



UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO - UFMA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE - CCBS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA E LIMNOLOGIA - DEOLI
CURSO DE OCEANOGRAFIA BACHARELADO

JULIANA MARQUES COELHO BORBA

**ESTUDO DAS RELAÇÕES ENTRE A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E
VARIÁVEIS AMBIENTAIS NAS ÁGUAS ESTUARINAS DO RIO ANIL, SÃO
LUÍS - MARANHÃO**

São Luís - MA
2018

JULIANA MARQUES COELHO BORBA

**ESTUDO DAS RELAÇÕES ENTRE A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E
VARIÁVEIS AMBIENTAIS NAS ÁGUAS ESTUARINAS DO RIO ANIL, SÃO
LUÍS - MARANHÃO**

Monografia apresentada ao Departamento de Oceanografia e Limnologia (DEOLI) da Universidade Federal do Maranhão-UFMA, como requisito para a obtenção do título de Bacharel em Oceanografia.

Orientador: Prof. Dr. Marco Valério Jansen Cutrim.

São Luís - MA

2018

Ficha gerada por meio do SIGAA/Biblioteca com dados fornecidos pelo(a) autor(a).
Núcleo Integrado de Bibliotecas/UFMA

MARQUES COELHO BORBA, JULIANA.

ESTUDO DAS RELAÇÕES ENTRE A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA
E VARIÁVEIS AMBIENTAIS NAS ÁGUAS ESTUARINAS DO RIO ANIL,
SÃO LUÍS - MARANHÃO / JULIANA MARQUES COELHO BORBA. -
2017.

114 p.

Orientador(a): Marco Valério Jansen Cutrim.

Monografia (Graduação) - Curso de Oceanografia,
Universidade Federal do Maranhão, SÃO LUIS, 2017.

1. Biomassa. 2. Estuários. 3. Fitoplâncton. 4.
Macro-marés. I. Jansen Cutrim, Marco Valério. II. Título.

JULIANA MARQUES COELHO BORBA

**ESTUDO DAS RELAÇÕES ENTRE A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E
VARIÁVEIS AMBIENTAIS NAS ÁGUAS ESTUARINAS DO RIO ANIL, SÃO
LUÍS-MARANHÃO.**

Monografia apresentada ao Departamento de Oceanografia e Limnologia (DEOLI) da Universidade Federal do Maranhão - UFMA, como requisito para a obtenção do título de Bacharel em Oceanografia.

Orientador: Prof. Dr. Marco Valério Jansen Cutrim.

Aprovada em 15/JANEIRO/2018

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Marco Valério Jansen Cutrim (Orientador)

Departamento de Oceanografia e Limnologia da Universidade Federal do Maranhão - UFMA

Prof. Dr^a. Samara Aranha Eschrique

Departamento de Oceanografia e Limnologia da Universidade Federal do Maranhão - UFMA

Prof. Dr^a. Andrea Christina Gomes de Azevedo Cutrim

Departamento de Química e Biologia da Universidade Estadual do Maranhão - UEMA

Especialmente à minha mãe, por tudo que sou hoje e à minha avó, Dona Maria, que sempre acreditou em mim e que cumpriu muito bem a sua missão aqui na terra, mas infelizmente ela partiu e deixou imensa saudade!

Agradecimentos,

À Deus, pelo dom da vida, força, coragem, paciência, serenidade, sabedoria e determinação que me concedeu, permitindo que eu finalizasse esta pesquisa.

Ao meu avô, por seu amor imensurável, orações e palavras de apoio, Eu lhe amo muito Seu Fernando!

Ao Professor Dr. Marco Valério Jansen Cutrim, por ter aceitado ser meu orientador e contribuído muito para minha formação. Agradeço por ter me aceito em seu laboratório permitindo que eu conhecesse e me apaixonasse pelo mundo da Ficologia, por sua confiança, suporte científico e até as broncas durante esses quatro anos.

A Professora Dra. Samara Eschrique por sua “co-orientação” e mais que isso, por toda sua amizade, conselhos, dedicação, compreensão, apoio nos momentos difíceis, ajuda fundamental nas disciplinas de Oceanografia Química e Geoquímica de estuários, sempre com suas palavras de incentivo e força, e por ter permitido que eu participasse do projeto “Condições Ambientais das Águas Estuarinas do Rio Anil (SÃO LUÍS-MA) (APP-UNIVERSAL 00529/15)” que foi financiado pela FAPEMA e agradeço também a todos os estagiários do LABCICLOS, em especial (Pedro Freitas, Basílio e José Elias).

A todos os meus professores de graduação, em especial: Francisco José Dias (Franzé), Leonardo Gonçalves de Lima, Ricardo Barbieri, por suas contribuições científicas e conselhos. Em especial a minha professora de natação, Janaina Monzani que foi uma fofa desde sempre e me apoiou em tudo, com sua filosofia de vida de sempre manter o sorriso no rosto.

À família ASA (Associação de Solidariedade Acadêmica). Pelo auxílio financeiro concedido a qual tanto agregou meus estudos e por toda contribuição humana partilhada nesses quatro anos. Agradeço, em especial, ao casal de alemães Werner e Cornélia pela solidariedade e por serem mantenedores desse lindo projeto.

À minha família Marques Coêlho Borba pelo apoio e imenso amor, em especial aos meus primos (Thay, Thaty, Lu, Fernando e Adriano)

A Professora Dr. Andrea Christina Gomes de Azevedo Cutrim por ter aceito participar como membro da banca examinadora e também pelos conhecimentos que me foram passados quando participei de algumas de suas atividades científicas na UEMA.

A minha amiga Denise, que me acompanha nesta vida de “ufmista” desde o primeiro dia de aula, agradeço por sua amizade, incentivo, paciência, carinho, amor e parceria, e que possamos subir juntas todos os níveis desta escada da vida!

A todas as minhas amigas do LabFic-UFMA, em especial: Fefa, Jojô, Amandinha, Beth, Lis, Nágs, Cybele, Thaisa, Ronne, Débie, Karolzinha, Fran e Dona Sisi, pela convivência diária, ajuda nas análises em laboratório e ao James por sua, paciência, ajuda na realização e compreensão da estatística deste trabalho.

Aos meus amigos do curso: Eron, Thiago (Presi), Duda, Ana Rabelo, Dandan, Rubens Jr, Ju Aguiar, Gabs e Thalita também a família LHiCEAI pelo apoio e a todos os meus amigos da igreja São João Calábria que oraram por mim

Aos funcionários do DEOLI pela grande ajuda nos campos e pelos inúmeros auxílios ao longo deste trabalho: Seu Davi, Júnior, João (Sunshine) e Jô.

Enfim, a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho. Agradeço imensamente!

*“Como as ondas do mar, a vida é dinâmica,
E tão certa é a subida quanto à descida,
Um movimento é complementar ao outro,
Não desfrute somente o Sol,
Aprecie também a Lua”.*

(Roberto Shiyashiki)

RESUMO

O estuário do rio Anil, localizado na ilha de São Luís, está situado em uma área caracterizada por um clima tropical e regime de macromarés semidiurnas, com inúmeras casas de palafitas ao longo do estuário e despejo de esgoto doméstico *in natura* em suas águas. O estudo da comunidade fitoplanctônica é relevante para se conhecer a composição, biomassa e densidade fitoplanctônica do ecossistema aquático, uma vez que algumas espécies são bioindicadoras da qualidade ambiental. Baseado nisto, se desenvolveu esta pesquisa, com o objetivo de avaliar a relação entre a estrutura da comunidade fitoplanctônica com as variáveis ambientais, ao longo do estuário do rio Anil. As coletas de águas foram realizadas em oito pontos com auxílio da garrafa de *van Dorn* durante o período chuvoso e de estiagem do ano de 2016, em maré de sizígia na sub-superfície da lâmina de água (0,50m). Para a análise fitoplanctônica, foi feito arrasto horizontal com rede de plâncton (45 μ m). Estatisticamente, a transparência da água, pH, turbidez, TSS e índice de riqueza apresentaram diferença significativa. A temperatura da água apresentou pequenas oscilações durante o período estudado. Quanto à salinidade, o ambiente variou de limnético a eurialino. O pH apresentou valores básicos e os teores de oxigênio dissolvido mantiveram-se acima de 3,00 mg L⁻¹. Baseado na taxa de saturação do oxigênio dissolvido, o estuário foi caracterizado como semi-poluído a saturado para o gás oxigênio. As concentrações de nutrientes apresentaram amplas variações e mostraram que possuem fontes distintas ao longo estuário, com concentrações de fosfato maiores no período de estiagem enquanto que o silicato foi maior no período chuvoso. Quanto aos dados biológicos, foram identificados 251 táxons divididos em cinco divisões, com predomínio das espécies marinhas neríticas. A divisão Bacillariophyta foi a mais representativa, com as espécies *Paralia sulcata*, *Trieres regia*, *Odontella longicruris*, *Ditylum brightwellii*, *Euglena oxyurus*, *Thalassionema nitzschioides*, *Rhizosolenia setigera*, *Odontella mobiliensis*, *Nitzschia obtusa* var. *scalpeliformis*, *Lithodesmium undulatum*, *Coscinodiscus oculus-iridis* e *Oscillatoria* sp. sendo as mais frequentes. A diversidade, equitabilidade, biomassa e densidade algais foram típicas de ambientes que vem sofrendo forte ação antrópica proporcionando a predominância de poucas espécies oportunistas que se adaptam às condições eutróficas encontradas na área. A densidade fitoplanctônica caracterizou efeitos de florações em ambos os períodos sazonais. A clorofila-*a* foi mais elevada durante o período de estiagem variando entre 6,04 mg m⁻³ a 447,87 mg m⁻³ indicando tratar-se de um ambiente eutrófico. O nano/picofitoplâncton foi a fração que mais contribuiu durante o período de estiagem. Apesar da grande quantidade de fontes poluidoras no estuário do rio Anil, a forçante de maré se mostrou um grande potencial de diluição e renovação das águas.

Palavras-chave: Fitoplâncton. Biomassa. Estuários. Macromarés.

ABSTRACT

The Anil River Estuary, located in the island of São Luís, is situated in an area characterized by a tropical climate, semidiurnal macrotides, with several stilt houses along the estuary and the discharge of domestic sewage *in natura*. The study of the phytoplankton community is relevant to know the phytoplankton composition, biomass and abundance in the aquatic ecosystem since some species are bioindicators of environmental quality. Based on this, this research aims to evaluate the relationship between the phytoplankton community structure and the environmental variables along the Anil River Estuary. The water sampling were collected at eight samples with a van Dorn bottle during the rainy and dry periods in 2016, at spring tide in the water surface (0.50m). For phytoplankton analysis, horizontal trawl with plankton net (mesh size 45 µm) was carried out. Statistically, water transparency, pH, turbidity, TSS and richness index had significant difference. The depth at the sampling area and water transparency were higher in the rainy season. Water temperature showed slight variation during the studied period. In relation to salinity, the environment ranged from limnetic to euryhaline. The pH showed alkaline values and the concentrations of dissolved oxygen remained above 3.00 mg L⁻¹. Based on the oxygen saturation rate, the estuary was characterized as semi-polluted to saturated to the oxygen gas. The concentrations of nutrient presented wide variation and showed that they have different sources along the estuary, with the phosphate content higher in the dry season while silicate was higher in the rainy season. For biological data, 251 taxa were identified divided in five divisions, with predominance of neritic marine species. Bacillariophyta was the most representative division, with *Paralia sulcata*, *Trieres regia*, *Odontella longicruris*, *Ditylum brightwellii*, *Euglena oxyurus*, *Thalassionema nitzschioides*, *Rhizosolenia setigera*, *Odontella mobiliensis*, *Nitzschia obtusa* var. *scalpeliformis*, *Lithodesmium undulatum*, *Coscinodiscus oculus-iridis* e *Oscillatoria* sp. being the species most frequent. The algal diversity, equitability, biomass, and abundance were typical of environments that are under strong anthropogenic action, promoting the predominance of few opportunistic species which adapt to the eutrophic conditions found in the area. The phytoplankton abundance characterized the effects of blooms in both seasonal periods. Chlorophyll-a was higher during the dry season, varying from 6.04 mg m⁻³ to 447.87 mg m⁻³ and indicating a eutrophic environment. Nano/picophytoplankton was the fraction with higher contribution during the dry season. Despite the huge number of pollution sources along the Anil River Estuary, the tidal force proved to be a great potential for water dilution and renewal.

Key-words: Phytoplankton. Biomass. Estuaries. Macrotides.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa da Bacia Hidrográfica do Rio Anil, São Luís-Maranhão.	22
Figura 2 - Localização dos pontos de amostragem (P1 a P8) no estuário do Rio Anil, São Luís-MA.	24
Figura 3 - Comparação da média histórica mensal da precipitação pluviométrica (mm) durante os anos de 1971 a 2015 e da precipitação mensal para 2016 registrada na Estação Meteorológica de São Luís, Maranhão (Fonte: INMET, 2016).	37
Figura 4 - Variações da maré (m) registradas em São Luís, de acordo com DHN (2016): a) 1ª campanha (maio-período chuvoso); b) 2ª campanha (outubro-período de estiagem), e os horários mostrando os intervalos de coleta.	38
Figura 5 - Comportamento espacial e sazonal da profundidade da lâmina de água nos locais de amostragem do estuário do rio Anil, São Luís-MA.	42
Figura 6 - Distribuição espacial e sazonal da transparência, nas águas superficiais no estuário do rio Anil, São Luís-MA.	43
Figura 7 - Distribuição espacial e sazonal da temperatura nas águas superficiais no estuário do rio Anil, São Luís-MA.	45
Figura 8 - Distribuição espacial e sazonal da Salinidade das águas superficiais no estuário do rio Anil, São Luís-MA.	47
Figura 9 - Distribuição espacial e sazonal do pH nas águas superficiais no estuário do rio Anil, São Luís MA.	49
Figura 10 - Variação dos valores de oxigênio dissolvido espacial e sazonal no estuário do rio Anil, São Luís-MA.	50
Figura 11 - Variação dos valores da taxa de saturação de oxigênio dissolvido (%) espacial e sazonal no estuário do rio Anil, São Luís-MA.	51
Figura 12 - Distribuição espacial e sazonal da turbidez das águas do estuário do rio Anil, São Luis-MA.	52
Figura 13 - Distribuição espacial e sazonal dos Sólidos Totais em Suspensão (TSS) no estuário do rio Anil, São Luís-MA.	54
Figura 14 - Distribuição espacial e sazonal das concentrações de fosfato no estuário do rio Anil, São Luís-MA.	55
Figura 15 - Distribuição espacial e sazonal do Silicato no estuário do rio Anil, São Luís-MA.	58
Figura 16 - Variação sazonal da distribuição do fitoplâncton pelos grupos mais representativos no estuário do rio Anil, São Luís-MA.	59
Figura 17 - Variação espacial das divisões do fitoplâncton ao longo dos pontos amostrais no etuário do rio Anil, São Luís-MA. a) período chuvoso e b) período de estiagem.	64
Figura 18 - Distribuição percentual das categorias do Índice de Constância dos táxons identificados no estuário do rio Anil, durante o período chuvoso (a) e durante o período de estiagem (b).	65
Figura 19 - Distribuição percentual quanto aos dados ecológicos dos táxons genéricos e infragenéricos, identificados ao longo do estuário do rio Anil, São Luís-MA. Período chuvoso (a) e período de estiagem (b).	66
Figura 20 - Variação espacial das concentrações de clorofila-a total ao longo do estuário do rio Anil, São Luís-MA durante o período chuvoso (a) e período de estiagem (b).	71

Figura 21 - Variação espacial e sazonal das concentrações do microfitoplâncton no estuário do rio Anil São Luís-MA, durante o período chuvoso e de estiagem.	74
Figura 22 - Variação espacial e sazonal das concentrações do nano/picofitoplâncton no estuário do rio Anil São Luís-MA, durante o período chuvoso e de estiagem. . Erro! Indicador não definido.	
Figura 23 - Densidade fitoplanctônica das águas superficiais do estuário do rio Anil durante o período chuvoso e de estiagem.....	76
Figura 24 - Valores do Índices de diversidade no estuário do rio Anil, São Luís-MA durante o período chuvoso e de estiagem.....	79
Figura 25 - Valores do Índices de Equitabilidade (J') no estuário do rio Anil, São Luís-MA durante o período chuvoso e de estiagem.	80
Figura 26 - Valores do índice de Riqueza (R') no estuário do rio Anil, São Luís-MA durante o período chuvoso e de estiagem.....	81
Figura 27 - Análise de Componentes Principais dos parâmetros bióticos e abióticos do estuário do rio Anil (período chuvoso-1 ^a campanha). pH-Potencial Hidrogeniônico; Transp.-transparência; Salinidade; OD-oxigênio dissolvido; Chl a-clorofila- <i>a</i> ; Micro-microfitoplanctôn; Nano/pico- nano/picofitoplâncton; Densidade-densidade fitoplanctônica; Silicato; Feo-feopigmento; TSS-Sólidos Totais em Suspensão; Fosfato; Turbidez.	88
Figura 28 - Análise de Componentes Principais dos parâmetros bióticos e abióticos do estuário do rio Anil (período de estiagem-2 ^a campanha). TSS-Sólidos Totais em Suspensão; Turbidez; Micro-Microfitoplanctôn; Nano/pico-nano/picofitoplâncton; Feo-feopigmento; Densidade-densidade fitoplanctônica; Temperatura; Fosfato; Salinidade; OD-oxigênio dissolvido; Transp.-transparência; pH-potencial hidrogeniônico; Silicato.	89
Figura 29 - Análise da correspondência canônica realizada com parâmetros ambientais para o período chuvoso. Para sul.- <i>Paralia sulcata</i> ; Calomp.- <i>Caloneis permangma</i> ; Euglen.- <i>Euglena sp.</i> ; Coscsp.- <i>Coscinodiscus sp.</i> ; Nitzsig.- <i>Nitzschia sigma.</i> ; Entom.- <i>Entomoneis alata</i> ; Feo.-Feopigmento; Transp.-transparência; Densidade-Densidade fitoplanctônica; Chl-a-Clorofila- <i>a</i> ; TSS-Sólidos Totais em Suspensão.....	93
Figura 30 - Análise da correspondência canônica realizada com parâmetros ambientais para o período de estiagem. Transp.-transparência; <i>Odontella rhombus</i> ; <i>Thalassionema nitzschioides</i> ; <i>Coscinodiscus oculus-iridis</i> ; <i>Pleurosigma sp.</i> ; <i>Euglena-Euglena sp.</i> ; <i>Thalassionema sp.</i> ; <i>Entomoneis alata</i> ; <i>Diploneis grwendellii</i> ; <i>Dytilum brigtwelii</i> ; <i>Nitzschia longissima var. parva</i> ; Feo.-feopigmento; Densidade-densidade fitoplanctônica; Chl-a-clorofila- <i>a</i>	94

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Posicionamentos geográficos dos pontos de amostragens no estuário do Rio Anil, São Luís-MA	25
Tabela 2 - Valores mínimo, máximo, média e desvio padrão dos parâmetros hidrológicos e hidroquímicos obtidos no estudo das águas superficiais do estuário do rio Anil na maré de sizígia em maio (1ª Campanha-Período Chuvoso) e outubro (2ª Campanha-Período de Estiagem). Os valores em negrito representam diferença significativa ($p < 0,05$) referente a análise de variância One-Way (ANOVA) e o teste de Kruskal-Wallis.	41
Tabela 3 - Densidade (cel L^{-1}) e Índice de Dominância (Y) das espécies mais abundantes durante o período chuvoso no estuário do rio Anil, São Luís-MA.	77
Tabela 4 - Densidade (cel L^{-1}) e Índice de Dominância (Y) das espécies mais abundantes durante o período de estiagem no estuário do rio Anil, São Luís-MA.....	77
Tabela 5 - Lista de táxons identificados durante o período chuvoso e de estiagem no estuário do rio Anil, São Luís-MA, com os pontos onde ocorreram e classificação pelo Índice de Constância e categorias: Constante (CON.), Acessória (ACE.) e Acidental (ACI.).....	82
Tabela 6 - Matriz da correlação de Pearson entre parâmetros bióticos e abióticos durante o período chuvoso, onde: Transp.-transparência da água; Temperatura, Salinidade, pH, OD-Oxigênio Dissolvido, Turbidez, TSS, Fosfato, Silicato, Chl-a-Clorofila-a, Micro-Microf.....	90
Tabela 7 - Matriz da correlação de Pearson entre parâmetros bióticos e abióticos durante o período de estiagem, onde: Transp.-transparência da água; Temperatura, Salinidade, pH, OD-Oxigênio Dissolvido, Turbidez, TSS, Fosfato, Silicato, Chl-a-Clorofila-a, Micro-Micro	91
Tabela 8 - Pesos e Variância explicada pelas duas primeiras componentes principais para os parâmetros mensurados durante o período chuvoso no estuário do rio Anil, São Luís-MA.	110
Tabela 9 - Pesos e Variância explicada pelas duas primeiras componentes principais para os parâmetros mensurados durante o período de estiagem no estuário do rio Anil, São Luís-MA.	110

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Classificação dos táxons encontrados durante o período chuvoso no estuário do rio Anil, São Luís-MA.	68
Quadro 2 - Classificação ecológica dos táxons encontrados durante o período de estiagem no estuário do rio Anil, São Luís-MA.....	69

LISTA DE SIGLAS, UNIDADE E ABREVIATURAS

%OD - Percentual de Saturação em Oxigênio Dissolvido

(PO₄³⁻) - Fosfato

μmol L⁻¹ - micromol por litro

ACP - Análise de Componentes Principais

APHA - *American Public Health Association*

CCA - Análise de Correspondência Canônica

céls L⁻¹ - Células por litro

Chl-*a* - Clorofila-*a*

cm - centímetro

CO₂ - gás dióxido de carbono

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

Cond. - Condutividade elétrica

CTD - (*Conductivity, Temperature and Depth*)

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DEOLI - Departamento de Oceanografia e Limnologia

Desv. - Desvio Padrão

df - Grau de liberdade (*Freedom Degrees*)

DHN - Diretoria de Hidrografia e Navegação

et al. - entre outros

Feo. – eopigmento

Fig. - Figura

FSADU - Fundação Sôsândrade de Apoio ao Desenvolvimento da UFMA

g grama

g kg⁻¹ - gramas por quilograma

hab.km⁻² - habitantes por quilômetros quadrados

HCl - Ácido Clorídrico

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INMET - Instituto Nacional de Metereologia

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

km² - quilômetros quadrados

m - metros
m³ s⁻¹ - metros cúbicos por segundos
MA - Maranhão
Máx. - Máximo
Méd. - Média
mg. L⁻¹ - miligramas por litro
mg.m⁻³ - miligrama por metro cúbico
Min. - Mínimo
mL - mililitro
mm - milímetros
mm² - milímetros ao quadrado
mS cm⁻¹ - milisiemen por centímetro
nm - nanometro
UNT - Unidades Nefelométricas de Turbidez
°C - Graus Celsius
OD - Oxigênio Dissolvido
PA - Pará
PE - Pernambuco
pH - Potencial Hidrogeniônico
prof. - profundidade
R1 - Reagente 1
R2 - Reagente 2
Sal. - Salinidade
SC - Santa Catarina
Si (OH)₄ - Silicato
Sz - Maré de Sizígia
Tab. - Tabela
Temp. - temperatura
TSS - Sólidos Totais em Suspensão
UFMA - Universidade Federal do Maranhão
ZCAS - Zona de Convergência do Atlântico Sul
ZCIT - Zona de Convergência Inter Tropical

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	18
2 OBJETIVOS	21
2.1 Objetivo Geral.....	21
2.2 Objetivos Específicos.....	21
3 MATERIAIS E MÉTODOS	22
3.1 Descrição da Área de Estudo	22
3.2 Amostragem em campo.....	24
3.3 Parâmetros Hidrológicos: Maré	25
3.4 Parâmetros Físico-Químicos	26
3.4.1 Transparência da Água (m).....	26
3.4.2 Oxigênio Dissolvido (OD)	26
3.5 Nutrientes Dissolvidos	27
3.5.1 Fosfato (PO_4^{3-}).....	27
3.5.2 Silicato ($\text{Si}(\text{HO})_4$).....	28
3.6 Sólidos Totais em Suspensão (TSS).....	28
3.7 Parâmetros Bióticos.....	29
3.7.1 Análise Qualitativa da Composição Fitoplanctônica	29
3.7.2 Clorofila- <i>a</i>	30
3.7.3 Densidade Fitoplanctônica	31
3.8 Feopigmento.....	32
3.9 Índices de Constância, Dominância, Diversidade, Equitabilidade e Riqueza	33
3.10 Tratamento de Dados	36
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
4.1 CARACTERÍSTICAS OCEANOGRÁFICAS DA ÁREA EM ESTUDO.....	36
4.1.1 Precipitação Pluviométrica.....	36
4.1.2 Maré	38
4.2 Distribuição Espacial e Temporal dos Parâmetros Hidroquímicos	40
4.2.1 Profundidade da Lâmina d'água.....	42
4.2.2 Transparência da Água.....	43
4.2.3 Temperatura da água	44
4.2.4 Salinidade da água.....	46
4.2.5 Potencial Hidrogeniônico da água (pH)	48
4.2.6 Oxigênio Dissolvido e Percentual de Saturação do Oxigênio.....	49
4.2.7 Turbidez	51
4.2.8 Sólidos Totais em Suspensão (TSS).....	53
4.2.9 Fosfato (PO_4^{3-}).....	54
4.2.10 Silicato ($\text{Si}(\text{HO})_4$).....	56

5. FITOPLÂNCION	58
5.1 Composição do Microfitoplâncton.....	58
5.1.1 Distribuição sazonal da comunidade fitoplanctônica	59
5.1.2 Distribuição espacial da comunidade fitoplanctônica	63
5.2 Índice de Constância	64
5.3 Considerações ecológicas do Fitoplâncton.....	66
5.4 Concentrações de Clorofila- <i>a</i> e Feopigmento	70
5.5 Microfitoplâncton e Nano/Picofitoplâncton.....	74
5.6 Densidades Fitoplanctônica.....	75
5.6.1 Análise Numérica do Fitoplâncton.....	76
6. ANÁLISES ESTATÍSTICAS	87
6.1 Análise de Componentes Principais (ACP).....	87
6.2 Análise de Correspondência Canônica (CCA).....	92
7. CONCLUSÃO	95
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	96

1 INTRODUÇÃO

Os estuários são ecossistemas costeiros semifechados ligados diretamente ao mar aberto, são muito dinâmicos e a estratificação é complexa, devido às diferenças de salinidade e temperatura. Estendem-se rio acima até o limite de influência da maré e apresentam uma circulação heterogênea por intermédio das entradas de águas pluviais, subterrâneas, e sobretudo fluviais, além da renovação periódica e sistemática da água sob a influência da maré, e os ventos, que são as principais forças geradoras de movimento nos sistemas costeiros e oceânicos (MIRANDA et al. 2002).

Os estuários são sistemas altamente dinâmicos, passando de mudanças diárias das marés às mudanças sazonais. Essa variabilidade no tempo e no espaço torna os estuários altamente heterogêneos e ecossistemas complexos capazes de sustentar níveis elevados de biodiversidade (ATTRILL; RUNDLE, 2002; MUYLAERT et al., 2009). À medida que são dotados de ricos recursos biológicos, as regiões estuarinas constituem frequentemente um dos habitats naturais mais explorados da Terra (QASIM, 2003). Estas áreas são recursos importantes para a população humana, sendo por vezes a sua única fonte de rendimento para as comunidades locais, como a pesca.

Aproximadamente 40% da população mundial habita áreas costeiras e estuarinas, concentrando atividades humanas que causam danos aos ecossistemas marinhos (MEA, 2005; HALPERN et al., 2008). As regiões estuarinas de todo o mundo estão sofrendo rápidas mudanças, devido às perturbações antropogênicas, incluindo a contaminação química, como urbanização, agricultura e indústria causadas pela exploração dos recursos marinhos (CLOERN et al., 2016; NOGALES et al., 2011).

Ao longo dos litorais, sais nutrientes são retirados do continente, ventos de superfície e a presença de correntes marítimas que ressuspendem sedimentos ricos nestes sais, e a luz solar favorece o crescimento de organismos fotossintetizantes (CORSON, 2002). Eles crescem e se desenvolvem em condições físicas e químicas características, principalmente, sob a incidência luminosa, temperatura, salinidade e disponibilidade de nutrientes na coluna d'água, que interagem produzindo microambientes distintos (GREGO, 2010; TENÓRIO et al., 2005).

Esses fatores podem influenciar a distribuição espacial e temporal do fitoplâncton, e ser responsável por uma grande heterogeneidade no estuário (HOLLIGAN et al., 1984; POWELL et al., 1989; BURFORD et al., 1995; TANG et al., 2003).

O fitoplâncton é um constituinte fundamental dos estuários, sendo um produtor primário, que influencia fortemente a qualidade da água (ou seja, a eutrofização). Nos estuários, a dinâmica do fitoplâncton sazonal é determinada principalmente por grandes variações na irradiância, temperatura, nutrientes e escoamento do rio (HITCHOCK; SMAYDA, 1977; CLOERN, 1987; ALPINE; CLOERN, 1988; UNDERWOOD; KROMKAP, 1999; EYRE; BALLS, 1999).

Em geral, os estuários tropicais são caracterizados por apresentar temperaturas e níveis de irradiância mais altas ao longo do ano e maiores variações no escoamento do rio que os estuários temperados (NITTROUER et al., 1995; EYRE; BALLS, 1999). Estas características levam a elevadas taxas de produtividade primária, estando alguns estuários tropicais entre os sistemas aquáticos mais produtivos do mundo (CLOERN et al. 2013). A análise das concentrações de clorofila-*a* no tempo e no espaço, além das variáveis físico-químicas, é de extrema importância para a compreensão dos fenômenos ecológicos aquáticos (LONGHURST; PAULY, 2007).

No Maranhão, a bacia do rio Anil é considerada como a mais urbanizada da ilha, a qual apresenta problemas associados à ocupação desordenada e lançamento de esgotos *in natura* (NASCIMENTO, 2010).

Considerando que os estuários apresentam grande fragilidade e vulnerabilidade, do ponto de vista ambiental às intervenções antrópicas, decorrentes da complexidade dos mesmos serem resultantes da intervenção terra-ar-água (GRIGIO et al. 2003), tornam-se de suma importância trabalhos que objetivem diagnósticos de tais ecossistemas como o rio Anil, sendo de grande relevância para a região, levando-se em consideração que tal rio, principalmente sua zona estuarina, é utilizado como fonte de alimentação e renda pela população que habita suas margens, e que suas águas estão sujeitas às pressões dos diversos tipos de uso pelo homem, tais como atividades de pesca, navegação, ocupação por núcleos urbanos desordenados, lançamentos de efluentes domésticos e industriais, entre outros, capazes de modificar as suas condições naturais, resultando em um conjunto de fenômenos que merecem atenção nos estudos hidrológicos e ambientais.

A compreensão dessas interações que ocorrem no meio hídrico são de suma importância para a detecção das alterações naturais e antrópicas, utilizando como ferramenta as variáveis hidrológicas e dados quantitativos e qualitativos do fitoplâncton, visto que, são excelentes indicadores ambientais. O conhecimento das variáveis

hidrológicas, hidroquímicas e biológicas, em escalas sazonal e espacial, permitem a avaliação da qualidade ambiental do sistema, sua variabilidade e tendências. Estas informações constituem a base para a avaliação da capacidade de suporte do ambiente para diversas atividades. O desenvolvimento de estudos nos demais ambientes estuarinos é bastante relevante às pesquisas nacionais, pois contribui como uma ferramenta adequada para avaliação das mudanças de origem natural e antrópica, contribuindo para um rápido diagnóstico desses ecossistemas.

As informações que serão reportadas neste estudo devem enriquecer com mais detalhes as ações mitigadoras considerando que as respostas a estes impactos são sinalizadas por processos de eutrofização a perda da qualidade da água. Sendo assim, o objetivo deste trabalho é estudar as relações entre variáveis abióticas e estrutura, composição e biomassa da comunidade fitoplanctônica no estuário do rio Anil, São Luís – MA.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a relação entre a estrutura da comunidade fitoplanctônica com as variáveis ambientais, ao longo do estuário do rio Anil.

2.2 Objetivos Específicos

- Determinar os parâmetros físico-químicos: transparência (m), temperatura (°C), salinidade (g kg^{-1}), pH, oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), turbidez (UNT), sólidos totais em suspensão (mg L^{-1}), fosfato ($\mu\text{mol L}^{-1}$) e silicato ($\mu\text{mol L}^{-1}$) nos pontos de amostragem ao longo do estuário do rio Anil;
- Quantificar as concentrações de clorofila-a (mg m^{-3}) e feopigmento (mg m^{-3}) nas diferentes frações, durante períodos chuvoso e de estiagem;
- Determinar a densidade fitoplanctônica (cels L^{-1}) e relacioná-los com as variáveis abióticas;
- Identificar a comunidade fitoplanctônica ao nível específico e infra específico nos diferentes períodos sazonais nos pontos de amostragem;
- Aplicar índices de dominância, constância, riqueza, diversidade e equitabilidade, afim de caracterizar o estuário do rio Anil quanto a esses índices;
- Correlacionar estatisticamente os parâmetros bióticos e abióticos.

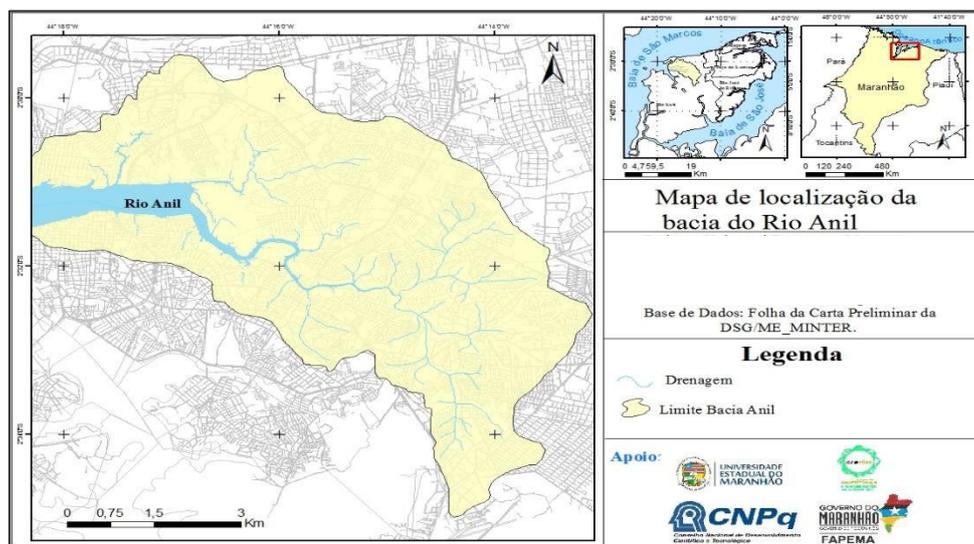
3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Descrição da Área de Estudo

A área estudada corresponde ao estuário do rio Anil, que está localizado geograficamente na parte ocidental da ilha de São Luís, entre as coordenadas geográficas: 02° 29' 14"S-02° 39' 47"S e 44° 12' 55"W-44° 19' 15"W. A Ilha é composta pelos seguintes municípios: São Luís (capital), São José de Ribamar, Paço do Lumiar e Raposa. As bacias hidrográficas do Maranhão apresentam grandes importâncias hidrológicas, ecológicas, econômicas, sociais e são formadas pelos rios Anil, Bacanga, Tibiri, Paciência, Maracanã, Calhau, Pimenta, Coqueiro e Cachorros (ALCÂNTARA, 2004). O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é tipo AW, tropical chuvoso, com predominância de chuvas nos meses de janeiro a abril. A temperatura média anual oscila em torno de 28°C.

A bacia hidrográfica do rio Anil (Fig. 1) possui uma densidade demográfica em torno de 78 hab/km². Estima-se, segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2010), que no final do século XIX a população era de 30.000 mil habitantes, já no início do século XX, alcançava o nível de aproximadamente 53.000 mil. Já em 2010 apresentava uma população de 394.140 pessoas, com um crescimento aproximado de 31,38% em 10 anos (BEZERRA, 2008; IBGE, 2010).

Figura 1 - Mapa da Bacia Hidrográfica do Rio Anil, São Luís-Maranhão.



O estuário do rio Anil deságua no Complexo Estuarino de São Marcos (CESM), e possui área de 40,94 km² e comprimento de 12,63 km, sendo atualmente o mais

urbanizado da ilha de São Luís (ALCÂNTARA; AMORIM, 2005). É caracterizado como um ambiente bastante dinâmico, recebendo grande influência das marés salinas na maior parte de seu percurso (GERCO, 1998). Possui uma circulação hídrica determinada principalmente pelo regime de marés semidiurnas, sendo duas baixamares e duas preamares por dia, com macromarés que podem chegar a aproximadamente 7,0 metros de altura nas grandes marés de sizígia, apresentando média de 6,6 metros nas preamares, as correntes de maré podem chegar a 2.5 m s^{-1} e alturas das ondas entre 0,6 e 1,4 metros (EL-ROBRINI et al., 2006).

De acordo com Almeida (1995), a precipitação pluviométrica média anual é da ordem de 1.900 mm, sendo que o período chuvoso abrange os meses de janeiro a junho e o período de estiagem ocorre de julho a dezembro. As temperaturas médias variam entre 26°C e 29°C , e seu regime hidrológico é fortemente influenciado pelo ciclo de marés em cerca de 2/3 da extensão de seu curso, característica comum dos rios da ilha de São Luís.

O rio Anil tem suas nascentes localizadas no Bairro Aurora, descendo ao nível do mar aproximadamente 9,5 km em linha reta, com todo seu curso desenvolvendo-se no sentido sudeste/noroeste, e devido à topografia plana de sua bacia, entre a área de influência marinha e a nascente, numa extensão de mais ou menos 9 km, o rio apresenta uma drenagem de aspecto retilíneo (TROVÃO, 1994; LABOHIDRO, 1980; SIQUEIRA, 1897).

Atualmente, consideram-se como suas nascentes dois córregos, um maior situado no bairro Vila Izabel Cafeteira, próximo ao conjunto COHAB-Anil III, e outra menor na Aurora. Estas nascentes brotam em áreas de várzeas e seguem carregando consigo uma enorme carga de esgoto ao passar por bairros muito populosos, tais como Anil, Cohab, Santa Cruz, Radional, Vila Palmeira, Ivar Saldanha, Ipase, Alemanha, Monte Castelo, Fé em Deus, Floresta, Liberdade, Camboa e Centro (SOUZA, 2005).

A área de entorno do estuário tem como principal cobertura vegetal o mangue e grande presença de palafitas, despejo de esgoto doméstico *in natura*, e seus afluentes estão praticamente desaparecendo (TROVÃO, 1994).

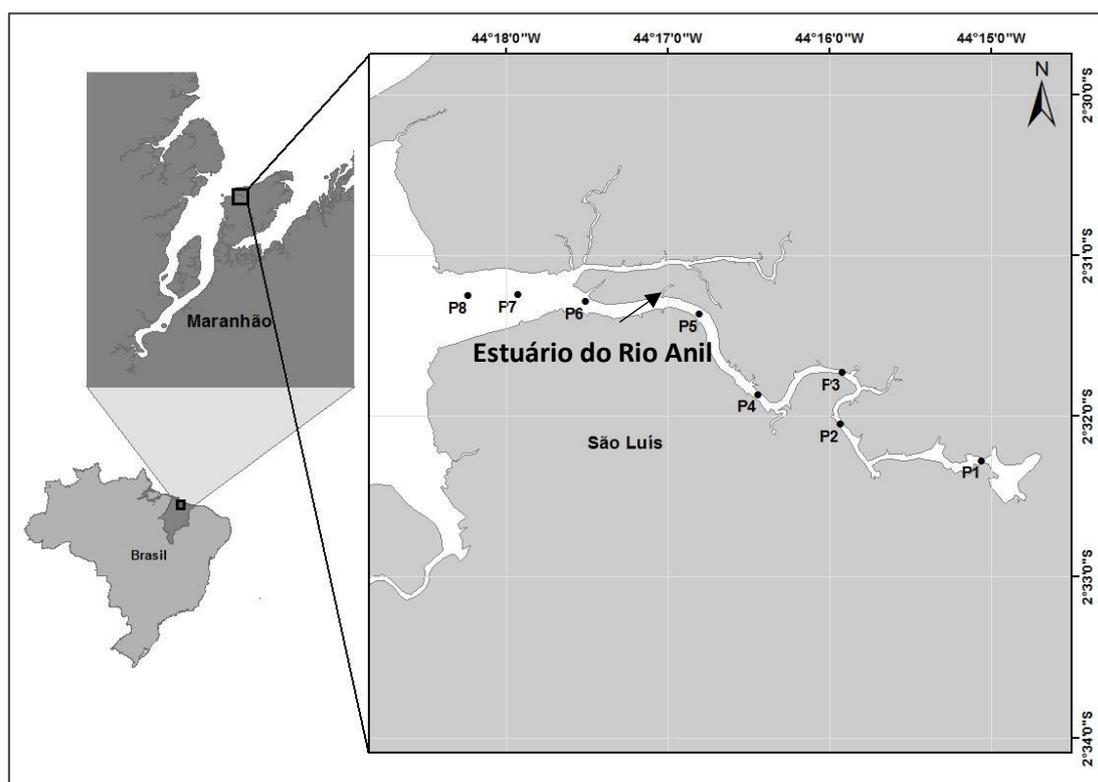
Embora se localize em terrenos alagadiços e seu uso seja restrito à ocupação, os manguezais têm sido desmatados e/ou aterrados para posteriormente serem implantadas palafitas e áreas de ocupação, mas também órgãos de gestão e empreendimentos particulares (GOMES, 2001). A sua forte urbanização é resultado do seu processo

histórico de ocupação e pela ausência de planejamento e deficiência nos sistemas de abastecimento hídrico e na infra-estrutura sanitária.

3.2 Amostragem em campo

As coletas de águas para análise dos parâmetros bióticos e abióticos no estuário do rio Anil foram realizadas em 8 pontos fixos e pré-determinados distribuídos ao longo do estuário (Fig. 2), durante o período chuvoso (11 de maio) e de estiagem (04 de outubro) do ano de 2016, em maré de sizígia com coletas feitas na sub-superfície da lâmina de água (0,50m).

Figura 2 - Localização dos pontos de amostragem (P1 a P8) no estuário do Rio Anil, São Luís–MA.



Fonte: LHiCEAI-UFMA

As localizações geográficas dos pontos de coleta no estuário do rio Anil serão apresentadas na Tabela 1. Para este estudo, os oito pontos de coleta foram fixados com auxílio de um GPS, contemplando desde a estação P1 que fica próxima à Ponte do bairro da Vila Palmeira, à montante do estuário, com grande influência do aporte limnético até a estação P8 que fica nas proximidades da foz do rio Anil, embaixo da Ponte José Sarney,

e é uma estação caracterizada pela grande influência de águas oceânica costeiras, oriundas do Complexo Estuarino de São Marcos (CESM).

Tabela 1 - Posicionamentos geográficos dos pontos de amostragens no estuário do Rio Anil, São Luís–MA.

ESTAÇÕES	COORDENADAS	
	LATITUDE	LONGITUDE
P1	2°32,275'S	44°15,060'O
P2	2° 32,047'S	44° 15,936'O
P3	2° 31,729'S	44° 15,924'O
P4	2° 31,863'S	44° 16,443'O
P5	2° 31,361'S	44° 16,807'O
P6	2° 31,287'S	44° 17,511'O
P7	2° 31,241'S	44° 17,924'O
P8	2° 31,247'S	44° 18,233'O

As amostras de água para a determinação dos parâmetros físicos, químicos e biológicos foram coletados na sub-superfície (0,50 m), com o auxílio de garrafas tipo *van Dorn* com capacidade de 5 litros. Posteriormente, as amostras para determinação dos nutrientes dissolvidos (fosfato e silicato) e dos pigmentos clorofilados, foram armazenadas em frascos de polietileno de 500 mL, devidamente etiquetados e lavados em solução de água e HCl à 10%, e reservados e refrigerados em caixas de isopor até chegar aos laboratórios na Universidade Federal do Maranhão (UFMA).

Para a determinação da temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidade (g kg^{-1}), e profundidade local, foi utilizado o equipamento CTD (Conductivity, Temperature and Depth) da marca YSI CastAway®. O pH foi medido com o uso de multiparâmetro HANNA HI-8424®, calibrado previamente com soluções de calibração rápida. E a turbidez foi medida através do aparelho espectrofotômetro de marca HACH DR/2000.

Para determinação de Oxigênio Dissolvido (OD) as amostras de água foram armazenadas em frascos âmbar de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) enumerados e com volumes calibrados dias antes da coleta.

3.3 Parâmetros Hidrológicos: Maré

As informações sobre a maré foram obtidas pelo marégrafo mais próximo, localizado em São Luís, fornecidas pela Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN).

3.4 Parâmetros Físico-Químicos

3.4.1 Transparência da Água (m)

A transparência da água corresponde à profundidade na qual a incidência de luz é 1%, sendo o limite entre a zona eufótica e afótica. A transparência da água foi determinada a partir da medida de profundidade de desaparecimento do disco de Secchi medido *in situ*, com o coeficiente de extinção da luz apresentado por (POOLE; ATKINS, 1929), segundo as equações a seguir:

$$K = 1,7 \times D^{-1}$$
$$Z_{eu} = 4,6 \times K^{-1}$$

Onde:

K = coeficiente de extinção da luz;

D = profundidade do desaparecimento do disco de *Secchi* (m);

Z_{eu} = profundidade da camada de até 1% da luz incidente, que corresponde ao valor da transparência da água.

3.4.2 Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido será determinado pelo método de Winkler (1888) como descrito em (STRICKLAND; PARSONS, 1972). As soluções de manganês bivalente Mn^{2+} (R1) e de iodeto de potássio alcalino (R2), serão adicionados à amostra. O oxigênio molecular dissolvido oxida uma quantidade equivalente de hidróxido de manganês 2^{+} (precipitado branco) a hidróxido de manganês 3^{+} oxidado retornará ao estado reduzido de manganês 2^{+} solúvel, e é liberado o iodo em quantidade equivalente ao oxigênio original. O iodo formado é então titulado com solução padrão de tiosulfato de sódio, usando-se como indicador a suspensão de amido. O método tem precisão de $0,35 \text{ mmol L}^{-1}$, o valor correto, para uma média de n determinações realizadas sob as condições próximas aquelas ideais, é de $\pm 0,0015/\sqrt{n} \text{ mmol L}^{-1}$. A concentração de OD é dada pela seguinte fórmula

da equação 3 a seguir:

$$[O_2] \text{ mL L}^{-1} = \frac{M (V - b) \times 1,000}{\text{volume do frasco de DBO calibrado}} \times 22,4 \times \frac{T}{273}$$

Onde:

V = volume médio da solução de tiosulfato gasto na titulação da amostra (em mL);

b = volume do teste em branco em mL (Tiosulfato ou Iodato);

M = concentração da solução de tiosulfato (em mol L⁻¹);

T = temperatura absoluta da amostra *in situ* (em °K).

Os cálculos de saturação de oxigênio dissolvido (%OD) foram feitos com o auxílio das tabelas e fórmulas descritas em (AMINOT; CHAUSSEPIED, 1983).

O percentual em oxigênio dissolvido (% OD) consiste na quantidade máxima de oxigênio que pode ser dissolvido na água em determinada pressão, temperatura e salinidade. A determinação do % OD em um ambiente aquático auxilia a compreender e classificar o ambiente quanto a sua qualidade, Macêdo; Costa (1978), estabeleceram para os ambientes estuarinos do nordeste brasileiro as seguintes zonas, conforme os valores de % OD:

- zona supersaturada – com valores de saturação acima 100 %;
- zona de saturação – com valores entre 50 a 100 %;
- zona de baixa saturação – com valores de 25 a 50%;
- zona semipoluída – com valores entre 5 a 25%; e
- zona poluída – com valores abaixo de 5%.

3.5 Nutrientes Dissolvidos

3.5.1 Fosfato (PO₄³⁻)

A determinação do fosfato presente na água estuarina, seguiu a metodologia colorimétrica descrita por Grasshoff et al. (1999). Após a adição dos reagentes na

amostra, resultará em uma cor azul, Para a leitura da concentração desse nutriente no espectrofotômetro foi utilizado um comprimento de onda de 880 nm. Esse método tem uma precisão relativa de $\pm 15 \%$ em baixas concentrações ($0,2 \mu\text{mol L}^{-1}$), em médias concentrações ($0,9 \mu\text{mol L}^{-1}$) $\pm 5 \%$ e em altas concentrações ($2,8 \mu\text{mol L}^{-1}$) $\pm 2 \%$.

3.5.2 Silicato (Si (HO)_4)

A concentração do silicato presente na água estuarina foi determinada através da metodologia descrita por Grasshoff et al. (1999), no qual resulta composto azul de molibdênio. Para a leitura da concentração desse nutriente no espectrofotômetro foi utilizado um comprimento de onda de 810 nm. Esse método tem uma precisão de $\pm 4 \%$ em $4,5 \mu\text{mol L}^{-1}$, $\pm 2,5$ em $0,9 \mu\text{mol L}^{-1}$ e $\pm 6 \%$ em $150 \mu\text{mol L}^{-1}$.

3.6 Sólidos Totais em Suspensão (TSS)

Os Sólidos Totais em Suspensão (TSS) presente nas águas estuarinas foram determinados por medida gravimétrica, segundo as metodologias descritas em Strickland; Parsons (1968) e APHA (2001).

No laboratório, as amostras de água foram filtradas em filtros de fibra de vidro de marca Whatman GF/F com porosidade nominal de $0,45 \mu\text{m}$ e 47 mm de diâmetro, previamente lavados, tratados e secos em balança analítica de precisão. Para cada frasco de plástico com água coletada, foram realizadas duas filtrações com dois filtros. Posteriormente, os filtros foram colocados na estufa a 100°C por uma hora, para secarem, Em seguida, os filtros passaram em ignição em forno mufla a 450°C por quinze minutos. Depois foram colocados no dessecador para esfriar e quando atingiram a temperatura ambiente foram pesados em balança analítica com precisão de $\pm 0,0001 \text{g}$. Os pesos iniciais (A) foram anotados.

Para a análise de TSS, as amostras de água foram homogeneizadas e transferidas para uma proveta graduada em um volume que variou de acordo com a cor da água (para a amostra mais turva, filtrou-se um valor menor; o volume variou de 100 mL a 250 mL).

Foram usados dois filtros para a filtração de cada amostra. Com o uso de uma pinça, os filtros foram colocados no equipamento de filtração, a parte superior do kit de filtração foi rosqueada, a amostra foi despejada cuidadosamente sobre o filtro dentro do

aparelho de filtração e a bomba foi ligada. Quando toda a água foi filtrada, a bomba foi desligada, o vácuo foi retirado de dentro do aparelho de filtração e o filtro foi retirado com uma pinça, dobrado e colocado em uma bandeja com a identificação dos filtros.

Após a filtração, os filtros foram levados à estufa a 100 °C por uma hora. Em seguida foram colocados no dessecador para resfriar, e posteriormente pesados em balança analítica com precisão de $\pm 0,0001$ g. O peso após a secagem na estufa (B) foi anotado para ser aplicado nos cálculos.

$$\text{TSS (mg L}^{-1}\text{)} = \frac{(B - A) \times 1.000}{\text{volume filtrado da amostra (mL)}}$$

Onde:

A = peso do filtro (mg)

B = peso do filtro + resíduo seco (mg)

3.7 Parâmetros Bióticos

3.7.1 Análise Qualitativa da Composição Fitoplanctônica

As amostras do fitoplâncton foram coletadas através de arrastos horizontais na superfície da água, com duração de cinco minutos, utilizando-se uma rede de plâncton cônico-cilíndrica com 30 cm de diâmetro de boca, 1 metro de comprimento e malha de 45 μm de porosidade. As coletas foram feitas a bordo de uma lancha à baixa velocidade na superfície dos mesmos pontos, de modo a capturar um elevado número de organismos e prevenir a colmatagem da rede. Tais amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno de boca larga, com capacidade de 300 mL, devidamente etiquetados, e imediatamente fixadas a bordo com formol a 4% para posterior análise em laboratório de modo a identificar os organismos presentes nas mesmas.

As análises em laboratório serão realizadas através da preparação de lâminas úmidas, sendo preparadas com material fresco das amostras. As permanentes foram fixadas na lamínula com esmalte base e as semi-permanentes para a microscopia óptica, de acordo com o método de oxidação lenta de Muller-Melchers; Ferrando (1956). Para a identificação taxonômica, seguiu-se a bibliografia especializada (TOMAS, 1997;

MORENO et al., 1996; LICEA et al., 1995; ANAGNOSTIDIS; KOMÁREK, 1988; KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS, 1989; ROUND et al., 1992; TOMAS, 1997).

3.7.2 Clorofila-a

Para obtenção da clorofila-a, as amostras de água foram coletadas (dois litros de água) na camada superficial com o auxílio de uma garrafa oceanográfica do tipo van Dorn, em seguida transferidas para frascos de plástico fosco com capacidade de 1.000 mL mantidos em caixas escuras conservadas em gelo, protegidos da luz, e levadas para o Laboratório de Ficologia da Universidade Federal do Maranhão (UFMA), onde foram realizadas as análises.

Em seguida as amostras foram filtradas com auxílio de uma bomba de sucção a vácuo, e para cada ponto de coleta serão obtidas réplicas totais (microfitoplâncton) e fracionadas (nano/picofitoplâncton). Para obtenção da clorofila fracionada, utilizou-se tela de fracionamento com abertura de malha de 20 µm para separar as diferentes frações da comunidade fitoplanctônica (> 20 µm microfitoplâncton e < 20 µm nano/picofitoplâncton). O valor da clorofila-a para a fração do microfitoplâncton foi calculado pela diferença entre a clorofila-a total e o conteúdo de clorofila do nano e picofitoplâncton.

Os volumes filtrados variaram de 150 a 300mL sendo armazenadas em filtros de fibra de vidro Whatman GF/C, após a secagem sobre papel absorvente, os filtros foram envolvidos com papel alumínio, acondicionados em envelopes de papel pardo e posteriormente levados ao freezer à temperatura de -18° até sua análise.

Para a extração dos pigmentos clorofilados, os filtros foram devidamente acondicionados em tubos de ensaio ao qual foram adicionados 10 mL de acetona 90% em cada tubo, que ficaram em repouso por 24 h. Após este período o material foi centrifugado e o líquido sobrenadante colocado em cubetas de vidro, Realizou-se leituras nos comprimentos de onda 480, 510, 630, 645, 647, 663, 664, 665 e 750, utilizando-se espectrofotômetro (UV – 1601 PC UV - Visible), A partir dos resultados obtidos nas leituras espectrofotométricas, a concentração da clorofila-a foi calculada aplicando-se a seguinte equação de Strickland; Parsons (1972):

$$Cl-a = (11,6 \times A_{665}) - (1,31 \times A_{645}) + (0,14 \times A_{630}) \times [v / (V \times L)]$$

Onde:

Cl-*a* = concentração de clorofila-*a* total expressa em mg m⁻³;

v = volume de acetona a uma concentração de 90%;

V = volume da amostra filtrada;

L = comprimento óptico da cubeta (1,00cm).

3.7.3 Densidade Fitoplanctônica

As amostras destinadas aos estudos quantitativos (densidade celular) do fitoplâncton foram coletadas com auxílio da garrafa oceanográfica do tipo *van Dorn* na coluna subsuperficial da coluna d'água em meio à zona eufótica, sendo transferidas para recipientes foscos de polietileno com capacidade de 500mL, fixadas com lugol, devidamente etiquetadas e acondicionadas em caixa para posterior análise no Laboratório de Ficologia da UFMA.

Cada amostra foi homogeneizada e colocada em câmaras de sedimentação durante 24 horas, adicionando-se o corante Rosa de Bengala para distinguir as células vivas dos detritos e partículas do sedimento (MARGALEF, 1983). O volume sedimentado variou de 2,5, 5,0 e 10 mL, conforme a concentração da amostra. Posteriormente foi realizada a contagem de organismos em invertoscópio (ZEISS Axiovert 100) e aumento de 400 vezes, seguindo o método de Utermöhl (1958), empregando-se a contagem mínima de 100 campos, referente a dois transectos em forma de cruz.

Na contagem do fitoplâncton, foi considerado indivíduo, os organismos unicelulares, filamentos, tricomas, colônias e cenóbios. Calculando-se ao final o total de células existentes em toda a câmara a partir da fórmula de Villafañe; Reid (1995):

$$D = \frac{N}{V}$$

Onde:

D = densidade celular (cels L⁻¹);

N = número de células contadas nos campos;

V = volume contado no transecto.

$$A = \frac{A_t \cdot V_c}{A_c}$$

Onde:

A_t = área de transecção da cubeta (mm^2);

V_c = volume da câmara (mL);

A_c = área da câmara (mm^2).

Contudo para o reconhecimento das espécies foi necessário à análise prévia e qualitativa do fitoplâncton.

3.8 Feopigmento

O feopigmento ou feofitina foram mensurados imediatamente após as leituras espectrofotométricas para a obtenção da clorofila-a total, cada amostra foi acidificada com (HCl) ácido clorídrico a 10%, e novas leituras foram realizadas em dois comprimentos de onda, 665 (absorbância máxima para clorofila-a) e 750 nm (correção de turbidez), a partir destas, pode-se estimar a clorofila-a ativa e seus produtos de degradação, empregando-se as equações apresentadas por Strickland; Parsons (1972).

$$\text{Feo} = \{ 11,0 \times 2,43 \times [(1,7 \times A_{665d}) - A_{665a}] \} \times [v / (V \times L)]$$

Onde:

Feo = concentração de Feopigmento expresso em mg m^{-3} ;

v = volume de acetona a uma concentração de 90%;

V = volume da amostra filtrada;

L = comprimento óptico da cubeta (1,00 cm);

665_a = antes da acidificação;

665_b = depois da acidificação.

3.9 Índices de Constância, Dominância, Diversidade, Equitabilidade e Riqueza

Para análise da comunidade fitoplanctônica o índice de constância foi utilizado de acordo com a equação descrita por Dajoz (1983), e expresso em porcentagem, utilizando-se as amostras de rede, levando-se em consideração o número de pontos nos quais cada táxon ocorreu, e o número total de amostras analisadas.

$$C = \frac{p \times 100}{P}$$

Onde:

C = Índice de Constância expresso em forma de porcentagem;

p = Número de pontos contendo a espécie analisada;

P = Número total de amostras analisadas.

> 50% = espécies constantes;

>25 ≤ 50% = espécies acessórias;

≤ 25% = espécies acidentais.

Espécies dominantes do fitoplâncton foram determinadas com base no Índice de Dominância (Y), utilizando-se as amostras de garrafa e posteriormente calculadas pela fórmula descrita por Sun et al. (2004).

$$Y = \frac{Ni}{N} \times fi$$

Onde:

Ni = Número individual de espécies;

N = Número total de indivíduos;

fi = Razão entre o número de amostras que a espécie ocorreu com o número total de amostras.

Com base na contagem de células por litro, foram calculados os índices ecológicos. Para o cálculo da diversidade (H'), foi aplicado o índice de Shannon (1948), seguindo a equação a seguir:

$$H' = - \sum p_i \times \log_2 p_i \quad \therefore p = \frac{N_i}{N}$$

Onde:

H' = Índice de diversidade de Shannon;

p_i = Probabilidade de coleta da espécie “i” na população;

N_i = Número de células de cada espécie;

N = Número total de células, sendo os resultados expressos em $\text{bits} \cdot \text{cel}^{-1}$.

Os resultados obtidos foram apresentados em $\text{bits} \cdot \text{cel}^{-1}$, considerando-se que 1 bit equivale a uma unidade de informação e que a diversidade específica varia de 1,0 a 3,0 $\text{bits} \cdot \text{cel}^{-1}$. Esses valores podem ser enquadrados conforme Valentin et al. (2000) na seguinte classificação:

Tabela 2 - Classificação com base nos dados obtidos por meio da aplicação do índice de diversidade de Shannon segundo Valentin et al., (2000).

Índice de Shannon	Classificação
$\geq 3,0 \text{ bits} \cdot \text{cel}^{-1}$	Alta diversidade
$< 3,0 \text{ H}' \geq 2,0 \text{ bits} \cdot \text{cel}^{-1}$	Média diversidade
$< 2,0 \text{ H}' \geq 1,0 \text{ bits} \cdot \text{cel}^{-1}$	Baixa diversidade
$< 2,0 \text{ H}' \geq 1,0 \text{ bits} \cdot \text{cel}^{-1}$	Diversidade muito baixa

A equitabilidade (J), também denominada de índice de uniformidade, foi calculada a partir do H' de Shannon, a partir das amostras de garrafa, expressa pela seguinte fórmula:

$$J = \frac{H'}{\log_2 S}$$

Onde:

J = equitabilidade;

H' = Índice de Shannon;

S = Número total de espécies em cada amostra.

Os resultados da equitabilidade variam de 0 a 1. Quanto mais próximo de 0 (zero), mais baixa será a Equitabilidade. Acima de 0,5 é considerada significativa e Equitativa, o que representa uma distribuição das espécies relativamente uniforme em todas as amostras e ao se aproximar de 1, mais bem distribuídos estarão seus espécimes dentro das espécies pertencentes à comunidade, indicando uma equitabilidade elevada.

Para o cálculo do Índice de riqueza das espécies, utilizou-se a equação proposta por Margalef (1958), baseado nas amostras de garrafa, expresso por:

$$S = \frac{(s - 1)}{\ln \cdot N}$$

Onde:

S = Índice de riqueza;

s = Número total de espécies;

N = Número total de indivíduos.

Valores de riqueza maiores que 5,0 significam grande riqueza de espécies e menores que 5,0 significa uma baixa riqueza de espécies (VALENTIN et al. 1991).

3.10 Tratamento de Dados

Os dados obtidos em cada coleta foram organizados em planilhas do programa Microsoft[®] Excel[®] 2016, permitindo a confecção de gráficos para visualização espacial e temporal dos parâmetros abióticos e bióticos medidos no estuário do rio Anil. Para análise descritiva dos dados, foram utilizados os valores mínimo e valores máximos, média e desvio padrão com intuito de descrever e avaliar os resultados obtidos na ótica estatística.

Para testar a normalidade e a homogeneidade foi utilizado o teste de Levene. Os dados das análises físico-químicas da água, densidade, clorofila-*a*, feo e índices ecológicos, foram utilizados sobre normalização dos dados a $\log(x+1)$. Para testar as variâncias dos dados foi feita a Análise One-Way, sendo aplicada para os dados normais, já os dados anormais foram tratados com o teste Kruskal-Wallis. Todos os testes foram aplicados com intuito de observar a significância das variáveis biológicas e físico-químicas entre os períodos sazonais amostrados. Os testes estatísticos foram manipulados através dos programas Past3 e STATISTICA 7.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERÍSTICAS OCEANOGRÁFICAS DA ÁREA EM ESTUDO

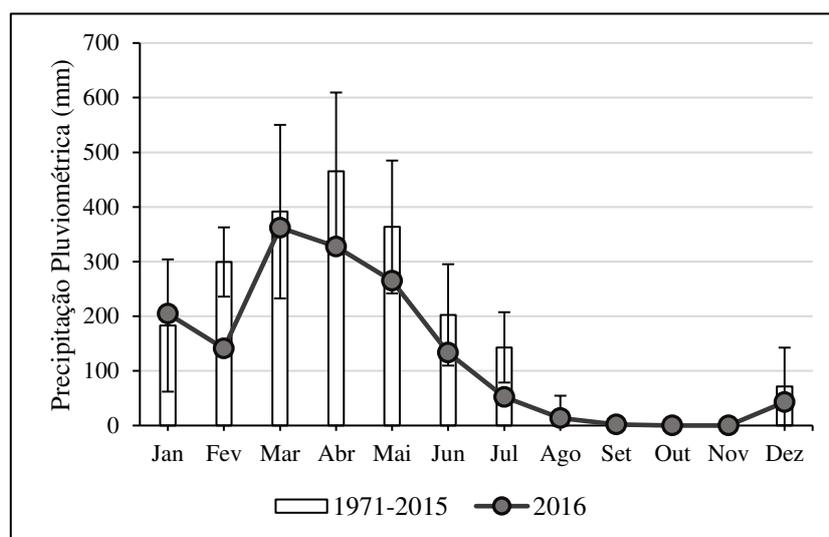
4.1.1 Precipitação Pluviométrica

Os dados de precipitação pluviométrica (mm) para a região de São Luís, foram obtidos através de consultas aos registros da estação meteorológica do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), para os anos de 1971 a 2016 (Fig. 3).

A área de estudo tem um clima úmido tropical com altas temperaturas ao longo do ano, representadas por dois períodos sazonais bem definidos: estação chuvosa (janeiro a Julho) e estação de estiagem (agosto a dezembro) (AZEVEDO et al. 2008).

A costa semi-árida do Nordeste do Brasil é marcada por um regime forte de precipitação sazonal, com dois períodos bem definidos. A estação chuvosa começa em dezembro e se estende até meados de junho, com março e abril apresentando a maior precipitação. A estação seca se estende de julho a meados de novembro, e setembro é considerado o mês mais seco (Fig. 3).

Figura 3 - Comparação da média histórica mensal da precipitação pluviométrica (mm) durante os anos de 1971 a 2015 e da precipitação mensal para 2016 registrada na Estação Meteorológica de São Luís, Maranhão (Fonte: INMET, 2016).



Um importante processo determinante no clima da região, é o fenômeno dos ventos alísios, que são gerados a partir da célula de alta pressão do Atlântico Sul e empurram a Zona de Convergência Inter-Tropical (ZCIT) para Nordeste do Brasil entre dezembro e junho, durante a estação chuvosa. (KOUSKY, 1980; RIEHL, 1965). Além das frentes frias que contribuem anualmente para a estação chuvosa e também pelos fenômenos climáticos El Niño e pela La Niña, que alteram a temperatura as águas superficiais no Oceano Pacífico e mudam os padrões dos ventos, afetando consequentemente o regime das chuvas. O El Niño resulta no aquecimento anormal das águas do Oceano Pacífico Tropical e na redução das chuvas, enquanto que o La Niña resfria as águas do Oceano Pacífico Equatorial, aumentando o volume da pluviosidade.

As coletas foram realizadas em dois períodos distintos, a 1ª campanha foi realizada no mês de maio e a 2ª campanha no mês de outubro. Maio apresentou valores de precipitação um pouco abaixo da média histórica para esse mês, os valores mostram que choveu 27% abaixo da média histórica (Fig. 3).

O mês de outubro que contempla o período de estiagem, também apresentou valores mais abaixo em relação à média histórica. De modo geral, nota-se que esses dados tendem acompanhar a Normal Climatológica para a Precipitação Pluviométrica em São Luís, com regime bem definido durante o período chuvoso e de estiagem.

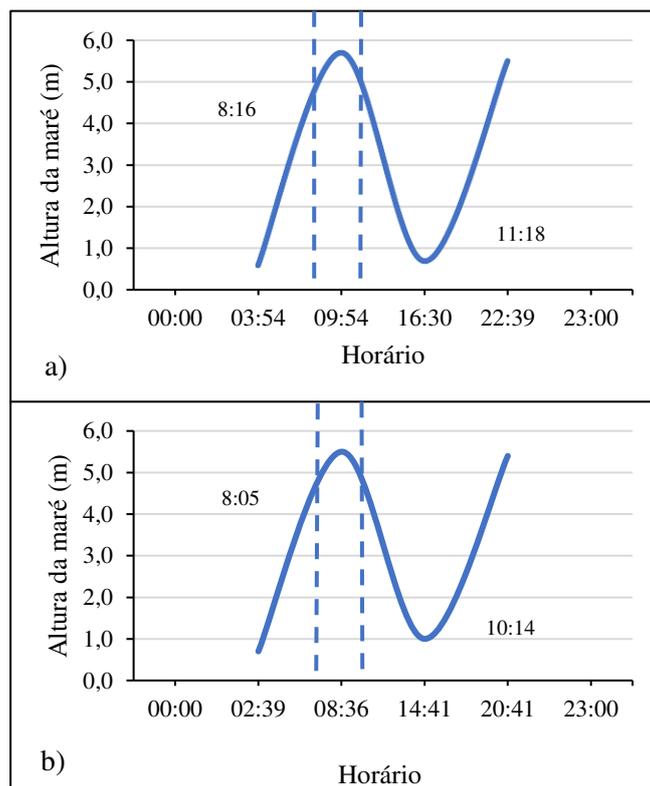
O regime de chuva e de seca desempenha um papel importante sobre as características das águas estuarinas (ESCHRIQUE, 2011). Esse fato foi observado durante os resultados obtidos neste estudo, onde as características variaram durante as coletas conforme o período chuvoso e de estiagem, e a atuação deste parâmetro reflete diretamente na manutenção da qualidade da água, que abrange tanto os parâmetros bióticos, quanto os abióticos. Dessa maneira, essa distribuição de chuvas irá refletir nas características locais, devido à maior entrada de água doce, seja pela ação das chuvas ou pelo rio, que durante esse período tem aumento do seu volume de água.

De acordo com Eskinazi-leça et al. (1997), a precipitação pluviométrica parece ser o fator principal na determinação da distribuição, abundância e dinâmica sazonal dos organismos fitoplanctônicos estuarinos, não podendo deixar de mencionar também as variações nos aportes de material em suspensão e nutrientes dissolvidos, além da ação da herbivoria como contribuinte dessa organização.

4.1.2 Maré

As informações sobre os horários e altura de maré foram obtidas pela Diretoria de Hidrografia e Navegação-DHN da Marinha do Brasil, sendo estas, previsões de máxima e mínima da maré diária do ano de 2016, referentes a São Luís-Maranhão para os dias de coleta. Todas as campanhas foram realizadas durante a enchente, sob as condições de maré de sizígia, onde os valores medidos de maré oscilaram entre 0,6 a 5,7 metros na 1ª campanha de amostragem, referente ao mês de maio e de 0,7 a 5,5 metros na 2ª campanha, referente ao mês de outubro que estão representadas na Figura 4, onde temos entre barras os intervalos de amostragem para cada campanha e os horários de início e término das coletas.

Figura 4 - Variações da maré (m) registradas em São Luís, de acordo com DHN (2016): a) 1ª campanha (maio-período chuvoso); b) 2ª campanha (outubro-período de estiagem), e os horários mostrando os intervalos de coleta.



Os dois períodos de coleta foram em maré de sizígia, onde se alcançava a maior amplitude de maré, conforme se pôde observar na Figura 4, as coletas foram realizadas no momento de altura máxima, entre 5 e 6 metros.

A Zona Costeira de São Luís tem alta energia e é dominada por um regime de macromaré semidiurna com uma altura máxima de maré de 8 metros durante a maré de sizígia (DHN, 2008). No Maranhão, a amplitude de maré é bastante elevada, de forma que se observa variações dos parâmetros analisados no estuário de acordo com a maré.

De acordo com Lima et al. (2015), nos ambientes estuarinos a associação dos efeitos da maré e correntes sobrepõe-se aos movimentos gerados pela descarga fluvial e pelo componente baroclínico de gradiente de pressão, fazendo com que os processos de escoamento assumam características bastante complexas. A dinâmica das marés pode influenciar o comportamento das variáveis que atuam na região acarretando mudanças de determinadas características locais. Segundo Miranda et al. (2002), a oscilação natural do nível do mar e as correntes de enchente e vazante são as características mais notáveis dos movimentos da água nas regiões estuarinas.

As características gerais da qualidade das águas estuarinas sofrem influências do ciclo de marés (ADESALU et al., 2010; TEW et al., 2010). Assim sendo, o fitoplâncton

pode ou não apresentar diferenciação em sua abundância e biomassa sob a ação das marés (DOMINGUES et al., 2010).

4.2 Distribuição Espacial e Sazonal dos Parâmetros Hidroquímicos

Os parâmetros analisados para a caracterização dos períodos amostrais no estuário do rio Anil, encontram-se descritos na Tabela 3, sendo a maioria coletados e medidos *in situ*.

Tabela 3 - Valores mínimo, máximo, média e desvio padrão dos parâmetros hidrológicos e hidroquímicos obtidos no estudo das águas superficiais do estuário do rio Anil na maré de sizígia em maio (1ª Campanha-Período Chuvoso) e outubro (2ª Campanha-Período de Estiagem). Os valores em negrito representam diferença significativa ($p < 0,05$) referente a análise de variância One-Way (ANOVA) e o teste de Kruskal-Wallis.

Parâmetros	Período Chuvoso (1ª Campanha)			Período de Estiagem (2ª Campanha)			One-Way ANOVA	Kruskal-Wallis	
	Unidade	Mín.	Máx.	Média ± Desv.	Mín.	Máx.	Média ± Desv.	p<0,05	p>0,05
Profundidade local	m	1,20	5,87	4,34 ± 1,16	2,19	6,66	3,79 ± 0,95		0,951
Transparência	m	0,19	1,41	1,02 ± 0,41	0,62	1,46	0,94 ± 0,19		0,599
Temperatura	°C	28,41	29,88	29,37 ± 0,42	27,91	28,58	28,09 ± 0,17	0,000	
Salinidade	g kg ⁻¹	3,92	29,17	22,82 ± 7,30	23,02	34,50	32,43 ± 2,74		0,005
pH	---	7,79	8,41	7,99 ± 0,15	8,17	8,43	8,29 ± 0,07	0,002	
Oxigênio Dissolvido	mg L ⁻¹	1,13	4,80	3,36 ± 1,16	3,38	5,04	4,52 ± 0,44		0,031
Saturação do OD	%	25	100	71 ± 22	74	112	100 ± 10		0,012
Turbidez	NTU	21,00	115,00	44,63 ± 22,78	10,50	84,50	46,69 ± 19,44	0,875	
Sólidos Totais Suspensos	mg L ⁻¹	30,22	142,60	64,31 ± 21,89	60,50	142,00	98,30 ± 25,95	0,026	
Fosfato	µmol L ⁻¹	0,63	5,30	1,74 ± 1,12	0,63	8,97	2,21 ± 1,99		0,752
Silicato	µmol L ⁻¹	67,04	205,96	109,68 ± 39,40	30,26	115,50	64,22 ± 18,89		0,015
Clorofila-a	mg m ⁻³	3,03	53,97	20,07 ± 17,99	6,04	447,87	83,71 ± 103,95		1,177
Feopigmento	mg m ⁻³	1,44	66,96	12,22 ± 13,69	0,38	16,50	5,93 ± 4,38		0,199

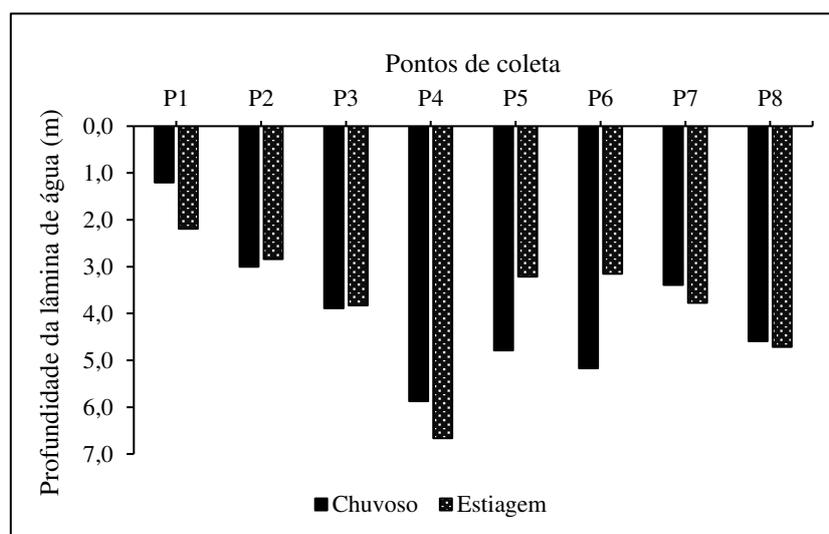
4.2.1 Profundidade da Lâmina d'água

A profundidade é considerada um parâmetro importante a ser analisado, principalmente em áreas sob a forte influência da maré, que ajuda no desprendimento dos sais nutrientes retidos no sedimento e dispersando-os desta forma na coluna d'água, enriquecendo a camada fótica, como pode ser observado neste estudo. Além de conduzir o transporte e a troca de materiais (orgânicos e inorgânicos) entre os ambientes limnético, estuarino e marinho (BRANCO, 2001).

A profundidade do local de amostragem no estuário do rio Anil não apresentou diferença significativa ($df=1$; $p=0,951$) entre os períodos sazonais. Maiores valores foram registrados durante o período chuvoso, devido ao aumento da coluna d'água, variando de 1,20 a 5,87 metros e no período de estiagem variou de 2,19 a 6,66 metros, como pode ser observado na Figura 5. Em ambos os períodos de amostragem, os menores valores de profundidade foram nos primeiros pontos P1 e P2 que ficam a montante do estuário.

De acordo com Feitosa (1989), o estuário do rio Anil possui baixa contribuição fluvial, com circulação de água dominada pelas correntes de maré, oriundas da Baía de São Marcos, sendo estes, fatores responsáveis pela profundidade do canal no estuário do rio Anil. As regiões estuarinas são, em geral, ambientes considerados rasos (SIN et al., 200; COSTA et al., 2008; ABREU et al., 2010; GAMEIRO et al., 2011; VAN DER MOLEN; PERISSINOTTO, 2011).

Figura 5 - Comportamento espacial e sazonal da profundidade da lâmina de água nos locais de amostragem do estuário do rio Anil, São Luís-MA.

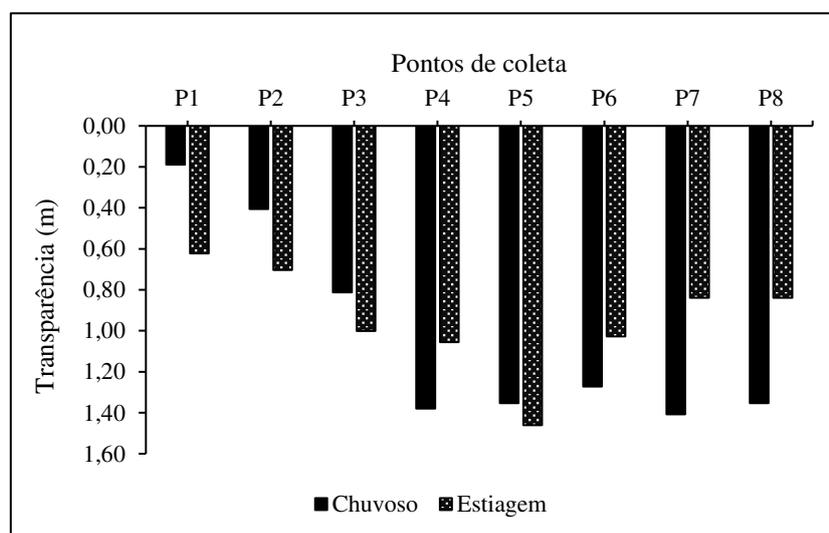


4.2.2 Transparência da Água

A transparência da água não apresentou diferença significativa entre o período estudado ($df=1$; $p=0,599$).

No período chuvoso variou de 0,19 a 1,41 m e na estiagem de 0,62 a 1,46 metros (Fig. 6). Os pontos P1 e P2 tiveram menores valores em ambos os períodos sazonais do estudo, bem como a profundidade local que provavelmente pode interferir nos valores de transparência da água, facilitando assim, os processos de remobilização de fundo pelo intenso hidrodinamismo do estuário. Outro fator que pode ter afetado a transparência é a densidade fitoplanctônica, que quando elevada pode comprometer a penetração de luz na água. De acordo com Esteves (1998), em consequência do aumento da densidade do fitoplâncton, observa-se, além de mudança na cor (de azul para amarelo-esverdeado), forte redução na transparência da água.

Figura 6 - Distribuição espacial e sazonal da transparência, nas águas superficiais no estuário do rio Anil, São Luís-MA.



No período de estiagem, a transparência foi maior nos pontos mais a jusante (Fig. 6), pois estes são mais influenciados pelos *in puts* de água marinha rica em eletrólitos, que favorecem os processos de floculação, promovendo a deposição do material terrígeno (particulado e dissolvido) e o consequente aumento da penetração de luz solar na coluna d'água.

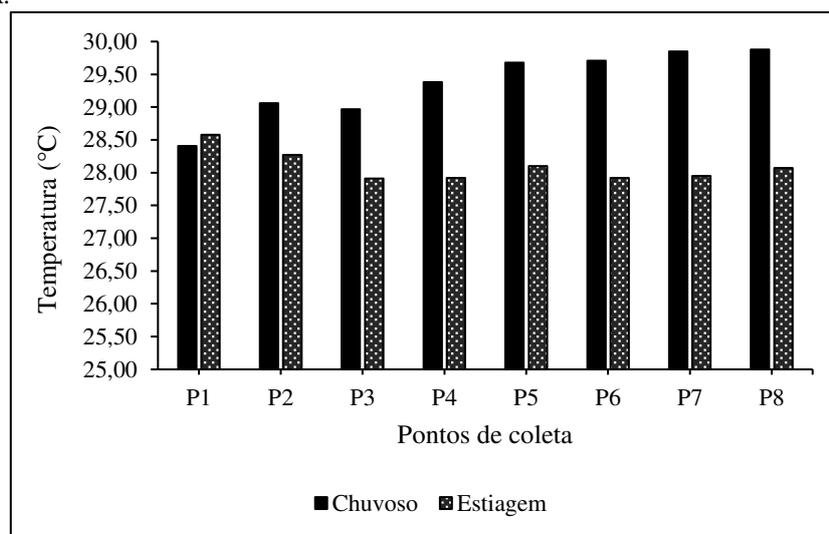
De acordo com Borges (2016), os baixos valores de transparência no período chuvoso também podem estar associados à presença de sedimento lamoso nas margens, que são facilmente remobilizadas pelo fluxo e refluxo das marés, que disponibilizam estes para a coluna d'água. Além disso, a nebulosidade que aumenta durante o período chuvoso e consequentemente diminui a incidência de luz na coluna d'água reduz assim a transparência. De acordo com Bastos et al. (2005), em águas estuarinas a transparência costuma ser reduzida porque são ambientes relativamente rasos e dinâmicos controlados pela descarga fluvial e pelas marés. Martins et al. (2006), em seus estudos realizados no estuário do rio Anil também obtiveram valores similares aos registrados neste estudo, com 0,44 m sentido montante e 0,77 m sentido jusante no período chuvoso. Serejo (2016) encontrou valores de transparência variando de 0,4 m a 1,9 m em maré de sizígia no estuário da baía do Arraial-MA.

Os valores obtidos estão dentro dos valores encontrados na região costeira maranhense por outros autores. Por exemplo, Rodrigues (2006) registrou valores entre 0,12 m e 1,3 m nas baías de São Marcos, São José e Cumã. Honorato da Silva et al., (2004) observaram valores de transparência que variaram entre 0,25 a 3,67 metros no estuário do rio Formoso-PE, e associou os maiores valores às preamares e ao período de estiagem, Azevedo-Cutrim (2008), em seu estudo nas águas costeiras maranhenses, encontrou valores variando entre 0,18 m e 0,61 m no período chuvoso. Veado (2008), em estudos no rio Itajaí -SC, verificou que a maior transparência da água ocorreu no domínio de água marinha, e a menor transparência nos domínios de água doce, e relacionou o fato observado ao maior carreamento de materiais pela água do rio, corroborando assim com os dados verificados no estuário do rio Anil.

4.2.3 Temperatura da água

A temperatura superficial das águas estuarinas do rio Anil apresentou diferenças significativas ($df=$; $p=0,000016$) entre os períodos sazonais e variou de 28,41 a 29,88 °C, com média de 29,37°C durante o período chuvoso e de 27,91 a 28,58 °C com média de 28,09 °C no período de estiagem (Fig. 7).

Figura 7 - Distribuição espacial e sazonal da temperatura nas águas superficiais no estuário do rio Anil, São Luís-MA.



A temperatura apresenta uma grande estabilidade sazonal em regiões tropicais e pequenas variações na temperatura são características dos estuários tropicais, que dependem do grau de insolação e de outras condições meteorológicas (ESCHRIQUE, 2007; GREGO et al. 2004).

Os maiores valores de temperatura durante o período chuvoso foram em função do horário de coleta. Não houve grandes variações na temperatura da água na região de estudo, apresentando assim valores praticamente homogêneos na superfície da coluna d'água.

A temperatura da água é estável em ambas as estações, que é comum em estuários tropicais (MOSEER et al., 2005; AZEVEDO et al., 2008; RODRIGUES; CUTRIM, 2010). Alves et al. (2012) em estudos do rio Arari-PA, verificou menores temperaturas no período chuvoso e maiores temperaturas no período menos chuvoso, pois as menores temperaturas da água ocorrem em função da cobertura de nuvens, praticamente durante o dia todo e que não permite a incidência de raios solares sobre a superfície d'água, enquanto que, no período menos chuvoso, ocorrem mais horas de incidência solar e possibilita o aumento da temperatura

A temperatura da água é influenciada por fatores tais como radiação disponível, latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade (ZUMACH, 2003). A temperatura da água exerce um papel fundamental na determinação do comportamento e distribuição dos organismos vivos e das massas de água, esse parâmetro pode apresentar variações tanto horizontais quanto verticais, e não deve ser

estudada dissociada da salinidade, uma vez que, ambas atuam em diferentes níveis ecológicos nos ecossistemas aquáticos (SCHMIEGELow, 2004).

De acordo com Sodré (2007), é esperado que nos meses de menor precipitação pluviométrica a média das temperaturas sejam mais elevadas, enquanto que nos meses de maior precipitação as temperaturas sejam mais baixas, mas isso não foi um padrão observado neste estudo. Porém, Porto-Neto (1998) e Galdino (2004), afirmam que essa pequena variação de temperatura é comum em estuários tropicais.

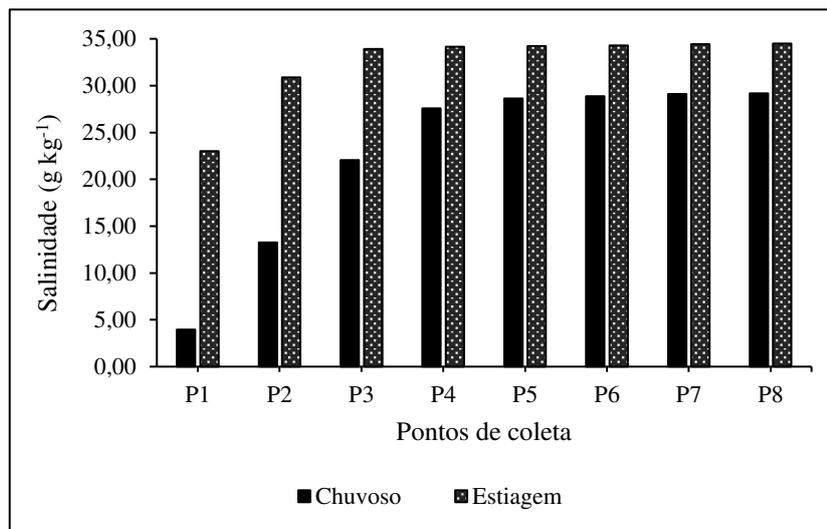
4.2.4 Salinidade da água

A salinidade não apresentou diferenças significativas ($df=1$; $p=0,005$) entre o período estudado. Durante o período chuvoso, houve um perceptível gradiente de salinidade entre o (P1) mais a montante e o (P8) mais a jusante do estuário, com valores de 3,92 a 29,17 $g\ kg^{-1}$, respectivamente (Fig. 8), conferindo um caráter de água doce a salobra, respectivamente, segundo a classificação dada pela Resolução CONAMA nº 357/05 (CONAMA, 2008).

A salinidade no estuário do rio Anil, é um parâmetro que vai classificar os organismos, limitando ou não a ocorrência destes no ambiente. E nesse ambiente, pelo fato de ser caracterizado no período chuvoso como água doce a salobra, pode ser uma barreira química na sua distribuição.

A salinidade é um parâmetro importante, afetado principalmente pelos fatores climatológicos e a grande influência da maré (PHLIPS et al., 2002). Kinne (1964) e Fraga (1972), salientam que a salinidade da água é um dos fatores físico-químicos que influencia as respostas funcionais dos organismos aquáticos, tais como crescimento, sobrevivência, reprodução e metabolismo.

Figura 8 - Distribuição espacial e sazonal da Salinidade das águas superficiais no estuário do rio Anil, São Luís-MA



Durante o período de estiagem, a salinidade variou de 23,02 a 34,50 g kg⁻¹ (Fig. 8), isso se deve a menor competência fluvial, permitindo com que a maré atue com maior intensidade no estuário, além do aumento das taxas de evaporação, que para o mês de outubro foi de 204.070,175 mm (INMET, 2017), fazendo com que haja um acréscimo de sais nas águas do estuário.

Martins et al. (2005) em seus estudos feitos no estuário do rio Anil, também encontraram um gradiente de salinidade similar aos deste estudo para o período chuvoso, com 4,1 g kg⁻¹ no ponto mais a montante e 26,4 g kg⁻¹ na foz do estuário. Castro et al. (2014) observaram no estuário do rio Carrapicho (Itamaracá-PE), que a salinidade apresentou um padrão sazonal definido, com valores mais elevados no período de estiagem, devido à maior intensidade de irradiação solar e consequente evaporação, corroborando com o encontrado neste trabalho. Além disso, a chuva diminui a quantidade de sais dissolvidos na água pelo fato de haver maior entrada de água doce, seja pelo maior volume de água dos rios e pela própria chuva, e causa um aumento do gradiente de salinidade para o fluxo a jusante, semelhante ao registrado por Pamplona et al. (2013) no estuário da Amazônia.

4.2.5 Potencial Hidrogeniônico da água (pH)

Os valores de pH apresentaram diferença significativa ($df=1$; $p=0,002$) entre o período estudado e mostraram-se básicos e típicos de águas estuarinas, tanto espacial como sazonal. No período chuvoso o pH variou de 7,79 a 8,41 e no período de estiagem apresentou maiores valores, de 8,17 a 8,43 como pode se observar no gráfico da Figura 9. Os mesmos valores foram encontrados por Martins et al. (2005) no estuário do rio Anil.

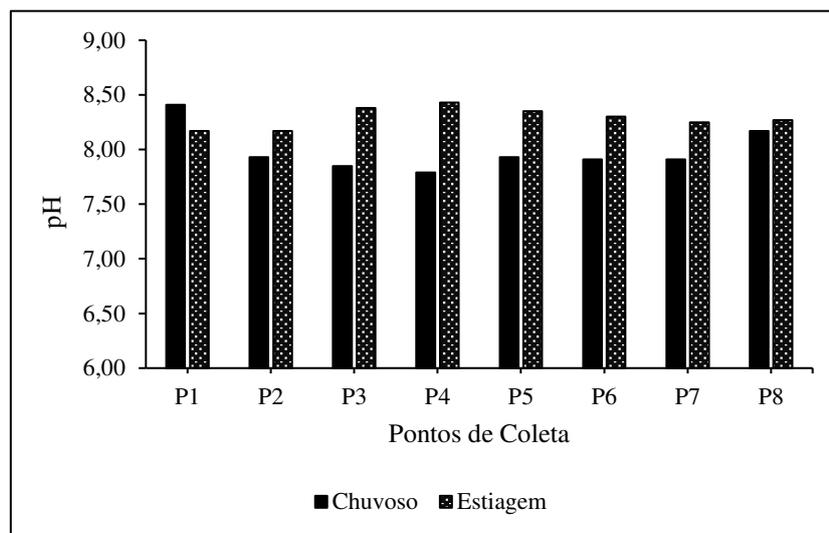
Esses valores do pH apontam para a manutenção do ambiente sempre básico, o que indica um perfeito equilíbrio iônico ao longo de todo o ecossistema estudado, encontrando-se dentro dos limites aceitáveis para a vida marinha, entre 6,5 e 9,0 (PERKINS, 1974; NASCIMENTO et al., 2003).

Altos valores de pH estão associados com baixa precipitação, elevada influência marinha (entrada de carbonato e bicarbonato) e atividade fotossintética que retira CO_2 da água, porém a elevada precipitação pluviométrica, elevada influência fluvial, processos de respiração, decomposição e baixa produtividade primária, podem diminuir o valor de pH das águas (ESTEVES, 1998).

Percebe-se que esse padrão de distribuição do pH no estuário do rio Anil está relacionado com a renovação das águas estuarinas, pela entrada da maré, que traz consigo água marinha, que é ligeiramente básica e também pela baixa competência fluvial. Essa pequena elevação dos valores de pH durante o período de estiagem, pode ter sido ocasionada pelo aumento da atividade fotossintética no local de estudo, que foi maior durante o período de estiagem, uma vez que o pH que está indiretamente ligado à quantidade de dióxido de carbono dissolvido, decrescendo pela atividade fotossintética e aumentando devido à respiração (SANTOS, 2000).

Nesse estudo, os valores de pH observados foram característicos de ambiente flúvio-estuarino, com as variações nos seus valores estreitamente relacionadas com a dinâmica sazonal da região, onde há estabilidade da coluna d'água e o pH oscila de acordo com a entrada de água marinha e de água doce, e em menor proporção, em resposta as atividades fotossintéticas.

Figura 9 - Distribuição espacial e sazonal do pH nas águas superficiais no estuário do rio Anil, São Luís MA.



4.2.6 Oxigênio Dissolvido e Percentual de Saturação do Oxigênio

No estuário do rio Anil, as concentrações de oxigênio dissolvido (OD) não apresentaram diferença significativa ($df=1$; $p=0,031$) entre o período estudado.

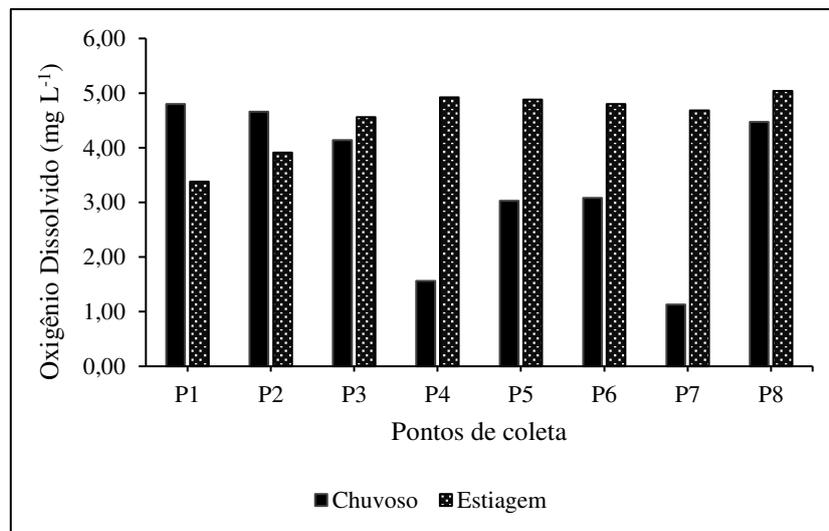
No período chuvoso variou de 1,13 a 4,80 mg L⁻¹ e no período de estiagem foi de 3,38 a 5,04 mg L⁻¹ (Fig. 10). Respondendo ao regime pluviométrico, os teores de oxigênio dissolvido exibiram um padrão temporal com maior média durante o período de estiagem, indicando uma maior contribuição das águas marinhas, que são bem oxigenadas, sobre os processos que ocorrem na água e consomem este gás.

As principais fontes de OD para o ambiente aquático são a atmosfera e o processo de fotossíntese, enquanto que os principais sumidouros são a decomposição, respiração, perdas para a atmosfera e oxidação de íons metálicos (ESTEVES, 1998).

Figueiredo et al. (2006), em estudos no complexo estuarino de Itamaracá (PE), relacionaram os maiores valores de OD com a maré. Eles também afirmam que isso ocorre devido à turbulência gerada pelas correntes de marés, agitação dos ventos e descarga fluvial, que pode oxigenar ou retirar OD da água, corroborando com o que foi verificado neste estudo.

Alves et al. (2012) também verificou maiores concentrações de OD durante o período de estiagem, e explicou que isso ocorre porque o nível do rio diminuiu, favorecendo a entrada das marés semidiurnas consideravelmente e conseqüentemente o processo de oxigenação das águas.

Figura 10 - Variação dos valores de oxigênio dissolvido espacial e sazonal no estuário do rio Anil, São Luís-MA.



O oxigênio dissolvido tem um papel fundamental na distribuição, sobrevivência e fisiologia da fauna e flora dos ecossistemas aquáticos. O gás apresenta além dessa importância biológica, a função de participação em inúmeras reações químicas, Sua dissolução na água depende das interações ar/água, temperatura e pressão atmosférica (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

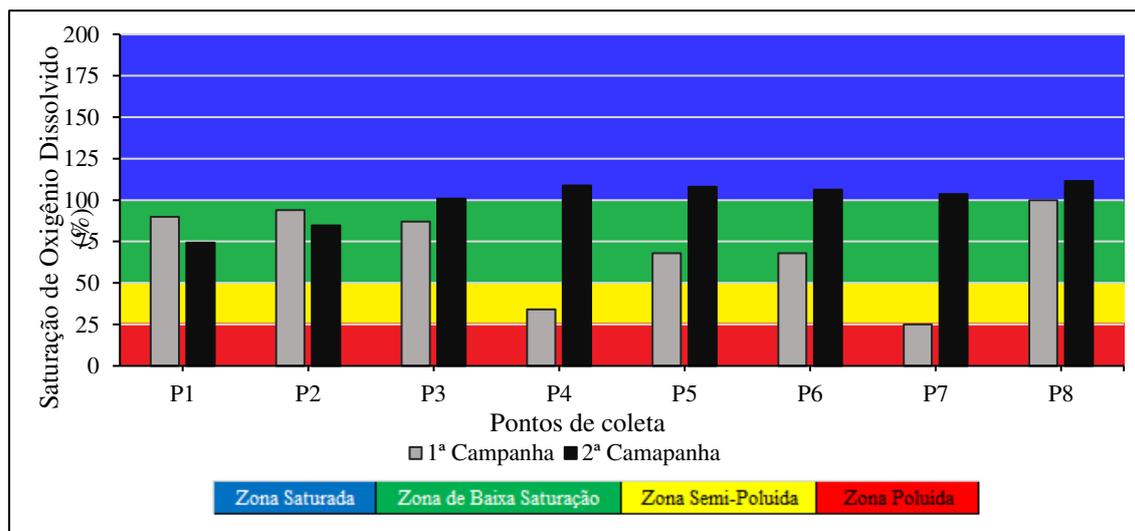
A medida que a temperatura aumenta a solubilidade do oxigênio diminui na coluna d'água. Por outro lado, as taxas de oxigênio também são controladas pelos processos de decomposição, respiração, nitrificação e oxidação química e o consumo de oxigênio é compensado pela fotossíntese e aeração provocado pelos fluxos dos cursos d'água pouco profundos (FIORUCCI; FILHO, 2005).

Para as águas do estuário do rio Anil, a saturação do oxigênio dissolvido não apresentou diferença significativa ($df=1$; $p=0,012$) no período estudado, com maiores valores durante a estiagem que variou de 74 a 112%, e durante o período chuvoso as taxas de % OD foram de 25 a 100% (Fig. 11).

O percentual de OD (%) é a quantidade de oxigênio que pode ser dissolvido na água em determinada salinidade e temperatura, de modo que sua determinação auxilia na compreensão e classificação do ambiente quanto à sua qualidade. De acordo com Feitosa et al. (2014), valores de oxigênio abaixo da saturação na coluna d'água indicam que pode estar havendo poluição química, física e/ou biológica.

Os pontos P4 e P7 apresentaram baixo percentual de oxigênio durante o período chuvoso, corroborando com os dados de oxigênio dissolvido, que foram menor que 2 mg L⁻¹, provavelmente deve estar relacionado aos lançamentos constantes de esgoto doméstico que o estuário recebe, aumentando as taxas de oxidação da matéria orgânica, diminuindo assim as taxas de oxigênio que está sendo retirado do ambiente.

Figura 11 - Variação dos valores da taxa de saturação de oxigênio dissolvido (%) espacial e sazonal no estuário do rio Anil, São Luís-MA.



Eskinazi-Leça et al. (1984) e Costa e Macêdo (1987/1989) relacionam valor baixo de oxigênio dissolvido a um maior consumo, decorrente da oxidação da matéria orgânica, pelas bactérias e aos intensos processos biológicos e químicos. De acordo com Cavalcanti et al. (1981), a fotossíntese, as trocas gasosas existentes entre a água e a atmosfera, a respiração, a decomposição aeróbica da matéria orgânica, a temperatura e a salinidade são fatores que estão estreitamente relacionados ao teor de oxigênio no ambiente aquático.

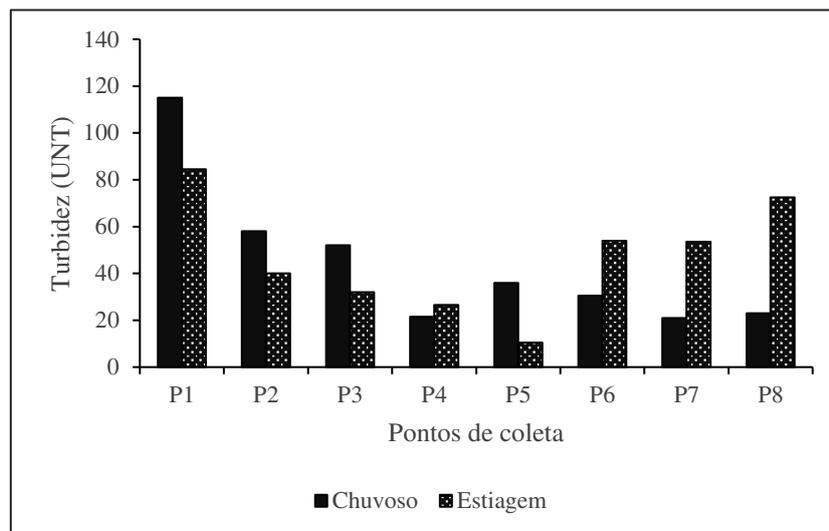
De acordo com a classificação proposta por Macêdo; Costa (1978), o estuário do rio Anil, pode ser considerado como um ambiente semi-poluído, com menor taxa de 25% no ponto 7, durante o período chuvoso a saturado para o gás oxigênio no ponto 8, no período de estiagem.

4.2.7 Turbidez

Os valores de turbidez variaram sazonal e espacialmente, com diferenças significativas ($df=1$; $p=0,8757$) entre o período estudado. Na estação chuvosa a variação

da turbidez foi entre 21 e 115 (UNT) e na estiagem foi menor com mínima de 10,5 (UNT) e máxima de 84,5 (UNT) (Fig. 12). Os pontos P1 e P2 apresentaram maiores valores de turbidez em ambos os períodos sazonais de coleta, provavelmente devido à profundidade local que é menor nesses dois pontos e ao aporte de materiais continentais, como a entrada de efluentes domésticos e industriais.

Figura 12 - Distribuição espacial e sazonal da turbidez das águas do estuário do rio Anil, São Luis-MA.



A turbidez está relacionada com qualidade dos sólidos totais em suspensão, tais como argila, sílica, matéria orgânica e inorgânica. Estas diferenças observadas entre os pontos de coleta indicam possíveis diferenças na composição do TSS para cada área. Em concentrações elevadas a turbidez reduz a penetração da luz na água, diminuindo assim a transparência e a ação fotossintética no ambiente, podendo trazer implicações para as comunidades biológicas aquáticas.

De acordo com Borok (2010), entre os fatores que podem aumentar os níveis de turbidez na coluna d'água, encontram-se: insumos naturais e antrópicos de sedimentos, matéria orgânica particulada e dissolvida e o fitoplâncton. Uma vez na coluna d'água, alguns desses materiais podem ser transportados pelas correntes ou depositados no fundo. As condições hidrodinâmicas do local podem voltar a suspender os sedimentos depositados, aumentando a turbidez na coluna d'água.

Em seus estudos feitos na Baía de São Marcos, Sousa et al. (2013) encontraram valores máximos de 13,0 UNT, tanto no período de estiagem quanto no chuvoso. Figueiredo (1996), em um estudo realizado na bacia do rio Cuiabá, constatou que os

maiores valores de turbidez foram registrados na época de chuva e que o processo natural de erosão, associado ao uso inadequado do solo, podem ser considerados fatores que alteram a qualidade física da água na bacia, nessa época do ano.

Moura (2007) observou na Baía do Guajará (PA), uma turbidez mais elevada durante o período chuvoso, e relacionou a turbidez tanto a precipitação, quanto ao material em suspensão, corroborando com os resultados obtidos neste estudo.

4.2.8 Sólidos Totais em Suspensão (TSS)

O TSS apresentou diferença significativa ($df=1$; $p=0,026$) entre o período estudado. O período chuvoso apresentou mínima de $30,22 \text{ mg L}^{-1}$ e máxima de $142,60 \text{ mg L}^{-1}$, e enquanto que, no período de estiagem, os valores apresentaram mínimo e máximo de $60,50$ a $142,00 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente (Fig. 13). Os maiores valores de TSS foram verificados nos pontos P1 e P2, que podem estar associados a baixa profundidade, o que pode causar uma ressuspensão do sedimento de fundo, comprometendo a transparência, que foi menor nesse dois pontos. Além disso, os pontos P1 e P2 apresentaram altos valores de densidade fitoplanctônica, que contribuem para o material particulado em suspensão.

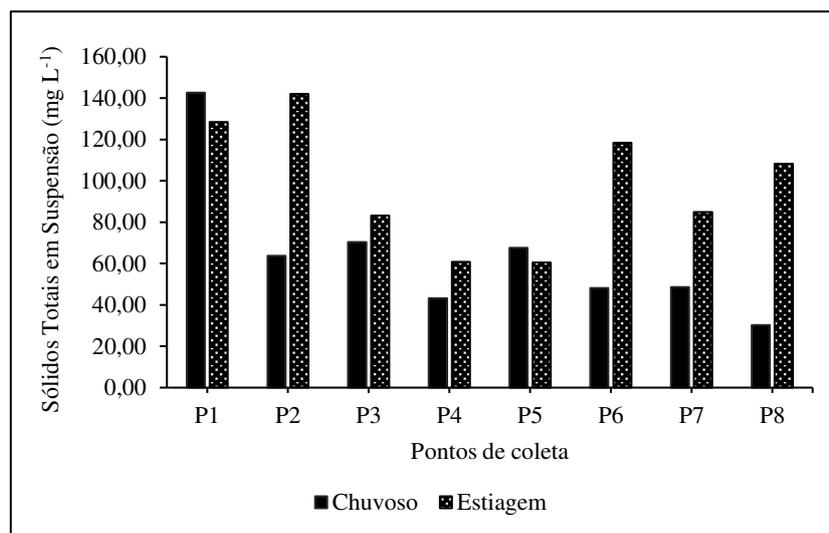
No período de estiagem, observou-se maiores concentrações de TSS nos pontos mais à jusante do estuário, provavelmente relacionados ao desmatamento da vegetação de mangue, que são retirados para fabricação e comércio de carvão, na margem direita do estuário, influenciando a hidrodinâmica do local.

Segundo Cabral (2005), a matéria sólida em suspensão é uma das maiores causas da turbidez. Isso pode ser observado comparando os valores de turbidez e TSS obtidos neste estudo. Os pontos que apresentaram valores de TSS alto, também apresentam altos valores de turbidez, o que sugere uma relação entre os parâmetros.

De acordo com Bastos et al. (2005), devido à forte hidrodinâmica no ambiente estuarino, esses ambientes podem apresentar altas concentrações de TSS. Serejo (2016) em seus estudos nas águas estuarinas da Baía do Arraial-MA, também encontrou maiores valores de TSS em condições de maré de sizígia com valores variando entre $62,5$ a 12470 mg L^{-1} .

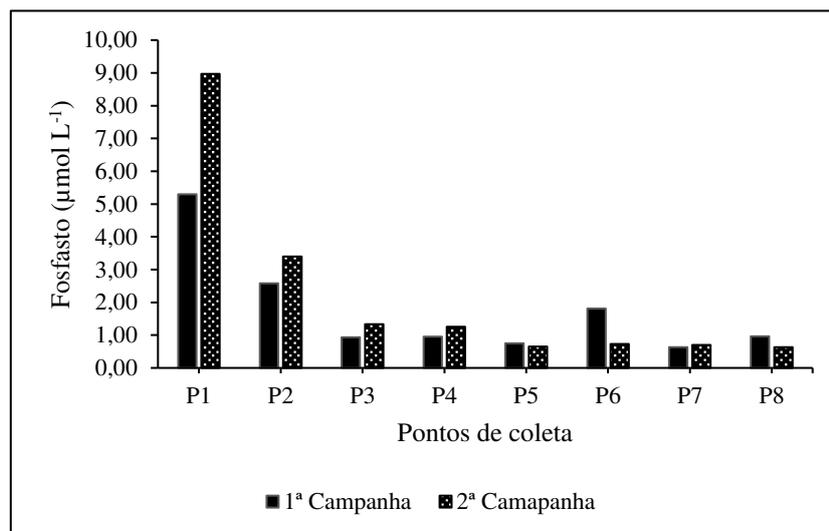
Valores de TSS similares aos deste estudo também foram mensurados por Borges et al. (2011) no estuário do rio Beberibe-PE, durante o período de estiagem variando de $17,75$ a $157,50 \text{ mg L}^{-1}$.

Figura 13 - Distribuição espacial e sazonal dos Sólidos Totais em Suspensão (TSS) no estuário do rio Anil, São Luís-MA.



4.2.9 Fosfato (PO₄³⁻)

O fosfato não apresentou diferença significativa ($df=1$; $p=0,7527$) entre os períodos estudados. No período chuvoso, as concentrações variaram entre 0,63 a 5,30 $\mu\text{mol L}^{-1}$, e na estiagem apresentou maiores valores mínimos de 0,63 $\mu\text{mol L}^{-1}$ e máximo de 8,97 $\mu\text{mol L}^{-1}$ (Fig. 14). Especialmente pôde-se observar que o Ponto 1 apresentou os maiores valores em ambos os períodos sazonais, pois esse ponto está inserido numa área densamente povoada e que não possui coleta e tratamento de esgoto (SILVA, 2014).

Figura 14 - Distribuição espacial e sazonal das concentrações de fosfato no estuário do rio Anil, São Luís-MA.

O fósforo desempenha importante papel no armazenamento de energia (ATP) e na estruturação das membranas celulares (fosfolipídios), sendo considerado o principal elemento limitante da produtividade primária na maioria das águas continentais, embora frequentemente seja apontado como o principal responsável pelo processo de eutrofização artificial desses ecossistemas (Esteves, 1998). As altas temperaturas em ambientes tropicais e subtropicais elevam as taxas metabólicas, fazendo com que o fósforo seja rapidamente assimilado pelos produtores primários e que as concentrações de fósforo dissolvido, especialmente fosfato solúvel reativo, nas águas continentais sejam bastante baixas, exceto os corpos d'água eutrofizados artificialmente (ESTEVES, 1998).

As fontes artificiais de fosfato mais importantes são: esgotos domésticos e industriais e material particulado de origem industrial contido na atmosfera. Em muitas regiões, notadamente nas regiões industrializadas e com elevada densidade populacional, as fontes artificiais de fosfato são mais importantes do que as naturais. (ESTEVES, 1998). Para a Europa Central, por exemplo, calcula-se que cada habitante é responsável pela eliminação de 1,5 g de fosfato por dia, através de seus dejetos e 2,7 g através de produtos de limpeza (AMBUHL, 1978).

Segundo Feitoza (1989) a rede de drenagem do rio Anil responde pelo escoamento das águas pluviais e captação de aproximadamente 75% da rede de esgoto da cidade de São Luís. Macedo e Rocha (1995) avaliando as condições sanitárias no município de São Luís encontraram 98 pontos de lançamento de esgotos diretamente no curso do rio Anil, além das palafitas suspensas construídas sobre os manguezais no entorno do rio, formando cinturões em que predominam condições sanitárias muito precárias.

Para as baixas concentrações de fosfato nas estações a jusante do estuário, deve-se considerar que vários processos como a assimilação pelo fitoplâncton e a adsorção ao material particulado, podendo ser precipitado junto com as partículas e se depositar no fundo, passando da forma dissolvida para a particulada, tornando-se assim indisponível para o consumo da produção primária, além dos processos de floculação decorrentes da diferença de salinidade e pH que diminuem as concentrações deste nutriente na coluna d'água (ESCHRIQUE, 2007).

Os estuários são considerados ecossistemas com alta produtividade, normalmente ricos em nutrientes necessários ao desenvolvimento do fitoplâncton, e o suprimento destes nutrientes continuamente renovado, sendo aportados pelos rios, mar e ainda pela lixiviação dos solos e áreas terrestres adjacentes (McLUSCK, 1989). De acordo com Rodrigues e Cutrim (2010), o fósforo é geralmente o principal nutriente para o microfitoplâncton nos estuários do Maranhão, sugerindo que esta comunidade é fisiologicamente bem adaptada às condições dos nutrientes.

Altas cargas de nutrientes são lançadas diretamente nos cursos d'água na maioria das cidades brasileiras e dentre os vários tipos de degradação a que estão sujeitos os ecossistemas estuarinos, o processo de eutrofização é um dos mais preocupantes, pois os efeitos do aumento no aporte de nutrientes variam de acordo com a capacidade de depuração específico do estuário (LIVINGSTON, 2001).

Santos et al. (2009) em estudos no estuário do rio Pina-PE também encontrou maiores concentrações de fosfato durante o período de estiagem, variando de 0,39 (jusante) a 5,06 $\mu\text{mol L}^{-1}$ (montante), similar a deste estudo. Altos valores de fosfato também foram obtidos em sistemas eutrofizados, tais como os apresentados pelo estuário de Santos por Eschrique et al. (2009), que encontraram valores de 0,55 a 16,30 $\mu\text{mol L}^{-1}$ no inverno de 2005, e de 0,83 a 13,73 $\mu\text{mol L}^{-1}$ no verão de 2006, e os apresentados por Braga et al. (2000), que obtiveram teores de 1,00 a 24,52 $\mu\text{mol L}^{-1}$ no período de estiagem.

4.2.10 Silicato ($\text{Si}(\text{HO})_4$)

Em zonas costeiras e em regiões estuarinas, as concentrações variam de próximas a 150 $\mu\text{mol L}^{-1}$, chegando até 200 $\mu\text{mol L}^{-1}$ (MILLERO; SOHN, 1996). De acordo com Maybeck (1979), o silicato é o maior constituinte na água dos rios, representando cerca de 10% do total de sólidos dissolvidos, e sua média global de concentração tem sido estimada em 80,83 $\mu\text{mol L}^{-1}$, sendo que em rios equatoriais e tropicais este valor esta na

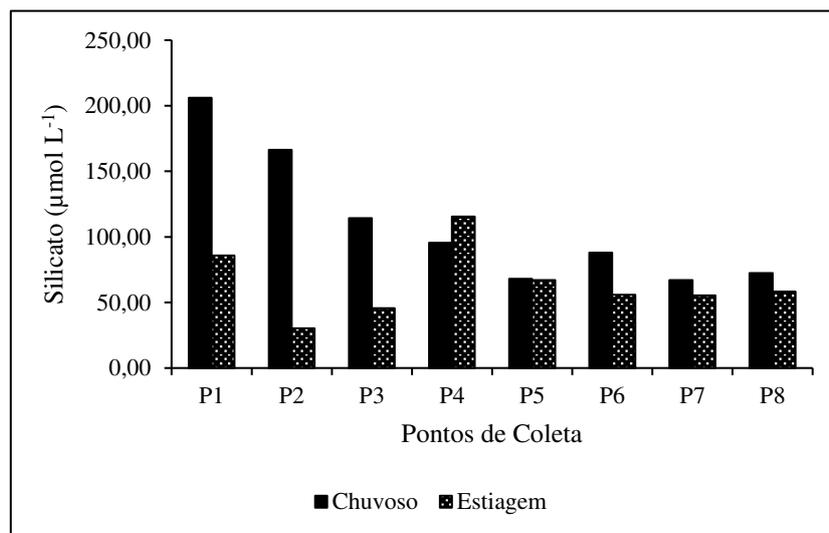
faixa de 163-179 $\mu\text{mol L}^{-1}$ (TURNER et al., 2003; JENNERJAHN et al., 2006). As altas concentrações de silicato confirmam a natureza terrestre deste nutriente no ambiente estuarino, indicando contribuição por aportes terrestres na região.

O silicato no estuário do rio Anil não apresentou diferenças significativas ($df=1$; $p=0,01571$) entre o período estudado, durante o período chuvoso variou entre 67,04 a 205,96 $\mu\text{mol L}^{-1}$ e durante a estiagem, entre 30,26 a 115,50 $\mu\text{mol L}^{-1}$ (Fig. 15). As concentrações de silicato foram maiores durante o período chuvoso, podendo estar associadas à hidrodinâmica da região, bem como o aporte continental. Observando a distribuição espacial das concentrações de silicato, nota-se que os pontos P1 e P2 apresentaram também altas concentrações de fosfato, o que pode ser proveniente de uma fonte em comum.

Assim como o fosfato, o silicato também apresentou maiores teores no ponto P1, devido à baixa profundidade nesta estação que facilita a ressuspensão do sedimento, além de ser o ponto que recebe maior influência fluvial. O fluxo e refluxo da maré sob a planície de mangue ocasiona a ressuspensão do sedimento, liberando altas concentrações de silicato disponíveis na coluna d'água. Outros fatores que podem influenciar as concentrações de silicato é o dejetos de esgoto doméstico e industrial, desmatamento da vegetação de manguezais e a morte de organismos fitoplanctônicos, bem como o grupo das diatomáceas, principais microalgas responsáveis pela absorção do silicato para a constituição de suas frústulas.

A distribuição sazonal do silicato mensurada neste trabalho, foi a mesma observada por Bradley; Philip (1999), onde afirmam que as maiores concentrações de silicato nos estuários tropicais foram encontradas durante o período chuvoso.

O estudo do silicato no estuário do rio Anil é importante por ser um nutriente essencial para a produção primária do ambiente costeiro, a sua utilização como indicador de aporte continental pode trazer informações sobre a hidrodinâmica local e serve de parâmetro para avaliar possíveis perturbações relacionadas com os diversos tipos de usos da terra, por atividades antropogênicas na bacia de drenagem

Figura 15 - Distribuição espacial e sazonal do Silicato no estuário do rio Anil, São Luís–MA.

Os valores de silicato obtidos neste estudo corroboram em relação às concentrações totais com os valores obtidos para outros estuários da região norte: Teixeira (1988) observou valores de 30,0 a 280,0 $\mu\text{mol L}^{-1}$ no estreito dos Coqueiros (MA), Mendes Filho (2009) observou de 9,13 a 223,0 $\mu\text{mol L}^{-1}$ no estuário do Rio Paciência (MA). Mais recentemente, Monteiro et al. (2015), encontraram valores de 14,98 a 83,10 $\mu\text{mol L}^{-1}$ no estuário do Paracauari-PA. Em regiões estuarinas, as concentrações variam próximas a 150 $\mu\text{mol L}^{-1}$, chegando até 200 $\mu\text{mol L}^{-1}$ (MILLERO; SOHN, 1996).

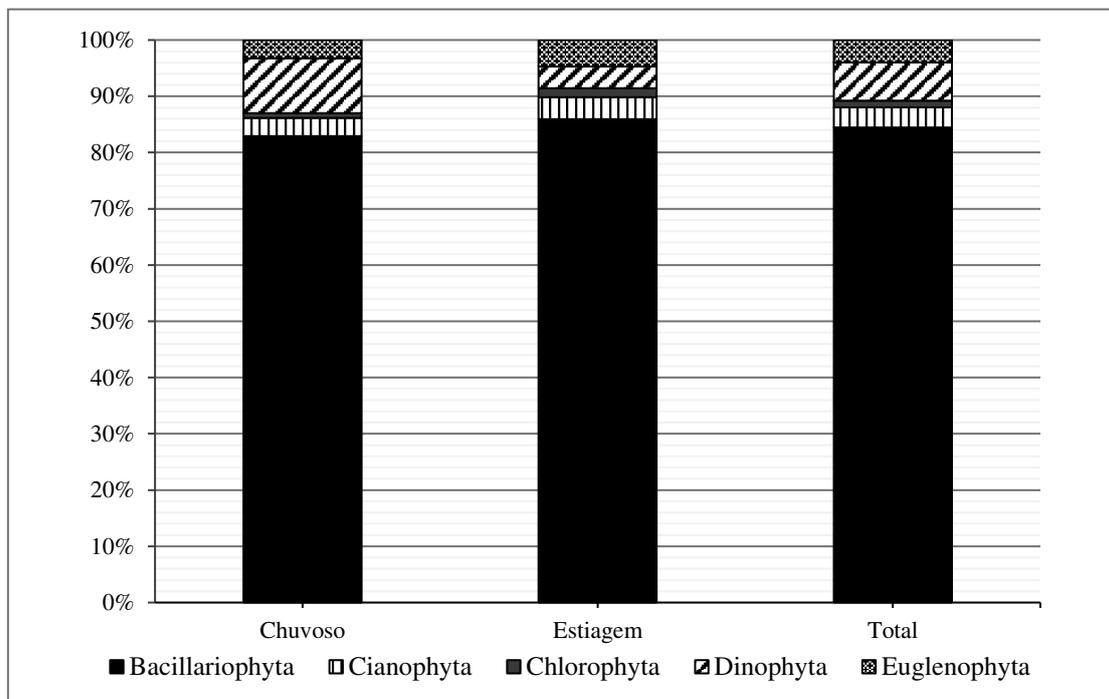
5. FITOPLÂNCTON

5.1 Composição do Microfitoplâncton

Com base na análise da composição qualitativa foram identificados 251 táxons genéricos e infra genéricos nos dois períodos sazonais, distribuídas em cinco divisões: Bacillariophyta (84,46%), Dinophyta (6,77%), Euglenophyta (3,98 %), Cianophyta (3,59%), e Chlorophyta (1,20%). Durante o período chuvoso foram encontrados 123 táxons genéricos e infragenéricos, distribuídas em 117 espécies, 4 variedades e 2 formas (Fig. 16).

Dentro das espécies inventariadas durante o período de estiagem foram registrados 128 táxons genéricos e infragenéricos, distribuídos em 121 espécies, 6 variedades e 1 forma (Fig. 16).

Figura 16 - Variação sazonal da distribuição do fitoplâncton pelos grupos mais representativos no estuário do rio Anil, São Luís-MA.



Neste estudo, durante as duas campanhas, não houve muita diferença em relação as espécies encontradas, e assim como Moreira (2003), em estudos sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica do estuário do Rio Anil -MA, mostrou que nos dois períodos sazonais houve similaridade em relação à dominância dos gêneros.

Este número de táxons é compatível com os estudos de outras regiões: Santiago et al. (2004) encontraram 210 táxons no estuário do rio Pisa Sal-RN; Macêdo et al. (2005) registraram 266 táxons em Barra das Jangadas-PE; Rosevel et al. (2005) identificaram 203 táxons na baía de Tamandaré e estuários dos rios Ilhetas e Mamucaba-PE

5.1.1 Distribuição sazonal da comunidade fitoplanctônica

○ **Bacillariophyta**

Em relação à distribuição sazonal, no período de estiagem as diatomáceas apresentaram maior contribuição de espécies, com 85,94% para a comunidade

fitoplanctônica local e no período chuvoso apresentaram um número de espécies menor, com 82,93% de porcentagem para a flora fitoplanctônica (Fig. 16).

Segundo Procopiak et al. (2006), as diatomáceas constituem o grupo mais representativo em regiões estuarinas e correspondem aos principais produtores desses ecossistemas. A abundância destes organismos nestas áreas está condicionada às suas características de eurihalinidade, associados às condições eutróficas. Além de está correlacionada diretamente com o conteúdo de silicato, uma vez que a principal fonte de sílica vem do continente e as diatomáceas têm sílica na composição de suas frústulas.

Diversos autores apontam para a importância fundamental das diatomáceas em ecossistemas aquáticos costeiros, por contribuem significativamente como fonte de alimento para diversos organismos marinhos, desde aqueles que constituem o zooplâncton (ABREU et al., 1994; JESUS; ODEBRECHT, 2002) até os de maior porte, como moluscos e alguns peixes (ALMEIDA, 2003).

A predominância deste grupo sobre os demais tem sido constatada em ecossistemas estuarinos distribuídos em todo Brasil e no mundo, destacando-se os trabalhos de Avaria et al. (1999) no trecho de Magallanes-Chile; Melo-Magalhães et al. (2004) no estuário lagunar Mundaú/Manguaba-AL. Na região Norte, com Soares e Paiva (2002) em seus trabalhos realizados na área bragantina, Sousa et al., (2008) na Ilha Canela-PA, Santana (2004) no estuário do rio Marapanim-PA, Paiva et al., (2004) no igarapé Tucunduba e na baía do Guajará em 2006 e Sena et al., (2012) no rio Arienga-PA. Em estuários do MA, a predominância deste grupo ocorre em mais de 80% da composição de fitoplâncton, por Ferreira-Correia et al., 2004 e Rodrigues; Cutrim, (2010); Gama, (2011) em estudos nas baías do Golfão Maranhense e litoral oriental e Duarte-dos-Santos, (2010) e Cavalcanti, (2015) na zona costeira do Porto do Itaqui-MA.

○ **Dinophyta**

Já no que diz respeito aos dinoflagelados, estes são organismos unicelulares assimétricos, tecados ou não, com dois flagelos diferentes na forma e função (ESTEVES, 1998). De acordo com Cardoso e Torgan (2007) existem cerca de 2.000 espécies atuais de água doce desta classe, as quais se distribuem em, aproximadamente, 130 gêneros. São organismos unicelulares com um ciclo de vida que permite habitar o plâncton e o bento. Os gêneros mais importantes em níveis ecológicos são *Peridinium* e *Ceratium*, pois além

de sua função como produtor primário, eles também atuam como organismos heterotróficos dentro da cadeia trófica. Os dinoflagelados são utilizados como bioindicadores por serem característicos de corpos d'água bastante oxigenados, evitando sistemas eutróficos que sofrem depreciação do oxigênio que ali existe (CARDOSO e TORGAN, 2007). Desta forma a presença adequada de dinoflagelados em ecossistemas aquáticos pode servir como subsídio para o diagnóstico do seu grau de estado trófico.

Os dinoflagelados foram mais representativos durante o período chuvoso, correspondendo a 9,76% da comunidade sendo a ordem *Peridinales* com maior número de espécies, e durante o período de estiagem a contribuição foi de 3,91% (Fig. 16). Os dinoflagelados da ordem *Peridinales*, incluem o maior número de gêneros e espécies, são revestidos por parede de celulose e frequentemente abundantes no plancton (REVIERS, 2006).

A presença destes organismos está relacionada intimamente ao regime de marés, responsáveis por transportar as espécies das áreas oceânicas (SILVA-CUNHA, 2001; FUJITA; ODEBRECHT, 2007). No litoral brasileiro este grupo encontra-se melhor representado nas regiões oceânicas e na plataforma continental (KOENING; LIRA, 2005 E SEGURO et al., 2015)

○ **Cianophyta**

As cianobactérias apresentaram maior porcentagem na estação de estiagem com 3,91% (Fig. 16), destacando-se a espécie *Oscillatoria* sp. com 100% de ocorrência nos pontos de coleta e durante o período chuvoso as cianofíceas tiveram contribuição de 3,25%.

A grande maioria das espécies de cianobactérias é de origem de ambientes dulciaquícolas (FUJITA; ODEBRECHT, 2007), transportadas, portanto, até as áreas costeiras pelas correntes de marés e fluxo dos rios. Sua presença incomum em estuários, no geral, pode ser explicada, dentre outros fatores, pela salinidade (MOISANDER et al., 2002) e maior suscetibilidade à predação de algumas espécies (CHAN et al., 2006).

Em estudos feitos por Eskinaze-Leça et al. (2004) as cianobactérias apresentarem em baixa diversidade nas áreas costeiras e marinhas do estado de Pernambuco.

- **Euglenophyta**

As Euglenophyta são organismos unicelulares e flagelados, loricados ou não. Totalizam, atualmente, 930 espécies em 45 gêneros de água doce. (ESTEVEES, 1998). Almeida (2011), afirma que a ocorrência de euglenophytas se faz, quase que exclusivamente, restrita a ambientes ricos em matérias orgânicas, como os eutrofizados.

No estuário do rio Anil, as euglenas mostraram maior contribuição durante o período de estiagem com 4,69%, e no período chuvoso foi de 3,25% (Fig. 16), com a espécie *Lepocinclis oxyuris* e *Trachelomonas armata* ocorrendo em todos os pontos de coleta durante o período de estiagem.

O gênero das euglenas está relacionado a baixa salinidade e elevadas concentrações de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo (BRANDINI; THAMM 1994; MATHIENSEN et al., 1999; MUYALERT; RAINE 1999; MONCHEVA et al., 2001; PHILIPS et al., 2002; ALVES DA SILVA; HAHN 2004).

- **Chlorophyta**

As Chlorophyta constituem o grupo mais abundante e diversificado do fitoplâncton, tanto em nível de espécie, como em padrões morfológicos, estruturais e reprodutivos. A presença deste grupo, de acordo com Bastos et al. (2006), sugere que o meio apresenta-se em boas condições ambientais, uma vez que as espécies de Chlorophytas são organismos extremamente sensíveis as condições adversas do meio, podendo sua existência ser restrita a ambientes não poluídos. Outros autores (MOURA et al., 2007; ALMEIDA, 2011) também afirmam que a presença de Chlorophytas pode ocorrer, mesmo que em baixa densidade, em meios eutróficos e hipereutróficos, principalmente, pelo alto teor de fósforo nesses ambientes.

As clorofíceas foram as que apresentaram menor contribuição nos dois períodos sazonais, 0,81% no período chuvoso e 1,56% na estiagem (Fig. 16), devido a influência da salinidade, que limitou esses organismos em todo estuário, com ocorrência de uma única espécie no período chuvoso e duas espécies no período de estiagem, embora a espécie *Dimorphococcus* sp. tenha apresentado uma distribuição uniforme ao longo de todo o estuário, ocorrendo em 75% das estações de coleta em ambos os períodos sazonais.

As clorofíceas possuem alta variabilidade morfométrica, e são expressivas na produtividade primária em ecossistemas aquáticos tropicais, podendo se desenvolver em diversos habitats, principalmente limnéticos (REVIERS, 2006; COSTA et al., 2010, HAPPEY-WOOD, 1988, COESEL, 1996).

5.1.2 Distribuição espacial da comunidade fitoplanctônica

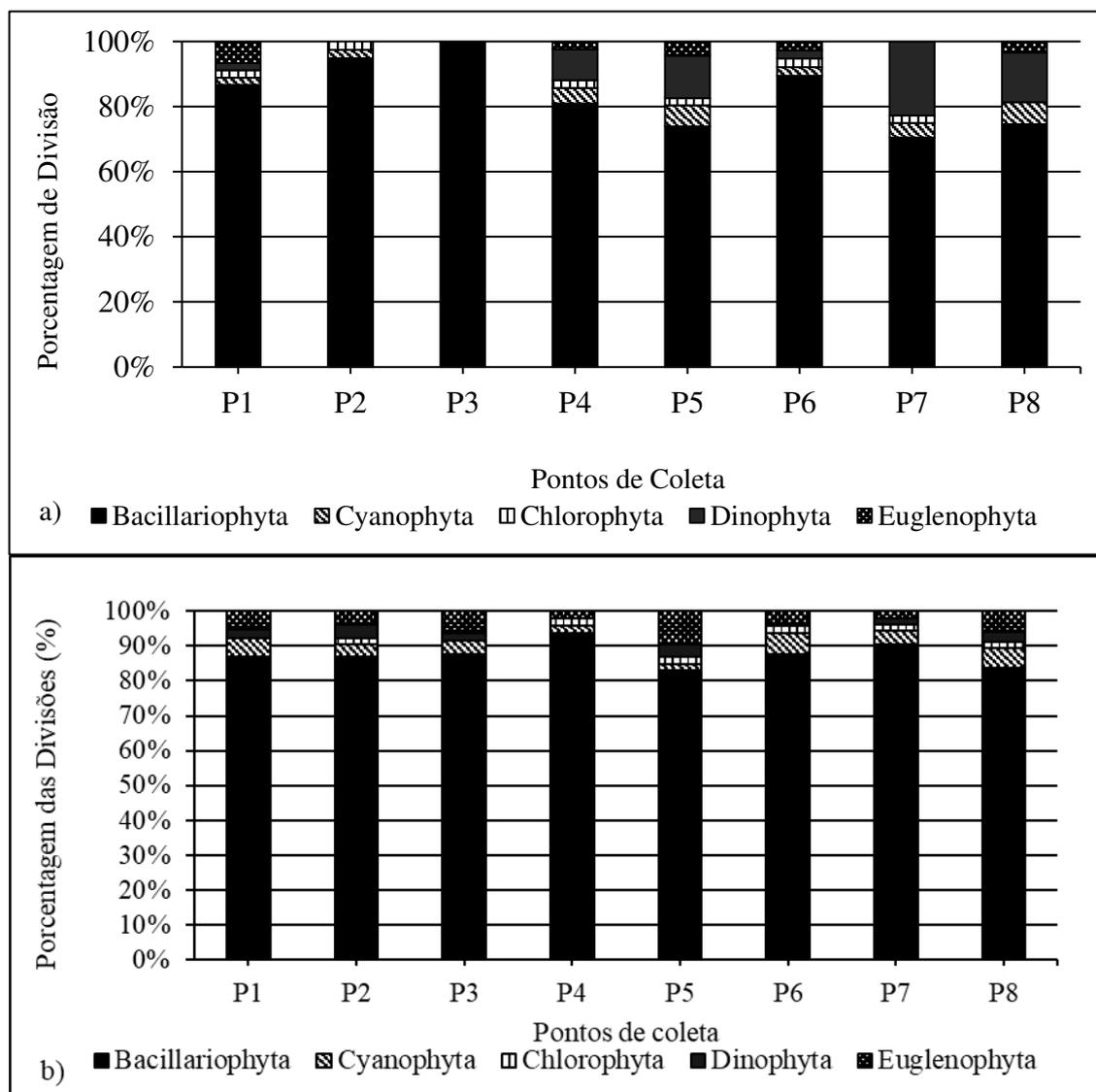
A distribuição das microalgas ao longo do estuário do rio Anil variou discretamente em escala espacial, onde os táxons foram distribuídos em oito pontos de coleta. Espacialmente, as diatomáceas apresentaram valores superiores a 70% em todos os pontos de coleta em ambos os períodos sazonais (Fig. 17a), provavelmente devido à sua característica de eurialinidade e pela preferência em áreas ricas em nutrientes (KOENING; MACÊDO, 1999).

Também pode-se observar que durante o período chuvoso os dinoflagelados tiveram uma distribuição mais restrita, com maior ocorrência nos pontos mais a jusante do estuário, onde há maior domínio de água marinha, conforme foi visto pelos valores de salinidade que foram maiores que 30 g kg^{-1} (Fig. 8), concordando com os dados de Azevedo-Cutrim (2008) (Fig. 17b). Os registros dessa divisão em águas costeiras e estuarinas têm sido assinalado sem muita representatividade, o mesmo ocorrendo na área estudada.

Sousa et al. (2002), ao estudarem o microfitoplâncton da plataforma continental norte do estado do Maranhão também destacaram a Divisão Dinophyta como a mais representativa, sugerindo a mesma preferência destes organismos por águas mais afastadas da costa, onde as condições oceanográficas são mais estáveis, transparentes e oligotróficas. No estuário do rio Anil os dinoflagelados tiveram maior contribuição nos pontos mais a jusante.

As divisões Chlorophyta e Cyanophyta tiveram pouca representatividade na composição, o registro dessas duas divisões indicou a influência dulcícola no ambiente de estudo.

Figura 17 - Variação espacial das divisões do fitoplâncton ao longo dos pontos amostrais no etuário do rio Anil, São Luís-MA. a) período chuvoso e b) período de estiagem.



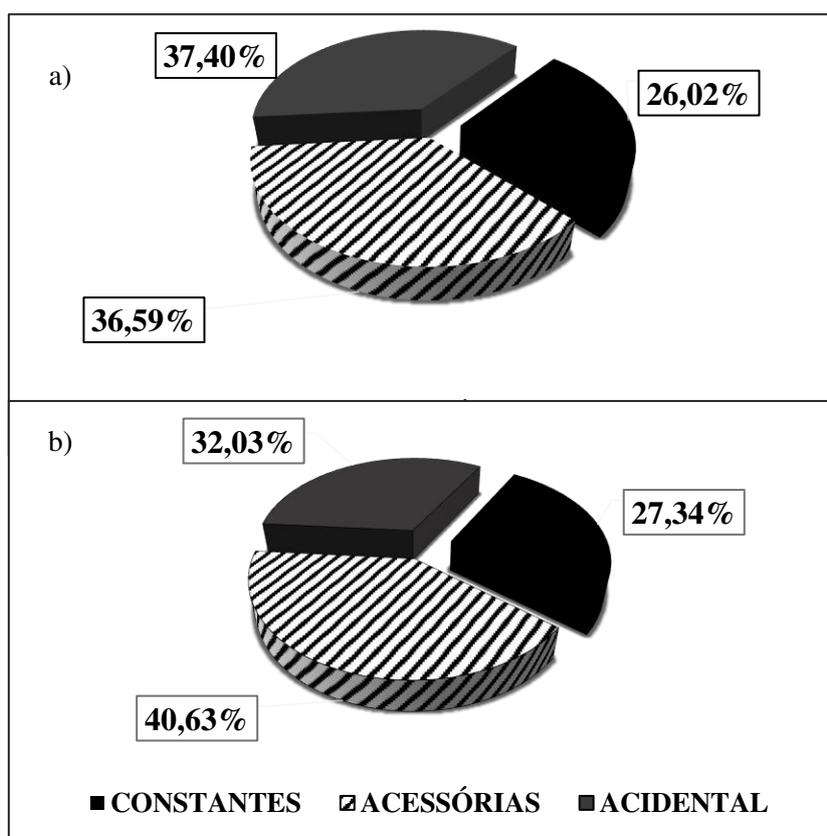
5.2 Índice de Constância

Com base no Índice de Constância dos representantes do microfíttoplâncton, observou-se que durante o período chuvoso o maior número de táxons foi classificado como ACIDENTAIS, correspondendo a 37,40%, englobando 46 indivíduos, sendo 39 diatomáceas, 5 dinoflagelados, 1 cianofíceas e 1 euglena (Fig. 18a, Tab. 6). No período de estiagem, o maior número de espécies foi classificado como ACESSÓRIAS, contribuindo com 40,63%, sendo 45 diatomáceas, 2 cianobactérias, 2 dinoflagelados e 3 euglenas, contabilizando 52 espécies (Fig. 18b, Tab. 6).

A categoria CONSTANTE foi a que apresentou menor contribuição em ambos os períodos sazonais, com 26,02% no período chuvoso, com as espécies: *Paralia sulcata*,

Trieres regia, *Odontella longicuris* e *Ditylum brightwellii* (PRANCHA 1). e no período de estiagem, apresentou 27,34%, como: *Lepocinclis oxyuris*, *Trachelomonas armata*, *Thalassionema nitzschioides*, *Rhizosolenia setigera*, *Odontella mobiliensis*, *Nitzschia obtusa* var. *scalpeliformis*, *Lithodesmium undulatum*, *Coscinodiscus oculus-iridis* e *Oscillatoria* sp. (PRANCHA 2). A maioria das espécies citadas acima é eurihalina, suportando, assim, amplas variações de salinidade que ocorrem nestes ecossistemas estuarinos (Patrick, 1967) (Figura 18b, Tab. 6).

Figura 18 - Distribuição percentual das categorias do Índice de Constância dos táxons identificados no estuário do rio Anil, durante o período chuvoso (a) e durante o período de estiagem (b).

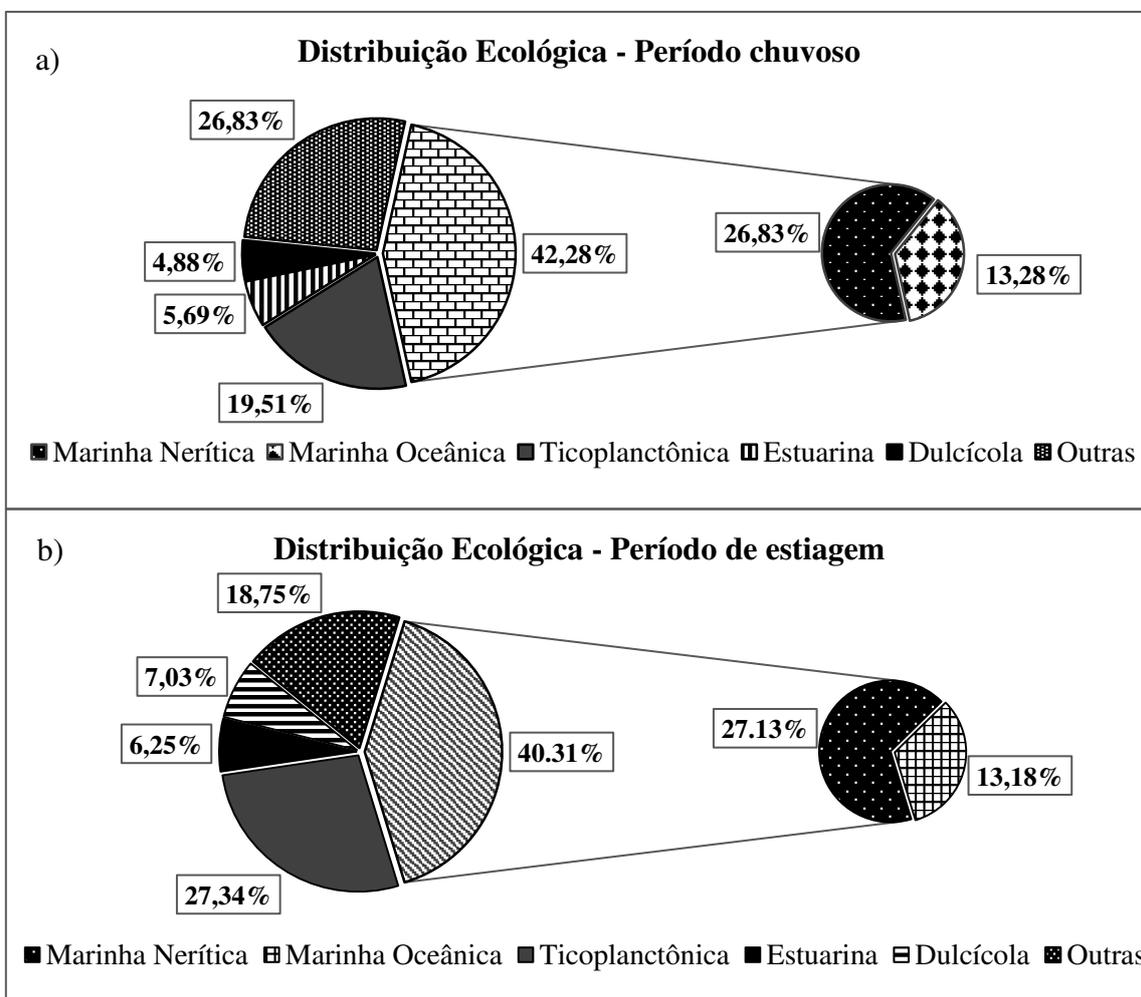


A maioria dos táxons foi classificadas como acessórias ou acidentais em ambos os períodos sazonais, isto ocorre devido ao alto hidrodinâmismo do ambiente, elevado estresse, com turbulência e sob a influência de correntes costeiras (PAIVA et al., 2006; SOUSA et al., 2008; REZENDE et al., 2015; SENA et al., 2015).

5.3 Considerações ecológicas do Fitoplâncton

Os táxons infragenéricos identificados no estuário do rio Anil foram enquadrados conforme trabalhos pretéritos (Moreira Filho et al., 1990; Valente-Moreira et al., (1994); Tomas (1997); Desikachary (1959), Sournia (1986); Silva-Cunha; Eskinazi-Leça (1990)), entre outros, nas seguintes categorias de espécies: marinhas planctônicas, as quais subdividem-se em oceânica e nerítica, onde a primeira se refere a espécies típicas de zonas pelágicas, afastadas da zona costeira, e a segunda, refere-se a espécies de zona costeira; Ticoplanctônicas (plâncton acidental); Estuarinas e Dulcícolas.

Figura 19 - Distribuição percentual quanto aos dados ecológicos dos táxons genéricos e infragenéricos, identificados ao longo do estuário do rio Anil, São Luís-MA. Período chuvoso (a) e período de estiagem (b).



- **Marinhas Planctônicas: Neríticas (MN) e Oceânicas (MO)**

A maioria das espécies fitoplanctônicas identificadas nos dois períodos sazonais, é de origem marinha planctônica. Durante o período chuvoso, os táxons classificados nesta categoria representaram percentual de 42,28%, englobando as formas planctônicas neríticas com 26,83% e as planctônicas oceânicas correspondendo a 13,28% (Fig. 19a e Quadro 1).

Do total de táxons identificados durante o período de estiagem, 40,31% constituem espécies marinhas planctônicas, das quais 27,13% são marinhas neríticas, com 35 representantes pertencentes somente ao grupo das diatomáceas e 13,18% são marinhas oceânicas (Fig. 19b e Quadro 2).

Segundo Moreira-Filho (1999), *Coscinodiscus centralis* é típica de ambiente marinho (nerítico e oceânico) encontrada no plâncton. A referida espécie tem dominado em águas costeiras do Nordeste Brasileiro (PASSAVANTE, 1979; MAGALHÃES, 2000; HONORATO DA SILVA, 2003), e teve presença em todos os pontos no período de estiagem deste estudo, sendo comum em regiões estuarinas, em decorrência de uma melhor adaptação às condições reinantes (RILEY, 1967), tolerando grandes variações de salinidade, tendendo a proliferar em condições propícias, assim como pode ser considerada uma espécie oportunista (ROSEVEL DA SILVA, 2005)

Da mesma forma, Campelo et al. (2001/2002); Lacerda et al. (2004); Santiago et al. (2004); Azevedo-Cutrim (2008); Leão et al. (2008); e Honorato-da-Silva (2009), registraram a dominância das espécies neríticas e oceânicas em ambientes marinho-estuarinos associando-as à influência das águas costeiras, o que ratifica a predominância de espécies eurialinas.

- **Ticoplanctônicas (Tc.)**

As espécies consideradas ticoplanctônicas (Tc) (ocasionais no planctôn), representaram 19,51% da comunidade durante o período chuvoso, sendo 24 espécies, todas pertencentes ao grupo das diatomáceas (Fig. 19a e Quadro 1). Durante o período de estiagem, as ticoplanctônicas apresentaram maior contribuição, com porcentagem de 27,34%, sendo 35 táxons, e todos pertencentes ao grupo das diatomáceas também (Fig. 19b e Quadro 2).

O ciclo de marés exerce fundamental influência aos ambientes estuarinos em função da renovação da água, de sua composição química e das comunidades biológicas.

Acredita-se que as hiper marés e amplitudes de 7 metros que ocorrem no Maranhão, contribuam com a entrada das microalgas, assim como as espécies ticoplanctônicas, devido à ressuspensão do sedimento quando comparada com outras regiões do litoral brasileiro.

A ocorrência de microalgas ticoplanctônicas aliada a esses fatores, também foram verificadas nos trabalhos de Cervetto et al., 2002; Lacerda et al., 1998; Schaub; Gieskos, 1991; Su et al., 2004; Leão et al., 2008.

○ **Estuarinas (Eu.)**

Com relação à tolerância às variações de salinidade, durante o período chuvoso 5,69% das espécies foram classificadas em Estuarinas (Eu) (Fig. 19a e Quadro 1) e no período de estiagem essa contribuição foi maior com 6,25% (Fig. 19b e Quadro 2).

○ **Dulcícolas (Du.)**

As espécies típicas de ambientes dulcícolas constituíram a categoria menos abundante, porém confirmam a influência fluvial durante todo estuário do rio Anil, que no período chuvoso foi de 4,88% (Fig 19a e Quadro 2), e no período de estiagem foi de 7,03% (Fig 19b e Quadro 2). A pluviosidade também permitiu, através da redução da salinidade, a presença de espécies dulcícolas no ambiente.

Quadro 1 - Classificação dos táxons encontrados durante o período chuvoso no estuário do rio Anil, São Luís-MA.

CATEGORIA		NÚMERO DE TÁXONS	%	TÁXONS
MARINHA PLANCTÔNICA	M.N	33	26,83	<i>Asterionellopsi gracilllis</i> , <i>Bellerochea malleus</i> , <i>Bellerochea sp.</i> , <i>Chaetoceros compressus</i> , <i>Chaetoceros lorenzianus</i> , <i>Chaetoceros pendulus</i> , <i>Chaetoceros subtilis</i> , <i>Chaetoceros subtilis var. abnormis</i> , <i>Corethron hystrix</i> , <i>Coscinodiscus centralis</i> , <i>Coscinodiscus gigas</i> , <i>Coscinodiscus granii</i> , <i>Coscinodiscus oculus-iridis</i> , <i>Coscinodiscus radiatus</i> , <i>Coscinodiscus rothii</i> , <i>Diploneis gruendleri</i> , <i>Diploneis vacillans</i> , <i>Diploneis weissflogii</i> , <i>Ditylum brightwellii</i> , <i>Gyrosigma fasciola</i> , <i>Gyrosigma macrum</i> , <i>Helicotheca tamesis</i> , <i>Hemiaulus chinensis</i> , <i>Hemialus membranaceus</i> , <i>Leptocylindrus danicus</i> , <i>Lithodesmium undulatum</i> , <i>Odontella chinensis</i> , <i>Odontella longicruris</i> , <i>Odontella mobiliensis</i> , <i>Pseudonitzschia pungens</i> , <i>Thalassiosira gravida</i> , <i>Thalassiosira simonensii</i> , <i>Trieres regia</i> , <i>Tripos furca</i> .

	M. O	19	15,45	<i>Neocalyptrella robusta, Pseudolenia calcar-avis, Rhizosolenia setigera, Skeletonema costatum, Skeletonema tropicum, Thalassionema frauenfeldii, Thalassionema nitzschioides, Thalassiosira eccentrica, Thalassiosira leptopus, Thalassiosira lineata, Podolampas palmipes, Prorocentrum micans, Protoperidinium divergens, Protoperidinium steinii, Pyrophacus steinii, Tripos furca, Tripos lineatum, Tripos pentagonum, Tripos trichoceros,</i>
	Tc	24	19,51	<i>Actinoptychus anulatus, Actinoptychus campanulifer, Actinoptychus senarius, Bacillaria paxillifer, Caloneis permagna, Cerataulus turgidus, Diploneis bombus, Entomoneis alata, Lyrella lyra, Melosira nummuloides, Navicula humerosa, Nitzschia longissima var. closterium, Nitzschia longissima var. parva, Nitzschia paleacea, Nitzschia sigma, Odontella aurita, Odontella rhombus, Paralia sulcata, Surirella fastuosa, Surirella febigerii, Surirella gemma, Terpsinoe musica, Triceratium favus, Triceratium favus f. quadratum</i>
	Eu	7	5,69	<i>Cyclotella striata, Cyclotella stylum, Frustulia interposita, Gyrosigma balticum, Nitzschia obtusa var. scalpelliformis, Pleurosigma angulatum, Thalassiosira subtilis.</i>
	Du	6	4,88	<i>Oscillatoria limosa, Cyclotella meneghiniana, Ulnaria ulna, Dimorphococcus sp., Lepocinclis oxyuris e Trachelomonas armata.</i>

Quadro 2 - Classificação ecológica dos táxons encontrados durante o período de estiagem no estuário do rio Anil, São Luís-MA.

CATEGORIA		NÚMERO DE TÁXONS	%	TÁXONS
MARINHA PLANCTÔNICA	M. N.	35	27,13	<i>Asterionellopsi gracillalis, Bacillaria paradoxa, Bacteriastrium furcatum, Bellerochea horologicales, Bellerochea malleus, Biddulphia biddulphiana, Caloneis permagna, Chaetoceros affinis, Chaetoceros compressus, Chaetoceros debilis, Chaetoceros didymus, Chaetoceros peruvianus, Chaetoceros pendulus, Chaetoceros lorenzianus, Chaetoceros subtilis, Chaetoceros subtilis var. abnormis, Corethron hystrix, Coscinodiscus centralis, Coscinodiscus oculus-iridis, Coscinodiscus radiatus, Coscinodiscus rothii, Cyclotella meneghiniana, Cyclotella striata, Cyclotella stylum, Cylindrotheca closterium, Diploneis bombus, Diploneis grwendleri, Ditylum brightwellii, Entomoneis alata, Frustulia interposita, Guinardia flaccida, Gyrosigma balticum, Gyrosigma fasciola var. sulcata, Helicostetha thamesis, Hemialus membranaceus, Hemidiscus ovalis, Leptocylindrus minimus, Lithodesmium undulatum, Melosira nummuloides, Navicula cuspidata, Navicula palea, Navicula sp., Nitzschia obtusa, Nitzschia longissima var. closterium, Nitzschia obtusa var. scalpelliformis, Nitzschia sigma, Odontella aurita, Odontella longicurris, Odontella mobiliensis, Odontella rhombus, Odontella sinensis, Odontella sp., Paralia sulcata, Plagiotropis sp., Pleurosigma angulatum, Pleurosigma elongatum, Pleurosigma formosum, Pleurosigma normaii, Pleurosigma sp., Pseudolenia calcar avis, Pseudonitzschia pungens, Pseudonitzschia pungens var. atlantica, Pseudonitzschia sp., Rhaphoneis amphiceros, Rhizosolenia hebetata, Rhizosolenia imbricata, Rhizosolenia setigera, Skeletonema costatum, Skeletonema tropicum, Surirella fastuosa, Surirella febigerii, Surirella gemma, Ulnaria tabulata, Terpsinoe americana, Terpsinoe musica, Thalassionema frauenfeldii, Thalassionema nitzschioides, Thalassiosira leptopus, Thalassiosira lineata, Thalassiosira nanolineata, Thalassiosira oestrupii, Thalassiosira rotula, Thalassiosira subtilis, Thalassiosira sp., Tracneis aspera, Triceratium contortum, Triceratium favus, Triceratium favus f. quadrata, Trieres regia.</i>
	M. O.	17	13,18	<i>Neocalyptrella robusta, Pseudolenia calcar-avis, Rhizosolenia setigera, Skeletonema costatum, Skeletonema tropicum, Thalassionema frauenfeldii, Thalassionema nitzschioides, Thalassiosira eccentrica, Thalassiosira leptopus, Thalassiosira lineata, Podolampas palmipes, Prorocentrum micans, Protoperidinium divergens, Protoperidinium steinii, Pyrophacus steinii, Tripos furca, Tripos lineatum, Tripos pentagonum, Tripos trichoceros,</i>

Tc.	35	27,13	<i>Actinoptychus annulatus</i> , <i>Actinoptychus campanulifer</i> , <i>Actinoptychus octonarius</i> var. <i>oconarius</i> , <i>Actinoptychus senarius</i> , <i>Actinoptychus splendens</i> , <i>Amphora</i> sp., <i>Asterionellopsi gracialis</i> , <i>Bacillaria paradoxa</i> , <i>Bacteriastrium furcatum</i> , <i>Bellerochea horologicales</i> , <i>Bellerochea malleus</i> , <i>Biddulphia biddulphiana</i> , <i>Caloneis permagna</i> , <i>Chaetoceros affinis</i> , <i>Chaetoceros compressus</i> , <i>Chaetoceros debilis</i> , <i>Chaetoceros didymus</i> , <i>Chaetoceros peruvianus</i> , <i>Chaetoceros pendulus</i> , <i>Chaetoceros lorenzianus</i> , <i>Chaetoceros subtilis</i> , <i>Chaetoceros subtilis</i> var. <i>abnormis</i> , <i>Corethron hystrix</i> , <i>Coscinodiscus centralis</i> , <i>Coscinodiscus oculus-iridis</i> , <i>Coscinodiscus radiatus</i> , <i>Coscinodiscus rothii</i> , <i>Cyclotella meneghiniana</i> , <i>Cyclotella striata</i> , <i>Cyclotella stolorum</i> , <i>Cylindrotheca closterium</i> , <i>Diploneis bombus</i> , <i>Diploneis grwendleri</i> , <i>Ditylum brightwellii</i> , <i>Entomoneis alata</i> , <i>Frustulia interposita</i> , <i>Guinardia flaccida</i> , <i>Gyrosigma balticum</i> , <i>Gyrosigma fasciola</i> var. <i>sulcata</i> , <i>Helicotheca tamesis</i> , <i>Hemialus membranaceus</i> , <i>Hemidiscus ovalis</i> , <i>Leptocylindrus minimus</i> , <i>Lithodesmium undulatum</i> , <i>Melosira nummuloides</i> , <i>Navicula cuspidata</i> , <i>Navicula palea</i> , <i>Navicula</i> sp., <i>Nitzschia obtusa</i> , <i>Nitzschia longissima</i> var. <i>closterium</i> , <i>Nitzschia obtusa</i> var. <i>scalpeliformis</i> , <i>Nitzschia sigma</i> , <i>Odontella aurita</i> , <i>Odontella longicruris</i> , <i>Odontella mobiliensis</i> , <i>Odontella rhombus</i> , <i>Odontella sinensis</i> , <i>Odontella</i> sp., <i>Paralia sulcata</i> , <i>Plagiotropis</i> sp., <i>Pleurosigma angulatum</i> , <i>Pleurosigma elongatum</i> , <i>Pleurosigma formosum</i> , <i>Pleurosigma normaii</i> , <i>Pleurosigma</i> sp ₁ , <i>Pseudolenia calcar avis</i> , <i>Pseudonitzschia pungens</i> , <i>Pseudonitzschia pungens</i> var. <i>atlântica</i> , <i>Pseudonitzschia</i> sp., <i>Rhaphoneis amphiceros</i> , <i>Rhizosolenia hebetata</i> , <i>Rhizosolenia imbricata</i> , <i>Rhizosolenia setigera</i> , <i>Skeletonema costatum</i> , <i>Skeletonema tropicum</i> , <i>Surirella fastuosa</i> , <i>Surirella febigerii</i> , <i>Surirella gemma</i> , <i>Ulnaria tabulata</i> , <i>Terpsinoe americana</i> , <i>Terpsinoe musica</i> , <i>Thalassionema frauenfeldii</i> , <i>Thalassionema nitzschioides</i> , <i>Thalassiosira leptopus</i> , <i>Thalassiosira lineata</i> , <i>Thalassiosira nanolineata</i> , <i>Thalassiosira oestrupii</i> , <i>Thalassiosira rotula</i> , <i>Thalassiosira subtilis</i> , <i>Thalassiosira</i> sp., <i>Tracneis áspera</i> , <i>Triceratium contortum</i> , <i>Triceratium favus</i> , <i>Triceratium favus</i> f. <i>quadrata</i>
Eu	8	6,20	<i>Cyclotella striata</i> , <i>Frustulia interposita</i> , <i>Gyrosigma balticum</i> , <i>Gyrosigma fasciola</i> var. <i>sulcata</i> , <i>Nitzschia obtusa</i> var. <i>scalpeliformis</i> , <i>Pleurosigma angulatum</i> , <i>Rhaphoneis amphiceros</i> , <i>Thalassiosira subtilis</i> .
Du	9	6,98	<i>Oscillatoria limosa</i> , <i>Cyclotella meneghiniana</i> , <i>Ulnaria ulna</i> , <i>Dimorphococcus</i> sp., <i>Dictyosphaerium</i> sp., <i>Euglena gracilis</i> , <i>Lepocinclis oxyuris</i> , <i>Eugleniformis próxima</i> e <i>Trachelomonas armata</i> .

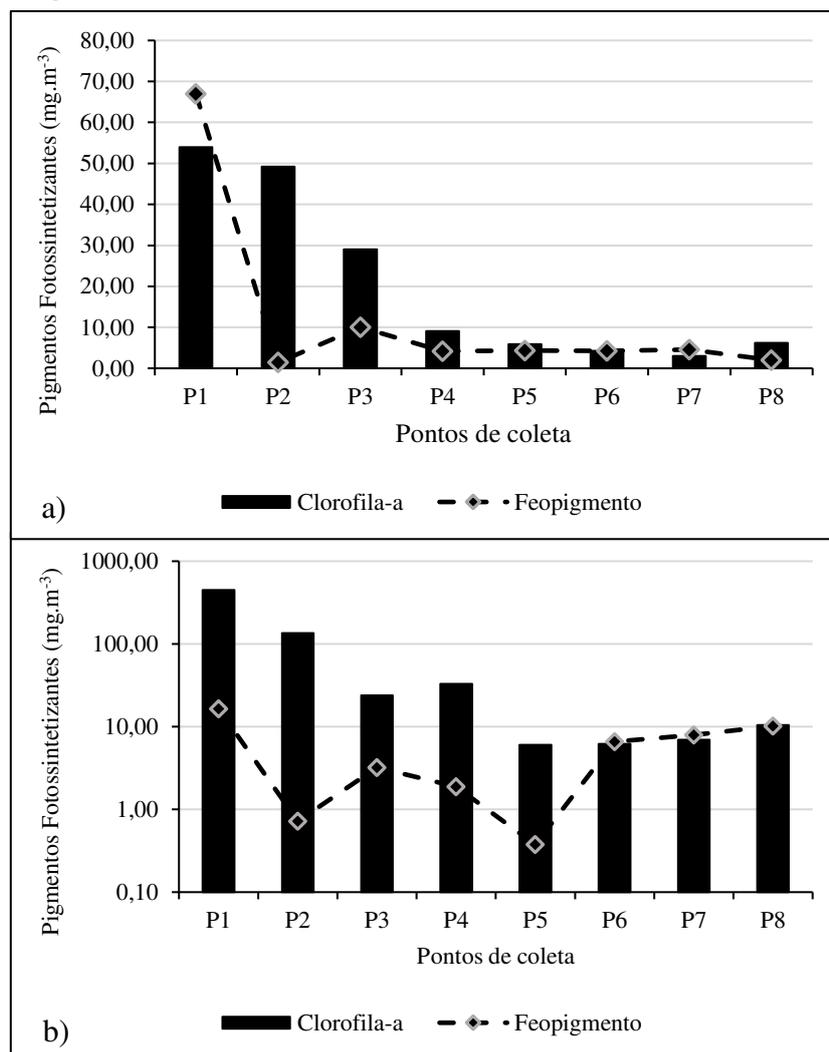
5.4 Concentrações de Clorofila-a e Feopigmento

A clorofila-a é o pigmento fisiologicamente mais importante estando presente em todos grupos vegetais (GRAHAM; WILCOX, 2000).

A biomassa total da clorofila-a não apresentou diferença significativa entre os períodos sazonais (df=1; p=0,296), com uma variação instável e altos valores registrados tanto no período chuvoso quanto no período de estiagem, quando comparados com EWERTON et al. (2001) em seus estudos no rio Anil, que verificou valores entre 59,7 mg m⁻³ a 149,4 mg m⁻³ na estação de estiagem.

Para este parâmetro, durante a estação chuvosa, o menor valor foi de 3,03 mg.m⁻³ em P7 e máxima de 53,97 mg m⁻³ em P2, com média geral de 20,07 ± 17,99 mg m⁻³ (Fig. 20a). Durante o período de estiagem as concentrações de clorofila-a apresentaram mínima de 6,04 mg m⁻³ em P5 e máxima de 447,87 mg m⁻³ com média de 83,71 ± 153,41 mg m⁻³ (Fig. 20b).

Figura 20 - Variação espacial das concentrações de clorofila-a total ao longo do estuário do rio Anil, São Luís-MA durante o período chuvoso (a) e período de estiagem (b). Os valores do gráfico do período de estiagem foram logaritimizados.



A clorofila-*a* caracteriza-se como o principal pigmento responsável pelo processo da fotossíntese e o conhecimento da sua concentração proporciona uma estimativa da biomassa fitoplanctônica, correspondendo entre 1 a 2% do peso seco do material orgânico em todas as algas planctônicas (ESTEVES, 1998). Esse pigmento é de suma importância para a determinação do estado trófico em ecossistemas aquáticos, pois define o grau de produtividade primária e sinaliza o aporte de nutrientes na água (BOYER et al., 2009 Cruz et al., (2003)). Este parâmetro pode indicar a eutrofização do ambiente aquático, onde o principal efeito da eutrofização acelerada é a alteração da qualidade da água, com conseqüências para toda a biota (KENNISH, 1992; PERSICH et al., 1996).

A concentração de clorofila-*a* tem sido amplamente utilizada como um indicador da biomassa fitoplanctônica (CLOERN; JASSBY, 2010; GAMEIRO; BROTAS, 2010).

Em águas estuarinas tropicais, a maior concentração de clorofila-*a* pode acontecer em meses mais quentes, como em estudos feitos por ALMEIDA et al.; LOSADA et al.; COSTA et al., (2008); AZEVEDO et al., (2008); CLOERN; JASSBY, (2008); GAMEIRO et al., (2011) e GREGO et al., (2009).

Koening (1983) também afirma que o método mais satisfatório para a medida dessa produção é o da biomassa fitoplanctônica, que fornece dados reais sobre o potencial de produção biológica do ecossistema, para os demais níveis tróficos. Evidenciando aspectos do ambiente que permitam conduzir investigações e prever problemas de ecológicos (PASSAVANTE et al., 1987/1989).

Para o estuário do rio Anil, segundo a classificação de Passavante (2003), enquadra-se como ambiente eutrófico, entretanto no período de estiagem apresentou característica hipereutrófica, isto pode estar refletido às melhores condições ambientais para o desenvolvimento do fitoplâncton. Aspectos semelhantes são encontrados no estuário dos rios Gamtoons, Sundays e Kromme, na África do Sul (SNOW et al. 2000).

Para algumas regiões, o alto teor de clorofila-*a* em águas superficiais, na zona eufótica, está relacionado diretamente ao efeito da ressurgência ou de sedimentação e/ou adevção de microfítobentos, além da influência marinha que o ambiente sofre, acentuando a transparência da água nas estações a jusante (PERISSINOTTO et al. 2002).

Segundo SANTOS-FERNANDES (1998), baixos valores de transparência e altos de turbidez podem gerar um considerável aumento das concentrações de Cl-*a* justificado pela capacidade que os organismos fitoplanctônicos apresentam em produzir uma maior quantidade de cloroplastos, em resposta a diferentes intensidades luminosas.

As maiores concentrações de clorofila-*a* podem ser registradas na porção superior dos estuários (DAMME et al. 2005), bem como no estuário do rio Anil, com maiores valores nos pontos P1 e P2. Quando comparado o padrão de distribuição espacial horizontal da biomassa fitoplanctônica no estuário do rio Anil, é observado que as maiores concentrações de clorofila-*a* encontram-se nas zonas próximas a montante, como pode ser observado também em estudos feitos por (HONORATO-DA-SILVA et al., 2004; GREGO et al.), sob influência de menores teores de salinidade, atestando a relação inversa desta variável com a biomassa fitoplanctônica do estuário do rio Anil.

Os valores de clorofila-*a* mais elevados verificados no período chuvoso justificam-se pela disponibilidade de nutrientes dissolvidos na água proveniente do

aumento da drenagem de zonas continentais (CLOERN; JASSBY, 2008; COUTINHO et al., 2012).

Um dos efeitos secundários do aumento da produção do fitoplâncton é um aumento na turbidez e uma diminuição na penetração de luz pela coluna de água. Os impactos podem ainda incluir blooms (florescimentos) de algas nocivas e tóxicas, aumento da turbidez com uma perda subsequente da vegetação submersa aquática, rompimento do funcionamento do ecossistema, perda do habitat, perda da biodiversidade e deslocamentos na cadeia alimentar (RABALAIS, 2002).

Com base nas concentrações de clorofila, o estuário foi classificado como hipereutrófico, corroborando com Teixeira et al. (1988) e Azevedo et al. (2008) em seus estudos em outros estuários, em que os valores mais altos desse pigmento foram associados com o período de estiagem.

Assim, o estuário do rio do rio Anil mostrou um abrupto crescimento do microfitoplâncton devido à descarga de esgoto doméstico, o que levou a cenários de instabilidade, especialmente na estação de estiagem, definido pela baixa diversidade e riqueza de espécies. De acordo com Valentin et al. (1999), que é uma resposta ao intenso processo de eutrofização, favorecendo o domínio das células maiores.

O feopigmento não apresentou diferença significativa entre os períodos sazonais ($df=1$; $p=0,199$), e durante o período chuvoso variou de 1,44 a 66,96 mg m^{-3} (Figura 20a), e no período de estiagem apresentou mínima de 0,38 mg m^{-3} e máxima de 16,50 mg m^{-3} (Fig. 20).

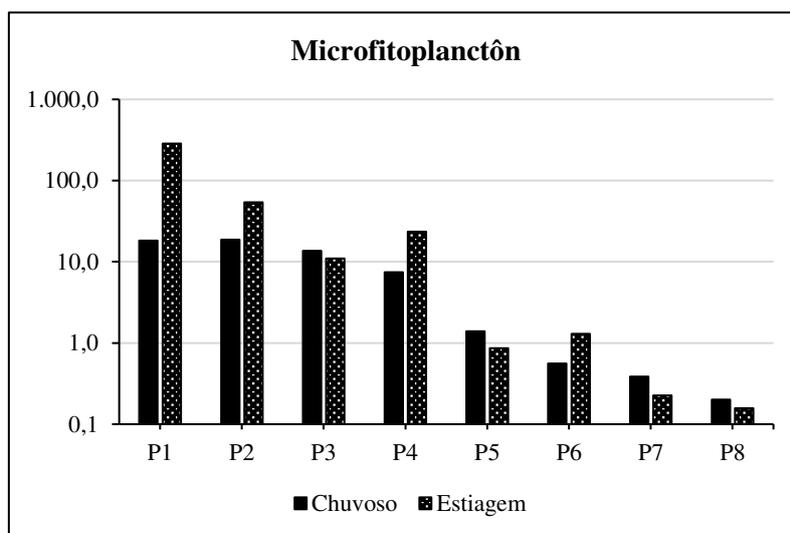
Com base na análise da relação entre as concentrações de feopigmento e clorofila-*a*, que segundo Biachi et al. (2002) indica o grau de degradação de clorofila-*a* no ambiente, no período chuvoso o estuário do rio Anil apresentou maiores quantidades de material decomposto, sendo encontradas no ponto P1, que coincide com altos valores de clorofila-*a*, o que revela um estágio de pós *bloom* algal, com maior número de organismo morto. Outro fator que pode ter contribuído para as altas concentrações de feopigmento pode ser derivado dos processos de degradação da matéria orgânica oriunda da vegetação de manguezal que está presente no entorno do estuário.

De acordo com Sassi (1987), os feopigmentos podem ser originados da vegetação lântica, a qual, em decorrência de variações nas condições hidrodinâmicas locais, pode ser arrancada de seus habitats naturais e entrar em decomposição.

5.5 Microfitoplâncton e Nano/Picofitoplâncton

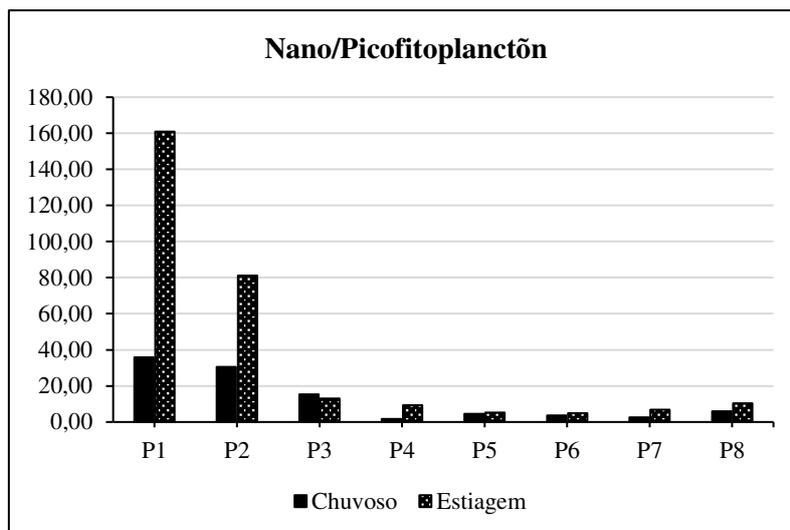
Com relação ao fracionamento das amostras, o microfitoplâncton, durante o período chuvoso variou de 0,20 a 18,71 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Fig. 21a), no período de estiagem foi de 0,16 a 286,87 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Essa fração do fitoplâncton foi a que mais contribuiu para a concentração de biomassa durante o período de estiagem (Fig. 21).

Figura 21 - Variação espacial e sazonal das concentrações do microfitoplâncton no estuário do rio Anil São Luís-MA, durante o período chuvoso e de estiagem. Os dados foram logaritmizados.



O nano/picofitoplâncton oscilou entre 1,64 a 35,79 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ durante o período chuvoso, e no período de estiagem foi de 4,87 a 161,00 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Fig. 22) e apresentou maior contribuição durante o período chuvoso. Conforme Sun et al. (2006) o tamanho do fitoplâncton um parâmetro essencial, que muda a função ecológica do fitoplâncton conforme as condições do ambiente.

Figura 22 - Variação espacial e sazonal das concentrações do nano/picofitoplâncton no estuário do rio Anil São Luís-MA, durante o período chuvoso e de estiagem.



Maiores contribuições referentes às comunidades nanoplanctônicas também foram verificadas em estudos realizados em Pernambuco, como os de Santos-Fernandes et al. (1998) e Branco et al. (2002). Em estudo nos estuários temporariamente abertos Mdloti e Mhlanga, no sul da África, Thomas et al. (2005) registraram um padrão ainda mais preponderante, com cerca de 80% da clorofila-*a* representando a biomassa fracionada, e em outros sistemas estuarinos eutróficos tropicais (por exemplo, MADHU et al., 2010; GUENTHER et al. 2012).

5.6 Densidades Fitoplanctônica

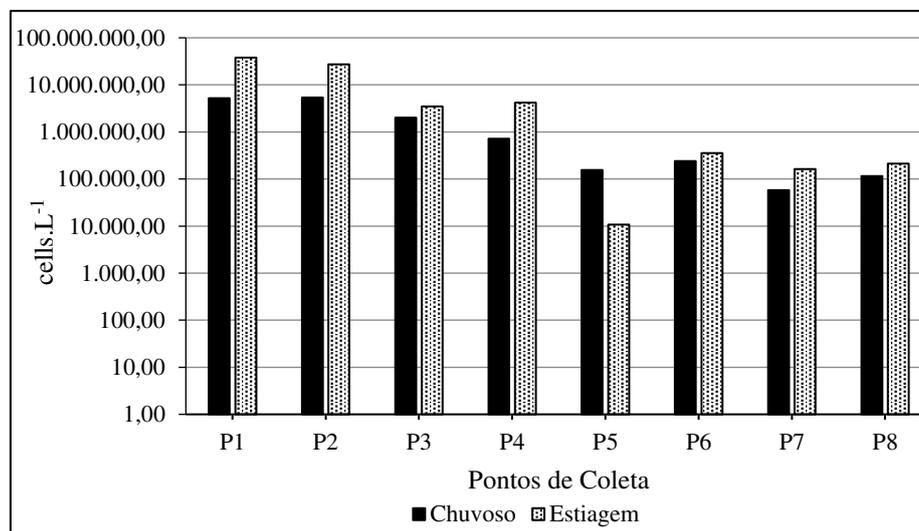
A densidade fitoplanctônica não apresentou diferenças significativas durante o período de estudo ($df=1$; $p=0,580$). A densidade no período chuvoso oscilou entre 57.759 cel L⁻¹ a 5.371.576 cel L⁻¹, com média de $1.732.766 \pm 1.843.471$ cel L⁻¹ (Fig. 23). Já na estiagem, a densidade apresentou valores variando entre 10.800 cel L⁻¹ a 38.101.608 cel L⁻¹ e média de $9.248.787 \pm 11.769.502$ cel L⁻¹ com uma distribuição bem heterogênea (Fig. 23).

Os pontos P1 e P2, apresentaram valores mais altos em relação aos demais pontos, em ambos os períodos sazonais, corroborando com os elevados valores de clorofila-*a*, fosfato e silicato.

De acordo com Moreira (2003), em seus estudos no estuário do rio Anil, verificou que a densidade fitoplanctônica é mais expressiva no período de estiagem, com mínima de 31.666 a 5.032.024 cel L⁻¹ e o menos expressivo no período chuvoso, variando entre 155.315 a 2.914.684 cel L⁻¹ sendo que o fitoplâncton do estuário do rio Anil sofre

influência do lançamento de esgoto “*in natura*” e a grande deposição de lixo nas margens do estuário, o que também influencia na sua distribuição ao longo do estuário.

Figura 23 - Densidade fitoplanctônica das águas superficiais do estuário do rio Anil durante o período chuvoso e de estiagem.



Os valores de densidade celular do microfitoplâncton ao longo do estudo, tiveram a contribuição de três divisões: Bacillariophyta, com 94,74% apresentou maior representatividade durante as duas campanhas de coleta; as demais divisões foram Dinophyta e Euglenophyta, ambas com 2,36% de contribuição para o número de células fitoplanctônicas.

Nos ecossistemas estuarinos é comum os eventos de produção de biomassa ser pelo microfitoplâncton, especificamente diatomáceas, que são altamente adaptadas às rápida oportunidades de crescimento em águas pouco profundas, turbulentas e turvas e em águas enriquecidas com nutrientes (CARSTENSEN et al. 2015).

5.6.1 Análise Numérica do Fitoplâncton

5.6.1.1 Índice de Dominância

Durante o período chuvoso, as 38 espécies que tiveram maior contribuição na densidade total foram distribuídas em 36 diatomáceas, 1 euglena e 1 dinoflagelado, Com base no índice de dominância, nesse período a espécie *Entomoneis alata* apresentou uma floração de algas de 8.269.146 cels L⁻¹, sendo a de maior representatividade para o

período chuvoso, seguida de *Nitzschia longissima*; *Nitzschia obtusa* var. *scalpeliformes*; *Paralia sulcata*; *Lepocinclis oxyuris* e *Protopteridinium* sp. que apresentaram valor (Y) superior a 0,0125 ao longo do estudo (Tabela 4).

Tabela 2 - Densidade (cel L⁻¹) e Índice de Dominância (Y) das espécies mais abundantes durante o período chuvoso no estuário do rio Anil, São Luís-MA.

Espécies dominantes	Dominância (Y)	Densidade (cel L ⁻¹)
BACILLARIOPHYTA		
<i>Entomoneis alata</i>	0,4477	8.269.146
<i>Nitzschia longissima</i>	0,0825	1.829.031
<i>Nitzschia obtusa</i> var. <i>scalpeliformes</i>	0,0456	1.010.780
<i>Paralia sulcata</i>	0,0328	606.468
MIOZOA		
<i>Protopteridinium</i> sp.	0,0125	231.036
EUGLENOZOA		
<i>Lepocinclis oxyuris</i>	0,0286	452.445

Durante o período de estiagem 43 espécies contribuíram para a densidade fitoplanctônica total, sendo distribuídas em 39 diatomáceas, 1 cianobactéria, 1 clorofícea e 2 dinoflagelados. Quanto ao Índice de Dominância, a espécie *Paralia sulcata* (44.580.229 cel L⁻¹) foi a de maior representatividade, caracterizando um evento de floração com elevado número de células, seguida de *Entomoneis alata*, *Coscinodiscus oculus-iridis*, *Nitzschia longissima* var. *parva*, *Lepocinclis oxyuris*, e *Thalassionema nitzschioides*, que apresentaram valor (Y) superior a 0,0011 ao longo do estudo (Tabela 5).

Tabela 3 - Densidade (cel L⁻¹) e Índice de Dominância (Y) das espécies mais abundantes durante o período de estiagem no estuário do rio Anil, São Luís-MA.

Espécies dominantes	Dominância (Y)	Densidade (cel L ⁻¹)
BACILLARIOPHYTA		
<i>Nitzschia longissima</i> var. <i>parva</i>	0,0084	1.241.816
<i>Coscinodiscus oculus-iridis</i>	0,0185	2.194.837
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	0,0011	105.891
<i>Entomoneis alata</i>	0,0687	6.805.921
<i>Paralia sulcata</i>	0,6004	44.580.229
EUGLENOZOA		
<i>Lepocinclis oxyuris</i>	0,0069	1.020.407

Durante os períodos chuvoso e de estiagem, baseado na análise da densidade celular o estuário do rio Anil, teve a presença de espécies dominantes com elevado número de indivíduos, tais como o registro do *bloom* algal de *Paralia sulcata* e *Entomoneis alata*. Mostrando que a comunidade fitoplanctônica está em desequilíbrio e com uma variedade de espécies muito baixa, confirmando a influência de fatores abióticos e retratando um ambiente eutrofizado (NASSAR; GHARIB, 2014).

Diversos são os estudos que mostram como a formação de florações de algas pode ser nociva ao desenvolvimento de outras espécies, devido ao grande acúmulo de biomassa ou de compostos tóxicos, capazes de causar efeitos deletérios em competidores ou atuar como mecanismos de defesa contra predadores (FLY, 2008).

As florações são bem comuns e estão ligadas às interações físicas, químicas e biológicas particulares de cada local (SOLÉ et al. 2006).

Em meios livres da ação humana, o corpo d'água possui as características da vegetação, rochas e solo da região, enquanto em ambientes afetados pelo antropismo ocorre o enriquecimento dos cursos d'água pelo lançamento de fertilizantes, compostos de nitrogênio e fósforo, despejos domésticos não tratados e industriais, provocando eutrofização da água (BONEY 1989). Dessa forma, a rápida entrada de nutrientes e minerais promovida pelas atividades humanas provoca alterações na estrutura das comunidades biológicas, observadas no plâncton através da substituição de espécies, aumento da biomassa e diminuição da diversidade específica (PERSICH et al. 1996).

5.6.1.2 Índice de Diversidade Específica (H')

De acordo com os índices ecológicos e específicos calculados a partir da densidade fitoplanctônica, a diversidade específica não apresentou diferenças significativas ($df=1$; $p=0,059$), e foi possível caracterizar a comunidade fitoplanctônica do estuário do rio Anil durante o período chuvoso, com uma diversidade variando entre média a baixa diversidade. Os valores observados durante o período chuvoso variaram entre 1,8 bits cel^{-1} em P8 a 2,6 bits cel^{-1} em P6, com média de $2,1 \pm 0,3$ bits cel^{-1} (Fig. 24)

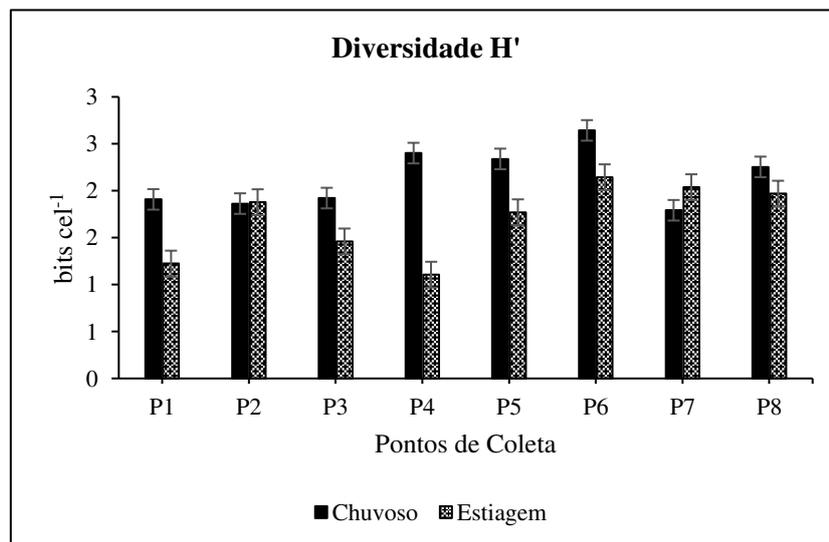
No período de estiagem, o estuário do rio Anil registrou para o índice de diversidade específica (H') uma comunidade caracterizada como de média diversidade a baixa diversidade. Os valores observados variaram de 1,1 bits cel^{-1} em P4 a 2,1 bits cel^{-1}

em P6, com média de $1,7 \pm 0,4$ (Fig. 24). O que evidencia a presença de espécies dominantes com elevado número de organismos.

Sousa et al. (2009) em seu estudo na ilha da Canela-PA, evidenciou que, para ambiente marinho-estuarino, elevada densidade contribui para a redução dos índices locais de diversidade. De acordo com Margalef (1980), a diversidade específica nas regiões costeiras pode apresentar-se baixa, variando entre 0,7 a $1,7 \text{ bits cel}^{-1}$. Em relação aos estuários, a diversidade pode ser ainda mais baixa devido ao processo de eutrofização, consequentemente aumentando a biomassa algal e diminuindo a diversidade de espécies no ambiente.

A eutrofização afeta a estrutura do fitoplâncton, resultando, às vezes, na perda de diversidade local, devido à explosão de poucas espécies que apresentaram alta abundância, fato este, que ocorreu neste estudo, com os eventos de floração no período chuvoso e de estiagem nos pontos P1 e P2, com número de células acima de 1.000.000. Dessa forma, a composição e distribuição do fitoplâncton e suas florações estão entre os fatores importantes que afetam o funcionamento dos ambientes aquáticos, (CROSSETTI; BICUDO, 2005).

Figura 24 - Valores do Índices de diversidade no estuário do rio Anil, São Luís-MA durante o período chuvoso e de estiagem.

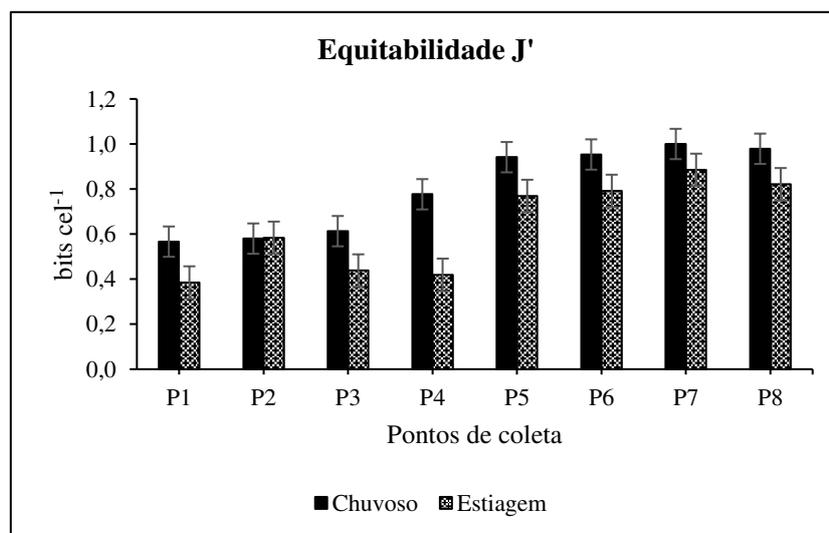


5.6.1.3 Equitabilidade (J')

A equitabilidade (J') ou homogeneidade da distribuição das espécies não apresentou diferença significativa ($df=1$; $p=0,113$). No período chuvoso revelou que o fitoplâncton apresenta uma comunidade mais uniforme ($< 0,5$) na maioria dos pontos, com 37,50%, indicando elevada equitabilidade com valores próximos de 1,0. A equitabilidade apresentou mínima de 0,6 em P3 e máxima de 1,0 em P7, com média $0,8 \pm 0,2$ (Fig. 25).

No período de estiagem, o índice de Equitabilidade indica que o ambiente apresenta 62,50% dos pontos homogêneos, e os menores valores de equitabilidade podem estar associados aos maiores valores de densidade que influenciam no equilíbrio da comunidade fitoplanctônica. Os valores que compõem esse índice para o período de estiagem, estiveram entre 0,4 em P3 e P4 a 0,9 em P7 com média de $0,6 \pm 0,2$ (Fig. 24).

Figura 25 - Valores do Índices de Equitabilidade (J') no estuário do rio Anil, São Luís-MA durante o período chuvoso e de estiagem.



5.6.1.4 Riqueza (R')

Em relação à riqueza de espécies, o microfitoplâncton do estuário do rio Anil, apresentou diferença significativa ($df=1$; $F=5,977$; $p=0,028$), e durante o período chuvoso esteve caracterizado por uma baixa riqueza de espécies, com 75% dos pontos apresentando valores maiores que 4,0 (Fig. 26).

No período de estiagem, os valores calculados para a riqueza (R') demonstram que o fitoplâncton variou de 2,1 a 4,6 com média de $3,2 \pm 0,5$ (Fig. 26). Como o período

de estiagem apresentou elevadas densidades ocasionadas por poucas espécies dominantes, isto refletiu na redução dos valores de diversidade e, conseqüentemente, em valores de riqueza mais baixos, (MARGALEF, 1980; 1983)

Comparando-se a outro estudo realizado na mesma área, os índices ecológicos do estuário do rio Anil encontram-se abaixo dos valores observados por MOREIRA (2001), que demonstrou maiores valores de diversidade, equitabilidade e riqueza foram registrados no período chuvoso.

Figura 26 - Valores do índice de Riqueza (R') no estuário do rio Anil, São Luís-MA durante o período chuvoso e de estiagem.

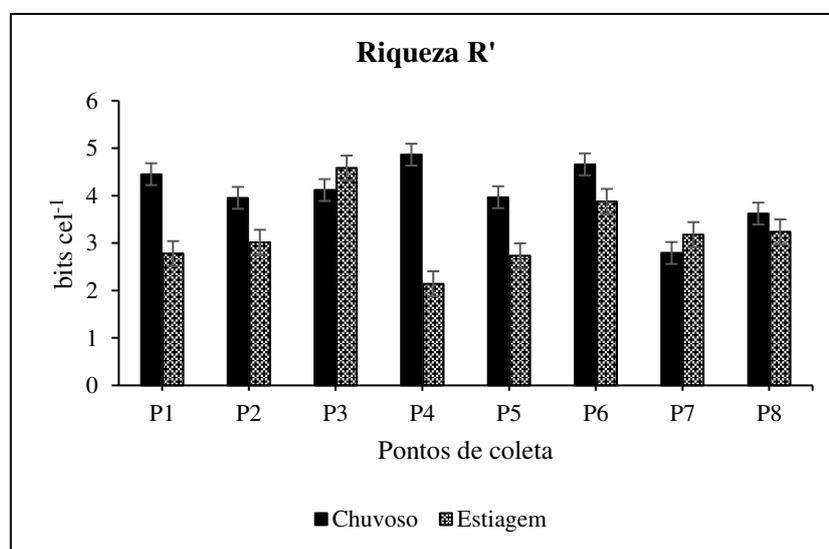


Tabela 4 - Lista de táxons identificados durante o período chuvoso e de estiagem no estuário do rio Anil, São Luís-MA, com os pontos onde ocorreram e classificação pelo Índice de Constância e categorias: Constante (CON.), Acessória (ACE.) e Acidental (ACI.).

TÁXON	1ª Campanha CHUVOSO	Índice de Constância	2ª Campanha ESTIAGEM	Índice de Constância	TÁXON	1ª Campanha CHUVOSO	Índice de Constância	2ª Campanha ESTIAGEM	Índice de Constância
CYANOPHYTA					Paraliaceae				
CYANOPHYCEAE					<i>Paralia sulcata</i>				
Oscillatoriophycidae					Todos				
OSCILLATORIALES					CON.				
Oscillatoriaceae					Todos				
<i>Oscillatoria limosa</i>					CON.				
8					ACE.				
<i>Oscillatoria</i> sp.					2,5,8				
4,5,7,8					ACE.				
<i>Oscillatoria</i> sp ₁					1,2,4,5,6,7,8				
1,2,4,5,6,7,8					CON.				
<i>Oscillatoria</i> sp ₂					5,8				
5,8					ACE.				
PSEUDANABAENALES					Amphipleuraceae				
Pseudanabaenaceae					<i>Frustulia interposita</i>				
<i>Pseudanabena</i> sp.					2				
1,6,8					ACE.				
<i>Pseudanabena</i> sp ₁					2				
2					ACE.				
BACILLARIOPHYTA					NAVICULALES				
BACILLARIOPHYCEAE					Amphipleuraceae				
Bacillariophycidae					<i>Diploneidaceae</i>				
ANAULES					<i>Diploneis bombus</i>				
Anaulaceae					1,2,5,8				
<i>Terpsinoë americana</i>					3				
2					ACE.				
<i>Terpsinoë musica</i>					1				
2					ACE.				
BACILLARIALES					<i>Diploneis vacillans</i>				
Bacillariaceae					3,5				
<i>Naviculaceae</i>					3,5				
<i>Caloneis permagna</i>					1,2				
1,6,8					ACE.				
<i>Gyrosigma balticum</i>					1,2,5,6,7,8				
2					CON.				
<i>Gyrosigma fasciola</i>					1				
1,6,8					ACE.				
<i>Gyrosigma fasciola</i> var. <i>sulcata</i>					8				
8					CON.				
<i>Gyrosigma macrum</i>					2				
2					ACE.				
<i>Gyrosigma</i> sp.					1				
1					ACE.				
<i>Navicula cuspidata</i>					3				
2					ACE.				
<i>Navicula humerosa</i>					3				
2					ACE.				
<i>Navicula palea</i>					1,4,5				
2					ACE.				
<i>Navicula</i> sp.					7,8				
7,8					ACE.				
<i>Trachyneis áspera</i>					2,6,7,8				
2,6,7,8					CON.				
4					ACE.				

<i>Alveus marinus</i>			8	ACI.	Pinnulariaceae				
<i>Bacillaria paxillifera</i>	3,5,6,8	ACE.	2,4,5,6,7,8	CON.	<i>Pinnularia pulchella</i>	3	ACI.		
<i>Nitzschia fasciculata</i>	1	ACI.			Pleurosigmataceae				
<i>Nitzschia longissima</i> f. <i>parva</i>	1,2	ACE.			<i>Pleurosigma angulatum</i>	2,3,5,6	CON.	1,2	ACE.
<i>Nitzschia longissima</i> var. <i>closterium</i>	1,2,3,4,5	CON.	2,3	ACE.	<i>Pleurosigma elongatum</i>			1	ACI.
<i>Nitzschia obtusa</i>			5	ACI.	<i>Pleurosigma formosum</i>			4,6	ACE.
<i>Nitzschia obtusa</i> var. <i>scalpelliformis</i>	1,2,3,4,8	CON.	Todos	CON.	<i>Pleurosigma normanii</i>	1,2,8	ACE.	2,3	ACE.
<i>Nitzschia paleacea</i>	1,2	ACE.			<i>Pleurosigma</i> sp.	1,2,4,5,6,7,8	CON.	2,4,8	ACE.
<i>Nitzschia sigma</i>	1,3,5,7	ACE.	1,3,6,7	ACE.	Plagiotropidaceae				
<i>Psammodictyon panduriforme</i>			6	ACI.	<i>Plagiotropis</i> sp.	1	ACI.	3	ACI.
<i>Pseudo-nitzschia pungens</i>	3,5,8	ACE.	3,5,8	ACE.	RHAPHONEIDALES				
<i>Pseudo-nitzschia pungens</i> var. <i>atlantica</i>			2	ACI.	Asterionellopsidaceae				
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.	2,4,6	ACE			<i>Asterionellopsis glacialis</i>	1,3,4,5,8	CON.	2,3,5,6,7,8	CON.
BIDDULPHIALES					Rhaphoneidaceae				
Bellerocheaceae					<i>Rhaphoneis amphicerus</i>			1,7,8	ACE.
<i>Bellerochea malleus</i>	4,5,6,7,8	CON.	3,4,5,6,8	CON.	RHIZOSOLENIALES				
<i>Bellerochea</i> sp.	7	ACI	2	ACI.	Probosciceae				
Biddulphiaceae					<i>Proboscia alata</i>	4	ACI.		
<i>Biddulphia biddulphiana</i>			5	ACI.	Rhizosoleniaceae				
<i>Biddulphia pulchella</i>			8	ACI.	<i>Guinardia flaccida</i>				
<i>Biddulphia tridens</i>			8	ACI.	<i>Neocalyptrella robusta</i>	2	ACI.	1,2,4,5,6,7,8	CON.
BRIGGERALES					<i>Pseudosolenia calcar-avis</i>	3	ACI.	2,4	ACE.
Streptothecaceae					<i>Rhizosolenia hebetata</i>	4	ACI.	2,4,5,6,7,8	CON.
<i>Helicotheca tamesis</i>	5,6,7,8	ACE.	2,4,5,6,7,8	CON.	<i>Rhizosolenia imbricata</i>			3,4,5,6,7,8	CON.
CHAETOCEROTALES					<i>Rhizosolenia setigera</i>	3,4,6,7	CON.	Todos	CON.
Chaetocerotaceae					SURIRELLALES				
<i>Bacteriastrum furcatum</i>			3,8	ACE.	Surirellaceae				
<i>Chaetoceros affinis</i>			4	ACI.	<i>Surirella fastuosa</i>	8	ACI.		

<i>Chaetoceros compressus</i>	5	ACI.	4	ACI.	<i>Surirella febigeri</i>	1,8	ACE.	3,5,6,7	ACE.
<i>Chaetoceros debilis</i>			7	ACI.	<i>Surirella gemma</i>	1,2	ACE.	2,8	ACE.
<i>Chaetoceros didymus</i>			7,8	ACE.	Entomoneidaceae				
<i>Chaetoceros lorenzianus</i>	4	ACI.	2,4,8	ACE.	<i>Entomoneis alata</i>	1,2,3,4	CON.	1,2,3,4,5,8	CON.
<i>Chaetoceros pendulus</i>	5	ACI.	5,6,7	ACE.	STEPHANODISCALES				
<i>Chaetoceros peruvianus</i>			2,3,4,5,6,8	CON.	Stephanodiscaceae				
<i>Chaetoceros subtilis</i>	8	ACI.	2,6	ACE.	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	1,8	ACE.	1	ACI.
<i>Chaetoceros subtilis</i> var. <i>abnormis</i>	3,4,5,6	ACE.	1,3,4,6,7,8	CON.	<i>Cyclotella striata</i>	1,2,3,8	ACE.	1,2,7	ACE.
<i>Chaetoceros</i> sp ₁	5	ACI.			<i>Cyclotella stylorum</i>	17,8	ACE.	1,6	ACE.
<i>Chaetoceros</i> sp ₂	5	ACI.			THALASSIOPHYSALES				
Leptocylindraceae					Catenulaceae				
<i>Leptocylindrus danicus</i>	3	ACI.			<i>Amphora</i> sp.	1	ACI.	2,4	ACE.
<i>Leptocylindrus minimus</i>			1,4,7	ACE.	THALASSIONEMATALES				
COCCONEIDALES					Thalassionemataceae				
Cocconeidaceae					<i>Thalassionema frauenfeldii</i>	1,2,5,6,7,8	CON.	1,2,3,6,7,8	CON.
<i>Cocconeis</i> sp.	1	ACI.			<i>Thalassionema nitzschioides</i>	3,4,5,6,7,8	CON.	Todos	CON.
CORETHALES					THALASSIOSIRALES				
Corethraceae					Skeletonemataceae				
<i>Corethron hystrix</i>	4,5,6,8	ACE.	4	ACI.	<i>Skeletonema costatum</i>	1,3,4,5,6,8	CON.	1,2,3,4,5	CON.
COSCINODISCALES					<i>Skeletonema tropicum</i>	2,3,4,5	CON.	1,2,4,5,6,7,8	CON.
Chysantathemodiscaceae					Thalassiosiraceae				
<i>Melchersiela hexagonalis</i>			3,6,8	ACE.	<i>Thalassiosira eccentrica</i>	3,5,6,7,8	CON.		
<i>Coscinodiscaceae</i>					<i>Thalassiosira gravida</i>	4	ACI.	2	ACI.
<i>Coscinodiscus centralis</i>	1,2,3,4,5,7	CON.	1,2,4,5,6,7,8	CON.	<i>Thalassiosira leptopus</i>	3,6,7	ACE.	6,7,8	ACE.
<i>Coscinodiscus coscinus</i>			7	ACI.	<i>Thalassiosira lineata</i>	8	ACI.	3,7	ACE.
<i>Coscinodiscus gigas</i>	6	ACI.			<i>Thalassiosira nanolineata</i>	2,4,7	ACE.	1,3,8	ACE.
<i>Coscinodiscus granii</i>	5,6,8	ACE.			<i>Thalassiosira oestrupii</i>			3	ACI.
<i>Coscinodiscus oculus-iridis</i>	1,2,3,4,6,7,8	CON.	Todos	CON.	<i>Thalassiosira simonsenii</i>	8	ACI.	8	ACI.

<i>Coscinodiscus radiatus</i>	1,2,6	ACE	2,3,5,7,8	CON.	<i>Thalassiosira subtilis</i>	6,7	ACE.	2,3,4,5,6,7,8	CON.
<i>Coscinodiscus rothii</i>	1,3	ACE	5	ACI.	<i>Thalassiosira</i> sp.	1,2,3,5,6	CON.	4,5,6,7,8	CON.
<i>Coscinodiscus</i> sp.	2,3	ACE			TRICERATIALES				
<i>Palmerina hardmaniana</i>			8	ACI.	Triceratiaceae				
<i>Heliopeltaceae</i>					<i>Triceratium contortum</i>			4	ACI.
<i>Actinoptychus annulatus</i>	3	ACI	5	ACI.	<i>Triceratium favus</i>	3,5,6,7,8	CON.	2,3,4,6,7,8	CON.
<i>Actinoptychus campanulifer</i>	1	ACI	3,7	ACE.	<i>Triceratium favus</i> f. <i>quatratum</i>	2,5,8	CON.	5,6,7,8	ACE.
<i>Actinoptychus parvus</i>	8	ACI			CHLOROPHYTA				
<i>Actinoptychus senarius</i>	8	ACI	3,7,8	ACE.	CHLOROPHYCEAE				
<i>Actinoptychus splendens</i>			4,5,7,8	ACE.	CHLORELLALES				
<i>Actinoptychus undulatus</i> var. <i>octonarius</i>			3	ACI.	Chlorellaceae				
<i>Actinoptychus vulgaris</i>			8	ACI.	<i>Dictyosphaerium</i> sp.			2	ACI.
<i>Actinoptychus</i> sp.	7,8	ACE			Scenedesmaceae				
<i>Hemidiscaceae</i>					<i>Dimorphococcus</i> sp.	1,2,4,5,6,7	CON.	2,4,5,6,7,8	CON.
<i>Actinocyclus octonarius</i>			8	ACI.	MIOZOA				
<i>Alveus marinus</i>	8	ACI			DINOPHYCEAE				
<i>Hemidiscus ovalis</i>			3		GONYAUCALES				
EUPODISCALES					Ceratiaceae				
Eupodiscaceae					<i>Tripes furca</i>	4,6,7	ACE.		
<i>Odontella aurita</i>	2,4,5,6,7	CON.	3,4,5,6,7,8	CON.	<i>Tripes fusus</i>	8	ACI.		
<i>Odontella chinensis</i>	1,2,3,4,5,7,8	CON.	3,6	ACE.	<i>Tripes lineatum</i>	4,5,7,8	ACE.		
<i>Odontella longicruris</i>	2,3,4,5,6,7,8	CON.	2,3,5	ACE.	<i>Tripes macroceros</i>			8	ACI.
<i>Odontella rhombus</i>	1,3,4,5,6,7,8	CON.	2,3,6,7,8	CON.	<i>Tripes pentagonum</i>	7	ACE.		
<i>Odontella turgida</i>	3	ACI.	7	ACI	<i>Tripes trichoceros</i>	7	ACI.	5,7	ACE.
<i>Odontella</i> sp.	8	ACI.	5,7	ACE.	<i>Tripes tripes</i>			2	ACI.
<i>Odontella mobiliensis</i>	3,4,6,7,8	CON.	Todos	CON.	Gonyaulacaceae				
<i>Trieres regia</i>	3,4,5,6,7,8	CON.	4,5,6,7,8	CON.	<i>Gonyaulax</i> sp.	7,8	ACE.		
FRAGILARIALES					GYMNODINIALES				

Fragilariaceae					Gymnodiniaceae				
<i>Ceratoneis closterium</i>	1,4	ACE.	1,2,4,7	CON.	<i>Gymnodinium</i> sp.		3		ACI.
<i>Fragilaria</i> sp.			6,8	ACE.	Pyrophacaceae				
HEMIAULALES					<i>Pyrophacus steinii</i>	5,7,8		ACE.	
Hemiaulaceae					PERIDINIALES				
<i>Hemiaulus chinensis</i>	3	ACI.			Podolampadaceae				
<i>Hemiaulus membranaceus</i>	4,7	ACE.	4,5	ACE.	<i>Podolampas palmipes</i>	7		ACI.	
LICMOPHORALES					Protopteridiniaceae				
Ulnariaceae					<i>Protopteridinium divergens</i>	8		ACI.	
<i>Ulnaria capitata</i>			1,6,8	ACE.	<i>Protopteridinium steinii</i>	4,5,6,7,8		CON.	
<i>Ulnaria gemma</i>			1,3,4	ACE.	<i>Protopteridinium</i> sp.	1,4,5,7,8		CON.	1,2,5,8
<i>Ulnaria tabulata</i>			2,5,8	ACE.	PROROCENTRALES				
<i>Ulnaria ulna</i>	1	ACE	1,8	ACI.	Prorocentraceae				
<i>Ulnaria</i> sp.	1	ACI			<i>Prorocentrum micans</i>	4,5,7,8		ACE.	
LITHODESMIALES					EUGLENOZOA				
Lithodesmiaceae					EUGLENOPHYCEAE				
<i>Ditylum brightwellii</i>	3,4,5,6,7,8	CON.	Todos	CON.	EUGLENALES				
<i>Lithodesmium undulatum</i>	1,4,5,7,8	CON.	Todos	CON.	Euglenaceae				
LYRELLALES					<i>Euglena gracilis</i>		3,8		ACE.
Lyrellaceae					<i>Euglenaformis próxima</i>		5		ACI.
<i>Lyrella lyra</i>	1,2,3	ACE.			<i>Euglena</i> sp.	1,4,8		ACE.	1,5,6,8
MELOSIRALES					<i>Euglena</i> sp ₁	1		ACI.	5
Melosiraceae					<i>Lepocinclis oxyuris</i>	5,6,8		ACE.	Todos
<i>Melosira nummuloides</i>	3,6	ACE.	2,4,8	ACE.	<i>Trachelomonas armata</i>	1,4		ACE.	Todos

6. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

6.1 Análise de Componentes Principais (ACP)

A Análise de Componentes Principais (ACP) foi aplicada para os parâmetros: transparência, temperatura, salinidade, pH, turbidez, OD (Oxigênio Dissolvido), TSS (Sólidos Totais em Suspensão), fosfato, silicato, clorofila-*a*, densidade fitoplanctônica e feopigmento, os quais foram aplicados o teste de Pearson (Correlação Linear) que apresentou forte correlação, com r maior que 0.8 (Tab. 7)

Para o período chuvoso, as componentes 1 e 2 explicaram 91,38% da variância total do conjunto de dados originais (Fig. 27). O fator 1 explicou 81,81% e ordenou as variáveis em três grupos:

Grupo 1: temperatura, salinidade e transparência.

Grupo 2: pH, feopigmento, TSS, fosfato e turbidez.

Grupo 3: Oxigênio dissolvido, silicato, clorofila-*a*, microfitoplâncton, nano/picofitoplâncton e densidade fitoplanctônica.

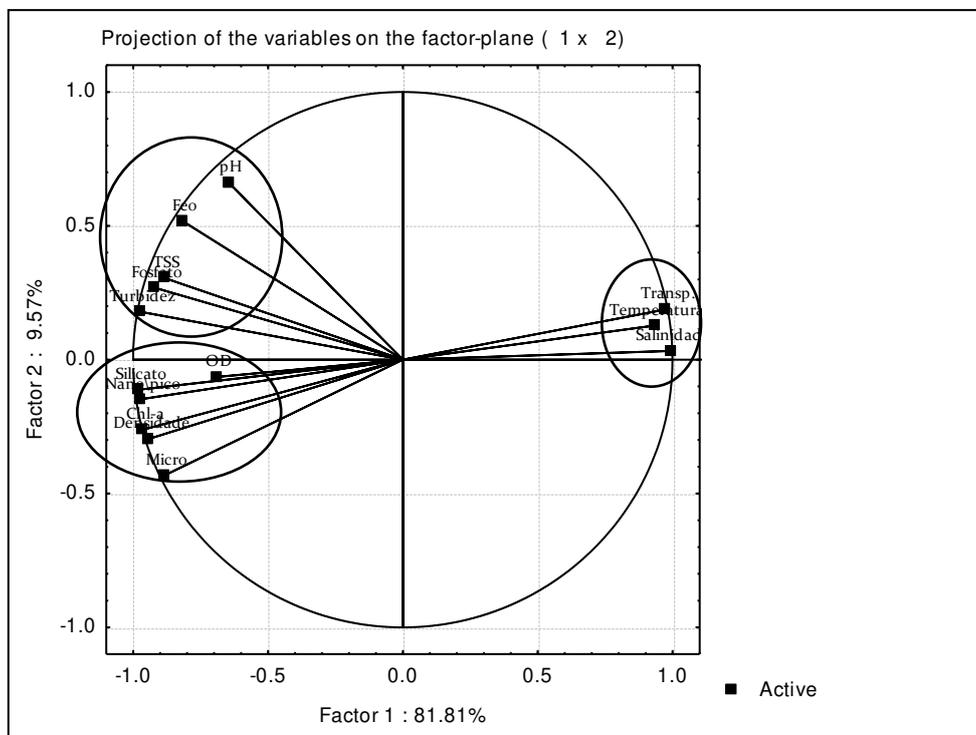
O grupo 1 apresentou variáveis que se associaram diretamente com forte correlação ($r > 0.9$) sendo, portanto, parâmetros influenciados pelo mesmo fator, provavelmente regidos pela entrada e saída das águas marinhas no estuário do rio Anil, como mencionado anteriormente ao longo deste estudo.

Os parâmetros do grupo 2 tiveram associação positiva entre si, mostrando que a turbidez provavelmente teve seus valores relacionados às concentrações de TSS ($r=0.962$), fosfato ($r=0.927$) e feopigmento ($r=0.904$).

O grupo 3 mostrou que os teores de oxigênio dissolvido tem relação direta com as concentrações de clorofila-*a*, O silicato apresentou forte correlação com as variáveis bióticas, bem como a densidade fitoplanctônica ($r=0.950$), clorofila-*a* total ($r=0.967$) e a fracionada ($r>0.9$), sabendo-se que esse nutriente é um fator limitante para produção primária e pôde-se confirmar esta associação na ACP.

O grupo 1 contribui positivamente para o grupo 2, e inversamente para o grupo 3, mostrando que quanto maior a salinidade, menor será as concentrações de clorofila-*a*, silicato, densidade fitoplanctônica e OD. O fator 2 não teve muita significância e explicou apenas 9,57% (Fig. 27), correlacionando o pH e as concentrações de feopigmento ($r=0.8$).

Figura 27 - Análise de Componentes Principais dos parâmetros bióticos e abióticos do estuário do rio Anil (período chuvoso-1ª campanha). pH-Potencial Hidrogeniônico; Transp.-transparência; Salinidade; OD-oxigênio dissolvido; Chl *a*-clorofila-*a*; Micro-microfitoplâncton; Nano/pico- nano/picofitoplâncton; Densidade-densidade fitoplanctônica; Silicato; Feo-feopigmento; TSS-Sólidos Totais em Suspensão; Fosfato; Turbidez.



Para o período de estiagem, os dois primeiros fatores explicaram 85,05% da variação total dos dados ocorridas no ambiente, sendo que o fator 1 foi mais significativo e explicou 70,95% (Fig. 28), correlacionando o oxigênio dissolvido com a salinidade ($r=0,929$), com isso, infere-se que no período de estiagem as águas marinhas foram mais oxigenadas, devido à forte hidrodinâmica do estuário.

A salinidade e o OD se relacionaram inversamente com o feopigmento, densidade fitoplanctônica, temperatura, clorofila-*a* e fosfato.

A densidade fitoplanctônica, clorofila-*a* total e fracionada (micro e nano/pico), temperatura e fosfato se associaram positivamente, com forte correlação das variáveis bióticas com a temperatura ($r > 0,8$) e com as concentrações de fosfato ($r > 0,9$).

O fator 2 explicou apenas 15,13% das variações, com uma variabilidade baixa para os parâmetros analisados (Fig. 28) embora mostre que o pH e a transparência tiveram uma relação direta entre si, e inversa com a turbidez, ou seja, quanto maior as concentrações de TSS maior a turbidez. O fator 2 também mostrou forte correlação do feopigmento com a turbidez das águas ($r=0,934$).

Figura 28 - Análise de Componentes Principais dos parâmetros bióticos e abióticos do estuário do rio Anil (período de estiagem-2ª campanha). TSS-Sólidos Totais em Suspensão; Turbidez; Micro-Microfitoplâncton; Nano/pico-nano/picofitoplâncton; Feo-feopigmento; Densidade fitoplânctônica; Temperatura; Fosfato; Salinidade; OD-oxigênio dissolvido; Transp.-transparência; pH-potencial hidrogeniônico; Silicato.

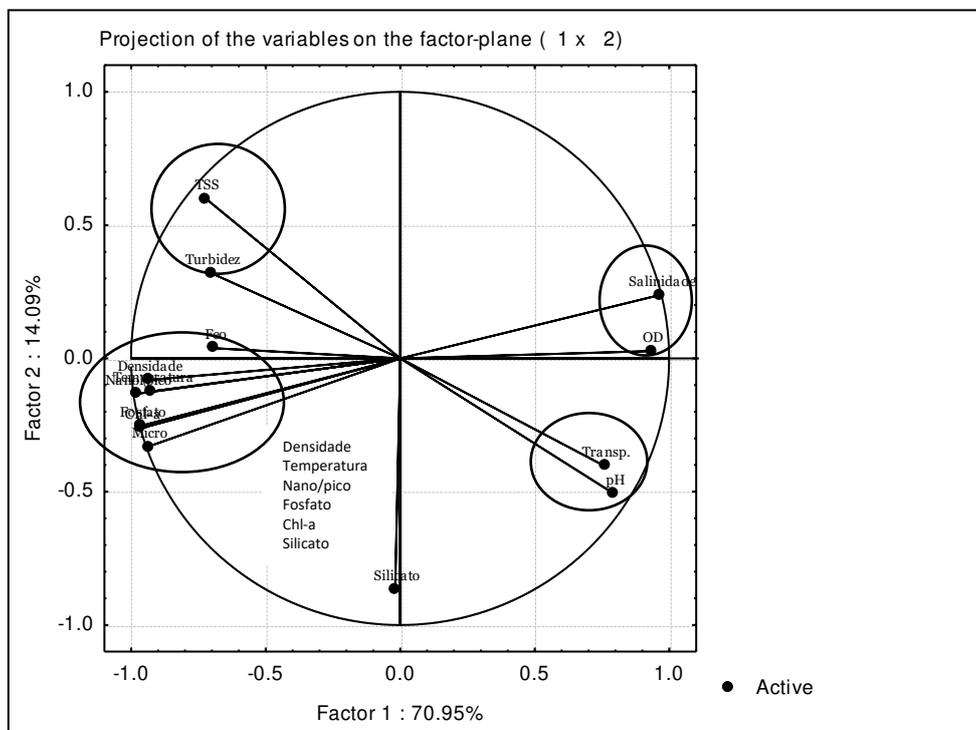


Tabela 5 - Matriz da correlação de Pearson entre parâmetros bióticos e abióticos durante o período chuvoso, onde: Transp.-transparência da água; Temperatura, Salinidade, pH, OD-Oxigênio Dissolvido, Turbidez, TSS, Fosfato, Silicato, Chl-a-Clorofila-a, Micro-Microfitoplâncton, Nano/pico-Nano/picofitoplânctôn.

	Transp.	Temperatura	Salinidade	pH	OD	Turbidez	TSS	Fosfato	Silicato	Chl-a	Micro	Nano/pico	Densidade	Feo
Transp.														
Temperatura	0.91301													
Salinidade	0.97425	0.92351												
pH	-0.52814	-0.43877	-0.62708											
OD	-0.7207	-0.54906	-0.63641	0.59615										
Turbidez	-0.9163	-0.9125	-0.95471	0.70987	0.64128									
TSS	-0.79847	-0.85732	-0.86927	0.6648	0.45621	0.96268								
Fosfato	-0.84807	-0.79819	-0.91737	0.76527	0.56991	0.92794	0.86594							
Silicato	-0.97052	-0.93088	-0.9861	0.5555	0.62529	0.92081	0.81534	0.91296						
Chl-a	-0.99065	-0.91606	-0.96829	0.4793	0.69249	0.88281	0.76003	0.80805	0.96762					
Micro	-0.92978	-0.93084	-0.89532	0.27029	0.57528	0.78677	0.67133	0.68198	0.91913	0.96174				
Nano/pico	-0.99081	-0.8731	-0.97661	0.58819	0.73784	0.90827	0.78558	0.8545	0.96114	0.98611	0.90288			
Densidade	-0.98023	-0.85005	-0.95598	0.481	0.68355	0.85204	0.72256	0.80537	0.95072	0.98751	0.92506	0.98877		
Feo	-0.68666	-0.77305	-0.79967	0.80413	0.39964	0.90421	0.93549	0.88383	0.75319	0.6428	0.5365	0.68336	0.59428	

Tabela 6 - Matriz da correlação de Pearson entre parâmetros bióticos e abióticos durante o período de estiagem, onde: Transp.-transparência da água; Temperatura, Salinidade, pH, OD-Oxigênio Dissolvido, Turbidez, TSS, Fosfato, Silicato, Chl-a-Clorofila-a, Micro-Microfitoplâncton, Nano/pico-Nano/picofitoplâncton.

	Transp.	Temperatura	Salinidade	pH	OD	Turbidez	TSS	Fosfato	Silicato	Chl-a	Micro	Nano\pico	Densidade	Feo
Transp.														
Temperatura	-0.52759													
Salinidade	0.60103	-0.9312												
pH	0.74069	-0.74852	0.64536											
OD	0.66903	-0.86733	0.92998	0.72701										
Turbidez	-0.78739	0.50975	-0.56749	-0.66667	-0.44483									
TSS	-0.76991	0.59166	-0.55778	-0.85123	-0.65969	0.66395								
Fosfato	-0.61741	0.91668	-0.99802	-0.62184	-0.93352	0.55698	0.54923							
Silicato	0.17758	0.043233	-0.17782	0.43861	0.095959	-0.014439	-0.47921	0.19552						
Chl-a	-0.61032	0.92285	-0.99858	-0.62524	-0.91763	0.57875	0.53995	0.99853	0.21838					
Micro	-0.56774	0.89286	-0.98947	-0.56243	-0.87746	0.58469	0.47212	0.98918	0.29545	0.99385				
Nano\pico	-0.66658	0.94786	-0.9849	-0.71635	-0.96056	0.55127	0.64234	0.98527	0.077419	0.98113	0.95368			
Densidade	-0.67493	0.91029	-0.93238	-0.71001	-0.9669	0.44256	0.67333	0.93904	0.011355	0.92656	0.88156	0.97765		
Feo	-0.61447	0.53621	-0.63349	-0.53121	-0.43926	0.93454	0.43814	0.61843	0.18073	0.64683	0.6837	0.56336	0.40492	

6.2 Análise de Correspondência Canônica (CCA)

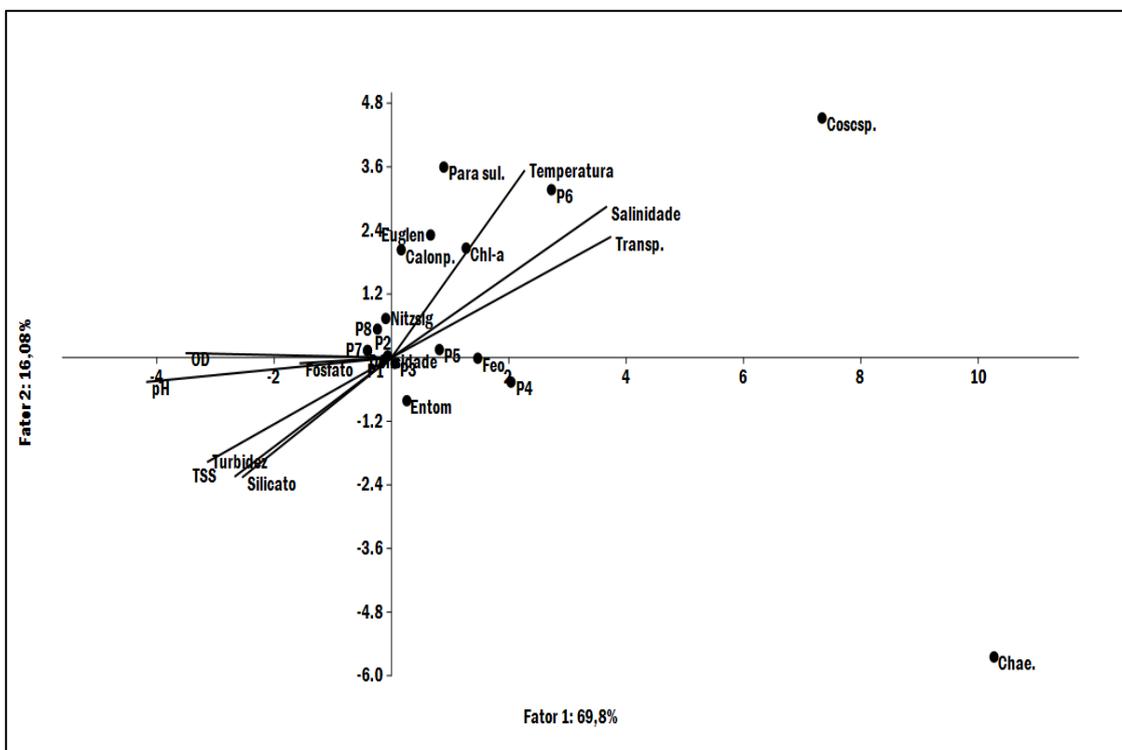
Os resultados da CCA (Análise de Correspondência Canônica) realizada a partir das amostras coletadas ao longo do estuário do rio Anil com o objetivo de avaliar a influência dos parâmetros físico-químicos na comunidade fitoplanctônica, considerou a densidade fitoplanctônica de 21 espécies dominantes, sendo 10 no período chuvoso e 11 no período de estiagem e 12 variáveis abióticas sendo elas transparência, temperatura, salinidade, pH, oxigênio dissolvido, turbidez, sólidos totais em suspensão, fosfato, silicato, clorofila-*a* e feopigmento, sintetizados na Figura 29.

Para o período chuvoso, a CCA explicou 85,66% das relações entre espécies e variáveis ambientais, O primeiro eixo (69,58%) mostrou que *Paralia sucata*, *Caloneis permagma*, *Euglena sp.*, e *Coscinodiscus sp.* foram responsáveis pelas concentrações de clorofila-*a* e estiveram relacionadas com a salinidade, transparência e temperatura da água.

Também no primeiro eixo, a floração da espécie *Entomoneis alata* foi responsável pelos altos valores da densidade fitoplanctônica e esteve diretamente relacionada as maiores concentrações de fosfato, TSS, turbidez e silicato, localizados no ponto 1.

O segundo eixo (21,53%) mostrou que a espécie *Nitzschia longissima* tem uma ampla distribuição nas estações P2, P7 e P8 e está relacionada ao OD e pH. (Figura 29).

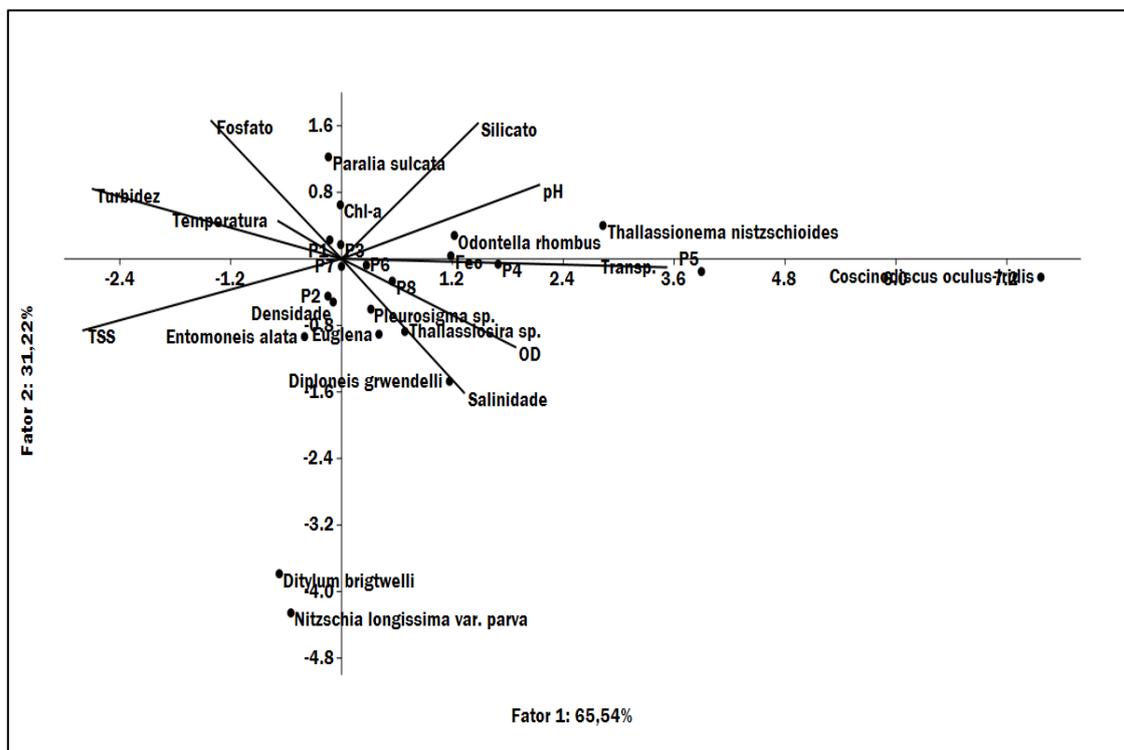
Figura 29 - Análise da correspondência canônica realizada com parâmetros ambientais para o período chuvoso. Para sul.-*Paralia sulcata*; Calonp.-*Caloneis permangma*; Euglen.-*Euglena* sp.; Coscsp.-*Coscinodiscus* sp.; Nitzsig.-*Nitzschia sigma.*; Entom.-*Entomoneis alata*; Feo.-Feopigmento; Transp.-transparência; Densidade-Densidade fitoplanctônica; Chl-a-Clorofila-*a*; TSS-Sólitos Totais em Suspensão.



Os resultados da ACC para o período de estiagem explicou 96,76% (Fig. 30), com o eixo 1 explicando 65,54% das variações ocorridas no ambiente e associou as concentrações de silicato, feopigmento e pH às espécies *Thalassionema nitzschoides*, *Odontella rhombus*. Também no eixo 1, as espécies *Euglena* sp., *Thallassiosira* sp., *Diploneis gruendleri* e *Pleurosigma* sp. foram mais influenciadas pelas concentrações de OD e salinidade.

O eixo 2 explicou 31,22% das variáveis bióticas e abióticas, e pode-se observar que *Entomoneis alata* teve uma grande contribuição para a densidade fitoplanctônica e que as concentrações de clorofila-*a* tiveram relação com *Paralia sulcata*, juntamente com o fósforo, temperatura e turbidez.

Figura 30 - Análise da correspondência canônica realizada com parâmetros ambientais para o período de estiagem. Transp.-transparência; *Odontella rhombus*; *Thalassionema nitzschioides*; *Coscinodiscus oculus-iridis*; *Pleurosigma* sp.; *Euglena-Euglena* sp.; *Thalassionema* sp.; *Entomoneis alata*; *Diploneis grwendellii*; *Ditylum brigtwelli*; *Nitzschia longíssima* var. *parva*; Feo.-feopigmento; Densidade-densidade fitoplanctônica; Chl-a-clorofila-a.



7. CONCLUSÃO

- As diatomáceas foram as dominantes e abundantes na composição da comunidade fitoplanctônica do estuário do rio Anil;
- O estuário variou de limnético a eurialino, durante o período chuvoso, permitindo assim a presença de espécies dulcícolas ao longo do estuário;
- Provavelmente a maré exerceu fundamental influência nas águas estuarinas do rio Anil, em função da renovação da água, de sua composição química e das comunidades biológicas, como a presença considerável das espécies eurialinas, as quais dominaram durante todo o ano sobre os demais grupos, mostrando que a salinidade foi um parâmetro essencial para a distribuição destas ao longo do estuário;
- A contribuição hídrica do rio Anil se mostrou muito baixa fazendo com que o estuário seja dominado pela forçante de maré, responsável por exportar todo material ao longo do estuário, por isso a ocorrência de todas as divisões em todos os pontos de coleta, e nenhum em concentrações muito elevadas.
- Quanto aos índices ecológicos, a diversidade, riqueza e equitabilidade foram afetadas pela presença de espécies dominantes com elevado número de organismos, devido aos eventos de florações que ocorreram nos dois períodos sazonais.
- Os resultados obtidos evidenciaram a existência de um gradiente de contaminação orgânica e eutrofização nos pontos P1 e P2 no estuário do rio Anil, entretanto verificou-se a importância da influência marinha para a manutenção do sistema, com a renovação da comunidade fitoplanctônica e diluição dos nutrientes e poluentes carregados pelo rio causando a redução do nível de eutrofização no estuário;
- O estuário do rio Anil foi considerado eutrófico, com ocorrência de hipereutrofização no período de estiagem nos pontos P1 e P2 devido às elevadas concentrações de clorofila, densidade fitoplanctônica, fosfato e silicato.
- Constatou-se que a poluição por esgoto doméstico deve ser priorizada no processo de planejamento e gestão, em relação ao fosfato que faz parte da composição deste efluente, o qual apresentou maiores concentrações localizadas próximo às nascentes do rio Anil, sendo Áreas de Preservação Permanente, que deveriam ser legalmente protegidas.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, P. C.; BERGESCH, M.; PROENÇA, L. A.; GARCIA, C. A. E.; ODEBRECHT, C. Short- and long-term chlorophyll a variability in the shallow microtidal Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. **Estuaries and Coasts**, v. 33, p. 554–569, 2010. DOI 10.1007/s12237-009-9181-9.

ADESALU, T.; BAGBE, M.; KEYEDE, D. Hydrochemistry and phytoplankton composition of two tidal creeks in South-Western Nigeria. **Revista de Biología Tropical**, v. 58, n. 3, p. 827-840. 2010.

ALCÂNTARA, Enner Herenio. **Mudanças climáticas, incertezas hidrológicas e vazão fluvial: o caso do estuário do Rio Anil**. Caminhos de Geografia, 8(12)158-173, Jun/2004.

ALCÂNTARA, Enner Herenio de MOCHEL, Flávia Rebelo e AMORIM, Alexsandro de Jesus Ericeira. **Aplicação do Sensoriamento Remoto e da Geoestatística o Estudo de Variáveis Físicoquímicas e Biológicas da Água do Estuário do Rio Anil, São Luís, Maranhão – Brasil**. In. Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, 16-21 abril 2005, INPE, p. 2803-2810.

ALMEIDA, T. R. V. **Aspectos geoambientais da bacia do rio Anil**. Monografia (Especialização em Metodologia do ensino do 3º grau), Universidade Estadual do Maranhão, 1995. 62 p.

ALMEIDA, V. L. S.; 2011. **Comunidades planctônicas e qualidade da água em reservatórios tropicais urbanos com diferentes graus de trofia**. 138p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos, São Paulo.

ALPHA. American Public Health Association. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington: Port City Press, 2001. p. 34-38.

ALPINE, A.E., CLOERN, J. E., 1988. **Phytoplankton growth-rates in a light-limited environment, San Francisco Bay**. Mar Ecol. Prog. Ser. 44, 167-173. <http://dx.doi.org/10.3354/meps044167>.

ALVES, I. C. C.; EL-ROBRINI, M.; SANTOS, M. L. S.; MONTEIRO, S. M.; BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J. T. F. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil), PA, Brasil. **Acta Botânica**. Bras., v. 42(1) 115-124, 2012.

AMINOT, A.; CHAUSSEPIED, M. **Manuel des analyses chimiques em mileu marin**. Paris: CNEXO, 1983. 395 p.

ANAGNOSTIDIS, K.; KOMARÉK, J. 1988. **Modern approach to the classification system of Cyanophytes**. 3. Oscillatoriales. Algological Studies 50-53: 327-472.

ANAGNOSTIDIS, K.; KOMÁREK, J. 1990. Modern Approach to the classification

system of Cyanophyta, 5: Stigonematales. **Algological Studies**. vol. 59, p. 1-73.

ATTRILL, M.J., RUNDLE, S.D., 2002. Ecotone and ecocline: ecological boundaries in estuaries. **Estuarine Coastal Shelf Science**. 55, 929-936.

ARAÚJO, E. P.; TELES, M. G. L.; LAGO, W. J. S. Delimitação das bacias hidrográficas da Ilha do Maranhão a partir dos dados SRTM. **Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal, Brasil, 25-30 abril, INPE, p. 4631-4638. 2009.

AZHIKODAN, G.; YOKOYAMA, K. Spatio-temporal variability of phytoplankton (Chlorophyll-*a*) in relation to salinity, suspended sediment concentration, and light intensity in a macrotidal estuary. **Continental Shelf Research**. 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2016.07.006>.

AZEVEDO, A. C. G.; FEITOSA, F. A. N.; KOENING, M. L. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica e variáveis ambientais no Golfão Maranhense, Brasil. **Acta Bot. Bras.** 22 (3): 870-877. 2008.

AZEVEDO-CUTRIM, A. C. G. **Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica no Golfão Maranhense - Brasil**. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica). Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2008. 149Pp

BASTOS, R. B. **Estrutura da comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais no estuário do Rio Una – Pernambuco – Brasil**. Dissertação (Mestrado em Oceanografia). Recife: UFPE, 2006. 80p.

BASTOS, R. B., FEITOSA, F. A. do N., MUNIZ, K. Variabilidade espaço-temporal da biomassa fitoplanctônica e hidrologia no estuário do rio Una (Pernambuco – Brasil). **Tropical Oceanography**, Recife, v.33, n.1.p.1-18, 2005.

BAUMGARTEN, M.da G. Z., ROCHA, J. M. de B., NIENCHESKI, L. F. H. **Manual de análises em Oceanografia Química**. Rio Grande: FURG, 1996. 132p.

BAUMGÄRTNER, S. Measuring the diversity of what? And for what purpose? A conceptual comparison of ecological and economic measures of biodiversity. **Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie** 33: 490. 2004.

BEZERRA, D. S. **O Ecossistema Manguezal em Meio Urbano no Contexto de Políticas Públicas de Uso e Ocupação do Solo na Bacia do Rio Anil, São Luís/MA**. 121 p. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Saúde e Ambiente, Universidade Federal do Maranhão (UFMA), 2008.

BORGES, G. C. P. **Comunidade fitoplanctônica do estuário do Rio Massangana (Pernambuco-Brasil)**. 2011. 105 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia). Programa de pós-graduação em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, 2011.

Böck, C. S. **Influência da Morfologia do Fundo na Hidrodinâmica da Baía de Guajará (Pará)**/ Carina Stefoni Böck. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2010. XV, 100 p. Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2010.

BOYER, J. N.; KELBLE, C. R.; ORTNER, P. B.; RUDNICK, D. T. Phytoplankton bloom status: Chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA. **Ecological Indicators**. p. 56-67, 2009

BIANCHI, T. S.; ROLFF, C.; WIDBOM, B.; ELMGREN, R. Phytoplankton pigments in Baltic Sea seston and sediments: seasonal variability, fluxes, and transformations. **Estuarine Coastal and Shelf Science**. n. 55, 396-383 p. 2002

BRANCO, E. S.; FEITOSA, F. A. N.; FLORES-MONTE, M. J. **Variação sazonal e espacial da biomassa fitoplanctônica relacionada com parâmetros hidrológicos no estuário de Barra das Jangadas (Jaboatão dos Guararapes – Pernambuco – Brasil)**. Tropical Oceanography, v. 30, n. 2, p. 79-96, 2002.

BRANDINI, F. P. Seasonal succession of the phytoplankton in the Bay of Paranaguá (Paraná State - Brazil). **Rev. Bras. Biol.**, n. 45, n. 4, p. 687-694, 1985.

BRANDINI, F. P.; THAMM, C. A. C. **Variações diárias e sazonais do fitoplâncton e parâmetros ambientais na Baía de Paranaguá**. **Nerítica**, v. 8, n.1/2, p. 55-72, 1994.

BUFORD MA, DM ALONGI, AD McKINNON & LA TROTT. 2008. Primary production and nutrient in a tropical and macrotidal estuary, Darwin Harbour Australia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. 30: 1-9.

CAMPELO, M. J. de A., KOENING, M. L. PASSAVANTE, J. Z. de O. Microalgas da Praia de Carne de Vaca – Goiânia – Pernambuco, Brasil. **Bol. Lab. Hidrobiol**. V. 14/15, p. 1-17, 2001/2002.

CARSTENSEN, J.; KLAIS R.; CLOERN, J. E. Phytoplankton blooms in estuarine and coastal waters: Seasonal patterns and key species. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v. 162, p. 98-109, 2015.

CAVALCANTI, L. B.; MACEDO, S.J. & PASSAVANTE, J. Z. O. Estudo ecológico da região de Itamaracá, Pernambuco Figura 21 – Dendograma da associação das amostras. Arq. Ciên. Mar, Fortaleza, 2005, 38: 5 - 18 17 Brasil. XXI. Caracterização do canal de Santa Cruz em função dos parâmetros físico-químicos e pigmentos fotossintéticos. Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE, Recife, v. 16. p.157-216, 1981.

CAVALCANTI, L. F. **Fitoplâncton na área de influência da Usina Termoeletrica (UTE) do Itaqui, São Luís-MA**. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas). 108 f. Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, 2015.

CLOERN, J. E.; JASSBY, A. D. Complex seasonal patterns of primary producers at the land–sea interface. Ecology Letters, v. 11, p. 1294–1303. 2008. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2008.01244.x

CLOERN, J. E.; JASSBY, A. D. Patterns and Scales of Phytoplankton Variability in Estuarine–Coastal Ecosystems. Estuaries and Coasts, v. 33, p. 230–241, 2010. DOI 10.1007/s12237-009-9195-3

CLOERN, J.E., Dufford, R., 2005. **Phytoplankton community ecology: principles applied in San Francisco Bay**. Mar. Ecol. Prog. Ser. 285, 11e28.

CLOERN, J.E., 1987. **Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries**. Cont. Shelf Res 7, 1367-1381.
[http://dx.doi.org/10.1016/0278-4343\(87\)90042-2](http://dx.doi.org/10.1016/0278-4343(87)90042-2).

CLOERN, J.E., Foster, S.Q., Kleckner, A.e., 2013. **Review: phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems**. Biogeosci. Discuss. 10,17725-17783. <http://dx.doi.org/105194/bgd-10-17725-2013>.

COESEL, P. F. M. 1996. Biogeography of desmids. *Hydrobiologia*, 336: 41-53.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), **Resolução Nº 357 de 17 de março de 2005**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 12 outubro 2016.

CORSON, W.H. 2002. **Manual global de ecologia: o que você pode fazer a respeito da crise do meio ambiente**. Augustus, São Paulo, 413p.

COSTA, L. S.; HUSSAR, V. L. M.; OVALLE, A. R. Phytoplankton functional groups in a tropical Estuary: hydrological control and nutrient limitation. *Estuaries and Coasts*, v. 32, p. 508–521, 2008. DOI 10.1007/s12237-009-9142-3.

COSTA, V. B. et al. Impactos Ambientais sobre a Comunidade Fitoplanctônica do rio Mucuripi (Barcerena, Pará, Brasil). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE FICOLOGIA, 13. 2010. **Anais...** Paraty, RJ. 2010.

COUTINHO, M. T. P., BRITO, A. C.; PEREIRA, P.; GONÇALVES, A. S.; MOTTA, M. T. A phytoplankton tool for water quality assessment in semi-enclosed coastal lagoons: Open vs closed regimes. **Estuarine Coastal and Shelf Sci.** v. 110, p. 134-146, 2012.

CROSSETTI, L.O., BICUDO, C.E.M. (2005). Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, 541:71-85.

CUTRIM, M.V.J.; MONTEIRO, D.S.; AZEVEDO, A.C.G.; GONÇALVES, D.S.; MOREIRA, E. 2006. Comunidade fitoplanctônica da área de entorno do Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses. In: XI CONGRESSO BRASILEIRO DE FICOLOGIA. Itajaí. Aplicações Ficológicas, 2006.

DAJOZ, R. **Ecologia geral**. Petrópolis: Vozes, 1983. 472 p.

DAMME, V. D.; STRUYF, E.; MARIS, T.; YSEBAERT, T.; DEHAIRS, F.; TACKX, M.; HEIP, C.; MEIRE, P. Spatial and temporal patterns of water quality along the estuarine salinity gradient of the Scheldt estuary (Belgium and The Netherlands): results of an integrated monitoring approach. *Hydrobiologia*, v. 540, p. 29–45. 2005. DOI 10.1007/s10750-004-7102-2

DESIKACHARY, T. V., 1959. Cyanophyta, Indian Council of Agricultural Research: New Delhi, p 414.

DHN – Diretoria de Hidrodinâmica e Navegação, 2008. Tábua das marés para 2008. São Luís (Estado do Maranhão). In: <http://www.mar.mil.br/~dhn/tabuas>.

DOMINGUES, R. B.; ANSELMO, T. P.; BARBOSA, A. B.; SOMMER, U.; GALVÃO, H. M. Tidal Variability of Phytoplankton and Environmental Drivers in the Freshwater Reaches of the Guadiana Estuary (SW Iberia). **International Review of Hydrobiology**, v. 95, n. 4–5, p. 352–369. 2010

DUARTE-DOS-SANTOS, A. K. **Variação nictmeral do fitoplâncton no Porto do Itaqui – MA**. Monografia (Licenciatura em Ciências Biológicas). Universidade Estadual do Maranhão. São Luís, 2010.

EL-ROBRINI, M. et al. Maranhão. In: MUEHE, D. (Org.). Erosão e progradação do litoral brasileiro: Maranhão. Brasília: MMA. 2006. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sqa_sigercom/_arquivos/ma_erosao.pdf Acesso em: 27/10/2016.

ESCHRIQUE, S. A. **Hidrogeoquímica do fósforo no estuário do Jaguaribe (CE)**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Ceará. Fortaleza-CE. 100 p. 2007.

ESCHRIQUE, S. A.; COELHO, L. H F.; BATISTA, S. S.; E. S. Fósforo dissolvido como sinal de eutrofização em dois sistemas estuarinos do litoral paulista sob diferentes graus de influência antrópica. **In: Anais dos Resumos Extendidos do XII Congresso Brasileiro de Geoquímica e VII Internacional Symposium Environmental on Geochemistry**. Ouro Preto-MG. 18 a 24 out, 2009.

ESCHRIQUE, S. A. **Estudos do balanço biogeoquímico dos nutrientes dissolvidos principais como indicador da influência antrópica em sistemas estuarinos do nordeste e sudeste do Brasil**. 2011. 231 f. Tese (Doutorado em Oceanografia Química e Geológica). Universidade de São Paulo. São Paulo. 2011.

ESKINAZI-LEÇA E.; KOENING, M.L.; SILVACUNHA, M.G.G. 2004. **Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplacntônica**. In: Oceanografia: um cenário tropical. Org. Eskinazi-Leça. E; NeumannLeitão, S.; Costa, M.F. Recife. 353 – 373.

ESKINAZI-LEÇA, E., PASSAVANTE, J. Z. O., FRANÇA, L. M. B. Composição do microfitoplâncton do estuário do rio Igarassu (Pernambuco). **Boletim do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo**. São Paulo, 29(2): 163-167, 1980.

ESKINAZI-LEÇA, E., FRANCA, L. M. B., MACÊDO, S. J. **Estudo ecológico da área de Itamaracá (Pernambuco-Brasil)**. XXIV “standing stock” do fitoplâncton do estuário do rio Botafogo, durante janeiro a dezembro/75. Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco, Recife, v.18, p.153-192, 1984.

ESKINAZI-LEÇA, E., GUSMÃO, L. M. O., SILVA, M. C. Microfitoplâncton da Baía do Capim (Estado do Maranhão-Brasil). In: **Anais da VIII Reunião Nordestina de Botânica**. 57-81, 1985.

ESKINAZI-LEÇA, E., SILVA-CUNHA, M. da G., KÖENING, M. L., MACEDO, S. J., COSTA, K. M. P. Variação espacial e temporal do fitoplâncton na plataforma continental de Pernambuco-Brasil. *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco, Recife*, v.25, p. 1-16, 1997.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**, 2º ed. Rio de Janeiro. Interciência. 1998.

EWERTON, C. A. **Biomassa fitoplanctônica do Rio Anil, na Ilha de São Luís, Maranhão, Brasil**. Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2001. 42p. Monografia (Bacharelado e Licenciatura em Ciências Biológicas).

EYRE, B., Balls, P., 1999. A comparative study of nutrient behavior along the salinity gradient of tropical and temperate estuaries. *Estuaries* 22, 313-326.

FEITOSA, A. C. **Evolução morfogenética do litoral da ilha do Maranhão**. Rio Claro, 1989. 196f. Dissertação (Mestrado em Geografia) Departamento de Geografia. Universidade do Estado de São Paulo.

FERREIRA-CORREIA, M. M.; ALMEIDA, I. C. S.; DOURADO, E. C. S. Microalgas da Baía de Turiaçu, APA das Reentrâncias Maranhenses-Uma abordagem qualitativa. **Bol. Lab. Hidrobiol.**, v.17, n. 1, 2004.

FIGUEIREDO, J. A.; MUNIZ, K.; MACÊDO, S. J.; FLORES-MONTES, M. J.; FEITOSA, F. A. N. Hidrologia e biomassa fitoplanctônica nas Barras orange e catuama (canal de santa Cruz), em Itamaracá - PE: variação nictemeral. *Labomar. Arq. Ciên. Mar. Fortaleza*, v. 39, p. 5 – 17, 2006.

FIORUCCI, A.R. e BENEDETTI-FILHO, E. **A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos**. *Química Nova na Escola*. n. 22, p. 10-16. 2005.

FLYNN, K. J. Attack is not the best from defense: lessons from harmful algal bloom dynamics. *Harmful Algae*, v. 8, p. 129-139, 2008.

FRAGA, F. El água marina. In: CASTELLI, J. **Ecologia marina**. Caracas: Fundación La Salle de Ciências Naturales, p. 67-99. 1972.

FUJITA, C. C.; ODEBRECHT, C. Short term variability of chlorophyll a and phytoplankton composition in a shallow area of the Patos Lagoon estuary (Southern Brazil). *Atlântica*, v. 29, n. 2, p. 93-106, 2007.

GRASSHOFF, K.; KREMLING, K.; EHRHARDT, M. **Methods Of Seawater Analysis**. 3rd ed. Florida: Verlage Chemie, 1999. 417 p.

GREGO, C. K. S.; FEITOSA, F. A. N.; HONORATO DA SILVA, M.; FLORES MONTES, M. J. Distribuição Espacial e Sazonal da Clorofila-*a* Fitoplanctônica e Hidrologia do Estuário do Rio Timbó (PAULISTA – PE). **Trop. Oceanogr.**, Recife, v. 32, n. 2 p. 181-199, 2004.

GRIGIO, A. M. **Aplicação de sensoriamento remoto e sistema de informação geográfica na determinação da vulnerabilidade natural e ambiental do município de Guamaré (RN): simulação de risco às atividades da indústria petrolífera.** Dissertação de Mestrado, Programa de Geodinâmica e Geofísica, Centro de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 222 p., 2003.

GUIRY, M.D.; GUIRY, G.M. 2014. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Disponível em <http://www.algaebase.org> (acesso em 18-09-2017).

HAPPEY-WOOD, C. M. 1998. **Ecology of freshwater planktonic green algae**, p. 175-226. In: Sandgren, C. D. (Ed). Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge, Inglaterra.

HALPERN - Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R., 2008. **A global map of human impact on marine ecosystems.** Science 319, 948e952

HONORATO-DA-SILVA, M.; PASSAVANTE, J. Z. O.; SILVA-CUNHA, M. G. G.; NASCIMENTO-VIEIRA, D. A.; GREGO, C. K. S.; MUNIZ, K. Distribuição espacial e sazonal da biomassa fitoplanctônica e dos parâmetros hidrológicos no estuário do rio Formoso (Rio Formoso, Pernambuco, Brasil). **Tropical Oceanography**, v. 32, n. 1, p. 89-106, 2004.

HONORATO DA SILVA, M. **Fitoplâncton do estuário do rio Formoso (Rio Formoso, Pernambuco, Brasil): biomassa, taxonomia e ecologia.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, 131 p. Recife-PE, 2003.

HITCHOCICK, G.L., Smayda, T.J., 1977. **The importance of light in the initiation of the 1972-1973 winter-spring diatom bloom in Narragansett Bay.** Limnol. Oceanogr. 22, 126-131.

IBGE. **População nos Censos Demográficos, segundo os municípios das capitais - 1872/2010.** 2010. Disponível em: Acesso em: 30 abr. 2016

JAGO C. F. **Impact of climate change on UK estuaries: A review of past trends and potential projections.** Estuarine, Coastal and Shelf Science 169. 119-135. 2016.

KOENING, M.L. **Ecologia e dinâmica do fitoplâncton no estuário do rio Ipojuca, após a implementação do Porto de Suape (PE, Brasil).** 263f. Tese (Doutorado em Botânica) Departamento de Botânica, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 1997.

LABOHIDRO, 1980. **Estudos Bioecológicos nos Estuários dos Rios Anil e Bacanga – Ilha de São Luís-MA.** (Relatório parcial). MORENO, J.L. et al. **Diatomeas del Golfo de California.** Universidad Autonoma de Baja California Sur, 1996. 273 pp.

LACERDA, S. R. **Série temporal do fitoplâncton no estuário de Barra das Jangadas (Jaboatão dos Guararapes – Pernambuco – Brasil).** Recife, 2004. 244 f. Tese

(Doutorado em Oceanografia) – Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, 2004.

LACERDA, S. R.; KOENING, M. L.; NEUMANN-LEITÃO, S.; FLORES-MONTES, M. J. Phytoplankton nyctemeral variation at a tropical river estuary (Itamaracá-Pernambuco-Brazil). **Braz. J. Biol.** V. 64, N. 1, p. 81-94, 2004.

LAMPARELLI, M.C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento – São Paulo.** Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências – USP. 238p. 2004.

LICEA, L.; MORENO, J.L.; SANTOYO, H. & FIGUEROA, G. 1995. **Dinoflagelados del Golfo de California.** Universidad Autonoma de Baja California Sur.

LONGHURST, A. R.; PAULY, D. **Ecologia dos oceanos tropicais.** São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2007 – (Coleção base) 419p.

LEÃO, B. M.; PASSAVANTE, J. Z. O.; SILVA-CUNHA, M. G. G.; SANTIAGO, M. F. Ecologia do microfítoplâncton do estuário do rio Igarassu, PE, Brasil. **Acta Bot. Bras.**, v. 22, n. 3, p. 711-722, 2008.

MAGALHÃES, E.M. de M.; **Ecologia do fitoplâncton do complexo estuarino do complexo lagunar Mundaú-Manguaba, Alagoas, Brasil.** 92f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia). Departamento de Oceanografia. - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2000.

MARGALEF, R. **La diversidad.** In: Ecologia. Barcelona: Omega, cap. 11, p. 359-382, 1980.

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

MATEUCCI, S. D.; COLMA, A. **La metodologia para El estudio de La vegetacion.** Collection de Monografias cientificas. [s.j]., 1982. n. 22. 168 p.

MELO-MAGALHÃES, E.M. 2000. **Ecologia do fitoplâncton do complexo estuarino-lagunar Mundau/ Managuaba, Alagoas-Brasil.** Dissertação Mestrado (Oceanografia Biológica)-Universidade Federal de Pernambuco.

MELO-MAGALHÃES, E. M. de; KOENING, M. L.; SANT'ANNA, C. L. Fitoplâncton e variáveis ambientais nos canais do sistema estuarino lagunar Mndaú/Manguaba, Alagoas, Brasil. **Hoehnea**, São Paulo, v. 31, n. 1, p. 73-86, 2004.

MIRANDA, L.B.; CASTRO, B.M.; KJERFVE, B. 2002. **Princípios de Oceanografia física de estuários.** EDUSP, São Paulo.

MOREIRA FILHO, H.; ESKINAZE-LEÇA, E.; VALENTE-MOREIRA, I. T.; CUNHA, J. A. Avaliação taxonômica e ecologia das diatomáceas (Chrysophyta-Bacillariophyceae) marinhas e estuarinas nos Estados de Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Ceará, Piauí, Maranhão, Pará e Amapá, Brasil. **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco.** Recife, v. 27, n. 1, p. 55-90. 1999.

MORENO, J.L. et al. **Diatomeas del Golfo de California**. Universidad Autonoma de Baja California Sur, 1996. 273 pp.

MOREIRA, E.G. 2003. **Comunidade fitoplanctônica do estuário do rio Anil, Ilha de São Luís-MA**. Monografia 67 pg.

MOREIRA-FILHO, H.; ESKINAZI-LEÇA, E.; VALENTE-MOREIRA, I.M.; CUNHA, J.A. **Avaliação taxonômica e ecológica das diatomáceas (Chrysophyta Bacillariophyceae) marinhas e estuarinas nos estados de Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Ceará, Piauí, Maranhão, Pará e Amapá, Brasil**. Trabalhos Oceanográficos. 27(1): 55-90. 1999.

MOREIRA, M.O.P. 1994. **Produção do Fitoplâncton em um estuário tropical (Estuário do rio Cocó, Fortaleza, Ceará)** Dissertação de Mestrado (Oceanografia)- Universidade Federal de Pernambuco, Recife. MORENO, J. L.; LICEA, S. & SANTOYO, H. 1996. Diatomeas del Golfo de California, México: Universidad Autonoma de Baja California Sur. 273 p.

MÜLLER-MELCHERS, F. C.; FERRANDO, H. J. **Técnicas para el estudio de las diatomeas**. Boletim do Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo, v. 7, n. 1-2, p. 151-160. 1956.

MÜLLER-MELCHERS, F.C. 1956. Técnica para el estudio de las diatomeas. Bolm. Inst. Oceanog. de São Paulo, 7 (1/2) : 151-160.

MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MENDONÇA, D. F. P.; OLIVEIRA, H. S. B.; DANTAS, E. W.; PIMENTEL, R. M. M. Microalgas e qualidade da água de manancial utilizado para abastecimento público localizado na região metropolitana da cidade do Recife, PE, Brasil. **Revista de Geografia: UFPE/DCG/NAPA**. Vol. 24, Nº 2, 154-178, 2007

NASCIMENTO, J. D. **O Índice de Sustentabilidade Ambiental do Uso Da Água (ISA) como ferramenta de contribuição às políticas públicas de desenvolvimento e conservação na bacia do Bacanga, São Luís/MA**. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade em Ecossistemas). Universidade Federal do Maranhão. São Luís, 2010. 99 p.

NITTROUER, C.A., Brunskill, G.J., Figueiredo, A.c., 1995. **Importance of tropical coastal environments**. Geo-Mar. Lett. 15,121-126.

NOGALES, B., Lanfranconi, M.P., Pina-Villalonga, J.M., Bosch, R., 2011. **Anthropogenic ~ perturbations in marine microbial communities**. FEMS Microbiol. Rev. 35, 275-298.

PAIVA, R. S. et al. **Ocupação urbana como fonte poluidora dos corpos d'água na região Amazônica. Estudo de caso: Composição e biomassa primária da foz do igarapé Tucunduba (Belém-Pará)**. 2004

- PAIVA, R. S. et al. Considerações ecológicas sobre o fitoplâncton da baía do Guajará e foz do rio Guamá (Pará, Brasil). **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**. P. 133-146, 2006.
- PASSAVANTE, J. Z. de O. **Produção Primária do Fitoplâncton do Canal de Santa Cruz Itamaracá-PE**. São Paulo, 188f. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo. Instituto Oceanográfico. 1979.
- POOLE, H. H.; ATKINS, W. R. G. **Photo-electric measurements of submarine illumination through-out the year**. J. Mar. Biol. Assoc. U. K., V. 16, n. 1, p. 297-324. 1929.
- ROUND, F.E.; CRAWFORD, R.M. & MANN, D.G. 1990. **The diatoms, biology & morphology the genera**. Nova York Cambridge University Press, 747 p.
- SASSI, K. 1987. **Fitoplâncton da formação recifal da Ponta de seixas (Lat. 7°09'16"S– Long. 34°47'35" W), Estado da Paraíba, Brasil: Composição, ciclo anual e alguns aspectos físico-ecológicos**. Tese Doutorado (Universidade de São Paulo). São Paulo, 163 p.
- SASSI, R, 1991. Phytoplankton and environmental factor in the Paraíba do Norte river estuary northeastern. Brazil, composition, distribution and quantitative remarks. **Boletim Instituto Oceanográfico**, São Paulo, v. 39 (2): 93-115.
- SILVA-CUNHA, M.G.C. & ESKINAZI-LEÇA, E. 1990. Catálogo das diatomáceas (Bacillariophyceae) da plataforma continental de Pernambuco.
- SILVA-CUNHA, M.G.C. **Estrutura e dinâmica da flora planctônica no Canal de Santa Cruz – Itamaracá – Pernambuco – Nordeste do Brasil**. Recife, 2001. 246f. Tese (Doutorado em Oceanografia). Universidade Federal de Pernambuco. 2001.
- SMAYDA, T.J. 1983. The phytoplankton of estuaries. In.: Ketchum B.H. (Ed.). Estuaries and enclosed seas. Amsterdam: Elsevier Scientific, cap. 4. p.65-101.
- THOMAS, C.R 1997. **Identifying Marine Phytoplankton**. Califórnia: Academic Press, 858p.
- TUNDISI, J.G. 1986. **Estudos ecológicos do fitoplâncton marinho e lacustre no Brasil; situação atual e perspectivas**. In: Algas e energia do amanhã. Instituto Oceanográfico da Univ. de São Paulo, 6: 27-48.
- TEW, K. S.; MENG, P. J.; LEE, H. J.; YE, Y. X.; KUO, J.; FANG, L. S.; CHOU, W. R. Dynamics of phytoplankton and picoplankton over a tidal cycle in a subtropical lagoon. Chinese **Science Bulletin**, v. 55, p. 2522–2528. 2010. DOI: 10.1007/s11434-0104107-2
- QASIM, S.Z., 2003. **Indian Estuaries**. Allied Publication Pvt. Ltd., Heriedia Marg. Ballard estate, Mumbai, 259 pp
- REVIERS, B. 2006. **Biologia e filogenia das algas**. Artmed, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. 280 pp.

ROBINS, P. E., SKOV, M. W., LEWIS M. J., GIMÉNEZ, L., DAVIES, A. G., MALHAM, S. K., NEILL S. P., McDONALD J. E., WHITTON T. A., JACKSON S. E., JAGO C. F. **Impact of climate change on UK estuaries: A review of past trends and potential projections.** Estuarine, Coastal and Shelf Science 169. 119-135. 2016.

ROUND, F. E., CRAWFORD, R. M. & MANN, D. G. 1992. **The diatoms: biology & morphology of the genera.** New York. Cambridge University Press, 747p.

RODRIGUES, E. I. **Estrutura da comunidade fitoplanctônica como alternativa para avaliação da sustentabilidade biológica de áreas com potencialidade aquícola estabelecida pelo zoneamento costeiro do estado do Maranhão.** 2006. 146 p. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade de Ecossistemas) – Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2006. 146 p.

RODRIGUES, E. I.; CUTRIM, M. V. J. Relações entre as variáveis físicas, químicas e fitoplanctônicas de três áreas estuarinas da costa norte do Brasil – São José de Ribamar, Cedral e Cajapió, MA. **Arq. Ciên. Mar**, Fortaleza, v. 43, n. 2, p. 45 – 54, 2010.

SANTOS, N. G. R. **Comunidade fitoplanctônica como bioindicadora na gestão dos recursos**

SANTANA, D. S. **Composição florística e variação espaço-temporal dos parâmetros ambientais e da biomassa fitoplanctônica do estuário do rio Marapanim (Pará, Brasil).** 2004. 113f. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Pará, Bragança, Pará. 2004.

SENA, BETHÂNIA ALVES, et al. Composição do microfitoplâncton do rio Pará (Barcarena-Pará). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 13. 2011. **Anais. NATAL-RN. CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA.** 2011.

SENA, BETHÂNIA ALVES, et al. **Composição de Chlorophyta do rio Arienga, Barcarena-PA.** In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR-COLACMAR, 14, 2011. Anais, Balneário Camburiú. 2011.

SECRETARIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS – SEMA. **Macrozoneamento do Golfão Maranhense: Diagnóstico Ambiental da Microrregião da Aglomeração Urbana de São Luís e dos Municípios de Alcântara, Bacabeira e Rosário.** São Luís, GERCO-CPE/SEMA. 1998d. 40p.il.

SHANNON, C. E. **A mathematical theory of communication.** 1948. **Bulletin of System Technology Journal**, v. 27, p. 379-423.

SIQUEIRA, A.M.F., 1987. **Efeitos da Poluição por efluentes domésticos e industriais sobre o rio Anil.** (Monografia). Universidade Federal do Maranhão, São Luís.

SOUSA, E. B. de, V. B. COSTA, L. C. C. PEREIRA; R. A. A. M. da COSTA. 2009. Variação temporal do fitoplâncton e dos parâmetros hidrológicos da zona de arrebentação da Ilha Canela (Bragança, Pará, Brasil). **Acta Botânica Brasilica**, 23: 1084-1095.

SOUSA, E. B. de, V. B. COSTA, L. C. C. PEREIRA; R. A. A. M. da COSTA. 2008. Microfitoplâncton de águas costeiras amazônicas: Ilha Canela. **Acta Botânica Brasílica**, 22; 626-636.

SOUZA, B.B. Caracterização de indicadores sócio-ambientais na bacia do rio Anil, São Luís-MA, como subsídio à análise econômico-ambiental do processo de desenvolvimento. 2005. 144 f. Tese (Doutorado em Geoquímica Ambiental) Universidade Federal Fluminense, Niterói.

SOARES, C; PAIVA, R. Atlas do fitoplâncton do estuário do rio Caeté e da zona costeira bragantina (Bragança-Pará). In: WORKSHOP ECOLAB – ECOSISTEMAS COSTEIROS AMAZÔNICOS DO CONHECIMENTO À GESTÃO, 2011. **Anais Belém, PA. 2002.**

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. **A practical handbook of seawater analysis**. 2 ed. Bulletin Fisheries Research Board of Canada. 1972.

STRICKLAND, J. D. H. & Parsons T. R., 1968. **A practical handbook of seawater analysis**. Fish. Res. Bol. Can. Bull., 167: 311p.

SUN, J.; LIU D.; BAI.; GAO H.; HAN X. Phytoplankton Community of the Bohai Sea in winter 2001. **Periodical of Ocean University of China**, v. 34, p. 413-422, 2004.

SUN, C.; WANG, Y.; SUN, S.; ZHANG, F. **Dynamic analysis of phytoplankton Community characteristics in Daya Bay, China**. **Acta Ecologi. S.**, v. 26, n. 12, p. 3948-3958, 2006.

SIN, Y.; WETZEL, R. L.; ANDERSON, I. C. Seasonal variations of size-fractionated phytoplankton along the salinity gradient in the York river estuary, Virginia (USA). **Journal of Plankton Research**, v. 22, n. 10, p. 1945-1960, 2000.

TOLEDO-JR, A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J; AGUDO, E. G. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais**. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Balneário Camboriú, Santa Catarina. p. 1- 34. 1983.

TOMAS, C. R. 1997. (Ed.) **Marine Phytoplankton Identification**. Florida: Academic Press.

TROVÃO, José de Ribamar. **Transformações Sociais e Econômicas no Espaço Rural da Ilha do Maranhão**. (Teste de Doutorado). Rio Claro, 1994.

UNDERWOOD, G.J.C., Kromkamp, J., 1999. **Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in Estuaries**, In: Nedwell, D.B., Raffaelli, D.G. (Eds.), *Advances in Ecological Research*, vol 29. Academic Press, pp. 93-153. [http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60192-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60192-0).

UTERMOHL, H. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie*. 9:1-38. 1958.

VALENTIN, J. L. **Ecologia numérica**. Rio de Janeiro: Interferência, 2000. 117 p.

VALENTIN, J. L.; MACÊDO-SAIDAH, F. E.; TENENBAUM, D. R.; SEIVA, N. L. A. **Diversidade específica para análise das sucessões fitoplanctônicas. Aplicações ao ecossistema de ressurgência de Cabo Frio (RJ)**. Nerítica. Pontal do Sul. V. 6, n. ½, p. 7-26, 1991.

VAN DER MOLEN, J. S.; PERISSINOTTO, R. Microalgal productivity in an estuarine lake during a drought cycle: The St. Lucia Estuary, South Africa. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 92, p. 1-9, 2011

VILLAFANE, V. E.; F. M. H. REID. **Métodos de microscopia para la cuantificación del fitoplancton**. En: K. Alveal, M. E. Ferrario, E. C. Oliveira & E. Sar (Eds): Manual de Métodos Ficológicos: 169-185. Edit. Universitaria, Concepción. 1995.

WINKLER, L. W., Die **Bestimmung des in Wasser gelösten Sauerstoffes**. **Berichte der Deutschen Chemischen Gesellschaft**. v. 21, p. 2843-2855.1888.

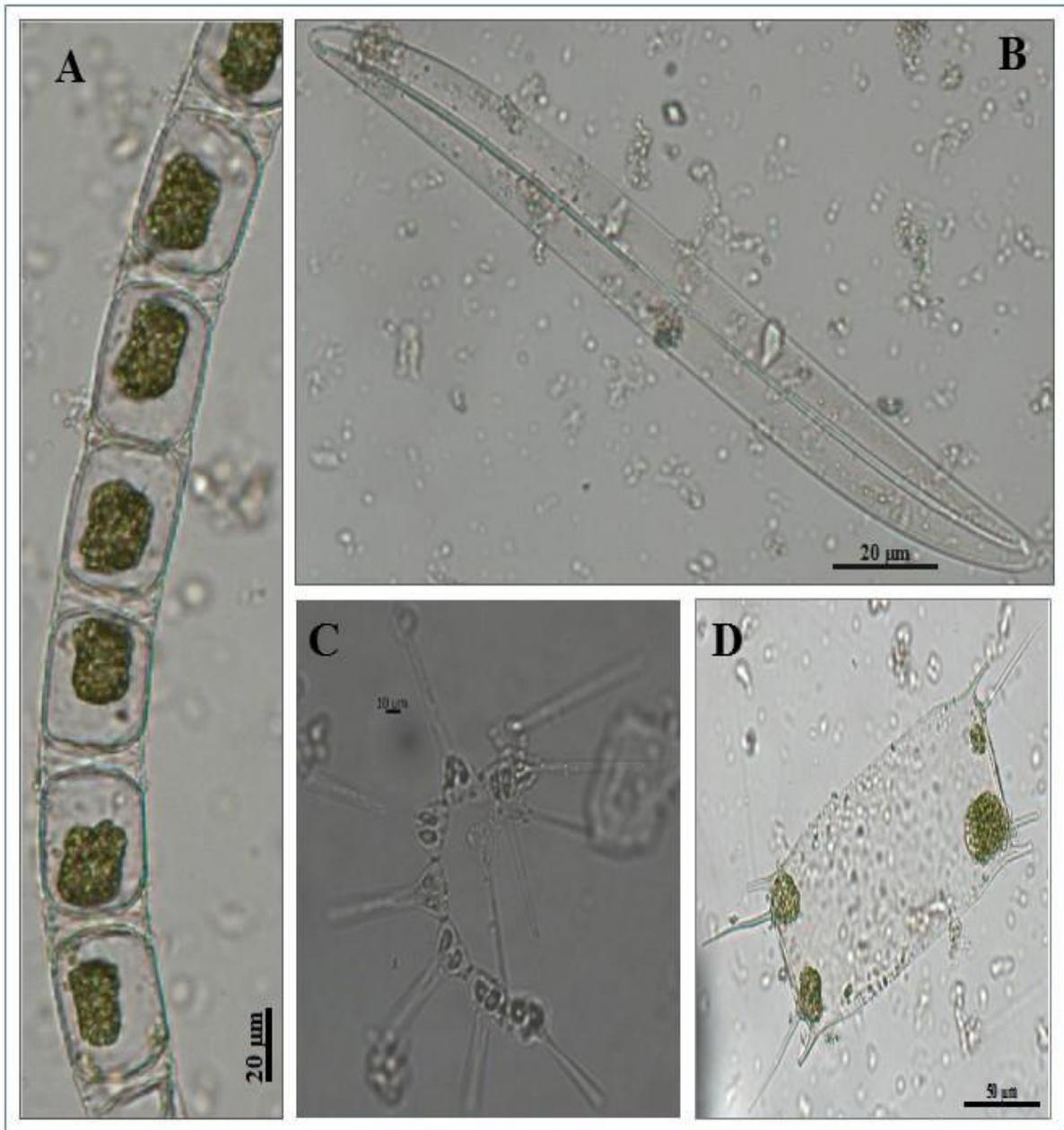
APÊNDICES

Tabela 7 - Pesos e Variância explicada pelas duas primeiras componentes principais para os parâmetros mensurados durante o período chuvoso no estuário do rio Anil, São Luís-MA.

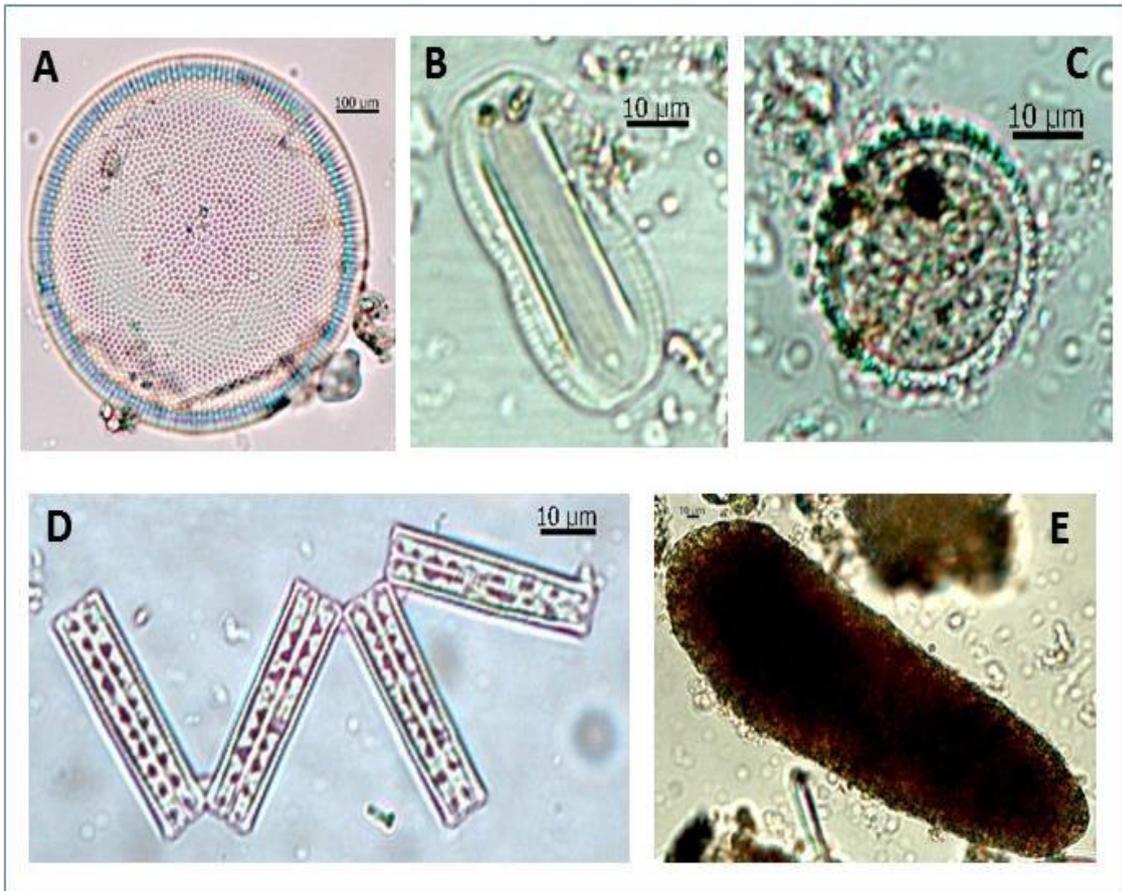
Variáveis	Fator 1	Fator 2
Transp.	0.975684	0.188259
Temperatura	0.933968	0.127770
Salinidade	0.994076	0.032546
pH	-0.647237	0.662918
OD	-0.690594	-0.064740
Turbidez	-0.972354	0.178572
TSS	-0.884412	0.305403
Fosfato	-0.921433	0.268904
Silicato	-0.979970	-0.112135
Chl- <i>a</i>	-0.962054	-0.261392
Micro	-0.884865	-0.432730
Nano\pico	-0.973116	-0.147997
Densidade	-0.939143	-0.294848
Feo	-0.818534	0.518842

Tabela 8 - Pesos e Variância explicada pelas duas primeiras componentes principais para os parâmetros mensurados durante o período de estiagem no estuário do rio Anil, São Luís-MA.

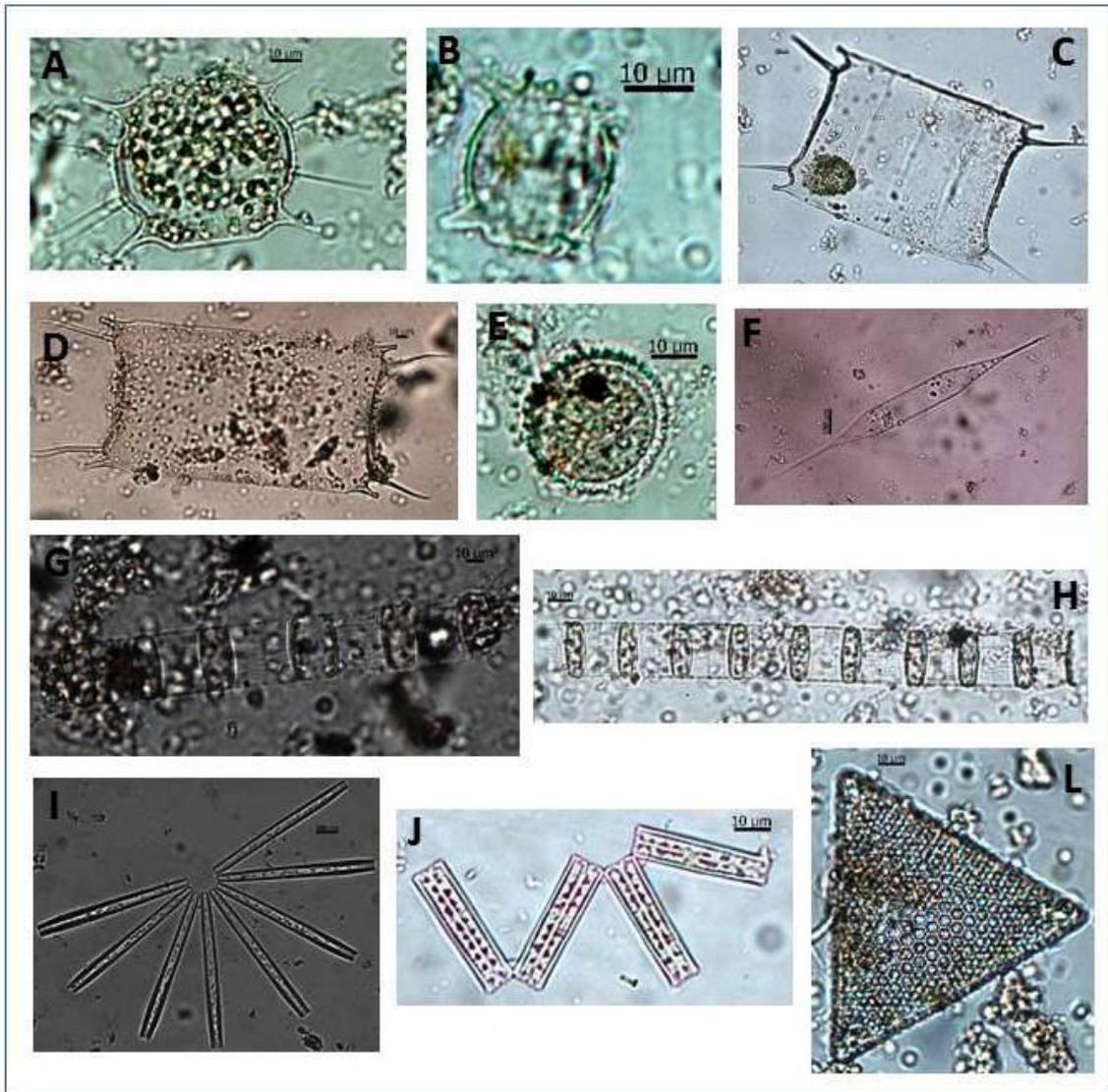
Variáveis	Fator 1	Fator 2
Transp.	0.758857	-0.403029
Temperatura	-0.923716	-0.123281
Salinidade	0.965786	0.238215
pH	0.795299	-0.508132
OD	0.931997	0.027436
Turbidez	-0.704368	0.320541
TSS	-0.724492	0.601087
Fosfato	-0.962483	-0.252374
Silicato	-0.018593	-0.864919
Chl- <i>a</i>	-0.963093	-0.261890
Micro	-0.937687	-0.331223
Nano\pico	-0.978910	-0.133138
Densidade	-0.937670	-0.081331
Feo	-0.691533	0.038581



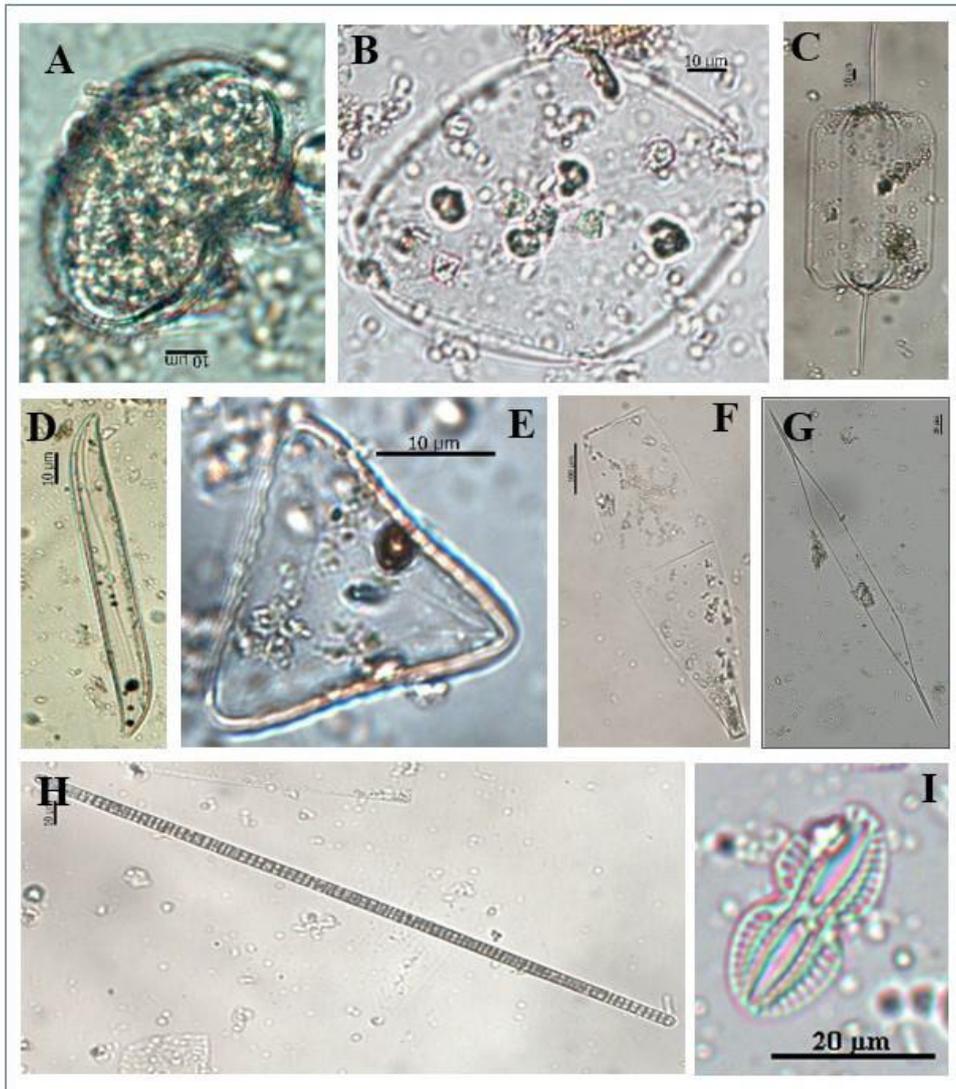
PRANCHA 1. Figura A. *Bellerochea malleus*; Figura B. *Gyrosigma balticum*; Figura C. *Asterionellopsis glacialis*; Figura D. *Trieres regia*.



PRANCHA 2. Figura A. *Coscinodiscus oculus-iridis*; Figura B. *Entomoneis alata*; Figura C. *Paralia sulcata*; Figura D. *Thalassionema nitzschioides*. Figura E. *Lepocinclis oxyuris*.



PRANCHA 3. Figura A. *Odontella aurita*; Figura B. *Odontella rhombus*; Figura C. *Odontella mobiliensis*; Figura D. *Trieres regia*; Figura E. *Paralia sulcata*; Figura F. *Rhizosolenia setigera*; Figura G. *Skeletonema costatum*; Figura H. *Skeletonema tropicum*; Figura I. *Thalassionema frauenfeldii*; Figura J. *Thalassionema nitzschioides*; Figura L. *Triceratium fавus*.



PRANCHA 4. Figura A. *Protoperidinium* sp.; Figura B. *Dimmorphococcus* sp.; Figura C. *Ditylum brigtwellii*; Figura D. *Nitzschia obtusa* var. *scalpeliformes*.; Figura E. *Lithodesmium undulatum*; Figura F. *Helicotheca tamesis*; Figura G. *Rhizosolenia setigera*; Figura H. *Oscillatoria* sp.; Figura I. *Diploneis bombus*.