pelas fracas correlações encontradas e pela considerável variabilidade temporal para este índice.

Garcia et al (2007) demonstraram que a amplitude de nível trófico determinado pelo índice de Lamparelli (2004), mostrou uma maior sensibilidade a mudanças desse índice, quando comparado ao IET de Carlson (1977) modificado por Toledo et. al. (1984). Desta forma, os índices propostos por Burns et al. (2000) e Lamparelli (2004) são mais adequados para a interpretação do real estado do sistema, uma vez que os níveis tróficos são agrupados considerando-se uma menor amplitude nas concentrações das variáveis utilizadas. No caso do índice proposto por Toledo-Jr et al. (1984), por exemplo, ecossistemas aquáticos com concentrações médias de clorofila *a* de 11 e 75 $\mu\text{g.L}^{-1}$ são enquadrados dentro da mesma categoria.

De uma forma geral, os resultados correspondentes aos índices calculados com base nas concentrações de fósforo total e nitrogênio total, devem ser considerados como potenciais meios para a ocorrência de eutrofização, pois estes nutrientes atuam como agentes causadores do processo. Por outro lado, o IET *chl a* deve ser considerado como um meio de resposta do ecossistema lacustre ao agente causador, fósforo total e nitrogênio total, indicando de forma adequada o nível de crescimento fitoplanctônico no ecossistema aquático analisado.

A lagoa Juara vem sofrendo nos últimos 15 anos com o crescimento populacional e expansão urbana desprovida de planejamento. No ano de 2000, conforme exposto por Lélis (2010), a lagoa Juara apresentava condição oligo-mesotrófica em quase a totalidade de sua extensão, com exceção da porção final da lagoa, que já nesta época refletia as condições precárias de manejo dos esgotamentos sanitários. Com o passar do tempo, até os dias atuais, observa-se um incremento significativo do índice de estado trófico em toda a sua extensão, e com isto uma alarmante degradação da qualidade de suas águas, inclusive nas áreas menos influenciadas pelo aporte de esgotos domésticos.

8 CONCLUSÕES

A lagoa Juara apresentou-se como tendo uma elevada transparência da coluna d'água na porção superior da lagoa, pH em torno do neutro e alta disponibilidade das formas nitrogenadas, sendo o $N-NH_4$ o principal componente do NID. As variáveis físicas, físico-químicas e hidrobiológicas estudadas, todas, com exceção do $N-NO_2$ e $N-NO_3$, apresentaram diferença significativa entre as estações amostrais, sendo as concentrações significativamente maiores nas estações E4 e E5. Por outro lado, temporalmente, somente as variáveis turbidez, condutividade, pH e $N-NO_3$ apresentaram diferença significativa entre os dias amostrados, sendo que apenas $N-NO_3$ apresentou correlação significativa positiva com distribuição de chuvas.

A lagoa Juara apresentou características morfométricas que evidenciam e alertam para sua natural vulnerabilidade aos processos de eutrofização. A lagoa pode ser considerada como uma um ecossistema costeiro raso, com reduzida profundidade relativa, e susceptível à turbulência da coluna d'água devido ao vento, possibilitando a ressuspensão de sedimentos finos. A orientação do eixo lacustre favorece a atuação dos ventos dos quadrantes SE-NW (predominante durante as amostragens), o que também promove a dispersão do material biótico e abiótico em suspensão por movimento advectivo horizontal das massas d'água em direção à foz da lagoa, constituindo um importante fator potencializador da influência dos aportes alóctones de nutrientes para o incremento do estado trófico da porção inferior da lagoa Juara. Apresentou também um grau mediano de irregularidade das margens, o que sugere a importância de sua região litorânea bem desenvolvida, o que deve ser levando em conta como um possível fator mitigador importante para o aporte de esgoto na lagoa.

Os fatores locais, como o uso da terra e a disposição dos esgotos domésticos, possivelmente exercem maior influência sobre o nutriente limitante e nas características limnológicas da lagoa, a qual pôde ser caracterizada em 2 regiões distintas: a porção superior, influenciada por áreas rurais, apresentou razões NT:PT mais elevadas e condições mesotróficas, enquanto a porção inferior, influenciada pelos efluentes sanitários, apresentou as razões NT:PT mais baixas e condições eutróficas. Neste sentido, os baixos valores da razão NT:PT registradas para as estações E4 e E5, possivelmente são decorrentes de um excesso de fósforo e não

necessariamente de uma eventual carência de nitrogênio, isto por que as concentrações de nutrientes inorgânicos dissolvidos foram sempre acima dos limites requeridos pelo fitoplâncton. Além do fato de que maiores razões NT:PT estão associadas à menores concentrações de clorofila *a* que, por sua vez, são associadas à maior transparência da coluna d'água.

Com relação aos três índices de estado trófico aplicados à lagoa Juara, muito embora os índices tenham limites distintos para classificação do estado trófico, a lagoa Juara apresentou variabilidade espacial com incremento do nível trófico de montante para jusante. As estações E1, E2 e E3 foram classificadas entre mesotrófica e eutrófica, enquanto as estações E4 e E5 foram consideradas como super e hipereutrófica. Levando-se em consideração o IET médio calculado para cada índice, a lagoa Juara não apresentou variabilidade temporal.

Os índices propostos por Burns et *al.* (2000) e Lamparelli (2004), apresentaram resultados similares quanto ao enquadramento do estado trófico da lagoa e mostraram-se mais adequados do que o índice proposto por Toledo-Jr et *al.* (1984), uma vez que esse último tende a subestimar a condição trófica da lagoa.

A lagoa Juara apresenta notadamente variabilidade espacial com relação às condições tróficas, variabilidade espacial esta que possivelmente reflete as condições precárias de manejo dos esgotamentos sanitários e crescimento urbano desprovido de planejamento na bacia hidrográfica, além da vulnerabilidade natural para potencialização dos impactos causados pelos efluentes de esgotos domésticos, com relação à degradação da qualidade de suas águas, inclusive nas áreas que recebem menos influências dos mesmos.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELL, J. A.; ÖZKUNDAKCI, D.; HAMILTON, D. P.; MILLER, S. D. Relationships between land use and nitrogen and phosphorus in New Zealand lakes. *Marine and Freshwater Research* 62(2): 162-175. 2011.
- ALBINO, J. Processos de sedimentação atual e morfodinâmica das Praias de Bicanga a Povoação, ES. *Tese (Doutorado)*. Programa de Pós-graduação em Geologia Sedimentar. Instituto de Geociências USP. 1999.
- ALMEIDA, S. Z.; FERNANDES, V. O. Periphytic algal biomass in two distinct regions of a tropical coastal lake. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24(3):244-254. 2012.
- ALVES, H. Z. C. *Análise espacial dos parâmetros limnológicos de uma lagoa costeira, lagoa Juara (Serra, ES)*. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Oceanografia) - Universidade Federal do Espírito Santo, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Espírito Santo. 2009.
- APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Ed by American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. United Book Press, Baltimore, MD. 21st Edition. 2005.
- ARBUCKLE, K.; DOWNING, J. The influence of watershed land use on lake N: P in a predominantly agricultural landscape. *Limnology and Oceanography* 46(4): 970-975. 2001.
- ATTAYDE, J. L. *Limnologia da lagoa de Carapebus e a estrutura de sua comunidade zooplanctônica*. Dissertação de Mestrado, PPGE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 92p. 1996.
- BARBOSA, F. A. R. *Why a Brazilian Program on conservation and management of aquatic ecosystems?* In: Workshop: Brazilian programme on conservation and management of Inland Waters, F. A. R. Barbosa (ed), Fundação Biodiversidade/Sociedade Brasileira de Limnologia, Belo Horizonte, 13-18. 1994.
- BARBOSA, L. G.; BARBOSA, F. A. R.; BICUDO, C. E. M. Inter-annual chemical stratification in Brazilian natural lakes: meromixis and hypolimnetic memory. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24(2):127-139, 2012.
- BARROSO, G. F.; DIAS Jr., C.; GÜNTZEL, A. Preliminary assessment eutrophication potential of sewage effluents of four wastewater treatment plants in Espírito Santo State (Brazil). *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie* 26: 666-670. 1997.
- BARROSO, G. F.; LITTLEPAGE, J. *Protocolo para análise de clorofila-a e feopigmentos pelo método fluorimétrico (Fluorímetro TD-700)*. Programa Brasileiro de Intercâmbio em Maricultura (BMPL) e Programa de Monitoramento Ambiental. Vitória, 1998.

- BARROSO, G. F.; GARCIA, F. da C.; GONÇALVES, M. A.; MARTINS, F. C. de O; VENTURINI, J. C., et al. Estudos integrados no sistema lacustre do baixo rio Doce (Espírito Santo). In: I Seminário Nacional de Gestão Sustentável de Ecossistemas Aquáticos: Complexidade, Interatividade e Ecodesenvolvimento, Arraial do Cabo, COPPE/UFRJ, 21 a 23 de março. 7p. 2012.
- BARROSO, G. F., GONÇALVES, M. A.; GARCIA, F. C. The morphometry of Lake Palmas, a deep natural lake in Brazil. *PLOS ONE*. 9 (11): e111469. 2014.
- BEZERRA-NETO, J. F.; PINTO-COELHO, R. M. A estrutura térmica, o trabalho do vento e a estabilidade de um reservatório tropical raso: Lagoa do Nado, BH – MG. *BIOS, Cadernos do Departamento de Ciências Biológicas da PUC Minas*, 10(10):19-33, 2002.
- BIRD, E.C.F. Physical Setting and Geomorphology of Coastal Lagoons. In: KJERFVE, B. (Ed.). *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Oceanography Series, v. 60, New York, Elsevier, 1994.
- BORREGO, S. A. Secondary productivity in coastal lagoons. In: KJERFVE, B. (Ed.). *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Oceanography Series, v. 60, Amsterdam, p. 243-286, 1994.
- BRYLINSKY, M.; MANN, K. H. An analysis of factors governing productivity in lakes and reservoirs. *Limnology and Oceanography* 18(1): 1-13. 1973.
- BURNS, N. et al. Protocol for monitoring trophic levels of New Zealand lakes and reservoirs. *Lakes Consulting*. 130p. 2000.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*. 22:361-80, 1977.
- COLE, G. A. *Textbook of Limnology*. 4. ed. Waveland Press, Inc. 412p. 1994.
- DELAZARI-BARROSO, A.; BARROSO, G. F.; HUSZAR, V. L. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. Physical Regimes and Nutrient Limitation Affecting Phytoplankton Growth in a Meso-eutrophic Water Supply Reservoir in Southeastern Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 14:269-278, 2009.
- DOWNIG, J. A.; MCCAULEY, E. The nitrogen: phosphorus relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*, 37(5):936-945, 1992.
- ENGELMAN, R. et al. Introduction: climate, people, fisheries and aquatic ecosystems. In: POLUNIN, N. V. C. (Ed.). *Aquatic ecosystems: trends and global prospects*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 1-18. 2008.
- ESTEVES, F. A. *Fundamentos de limnologia*. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.
- ESTEVES, F. A.; BOZELLI, R. L.; CAMARGO, A. F. M.; ROLAND, F.; THOMAZ, S. M. Variação diária (24 horas) de temperatura, O₂ dissolvido, pH e alcalinidade em duas lagoas costeiras do Estado do Rio de Janeiro e suas implicações no metabolismo destes ecossistemas. *Acta Limnológica Brasiliensia* 2: 99-128. 1988.

- FEE, E. J. A. A relation between lake morphometry and primary productivity and its use in interpreting whole-lake eutrophication experiments. *Limnology and Oceanography*. 24(3):401-416. 1979.
- FEE, E. J. A. A relation between lake morphometry and primary productivity and its use in interpreting whole-lake eutrophication experiments. *Limnology and Oceanography* 24(3): 401-416. 1980.
- FIA, R.; MATOS, A. T.; CORADI, P. C.; PEREIRA-RAMIREZ, O. Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. *Ambi-Agua*, Taubaté, 4(1):132-141, 2008.
- FRAGOSO Jr, C. R.; MARQUES, D. M. L. M.; FERREIRA, T. F.; JANSE, J. H.; VAN NES, E. H. Potential effects of climate change and eutrophication on a large subtropical shallow lake. *Environmental Modelling & Software* 29(11): 1337-1348. 2011.
- GLIBERT, P.M.; ALLEN, J.I.; BOUWMAN, A.F.; BROWN, C.W.; FLYNN, K.J.; LEWITUS, A.J.; MADDEN, C.J. Modeling of HABs and Eutrophication: Status, Advances, *Challenges Journal of Marine Systems* 83:262-275 doi:10.1016/j.marsys.2010.05.004. 2010.
- GOMES, A. M. A.; SAMPAIO, P. L.; FERRÃO-FILHO, L. S.; MAGALHÃES, V. F.; MARINHO, M. M.; OLIVEIRA, A. C. P.; SANTOS, V. B.; DOMINGOS, P.; AZEVEDO, S. M. F. O. Florescimentos de cianobactérias tóxicas em uma lagoa costeira hipereutrificada do Rio de Janeiro/RJ (Brasil) e suas consequências para saúde humana. *Oecologia Brasiliensis* 13(2): 329-345. 2009.
- GÖNENÇ, I. E.; WOLFIN, J. P., Eds. *Coastal lagoons: ecosystem processes and modeling for sustainable use and development*. Boca Raton, CRC Press. 2005.
- HÅKANSON, L. *Lakes: form and function*. Cladwell: The Blackburn Press. 201p. 2004.
- HÅKANSON, L.; EKLUND, J. M. Relationships between chlorophyll, salinity, phosphorus, and nitrogen in lakes and marine areas. *Journal of Coastal Research*, 26(3):412-423, Florida, 2010.
- HECKY, R. E.; CAMPBELL, P.; HENDZEL, L. L. The stoichiometry of carbon, nitrogen and phosphorus in particulate matter of lakes and oceans. *Limnology and Oceanography*. 38(4):709-724, 1993.
- HENRY, R. *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. São Paulo: Fapesp/FundBio, 1999.
- HUSZAR, V. L. M.; CARACO, N. F.; ROLAND, F.; COLE, J. Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? *Biogeochemistry*. 79:239-250. 2006.
- HUTCHINSON, G. E. A treatise on limnology. Volume I: *Geography, physics and chemistry*. New York: John Wiley & Sons, Inc. 1957.
- IBGE. Censo demográfico 2010. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br>>.
- KIRK, J. T. O. *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. 2nd ed. Australia: Cambridge University Press, 524 p. 1994.

- KJERFVE, B. Coastal lagoon processes. *In*: KJERFVE, B. (Ed.). *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Oceanography Series, v. 60, Amsterdam, p. 1-8, 1994.
- KNOPPERS, B. Aquatic primary production. *In*: KJERFVE, B. (Ed.). *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Oceanography Series, v. 60, Amsterdam, p. 221-241, 1994.
- KOSTEN, S.; HUSZAR, V. L. M.; MAZZEO, n.; SCHEFFER, M.; STERBERG, I. S. L.; JEPPSEN, E. Lake and watershed characteristics rather than climate influence nutrient limitation in shallow lakes. *Ecological Applications*. 19(7):1791-1804, 2009.
- LAMPARELLI, M. C. *Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento*. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. 2004.
- LARSSON, U.; ELMGREN, R.; WULFF, F. Eutrophication and the Baltic Sea: causes and consequences. *Ambio*. 14(1):9-14, 1985.
- LÉLLIS, F. S. Aplicação da abordagem DPSIR como estrutura para avaliação da eutrofização e da qualidade da água das lagoas Jacuném e Juara, bacia do rio Jacaraípe (Serra, ES). *Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental)* - Universidade Federal do Espírito Santo, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Espírito Santo. 2010.
- LEWIS, W. M. Jr. Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes Reservoirs Research and Management*. 5(4):35-48, 2000.
- LEWIS, W. M. Jr Causes for the high frequency of nitrogen limitation in tropical lakes. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. 28:210–13. 2000a.
- LOPES-FERREIRA, C. M. *O papel de uma região colonizada por macrófitas aquáticas na depuração de efluentes domésticos na lagoa Imboassica (Macaé, RJ)*. Dissertação de Mestrado, PPGE. Universidade Federal do rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 84p. 1995.
- LOPES, J. M.; GIANI, A. Variação nictemeral da comunidade fitoplanctônica do reservatório de Pampulha (MG) em duas estações do ano. *In*: Congresso Brasileiro de Limnologia, 8, João Pessoa. Anais... João Pessoa, 2001. p. 99. 2001.
- MARCHIORO, E. A incidência de frentes frias no município de Vitória (ES). *Acta Geográfica*, Boa vista, Ed. Esp. Climatologia Geográfica, p. 49-60. 2012.
- MARGALEF, R. *Limnologia*. Barcelona, Omega, 1010 p. 1983.
- MARTIN, L.; SUGUIO, K.; FLEXOR, J. M.; ARCHANJO, J. D. Coastal Quaternary formations of the southern part of the state of Espírito Santo (Brazil). *Academia Brasileira de Ciências*. 68(3):389-404. 1996.

- MAZUMDER, A., TAYLOR, W. D. Thermal Structure of Lakes Varying in Size and Water Clarity. *Limnology and Oceanography*. 39(4):968-976. 1994.
- MCCAULEY, E.; DOWNING, J. E. Different effects of phosphorus and nitrogen on chlorophyll concentration in oligotrophic and eutrophic lakes: Reply to Seip. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 48:2552- 2553. 1991.
- MELACK, J. M.; FISHER, T. R. Diel oxygen variation and their ecological implications in Amazon flood-plain lakes. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 98(4):422-442, 1983.
- MILLET, B.; CECCHI, P. Wind-induced hydrodynamic control of the phytoplankton biomass in a lagoon ecosystem. *Limnology and Oceanography*. 37(1):14-146. 1992.
- NIXON, S.W. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41: 199-219. 1995.
- NURNBERG, G. Trophic state of clear and coloured, soft and hard-water lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lake and Reservoir Management*. 12:432–47. 1996.
- NÜRNBERG, G. Eutrophication and trophic state. *LakeLine* 21(1): 29-33. 2001.
- OLIVEIRA, L. B. Variação espaço-temporal das respostas ecofisiológicas da comunidade fitoplanctônica em uma lagoa costeira tropical com múltiplos usos: Lagoa Juara (Serra, ES). *Dissertação (Pós-Graduação em Biologia Vegetal)* - Universidade Federal do Espírito Santo, 2011.
- PADISÁK, J.; REYNOLDS, C. S. Shallow lakes: the absolute, the relative, the functional and the pragmatic. *Hydrobiologia*. 506-509, p. 1-11. 2003.
- PAERL, H. W. Controlling eutrophication along the freshwater–marine continuum: dual nutrient (N and P) reductions are essential. *Estuaries and Coasts* 32(4): 593-601. 2009.
- PAERL, H. W.; USTACH, J. F. S. Blue-green algae scums: an explanation for their occurrence during freshwater blooms. *Limnology and Oceanography* 27(2): 212-217. 1982.
- PANOSSO, R. F.; ATTAYDE, J. L.; MUEHE, D. Morfometria das lagoas Imboassica, Cabiúnas, Comprida e Carapebus: implicações para o seu funcionamento e manejo. In: ESTEVES, F. A. (Ed.). *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, cap. 1, p. 91-108, 1998.
- PETRUCIO, M. M. Caracterização das lagoas Imboassica, Cabiúnas, Comprida e Carapebus a partir da temperatura, salinidade, condutividade, alcalinidade, O₂ dissolvido, pH, transparência e material em suspensão. In: ESTEVES, F. A. (Ed.). *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, p. 109-122, 1998.

- PETRUCIO, M. M.; FURTADO, A. L. S. Concentrações de nitrogênio e fósforo na coluna d'água da Lagoa Imboassica. In: ESTEVES, F. A. (Ed.). *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, p. 123-133, 1998.
- PMS. Serra: Agenda do futuro – 2012/2032. Prefeitura Municipal da Serra, 2012a.
- PMS. Plano municipal de saneamento básico de Serra/ES: Eixo água e esgoto. Prefeitura Municipal da Serra, 2012b.
- RAMIREZ, J. J. Variaciones verticales de temperatura y factores químicos en un ciclo de 24 horas en el Embalse Punchiná, Antioquia – Colombia. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 7:23-34. 1995.
- RAST, W.; HOLLAND, M. Eutrophication of lakes and reservoirs: framework for making management decisions. *Ambio*. 17(1): 2-12, 1988.
- RENZI, M.; SPECCHIULLI, A.; D'ADAMO, R.; FOCARDI, S. E. State of knowledge of the trophic state of worldwide lagoon ecosystems: leading fields and perspectives. In: FRIEDMAN, A. G. (Ed.). *Lagoons: Biology, Management and Environmental Impact*. p. 249-277, 2011.
- REYNOLDS, C.S. *The Ecology of Phytoplankton* (Ecology, Biodiversity and Conservation). Cambridge University Press, Cambridge, 537 p. 2006.
- SAKAMOTO, M. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Archiv Fur Hydrobiologie* 62:1-28, 1966.
- SALAS, H. J.; MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Water Research*, 25:341-350. 1991.
- SCHAFER, A. *Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais*. Porto Alegre: Ed. da Universidade. UFRGS. 532 p. 1985.
- SCHEFFER, M. *Ecology of shallow lakes*. 1ª ed. Population and Community Biology Series, 22. 357p. 1998.
- SCHWARZBOLD, A.; SCHÂFER, A. Genesis and morphology of Rio Grande do Sul (Brazil) costal lakes. *Amzoniana*. 9(1):87–104. 1984.
- SMITH, N. P. Water, salt and heat balances of coastal lagoons. In: KJERFVE, B. (Ed.). *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Oceanography Series, v. 60, Amsterdam, p. 69-101, 1994.
- SMITH, V. H. Cultural eutrophication of inland, estuarine, and coastal waters. In: Pace M.L. and Groffmann P.M. (Eds), *Successes, Limitations and Frontiers in Ecosystem Science*, Springer, New York, p. 7–49. 1998.

- SMITH, V. H.; SAMANTHA, B. J.; ROBERT, W. H. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*. 50:351-355, 2006.
- SPAULDING, M. L. Modeling of circulation and dispersion in coastal lagoons. In: KJERFVE, B. (Ed.). *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Oceanography Series, v. 60, Amsterdam, p. 103-132, 1994.
- STARLING, F. et al. *Definição da capacidade suporte do Reservatório de Furnas para cultivo intensivo de peixes em tanques-rede*. Estudo Técnico-Científico Visando a Delimitação de Parques Aquícolas no Lago da Usina Hidrelétrica de Furnas. Minas Gerais. 62 p. 2005.
- STRASKRABA, M. & TUNDISI, J. G. Gerenciamento da qualidade da água de represas. In: TUNDISI, J. G. ed. *Diretrizes para o gerenciamento de lagos*. São Carlos, ILEC/IEE. v.9, 280p. 2000.
- STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. *A practical handbook of seawater analysis*. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, 310p. 1972.
- TALLING, J. F.; LEMOALLE, J. *Ecological dynamics of tropical inland waters*. Cambridge University Press, Cambridge. 1998.
- TANIGUCHI, G. M.; ROCHA, O., SENNA, P. A. C. A comunidade fitoplanctônica de um lago tropical no sudeste do Brasil (Lago Dom Helvécio, estado de Minas Gerais). *Caderno de Pesquisa Série Biológica Santa Cruz do Sul*, 15(1):29-55, 2000.
- TOLEDO Jr., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: *Anais do 12 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária*. Camboriú, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, Camboriú (SC), 34 p. 1984.
- TUNDISI, J. G. *Água no século XXI. Enfrentando a escassez*. Ed. Rima IIE, 247p. 2003.
- TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 631p. 2008.
- VIGHI, M.; CHIAUDANI, G. A simple method to estimate lake phosphorus concentrations resulting from natural, background, loadings. *Water Research*, 19(8):987-991, 1985.
- VOLLENWEIDER, R. A.; KEREKES, J. The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD Programme on Eutrophication. *Water Technology Program*. 12:5-38. 1980.
- VON SPERLING, E. *Influência do parâmetro profundidade relativa na qualidade da água de lagos e represas*. Foz do Iguaçu: Associação Brasileira de Engenharia sanitária e ambiental. p. 2160 – 2163. 1997.
- VON SPERLING, E. *Morfologia de lagos e represas*. Belo Horizonte: Ed. Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, 137p. 1999.

VON SPERLING, E. *Gerenciamento de reservatórios de abastecimento de água: influência de fatores físicos na determinação do grau de trofia*. In Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, p. 1-5. 2000.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. v. 1. 3ª Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, 452p. 2005.

WETZEL, R. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie* 24:6-24. 1990.

YUNES, J. S. Florações de *Microcystis* na lagoa dos Patos e seu estuário: 20 anos de estudos. *Oecologia Brasiliensis* 13(2): 313-318. 2009.

ZAR, J. H. *Bioestatistical analysis*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N. J., 1974.