

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

LARISSA BERTOLDI

AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO DE UM ESTUÁRIO TROPICAL

ARACRUZ

2014

LARISSA BERTOLDI

AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO DE UM ESTUÁRIO TROPICAL

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental como requisito para obtenção do Título de Mestre em Oceanografia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Gilberto Fonseca Barroso

ARACRUZ

2014

LARISSA BERTOLDI

AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO DE UM ESTUÁRIO TROPICAL

Dissertação de Mestrado apresentada ao programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental como requisito para obtenção do Título de Mestre em Oceanografia Ambiental.

Aprovada em de junho de 2014

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Gilberto Fonseca Barroso – Orientador

Universidade Federal do Espírito Santo

Prof(a). Dr(a). Valéria da Silva Quaresma – Examinador Interno

Universidade Federal do Espírito Santo

Prof. Dr. Camilo Dias Junior – Examinador Interno

Universidade Federal do Espírito Santo

*Dedico este trabalho aos meus pais
Gilson e Dirce que sempre se
esforçaram para que eu tivesse sempre
uma ótima formação profissional e
principalmente pessoal, me incentivando
a seguir em frente!*

AGRADECIMENTOS

A Deus, sempre em primeiro, por eu conseguir finalizar mais uma etapa da minha vida. Por sempre me dar força nos momentos de fraqueza e desânimo.

Aos meus pais, Gilson e Dirce. Sei que estão orgulhosos, mas esta conquista não é só minha. Tudo o que sou e tenho é graças a vocês. Obrigado pela confiança depositada em mim. Amo muito vocês!

Ao meu irmão, por sempre se orgulhar de mim. Obrigado pelos momentos de descontração, por toda confiança e carinho!

Ao meu grande amor, Freddy, por ser fundamental em minha vida. Por todo seu amor, incentivo e confiança que me fizeram acreditar e reconhecer o meu potencial. Obrigada, príncipe!

Ao orientador Gilberto que acreditou neste trabalho e na minha capacidade para concluí-lo. Agradeço por todas as sugestões e incentivos. Você participou de maneira fundamental no meu amadurecimento. Obrigada.

Aos professores Valéria da Silva Quaresma e Camilo Dias Junior que compõem a banca, por todas as sugestões e ideias.

Aos grandes amigos Luciano e Eliana, secretários da Pós Graduação, pelos sorrisos, carinho e pela disponibilidade de sempre me ajudar!

A toda infraestrutura cedida pelo LabPetro, à professora Maria de Fátima, Luma e, principalmente, à Flora, pela grande generosidade e ajuda! Muito obrigada, meninas!

Ao grande amigo Geovane, pelas divertidas idas a campo. Muito obrigada!

Ao Projeto Robalo que através da infraestrutura possibilitou a conclusão deste estudo.

As amigas Jacq, Kyssy, Thayana, Geórgia, Lala Marques, Lidi, Lília, Jéssica e Nina, e a todos os integrantes do LimnoLab e da Pós por todas as conversas, ajuda e apoio. Sem vocês este trabalho com certeza estaria muito inferior. Obrigada, vocês foram fundamentais.

A CAPES pela disponibilização da bolsa de estudos.

E a todos que, de alguma maneira fizeram parte desta conquista, meu muito obrigado.

“Tenham coragem. Não tenham medo de sonhar coisas grandes!”

Papa Francisco

RESUMO

O ecossistema estuarino localiza-se na interface continente-oceano, com características hidrodinâmicas, morfológicas, biológicas e sedimentares influenciadas pela descarga de água doce da drenagem da bacia hidrográfica, e por forçantes oceanográficas. O Sistema Estuarino dos rios Piraquê-açu e Piraquê-mirim (SEPAPM) (7,48 km²), localiza-se no Distrito de Santa Cruz (Aracruz, ES), sendo predominantemente encaixado nos vales da Formação Barreiras. O SEPAPM possui grande importância, proporcionando vários bens e serviços para a economia local, além de possuir uma configuração predominantemente natural, sem histórico de dragagem e obras de engenharia significativas. Assim, é necessário investigar suas características para compreender os processos ecológicos visando contribuir para o gerenciamento da zona costeira. Portanto, este trabalho teve como objetivo avaliar o estado trófico do SEPAPM através das variáveis ambientais clorofila *a*, fósforo total (PT), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), porcentagem de oxigênio dissolvido combinados em um Índice Trófico (TRIX). A influência da vazão do rio foi considerada no TRIX. As amostragens foram realizadas em 10 estações amostrais, nos períodos de estiagem e chuvoso de 2012, nas marés de sizígia e quadratura, nas fases de enchente e vazante. Dados pontuais das variáveis foram interpolados em Sistemas de Informações Geográficas (SIG) usando o método Spline. Como resultado, o estado trófico do SEPAPM comportou-se com tendência à classificação eutrófica (TRIX > 6). O SEPAPM apresentou variação espacial significativa de clorofila *a* e salinidade no período chuvoso e porcentagem de oxigênio e salinidade no período de estiagem; variação temporal significativa de fósforo total, nitrogênio inorgânico dissolvido, porcentagem de oxigênio e salinidade. Houve correlação significativa negativa pelo teste de Spearman entre clorofila *a* e salinidade (estiagem e chuvoso), salinidade e PT (estiagem), NID e porcentagem de oxigênio (estiagem), clorofila *a* e a porcentagem de oxigênio (chuvoso), PT e NID (chuvoso) e porcentagem de oxigênio e salinidade. Houve correlação significativa positiva apenas para porcentagem de oxigênio e clorofila *a* no período de estiagem. Assim, este trabalho surge como ferramenta de gestão para o comitê gestor da Região Hidrográfica do Litoral Centro Norte.

Palavras-chave: estuário, estado trófico, vazão.

ABSTRACT

The estuarine ecosystem is located in the interface continent - ocean, with hydrodynamic, morphological, biological and sedimentary characteristics influenced by freshwater discharge from the drainage basin, and oceanographic processes. The Piraquê-açu and Piraquê-Mirim's Estuarine System (SEPAPM) (7,48 km²), located in the district of Santa Cruz (Aracruz, ES), is predominantly situated in the valleys of Formação Barreiras. The SEPAPM has great importance, providing many goods and services to the local economy, as well as having a predominantly natural setting with no history of significant dredging and engineering works. Thus, is necessary to investigate its characteristics understanding the ecological processes to contribute to coastal zone management. Therefore, this study aimed to assess the trophic conditions of SEPAPM through environmental variables chlorophyll a, total phosphorus (TP), dissolved inorganic nitrogen (DIN), percentage of oxygen combined into a Trophic State Index (TRIX). Influence of river discharge were considered on TRIX. Samples were taken at 10 sampling stations in the rainy and dry periods of 2012 and on flood and low tides and on spring and ebb tides. Point data variables were interpolated in Geographic Information System - GIS using the Spline method. As a result, the trophic condition of SEPAPM show eutrophic trends (TRIX > 6). The SEPAPM showed significant spatial variation of chlorophyll a and salinity in the rainy season and percentage of oxygen and salinity in the dry season; Significant temporal variation of total phosphorus, dissolved inorganic nitrogen, oxygen percentage and salinity. There was a negative significant correlation using the Spearman test between chlorophyll a and salinity (dry and rainy), TP and salinity (dry), DIN and percent oxygen (dry), chlorophyll a and oxygen percentage (rainy), TP and DIN (rainy) and percentage of oxygen and salinity (rainy). There was a significant positive correlation only for percentage of oxygen and chlorophyll a in the dry season. This work appears as a management tool for the steering committee of the North Coast Regional Hydrographic Center.

Key Words: *stuary, trophic conditions, flow.*

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Sistema Estuarino dos rios Piraquê-açu e Piraquê-mirim (SEPAPM) (Aracruz/ES), com a localização das estações amostrais. No detalhe a bacia hidrográfica.....	22
Figura 2 - Série histórica de pluviosidade para o Estado do Espírito Santo (1925 – 2013). Acima de 100 mm de precipitação considera-se período chuvoso e abaixo de 50 mm é considerado período de estiagem.....	23
Figura 3 - Amplitude de maré no mês de abril de 2012. Dados do Terminal Portuário de Barra do Riacho.....	25
Figura 4 - Uso da terra na bacia hidrográfica do SEPAPM determinado pela imagem do Landsat 2010, cedida pelo Instituto Jones dos Santos Neves - IJSN (fonte: Laboratório de Limnologia e Planejamento Ambiental, dados não publicados).....	28
Figura 5 - Amplitude de maré no mês de abril de 2012, com destaque para o período de amostragem. Dados do Terminal Portuário de Barra do Riacho....	30
Figura 6 - Amplitude de maré no mês de maio de 2012, com destaque para o período de amostragem. Dados do Terminal Portuário de Barra do Riacho....	31
Figura 7 - Amplitude de maré no mês de julho de 2012, com destaque para o período de amostragem. Dados do Terminal Portuário de Barra do Riacho....	31
Figura 8 - Amplitude de maré no mês de agosto de 2012, com destaque para o período de amostragem. Dados do Terminal Portuário de Barra do Riacho....	32
Figura 9 - Amplitude de maré no mês de novembro de 2012, com destaque para o período de amostragem. Dados do Terminal Portuário de Barra do Riacho.....	32
Figura 10 - Estações pluviométricas com série histórica superior a 25 anos de dados do Estado no Espírito Santo. No detalhe, a bacia hidrográfica do SEPAPM.....	37
Figura 11 - Modelos de pluviosidade para o Estado do Espírito Santo, representando a média anual e média dos meses amostrados (abril, maio, julho, agosto novembro e dezembro).....	42
Figura 12 - Modelos de pluviosidade para a bacia do SEPAPM, representando a média anual e média dos meses amostrados (abril, maio, julho, agosto e novembro).....	44

Figura 13 - Série histórica para as 117 estações pluviométricas do Espírito Santo e para o ano de 2012 para a região do Baixo, Médio e Alto Piraquê-açu. Em destaque os meses amostrados.	45
Figura 14 - Gráfico com as vazões calculadas pelo método de conversão de pluviosidade em vazão (KJERFVE, 1990) para os meses amostrados.	47
Figura 15 - Box plots da concentração de clorofila <i>a</i> para os dois períodos amostrados.....	48
Figura 16 - Box plots da concentração de fósforo total para os dois períodos amostrados.....	50
Figura 17 - Box plots da concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido para os dois períodos amostrados.	50
Figura 18 - Box plots da porcentagem de oxigênio para os dois períodos amostrados.....	51
Figura 19 - Box plots do Índice Trófico TRIX para os dois períodos amostrados. A linha vermelha mostra os valores do TRIX acima de 6.....	52
Figura 20 - Box plots de salinidade para os dois períodos amostrados.	52
Figura 21 - Modelos da distribuição das concentrações médias de clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$) referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.	53
Figura 22 - Box plots das concentrações de clorofila <i>a</i> referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.	54
Figura 23 - Modelos de distribuição das concentrações médias de fósforo ($\mu\text{g/L}$) total referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.....	56
Figura 24 - Box plots das concentrações de fósforo total referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.	56
Figura 25 - Modelos de distribuição da concentração média de nitrogênio inorgânico dissolvido – NID ($\mu\text{g/L}$) referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.	59
Figura 26 - Box plots das concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.	59
Figura 27 - Modelos de distribuição da porcentagem média de oxigênio dissolvido referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso...	62
Figura 28 - Box plots da porcentagem de oxigênio dissolvido referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.	62

Figura 29 - Modelos médios de distribuição do TRIX referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.....	64
Figura 30 - Box plots do TRIX referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.	64
Figura 31 - Modelos de distribuição da salinidade média referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.	65
Figura 32 - Box plots de salinidade referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.	66
Figura 33 - Análise de Componente Principal de temperatura, pH, potencial de oxi-redução (ORP), porcentagem de oxigênio dissolvido, salinidade, clorofila a, fósforo total, amônia, nitrato, NID, TRIX e vazão.	71
Figura 34 - Gráfico representando a faixa linear dinâmica para as amostras de nitrato.	88

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Porcentagem de uso da terra na bacia hidrográfica do SEPAPM, calculadas através da imagem do Landsat 2010, cedida pelo Instituto Jones dos Santos Neves - IJNS (fonte: Laboratório de Limnologia e Planejamento Ambiental, dados não publicados).	27
Tabela 2 - Cronograma de amostragem.	30
Tabela 3 - Fator de correção do efeito salino (BAUMGARTEN, ROCHA & NIENCHESKI 1996).	34
Tabela 4 - Vazões calculadas pelo método de conversão de chuva em vazão (KJERFVE, 1990).	46
Tabela 5 - Estatística descritiva para todas as variáveis do TRIX considerando os dois períodos analisados.	48
Tabela 6 - Estatística descritiva para todas as variáveis do TRIX no período de estiagem.	48
Tabela 7 - Estatística descritiva para todas as variáveis do TRIX no período chuvoso.	49
Tabela 8 - Teste de correlação de Spearman para as amostragens do período de estiagem.	67
Tabela 9 - Teste de correlação de Spearman para as amostragens do período chuvoso.	69
Tabela 10 - Contribuição dos eixos fatoriais na ACP.	69
Tabela 11 - Contribuição dos eixos das variáveis físico-químicas e das variáveis do TRIX na ACP.	70
Tabela 12 - Relação com as 117 estações pluviométricas do Espírito Santo utilizadas nesse estudo.	84
Tabela 13 - Limite de Detecção (LD) e Limite de Quantificação (LQ) para nitrito e nitrato.	87
Tabela 14 - Avaliação da precisão do método de Cl.	89

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.1	O ECOSSISTEMA ESTUARINO.....	14
1.2	ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (TRIX).....	18
2	JUSTIFICATIVA	20
3	OBJETIVOS	21
3.1	OBJETIVO GERAL	21
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
4	ÁREA DE ESTUDO	22
4.1	ASPECTOS CLIMÁTICOS.....	23
4.2	ASPECTOS GEOLÓGICOS E GEOMORFOLÓGICOS.....	24
4.3	ASPECTOS OCEANOGRÁFICOS.....	25
4.4	COBERTURA VEGETAL	26
5	MATERIAIS E MÉTODOS	29
5.1	PLANO DE AMOSTRAGEM	29
5.2	DETERMINAÇÃO DO PERÍODO AMOSTRAL.....	30
5.3	ANÁLISES LABORATORIAIS.....	33
5.3.1	Fósforo Total.....	33
5.3.2	Nitrogênio Inorgânico Dissolvido	34
5.3.3	Clorofila <i>a</i>	35
5.4	ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO – TRIX	35
5.5	VAZÃO FLUVIAL	36
5.6	MODELOS DE SUPERFÍCIES CONTÍNUAS	40
5.7	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	40
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
6.1	PLUVIOSIDADE.....	42
6.2	VAZÃO FLUVIAL	46

6.3	VARIAÇÃO ESPACIAL	47
6.4	VARIAÇÃO TEMPORAL	52
6.5	CORRELAÇÃO DOS DADOS.....	66
6.6	ANÁLISE MULTIVARIADA.....	69
7	CONCLUSÃO	72
8	REFERÊNCIAS	73
9	ANEXOS.....	84
	ANEXO 1	84
	ANEXO 2	87

1 INTRODUÇÃO

1.1 O ECOSISTEMA ESTUARINO

Ainda há um debate sobre a definição do ecossistema estuarino, bem como sua delimitação espacial, pois ambos dependem, basicamente, de fatores geomorfológicos e hidrodinâmicos. Além disso, as condições usadas para definir esse sistema são, principalmente, a presença da maré, a diluição da água do mar a partir de cursos d'água fluvial e o isolamento parcial do corpo d'água (TAGLIAPIETRA, SIGOVINI & GHIRARDINI, 2009). O gradiente halino que se forma nos estuários, consiste no aspecto mais marcante desse sistema, já que a salinidade é um dos principais fatores que definem as características estruturais e funcionais da biota aquática estuarina (TELESH & KHLEBOVICH, 2010). Nesse sentido, o termo “água salobra” ganha um amplo significado, sendo que todas as águas estuarinas com salinidade entre a água salina e a água doce podem ser classificadas de acordo com essa definição (McLUSKY & ELLIOTT, 2007). Da mesma forma, no Brasil a Resolução CONAMA 357/2005 também utiliza essa classificação para águas salobras (águas com salinidade superior a 0,5 ‰ e inferior a 30 ‰). Entretanto, nem todas as águas salobras dizem respeito ao ecossistema estuarino, podendo fazer referência a sistemas como lagoas costeiras, fiordes e rias, por exemplo (TAGLIAPIETRA, SIGOVINI & GHIRARDINI, 2009).

Por isso, existem várias definições para o sistema estuarino (PRITCHARD, 1952; DIONE, 1963; FAIRBRIDGE, 1980; BOYD *et al.*, 1992; DALRYMPLE *et al.*, 1992; PERILLO, 1995; DYER, 1997) as quais consideram diferentes aspectos e cada uma varia com o objetivo de estudo de cada autor. Grande parte destas trata-se de uma modificação da definição anterior.

Uma das definições mais bem aceitas é a de Perillo (1995), que procurou considerar os aspectos físicos, químicos, geológicos e biológicos que caracterizam o estuário, e o definiu como: *“um corpo de água costeira semifechado que se estende até o limite efetivo de influência da maré, no qual a água do mar entra por uma ou mais conexões livres com o oceano aberto ou qualquer outro corpo de água salino costeiro e é mensuravelmente diluída com*

a água doce provinda da drenagem fluvial, podendo conter espécies eurihalinas durante alguma parte ou em todo seu ciclo de vida”.

Os estuários, portanto, constituem sistemas transicionais costeiros caracterizados pela grande variabilidade espacial e temporal de parâmetros físico-químicos e biológicos, tais como **salinidade, composição iônica, temperatura, turbidez, oxigênio dissolvido, pH, potencial redox, nutrientes dissolvidos, matéria orgânica particulada e estrutura da comunidade** (ELLIOTT & McLUSKY, 2002; TAGLIAPIETRA, SIGOVINI & GHIRARDINI, 2009). Segundo Elliott e McLusky (2002), esses ecossistemas apresentam, naturalmente, uma elevada concentração de matéria orgânica particulada, que associada aos elevados gradientes físicos, químicos e biológicos fazem do estuário um sistema paradoxo. Ao mesmo tempo em que os estuários podem fornecer serviços do ecossistema em benefício da sociedade, esses ecossistemas também ajudam a manter a saúde e o equilíbrio dos sistemas costeiros e marinhos adjacentes. Como exemplo, pode-se citar a retenção de contaminantes residuais em seus sedimentos, ao mesmo tempo em que funcionam como áreas de reprodução de peixes marinhos e áreas de alimentação para aves migratórias (ELLIOTT & McLUSKY, 2002).

O aporte de água doce nos estuários é indispensável para o equilíbrio desse ecossistema. Entretanto, o fluxo fluvial tem sido bastante modificado pelas atividades humanas realizadas na bacia hidrográfica, podendo causar impactos negativos para esse ecossistema (GENZ *et al.*, 2008). Esses efeitos negativos estão relacionados, principalmente, ao transporte de compostos tóxicos, poluentes e organismos patogênicos oriundos da drenagem de águas residuais das bacias hidrográficas adjacentes (POWELL *et al.*, 2002). Devido à variedade dos tipos de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica, a qual o estuário está inserido, inúmeros são os impactos negativos que o ecossistema pode estar susceptível. Os principais usos da terra e da água que afetam as bacias hidrográficas e conseqüentemente os sistemas costeiros adjacentes são a ocupação inadequada de áreas ribeirinhas associada à falta de saneamento básico; uso indiscriminado de defensivos agrícolas; falta de planejamento das atividades de agricultura, pecuária, silvicultura e aquicultura; modificações na

hidrologia da bacia hidrográfica, com desvios e represamentos de água doce e dragagens.

As atividades supracitadas, realizadas na bacia hidrográfica, quando não possuem seu devido gerenciamento, lançam seus efluentes e rejeitos nos corpos d'água, sendo transportados, geralmente, até os estuários. Isso leva a um aumento na concentração de nutrientes e matéria orgânica no sistema estuarino, podendo induzir o processo de eutrofização. Além disso, essas atividades alteram o regime de vazão fluvial, podendo causar alterações na hidrodinâmica e nas condições físico-químicas estuarinas, já que uma diminuição do aporte de água doce pode resultar em um aumento da intrusão salina e do tempo de residência dos poluentes no estuário e na diminuição do transporte de sedimentos, podendo ocasionar um desequilíbrio no balanço de sedimentos da zona costeira e erosão das praias adjacentes (ALBER, 2002; OLSEN *et al.*, 2006). Assim, surge o conceito de vazão ecológica, que é definida como aquela que possibilita ao ambiente hídrico manter a integridade dos processos naturais que ocorrem entre o meio físico e o biológico, destacando especialmente a importância nas inter-relações vinculadas às variações do regime hidrológico natural (REIS, 2007). Ou seja, vazão ecológica corresponde à descarga mínima que não compromete a estrutura, o funcionamento e a dinâmica dos ecossistemas aquáticos à jusante do curso d'água. Além disso, outras atividades que também modificam a vazão fluvial são o aumento do consumo da água para abastecimento urbano, irrigação e geração de energia hidrelétrica. Essas e outras práticas antrópicas são alguns dos fatores que ameaçam a qualidade e a disponibilidade de água, tornando-se um grave problema em vários países (McLUSKY & ELLIOTT, 2004).

Portanto, os estuários, da mesma forma que outros ecossistemas costeiros, também estão sujeitos a mudanças por processos naturais e, principalmente, pela interferência antrópica (ELLIOT & McLUSKI, 2002). Essas mudanças podem gerar impactos ambientais e socioeconômicos (McLUSKY e ELLIOT, 2004), principalmente para a população que vive nas proximidades de sistemas estuarinos, pois esta enfrenta constantes conflitos entre o desenvolvimento econômico e pressões para a conservação dos recursos naturais. Vale

salientar ainda que os estuários são alvo de interesse ambiental e socioeconômico, principalmente com relação aos recursos estuarinos e pesqueiros. Esses recursos estão sendo cada vez mais ameaçados pelo crescimento urbano desordenado, ameaçando também populações nativas e ribeirinhas dependentes de atividades voltadas a esse meio (HANAZAKI *et al.*, 2007).

Com o crescente desenvolvimento urbano, o sistema estuarino torna-se cada vez mais frágil e vulnerável, sendo a **eutrofização um dos principais impactos ambientais que o ecossistema está susceptível** (BIANCHI, 2007). A **eutrofização consiste em um aumento na taxa de produção de matéria orgânica, principalmente oriunda do incremento de nitrogênio e fósforo, em um ecossistema aquático** (NIXON, 1995). Essa produtividade, em excesso, resulta em **mudanças quantitativas nas comunidades bióticas aquáticas** (GLIBERT *et al.*, 2010), assim como pode determinar **episódios frequentes de hipoxia ou anoxia nas águas de fundo** (GIOVANARDI & WOLLENVAIDER, 2004). Apesar dos **estuários serem considerados ecossistemas resilientes, se a interferência humana for contínua, torna-se mais difícil a sua recuperação, induzindo a um enriquecimento de nutrientes** (KARYDIS, 2009). Além disso, essa variabilidade pode ter efeitos impactantes, às vezes de natureza irreversível (McLUSKY & ELLIOTT, 2007).

Dentre as principais variáveis ambientais que devem ser analisadas para acompanhar e verificar o processo de eutrofização destacam-se as concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e fitoplâncton, já que esse processo está, frequentemente, associado com a abundância de biomassa fitoplactônica, que é quantificada pela concentração de clorofila *a* (THOMANN & MUELLER, 1987; KENNISH *et al.*, 2007; THORNTON *et al.*, 2013). As concentrações de nitrogênio e fósforo, juntamente com os indicadores de biomassa fitoplanctônica definem o estado trófico de um ecossistema, classificando-o como oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipertrófico (BRICKER; FERREIRA & SIMAS, 2003; PEREIRA, 2006).

O nitrogênio é disponibilizado no ecossistema estuarino por fontes naturais como a lixiviação de rochas e o aporte de detritos orgânicos autóctone ou

autóctones, assim como por atividades antrópicas como a fertilização de vegetais e hortaliças e o desmatamento. Essas atividades têm modificado o ciclo do nitrogênio, aumentando sua disponibilidade no ecossistema. Nos ecossistemas aquáticos, uma maior entrada deste elemento pode produzir acidificação da água, eutrofização, hipoxia ou anoxia e perda da biodiversidade em águas costeiras (RABALAIS, 2000). Já o fósforo é disponibilizado ao ecossistema por meio de ações naturais, como a lixiviação e o intemperismo de rochas fosfáticas, como também através da ação humana, com o aporte de efluentes domésticos, industriais e agrícolas (SMIL, 2000; MAINSTONEA & PARR, 2002).

As consequências desses efeitos negativos em relação aos parâmetros de qualidade da água do estuário são, na maioria das vezes, difíceis de quantificação espacial por causa da variabilidade desses ecossistemas (WHITE *et al.*, 2008). Soma-se a isso o fato de o tempo de residência da água no estuário ser simultaneamente a causa da sua produtividade e da sua fragilidade, podendo ser da ordem de semanas a meses. Por isso, é grande a preocupação com a integridade e o equilíbrio ambiental desses ecossistemas por ser um dos mais vulneráveis do planeta (MIRANDA *et al.*, 2002).

1.2 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (TRIX)

Existem diversas formas de quantificar o estado trófico dos corpos d'água interiores, como por exemplo, com os índices de Uhlmann (UHLMANN, 1979) e de Carlson (CARLSON, 1977). Esses índices são baseados em parâmetros popularmente utilizados na literatura nos estudos de águas doces e salinas, tais como nutrientes, biomassa fitoplanctônica e transparência da coluna d'água. O índice de Uhlmann (que utiliza carbono, nitrogênio e fósforo), por exemplo, é muito genérico para caracterizar as condições tróficas de águas marinhas. Devido à influência do carbono, ainda não é muito claro qual a melhor forma de nitrogênio e fósforo (i.e., inorgânica, orgânica ou total) a ser utilizada para o cálculo do índice (VOLLENWEIDER *et al.*, 1998).

A maioria dos índices tróficos mencionados na literatura (NAUMANN, 1932; ABERG & RODHE, 1942; SAWYER, 1947; ELSTER, 1962; VOLLENWEIDER, 1968; CARLSON, 1977; HILLBRICHT-ILKOWSKA, 1984; SCHRÖDER, 1991) foi desenvolvida em lagos, e, portanto, possuem restrições quanto a sua aplicação em águas marinhas e estuarinas, já que os lagos são limitados em tamanho e volume, e, por isso, relativamente bem definidos. Portanto, esses índices são inadequados para os ambientes marinho e estuarino, pois nessas áreas, podem atuar correntes costeiras, ondas, marés, ressurgência e condições meteorológicas, como ventos mais intensos, que modificam continuamente as condições químicas, físicas e biológicas desses ecossistemas, em uma escala temporal curta (i.e., de dias a semanas).

A fim de se aplicar um índice trófico que fosse representativo para águas costeiras e estuarinas, Vollenweider *et al.*, (1998) utilizou parâmetros que englobassem os principais fatores de produtividade e os fatores nutricionais e que os parâmetros fossem uma medida usual nas pesquisas. Para tanto, esses autores utilizaram clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) e oxigênio dissolvido na água como desvio absoluto da saturação (aD%O), como parâmetros de produtividade e fósforo total ($\mu\text{g/L}$) e nitrogênio total ($\mu\text{g/L}$), como fatores nutricionais. Vale mencionar que os fatores nutricionais são selecionados conforme a disponibilidade do estudo, sendo que uma ordem de prioridade na utilização dos mesmos é: nitrogênio total e fósforo total (1); nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) e fósforo total (2); nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) e fósforo inorgânico dissolvido (FID) (3); nitrogênio total e fósforo inorgânico dissolvido (FID) (4) (VOLLENWEIDER *et al.*, 1998). Neste trabalho foi utilizada a segunda ordem de prioridade (NID e fósforo total).

Dessa forma, o presente trabalho tem como objetivo avaliar o estado trófico do Sistema Estuarino dos rios Piraquê-açu e Piraquê-mirim (Aracruz, ES) a partir das variáveis nitrogênio inorgânico dissolvido, fósforo total, clorofila *a* e porcentagem de oxigênio, com a aplicação do índice trófico supracitado.

2 JUSTIFICATIVA

Em decorrência da crescente urbanização na zona costeira, é de fundamental importância conhecer a dinâmica dos ecossistemas costeiros, assim como gerenciar seu uso e ocupação. A partir disso, tenta-se minimizar e mitigar ao máximo os impactos negativos, provenientes da ação humana, como é o caso da pesca artesanal e esportiva, além das barragens e do lançamento de efluentes domésticos, industriais e agrícolas, muitas vezes *in natura*, nos corpos d'água estuarinos.

O rio Piraquê-açu é o principal tributário do SEPAPM e **recebe esgotos *in natura* dos bairros Santa Luzia e Itaputera**, ambos pertencentes ao município de Aracruz, e **todo esgoto *in natura* da cidade de João Neiva**, 30 km à montante do sistema estuarino. Recebe ainda em sua foz o **lançamento do efluente da Estação de Tratamento de Esgoto - ETE de Coqueiral de Aracruz**, que possui tratamento secundário dos efluentes, servindo as localidades de **Caieiras Velhas, Coqueiral e parte de Santa Cruz**. Além disso, possui a paisagem modificada, devido à conversão de áreas de mata atlântica para usos industriais, agrícolas e de pastagem.

Apesar disso, uma característica marcante é que o SEPAPM não possui histórico de dragagem e obras de engenharia acentuadas, possibilitando, dessa forma, um relativo estado de conservação das águas (JESUS *et al.*, 2008) quando comparado com outros sistemas estuarinos do litoral do Espírito Santo, como o da Baía de Vitória e o de Guarapari (JESUS *et al.*, 2008). A partir disto, surge a necessidade de investigar as características deste sistema estuarino visando compreender os seus processos a fim de determinar seu atual estado trófico, já que com o crescimento urbano acentuado na região, devido, principalmente, à instalação de empreendimentos da atividade petrolífera, pode favorecer o aumento da domesticação da paisagem, a diminuição da qualidade das águas do estuário, assim como afetar a saúde humana. Assim, esse estudo tem por objetivo avaliar o estado trófico do Sistema Estuarino dos rios Piraquê-açu e Piraquê-mirim (Aracruz, ES) a fim de subsidiar diretrizes do gerenciamento costeiro.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o estado trófico do Sistema Estuarino dos rios Piraquê-açu e Piraquê-mirim (Aracruz, ES) utilizando um índice integrado.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Modelar a distribuição espacial das variáveis por meio de interpolação dos dados;
- Estimar a vazão fluvial por meio do método pluviosidade-vazão;
- Aplicar o Índice de Estado Trófico – TRIX integrando as concentrações de clorofila *a*, nitrogênio inorgânico dissolvido, fósforo total e o oxigênio dissolvido como desvio absoluto da saturação no sistema estuarino dos rios Piraquê-açu e Piraquê-mirim;
- Determinar a variação espacial e temporal das variáveis indicadoras do estado trófico;
- Verificar possíveis relações entre as variáveis.

4 ÁREA DE ESTUDO

O Sistema Estuarino dos rios Piraquê-açu e Piraquê-mirim (SEPAPM), com área de 7,48 km², está localizado no município de Aracruz, Espírito Santo (Figura 1). Este município faz parte da Região Norte do Estado, e situa-se no litoral centro-norte. Além disso, limita-se ao norte com o município de Linhares; ao sul com Fundão; a leste com o Oceano Atlântico e a oeste com Ibraçu e João Neiva, distando de Vitória aproximadamente 85 km. O município possui distintas formas de uso da terra, destacando-se a agricultura, pecuária e silvicultura, sendo importante ressaltar a presença da indústria de celulose e o do Terminal Portuário de escoamento da Portocel, além das atividades agrícolas, dentre elas, a horticultura, avicultura e silvicultura.

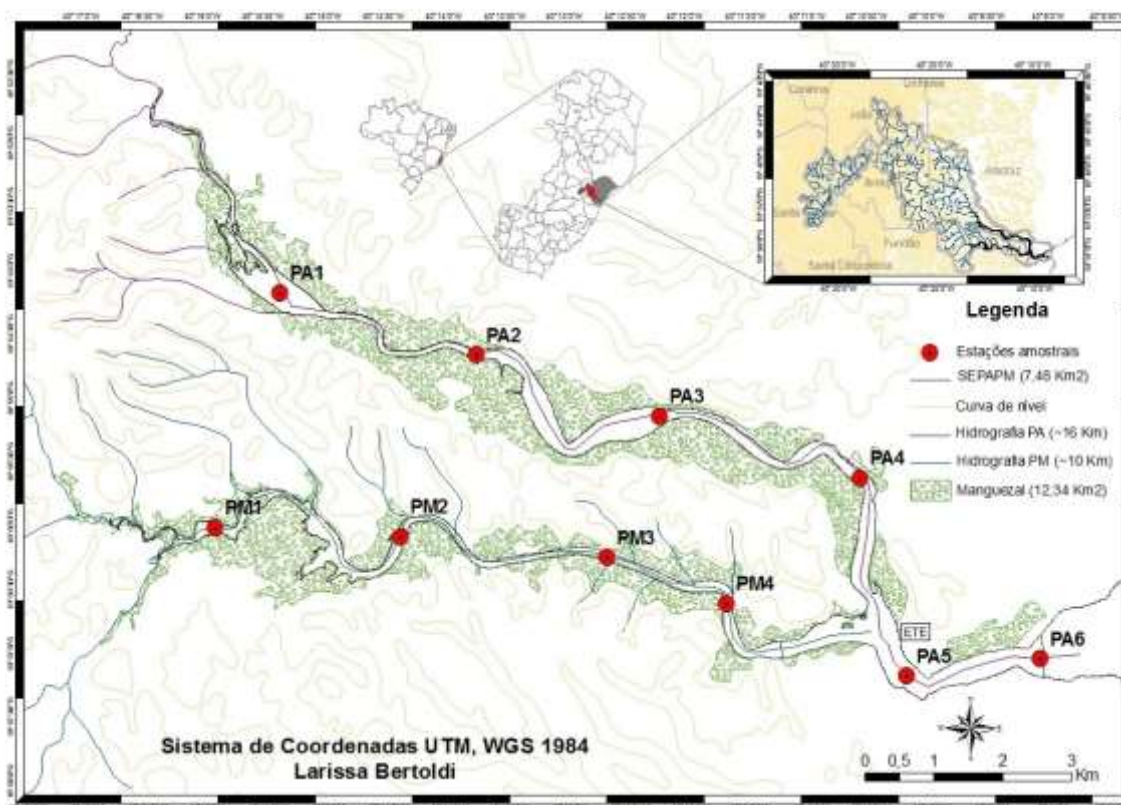


Figura 1 - Sistema Estuarino dos rios Piraquê-açu e Piraquê-mirim (SEPAPM) (Aracruz/ES), com a localização das estações amostrais. No detalhe a bacia hidrográfica.

A área da bacia hidrográfica de todo o sistema estuarino, segundo Barroso *et al.*, (2011), é de 448,11 km². Desse valor, 378,69 km² são referentes à bacia do rio Piraquê-açu (PA), braço norte e com sua cabeceira localizada no município

de Santa Tereza, enquanto 69,42 km² fazem referência à bacia do Piraquê-mirim (PM), braço sul e com sua cabeceira na elevação da Serra do Cavalão. A vazão média anual das duas bacias é de 14,5 m³/s (BARROSO *et al.*, 2011), sendo esta recalculada por Leite (2012) e com novo valor obtido de 16,3 m³/s.

De um total de 14 estuários ao longo do litoral do Espírito Santo, o manguezal que margeia o SEPAPM é um dos mais extensos do Estado, perfazendo, aproximadamente, segundo Barroso (2004), 12,34 km².

4.1 ASPECTOS CLIMÁTICOS

O clima da região é caracterizado como tropical litorâneo. A precipitação é mais frequente entre os meses de outubro a março, enquanto que entre os meses de maio a agosto há o predomínio de um período de estiagem. Acima de 100 mm de precipitação considera-se que o período é chuvoso, ao passo que quando a precipitação é inferior a 50 mm, é considerado período de estiagem. A Figura 2 mostra a série histórica para o Estado do Espírito Santo, considerando todas as estações pluviométricas ativas com, no mínimo, de 25 anos de dados (117 estações pluviométricas).

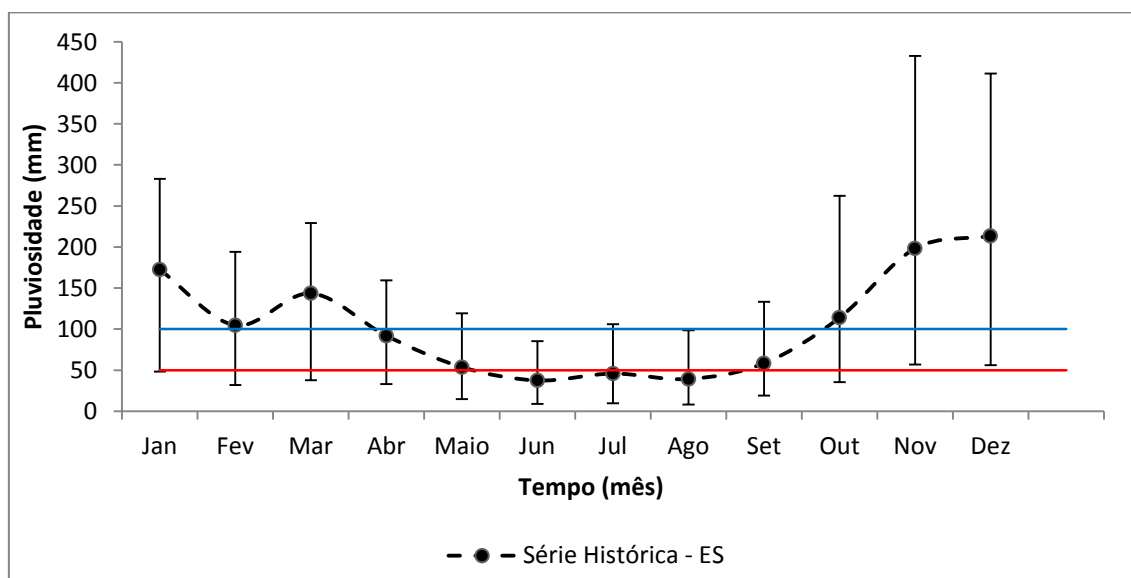


Figura 2 - Série histórica de pluviosidade para o Estado do Espírito Santo (1925 – 2013). Acima de 100 mm de precipitação considera-se período chuvoso e abaixo de 50 mm é considerado período de estiagem.

A partir dos dados das 117 estações pluviométricas do Espírito Santo foi possível calcular o índice pluviométrico médio anual do Estado de 1.272 mm.

A média mensal das temperaturas máximas para o município de Aracruz, segundo dados do Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (INCAPER, acesso em 7 abril 2013), varia de 30,7 a 34,0°C, enquanto a média mensal das temperaturas mínimas oscila entre 11,8°C a 18,0°C, com os meses de julho e agosto registrando as menores médias de temperaturas mínimas, ao passo que os meses de fevereiro e março apresentaram as maiores médias referentes às temperaturas máximas.

Os ventos de maior frequência e maior intensidade na região são, respectivamente, os provenientes dos quadrantes Nordeste e Sudeste. Os primeiros estão associados aos ventos alísios, que circulam durante a maior parte do ano, enquanto que os de Sudeste estão relacionados às frentes frias que chegam periodicamente à costa do estado (ALBINO, 1999).

4.2 ASPECTOS GEOLÓGICOS E GEOMORFOLÓGICOS

A região costeira do Estado do Espírito Santo está localizada no litoral do Brasil Oriental. Essa região é caracterizada por ser uma área de transição entre o relevo de tabuleiros da Formação Barreiras e os afloramentos do embasamento cristalino (MMA, 2008).

O Estado do Espírito Santo apresenta três grandes unidades geológicas: o Embasamento Cristalino Pré-Cambriano, a Formação Terciária da Formação Barreiras e a Planície Costeira Quaternária. Dessa forma, Martin et al., (1996) compartimentaram o litoral do Espírito Santo em 6 diferentes setores. O município de Aracruz está inserido no Setor 3 que se estende de Barra do Riacho até Vitória, apresentando falésias da Formação Barreiras e estreitos pacotes de sedimentos marinhos e/ou fluviais quaternários. O litoral deste trecho é caracterizado por um litoral recortado e dominado pela Formação Barreiras, com uma planície de maré pouco desenvolvida. Há que se levar em consideração a presença das couraças lateríticas, dissipando a energia das ondas e aumentando a proteção do litoral. Entretanto, a erosão não é evitada

devido à inadequada ocupação antrópica na região e pela própria hidrodinâmica do rio.

4.3 ASPECTOS OCEANOGRÁFICOS

As ondas incidentes no litoral do Espírito Santo são formadas por dois sistemas de ventos que há na região; as do quadrante Sul, associadas às frentes frias, mais energéticas, porém, menos frequentes; e as do quadrante Nordeste, mais frequentes e apesar de serem menos energéticas, são importantes, pois possuem capacidade de erosão pela maior frequência (MUEHE, 1996).

As alturas das ondas que atingem o litoral do Estado variam de 0,3 a 2,6 m, com média anual de 1,0 m, sendo as ondas com altura mais significativa as oriundas da passagem de frentes frias (MUEHE, 1996).

Em relação ao regime de marés, este pode ser caracterizado como semidiurno com marés do tipo mista, com ligeiras desigualdades entre as duas baixamares sucessivas e amplitude máxima de 1,8 m, sendo considerada, como micromaré (FONTANA, 2003; BARROSO, 2004). A Figura 3 mostra um exemplo de amplitude de maré, com os dados referentes ao Terminal Portuário de Barra do Riacho (Aracruz/ES).

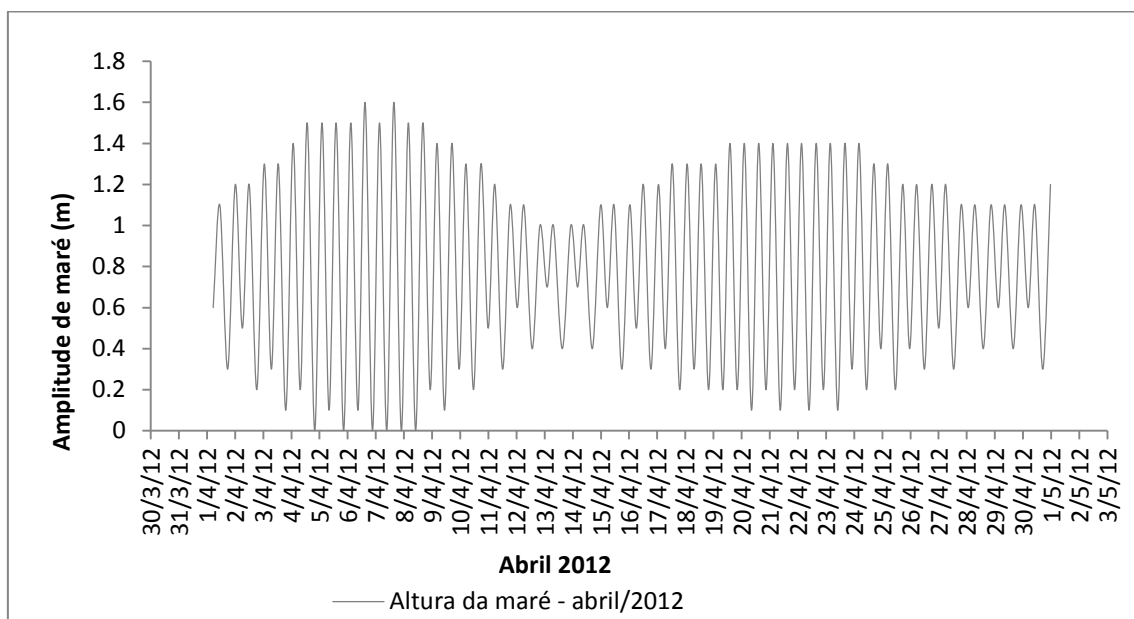


Figura 3 - Amplitude de maré no mês de abril de 2012. Dados do Terminal Portuário de Barra do Riacho.

A profundidade máxima do estuário é de 16,7 m localizada nas proximidades da ponte sobre o rio Piraquê-açu - PA (SILVA, 2012). As correntes mais intensas no SEPAPM são registradas no Piraquê-mirim - PM, com velocidades superiores a 1 m/s, em decorrência do maior estreitamento do canal (NEVES, 2010). Além disso, segundo o mesmo autor, as maiores intensidades tendem a ser registradas durante as marés de sizígia. Vale salientar a importância dessas correntes de maré, já que são a principal fonte de energia para a mistura das águas da drenagem continental com as águas marinhas, ressuspensão e transporte longitudinal de sedimentos (NICHOLS & BIGGS, 1985).

Conforme Leite (2012), o padrão de distribuição halina do SEPAPM é característico de estuários parcialmente misturados, com influência da maré e da descarga fluvial. Além disso, a salinidade apresenta um padrão zonal, com valores mais baixos durante o período chuvoso e mais elevados durante o período de estiagem.

4.4 COBERTURA VEGETAL

A região possuía considerável cobertura de Mata Atlântica densa e em regiões mais baixas, mangue e campos alagados (CALIMAN *et al.*, 1997). Hoje, no entanto, a vegetação original diminuiu consideravelmente devido à crescente atividade de pecuária e também pela presença da indústria de celulose, já que extensas áreas de floresta do município foram utilizadas para o plantio do eucalipto (CUNHA, 2004; CRUZ, 2004; SCHAEFFER, 2005). Portanto, considerando o ano de 2010, dentre os principais usos do solo da bacia hidrográfica do SEPAPM, destaca-se a pastagem, floresta e silvicultura, conforme mostram a Tabela 1 e Figura 4.

Tabela 1 - Porcentagem de uso da terra na bacia hidrográfica do SEPAPM, calculadas através da imagem do Landsat 2010, cedida pelo Instituto Jones dos Santos Neves - IJNS (fonte: Laboratório de Limnologia e Planejamento Ambiental, dados não publicados).

Uso	Piraquê-açu		Uso	Piraquê-mirim	
	Área (km ²)	%		Área (km ²)	%
Afloramento	0,91	0,25	Afloramento	0,47	0,65
Água	1,11	0,30	Água	0,60	0,82
Alagado	0,84	0,23	Cultura	0,91	1,26
Cultura	15,64	4,21	Floresta	20,13	27,84
Floresta	117,77	31,70	Manguezal	7,72	10,67
Manguezal	12,97	3,49	Mineração	0,05	0,06
Mineração	0,05	0,01	Pastagem	29,87	41,30
Pastagem	131,58	35,42	Silvicultura	12,49	17,27
Praia	0,08	0,02	Urbano	0,09	0,13
Silvicultura	82,93	22,33			
Urbano	7,59	2,04			

O SEPAPM possui um sistema de manguezal bem desenvolvido. Enquanto o manguezal do PM adentra 9 km para o continente, o do PA avança 13 km, perfazendo uma das maiores penetrações de maré do Estado do Espírito Santo (PAZOLIN *et al.*, 2007). O manguezal do sistema estuarino supracitado é composto basicamente por espécies de *Rhizophora mangle* (mangue vermelho), *Laguncularia racemosa* (mangue branco) e *Avicennia schaueriana* (mangue preto) (BARROSO, 2004; JESUS *et al.*, 2008).

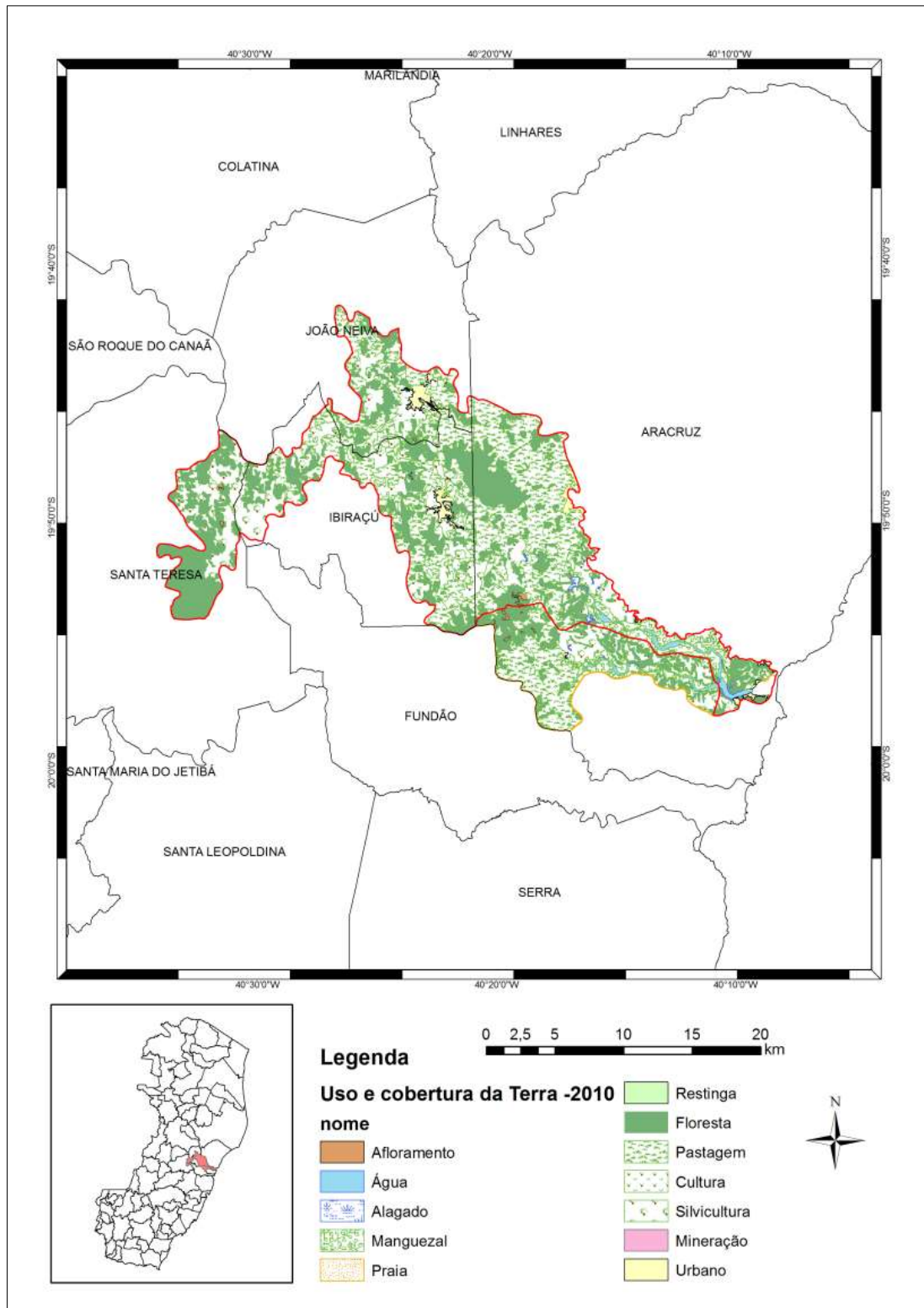


Figura 4 - Uso da terra na bacia hidrográfica do SEPAPM determinado pela imagem do Landsat 2010, cedida pelo Instituto Jones dos Santos Neves - IJSN (fonte: Laboratório de Limnologia e Planejamento Ambiental, dados não publicados).

5 MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 PLANO DE AMOSTRAGEM

Foram estabelecidas 10 estações amostrais ao longo de todo o SEPAPM, sendo quatro pertencentes ao PA, quatro ao PM e duas na confluência dos dois rios (Figura 1). A localização das estações amostrais foi definida a fim de cobrir desde a montante até a jusante do SEPAPM e foram dispostas de maneira alinhada entre os dois rios. Vale salientar ainda que a grade amostral desse estudo está sobreposta às grades amostrais da Dissertação de Mestrado “Variação Espacial e Temporal da salinidade no sistema estuarino do rio Piraquê-açu (Aracruz, ES)”, da aluna Thayana de Alencar Leite e do Projeto Robalo, piscicultura estuarina, sendo este financiado pelo Programa Petrobras Ambiental.

Em cada estação amostral foram coletadas amostras de água de sub-superfície para determinação de fósforo total (PT), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) e clorofila *a*. As amostras de água para a análise dos nutrientes foram congeladas em frascos de polipropileno e posteriormente analisadas em laboratório. Para determinar a concentração de clorofila *a*, as amostras, com volume conhecido, foram filtradas em campo com filtros de fibra de vidro (Whatman 934-AH de 25 mm de diâmetro e 1,2 µm de porosidade) sendo que estes foram armazenados em papel alumínio dentro de frasco escuro contendo sílica gel, seguido de congelamento, para posterior análise laboratorial. Os parâmetros pH, salinidade, porcentagem de saturação de oxigênio (%), temperatura (°C) e Potencial de oxi-redução (ORP) foram medidos *in situ* com o multiparâmetro HORIBA U-50.

Os dados de maré (m) utilizados foram referentes à estação maregráfica do Terminal de Barra do Riacho obtidos a partir do Banco Nacional de Dados Oceanográficos (BNDO) no Centro de Hidrografia da Marinha (CHM), dos quais foram selecionados os horários das marés vazante e enchente para a realização das amostragens.

5.2 DETERMINAÇÃO DO PERÍODO AMOSTRAL

As amostragens foram realizadas nos períodos chuvoso e de estiagem de 2012, ambos compreendendo as marés de sizígia e quadratura, em suas fases de maré enchente e maré vazante. Essa etapa foi realizada através de seis campanhas oceanográficas, conforme mostra a Tabela 2.

Tabela 2 - Cronograma de amostragem.

Data da Amostragem	Período da Maré (Amplitude)
19/04/2012	Sizígia (1,2m)
29/05/2012	Quadratura (0,8m)
03/07/2012	Sizígia (1,4m)
24/08/2012	Quadratura (0,5m)
06/11/2012	Quadratura (0,3m)
30/11/2012	Sizígia (1,3m)

Nas Figuras Figura 5, Figura 6, Figura 7, Figura 8 e Figura 9 é possível observar a amplitude de maré para os meses de abril, maio, julho, agosto e novembro, respectivamente, com destaque para o dia da amostragem.

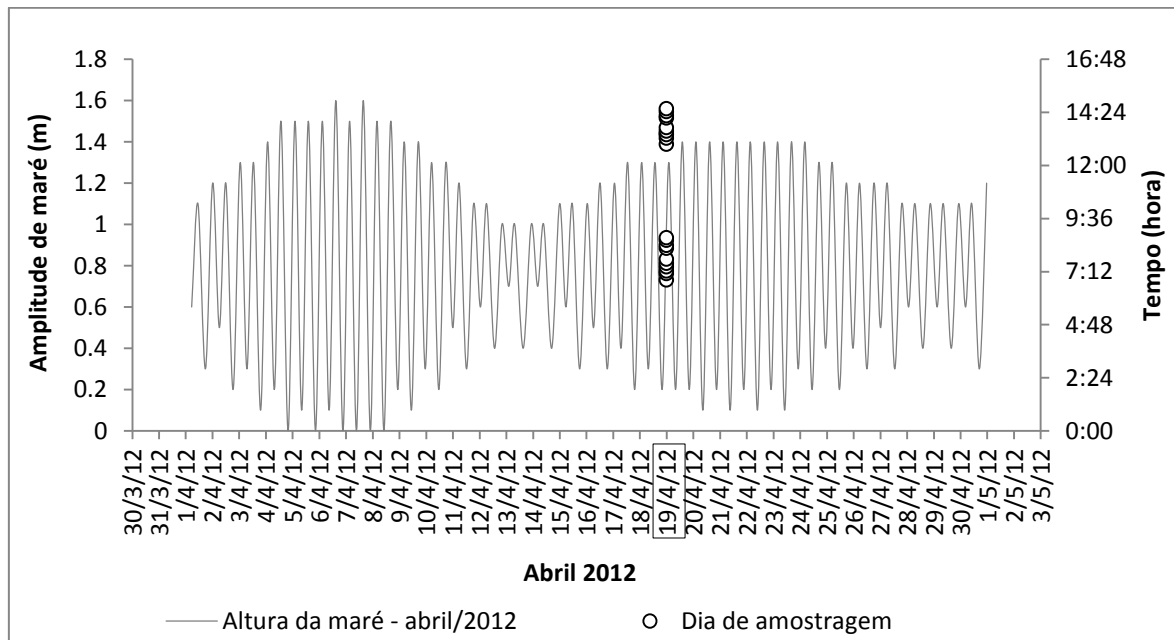


Figura 5 - Amplitude de maré no mês de abril de 2012, com destaque para o período de amostragem. Dados do Terminal Portuário de Barra do Riacho.

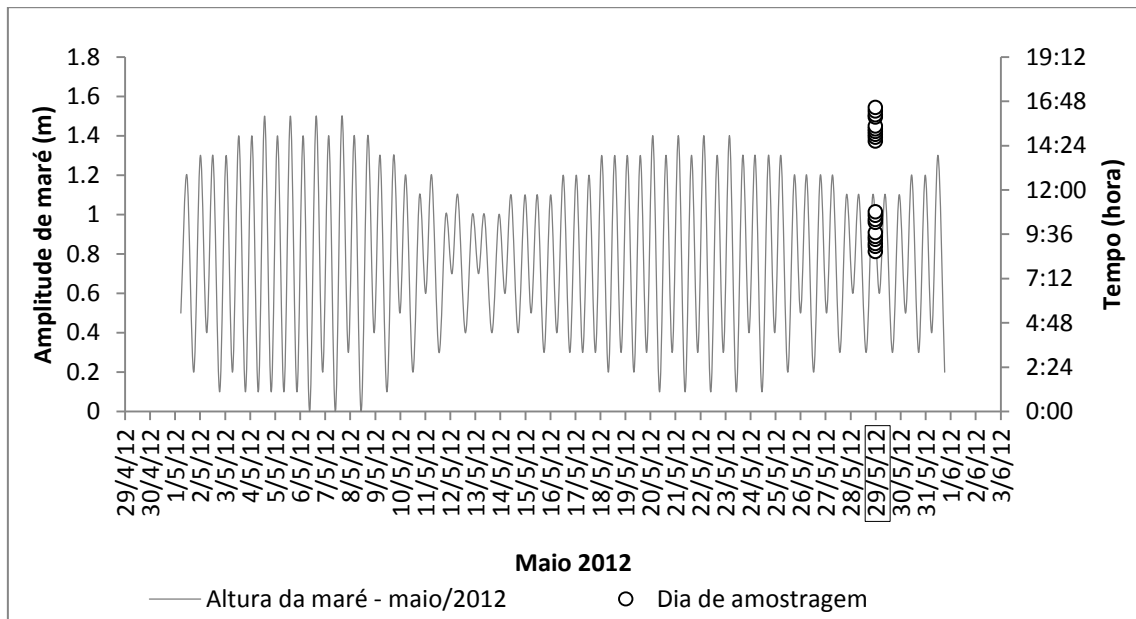


Figura 6 - Amplitude de maré no mês de maio de 2012, com destaque para o período de amostragem. Dados do Terminal Portuário de Barra do Riacho.

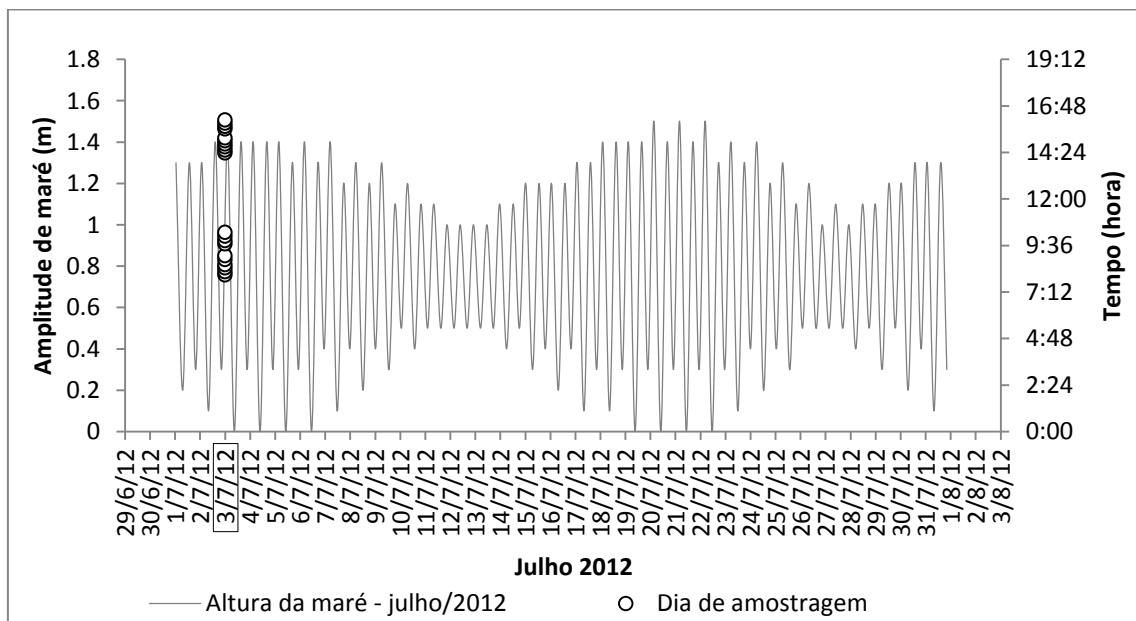


Figura 7 - Amplitude de maré no mês de julho de 2012, com destaque para o período de amostragem. Dados do Terminal Portuário de Barra do Riacho.

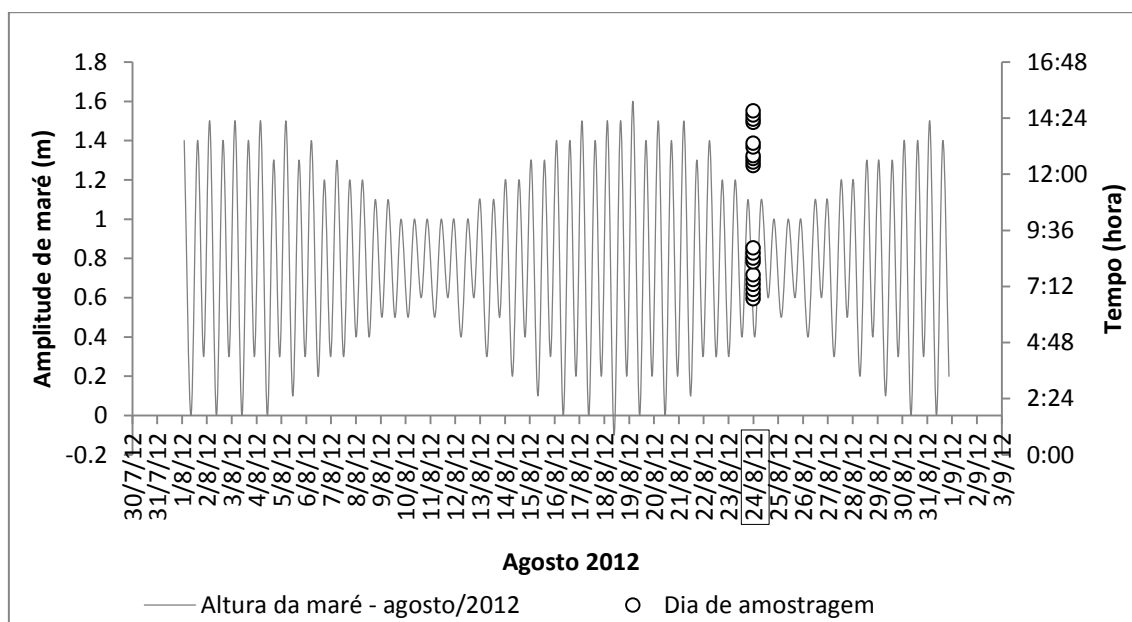


Figura 8 - Amplitude de maré no mês de agosto de 2012, com destaque para o período de amostragem. Dados do Terminal Portuário de Barra do Riacho.

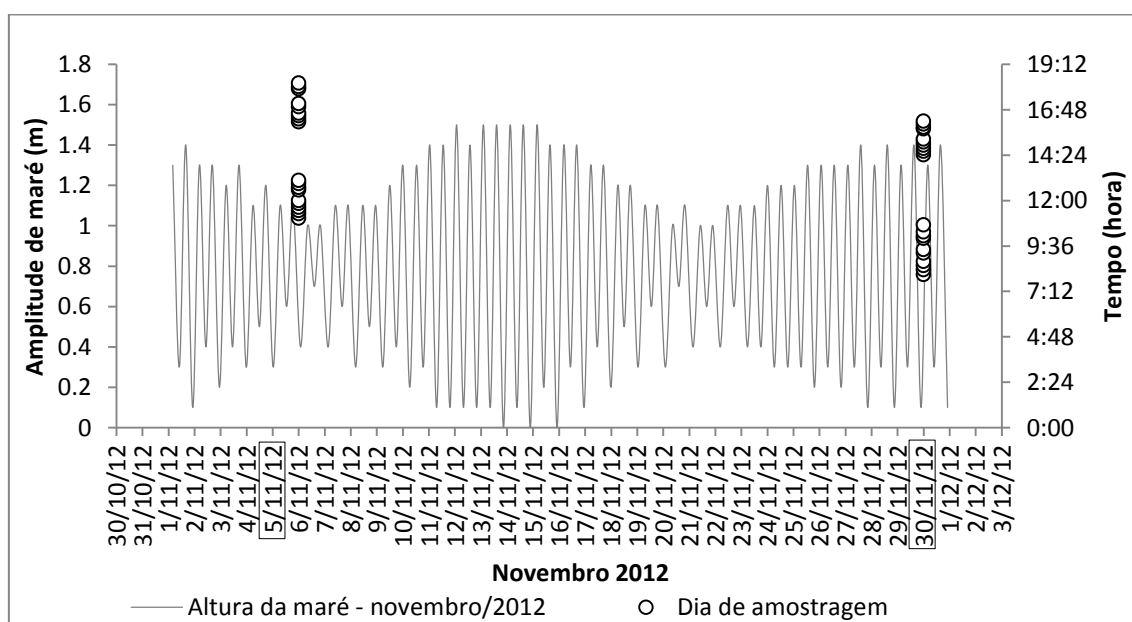


Figura 9 - Amplitude de maré no mês de novembro de 2012, com destaque para o período de amostragem. Dados do Terminal Portuário de Barra do Riacho.

Para a determinação do período amostral foi necessário um pré-levantamento dos dados de pluviosidade de todas as estações pluviométricas do Espírito Santo. De um total de 214 estações pluviométricas para todo o Estado, apenas

165 possuem registros de dados e deste valor, 117 correspondem às estações que possuem uma série histórica com, no mínimo, 25 anos de dados, e, portanto, utilizadas neste trabalho. A lista com a relação das 117 estações pluviométricas utilizadas encontra-se em anexo (Anexo 1).

Os dados de pluviosidade mensal foram obtidos por meio da Agência Nacional de Águas (ANA), através do banco de dados hidrológicos HidroWeb.

Vale salientar ainda que as datas de amostragem também foram pré-selecionadas de acordo com as campanhas amostrais do projeto Robalo, em decorrência da associação dos trabalhos.

5.3 ANÁLISES LABORATORIAIS

5.3.1 Fósforo Total

A determinação das concentrações de fósforo total na água seguiu a metodologia descrita em APHA (2005) adaptada por Carmouze (1994).

As amostras de fósforo total foram digeridas com persulfato de potássio ($K_2S_2O_8$), sob temperatura e pressão. Dessa forma o fósforo orgânico é convertido em fósforo inorgânico para então ser analisado pelo método de determinação do ortofosfato em espectrofotometria (Espectrofotômetro Duplo Feixe, Micronal AJX – 6100 PC) com a reação do ácido ascórbico (CARMOUZE, 1994).

O método de determinação do ortofosfato na água quantifica o fósforo inorgânico dissolvido sob a forma de íon ortofosfato. O íon em contato com o molibdato de amônio sintetiza o complexo fosfomolibdato, o qual sofre redução devido ao ácido ascórbico, sendo que essa reação de redução é catalizada pela presença do tártarato de antimônio de potássio (CARMOUZE, 1994), resultando em coloração azul, com absorvância máxima em 885 nm. Ao final de todo o processo, a concentração foi expressa em $\mu\text{g/L}$.

5.3.2 Nitrogênio Inorgânico Dissolvido

Nitrogênio Inorgânico Dissolvido (NID) consiste no somatório das concentrações dos íons amônio, nitrato e nitrito de uma amostra. A determinação do NID foi realizada por meio de duas técnicas. A primeira consiste na técnica espectrofotométrica, na qual foi analisado o íon amônio e a segunda, a técnica de cromatografia de íons (CI), na qual foram analisadas as concentrações de nitrato e nitrito. Previamente às análises, as amostras foram filtradas, em laboratório, com membrana de acetato de celulose (Syringe Filter), com porosidade de 0,45 µm e diâmetro de 0,47 mm.

Na análise de amônia, também realizada por espectrofotometria (Espectrofotômetro Duplo Feixe, Micronal AJX – 6100 PC), o nitrogênio amoniacal da amostra reage com o hipoclorito de sódio, em pH alcalino, e forma a monocloramina. Esta reage com o fenol e com o nitruprussiato de sódio, na presença de um excesso de hipoclorito de sódio, apresentando a coloração azul, referente à formação do azul de indofenol (absorbância máxima em 630 nm). Para evitar a formação de um precipitado dos íons Ca^{2+} , Ba^{2+} e Mg^{2+} , utiliza-se o citrato trissódico, evitando, dessa forma, a interferência da turbidez, que poderia ser ocasionada pela precipitação dos carbonatos e hidróxidos desses íons (CARMOUZE, 1994).

Como há uma variação na salinidade nas amostras, pois estas são estuarinas, há a necessidade de fazer a correção dessa análise. A salinidade interfere no efeito tampão da água, e diminui o pH da reação de formação do azul de indofenol. Essa modificação precisa ser corrigida com um fator de correção do efeito salino (SEF), conforme mostra a Tabela 3.

Tabela 3 - Fator de correção do efeito salino (BAUMGARTEN, ROCHA & NIENCHESKI 1996).

Salinidade da amostra	0-4	5-9	10-14	15-19	20-24	25-29	30-34	>35
SEF	1	1,03	1,06	1,09	1,14	1,18	1,22	1,3

A determinação do nitrato e do nitrito foi realizada por cromatografia de íons com *loop* de 200 µL, em uma coluna Metrosep A Supp 5 (250/4,0mm) utilizando cloreto de sódio 10 mg/L como eluente e com um detector

espectrofotométrico (UV-Vis) (882 Compact IC plus acoplado com 887 Professional UV/Vis Detector, Metrohm). Ao final de todo o processo, a concentração dos íons foi expressa em µg/L. Limite de detecção do nitrito de 27,95 µg/L e do nitrato de 38,43 µg/L.

Foram realizados quatro testes para validar o método de CI que constam no Anexo 2.

5.3.3 Clorofila a

A análise de clorofila a foi realizada através do método fluorimétrico de Strickland e Parsons (1972) adaptado por Barroso e Littlepage (1998). Os pigmentos presentes na amostra foram extraídos a frio pela imersão do filtro em solução de acetona 90% em um período de 24 horas. Após esse processo, a amostra foi, novamente, filtrada a fim de retirar possíveis fibras do filtro e resíduos celulares; e no fluorímetro Turner Designs TD700, o extrato de clorofila foi excitado a 460 nm e a fluorescência foi medida em 670 nm. O valor da leitura, o volume da amostra filtrada em campo e o volume do extrato foram utilizados para o cálculo da concentração de clorofila a em µg/L.

5.4 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO – TRIX

O Índice de Estado Trófico (TRIX) proposto por Vollenweider *et al.*, (1998), objetiva uniformizar os critérios de classificação do grau de enriquecimento de ecossistemas marinhos e estuarinos e evitar ambiguidades de terminologia. Esse sistema de avaliação é baseado em fatores nutricionais e de produtividade, possui como equação geral:

$$X_c = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{i=n} \left[\frac{(M - L)}{(U - L)} \right]^i$$

A equação é aplicada a um conjunto de n parâmetros, sendo eles: clorofila a, oxigênio como desvio absoluto da saturação, e nitrogênio e fósforo (inorgânicos ou totais). M é o valor medido de cada um dos parâmetros e U e L os limites de

confiança (superior e inferior, respectivamente) de cada parâmetro, determinados como sendo a média $\pm 2,5$ x desvio padrão. Os valores devem ser transformados (aplicando logaritmos) de modo a normalizar a distribuição. Assim, a fórmula pode ser reescrita como:

$$TRIX = \frac{[\log_{10}(Chla * aD\%O * NID * PT) + k]}{m}$$

Os parâmetros $k = 1,5$ e $m = 1,2$ são coeficientes escalares que foram propostos por Giovanardi e Vollenweider (2004), introduzidos para fixar o limite mínimo do índice e a extensão da escala trófica entre 0 e 10.

Os resultados desse índice são classificados segundo a seguinte escala: < 4 ultraoligotrófico (Excelente), 4 - 5 oligotrófico (Bom), 5 - 6 mesotrófico (Ruim), e 6 – 10 eutrófico (Pobre). Com essa avaliação é possível, então, comparar a informação sobre uma gama de estados tróficos, evitando a subjetividade no uso da terminologia tradicional “trófica”.

5.5 VAZÃO FLUVIAL

A vazão fluvial foi calculada através do método de conversão de pluviosidade em vazão proposto por Kjerfve *et al.*, (1996) e Kjerfve *et al.*, (1997). Esse método consiste em três etapas. A primeira etapa consistiu em um pré-levantamento dos dados de pluviosidade de todas as estações pluviométricas do Estado do Espírito Santo que tivessem, no mínimo, 25 anos de dados pluviométricos. No total, foram utilizadas 117 estações pluviométricas, cujos dados foram obtidos através do banco de dados do HidroWeb, pelo site da Agência Nacional de Águas (ANA) (Figura 10).

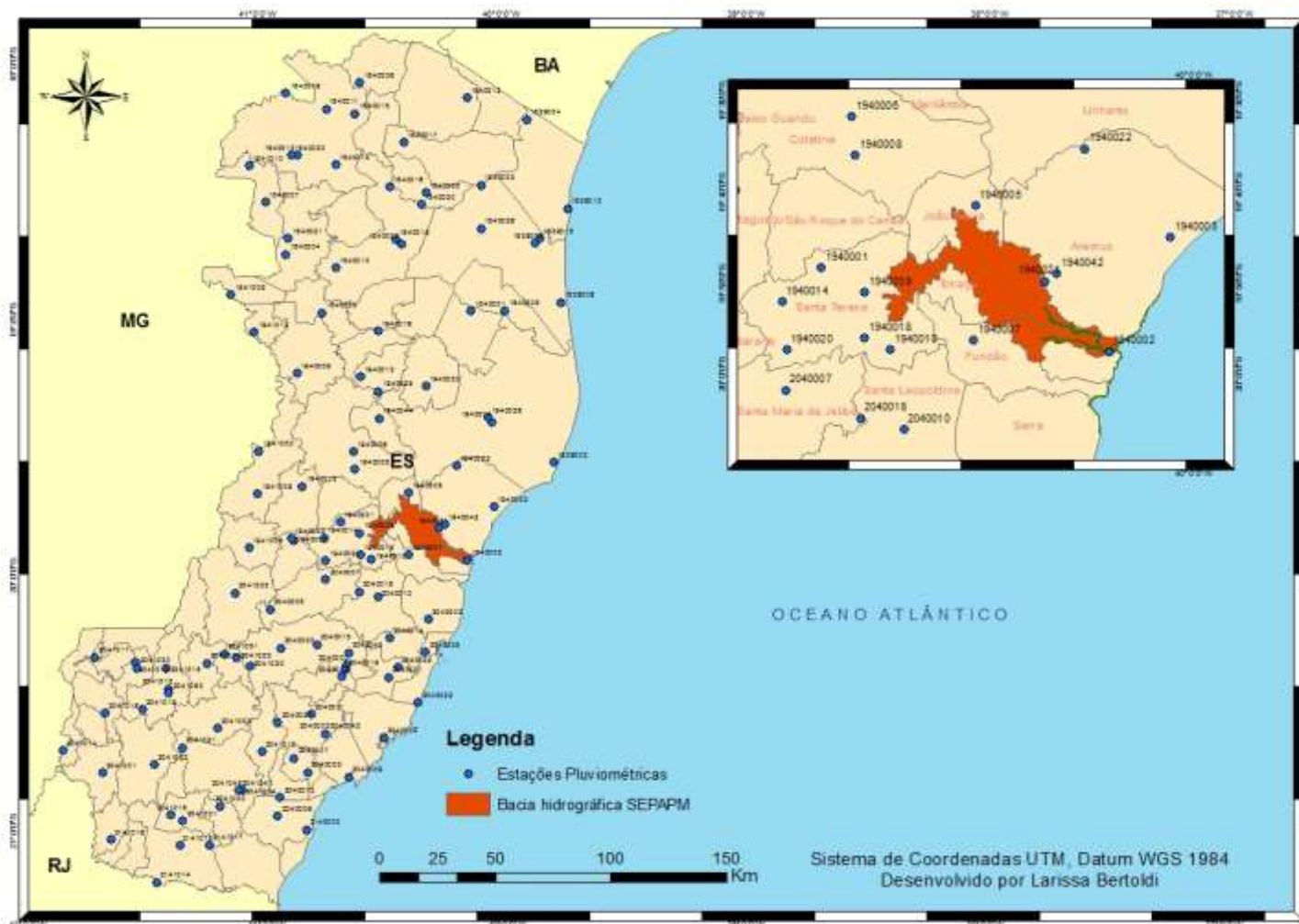


Figura 10 - Estações pluviométricas com série histórica superior a 25 anos de dados do Estado no Espírito Santo. No detalhe, a bacia hidrográfica do SEPAPM.

Na segunda etapa, realizou-se a interpolação dos dados de pluviosidade das 117 estações, gerando modelos de distribuição da pluviosidade (média anual, mês mais chuvoso, mês mais seco e meses correspondentes às amostragens), para a bacia hidrográfica do SEPAPM. A interpolação foi feita por meio de um interpolador global, Splines, no módulo Spatial Analyst, do sistema de informações geográficas ArcGIS 10.2.1 ESRI[®]. Para a interpolação foi utilizado o interpolador Spline regularizado, porque, normalmente, produz superfícies mais suaves do que aquelas criadas com a opção tensor (DIAS, 2005). Além disso, o peso utilizado foi igual a 1,1, pois com a opção regularizado, os valores de entrada para esse parâmetro têm de ser igual ou superior a zero para produzir superfícies mais suaves. Em relação ao número de pontos vizinhos utilizados na interpolação, este foi igual a 35. Quanto maior o valor do número de pontos, mais suave é a superfície do *raster* de saída. Portanto, o valor 35 foi o que mais se aproximou da realidade dos dados. O método de interpolação, além da facilidade na aplicação, utiliza um algoritmo para calcular valores nos locais com ausência de dados. O algoritmo minimiza a curvatura geral da superfície, deixando-a mais suave e ajustando-a sobre os pontos de entrada dos dados (ESRI, 2014).

Essa segunda etapa é baseada no balanço temporal meteorológico e nas características topográficas da região. A topografia é utilizada neste método, já que a média de pluviosidade e evapotranspiração são estimadas por intervalos de cotas altimétricas. Essa quantificação por cota foi realizada em toda a bacia hidrográfica do SEPAPM, sendo esta subdividida em sub-bacia do rio Piraquê-açu e sub-bacia do rio Piraquê-mirim.

Na terceira etapa, a pluviosidade média estimada em cada cota altimétrica foi uma das variáveis utilizadas na aplicação do modelo matemático de conversão de pluviosidade em vazão. Esse cálculo é realizado por meio de relações empíricas do método climático/escoamento superficial (KJERFVE, 1990), que relaciona área da bacia, precipitação, evaporação, temperatura e altitude. Esse método é bastante difundido na literatura, conforme mostram os trabalhos de Kjerfve, (1990); Kjerfve *et al.*, (1996); Kjerfve *et al.*, (1997); Schumann e Pearce, (1997); Restrepo e Kjerfve, (2000); Molisani *et al.*, (2006); Molisani,

Cruz e Maia (2006); Lélis (2010); Lélis e Barroso, (2011); Leite (2012); Sarmenghi (2014). A vazão (Q), em m^3/s , para a bacia hidrográfica do SEPAPM foi obtida de acordo com a seguinte equação:

$$Q = \iint r \frac{\Delta f}{r} \cdot dA$$

Sendo r a precipitação (mm); A a área da sub-bacia (m^2); e $\Delta f/r$ a razão de escoamento adimensional, representando a fração de precipitação convertida em vazão (m^3/s).

A razão de escoamento é obtida pela equação:

$$\frac{\Delta f}{r} = e^{\frac{-E_0}{r}}$$

Sendo, E_0 a evapotranspiração potencial (mm).

O método divide a bacia hidrográfica em classes a cada 100 metros de altitude, para que seja possível realizar o cálculo da evapotranspiração potencial (KJERFVE, 1990). Esse cálculo utiliza uma equação, na qual a temperatura (Kelvin) consiste na única variável, e esta, varia adiabaticamente entre as cotas altimétricas, e diminui $0,97^\circ C$ a cada 100 metros de altitude (KJERFVE *et al.*, 1996). A evapotranspiração potencial é obtida através da equação abaixo:

$$E_0 = 10^9 e^{\frac{-4620}{T}}$$

Os valores de temperatura foram obtidos através de uma interpretação do trabalho de Feitoza *et al.*, (2001). Vale salientar que em seu trabalho, Feitoza *et al.*, (2001) definem as zonas, sub-zonas e províncias das unidades naturais do Estado do Espírito Santo considerando parâmetros como relevo, vegetação, suficiência de água, mapeamento dos solos, disponibilidade de nutrientes, inundação por água doce e influência marinha.

5.6 MODELOS DE SUPERFÍCIES CONTÍNUAS

Para o desenvolvimento dos modelos de superfícies contínuas os dados pontuais foram interpolados por meio do mesmo interpolador global, Splines, no módulo Spatial Analyst do sistema de informações geográficas ArcGIS 10.2.1 ESRI[®].

Foram realizadas interpolações com os resultados de todas as variáveis analisadas (nitrogênio inorgânico dissolvido, fósforo total, clorofila *a* e porcentagem de oxigênio), referentes às médias das amostragens dos períodos chuvoso e de estiagem, ambos compreendendo as marés de sizígia e quadratura, sendo cada tipo de maré contemplada em maré enchente e maré vazante.

5.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Foram utilizados testes estatísticos a fim de analisar o padrão de distribuição espacial e temporal das variáveis fósforo total ($\mu\text{g/L}$), nitrogênio inorgânico dissolvido ($\mu\text{g/L}$), clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) e porcentagem de oxigênio dissolvido na subsuperfície da coluna d'água no SEPAPM.

Para avaliar a variação longitudinal ou espacial dos parâmetros, ou seja, se há variação entre as 10 estações amostrais, foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis (teste H, $p < 0,05$). Para avaliar a variação temporal dos parâmetros, ou seja, se há variação entre os períodos amostrados, utilizou-se o teste de Mann-Whitney (teste U, $p < 0,05$). Em ambos os testes, p representa o nível de significância.

A influência de parâmetros físico-químicos na distribuição das variáveis que compõem o TRIX foi avaliada através de análise estatística multivariada, aplicando a Análise de Componentes Principais - ACP no software MVSP (MultiVariate Statistical Package for Windows) (KOVACH, 2005).

Por meio da ACP as variáveis que compõem o TRIX foram analisadas sobre diferentes condições de descarga fluvial (períodos de estiagem e chuvoso) avaliando a principal componente dessa variação. A ACP consiste em uma análise multivariada, estabelecida em uma matriz vetorial de covariâncias ou de

correlações entre as medidas. Essa análise estabelece que n variáveis em eixos fatoriais perpendiculares se correlacionam e expõem a variação em porcentagem conforme a regra de Jolliffe (1986). Para isso, foi utilizada uma matriz com as seguintes variáveis: pH, salinidade, porcentagem de oxigênio dissolvido (%), temperatura (°C), Potencial de oxi-redução – ORP (mV), clorofila *a* (µg/L), fósforo total (µg/L), nitrato (µg/L), amônia (µg/L), e TRIX, sendo que os dados foram transformados para \log_{10} . Conforme Hair Jr. *et al.*, (2009), foram realizados o ordenamento dos dados e o cálculo de n eixos fatoriais com importância relativa do eixo decrescente em razão da sua contribuição à variância total dos dados.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 PLUVIOSIDADE

A interpolação dos dados de pluviosidade das 117 estações para o Espírito Santo, considerando a média anual e os meses de amostragem (abril, maio, julho, agosto e novembro) (Figura 11), indicou a predominância de precipitações acentuadas na região montanhosa do Estado, mais evidenciado pela região centro sul. Em contrapartida, na região norte, há o predomínio de pouca precipitação, caracterizando, portanto, um clima mais seco.

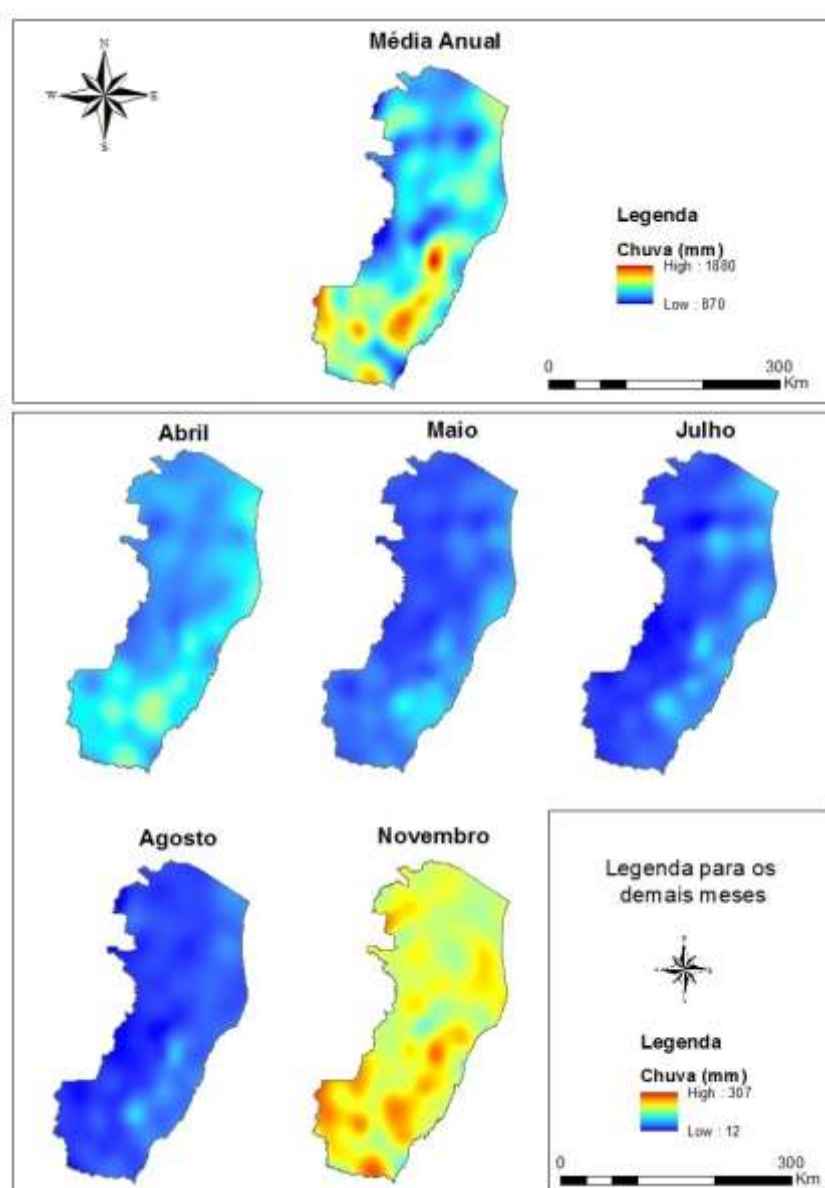


Figura 11 - Modelos de pluviosidade para o Estado do Espírito Santo, representando a média anual e média dos meses amostrados (abril, maio, julho, agosto novembro e dezembro).

De posse dos *rasters* da interpolação dos dados de chuva para o Espírito Santo, foi possível fazer o recorte para a bacia do SEPAPM (Figura 12). Nota-se que os menores índices pluviométricos foram encontrados mais a Leste da bacia, onde a topografia é mais plana e próxima ao nível do mar, ao passo que os maiores índices localizam-se à Oeste da bacia, região com topografia mais acentuada, ultrapassando os 900 m de altitude (Santa Teresa).

Conforme mostra a Figura 13, o período de estiagem, em relação à série histórica, varia entre os meses de maio a agosto (meses com precipitação inferior a 50 mm de chuva). O mês mais seco (junho) registrou pluviosidade média entre 12,76 a 85,36 mm. Em abril a pluviosidade variou de 33,11 a 159,37 mm, em maio variou de 14,62 a 119,34 mm e em julho, variou de 12,27 a 105,90 mm de chuva. Já o período chuvoso (precipitação superior a 100 mm de chuva) compreende os meses de outubro a março. O mês mais chuvoso (dezembro) registrou pluviosidade média de 55,98 a 432,76 mm e o mês de novembro, pluviosidade média de 56,99 a 411,34 mm.

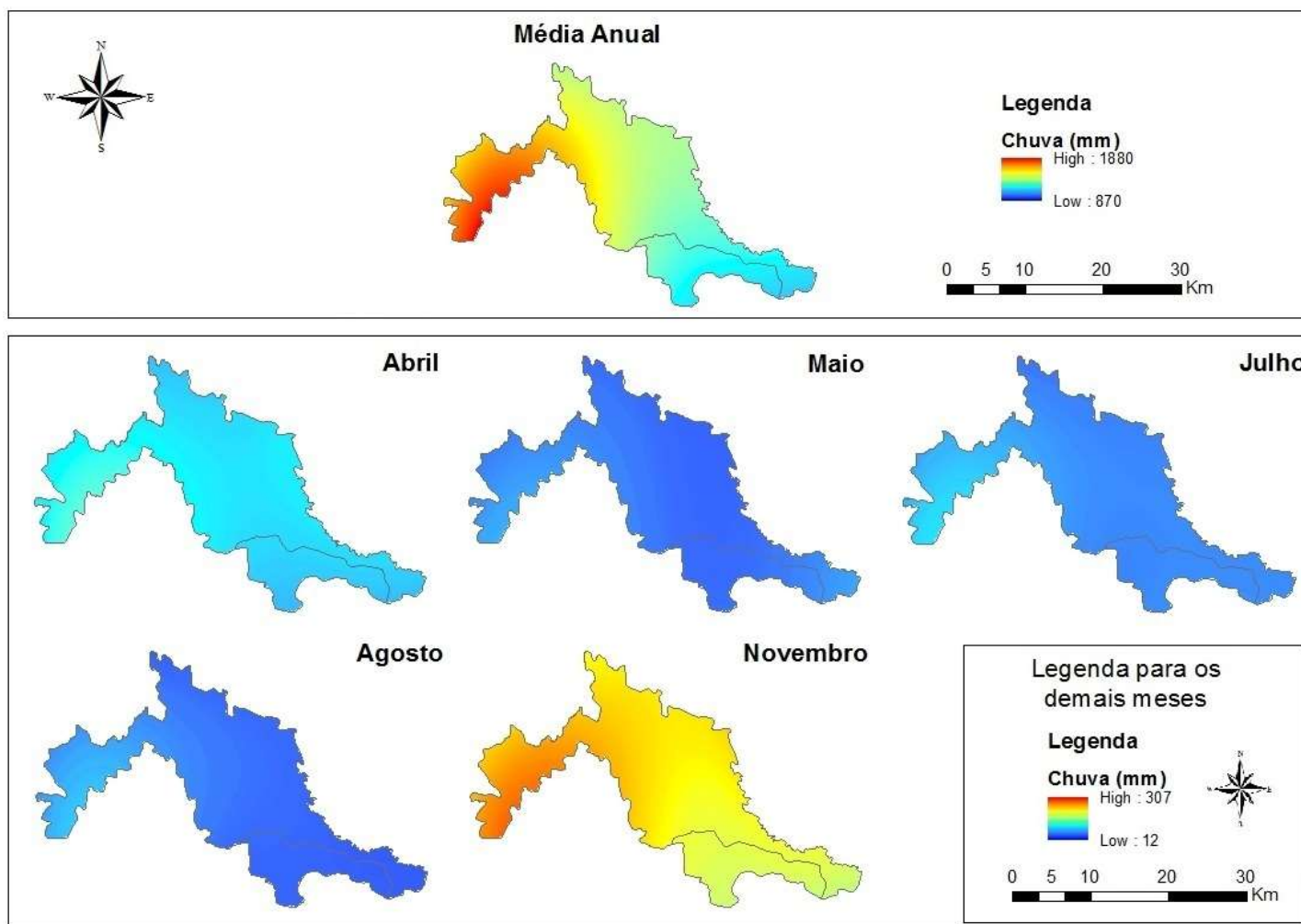


Figura 12 - Modelos de pluviosidade para a bacia do SEPAPM, representando a média anual e média dos meses amostrados (abril, maio, julho, agosto e novembro).

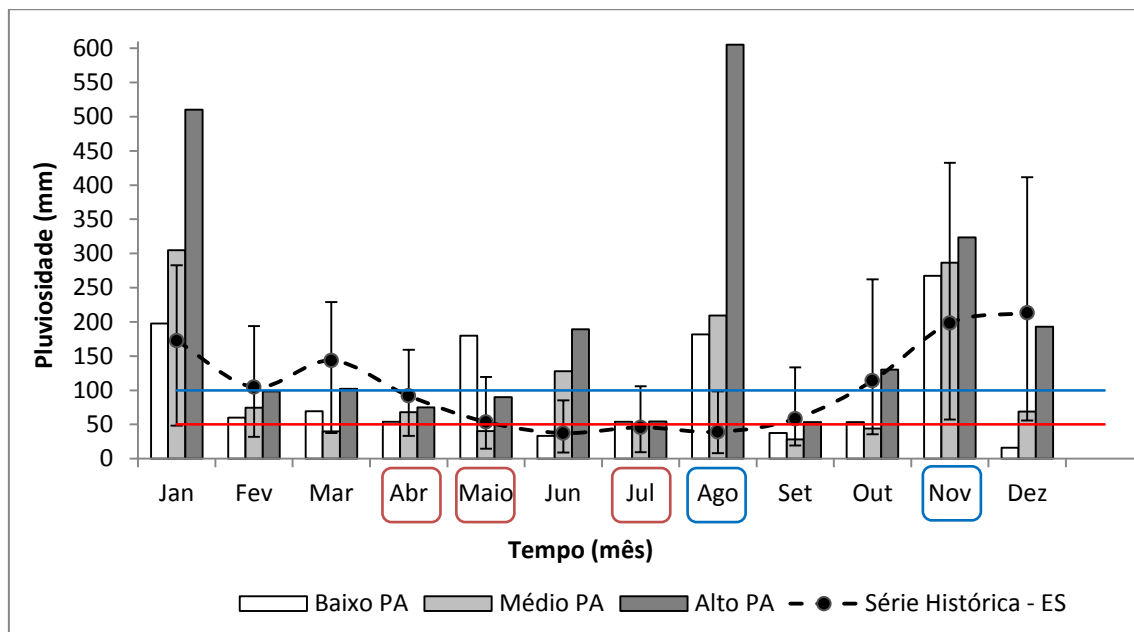


Figura 13 - Série histórica para as 117 estações pluviométricas do Espírito Santo e para o ano de 2012 para a região do Baixo, Médio e Alto Piraquê-açu. Em destaque os meses amostrados.

Vale salientar que o mês de agosto de 2012 foi um mês atípico, conforme mostra a

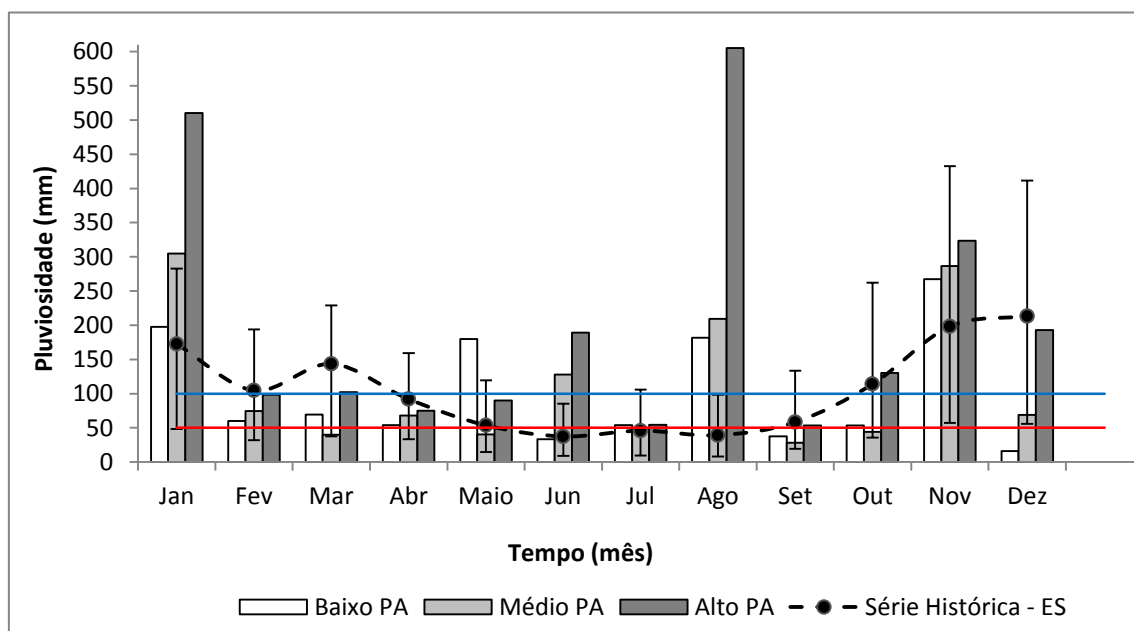


Figura 13, registrando pluviosidade acumulada de 181,7 mm para o Baixo PA (estação pluviométrica de Santa Cruz); 209,1 mm para o Médio PA (estação pluviométrica de Aracruz) e 605,2 mm para o Alto PA (estação pluviométrica de

Valvassunga Velha – Montante, em Santa Teresa). É importante mencionar que nos 15 dias que antecederam a amostragem (24/08/2012) mais de 75% do total acumulado para o Baixo PA (138,1 mm), Médio PA (161,2 mm) e Alto PA (478,1 mm) foram registrados. Assim, a amostragem do mês de agosto de 2012 foi representativa para uma amostragem de período chuvoso e, portanto, analisada sob essa forma.

6.2 VAZÃO FLUVIAL

A vazão fluvial média anual nas duas sub-bacias do SEPAPM (417,69 km²), calculada através do método de conversão de pluviosidade em vazão (KJERFVE, 1990), foi de 17,80 m³/s, sendo que a sub-bacia do rio PA apresentou vazão de 15,40 m³/s (86,51%) e a sub-bacia do rio PM, de 2,40 m³/s (13,49%). Considerando os meses amostrados em toda a bacia, a maior vazão fluvial ocorreu no mês de novembro (1,33 m³/s) e a menor vazão abrange o mês de maio (0,04 m³/s) (Tabela 4 e Figura 14).

Tabela 4 - Vazões calculadas pelo método de conversão de chuva em vazão (KJERFVE, 1990).

	Vazão (m ³ /s)					
	Média anual	Abril	Mai	Julho	Agosto	Novembro
PA	15,4	0,22	0,04	0,08	0,05	1,19
PM	2,4	0,02	0,003	0,001	0,002	0,15
Total	17,8	0,24	0,04	0,08	0,05	1,34

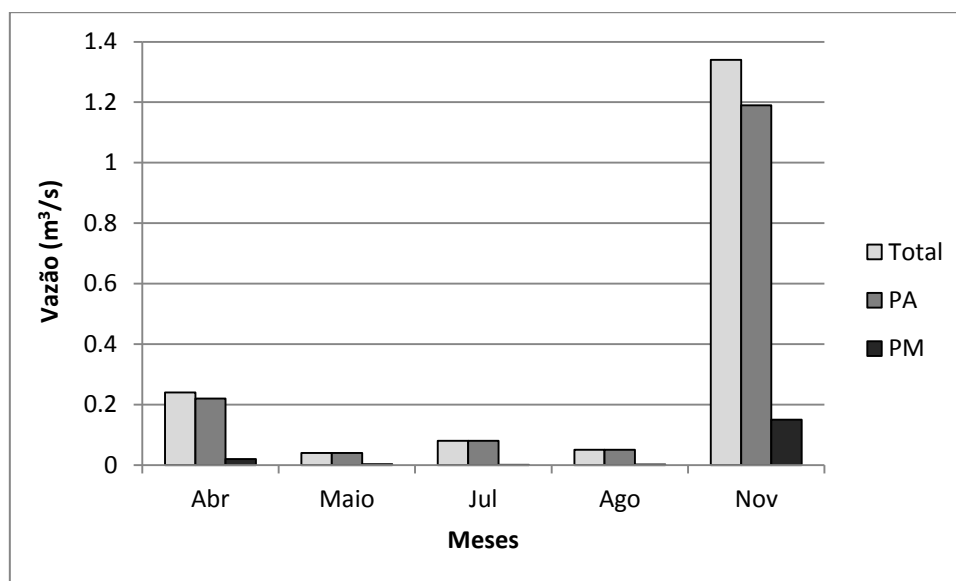


Figura 14 - Gráfico com as vazões calculadas pelo método de conversão de pluviosidade em vazão (KJERFVE, 1990) para os meses amostrados.

As vazões calculadas por Barroso *et al.*, (2011) e Leite (2012) para a bacia do SEPAPM de 14,5 m³/s e 16,3 m³/s, respectivamente, e ambas pelo mesmo método utilizado neste trabalho, foram subestimadas, possivelmente, pela pequena quantidade de estações pluviométricas utilizadas para o cálculo. Como neste trabalho foi utilizada uma maior quantidade de estações pluviométricas, o valor obtido de 17,8 m³/s é mais consistente.

Quanto maior a precipitação, possivelmente, maior é a vazão fluvial. E segundo Alber (2002), variações espaciais de parâmetros ambientais são resultado da circulação estuarina, influenciada, principalmente, pela maré e pela vazão fluvial.

6.3 VARIACÃO ESPACIAL

Não houve variação espacial significativa de clorofila *a* ao longo do eixo longitudinal do sistema estuarino no período de estiagem ($p=0,2508$). Em contrapartida, houve variação espacial significativa para o período chuvoso ($p=0,0025$) (Figura 15).

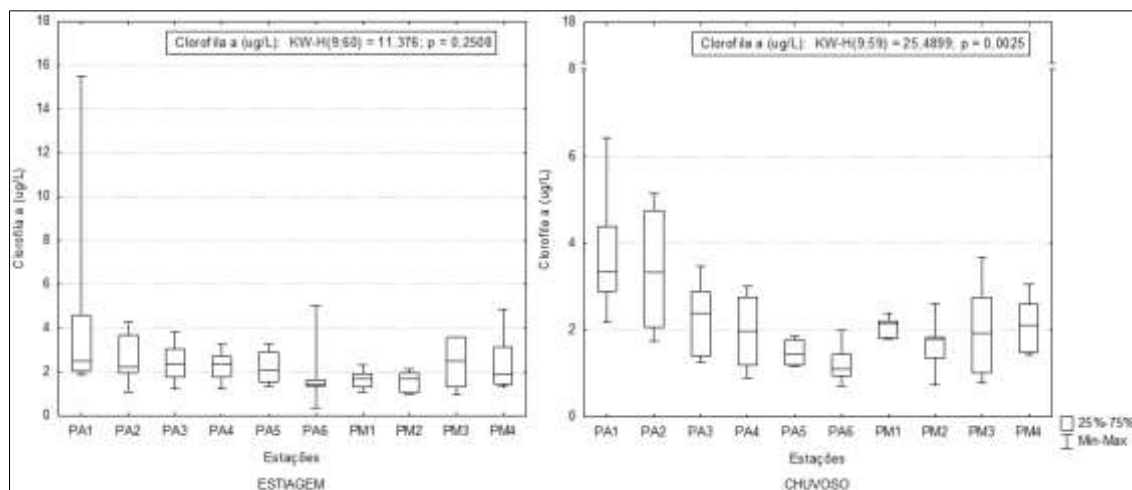


Figura 15 - Box plots da concentração de clorofila a para os dois períodos amostrados.

Durante as amostragens no período de estiagem, a concentração de clorofila a mostrou-se melhor distribuída quando comparada com a amostragem no período chuvoso, salvo a exceção de uma amostragem na estação PA1, com concentração de 15,51 µg/L. Em ambos os períodos, apesar de apenas no período de estiagem a variação ser significativa, a distribuição de clorofila a mostra-se relativamente distribuída, conforme mostram os valores de média e mediana, nas Tabela 5, Tabela 6 e Tabela 7 com a estatística descritiva das variáveis considerando todo o período analisado, o período de estiagem e o período chuvoso, respectivamente.

Tabela 5 - Estatística descritiva para todas as variáveis do TRIX considerando os dois períodos analisados.

	Chla (µg/L)	PT (µg/L)	NID (µg/L)	OD (%)	TRIX	Salinidade
Máximo	15,51	224,75	2080,17	134,00	7,27	37,9
Mínimo	0,34	11,50	172,69	40,00	4,24	2,3
Média	2,32	59,55	674,89	83,36	6,06	26,5
Mediana	1,94	33,92	665,44	82,80	6,17	28,1
Desvio Padrão	0,96	42,91	223,18	14,21	0,47	5,7

Tabela 6 - Estatística descritiva para todas as variáveis do TRIX no período de estiagem.

	Chla ($\mu\text{g/L}$)	PT ($\mu\text{g/L}$)	NID ($\mu\text{g/L}$)	OD (%)	TRIX	Salinidade
Máximo	15,51	84,61	1498,88	134	6,92	37,9
Mínimo	0,34	11,53	232,06	40	4,88	2,3
Média	2,43	29,5	741,32	80,54	6,13	26,6
Mediana	1,95	25,39	766,78	78,8	6,2	28,5
Desvio Padrão	1,07	10,58	201,24	16,19	0,27	5,7

Tabela 7 - Estatística descritiva para todas as variáveis do TRIX no período chuvoso.

	Chla ($\mu\text{g/L}$)	PT ($\mu\text{g/L}$)	NID ($\mu\text{g/L}$)	OD (%)	TRIX	Salinidade
Máximo	6,41	224,75	2080,16	114,6	7,27	37,6
Mínimo	0,7	14,91	172,68	61,1	4,24	5,3
Média	2,2	90,11	607,33	86,22	6	26,3
Mediana	1,93	107,03	561,11	84,5	5,97	27,3
Desvio Padrão	0,84	44,24	207,12	11,82	0,65	5,8

Vale salientar ainda a tendência de concentrações crescentes sentido montante do sistema estuarino, mostrando a influência fluvial na concentração dessa variável. Esses resultados corroboram com os de Parizzi *et al.*, (2010), para o estuário da Baía da Babitonga (SC), em relação aos dois períodos analisados.

Em relação à variável fósforo total, esta não apresentou variação espacial significativa nos dois períodos amostrados ($p=0,1138$ - estiagem e $p=0,9070$ - chuvoso) (Figura 16). É importante mencionar a diferença de concentração entre as estações nos períodos de estiagem e no chuvoso. Enquanto que no período com menor índice pluviométrico as concentrações são baixas, não ultrapassando $85 \mu\text{g/L}$, no período chuvoso as concentrações de fósforo total são maiores, atingindo um máximo de $224,75 \mu\text{g/L}$ (Tabela 6 e Tabela 7). Essa diferença na concentração entre esses dois períodos pode ser explicada pelo maior carreamento de matéria orgânica para o sistema estuarino. Pode-se ainda afirmar que o fósforo total, possivelmente é proveniente da bacia hidrográfica, como já foi encontrado por Bertoldi (2013) para o mesmo sistema estuarino.

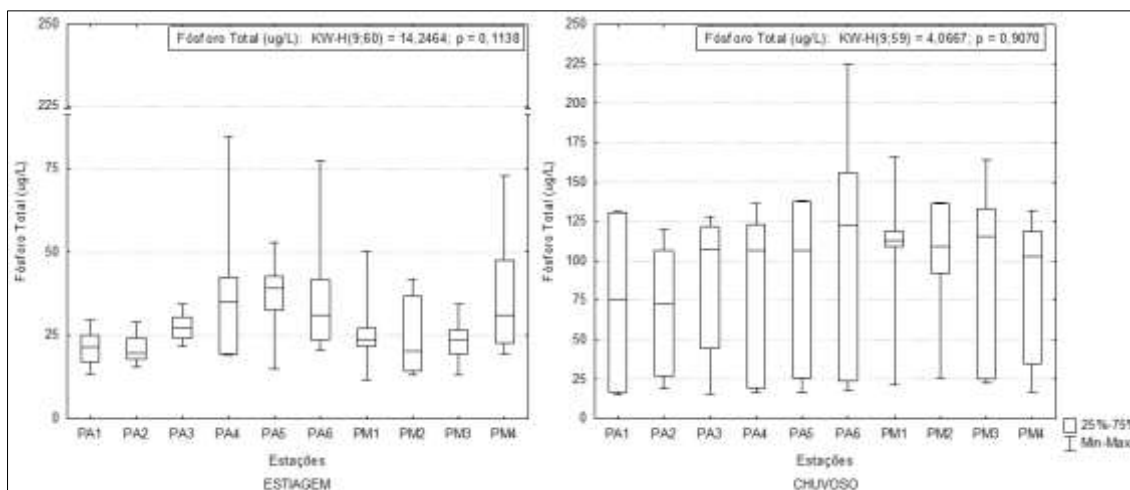


Figura 16 - Box plots da concentração de fósforo total para os dois períodos amostrados.

Sobre o NID, não houve variação espacial significativa nem para o período de estiagem ($p=0,1138$), nem para o período chuvoso ($p=0,9070$) (Figura 17). Assim como o parâmetro clorofila *a*, o NID também apresenta uma tendência de concentrações maiores a montante do sistema estuarino, melhor evidenciado no período de estiagem, já que águas fluviais são mais ricas em nutrientes quando comparadas a águas marinhas (TUNDISI; TUNDISI, 1976). Essas maiores concentrações do NID a montante do SEPAPM podem explicar as maiores concentrações de clorofila *a* na mesma região.

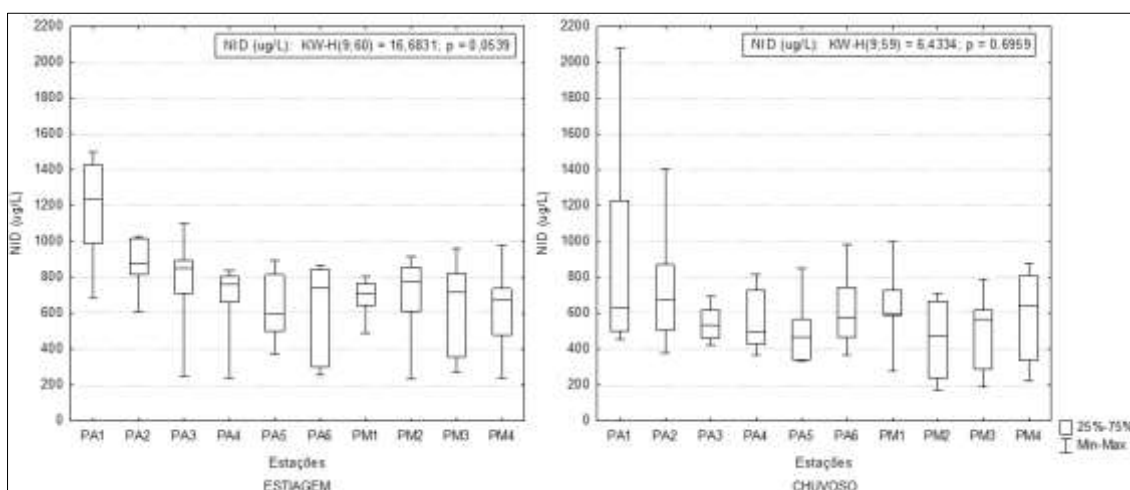


Figura 17 - Box plots da concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido para os dois períodos amostrados.

A porcentagem de oxigênio apresentou variação espacial significativa no sistema estuarino para o período de estiagem ($p=0,0404$), ao passo que no

período chuvoso não houve variação significativa ($p=0,3545$) (Figura 18). Há uma tendência de maiores valores da porcentagem de oxigênio a jusante do sistema estuarino, melhor evidenciado no rio PA, tanto para o período de estiagem, quanto para o chuvoso. Isso pode ser explicado pela maior influência marinha, proporcionando uma maior turbulência da coluna d'água, e, conseqüentemente, uma maior oxigenação da mesma.

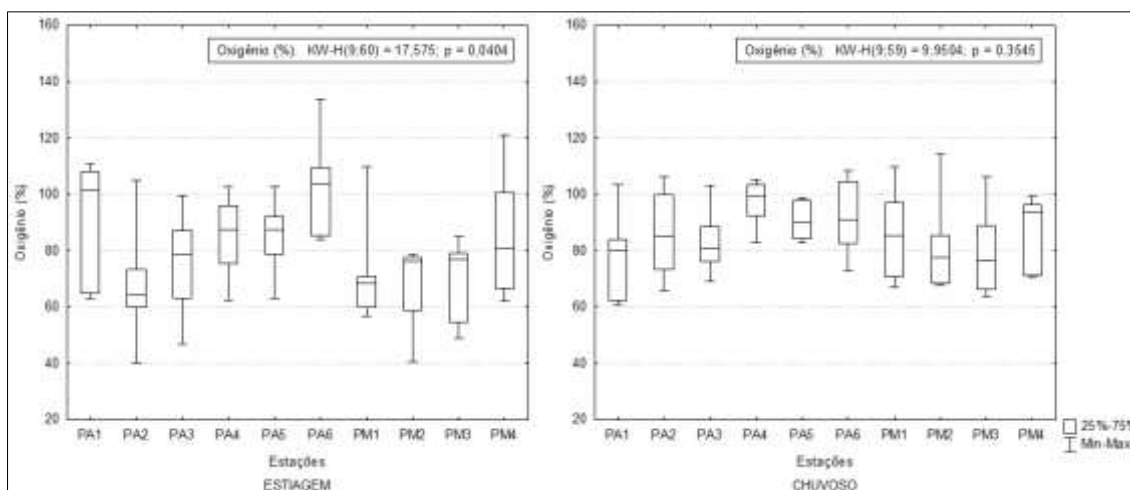


Figura 18 - Box plots da porcentagem de oxigênio para os dois períodos amostrados.

A partir da equação proposta por Vollenweider *et al.*, (1998) foi realizado o cálculo do Índice Trófico TRIX, sendo que este, não apresentou variação espacial significativa ao longo do eixo longitudinal do sistema estuarino, nem para o período de estiagem ($p=0,8886$), nem para o período chuvoso ($p=0,3580$) (Figura 19). Conforme supracitado, os resultados desse índice são classificados em quatro classes: ultraoligotrófica ($TRIX < 4$), oligotrófica ($4 < TRIX < 5$), mesotrófica ($5 < TRIX < 6$) e eutrófica ($TRIX > 6$). Como mostra a Figura 19, todas as estações amostrais nos dois períodos analisados, em pelo menos um dia de amostragem, apresentaram $TRIX \geq 6$. Isso quer dizer que tanto para o período de estiagem, quanto para o período chuvoso, o SEPAPM tende a se comportar de maneira eutrófica.

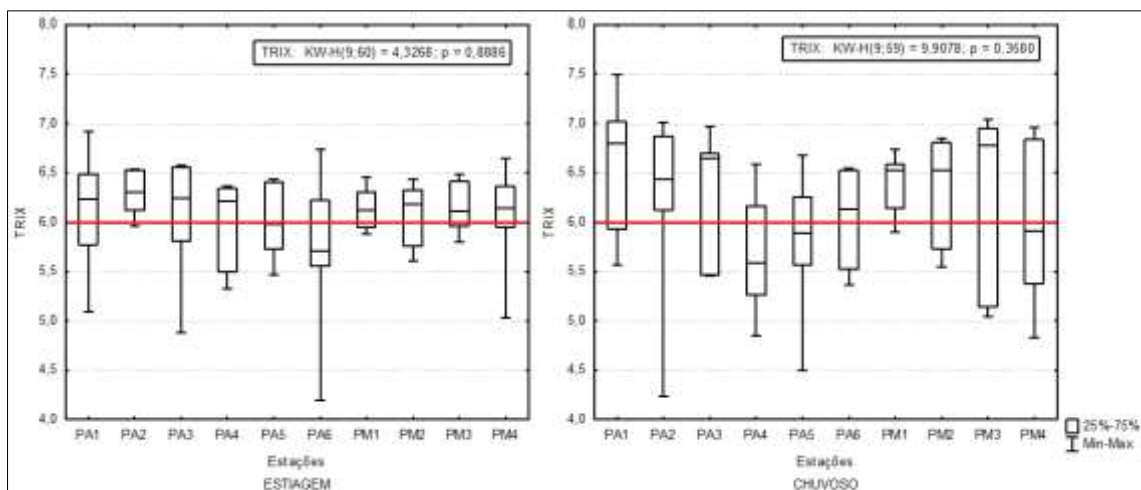


Figura 19 - Box plots do Índice Tráfico TRIX para os dois períodos amostrados. A linha vermelha mostra os valores do TRIX acima de 6.

Em relação à salinidade, houve variação espacial significativa tanto para o período de estiagem ($p=0,0011$), quanto para o período chuvoso ($p=0,0252$) (Figura 20). Em relação aos dois períodos, a salinidade varia de forma semelhante, sendo os maiores valores encontrados a jusante do SEPAPM e a montante, valores mais baixos. Esses resultados corroboram com os de Leite (2012) para o mesmo sistema estuarino, com amostragem no ano de 2011.

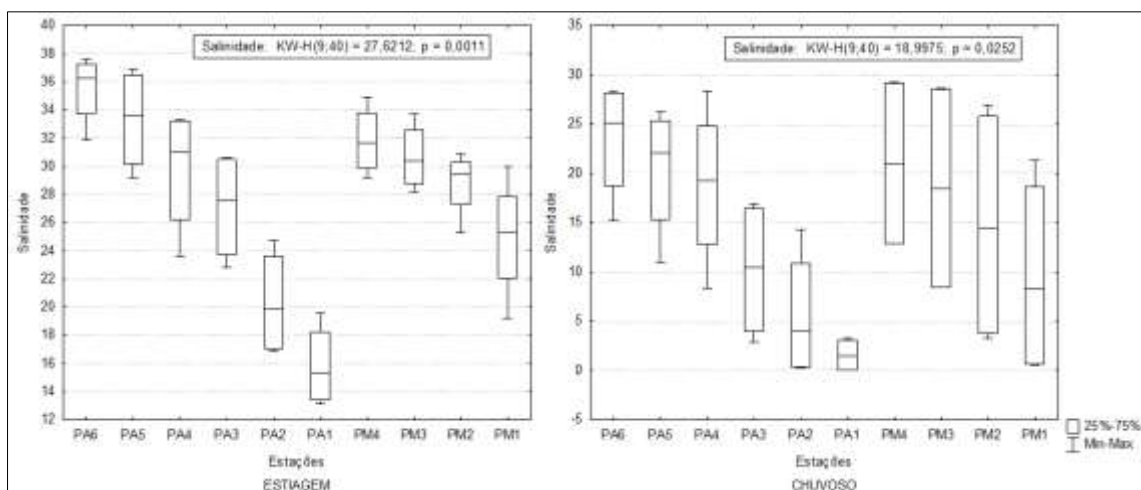


Figura 20 - Box plots de salinidade para os dois períodos amostrados.

6.4 VARIAÇÃO TEMPORAL

A Figura 21 mostra os modelos de distribuição das concentrações médias de clorofila *a* das amostragens dos períodos de estiagem e chuvoso. A distribuição

de clorofila *a* segue um padrão semelhante nos dois períodos amostrados, com concentrações maiores a montante do rio PA. No entanto, apesar das maiores concentrações terem sido registradas no período de estiagem, não houve diferença significativa na concentração de clorofila *a* entre os dois períodos ($p=0,719$) (Figura 22).

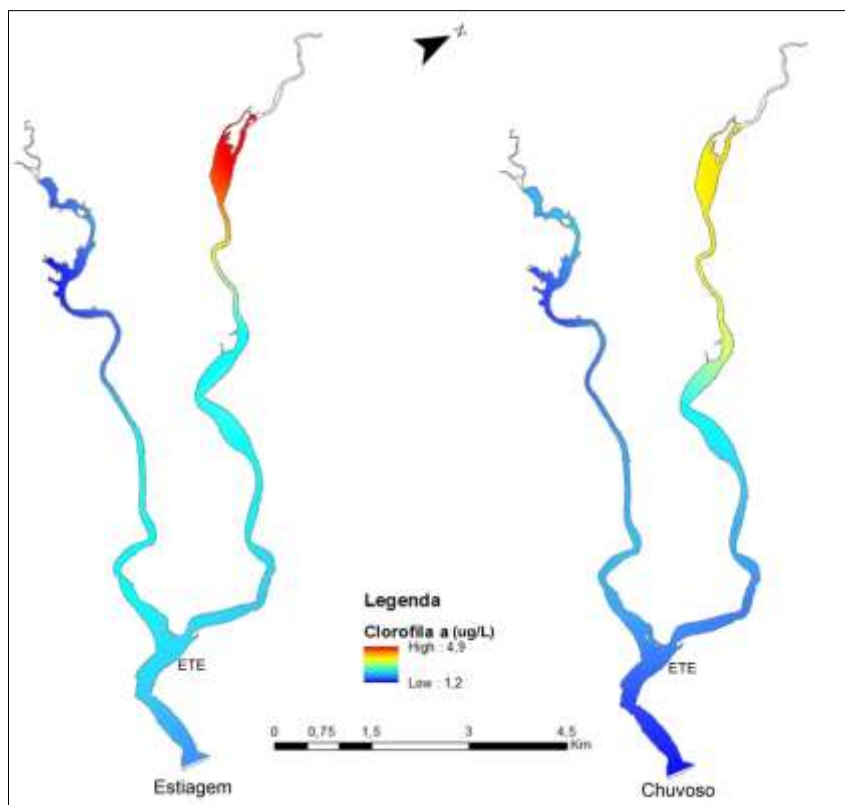


Figura 21 - Modelos da distribuição das concentrações médias de clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.

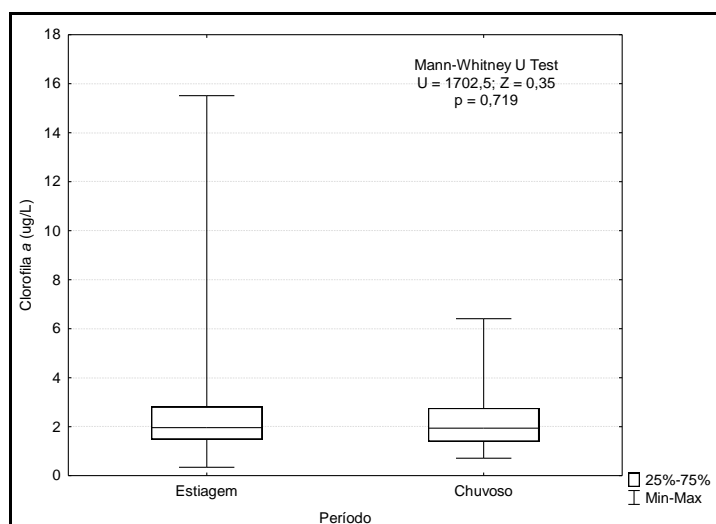


Figura 22 - Box plots das concentrações de clorofila a referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.

A tendência de concentrações mais elevadas de clorofila a durante o período com menor índice pluviométrico é diagnosticada em ecossistemas onde a sazonalidade assume papel importante, além de favorecer uma melhor transparência da coluna d'água, resultando em um melhor desenvolvimento fitoplanctônico. Ao se comparar os resultados obtidos da clorofila a no SEPAPM com outros ecossistemas estuarinos tropicais e sub-tropicais, verifica-se que são compatíveis em termos de sazonalidade, quando concentrações maiores de clorofila a ocorreram no período de estiagem, como observado por Bucci *et al.*, (2012), no estuário de São Vicente (SP); Camacho e Souza-Conceição (2007), no estuário da Baía da Babitonga (SC); Guimarães (2006), no estuário do rio Cachoeira (BA); Murolo *et al.*, (2006) nos estuários dos rios Botafogo e Siri (PE); Giancesella *et al.*, (2005) no canal da Bertioiga (SP), Lucas (2002), no sub-sistema estuarino do Canal da Passagem (ES); Moura Júnior (1997), no estuário do rio Vaza-Barris (SE) e Moreira (1994), no estuário do rio Cocó (CE). Isso pode ser decorrente de uma maior transparência da coluna d'água, visto que no período chuvoso essa transparência pode ter sido reduzida pelos possíveis maiores valores de turbidez associados ao material inorgânico em suspensão.

A Figura 23 mostra os modelos de distribuição das concentrações médias de fósforo total (µg/L) das amostragens dos períodos de estiagem e chuvoso. A

distribuição de fósforo total segue um padrão distinto nos dois períodos amostrados, e, portanto, com variação temporal significativa ($p < 0,001$) (Figura 24).

Lucas (2006) encontrou para os estuários dos rios Botafogo e Siriji (PE) o mesmo padrão observado no presente estudo, com concentrações mais elevadas no período chuvoso, com valor máximo de 130,19 $\mu\text{g/L}$. Gaigher (2005), no SEPAPM (ES), também encontrou maiores concentrações de fósforo total em período de maior precipitação (169,24 $\mu\text{g/L}$), enquanto que o menor valor encontrado foi relativo ao período de estiagem (16,70 $\mu\text{g/L}$). Vale ressaltar que a maior concentração de fósforo total obtida no presente estudo (224,75 $\mu\text{g/L}$) é cerca de 1,3 vez superior à maior concentração obtida por Gaigher (2005), e mostra que o sistema estuarino vem recebendo um maior *input* desse nutriente com o passar do tempo, considerando um período inferior a 10 anos. Silva Neto (2012), para o estuário do rio Paraíba do Norte (PB), da mesma forma, encontrou a maior concentração de fósforo total no período chuvoso (615,0 $\mu\text{g/L}$), sendo as maiores concentrações mais expressivas nas estações à montante, assim como no presente estudo. As maiores concentrações a montante do estuário são decorrentes da zona de influência fluvial ser mais produtiva quando comparada à zona marinha (TUNDISI; TUNDISI, 1976), associado com maiores valores de precipitação e lixiviação do solo da bacia hidrográfica. Segundo Bastos, Feitosa e Muniz (2003), em particular para o ecossistema estuarino, a precipitação e o aporte de compostos dissolvidos pela drenagem continental são importantes para o crescimento das espécies estuarinas, já que influenciam o crescimento da biomassa fitoplanctônica por meio do aporte de nutrientes orgânicos e minerais.

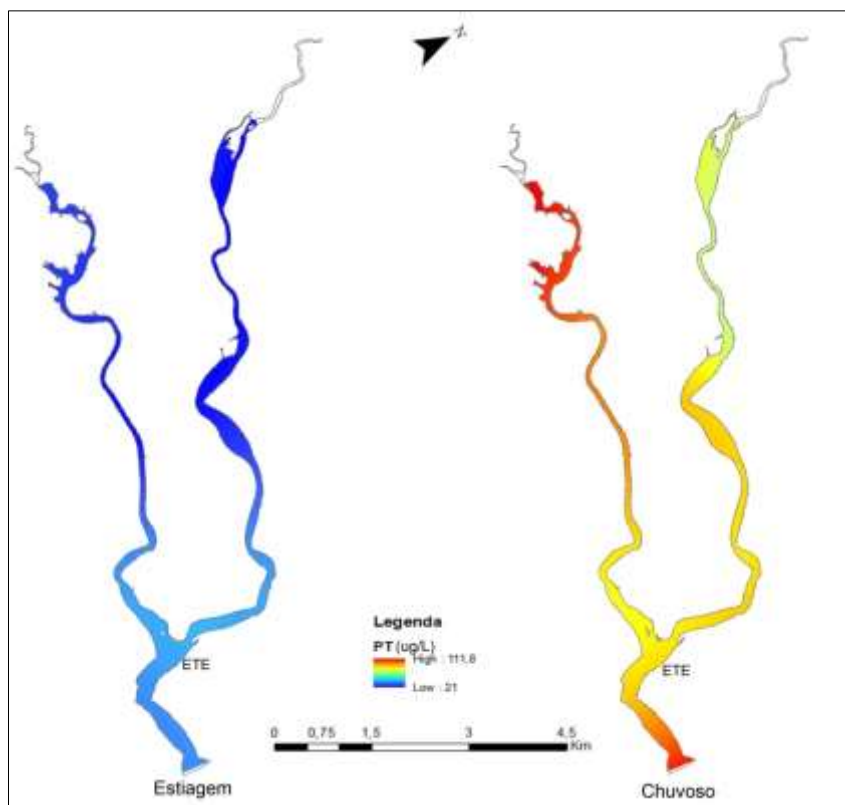


Figura 23 - Modelos de distribuição das concentrações médias de fósforo ($\mu\text{g/L}$) total referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.

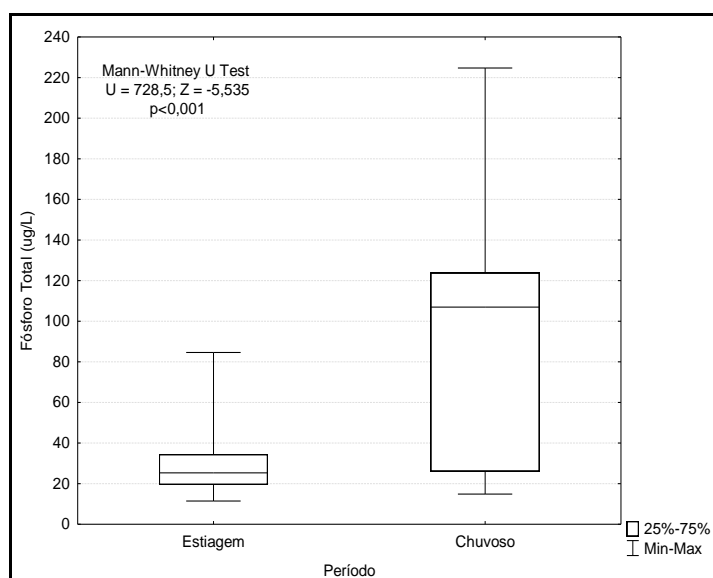


Figura 24 - Box plots das concentrações de fósforo total referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.

A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece limites para o fósforo total, com valor máximo permitido de 0,124 mg/L (i.e., 124 $\mu\text{g/L}$) para águas salobras de

Classe 1 e de 0,186 mg/L (i.e., 186 µg/L) para águas salobras de Classe 2. No presente estudo, em todas as amostragens do período de estiagem, a concentração de fósforo total esteve abaixo do limite permitido para as duas classes (máximo de 84,61 µg/L) (Tabela 6). Entretanto, durante o período chuvoso a concentração de fósforo total ultrapassou esse limite (máximo de 224,75 µg/L) (Tabela 7). Gaigher (2005) encontrou no SEPAPM para o período chuvoso de 2004, concentrações de fósforo total superiores (169,24 µg/L) ao estabelecido pela CONAMA 357/05 para águas salobras de Classe 1.

O estuário do rio Jaguaribe (Ceará) representa o destino final dos efluentes de várias fazendas de carcinicultura e sofre a influência das atividades de agricultura e pecuária de regiões próximas. Durante o período de estiagem de 2006, o estuário do Jaguaribe apresentou uma variação de 119,3 µg/L a 212,9 µg/L de fósforo total (ESCHRIQUE, 2007), **evidenciando que os teores de fósforo no estuário, também são controlados pela maré e outros parâmetros hidrológicos e hidroquímicos, e não somente pela chuva.** Em estudos realizados em uma baía de Hong Kong (China), região historicamente poluída por efluentes doméstico e industrial, provenientes de áreas altamente industriais e urbanizadas, Yung *et al.*, (1999) encontraram concentrações de fósforo total que variaram de 150 µg/L a 250 µg/L no período de estiagem. **Durante este estudo, o SEPAPM apresentou valor máximo de fósforo total no período de estiagem (84,61 µg/L - Tabela 6) abaixo dos valores encontrados nos dois trabalhos supracitados. Isso pode indicar que não existem aportes pontuais significativos de fósforo total diretamente no SEPAPM, apesar da presença da ETE a jusante do estuário.** Portanto, provavelmente, a própria bacia de drenagem consiste na principal fonte desse nutriente, não existindo fontes poluidoras que aumentem, significativamente, sua concentração. Isso corrobora com os resultados obtidos por Barroso (2004), que afirma que o aporte de água doce no rio PA representa uma importante fonte de nutrientes alóctones e matéria orgânica para o ambiente estuarino e com os resultados de Giancesella *et al.*, (2005) que afirma que a principal fonte de nutrientes para o canal da Bertioga (SP) é a drenagem da bacia hidrográfica. **Vale ressaltar ainda a diferença nas concentrações de fósforo total nos dois braços do SEPAPM. Como mostra a Figura 23, possivelmente, o aporte de fósforo total**

para o SEPAPM é mais expressivo no braço sul (PM). O fósforo total pode estar armazenado no sedimento estuarino e ser disponibilizado ao ecossistema durante um forte evento de chuva associado ou não à entrada da maré, sendo esse efeito acentuado à montante do braço sul devido às baixas profundidades.

A Figura 25 mostra os modelos de distribuição das concentrações médias de nitrogênio inorgânico dissolvido das amostragens dos períodos de estiagem e chuvoso. Apesar da distribuição de NID seguir um padrão semelhante nos dois períodos amostrados, houve variação temporal significativa ($p=0,0005$) (Figura 26) entre o período de estiagem e o chuvoso. Durante os períodos analisados, a diferença na concentração de NID nos dois braços do SEPAPM é elevada. As maiores concentrações foram registradas a montante do rio PA, possivelmente devido à diferença no tamanho da bacia hidrográfica e pela porcentagem de área urbana, sendo que em ambas, a contribuição da bacia do rio PA é maior que a bacia do rio PM. Portanto, possivelmente o aporte de NID para o SEPAPM é mais expressivo no braço norte (PA).

Vale salientar a semelhança no padrão de distribuição de NID e clorofila *a* durante as duas amostragens. Nutrientes dissolvidos são mais facilmente assimilados pelo fitoplâncton (DIEHL, 2002; REYNOLDS, 2006; SILVA, 2007). Portanto, as maiores concentrações de clorofila *a*, à montante estuário do rio PA, podem ser explicadas pelas elevadas concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido presente na mesma região. Essa relação também foi encontrada no trabalho de Silva (2007) na porção mais interna do estuário do rio Cachoeira (BA).

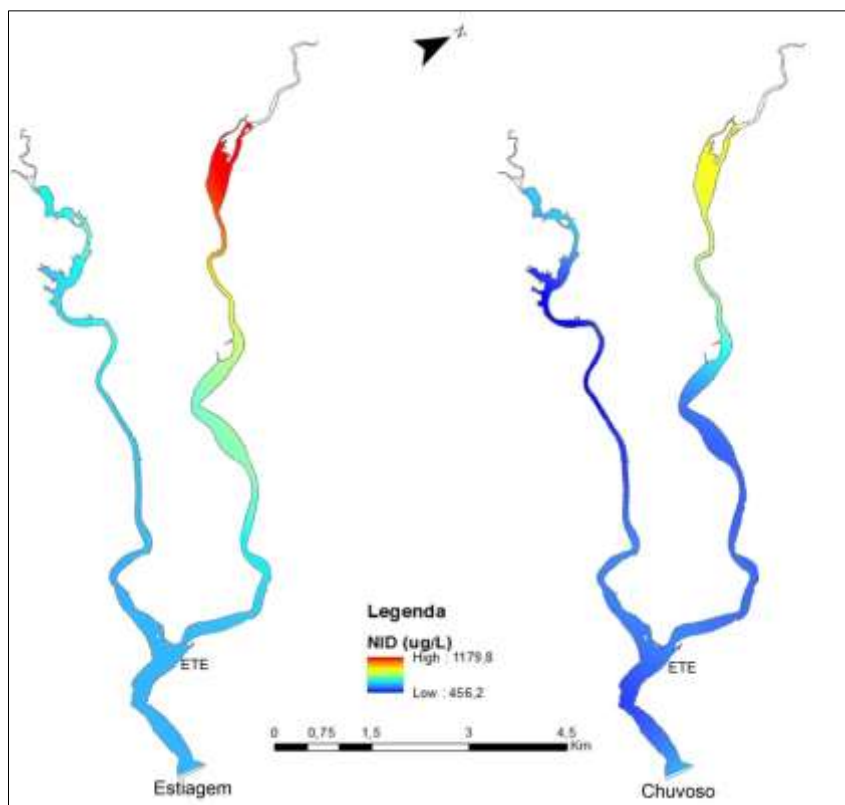


Figura 25 - Modelos de distribuição da concentração média de nitrogênio inorgânico dissolvido – NID (µg/L) referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.

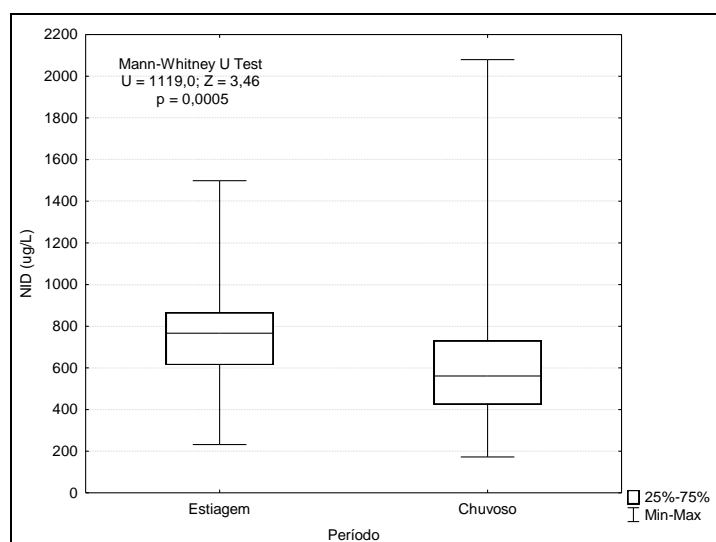


Figura 26 - Box plots das concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.

Durante o período de estiagem, Moser *et al.*, (2005), encontraram as maiores concentrações de NID (890,00 µg/L) no sistema estuarino de Santos (SP) e Gaigher (2005), encontrou as maiores concentrações de nitrogênio total

(568,09 $\mu\text{g/L}$) no SEPAPM. No entanto, a maior concentração obtida neste trabalho foi durante o período chuvoso (2080,16 $\mu\text{g/L}$). Porém, durante o período de estiagem que foram obtidas as maiores médias e medianas da concentração de NID (Tabela 6), mostrando que a distribuição de NID no SEPAPM possui uma maior concentração média quando comparada à situação média no período chuvoso (Figura 25). Vale salientar que este trabalho quantificou apenas a fração dissolvida inorgânica de nitrogênio, diferente de Gaigher (2005) que quantificou as frações particulada e dissolvida, orgânica e inorgânica. Dessa forma, pode-se afirmar que o SEPAPM, em menos de 10 anos, está recebendo um maior *input* de nitrogênio, principalmente na forma inorgânica dissolvida, possivelmente proveniente das áreas de pastagem e silvicultura circundantes da porção superior do sistema estuarino.

É importante mencionar que neste estudo o NID foi composto pelas frações nitrato e amônia, como fora supracitado, pois a técnica de CI utilizada não detectou nitrito em todas as amostras. No período de estiagem, cerca de 92% da composição do NID foi de nitrato, enquanto que no período chuvoso foi de 74%. As baixas concentrações de amônia podem explicar que a ETE, a jusante do SEPAPM, não tem uma contribuição significativa desse nutriente para o sistema estuarino. Na estação amostral mais próxima à ETE (PA5) a concentração média de amônia durante os períodos de estiagem e chuvoso são 162,53 $\mu\text{g/L}$ e 262,19 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. O nitrato é a forma nitrogenada mais estável e mais oxidada. Se essa forma está em maior concentração, há disponibilidade de oxigênio. Entretanto, se no ecossistema ocorresse a relação inversa, ou seja, elevadas concentrações de amônia, isso poderia indicar um excesso de material orgânico presente no estuário, sendo, na maioria das vezes, oriundo de contribuição antrópica, favorecendo, portanto, o processo de amonificação. No sistema estuarino de Santos, Moser *et al.*, (2005) encontraram até 90% do NID composto pela forma amônia, em decorrência da proximidade com o pólo industrial de Cubatão e descarga de esgotos e efluentes de fábricas de fertilizantes em todo o sistema.

O desequilíbrio entre as formas de NID pode ser resultado da diferença de entrada de nitrogênio no SEPAPM, devido aos diferentes tipos de uso e

ocupação do solo da bacia do rio PA e da bacia do rio PM (Figura 4). O SEPAPM recebe águas de pequenos córregos que drenam as áreas de pastagem, floresta e silvicultura (principais usos das bacias do SEPAPM), representando um aporte significativo de nutrientes, através dos fertilizantes químicos e do material residual do solo pelo uso da pastagem.

A Figura 27 mostra os modelos de distribuição da porcentagem média de oxigênio dissolvido das amostragens dos períodos de estiagem e chuvoso. A distribuição do oxigênio segue um padrão distinto nos dois períodos amostrados, e, por isso, houve variação temporal significativa ($p=0,049$) (Figura 28) entre o período de estiagem e o chuvoso.

Durante o período chuvoso os valores de oxigênio foram menores quando comparados aos valores durante o período de estiagem. Isso pode ser explicado pelo maior *input* de material orgânico no sistema e sua consequente decomposição. Isso quer dizer que com o aumento da descarga fluvial, ocasionada pela maior precipitação, os valores de oxigênio decrescem. Segundo Guimarães (2006) esse comportamento ocorre devido à decomposição do material lixiviado para o ecossistema estuarino, assim como pelo aumento da vazão e diminuição do tempo de residência da água no interior do estuário.

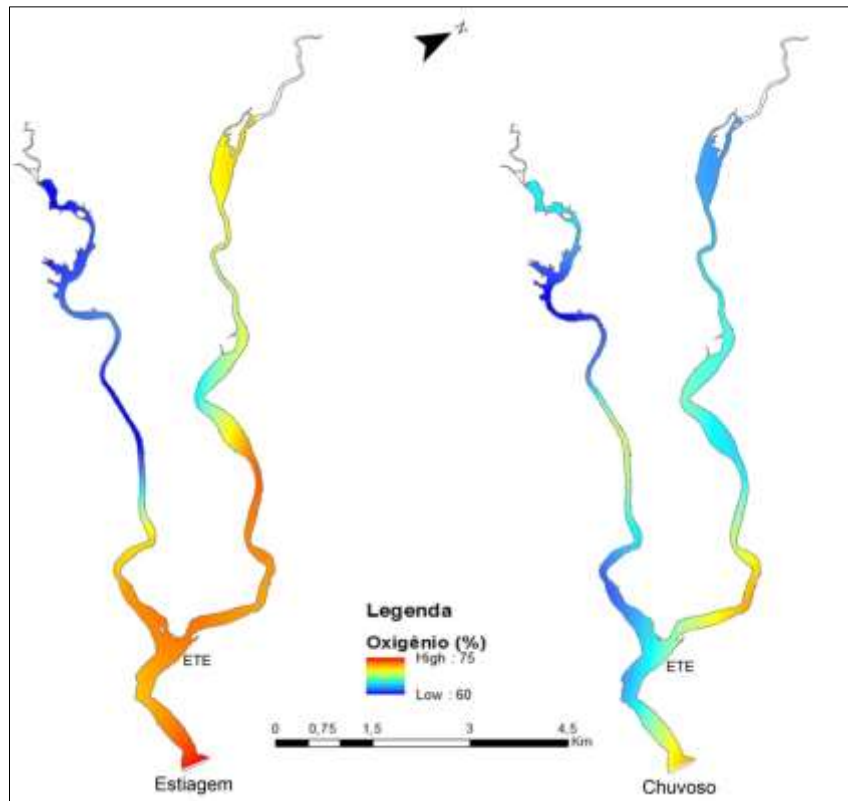


Figura 27 - Modelos de distribuição da porcentagem média de oxigênio dissolvido referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.

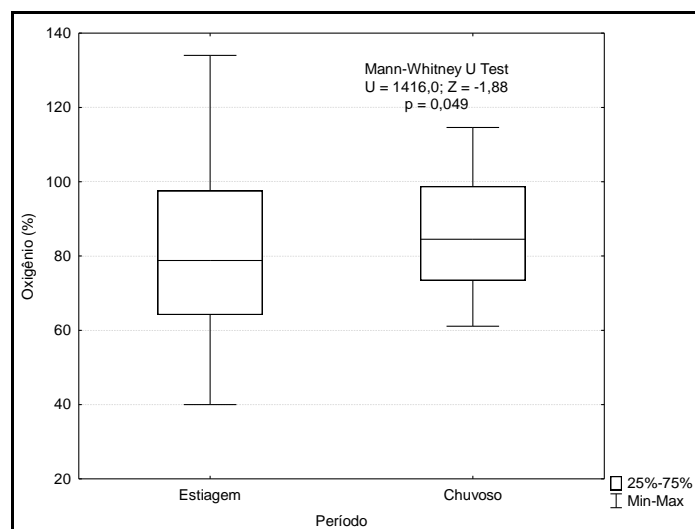


Figura 28 - Box plots da porcentagem de oxigênio dissolvido referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.

No período chuvoso, com maior aporte de água doce no sistema estuarino, os processos físicos, possivelmente, são mais expressivos que a atividade

biológica na distribuição do percentual de saturação do oxigênio (GUIMARÃES, 2006). Nesse período houve uma diminuição nas concentrações desta variável, o que pode ter resultado da menor atividade fitoplanctônica.

Vale salientar ainda que durante o período de estiagem, os maiores valores de porcentagem de oxigênio foram encontrados à jusante do SEPAPM, ou seja, em águas mais salinas. Esses resultados corroboram com os de Figueiredo *et al.*, (2006) que podem ser resultado do processo de mistura turbulenta devido às correntes de maré, assim como pela ação do vento e descarga de água doce, aumentando, assim, a oxigenação das águas mais a jusante do SEPAPM.

O percentual de saturação de oxigênio pode classificar a qualidade do sistema estuarino. Macêdo e Costa (1978) estabeleceram cinco classes para o estuário do rio Botafogo (PE), de acordo com os valores de porcentagem de oxigênio. A classe 1, com valores de saturação acima de 100% (zona supersaturada); classe 2 com valores de 50% a 100% (zona de saturação); classe 3, variando de 25% a 50% (zona de baixa saturação); classe 4, de 5% a 25% (zona semi-poluída) e classe 5, com valores abaixo de 5% (zona poluída). Durante todo este estudo, o menor valor de porcentagem de oxigênio, medido em campo, foi de 40% (período de estiagem - Tabela 6). Isso quer dizer que este estudo se classificou desde a classe 3 (zona de baixa saturação) até a classe 1 (zona supersaturada).

A Figura 29 mostra os modelos de distribuição das médias do Índice Trófico TRIX para os períodos de estiagem e chuvoso. A diferença dos valores médios do TRIX para os dois períodos analisados é de apenas uma unidade, mostrando que o sistema estuarino se comporta de maneira semelhante. Portanto, não houve diferença significativa entre os dois períodos analisados ($p=0,1423$) (Figura 30). Vale ressaltar ainda que de acordo com Vollenweider *et al.*, (1998), o SEPAPM tende a se comportar de maneira eutrófica ($TRIX > 6$) para os dois períodos analisados.

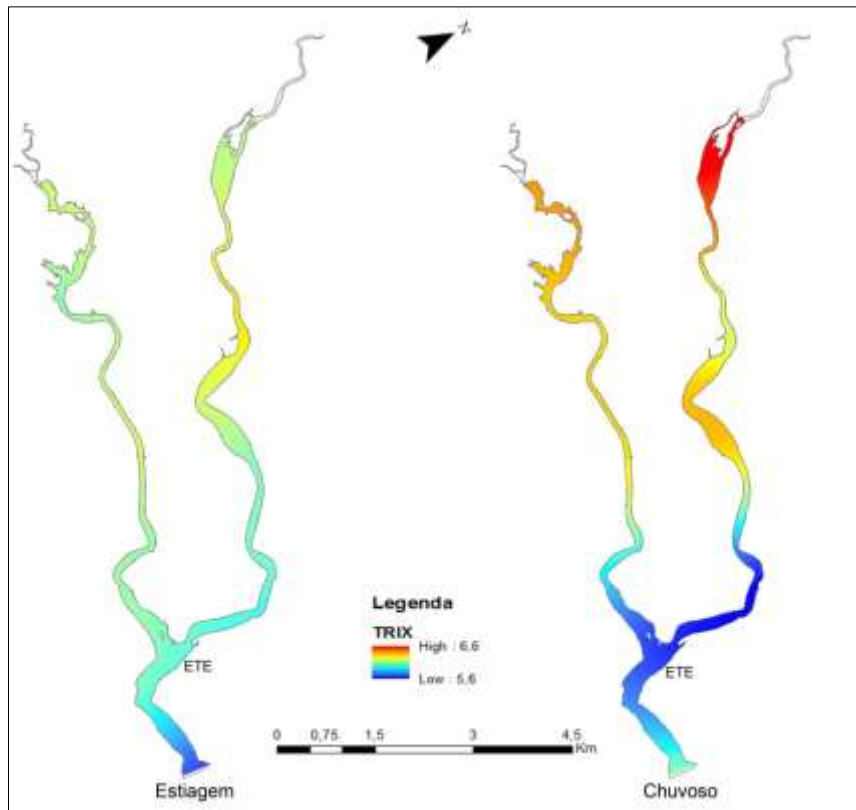


Figura 29 - Modelos médios de distribuição do TRIX referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.

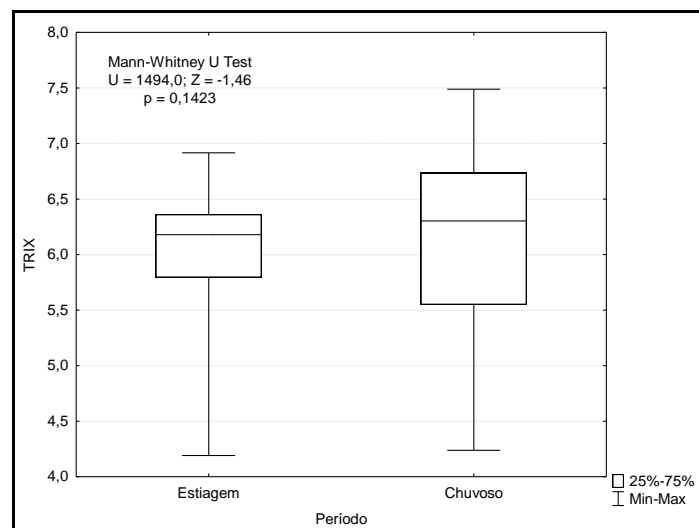


Figura 30 - Box plots do TRIX referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.

A partir da análise da Figura 31, que representa os modelos de distribuição da salinidade média no SEPAPM, é possível notar a diferença entre os períodos

de estiagem e o chuvoso. A Figura 32 comprova que houve variação significativa entre esses dois períodos ($p < 0,001$).

É importante mencionar ainda a diferença dos valores médios de salinidade nas porções PA e PM, tanto para o período de estiagem, quanto para o chuvoso. A bacia do rio PM é menor, quando comparada com a do rio PA e, conseqüentemente, possui menor vazão fluvial. Com uma menor vazão fluvial, a forçante maré consegue adentrar mais o sistema estuarino do rio PM, quando comparado ao sistema estuarino do rio PA. Além disso, ressalta-se que o estuário do rio PM é mais profundo que o do rio PA, colaborando com essa diferença de salinidade entre os dois braços, já que com uma maior profundidade, há um menor atrito na entrada da maré.

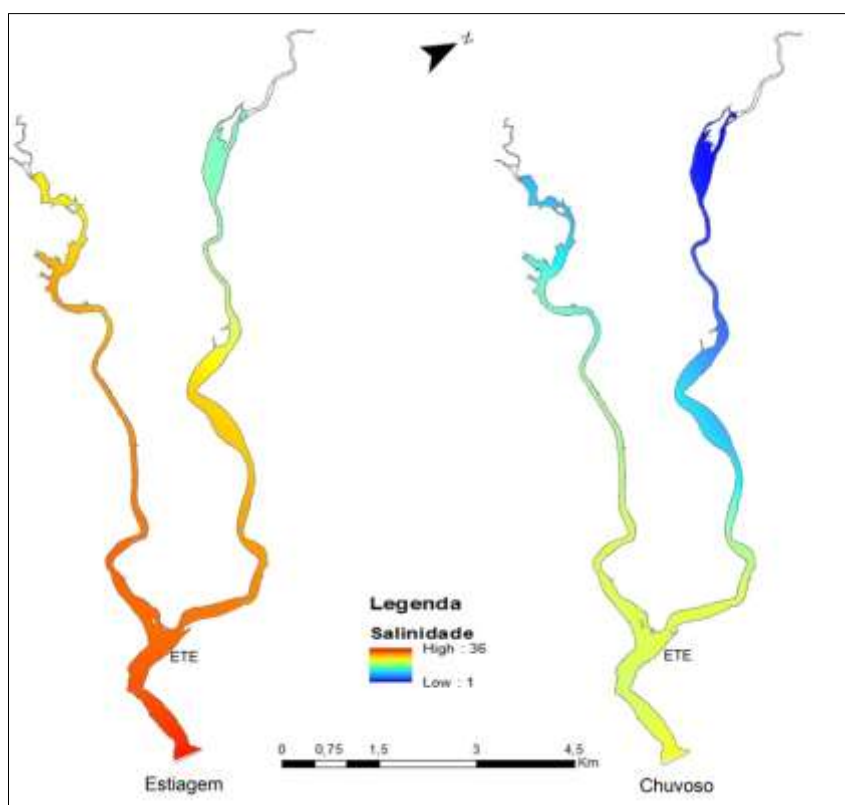


Figura 31 - Modelos de distribuição da salinidade média referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.

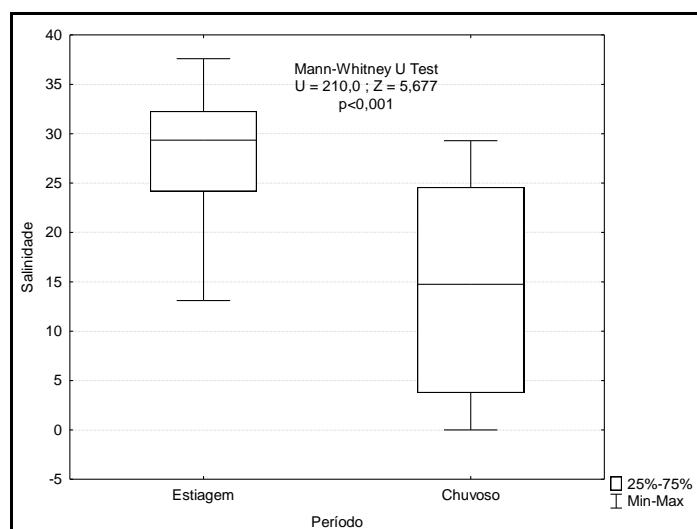


Figura 32 - Box plots de salinidade referentes às amostragens nos períodos de estiagem e chuvoso.

6.5 CORRELAÇÃO DOS DADOS

Através do teste de correlação de Spearman e considerando o período de estiagem (Tabela 8), houve correlação significativa positiva entre as variáveis clorofila *a* e porcentagem de oxigênio dissolvido. Isso quer dizer que quanto maior a concentração de clorofila *a*, maior é a porcentagem de oxigênio dissolvido. Isso pode ser explicado pela produção de oxigênio por meio da atividade fotossintética fitoplanctônica. Entre as variáveis TRIX e NID, também houve variação significativa positiva, ou seja, quanto maior a concentração de NID, maior é o valor de TRIX. Além disso, houve correlação significativa negativa entre clorofila *a* e salinidade, indicando que águas mais salinas possuem menor concentração de clorofila, enquanto que em águas com menor salinidade, a concentração de clorofila *a* é maior. Esse resultado também foi encontrado no trabalho de Parizzi *et al.*, (2010), para o período com menor índice pluviométrico, no estuário da Baía da Babitonga (SC). Entre as variáveis clorofila *a* e vazão também houve correlação significativa negativa, indicando que períodos com menor vazão fluvial, há uma maior atividade fotossintética, logo uma maior concentração de clorofila *a*, possivelmente pelo menor carreamento de material inorgânico e maior transparência da coluna d'água. Houve também correlação significativa negativa entre as variáveis fósforo total e salinidade, também indicando que águas mais salinas são menos produtivas

quando comparadas com águas com menor salinidade. Entre as variáveis porcentagem de oxigênio dissolvido e NID houve uma correlação significativa negativa, indicando que maiores concentrações de NID se encontram em águas com menor porcentagem de oxigênio. Era de se esperar que essa correlação fosse positiva, já que a forma nitrato, a mais presente no NID, é também a forma mais oxidada. Entretanto, a diferença entre os valores médios da porcentagem de oxigênio dissolvido entre as duas amostragens é de apenas 5% (Figura 27), o que indica que essa afirmativa pode ser considerada válida. Da mesma forma, as variáveis porcentagem de oxigênio dissolvido e TRIX, apresentaram correlação significativa negativa, indicando a maior influência da variável NID no Índice Trófico TRIX. Também houve correlação significativa negativa entre salinidade e vazão, indicando que quanto menor a vazão fluvial, maiores são os valores de salinidade no estuário, já que a diluição da água salina pelo fluxo fluvial, decorrente da drenagem da bacia hidrográfica, é menor.

Tabela 8 - Teste de correlação de Spearman para as amostragens do período de estiagem.

Variável	Chla	PT	NID	OD	TRIX	Salinidade	Vazão
Chla	1,000000	-0,134727	-0,022312	0,317800	-0,168688	-0,316787	-0,305281
PT	-0,134727	1,000000	-0,134002	0,027416	-0,125443	-0,461150	0,232437
NID	-0,022312	-0,134002	1,000000	-0,271837	0,423618	0,141892	0,213340
OD	0,317800	0,027416	-0,271837	1,000000	-0,336052	-0,056423	-0,199204
TRIX	-0,168688	-0,125443	0,423618	-0,336052	1,000000	-0,022685	0,253415
Salinidade	-0,316787	-0,461150	0,141892	-0,056423	-0,022685	1,000000	-0,355558
Vazão	-0,305281	0,232437	0,213340	-0,199204	0,253415	-0,355558	1,000000

Pelo teste de correlação de Spearman e considerando o período chuvoso (Tabela 9), houve correlação significativa positiva entre TRIX e NID, da mesma forma que durante o período de estiagem. Além disso, houve correlação significativa positiva entre porcentagem de oxigênio dissolvido e vazão, indicando que durante o período com maior vazão fluvial, possivelmente pelo carreamento de material residual proveniente da drenagem da bacia hidrográfica, há um maior consumo de oxigênio para a degradação desse material. Entretanto, há que se levar em consideração a pequena diferença na porcentagem de oxigênio dissolvido (5%) entre os dois períodos analisados.

Houve também correlação significativa positiva entre salinidade e TRIX, mostrando que quanto menor o valor da salinidade, maior é o valor do TRIX. Apesar das concentrações médias de NID serem maiores durante o período de estiagem, foi durante o período chuvoso que foi observado a maior concentração de NID (2080,16 $\mu\text{g/L}$), na estação PA1. Esse fato pode explicar a correlação significativa positiva entre TRIX e salinidade, já que o TRIX foi a variável que mais teve influência no TRIX. Além do mais, houve correlação significativa positiva entre fósforo total e vazão, indicando que no período de maior vazão fluvial, maior é a concentração desse nutriente no estuário. Dessa forma, pode-se assumir que o fósforo total é proveniente da bacia de drenagem. Diferentemente do período de estiagem, as variáveis clorofila *a* e porcentagem de oxigênio dissolvido apresentaram correlação significativa negativa, indicando que menores concentrações de clorofila equivalem a baixos valores de oxigênio. Entretanto, como fora supracitado, a diferença entre os valores médios de oxigênio nas duas amostragens é muito baixo, possibilitando que essa afirmativa seja verdadeira. Da mesma forma que durante o período de estiagem, no período chuvoso também houve correlação significativa negativa entre salinidade e a concentração de clorofila *a*. Além disso, houve também uma correlação significativa negativa entre as concentrações de fósforo total e NID, e fósforo total e TRIX. Essas correlações indicam que quanto maior o valor de TRIX e as concentrações de NID, menor é a concentração de fósforo total, ou seja, o índice Trófico TRIX é mais influenciado pela variável NID. Além disso, houve também correlação significativa negativa entre salinidade e vazão, indicando que quanto maior a vazão fluvial, menores são os valores de salinidade, pelo efeito diluidor das águas provenientes da drenagem continental.

Tabela 9 - Teste de correlação de Spearman para as amostragens do período chuvoso.

Variável	Chla	PT	NID	OD	TRIX	Salinidade	Vazão
Chla	1,000000	0,198553	0,064699	-0,333562	0,013092	-0,628633	-0,246003
PT	0,198553	1,000000	-0,457924	-0,216770	-0,444714	0,051673	0,260740
NID	0,064699	-0,457924	1,000000	-0,110876	0,542840	0,197760	-0,227079
OD	-0,333562	-0,216770	-0,110876	1,000000	-0,020457	-0,208083	0,272297
TRIX	0,013092	-0,444714	0,542840	-0,020457	1,000000	0,405609	-0,210004
Salinidade	-0,628633	0,051673	0,197760	-0,208083	0,405609	1,000000	-0,624870
Vazão	-0,246003	0,260740	-0,227079	0,272297	-0,210004	-0,624870	1,000000

6.6 ANÁLISE MULTIVARIADA

Na Análise de Componente Principal - ACP (eixos 1 e 2) as variáveis representadas foram pH, salinidade, porcentagem de oxigênio, temperatura, potencial de oxi-redução (ORP), clorofila a, fósforo total, nitrato, amônia e TRIX e os casos foram representados por cada período de amostragem (estiagem e chuvoso).

O resultado da ACP indicou que os eixos 1 e 2 explicaram 42,73% da variação, sendo os dois autovalores próximos (2,96 e 2,16%), ambos respondendo com uma porcentagem semelhante (Tabela 10 e Figura 33).

Tabela 10 - Contribuição dos eixos fatoriais na ACP.

Vetores	Eixo 1	Eixo 2
Autovalor	2,96	2,16
Porcentagem (%)	24,67	18,05
Porcentagem acumulada (%)	24,67	42,73

As porcentagens que explicaram cada variável, em relação aos eixos 1 e 2 constam na Tabela 11.

Tabela 11 - Contribuição dos eixos das variáveis físico-químicas e das variáveis do TRIX na ACP.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Temperatura	0,123	-0,040
pH	-0,385	0,177
ORP	0,131	-0,011
OD	-0,293	-0,088
Salinidade	-0,154	0,517
Chla	0,173	-0,089
PT	0,037	0,501
NH ₄	0,186	0,523
NO ₃	0,476	-0,212
NID	0,495	-0,009
TRIX	0,384	0,340
Vazão	-0,158	-0,013

Com base na ACP, as variáveis analisadas também exibiram um padrão sazonal (Figura 33). Os períodos chuvoso e de estiagem foram discriminados, praticamente pelo eixo 2. Enquanto que o período chuvoso esteve associado ao eixo 1 mais positivamente, o período de estiagem, esteve associado mais negativamente ao mesmo eixo. Conforme mostra a Tabela 11, as variáveis temperatura, ORP, clorofila *a*, nitrato, NID e TRIX se relacionaram positivamente com o eixo 1, enquanto as variáveis pH, porcentagem de oxigênio e vazão se relacionaram negativamente com o eixo 1. Em relação ao eixo 2, as variáveis salinidade, fósforo total, amônia e TRIX se relacionaram positivamente a esse eixo, enquanto que a variável nitrato se relacionou negativamente (Tabela 11). Vale ressaltar ainda que, como fora supracitado, a variável NID foi composta por 92 e 74 % de nitrato, nos períodos de estiagem e chuvoso, respectivamente. A partir da interpretação da Figura 33 é possível notar que a variável que mais discrimina o TRIX é o NID, devido às elevadas concentrações de nitrato.

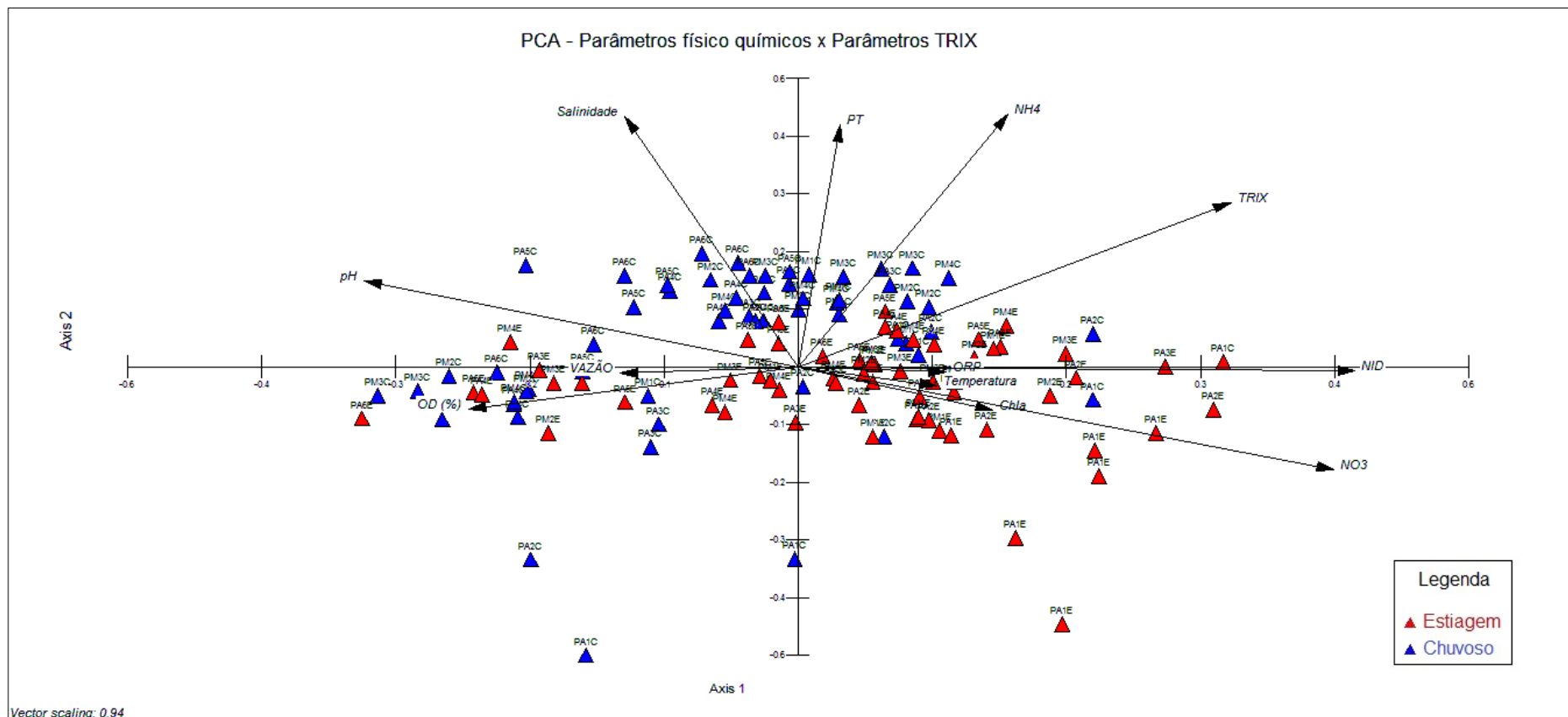


Figura 33 - Análise de Componente Principal de temperatura, pH, potencial de oxi-redução (ORP), porcentagem de oxigênio dissolvido, salinidade, clorofila a, fósforo total, amônia, nitrato, NID, TRIX e vazão.

7 CONCLUSÃO

O estado trófico do SEPAPM tende a se comportar de maneira eutrófica (TRIX > 6) durante a maior parte desse estudo, tanto para o período de estiagem, quanto para o chuvoso. A variável que mais influenciou o TRIX foi o NID, sendo a forma nitrato mais expressiva.

Na amostragem do período de estiagem o SEPAPM mostra que quanto menor a vazão fluvial, maiores são as concentrações de clorofila *a* à montante do estuário, oriundas da produtividade biológica autóctone. Em relação à salinidade, esta apresenta valores maiores, devido a menor influência fluvial.

Na amostragem do período chuvoso o sistema estuarino mostra que quanto maior a vazão fluvial, maiores são as concentrações de fósforo total e menores são os valores de salinidade. O fósforo total é influenciado pela lixiviação do solo por meio do carreamento de material orgânico oriundo da bacia hidrográfica do SEPAPM, enquanto a salinidade apresenta valores mais baixos, pela maior influência fluvial através do efeito diluidor.

Provavelmente, o aporte mais significativo de fósforo total para o SEPAPM, é através da bacia hidrográfica do PM, enquanto que o aporte mais significativo de nitrogênio inorgânico dissolvido é através da bacia do rio PA. Além disso, a diferença nas concentrações desses nutrientes pode ser devido ao efeito de mobilidade geoquímica do nitrogênio, podendo apresentar parte do seu ciclo na fase gasosa.

Portanto, este trabalho surge como uma ferramenta de gestão a ser considerado pelo comitê gestor da Região Hidrográfica do Litoral Centro Norte, onde está inserido o SEPAPM, e como sugestão para futuros trabalhos.

8 REFERÊNCIAS

ALBER, M. 2002. **A Conceptual Model of Estuarine Freshwater Inflow Management**. *Estuaries*, n. 25, p. 1246-1261.

ALBINO, J. 1999. 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.

APHA. 2005. **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.

BANCO NACIONAL DE DADOS OCEANOGRÁFICOS (BNDO). Centro de Hidrografia Marinha (CHM). Rio de Janeiro, 2006. Disponível em: <<http://www.mar.mil.br/dhn/chm/bndo/>>.

BARROSO, G. F.; LITTLEPAGE, J. 1998. **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.

BARROSO, G. F. 2004. Development of an evaluation framework for sustainable bivalve aquaculture: a strategic plan approach in Espírito Santo, Brazil. 229f. **Ph.D. Dissertation** (Doutorado), Geography – University of Victoria, Canadá.

BARROSO, G.F.; LÉLLIS, F.S.; MARTINS, F.C.O.; SANTANA, S.E. 2011 (in press). Integrated river basin management: incorporating coastal zone issues. *In*: Bilibio, C. Hensel, O. Selbach, J.F. Leite, J.R.S.A.. (Org.). **Sustainable water management in the tropics and subtropics**. Kassel: University of Kassel, 2011,V.3.

BASTOS, R. B.; FEITOSA, F. A. N.; MUNIZ, K. 2003. Variação Espacial – Temporal da Biomassa Fitoplanctônica Relacionada com Parâmetros Abióticos,

no Estuário do Rio Uma (Pernambuco, Brasil). **Boletim Técnico Científico**. CEPENE, Tamandaré, v.11, n. 1, p. 11- 29.

BAUMGARTEN, M. G. Z; ROCHA, J.M.B.; NIENCHESKI, L.F.H. 1996. **Manual de análises em oceanografia química**. Ed. da FURG, Rio Grande, 132p.

BERTOLDI, L. 2013. Distribuição espaço-temporal de clorofila a, fósforo total e turbidez no estuário do rio Piraquê-açu (Aracruz, ES). **Monografia**. Graduação em Oceanografia. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória.

BIANCHI, T. 2007. **Biogeochemistry of estuaries**. New York, Oxford University Press.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: 18 de mar. 2005.

BRICKER, S.B.; FERREIRA, J.G.; SIMAS, T. 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. **Ecological Modeling**, 169: 39-60.

BUCCI, A.F.; CIOTTI, A.M.; POLLERY, R.C.G.; CARVALHO, R.; ALBUQUERQUE, H.C.; TOMIDA, L. 2012. Temporal variability of chlorophyll-a in the São Vicente estuary. **Brazilian Journal of Oceanography**. 60(4):485-499.

CALIMAN, A; MOULIN, C.T.A.; BARROS, F.M.; MONTEIRO, M.G.C.; PASTE, M.R.; SALLES, M.M.; FERREIRA, N.V.T.; RIBEIRO, V.M.C. 1997. **Projeto de Macrozoneamento Costeiro do Estado do Espírito Santo – Região Litoral Norte – Meio Antrópico – Memorial Descritivo**. Vitória: Instituto Jones dos Santos Neves, p.147.

CARLSON, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**. 22:361-369.

CAMACHO, F.P.; SOUZA-CONCEIÇÃO, J.M. 2007. Distribuição Espaço-Temporal da clorofila a e das variáveis ambientais em praias estuarinas da Ilha

de São Francisco do sul (Baía da Babitonga, sul do Brasil). Boletim técnico-científico do CEPENE. Fundação Educacional da região de Joinville – UNIVILLE.

CARMOUZE, J. P. 1994. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. Editora FAPESP. 253p.

CRUZ, U.R.F. 2004. Caracterização da comunidade fitoplanctônica no trecho final dos rios Piraquê-Açú e Piraquê-Mirim, Aracruz-ES. **Monografia**. Graduação em Oceanografia. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória.

CUNHA, K.J.O. 2004. Variações espaciais e temporais da biomassa fitoplanctônica no trecho final dos rios Piraquê-Açú e Piraquê-Mirim, Aracruz-ES. **Monografia**. Graduação em Oceanografia. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória.

DIAS, M.E.F. 2005. Utilização de um sistema de informação geográfica na caracterização de áreas de dragagem. **Dissertação (Mestrado)**. Mestrado em Ciências e Sistemas de Informações Geográficas. Universidade Nova Lisboa. Lisboa.

DIEHL, S. 2002. Phytoplankton, light, and nutrients in a gradient of mixing depths: Theory. **Ecology**, 83(2), pp. 386 - 398.

ELLIOTT, M.; MCLUSKY, D.S. 2002. The Need for Definitions in Understanding Estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. **55**, 815 - 827.

ESCHRIQUE, S.A. 2007. Hidrogeoquímica do fósforo no estuário do Jaguaribe (CE). **Dissertação (Mestrado)** Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais - Universidade Federal do Ceará-CE.

ESRI. How Spline Works, 2014. Disponível em: <<http://resources.arcgis.com/en/help/main/10.1/index.html#//009z000000780000000>>. Acesso em: 04 mar 2014.

FEITOZA, L.R.; CASTRO, L.L.F de; RESENDE, M.; ZANGRANDE, M.B.; STOCKING, M.S.; BOREL, R.M.A.; FULIN, E.A.; CERQUEIRA, A.F.;

SALGADO, J.S.; FEITOZA, H.N.; STOCK, L.A; DESSAUNE FILHO, N.; MANK, A.M.; KERINGA, W.; MARTINEZ, J.A. 1999. Mapa das Unidades Naturais do Espírito Santo. EMCAPA, Vitória.

FIGUEIREDO, J.A.; MUNIZ, K.; MACÊDO, S.J.; FLORES MONTES, M.J.; FEITOSA, F.A.N. 2006. Hidrologia e biomassa fitoplanctônica nas barras Orange e Catuama (canal de Santa Cruz), em Itamaracá-PE: variação nictemeral. **Arquivos de Ciências do Mar**. Fortaleza – CE, v. 39, p. 5-17.

FONTANA, A. R. 2003. Análise da trajetória da pluma de derrames de petróleo e derivados na região de fundeadoiro das Baías de Vitória e do Espírito Santo para proteção das áreas ambientais sensíveis. **Dissertação (Mestrado)**. Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

GAIGHER, L. P. 2005. **Avaliação das concentrações de Fósforo total e Nitrogênio total no estuário do rio Piraquê-açu e Piraquê-mirim (Aracruz-ES)**. Monografia (Graduação em Oceanografia) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

GIANESELLA, S. M. F.; SALDANHA-CORRÊA, F. M. P.; MIRANDA, L. B.; CORÊA, M. A.; MOSER A. O. 2005. Short- Term Variability and Transport of Nutrients and Chlorophyll a in Bertioga Channel, São Paulo State, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, São Paulo, v.53, n.3/4, p:99-114.

GIOVANARDI, F.; VOLLENWEIDER, R.A. 2004. Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. **Journal of Limnology** 63 (2): 199-218.

GLIBERT, P.M.; ALLEN, J.I.; BOUWMAN, A.F.; BROWN, C.W.; FLYNN, K.J.; LEWITUS, A.J.; MADDEN, C.J. 2010. Modeling of HABs and Eutrophication: Status, Advances, Challenges **Journal of Marine Systems** 83; 262-275 doi:10.1016/j.marsys.2010.05.004.

GUIMARÃES, A.G. 2006. Tempo de residência da água e estado trófico da porção interna do estuário do rio Cachoeira, Ilhéus-BA. **Dissertação**

(Mestrado) Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente - Universidade Estadual de Santa Cruz. Ilhéus, BA.

HAIR, J. F.; ANDERSON, R.E.; TATHAM, R.L.; BLACK, W.C. 2009. **Análise multivariada de dados**. 6. ed. Porto Alegre: Bookman, 688p.

HANAZAKI, N.; CASTRO, F.; LIVEIRA, V.G.; PERONI, N. 2007. Between the sea and the land: the livelihood of estuarine people in southeastern Brazil. **Ambiente & Sociedade**. V.10(1): p.121-136.

INCAPER. INSTITUTO CAPIXABA DE PESQUISA, ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL. **Caracterização climática do município de Aracruz**. EMCAPA/NEPUT. Disponível em: <http://hidrometeorologia.incaper.es.gov.br/caracterizacao/aracruz_carac.php>. Acesso em: 07 abr. 2013.

JESUS, H.C.; DIAS CARNEIRO, M. T. W.; NETO, R. R.; CASSINI, S. T.; SANTANA, E. J.; CEOTTO, C. S.; SILVA, L. B. 2008. Estudo comparativo da qualidade de águas, biomonitorios e sedimentos de três ecossistemas aquáticos do estado do ES (Baía de Vitória, Rio Piraquê-açu/Aracruz e Rio Perocão/Guarapari). **Relatório Técnico**, Projeto FAPES/SECT-ES, p. 37.

JOLLIFFE, I. T. 1986. **Principal Component Analysis**. New York: Springer, 487 p.

KARYDIS, M. 2009. Eutrophication Assessment of coastal waters based on indicators: A Literature Review. **Global NEST Journal**, Vol 11, No 4, pp 373-390.

KJERFVE, B. 1990. **Manual for investigation of hydrological processes**. [S.l.]: Unesco/United Nations Development Program Regional Mangrove Project RAS 79/002 and RAS/86/120. 79 p.

KJERFVE, B., SCHETTINI, C.A.F., KNOPPERS, B., LESSA, G., FERREIRA, H.O. 1996. Hydrology and salt balance in a large hypersaline coastal lagoon: Lagoa de Araruama, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 42: 701-725.

KJERFVE, B., RIBEIRO, C.H.A., DIAS, G.T.M., FILIPPO, A.M., QUARESMA, V. da S. 1997. Oceanographic characteristics of an impacted bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. **Continental Shelf Research** 17(13): 1609-1643.

KENNISH, M.J.; BRICKER, S.B.; DENNISON, W.C.; PATRICIA M. GLIBERT, P.M.; LIVINGSTON, R.J.; MOORE, K.A.; NOBLE, R.T.; PAERL, H.W.; RAMSTACK, J.M.; SEITZINGER, S.; TOMASKO, D.A.; VALIELA, I. 2007. Barnegat Bay–Little Egg Harbor estuary: case study of a highly eutrophic Coastal Bay System. **Ecological Applications**, 17(5) Supplement, pp. S3 - S16.

KOVACH, W.L. 2005. **MVSP - A MultiVariate Statistical Package for Windows**. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K.

LEITE, T. A. 2012. Variação Espacial e Temporal da Salinidade no Sistema Estuarino do rio Piraquê-açú (Aracruz, ES). Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória. p. 101.

LÉLLIS, F. S. 2010. Aplicação da abordagem DPSIR como estrutura para avaliação integrada da eutrofização e da qualidade da água das lagoas Jacuném e Juara, bacia do Rio Jacaraípe (Serra-ES). **Dissertação (Mestrado)**. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória. p. 186.

LÉLLIS, F. S.; BARROSO, G.F. 2011. Modelagem geoestatística da precipitação pluviométrica na bacia do rio Jacaraípe, Serra (ES). Anais do XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, Instituto de Pesquisas Espaciais - INPE.

LUCAS, A.P.O. 2006. Variação sazonal do zooplâncton nos estuários dos rios Botafogo e Siriji, litoral norte de Pernambuco – Brasil. **Dissertação (Mestrado)**. Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aqüicultura - Departamento de Pesca, Universidade Federal Rural de Pernambuco.

LUCAS, P.S. 2002. Influência de uma estação de tratamento de esgoto sobre um sub-sistema estuarino (Canal da Passagem, Vitória, ES): comunidade fitoplanctônica e nutrientes. **Dissertação (Mestrado)**. Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense, RJ.

MACÊDO, S.J. de; COSTA, K.M.P. 1978. Estudos ecológicos da região de Imamaracá, Pernambuco, Brasil. Considerações hidrológicas do estuário do rio Botafogo. **Ciência e Cultura** 30 (7): 346-368.

MAINSTONEA, C.P.; PARR W. 2002. Phosphorus in rivers - ecology and management. **The Science of the Total Environment** 282 – 283. 25 – 47.

MARTIN, L.; SUGUIO, K.; FLEXOR, J.M.; ARCHANJO, J.D. 1996. Coastal Quaternary formations of the southern part of the state of Espírito Santo (Brazil). **Academia Brasileira de Ciências**. 68(3): 389-404.

McLUSKY, D.S.; ELLIOT, M. 2004. **The estuarine ecosystem: ecology, threats and management**. Oxford, Oxford University Press.

MCLUSKY, D.S.; ELLIOTT, M. 2007. Transitional waters: A new approach, semantics or just muddying the waters? **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 71(3), p. 359 – 363.

MOLISANI, M. M.; KJERFVE, B; SILVA, A. P; LACERDA, L. D. 2006. Water Discharge and Sediment Load to Sepetiba Bay From an Anthropogenically-Altered Drainage Basin, SE Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 331, p. 425-433, December.

MOLISANI, M. M.; CRUZ, A. L. V.; MAIA, L. P. 2006. Estimativa da descarga fluvial para os estuários do estado do Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciência do Mar**, Fortaleza, n. 39, p. 53-60.

MOREIRA, M. O. P. 1994. Produção fitoplanctônica em um ecossistema estuarino tropical (estuário do rio Cocó, Fortaleza, Ceará) Recife, PE. 338f. **Dissertação (Mestrado)**. Mestrado em Oceanografia - Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco.

MOSER, G.A.O.; GIANESELLA, S.M.F.; ALBA, J.J.B.; BÉRGAMO, A.L.; SALDANHA-CORRÊA, F.M.P.; MIRANDA, L.B.; HARARI, J. 2005. Instantaneous transport of salt, nutrients, suspended matter and chlorophyll-a in the tropical estuarine system of Santos. **Brazilian Journal of Oceanography**. vol.53 no.3-4 São Paulo July/Dec.

MUEHE, D. 1996. Geomorfologia Costeira. In: Cunha, D.S. e Guerra, T. J. A. (Org) **Geomorfologia: Técnicas e Aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.

MUROLO, P.P.A.; CARVALHO, P.V.V.C. CARVALHO, M.L.B.; SOUZA-SANTOS, L.P.; SANTOS, P.J.P. 2006. Spatio-temporal variations of microphytobenthos in the Botafogo and Siri estuaries (Northeast - Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**. 54(1):19-30.

NEVES, R.C. 2010. Hidrodinâmica e transporte de material particulado em suspensão nos dois braços do Sistema Estuarino Piraquê-açu e Piraquê-mirim, Aracruz – ES. **Monografia**. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória. p. 108.

NICHOLS, M. M.; BIGGS, R. B. Estuaries, p. 77-186. In: DAVIS, R. A. (Ed). **Coastal sedimentary environments**. New York, Springer Verlag. 1985.

NIXON, S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. **Ophelia**, 41: 199-219.

OLSEN, S. B.; PADMA, T. V.; RICHTER, B. D. 2006. **Guía para el Manjeo del Flujo de Agua Dulce a los Estuarios**. Washington DC: USAID, The Nature Conservancy, The Coastal Resource Center - University of Rhode Island.

PARIZZI, R.A.; MIRA, G.; OORTMAN, M.S.; GOUVEIA, C.; BECKER, E.C.; CONORATH, G.; BIEGER, E.; LORENZI, L.; SOUZA, J.M.C.; MAZZER, A. 2010. Relação entre clorofila a e nutrientes dissolvidos no canal do rio Palmital, Estuário Baía da Babitonga (Santa Catarina). Anais do XIII Simpósio de Biologia Marinha, Santos/SP. Resumo Expandido n.61. p.4.

PAZOLIN, E. V.; TATAGIBA, S. S.; GARCÍA-PRADO, J. A.; FREITAS, R. R. 2007. Ecoturismo e preservação do manguezal: O Rio Piraquê - Açú. **Caderno Virtual de Turismo**, Brasil, v. 7, n. 2, p. 57- 63.

RESTREPO, J. D.; KJERFVE, B. 2000. Water Discharge and Sediment Load from the Western Slopes of the Colombian Andes with Focus on Rio San Juan. **Journal of Geology**, v. 108, p. 17-33.

REYNOLDS, C. S. 2006. **The ecology of phytoplankton**. Cambridge, Cambridge University Press.

RIBANI, M.; BOTTOLI, C. B. G.; COLLINS, C. H.; JARDIM, I. C. S. F.; MELO, L. F. C. 2004. Validação em métodos cromatográficos e eletroforéticos. **Química Nova**, São Paulo, v. 27, n. 5, p. 771- 780.

SARMENGI, H.R. 2014. Modelagem hidrológica e avaliação da utilização dos recursos hídricos na bacia do rio Riacho – ES. **Monografia**. Universidade Federal do Espírito Santo. p. 61.

SCHAEFFER, J.C. 2005. Variações da comunidade fitoplanctônica na região estuarina dos rios Piraquê-Açú e Piraquê-Mirim (Aracruz, ES) e suas relações com os fatores ambientais. **Dissertação (Mestrado)**. Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória.

SCHUMANN, E. H.; PEARCE, M. W. 1997. Freshwater Inflow and Estuarine Variability in the Gamtoos Estuary, South Africa. **Estuaries**, n. 20/1, p. 124-133.

SILVA, M.A.M. 2007. Biogeoquímica dos nutrientes inorgânicos dissolvidos e biomassa fitoplanctônica no estuário do rio Cachoeira, Ilhéus- BA. **Dissertação (Mestrado)**. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais da Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC.

SILVA, A.E. 2012. Caracterização morfosedimentar e setorização do Sistema Estuarino dos rios Piraquê-açu e Piraquê-mirim e da plataforma continental interna adjacente, Aracruz – ES. **Dissertação (Mestrado)**. Programa de Pós-

Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória.

SILVA NETO, A.G. 2012. Alimentação da Tainha *Mugil curema* (Perciformes: *Mugilidae*) e caracterização ambiental do estuário do rio Paraíba do Norte. **Dissertação (Mestrado)**. Mestrado em Ecologia e Conservação - Universidade Estadual da Paraíba.

SMIL, V. 2000. Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** 25: 53-88.

STRICKLAND, J.D.H.; PARSONS, T.R. 1972. **A practical handbook of seawater analysis**. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, 310p.

TAGLIAPIETRA D.; SIGOVINI M.; GHIRARDINI A.V. 2009. A review of terms and definitions to categorise estuaries, lagoons and associated environments. **Marine and Freshwater Research**, 60, 497–509.

TELESH I.V.; KHLEBOVICH V.V. 2010. Principal processes within the estuarine salinity gradient: A review. **Marine Pollution Bulletin** 61, 149 - 155.

THORNTON, J.A.; HARDING, W.R.; DENT, M.; HART, R.C.; LIN, H.; RAST, C.L.; RAST, W.; RYDING, S.O.; SLAWSKI T.M. 2013. Eutrophication as a 'wicked' problem. **Lakes and Reservoirs: Research and Management** 18: 298 – 316.

TUNDISI, J.G.; TUNDISI, T.M. 1976. Produção orgânica em ecossistemas aquáticos. **Ciência e Cultura**, São Paulo, V.28 n.8.

UHLMANN, D. 1979. **Hydrobiology**. A text for Engineers and Scientists. John Wiley, Chichester.

VOLLENWEIDER, R. A. 1968. Scientific fundamentals of eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication, Tech. Rep. DAS/CSI/68.27, OECD, Paris.

VOLLENWEIDER, R. A.; GIOVANARDI, F.; MONTANARI, G.; RINALDI, A., 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with

special reference to the NW Adriatic sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. **Environmetrics**, 9: 329-357.

YUNG, Y.K.; YAU, K.; WONG, C.K.; CHAN, K.K.; YEUNG, I.; KUEH, C.,S.,W. 1999. Some observations on the changes of physico-chemical and biological factors in Victoria Harbour and vicinity. Hong Kong. **Marine Pollution Bulletin**, 39: 315–325.

9 ANEXOS

ANEXO 1

Tabela 12 - Relação com as 117 estações pluviométricas do Espírito Santo utilizadas nesse estudo.

Código	Nome da Estação	Latitude	Longitude
1839004	Fazenda Klabin	-18 14 00	-39 54 00
1839006	Barra Nova	-18 57 01	-39 45 52
1839008	São Mateus	-18 43 00	-39 52 00
1839013	Conceição da Barra	-18 35 00	-39 44 00
1839015	São Mateus	-18 42 00	-39 51 00
1840000	Águia Branca	-18 59 08	-40 44 46
1840001	Barra Seca	-18 59 00	-40 08 00
1840002	Fazenda Alegria	-18 31 00	-40 19 00
1840003	Itauninhas	-18 29 22	-40 05 26
1840004	Barra de São Francisco	-18 45 13	-40 53 37
1840005	Nova Venécia	-18 43 00	-40 25 00
1840006	Mucurici	-18 05 00	-40 35 00
1840007	Água Doce	-18 32 53	-40 58 35
1840008	Ponte Nova (Br-101)	-18 58 54	-39 59 36
1840009	Fazenda São Mateus	-18 07 20	-40 53 09
1840010	Cedrolândia	-18 48 35	-40 41 26
1840011	Cotaxe	-18 11 11	-40 43 06
1840012	Fazenda Limoeiro	-18 08 44	-40 08 38
1840013	Ecoporanga	-18 21 57	-40 50 26
1840014	Joaçuba	-18 24 15	-40 41 12
1840015	Patrimônio Santa Luzia do Norte	-18 12 20	-40 36 12
1840016	Patrimônio XV	-18 29 39	-40 27 51
1840017	São João do Sobrado	-18 19 07	-40 24 24
1840019	Córrego da Boa Esperança	-18 42 02	-40 26 31
1840020	São João da Cachoeira Grande	-18 33 53	-40 20 12
1840021	Barra do Rio Preto	-18 41 37	-40 52 58
1840023	Ecoporanga	-18 22 00	-40 52 00
1840026	Boca da Vala	-18 39 31	-40 05 28
1841009	Mantenópolis	-18 54 32	-41 07 18
1841010	Santo Agostinho	-18 24 22	-41 02 24
1939002	Povoação	-19 34 39	-39 47 40
1940000	Itarana	-19 52 28	-40 52 28
1940001	São João de Petrópolis	-19 48 19	-40 40 44
1940002	Santa Cruz - Litoral	-19 57 28	-40 09 16
1940003	Riacho	-19 44 59	-40 02 35
1940004	Linhares	-19 25 00	-40 03 00
1940005	Cavalinho	-19 41 32	-40 23 53

1940006	Colatina Corpo de Bombeiros	-19 31 51	-40 37 23
1940007	Fundão	-19 56 13	-40 24 05
1940008	Santa Maria	-19 36 00	-40 37 00
1940009	Pancas	-19 13 13	-40 51 12
1940010	Valsugana Velha - Montante	-19 57 12	-40 33 09
1940012	Itaimbé	-19 39 49	-40 50 07
1940013	Novo Brasil	-19 14 15	-40 35 29
1940014	Pedra Alegre	-19 52 00	-40 45 00
1940016	Barra de São Gabriel	-19 03 28	-40 30 59
1940018	Santa Tereza - Museu de Biologia	-19 56 00	-40 36 00
1940020	Caldeirão	-19 57 18	-40 44 30
1940021	Aracruz	-19 49 48	-40 16 20
1940022	Jacupemba	-19 35 19	-40 11 53
1940023	Rio Bananal	-19 16 27	-40 19 15
1940025	Serraria (Alto do Moacir)	-19 17 43	-40 31 03
1940036	Linhares (Estação Experimental)	-19 24 00	-40 04 00
1940039	Santa Teresa	-19 51 00	-40 36 00
1940042	Aracruz	-19 49 00	-40 15 00
1940043	Itarana	-19 52 00	-40 53 00
1940044	Marilândia (Colatina)	-19 24 00	-40 31 00
1941003	Baixo Guandú	-19 31 25	-41 00 51
1941008	Laranja da Terra	-19 54 04	-41 03 29
1941009	Ibituba	-19 41 28	-41 01 12
1941012	Alto Rio Novo	-19 03 33	-41 01 39
2040000	Domingos Martins (Dnos)	-20 21 50	-40 39 42
2040001	Fazenda Jucuruaba	-20 24 54	-40 29 07
2040002	Alfredo Chaves (Dnos)	-20 38 00	-40 45 00
2040003	Fazenda Fonte Limpa (Dnos)	-20 11 25	-40 19 08
2040004	Guarapari (Dnos)	-20 39 08	-40 30 31
2040005	Iconha - Montante	-20 47 01	-40 49 33
2040006	Usina Paineiras (Dnos)	-20 57 10	-40 57 12
2040007	Santa Maria do Jetibá (Dnos)	-20 01 42	-40 44 36
2040008	Garrafão (Dnos)	-20 08 36	-40 58 31
2040009	Anchieta (Dnos)	-20 48 13	-40 39 22
2040010	Santa Leopoldina (Dnos)	-20 06 01	-40 31 40
2040011	Matilde (Dnos)	-20 33 24	-40 48 41
2040012	Marechal Floriano (Dnos)	-20 24 43	-40 40 56
2040013	Rio Novo do Sul (Dnos)	-20 52 52	-40 56 36
2040014	Duas Bocas (Dnos)	-20 15 41	-40 28 45
2040015	Perobinha (Dnos)	-20 17 01	-40 46 59
2040017	Duas Barras (Dnos)	-20 43 41	-40 52 57
2040018	Cachoeira Suiça (Dnos)	-20 04 46	-40 36 24
2040019	Granja São Jerônimo (Dnos)	-20 23 00	-40 43 00
2040020	Vila Nova Maravilha (Dnos)	-20 35 15	-40 56 57
2040022	Ponta da Fruta	-20 30 56	-40 21 49
2040023	São Rafael	-20 17 47	-40 56 02

2040035	Vitória	-20 19 00	-40 20 00
2040039	Canaã	-20 22 35	-40 26 46
2040042	Alfredo Chaves	-20 38 00	-40 45 00
2040045	Córrego do Galo	-20 19 03	-40 39 10
2041000	Atílio Vivacqua	-20 54 46	-41 11 42
2041001	Guaçuí	-20 46 25	-41 40 54
2041002	Castelo	-20 36 20	-41 11 59
2041003	Rive	-20 44 49	-41 27 58
2041004	Cachoeiro do Itapemirim (Dnos)	-20 51 00	-41 06 00
2041010	Jacigua (Dnos)	-20 42 07	-41 00 59
2041011	Conceição do Castelo (Dnos)	-20 21 08	-41 14 22
2041012	Muniz Freire (Dnos)	-20 27 00	-41 24 00
2041013	Iuna	-20 20 45	-41 32 15
2041014	Dores do Rio Preto	-20 41 09	-41 50 46
2041015	Fazenda Monte Alegre (Dnos)	-20 56 41	-41 24 03
2041016	Ibitirama (Dnos)	-20 32 26	-41 39 56
2041017	Santa Cruz Caparão (Dnos)	-20 19 22	-41 42 15
2041018	Usina Fortaleza (Dnos)	-20 22 17	-41 24 32
2041019	Itaici	-20 31 42	-41 30 41
2041020	Arace (Dnos)	-20 22 00	-41 03 40
2041021	Burarama (Dnos)	-20 40 50	-41 20 54
2041022	Usina São Miguel	-20 20 00	-41 07 00
2041023	Afonso Cláudio Montante	-20 04 43	-41 07 17
2041030	Iuna	-20 22 00	-41 32 00
2041031	Muqui	-20 58 00	-41 21 00
2041045	Cachoeiro do Itapemirim	-20 51 00	-41 06 00
2041047	Cachoeiro do Itapemirim	-20 51 00	-41 07 00
2041050	Muniz Freire	-20 28 00	-41 24 00
2041051	Venda Nova	-20 19 00	-41 10 00
2140000	Barra do Itapemirim (Dnos)	-21 00 27	-40 50 07
2141014	Ponte de Itabapoana	-21 12 22	-41 27 46
2141015	Mimoso do Sul (Dnos)	-21 03 53	-41 21 45
2141016	São José do Calçado	-21 02 12	-41 39 08
2141017	São José das Torres	-21 03 45	-41 14 28

ANEXO 2

Testes para validação da técnica de CI.

Foram realizados quatro testes para validar o método de CI, são eles: limite de detecção, limite de quantificação, linearidade e precisão.

Ribani *et al.*, (2004) citam que o Limite de Detecção (LD) consiste na menor concentração do analito que pode ser detectada. Isso quer dizer que, ela não será quantificada, necessariamente. Conforme mostram Aragão *et al.*, (2009), o LD é definido pela fórmula:

$$LD = 3,3 * \frac{s}{a}$$

Sendo que s representa o erro padrão da equação de regressão; e a representa a inclinação dessa reta.

Já o Limite de Quantificação (LQ) constitui a menor concentração do analito que pode ser medida de fato (RIBANI *et al.*, 2004) e, segundo Aragão *et al.*, (2009), é definido pela fórmula:

$$LQ = 10 * \frac{s}{a}$$

Os resultados obtidos dos LD e LQ empregando o detector UV/Vis, estão representados na Tabela 13. Durante toda a análise não foi possível detectar a concentração de nitrito. Como este nutriente é uma forma rapidamente consumida pelo fitoplâncton (TUNDISI & TUNDISI, 1976), é de se esperar que sua concentração, em águas naturais, seja baixa. Como o LD para nitrito foi de 27,95 µg/L, pode-se afirmar que a concentração de nitrito de todas as amostras esteve sempre abaixo deste valor pela técnica de CI utilizada. Por isso, foram realizados os demais testes de validação do método apenas para o nitrato.

Tabela 13 - Limite de Detecção (LD) e Limite de Quantificação (LQ) para nitrito e nitrato.

	NO ₂	NO ₃
LD (µg/L)	27,95	38,43
LQ (µg/L)	84,69	116,46

Segundo Aragão *et al.*, (2009), o teste de linearidade consiste na capacidade do método em gerar resultados diretamente proporcionais à concentração do íon analisado, dentro de uma faixa de concentração crescente (curva padrão), sendo a resposta relativa (R) desse método obtida pela razão entre a área dos picos (A) e a concentração (C) do analito. Nas técnicas instrumentais, a relação linear da equação da reta ($y = ax + b$) é válida apenas para um intervalo de concentrações do analito. Este intervalo, no qual é possível construir uma curva analítica linear, consiste na faixa linear dinâmica.

A partir disso, foi construído um gráfico com as respostas relativas no eixo y e suas concentrações correspondentes, em escala logarítmica, no eixo x. Além disso, plotou-se uma linha horizontal sobre toda a faixa linear, que corresponde ao valor da média das respostas relativas. Por fim foram desenhadas duas linhas horizontais paralelas ao gráfico, uma para 95% e outra para 105% da linha da faixa linear. Conclui-se que o método é linear até o ponto onde a resposta relativa intercepta a linha de 95% ou 105%.

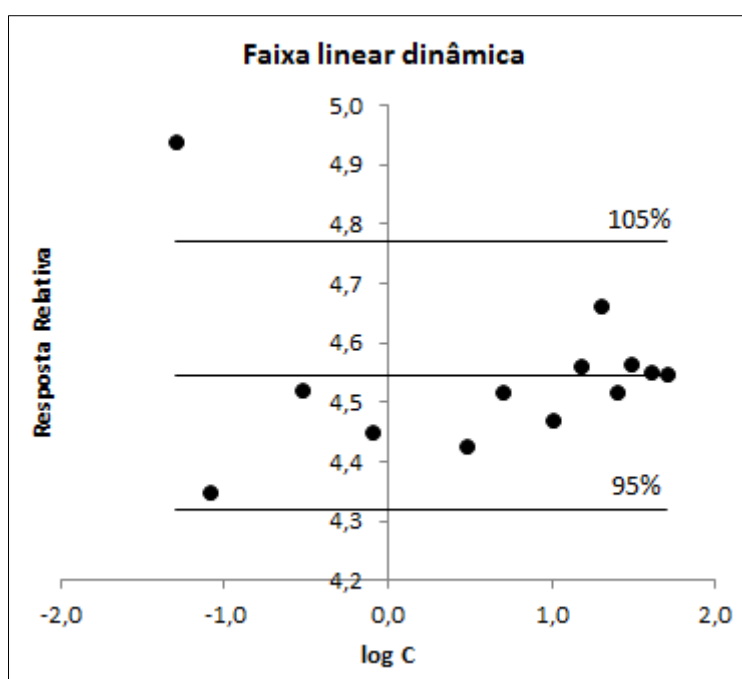


Figura 34 - Gráfico representando a faixa linear dinâmica para as amostras de nitrato.

Conforme mostra a Figura 34, apenas um valor extrapolou a faixa linear dinâmica. Esse ponto corresponde ao padrão de 0,03 ppm (i.e., 30 µg/L) de

nitrito, o que significa que valores abaixo de 30 µg/L não são detectados pelo método de Cl utilizado, conforme mostra o LD de 38,43 µg/L.

O teste de precisão constitui a dispersão dos resultados entre ensaios independentes, que são repetidos em uma mesma amostra ou padrão, sob as mesmas condições. O teste de precisão é avaliado pela estimativa do desvio padrão absoluto, ou seja, pelo desvio padrão relativo (*DPR*) (ARAGÃO *et al.*, 2009).

O resultado obtido no teste de precisão, expresso por meio da estimativa do desvio padrão relativo (*DPR*), de 9 replicatas de um padrão de nitrito com concentração aleatória *C* de 5 ppm, são apresentados na Tabela 14. O valor de *DPR* obtido foi de 0,6%, o que indica uma boa precisão do método, conforme citam Aragão *et al.*, (2009).

Tabela 14 - Avaliação da precisão do método de Cl.

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Média	DP*	DPR**
C (ppm)	5,2	5,11	5,14	5,14	5,11	5,18	5,13	5,16	5,12	5,14	0,03	0,60%

*DP – Desvio Padrão

**DPR – Desvio Padrão Relativo.