

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO RIO GRANDE
DO NORTE

MARIA LIBÂNIA CARLOS DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO E DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA
NO ESTUÁRIO DO RIO POTENGI, NATAL/RN**

NATAL

2023

MARIA LIBÂNIA CARLOS DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO E DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA
NO ESTUÁRIO DO RIO POTENGI, NATAL/RN**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Uso Sustentável de Recursos Naturais, do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte, em cumprimento às exigências legais como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais, na linha de pesquisa em Saneamento Ambiental.

Orientadora: Prof^ª Dra. Dayana Melo Torres.

NATAL

2023

Santos, Maria Libânia Carlos dos.

S237a Avaliação do estado trófico e da comunidade fitoplanctônica no estuário do Rio Potengi, Natal/RN / Maria Libânia Carlos dos Santos. – 2023.

70 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte, Natal, 2023.

Orientadora: Dra. Dayana Melo Torres.

1. Eutrofização. 2. Índice de estado trófico. 3. Qualidade de água. 4. Microalgas. I. Título.

CDU: 574.5

MARIA LIBÂNIA CARLOS DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO E DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA
NO ESTUÁRIO DO RIO POTENGI, NATAL/RN**

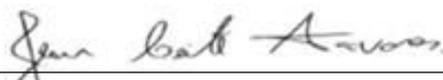
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Uso Sustentável de Recursos Naturais, do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte, em cumprimento às exigências legais como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais, na linha de pesquisa em Saneamento Ambiental.

Dissertação aprovada (a) em 30/06/2023 pela seguinte Banca Examinadora:



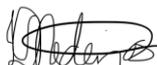
Dra Dayana Melo Torres – Orientadora

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte



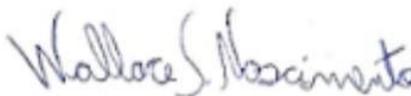
Dr Jean Leite Tavares - Examinador Interno

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte



Dra Luciana Castro de Medeiros - Examinadora Externa

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte



Dr Wallace do Nascimento – Examinador Externo

Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Dedico este trabalho ao meu
padrasto Valdemar Silveira
Braga (*in memoria*) que
possibilitou a caminhada até
aqui. E a minha filha Maria
Júlia Santos Ribeiro Costa.

AGRADECIMENTOS

A Deus por ter me concedido o dom da vida, e embora, foram muitas as dificuldades enfrentadas, porém ele não me deixou desistir dos meus sonhos, pacificando o meu coração, além de aplainar o caminho por onde trilhei todo esse tempo, ajudando a saltar os obstáculos que estavam postos diante de mim. Além disso, por ter dado serenidade e maturidade diante dos diversos “NÃOs” que recebi, transformando todos eles em “SIM’s” e mostrando que mesmo diante da enorme negatividade existente eu poderia conseguir.

Ao meu padrasto querido, Valdemar Silveira Braga (*in memoriam*), meu pai por “usocapião”, por ter concedido a oportunidade e a comodidade necessária de trilhar o caminho até aqui.

Agradeço, em especial, a Dra. Luciana Castro, minha primeira orientadora, pelo desprendimento e paciência nos meus tempos de euforia. Que sempre marcou presença nos meus momentos de dúvidas e incertezas, na árdua construção do trabalho.

Agradeço a minha segunda orientadora, Dra. Dayana Torres, pela paciência em minha reta final e por ter abdicado de alguns momentos das suas tão merecidas férias, com o intuito de estimular na continuidade em todo o processo da orientação até a chegada da tão esperada defesa.

À Diretoria de Pesquisa e Inovação (DIPEQ), por compor o grupo de pesquisa onde felizmente pude ser selecionada e contemplada com bolsa de apoio.

À CAPES e FAPERN pela oportunidade de eu vir a participar do Projeto de Apoio a Programas de Pós-graduação Emergentes do RN na Área de Desenvolvimento do Semiárido e com isso ser agraciada com bolsa de estudo até a defesa do trabalho.

Aos meus colegas do mestrado em Usos Sustentável dos Recursos Naturais (IFRN), em especial a Magno Miranda, Valeria Brito, Renata e Luiza , por todo apoio necessário, que mesmo diante de uma situação atípica que foi a pandemia COVID-19, nos apoiamos mutuamente, nos ajudamos e seguimos juntos, apesar de distantes um dos outros.

Aos meus colegas da graduação em Engenharia de Aquicultura (UFRN) por me darem o estímulo necessário quando muitas vezes eu cogitei em desistir, porém sempre proferiram palavras de motivação. Em especial, Doutor Wallace Nascimento tornar possível todo o desafio penoso, de ter que cursar um mestrado em paralelo com a graduação.

Aos meus amigos de infância pela compreensão das minhas ausências e visitas relâmpagos e por acreditarem que eu conseguiria concluir o mestrado.

Não me basta ser Rio se eu posso ser Mar
(Autor desconhecido)

RESUMO

Os estuários são ecossistemas de transição que ligam as drenagens fluviais ao oceano, possuem relevante papel ambiental no que tange a fauna e flora do ecossistema, bem como servem de berçário para espécies de crustáceos, bivalves e peixes. Em virtude de suas características ambientais, do crescimento populacional sem planejamento e de algumas atividades econômicas, os estuários recebem significativa quantidade de esgotos, que deterioram a qualidade das águas, podendo desencadear a eutrofização. Dessa forma, este trabalho objetiva avaliar o estado trófico de um estuário tropical utilizando índice TRIX desenvolvido para ambientes aquáticos estuarinos. A pesquisa foi realizada durante 11 meses no Estuário do Rio Potengi, pertencente à Bacia Hidrográfica do Rio Potengi (BHRP), uma das mais importantes bacias hidrográficas do Rio Grande do Norte (RN) e para a região metropolitana de Natal/RN. Foram coletadas amostras de água em 3 pontos na camada do epilânio e analisados os seguintes parâmetros: pH, oxigênio dissolvido, turbidez, cor, transparência, Clorofila-*a*, compostos nitrogenados e fosfatados (conforme APHA *et al.*, 2012). O estado trófico foi calculado de acordo com o índice TRIX e a comunidade fitoplanctônica foi avaliada de forma quantitativa e qualitativa. Para o tratamento dos dados foram utilizados métodos estatísticos com Shapiro-Wilk, análises não paramétricas de Spearman e de Kruskal-Wallis, além das análises de Análises dos Componentes Principais (ACP). Constatou-se que a entrada de nutrientes no estuário é proveniente de fontes difusas e pontuais, no entanto, as maiores concentrações encontradas referem-se ao ponto de descarte de efluente tratado. A classificação trófica do estuário variou de mesotrófico para eutrófico, estando o oxigênio dissolvido, os compostos nitrogenados e o fósforo total acima do permitido pela Resolução do CONAMA nº 357/2005. No que refere-se a comunidade fitoplanctônica o grupo das diatomáceas predominou durante todo estudo, seguido dos dinoflagelados e das euglenofíceas, que tiveram maiores concentrações durante o período chuvoso. Embora o estado de eutrofização contribua para a proliferação de microalgas tóxicas, não ocorreram *blooms* de fitoplâncton. De acordo com as análises do ACP, o eixo 1 correlacionou positivamente com a salinidade, NID e cor e os parâmetros correlacionados estão relacionados com o descarte de efluentes. Já o eixo 2, a turbidez e a Clorofila-*a* correlacionaram negativamente e as variáveis estão relacionadas com o desenvolvimento do fitoplâncton. Este trabalho teve uma demanda social identificada durante as coletas, e por isso foi elaborada uma cartilha com linguagem acessível voltada para a população ribeirinha e para

os turistas que visitam o estuário do Rio Potengi, a fim de, contribuir com a popularização das ciências oceanográficas e sanitárias, além de possibilitar conscientização ambiental.

Palavras-Chaves: eutrofização; índice de estado trófico; qualidade de água; microalgas.

ABSTRACT

Estuaries are transitional ecosystems that connect river drainages to the ocean, have a relevant environmental role regarding the fauna and flora of the ecosystem, as well as serve as a nursery for species of crustaceans, bivalves and fish. Due to their environmental characteristics, unplanned population growth and some economic activities, estuaries receive a significant amount of sewage, which deteriorates water quality and can trigger eutrophication. Thus, this work aims to evaluate the trophic state of a tropical estuary using TRIX index developed for estuarine aquatic environments. The research was conducted during 11 months in the Potengi River Estuary, belonging to the Potengi River Basin (BHRP), one of the most important river basins in Rio Grande do Norte (RN) and for the metropolitan region of Natal/RN. Water samples were collected at 3 points in the epilimnion layer and the following parameters were analysed: pH, dissolved oxygen, turbidity, colour, transparency, Chlorophyll-a, nitrogen and phosphate compounds (according to APHA et al., 2012). Trophic status was calculated according to the TRIX index and the phytoplankton community was assessed quantitatively and qualitatively. Statistical methods with Shapiro-Wilk, non-parametric Spearman and Kruskal-Wallis analyses, as well as Principal Component Analyses (PCA) were used for data treatment. It was found that the nutrient input into the estuary comes from diffuse and point sources, however, the highest concentrations found refer to the treated effluent discharge point. The trophic classification of the estuary ranged from mesotrophic to eutrophic, with dissolved oxygen, nitrogen compounds and total phosphorus being above that allowed by CONAMA Resolution No. 357/2005. Regarding the phytoplankton community, the diatom group predominated throughout the study, followed by dinoflagellates and euglenophyceae, which had higher concentrations during the rainy season. Although the state of eutrophication contributes to the proliferation of toxic microalgae, no phytoplankton blooms occurred. According to the PCA analyses, axis 1 correlated positively with salinity, NID and colour and the correlated parameters are related to effluent discharge. On the other hand, axis 2, turbidity and Chlorophyll-a correlated negatively and the variables are related to the development of phytoplankton. This work had a social demand identified during the collections, and for this reason a booklet was prepared with accessible language aimed at the riverside population and tourists visiting the estuary. tourists who visit the Potengi River estuary, in order to contribute to the popularisation of oceanographic and health sciences, as well as enabling environmental awareness.

Keywords: eutrophication; trophic state index; water quality; microalgae.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1:Efeito gravitacional do sol e da lua sobre as marés.....	18
Figura 2:Pontos de coleta no Estuário do Rio Potengi, Natal-RN.....	28
Figura 3:Dados Pluviométricos do período de estudo.....	34
Figura 4:Box-plot dos parâmetros abióticos.....	35
Figura 5: Concentração de oxigênio dissolvido e de saturação durante o estudo.....	36
Figura 6:Variação dos parâmetros físicos durante o período de coleta.....	38
Figura 7:Concentrações de amônia, nitrato e nitrito durante o período de coleta.....	40
Figura 8:Concentrações de compostos fosfatados e Clorofila- <i>a</i>	42
Figura 9:Composição do fitoplâncton.....	44
Figura 10: Concentração de diatomáceas, dinoflagelados e euglenofíceas durante o período de coleta por ponto	47
Figura 11: Análises dos principais componentes.....	53
Figura 12: Modelo da Cartilha informativa.....	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Estatística descritiva (mediana, desvio padrão, mínimo e máximo) dos pontos monitorados durante o estudo.....	33
Tabela 2: Razões entre o NID e FID.....	43
Tabela 3: Quantidade de gêneros/ espécie por ponto.....	45
Tabela 4: Classificação do estado trófico de acordo com o TRIX.....	50
Tabela 5: Análise de Componentes Principais (PCA) enfatizando as suas correlações entre as variáveis físicas e químicas da água do Estuário do Rio Potengi.....	54

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
1.1 JUSTIFICATIVA.....	16
1.2 OBJETIVO GERAL.....	16
1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
2 REFERENCIAL TEÓRICO	17
2.1 ESTUÁRIOS E SUA IMPORTÂNCIA ECOSSISTÊMICA	17
2.2 EUTROFIZAÇÃO NOS ESTUÁRIOS.....	19
2.3 ÍNDICES DE EUTROFIZAÇÃO.....	21
2.3.1 CONSTRUÇÃO DOS ÍNDICES.....	23
2.3.2 CÁLCULO DO TRIX.....	25
3 MATERIAL E MÉTODOS	27
3.1 ÁREAS DE ESTUDO.....	27
3.2 AMOSTRAGEM.....	27
3.3 ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO.....	30
3.4 ANÁLISE DE DADOS.....	30
3.5 ELABORAÇÃO DO PRODUTO TÉCNICO E TECNOLÓGICO.....	31
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
4.1 QUALIDADE DAS ÁGUAS DO ESTUÁRIO DO RIO POTENGI.....	32
4.2 VARIÁVEIS FÍSICAS.....	37
4.3 NUTRIENTES E CLOROFILA "a"	38
4.2 COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA	43
4.3 ESTADO TRÓFICO DO ESTUÁRIO DO RIO POTENGI	48
4.4CORRELAÇÃO ENTRE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BIÓLOGICOS	51
4.5 ANÁLISES DE PRINCIPAIS COMPONENTES	52
5 PRODUTO TÉCNICO- CARTILHA INFORMATIVA VOLTADA PARA O TURISTA	54
6 CONCLUSÃO	56
REFERÊNCIAS	58

1 INTRODUÇÃO

Os estuários são ecótonos que ligam os ecossistemas lóticos ao oceano fornecendo serviços ecológicos valiosos, como ciclagem de nutrientes, armazenamento de carbono e criam novos nichos, os quais favorecem a biodiversidade (SCANES *et al.*, 2020). Além disso, tem peculiaridades como as condições físicas e químicas muito variáveis no tempo e no espaço determinado pelas mudanças de marés como, por exemplo, o gradiente de salinidade (VILLAS, 2014; MEDEIROS *et al.*, 2021). Esta peculiaridade é importante para os padrões de circulação e de distribuição da biota ao longo do estuário (FONTES, 2019). Segundo Cutrim (2019) este ecossistema tem importância nas atividades econômicas, como turismo e aquicultura, possuindo também um relevante papel social às comunidades ribeirinhas.

Esse ecótono tem grande importância sanitária, devido a sua hidrodinâmica que favorece a condução do efluente até o mar (DUARTE, 1997), pois uma vez que a água do mar entra por uma ou várias conexões livres com o oceano aberto ou qualquer outro corpo de água salino costeiro, resulta em uma mistura das correntes de descarga fluvial com o oceano (TUNDISI, 2008). À vista disso, a Resolução nº 357 de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que classifica os corpos hídricos, tanto pela salinidade como seus múltiplos usos, prevê limites máximos das variáveis ambientais, como também dos parâmetros orgânicos e inorgânicos que os corpos aquáticos podem apresentar. Já a Resolução nº 430 de 2011 do CONAMA estabelece os limites permitidos para o lançamento de efluentes nos corpos receptores, sejam eles dulcícolas, estuarinos ou salinos. Devido o descarte de águas residuárias e a poluição por microcontaminantes, os estuários sofrem com a hipernutrição e eutrofização (BARBIERI *et al.*, 2014).

A eutrofização é um problema mundial ocasionado pelo descarte de efluentes domésticos, urbanos, aquícolas e industrial, ocasionando a má qualidade dos corpos aquáticos. É um processo que está associado não apenas com o crescimento da comunidade primária, como também, mudanças nas características físicas da água e na redução da biodiversidade (PLEW *et al.*, 2020). Sendo assim, o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica, considerados bioindicadores de qualidade de água, ocorre devido ao aumento das concentrações dos compostos fosfatados e nitrogenados (ESTEVES, 1998).

Para Prestes (2019), os bioindicadores são grupos de espécies, comunidade biológica ou espécies que indicam um impacto ambiental em um ecossistema, através da sua quantidade

e distribuição. Um exemplo é a comunidade fitoplanctônica, a qual é sensível às alterações do corpo aquático, sejam elas químicas ou físicas e conjuntamente a outros fatores ambientais. Esta resposta natural é considerada um indicador biológico, visto que o crescimento do fitoplâncton reflete na diminuição da transparência (YUSUF,2020;DUTTA e CHOUDHURY,2021). Além da transparência, segundo Von Sperling (2005), os parâmetros de cor e turbidez estão relacionados com a descarga de efluentes de origem doméstica ou industrial. Desta forma, estas variáveis, cor e turbidez, têm sido utilizadas em alguns trabalhos como Lira (2020) e Maldonado *et al* (2017) para monitorar a qualidade dos ecossistemas aquáticos.

Os índices são normalmente utilizados para quantificar a qualidade ou o grau de trofia de um corpo aquático, sendo importantes para auxiliar na tomada de decisões quanto à qualidade da água, neste caso relacionado à eutrofização (BUCCI e OLIVEIRA, 2014). Além disso, não necessitam de inúmeros parâmetros para classificar e enquadrar a qualidade da água (ANDRIETTI *et al.*, 2016), pois utiliza parâmetros químicos simples como pH e oxigênio dissolvido (O'BOYLE *et al.*,2013), além de índices físicos utilizando transparência por meio do disco de Secchi (GARABA *et al.*, 2015). Há também índices que utilizam fitoplâncton como indicador, a exemplo das diatomáceas (STENGER-KOVÁCS *et al.*, 2007).

Diante da problemática ambiental que atinge os estuários, este estudo foi realizado no Estuário do Rio Potengi, localizado no município de Natal-RN, que possui uma significativa importância ambiental e socioeconômica, visto que comunidades ribeirinhas sobrevivem da maricultura e da carcinicultura (BELARMINO *et al.*, 2014). No entanto, nas últimas décadas o crescimento urbano desordenado da cidade de Natal e municípios adjacentes e, especificamente, a carência de saneamento, no que engloba o tratamento e descarte de efluentes, vem ocasionando deterioração da qualidade de água deste estuário (TAVARES *et al.*,2014).

1.1 JUSTIFICATIVA

A preservação dos recursos naturais é um dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), que tem como meta a sustentabilidade nos padrões de produção e consumo sustentáveis, combate ao aquecimento global, além da conservação e sustentabilidade dos oceanos, mares e recursos marinhos.

Baseado nos objetivos da ODS, o monitoramento do estuário do Rio Potengi é fundamental para preservação deste ecossistema. Visto que este biossistema sofre pressão antrópica significativa, como descarga de efluentes domésticos e industriais. Além de ser um corpo aquático importante, principalmente para a manutenção socioeconômica da população ribeirinha, como também das indústrias de carcinicultura.

1.2 OBJETIVO

O objetivo deste trabalho é avaliar o estado trófico de um estuário tropical utilizando índice TRIX desenvolvido para ambientes aquáticos estuarinos.

1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o estado trófico do Estuário do Rio Potengi utilizando o índice TRIX;
- Correlacionar os parâmetros físico-químicos com os biológicos;
- Comparar os resultados dos índices de estado trófico com os parâmetros físicos da água;
- Averiguar a influência das ações antrópicas sobre as concentrações de nutrientes, potencial hidrogeniônico e oxigênio dissolvido, bem como se estão em conformidade com a Resolução nº 357/2005 do CONAMA;
- Analisar a composição fitoplanctônica do Estuário do Rio Potengi;
- Elaborar uma cartilha informativa sobre a ecologia e o Estado Trófico do Estuário do Rio Potengi direcionado aos usuários deste ambiente.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 ESTUÁRIOS E SUA IMPORTÂNCIA ECOSSISTÊMICA

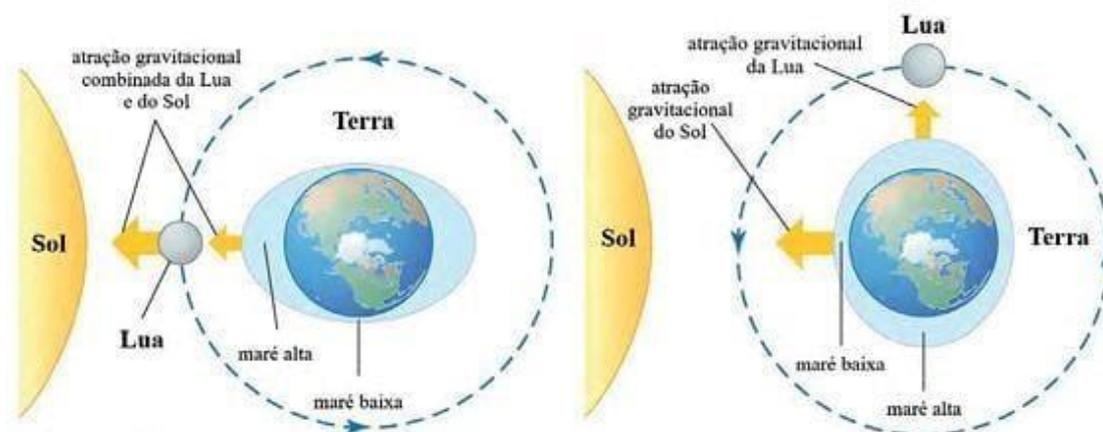
Os estuários são difíceis de classificar por possuírem vários tamanhos e formas (VAN NIEKERK *et al.*, 2020). O termo estuário é utilizado para indicar um corpo de água da região interior de um ambiente costeiro, onde ocorre o encontro das águas marinhas que são diluídas por águas fluviais, transportadas pelas correntes de maré se estendendo até o limite da influência da maré. (SIGNORIN *et al.*, 2010). Em outras palavras, estuário é um corpo d'água costeiro, parcialmente fechado com uma ligação livre ao oceano, situado na parte terminal de uma bacia hidrográfica, onde no seu interior a água salgada marinha se dilui de forma mensurável com a água doce fluvial (NETO *et al.*, 2019).

Outra denominação de estuário é que são ambientes aquáticos de transição entre um rio e o mar, que sofre influências das marés e possuem fortes gradientes ambientais, desde água doce próximo à sua cabeceira, águas salobras e marinhas próximas a sua desembocadura (PRITCHARD, 1967).

As marés e a salinidade são variáveis que tornam a estrutura dos estuários complexa (TUNDISI, 2008). No entanto, as marés são mecanismos importantes para ciclagem de nutrientes, sedimento marinho e entrada de sal neste ecossistema (PERILLO, 2009).

A definição de marés é descrita como a subida e descida periódica dos níveis do mar e dos outros corpos de água ligados ao oceano (estuários, lagoas e lagoas), ocasionado pelo fenômeno de diferença gravitacional entre o sol, a terra e a lua (SANTANA, 2016). De acordo com Turekian (1968) as marés são resultantes de um modelo simplificado de atração lunar, segundo o qual, são originadas pelo movimento de rotação terra-lua, produzindo um sistema de força gravitacional em todos os pontos da terra, fazendo com o que o mesmo se equilibre como um todo (Figura 01). Por outro lado, a força centrífuga é diferente e menor do que a força gerada pelo movimento da Terra em torno de seu próprio eixo. A força resultante desses movimentos, que variam em cada ponto geográfico à medida que a lua gira em torno da Terra, tende a mover a superfície da mesma, criando os movimentos de maré (OLIVEIRA *et al.*, 2021).

Figura 1: Efeito gravitacional do sol e da lua sobre as marés



Fonte: OLIVEIRA *et al.*, 2021

A salinidade é definida como a quantidade de sais existentes em massas de água, seja nos oceanos, lagos ou estuários. Diante desta definição, a salinidade é um indicador natural do balanço hidrológico dos estuários, já que reflete o balanço entre a quantidade de água que entra através do aporte fluvial e das precipitações, como também da evaporação (SANTANA, 2016).

A variação da salinidade ocorre com o ciclo das marés. Desta forma, existem três formas de dividir o estuário de acordo com a quantidade de sais, já que é resultado da interação entre marés e da entrada das águas fluviais. A primeira é a zona estuarina fluvial onde se tem a salinidade inferior a 1 ppm, chamada de oligohalinas. Onde a salinidade varia entre 0,5 e 5 ppm é classificado como zona mesóhalina ou zona superior. Na zona que tem efeitos das marés os valores da salinidade variam entre 1 e 35 ppm, sendo considerada zona estuarina média ou zona eurihalina onde também ocorre a mistura com as águas oceânicas (VALENTIM, 2018).

Além dos teores de sais, o fluxo das marés também contribui para a entrada de nutrientes no ecossistema, sendo a hidrodinâmica a chave para esta compreensão. Este processo compreende a circulação e a mistura entre água doce de origem fluvial e injeções de água salinas (STATHAM, 2012). Por estarem sujeitos à dinâmica das marés são altamente variáveis do ponto de vista físico-químico, caracterizado pela flutuação dos fatores abióticos como a variação do gradiente de salinidade, temperatura, velocidade das

correntes, pH, precipitação pluviométrica entre outros fatores. Além da entrada material orgânico de origem alóctone de toda sua bacia de drenagem, constituindo um grande aporte de produção primária de biomassa e ciclagem de nutrientes (LIMA, 2020). Desta forma, favorece o desenvolvimento da produtividade primária, já que no metabolismo dos ecossistemas aquáticos, o nitrogênio participa na formação de proteínas e o fósforo no armazenamento de energia e estruturação da membrana celular (ESTEVES, 2008).

De acordo com Redfield (1958) a razão de carbono, nitrogênio e fósforo é de 106:16:1, respectivamente. A entrada ocorre tanto de forma natural como através de ações antrópicas por intermédio do descarte de efluentes e atividades industriais. Estes nutrientes tendem a ser reciclados pela ação das marés ao invés de serem perdidos para os sedimentos como normalmente ocorre em água estratificada (NETO *et al.*, 2019).

Diante dessas características citadas, no que refere-se à alta taxa de produtividade primária e biomassa tanto dos produtores primários como dos consumidores, estes ambientes possuem condições ambientais propícias para ser habitat de espécies de peixes, aves e crustáceos, sendo desta forma considerados verdadeiros viveiros e servindo de berçário natural para desova e desenvolvimento de muitas espécies catádromas e anádromas respectivamente (SANTOS *et al.*, 2023).

Em virtude disso, são ecossistemas com grande potencial de exploração pelo homem, principalmente devido às espécies de crustáceos, moluscos e peixes. Além disso, a ocupação e alteração física das margens e do leito do rio, o lançamento de efluentes domésticos e industriais, as atividades dentro e nas imediações do estuário contribuem para o aumento de nutrientes resultado na eutrofização (TUNDISI, 2008).

2.2-EUTROFIZAÇÃO NOS ESTUÁRIOS

Com o avanço da revolução industrial, como também a produção de fertilizantes sintéticos e da urbanização, os ecossistemas aquáticos passaram a receber concentrações de nitrogênio e fósforo superiores a capacidade de absorção, derivados dos despejos de esgotos domésticos, industriais e da descarga de fertilizantes utilizados nas práticas agrícolas (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2013; MARTINS-LOUÇÃO *et al.*, 2019). Como resultado tem-se aceleração do processo de eutrofização, gerando um problema de poluição ambiental global e degradação do meio aquático (KITSIOU; KARYDIS, 2011).

Além destas fontes de entrada de nutrientes citadas, outra fonte de poluição pontual são os descartes de efluentes de empreendimentos aquícolas, localizados nas zonas estuarinas, os quais sem um manejo adequado, são ricos em nutrientes provenientes da decomposição da matéria orgânica intensificando a eutrofização. Igualmente como todo corpo hídrico, os estuários possuem a capacidade de autodepuração que envolve mecanismos de origens físicas, químicas e biológicas, que unidos contribuem com a redução na concentração de poluentes como, por exemplo, os teores de matéria orgânica, sobretudo de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio). No entanto, este processo é mais complexo nos estuários, em virtude da hidrodinâmica das marés e morfologia, o que dificulta o entendimento do processo bioquímico neste ecossistema (SOUZA, 2009; FREITAS *et al.*, 2008).

A eutrofização é um fenômeno natural que acompanha o tempo geológico de um ecossistema aquático. Este processo ocorre quando um ecossistema aquático acumula e concentra os nutrientes fornecidos naturalmente pela bacia hidrográfica e pela atmosfera, fazendo com que ocorra uma evolução de estágio de oligotrófico para um estágio eutrófico sem nenhuma intervenção humana (RATMAYA, 2018).

No entanto, a eutrofização também pode ser de origem antropogênica, causado pelo acréscimo de nutrientes, entre eles nitrogênio (N) e fósforo (P), provoca danos ao meio aquático, como por exemplo, anoxia (falta de oxigênio), causada pela decomposição da matéria orgânica, mortalidade de peixe, proliferação de macrófitas aquáticas, aumento de biomassa fitoplanctônica, *Clorofila-a*, e com isso a proliferação de microalgas tóxicas, provocando a perda da biodiversidade e impossibilitando o uso recreativo (MC DOWELL; HAMILTON, 2013).

A proliferação de microalgas tóxicas é conhecida como: *Harmful Algal Blooms (HAB, or red tide)* termo em inglês que significa proliferação de algas nocivas ou maré vermelha. Estas microalgas têm interferência nos animais marinhos e na cadeia alimentar, visto que peixes podem ser mortos ao ingerir fitoplâncton tóxicos, além de interferir na fecundidade e sobrevivência dos organismos aquáticos. Este fenômeno é um problema de saúde ambiental que atinge as águas estuarinas, podendo causar danos à saúde pública como também a indústria aquícolas, em virtudes de gêneros de Dinoflagelados com toxinas paralisantes (ZHANG *et al.*, 2023). A espécie *Gymnodinium catenatum* possui essa toxina que atinge o

sistema nervoso dos peixes e, no homem, quando ingerido crustáceos, bivalves ou peixes contaminados, podendo causar intoxicação alimentar além de levar à morte (FANG *et al.*,2023).

Além dos dinoflagelados, as diatomáceas também possuem gêneros que com toxinas, como por exemplo, a *Pseudo-nitzschia*, responsável pelo envenenamento amnésico de moluscos. Ainda sobre gênero de diatomáceas tóxicas, as *Cylindrotheca* e *Thalassiosira*, podem provocar mortandade de peixes (VAN MEERSSCHE e PINCKNEY,2019).

Mediante a esta problemática, os órgãos ambientais e a comunidade científica têm se preocupado em avaliar a qualidade de água dos ecossistemas aquáticos utilizando índices e modelos de monitoramento ambiental (SAMBONI RUIZ *et al.*, 2007).

Ao longo dos anos inúmeros métodos foram elaborados para avaliar o grau de trofia dos corpos aquáticos. Estes métodos são criados em países com características climáticas e físicas próprias, que podem causar divergências com o local onde são aplicados (BURIGATO COSTA *et al.*, 2019). Desta forma, a construção dos modelos de avaliação trófica, que condizem com as características abióticas e bióticas no local são importantes, já que todos eles são ferramentas e têm o propósito de avaliar os níveis e os impactos da entrada de nutrientes no meio aquático contribuindo para auxiliar na orientação dos órgãos ambientais (BORGES, 2014).

2.3-ÍNDICES DE EUTROFIZAÇÃO

Os índices de estado trófico foram desenvolvidos com o intuito de proporcionar aos gestores informações qualitativas e quantitativas sobre lagos, lagoas, rios, reservatórios e estuários (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013).

Os primeiros índices para avaliação do estado trófico foram propostos para lagos de zonas temperadas, como o índice de Carlson (1977) e Uhlmann (1979), ambos utilizavam os nutrientes, Clorofila-*a* e transparência da coluna d'água em águas salinas e doce, os quais são ecossistemas fechados, pequenos e com dinâmica hidrológica inferior a outros ecossistemas, como oceanos e estuários. Além destes autores, o índice de Salas e Martini (1991), é proposto para regiões tropicais, considerando a entrada de fósforo. Já o índice de Kratzer/Brezonik

(1981), também proposto para ambientes tropicais, utiliza apenas nitrogênio na classificação da eutrofização.

A entrada de nutrientes, como já falado anteriormente, contribui para proliferação de algas, macrófitas e aumento da Clorofila-*a*. O parâmetro biológico da Clorofila-*a* é utilizado por ser uma resposta imediata ao aumento da produção primária (FERREIRA *et al.*, 2011). Além destes, outros indicadores podem servir de alerta para a eutrofização como decomposição da matéria orgânica e floração de diatomáceas e dinoflagelados. Por conseguinte, o surgimento de espécies de fitoplâncton tóxicos, como também anoxia e hipoxia de oxigênio dissolvido, são indicadores secundários (BRICKER, 2003).

Além destes parâmetros químicos e biológicos, as características físicas da água, como cor e turbidez, além da transparência, podem indicar má qualidade da água, incluindo também, as altas concentrações de sólidos totais e outras formas de material em suspensão (CHEN *et al.*, 2009). Em alguns estudos a turbidez é usada para avaliação da qualidade aquática, já que o material particulado e colóides dificultam a penetração dos raios solares (LIRA, 2020). Para Brezonik (1978) a transparência é outro parâmetro importante para avaliar o grau de trofia, já que em seu estudo, após avaliar a relação da cor e da transparência de 470 lagos, concluiu que o uso da transparência é uma ferramenta importante para indicação da eutrofização.

Por anos a quantificação da eutrofização tem sido avaliada utilizando índice para água doce, representado pelo IET de Carlson. O qual utiliza como parâmetro físico a transparência, como químico o fósforo total, e como biológico a Clorofila-*a* (BRICKER *et al.*, 2003). No entanto, é nítido que existe diferença no metabolismo de corpos aquáticos temperados e tropicais. Diante disso, alguns pesquisadores enfatizam a necessidade de adaptações no limite de nutrientes e Clorofila-*a*, assim como as equações de correlação entre os parâmetros de que serve de base para o índice.

Baseado nisso, Toledo *et al* (1983) assim como Lamparelli (2004) utilizaram os valores das variáveis de fósforo total, transparência e clorofila-*a* obtidos em ecossistemas dulcícolas tropicais e realizaram a correlação e regressão, adaptando assim o índice de Carlson (LAMPARELLI, 2004).

Para Souza (2019) o ecossistema estuarino sofre como a carência de índice de estado trófico e ferramentas que envolvam um maior número de variáveis ambientais, que possam indicar o potencial de crescimento da comunidade primária. Desta forma, os índices, assim

como os modelos, são ferramentas importantíssimas para auxiliar na qualidade de trofia dos corpos aquáticos lênticos ou lóticos, assim como os estuários (NASCIMENTO FILHO, 2014).

Em virtude da evolução tecnológica e a necessidade de respostas rápidas, os métodos de monitoramento tradicionais deverão ser substituídos por metodologias que resultem em informações rápidas, eficientes, com baixo custo operacional de monitoramento e com erros mínimos nas amostragens (TUNDISI; MATSUMURA e TUNDISI, 2013). Diante disso, nos últimos anos os estudos recentes, sobre elaboração de novos índices de avaliação de estado trófico em estuários, vêm mostrando modelos modernos com novos parâmetros químicos, como os apresentados por Coffin *et al* (2018) que utilizaram apenas concentrações de oxigênio dissolvido para propor seu modelo empírico.

Já Testa *et al* (2019) utilizaram a transparência na averiguação do grau de trofia, além da utilização do sensoriamento remoto no monitoramento dos recursos hídricos, dispondo de imagens captadas por satélite e parâmetros físicos, bem como partículas suspensas e Clorofila-*a*. Recentemente por Tavora *et al* (2023) na Holanda e Huang *et al* (2023) na China também realizaram pesquisas utilizando sensoriamento remoto na avaliação de águas estuarinas.

2.3.1 Construção dos índices.

Robert Carlson em 1977 propôs um índice relacionando três variáveis limnológicas: Transparência, Clorofila-*a* e Fósforo total. Na elaboração do índice, Carlson usou a correlação da transparência com a Clorofila-*a* e também do Fósforo total para conseguir desenvolver as equações do índice. Além disso, Carlson tomou como base para elaboração do seu índice o maior valor de transparência já divulgado (41,6m), publicado por Hutchinson (1957) para o lago Masyuko, Japão. Esse valor foi arredondado para 64m, por ser o próximo número inteiro na escala logarítmica com base 2, obtendo, a partir daí, sua equação (Equação 1) para determinação do índice de estado trófico baseado

No Disco de Secchi (DS). Essa equação gerou uma faixa de categorização trófica de 0 a 64. O zero representaria a melhor condição, ao passo que 64, a pior.

A primeira equação que Carlson propôs foi da relação da Clorofila-*a* com a transparência, de acordo com Carlson, esta relação era inversamente proporcional. Já que cada

vez que a biomassa dobrava o valor da transparência reduzia pela metade. Desta forma, sempre que a concentração da biomassa algal dobrava um novo estado trófico surgia.

Sendo assim, o autor do índice transformou os valores do DS na base logarítmica de base 2 e seria representada por números inteiros com 1m, 2m , 4m ,8m e etc., como mostra a Equação 1:

$$IET = 10(6 - \log_2 DS) \quad (1)$$

Ao realizar a regressão dos dados da Clorofila-*a* e fósforo total contra o resultado da transparência, notou que a primeira regressão da Clorofila-*a* com os valores do DS, não deu um valor linear, exigiu uma transformação log-log dos dados resultado na Equação 2:

$$SD = 2,04 - 0,68 \ln Chl \quad (2)$$

Quando os dados a regressão do fósforo total e da transparência do DS resultou na Equação 3:

$$DS = \frac{64,9}{PT} \quad (3)$$

Já a regressão da Clorofila-*a* contra o fósforo total, resultou na Equação 4:

$$\ln Chl = 1,449 \ln TP - 2,442 \quad (4)$$

Sendo assim, as equações computadorizadas resultaram nas equações 5, 6 e 7:

$$IET(DS) = 10 \left(6 - \frac{\ln DS}{\ln 2} \right) \quad (5)$$

$$IET(Chl) = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,68 \ln Chl}{\ln 2} \right) \quad (6)$$

$$IET(PT) = 10 \left(6 - \frac{\ln \frac{48}{TP}}{\ln 2} \right) \quad (7)$$

Onde:

DS: Transparência medida pelo disco de Secchi (m).

PT: Concentração de fósforo total (mg/m³).

Chl: Concentração de Clorofila-*a* (mg/m³).

10: Constante que representa o intervalo de 0 a 100 em vez de 0 a 10.

6: Constante de indexação.

ln: Logaritmo natural.

Assim como existem diferenças metabólicas de ambientes tropicais e temperados para ecossistemas dulcícolas, é elementar que o metabolismo de estuários seja divergente por ser um ecossistema dinâmico. Possuindo variáveis limnológicas bióticas e abióticas como: gradientes de salinidade variáveis, pH, oxigênio dissolvido, material dissolvido particulado, Clorofila-*a* e nutrientes (TRAVASSOS, 2011).

Baseado nisso, o índice pioneiro para ambientes costeiros foi proposto por Vollenweider (1998), o TRIIX, que utiliza variáveis como nitrogênio, fósforo, oxigênio de saturação e Clorofila-*a*

2.3.2 Cálculo do TRIIX

Para elaboração do índice, Vollenweider usou igualmente correlação e regressão, entre os parâmetros de oxigênio de saturação, nitrogênio total, fósforo total e Clorofila-*a*.

O Cálculo do índice de estado trófico utilizado neste trabalho foi proposto por Vollenweider *et al.* (1998), de acordo com a Equação 8:

$$\text{TRIIX} = \frac{[\log(\text{Cl}a \text{Abs}(100 - \% \text{osat}) \text{NID} \text{ FID})K]}{m} \quad (8)$$

Onde:

TRIIX: é o índice do estado trófico

Cl-*a*: concentração da clorofila-*a* em mg/m³;

Abs (100-%Osat): desvio absoluto a partir do valor máximo de saturação do oxigênio dissolvido;

NID: concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido em mg/m³;

FID: concentração de fósforo inorgânico dissolvido em mg/m³;

k: fator referente à soma dos limites inferiores das variáveis adotadas para o cálculo do TRIIX;

m: fator referente à soma das diferenças entre os valores máximos e mínimos de cada variável do TRIIX, dividida por 10.

Quadro 1: Classificação trófica do TRIX

Valor do índice	Estado trófico	Características
<2	Ultra-oligotrófico	Muito pobremente produtivo e estado trófico muito baixo
2-4	Oligotrófico	Pobremente produtivo e estado trófico baixo
4-5	Mesotrófico	Moderadamente produtivo e estado trófico mediano
5-6	Meso-trófico	Moderado a altamente produtivo e alto estado trófico
6-8	Eutrófico	Altamente produtivo e maior estado trófico

Fonte: Vollenweider (1998).

Outro índice usado em estuários é o de O'Boyle (2013), que foi validado após o uso em 90 estuários da costa Irlandesa. Este índice, em relação aos demais, é considerado simples por utilizar apenas duas variáveis, pH e saturação de Oxigênio Dissolvido (% OD); os valores do índice abrangem a faixa de 0-100. O valor 0 indica ausência de variação e o valor 100 indica o máximo de variação observada.

Além destes existe o ASSESTS (*Assessment of Estuarine Trophic Status*) que significa “Avaliação do Estado Trófico Estuarino” e foi elaborado em cooperação entre o NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration* ou Administração Nacional Oceânica e Atmosférica) dos Estados Unidos e o Instituto Português IMAR (*Institute of Marine Research ou Instituto de Pesquisa Marinha*) para atender a requisitos da legislação de água dos EUA e atuar no controle da qualidade e gerenciamento dos recursos hídricos, bem como na proliferação de algas nocivas, podendo ser aplicado em uma ou mais áreas costeiras com finalidade de especificar os corpos hídricos que necessitam de gerenciamento e mitigação (BORGES, 2014).

3 MATERIAL E MÉTODOS

Este tópico apresenta as características da área de estudo (3.1), os pontos de amostragens representados pela figura 2 e a metodologia utilizada (3.2), o índice de estado trófico aplicado (3.3), Como os dados foram tratados estatisticamente (3.4), além da descrição do produto técnico e tecnológico (3.5).

3.1-Área de estudo

O Estuário do Rio Potengi pertence a Bacia Hidrográfica do Rio Potengi (BHRP) sendo considerada uma das importantes bacias hidrográficas do Rio Grande do Norte (RN), ocupando uma área de 4.093 km², correspondente a cerca de 7,7% do território estadual (SEMARH, 1998). Esta bacia hidrográfica tem papel significativo para região metropolitana de Natal e adjacências devido o Estuário do Potengi ser considerado elemento fundamental para a população ribeirinha e setores industriais, a exemplo do principal porto do RN, a produção de camarão e demais usos, como as instalações da Marinha do Brasil (TEIXEIRA, 2015).

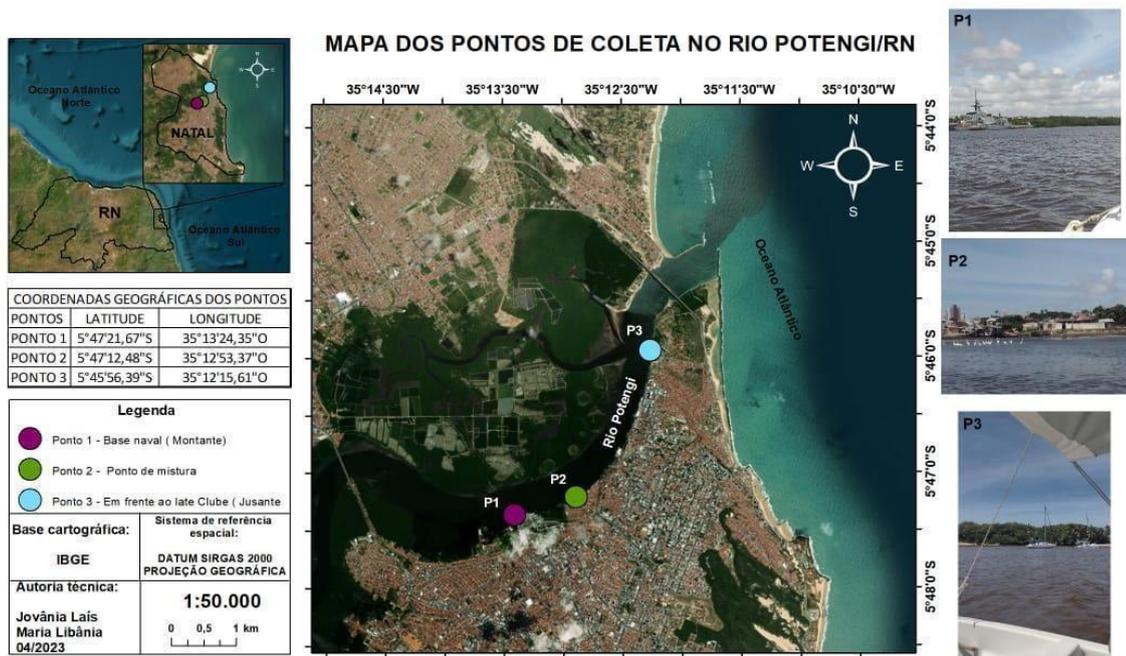
Por se tratar de um ecossistema de importância econômica, o estuário do Rio Potengi está inserido no contexto de áreas impactadas antropogenicamente, localizado no Nordeste do Brasil, o rio principal, também denominado Potengi, percorre aproximadamente 180 km em áreas industrializadas, como a cidade do Natal, onde está localizado seu estuário. Natal tem cerca de 896.708 habitantes (IBGE, 2021), uma área portuária muito ativa, um terminal de petróleo e aproximadamente 1.500 indústrias. Quase 60% do esgoto doméstico é despejado sem tratamento no Rio Potengi e em outros estuários contribuintes menores (SENEZ-MELLO, *et al.*, 2020). No entanto, parte do efluente descartado no Estuário do Rio Potengi, é proveniente da estação de tratamento de efluente (ETE) Dom Nivaldo Monte, também denominada por ETE do Baldo, implantada em 2011 com sistema de tratamento composto por reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB), lodo ativado com biodisco e desinfecção do efluente final por radiação ultravioleta (MENDONÇA, *et al.*, 2022).

3.2-Amostragem

O trabalho foi executado no período de 11 meses, entre outubro de 2021 e agosto de 2022, com amostras coletadas apenas durante a maré baixa. Para este estudo foram escolhidos 3 pontos ao longo do estuário, como mostra a Figura 2: ponto 1 (P1), montante do corpo receptor de efluente; ponto 2 (P2), receptor de efluente; e ponto 3 (P3) jusante do corpo

receptor e forte interferência das águas oceânicas. Desta forma, totalizando 3 amostras por coleta e 33 amostras durante o período de estudo.

Figura 2. Pontos de coleta no Estuário do Rio Potengi, Natal-RN



Fonte: Elaboração própria em 2023.

Foram coletadas amostras de água na camada do epilânio, para as análises físico-químicas e armazenadas em garrafas pretas de polipropileno com capacidade de 2L. Para este estudo foram analisados parâmetros biológicos, físicos e químicos conforme o Quadro 2.

A temperatura foi medida *in situ* através de termômetro. Para o parâmetro da Clorofila-*a* foram filtrados 600 ml de amostra em membranas de celulose e utilizando a acetona 90% para extração do pigmento. As leituras de Clorofila-*a* foram analisadas pelo método UV e suas concentrações estipuladas usando a equação 9 (CETESB, 2014).

$$\text{Clorofila} - a (\mu\text{g/L}) = 26,73x(D_{664c} - D_{665c})x\left(\frac{v}{VxL}\right) \quad (9)$$

Onde:

V= Volume, em litros, da amostra filtrada

v= Volume, em mL, de acetona 90% usada para extração

L= Caminho óptico, em cm, da cubeta espectrofotométrica usada

D664c= Densidade óptica a 664 nm, corrigida

D665c= Densidade óptica a 665nm, corrigida.

Quadro 2 - Parâmetros analisados e suas metodologias

Variáveis ambientais	Unidade	Métodos	Referências
BIOLÓGICOS			
Clorofila- <i>a</i>	µg/L	Extração por acetona	CETESB, L05 306 2014
Fitoplâncton	ind/ml	Câmara de Utermohl	APHA et. al, 2012
FÍSICOS			
Cor	uH	Colorímetro	APHA et. al, 2012
Turbidez	NTU	Turbidímetro	
Transparência	m	Disco de Secchi	
QUÍMICOS			
Fosfato	mg/L de P	Colorimétrico com Ácido ascórbico	
Fósforo total	mg/l de P	Ácido ascórbico	
Oxigênio dissolvido (OD)	mg/deO ₂	Método de Winkler Azida	APHA et. al, 2012
Nitrogênio amoniacal	mg/de N	Titulométrico por Kjeldahl	
Nitrito	mg/de N	Colorimétrico NED	
Nitrato	mg/de N	Ultravioleta	
pH	-	pHmetro	
Salinidade	‰	Salinômetro	

Fonte: Elaboração própria em 2023.

As coletas para as análises de fitoplâncton foram realizadas em conjunto com as análises físico-químicas, no entanto, coletadas a parte e fixadas com lugol para posterior identificação e contagem.

As populações fitoplanctônicas foram identificadas sempre que possível, em nível de espécie, examinadas em microscópio óptico, por meio da análise de características morfológicas e morfométricas. Para a análise quantitativa, a abundância desses organismos (ind/ml) foi estimada segundo Utermöhl (1958) em microscópio invertido, a 400X. O volume sedimentado foi decantado por 24 horas entre 5 ml ou 10 ml da amostra. (UHELINGER, 1964).

3.3-Índices de Estado Trófico

O estado trófico do Estuário do Potengi foi calculado utilizando os dados de cada mês por meio da equação 8 do TRIX, já citada anteriormente. Este índice utiliza parâmetros relacionados à eutrofização voltados para ambientes estuarinos (OLIVEIRA, 2022).

3.4-Análises dos dados

A análise estatística dos dados foi feita por meio de planilhas eletrônicas. Realizou-se a estatística descritiva dos dados, de forma a se verificar a tendência central, amplitude e dispersão dos mesmos, obtendo-se as médias aritméticas e geométricas, medianas, máximos, mínimos e desvios padrões para todos os parâmetros analisados em cada ponto monitorado.

Aliado a estatística descritiva, realizaram-se testes de normalidade ($W > 0,9$), juntamente com o teste de Shapiro-Wilk's, onde na hipótese nula (H_0) as variáveis bióticas e abióticas possuíam distribuição normal, e a hipótese alternativa (H_1) se não existia distribuição normal. Além disso, o teste de correlação de Spearman que é uma técnica também não paramétrica, foi utilizado com o intuito de observar o grau de relacionamento entre as variáveis (STEVENSON, 1981).

Como foi observada uma distribuição não normal, o teste não paramétrico de Kruskal Wallis, foi utilizado para observar a existência de diferenças significativas entre as medianas dos parâmetros aferidos nos pontos durante o estudo. Sendo assim, a hipótese nula (H_0) é a igualdade das medianas e a hipótese alternativa (H_1) existe diferença em pelo menos uma mediana (AZEVEDO, *et al.*, 2018).

A fim de entender a causalidade e a intercorrelação dos fatores abióticos, foi realizada análise de componente principal (ACP), utilizando o programa PCord. Segundo HONGYU *et al* (2016), a ACP é uma técnica da estatística multivariada que consiste em transformar um conjunto de variáveis originais em outro conjunto de variáveis de mesma dimensão denominadas de componentes principais. Tendo como objetivo principal nesta análise explicar a estrutura da variância e covariância de um vetor aleatório, composto de p-variáveis aleatórias, por meio de combinações lineares das variáveis originais. Essas combinações lineares são chamadas de componentes principais e não são correlacionadas entre si.

3.5-Elaboração do produto técnico e tecnológico

O produto técnico tecnológico escolhido foi a elaboração de uma cartilha. A qual seguiu os critérios da CAPES, onde conceitua produto tecnológico como resultado de uma atividade docente ou discente, podendo ser algo visual, tocável ou direcionado a leitura, que pode ser realizado de forma individual ou em grupo (CAPES, 2019)

A cartilha foi desenvolvida em virtude de uma demanda social, principalmente dos proprietários de barcos que realizam passeios turísticos e da comunidade ribeirinha. O conteúdo foi abordado de forma simples e objetiva no produto técnico, abordando a ecologia dos estuários, sua importância e o impacto ambiental causado pela eutrofização. A cartilha foi construída pela plataforma Canvas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Este tópico apresenta os resultados e suas discussões, com base no que foi averiguado durante a pesquisa. Está dividido em qualidade das águas do Estuário do Rio Potengi (4.1), comunidade fitoplanctônica (4.2) e o estado trófico (4.3). O tratamento estatístico de normalidade de Shapiro-Wilk, realizado entre os pontos, mostrou que não houve uma distribuição normal ($W > 0,9$), por isso, utilizou-se a mediana como medida de tendência central.

4.1 QUALIDADES DAS ÁGUAS DO ESTUÁRIO DO RIO POTENGI

A Tabela 1 apresenta a estatística descritiva com os principais parâmetros abióticos e bióticos para caracterizar o ambiente de estudo, como a temperatura superficial da água, salinidade, oxigênio dissolvido, potencial hidrogeniônico, nutrientes e Clorofila-*a*.

O potencial hidrogeniônico predominou na faixa de alcalino, com variação mínima de 6,80 e máxima de 8,66, ficando dentro do padrão de acordo com a Resolução do CONAMA nº 357/2005, que delimita os valores de pH entre 6,5 a 8,5. As águas marinhas possuem valores de potencial hidrogeniônico maiores do que as águas fluviais, isso ocorre devido a presença de bicarbonatos e carbonatos contribuindo para neutralização dos íons H^+ e, desta forma, para o aumento do pH, corroborando com os valores do pH no ponto 3 (BRANDINI *et al.*, 2016).

O estuário do Rio Potengi manteve sua salinidade entre 35,22‰ a 49‰, sendo este o maior valor encontrado no ponto 2 durante o estudo. De acordo com a Resolução do CONAMA nº 357/2005, o estuário foi classificado como salino por possuir salinidades superior ou igual a 30‰. Além disso, também pode ser considerado um estuário euhalino, já que os valores de salinidade foram superiores a 30‰ (VALENTIM, 2018). Nos demais pontos, como por exemplo, o ponto 3 (Tabela 1) a salinidade não foi inferior ao valor de 30‰ sendo sua máxima de 35,22‰. A constância de salinidade em 30‰ no referido ponto deve-se ao fato de sofrer maior interferência das águas oceânicas (SILVA *et al.*, 2022).

No ponto 2, onde há influência de ações antrópicas, foi observado o maior (5,56 mg/L de O_2) e o menor valor de OD (0,81 mg/L de O_2). Tais resultados ficaram abaixo do padrão da Resolução do CONAMA nº 357/2005 que é 6,00 mg/L de O_2 . Os demais pontos, igualmente ao ponto 2, também apresentaram valores de OD inferior ao padrão da referida Resolução.

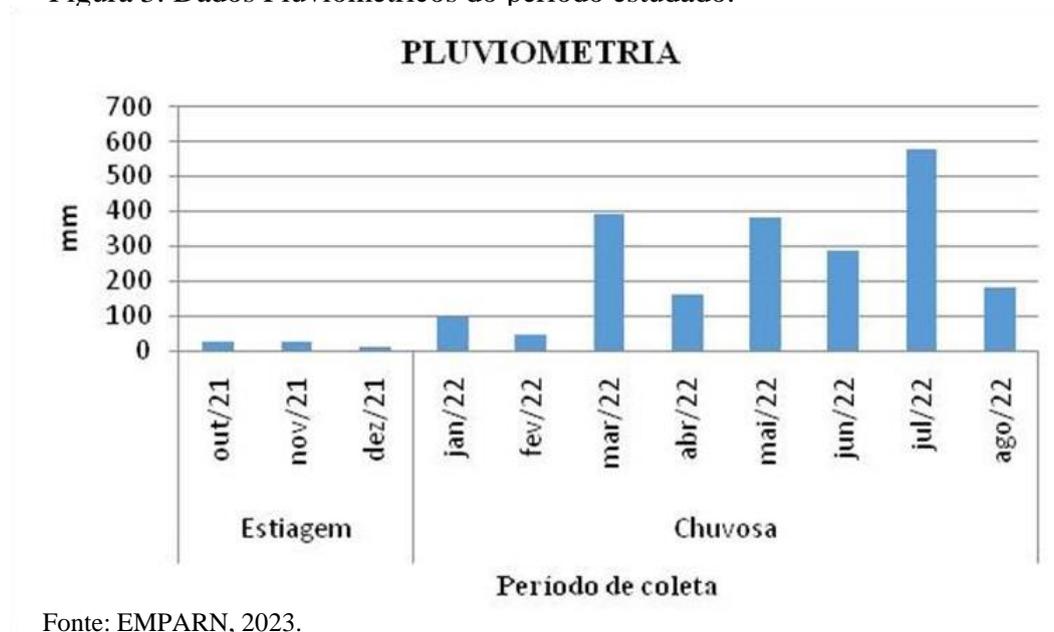
Tabela 1: Estatística descritiva (mediana, desvio padrão, mínimo e máximo) dos pontos monitorados durante o estudo.

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	LMP*
pH	(8,08±0,63) 6,74-8,66	(7,93±0,59) 6,80-8,50	(8,24±0,37) 7,20-8,53	6,5-8,5
Salinidade, ‰	(31,34±3,15) 25,89-36,09	(31,11±7,47) 22,77-49,00	(32,96±1,22) 31,2-35,22	>30 ‰
Temperatura, °C	(28,00±0,93) 26,00-29,00	(28,00±1,50) 26,00-30,00	(27±1,20) 26-30	*
Oxigênio dissolvido, mg/l de O ₂	(3,47±0,69) 2,12-4,14	(4,16±1,40) 0,81-5,56	(4,26±0,54) 3,37-5,35	6,00
Cor, uH	(30,36±20,86) 10-70	(29,86±90,61) 15,20-293	(15,66±11,18) 1,88-32,68	*
Turbidez, UNT	(3,18±3,61) 1,39-0,18	(5,50±3,78) 0,92-13,10	(2,51±3,29) 0,18-10,44	*
Transparência, m	(0,95±0,31) 0,96-1,50	(0,62±0,38) 0,40-1,30	(1,10±0,32) 0,40-1,60	*
Clorofila- <i>a</i> , µg/L	(1,70±2,16) 0-7,22	(2,14±2,41) 0,36-8,02	(0,92±2,85) 0,21-8,91	*
Nitrito, mg/L de N	(0,02±0,018) 0-0,04	(0,03±0,42) 0-1,25	(0,02±0,005) 0,020-0,030	0,07
Nitrato, mg/L de N	(0,50±0,46) 0,00-1,88	(0,59±0,43) 0,00-1,45	(0,610±0,12) 0,32-0,79	0,40
Amônia, mg/L de N	(0,14±0,20) 0,00-0,41	(0,27±3,13) 0-17,36	(0,15±0,19) 0-0,43	*
Nitrogênio total, mg/L de N	(1,26±8,62) 0,87-19	(1,36±7,75) 0,00-19,80	(0,710±0,35) 0,26-1,30	0,07
Ortofosfato, mg/L de P	(0,10±0,032) 0,060-0,16	(0,15±0,27) 0,08-0,92	(0,070±0,025) 0-0,100	*
Fósforo total, mg de P	(0,11±0,31) 0,00-0,88	(0,51±0,670) 0,03-2,31	(0,08±0,21) 0-0,71	0,062
Oxigênio de saturação, %	(43,80±9,67) 27,5-56,00	(54,90±17,12) 10,1-68,00	(52,20±7,06) 44,00-66,80	*
FID (mg/m ³)	(213±339,55) 90,00-1.020	(920±1060,27) 111-3230	(140,00±138,22) 0,00-550,00	*
NID (mg/m ³)	830,00±426,98) 300,00-1880	(930±5641,38) 380-1.976	(780,00±140,30) 660,00-1.100,00	*
Clorofila- <i>a</i> mg/m ³	1700±2162,09) 0,00-7.220	2.140±2417,11) 20-8020,00	(920,00±2855,31) 210,00-8910,00	*

Fonte: Elaboração própria em 2023. *LMP: Limite máximo permitido pela Resolução do CONAMA n°357/2005.

A pesquisa foi realizada em dois períodos: o de menor pluviometria e o de maior precipitação. Os meses de maior pluviometria foram do ano de 2022 (Figura 3) com máxima de 579,2 mm no mês de julho e a mínima de 8,60 mm em dezembro de 2021. Os dados foram obtidos através da Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte (EMPARN).

Figura 3: Dados Pluviométricos do período estudado.

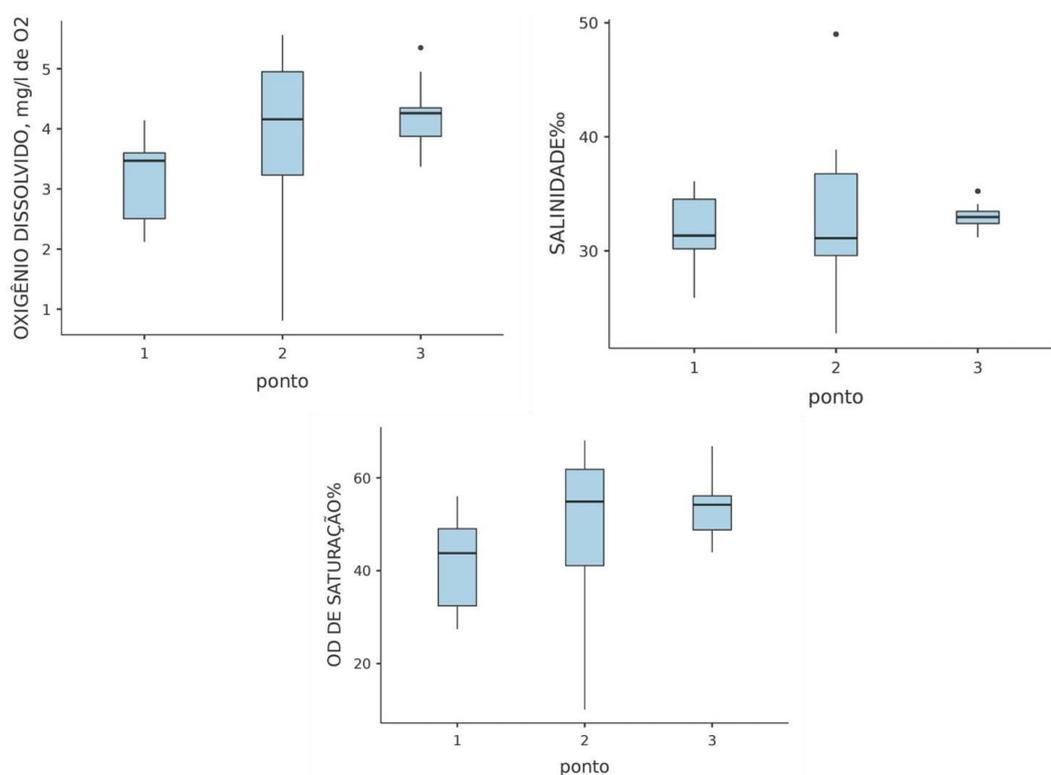


Fonte: EMPARN, 2023.

A análise estatística de Kruskal Wallis mostrou que não houve diferenças significativas das medianas do pH, temperatura e salinidade entre os pontos durante todo o estudo, mas houve diferença entre os pontos 1 e 3 para o oxigênio dissolvido. Esta diferença é observada pelo fato da entrada de águas oceânicas no ponto 3, já que a variação da solubilidade do oxigênio é influenciada pelo gradiente de salinidade e temperatura (FIORUCCI *et al.*, 2005) corroborando igualmente com Pires *et al* (2022) no Canal de Arapira, onde os valores da concentração do oxigênio dissolvido, como o oxigênio de saturação, sofreram variações na região que havia entrada de águas oceânicas. Desta forma, aceita a hipótese alternativa (H1) que existe diferença entre os pontos. A figura 4 apresenta os dados por meio de gráficos Box-plot.

Quando comparado os valores da salinidade durante os períodos de menor e maior pluviometria, observou-se que nos meses de menor precipitação a salinidade foi maior. O déficit de salinidade nos meses de fevereiro a agosto de 2022 está associado às chuvas da região. A diluição da salinidade em um estuário euhalino durante o período de chuva foi observado por Silva *et al* (2022) no Porto do Rio de Janeiro.

Figura 4: Box-plot dos parâmetros abióticos.



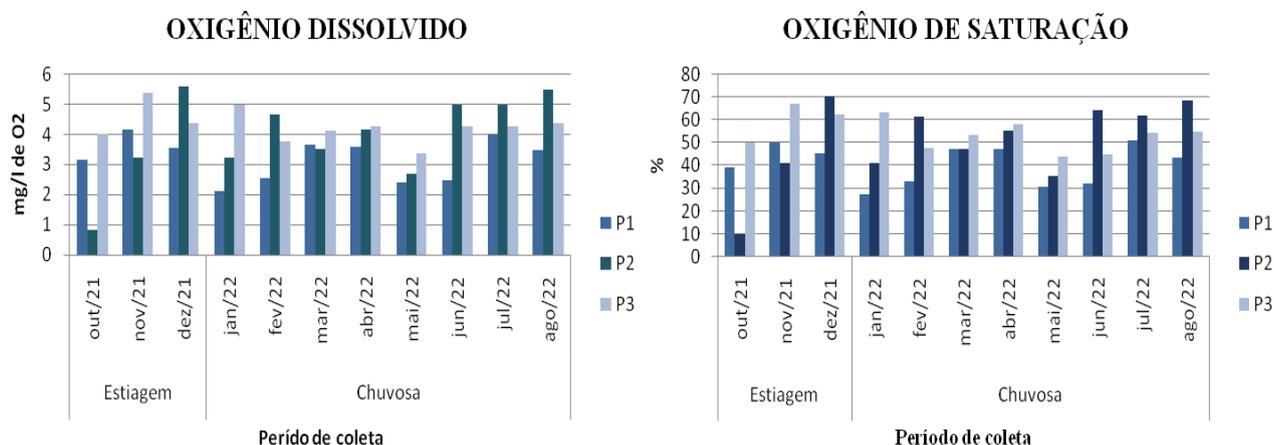
Fonte: Elaboração própria em 2023.

No mês de outubro foi registrado o maior valor no ponto 2 de salinidade e menores de pH e oxigênio dissolvido. A concentração de salinidade obtida foi de 49‰. A salinidade, segundo Libânio (2010), vincula-se à presença de sais como ânions (sulfatos, cloretos e bicarbonatos) e cátions (cálcio, magnésio, potássio e sódio), no entanto, este parâmetro é baseado na concentração de cloretos. Embora o estuário tenha salinidade 35‰, esta variável pode sofrer influências de lançamentos de efluentes domésticos ou industriais, como foi observado.

A baixa concentração de oxigênio dissolvido medidas no ponto 2, como mostra a Figura 5, enquadra o estuário em condição hipóxica, já que a hipóxia é caracterizada por concentrações de oxigênio dissolvido inferiores a 2 mg/L de O₂ (VILLATE, 2013). Ainda sobre o oxigênio dissolvido no ponto 3, foi observado valores variando de 3,37 mg/L de O₂ a 5 mg/L de O₂ durante o estudo. Resultado similar, no estuário do Rio Potengi, para este ponto, foi descrito por Santos, *et al* (2022). Estes altos valores ocorreram pelo possível fato do

turbilhonamento provocado pela entrada de água marinha no estuário (DOS SANTOS *et al.*, 2009).

Figura 5: Concentração de oxigênio dissolvido e de saturação durante o estudo.



Fonte: Elaboração própria em 2023.

O oxigênio de saturação, no ponto 2, teve sua menor taxa no mês de outubro, sendo considerado uma zona poluída, de acordo com Macêdo e Costa (1978), que classificaram as zonas dos estuários baseadas nas taxas de saturação. Segundo os autores existem cinco zonas: Zona supersaturada (> 100%); Zona saturada (75 a 100%); Zona de baixa-saturação (50 a 75%); Zona semi-poluída (25 a 50%) e Zona poluída (< 25%). Segundo esta classificação, durante o período chuvoso, os pontos monitorados variaram entre zona de baixa-saturação e zona semi-poluída.

O desenvolvimento de hipóxia, como também da supersaturação do oxigênio, são sinais de eutrofização (COFFIN, 2018). Além de indicar interferência de águas ricas em nutrientes orgânicos e inorgânicos como descarga de efluentes domésticos, contribuindo para o valor baixo do pH neste ponto, refletindo alto teor de matéria orgânica e sendo associado à eutrofização (BRICKER *et al.*, 2003; DO NASCIMENTO *et al.*, 2020). Dessa forma, a hipóxia tem como consequência a mortalidade de peixes, diminuição da densidade populacional, perda na biodiversidade e na estrutura trófica alterando as funções do ecossistema (VILLATE, 2013).

a. Parâmetros físicos

Os parâmetros físicos são características importantes, seja na área limnológica ou oceanográfica, já que a baixa disponibilidade de luz é prejudicial à produção primária, por limitar a fotossíntese (ZHANG *et al.*, 2018; HOLMES, 1970). A transparência e a turbidez são os primeiros parâmetros visíveis e ligados à presença da matéria orgânica, estando ambas diretamente ligadas (DELEGIDO *et al.*, 2019). Além destas variáveis a cor também pode refletir a qualidade da água (LI *et al.*, 2021).

O tratamento de dados das variáveis físicas monitoradas analisadas estatisticamente através da técnica de Kruskal-Wallis, mostrou que as medianas não foram diferentes, desta forma, aceitando a hipótese nula (H0) e rejeitando a hipótese alternativa (H1) que existem diferenças significativas entre os pontos.

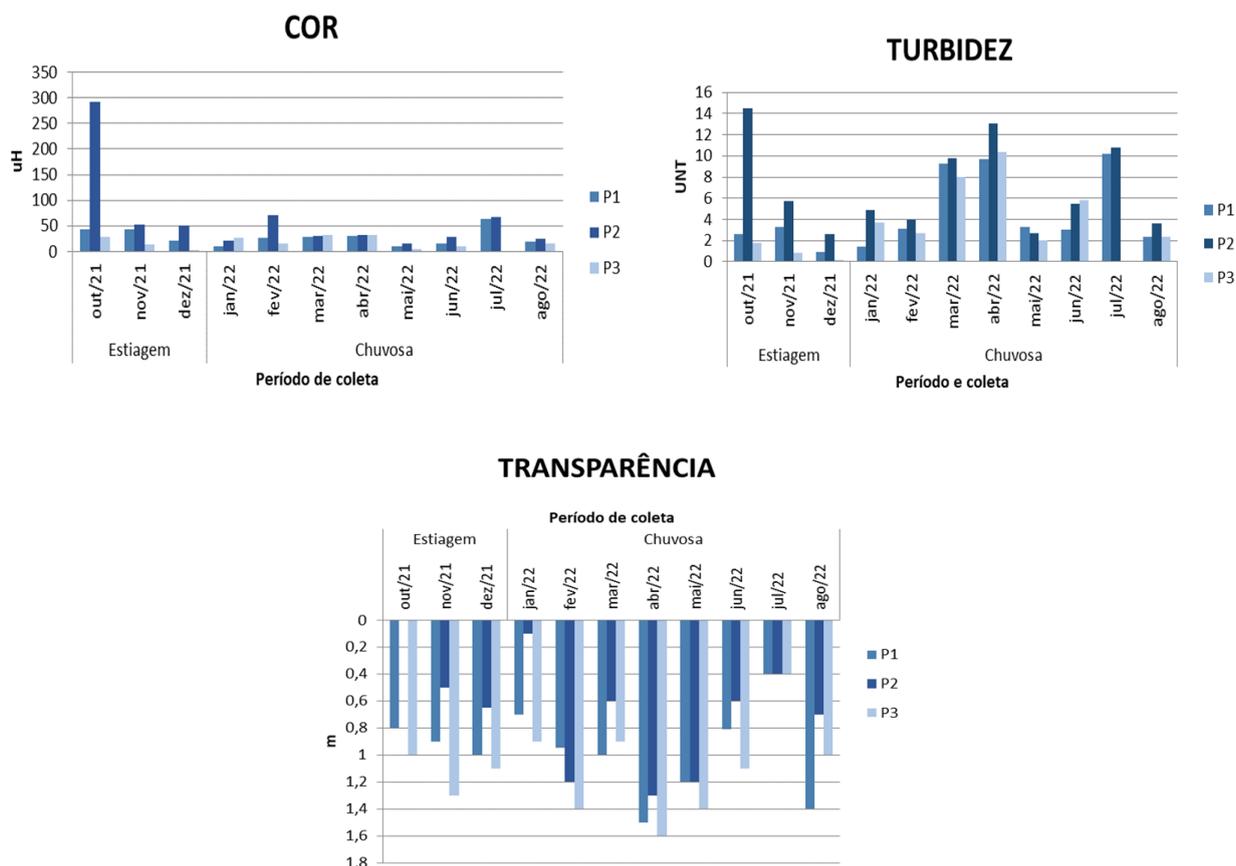
As variáveis físicas como cor e turbidez apresentaram seus maiores valores no ponto 2 (Tabela 1). A cor, neste ponto, apresentou seu maior valor de com 293 uH (Figura 6). A cor da água, assim como a turbidez e a transparência, são fatores que podem determinar a qualidade de água de um ecossistema aquático (CHEN *et al.*, 2009).

A turbidez apresentou maior mediana de 5,50 UNT no ponto 2. Os maiores valores da turbidez (Figura 6) no ponto 2 foram nos meses de outubro, período de estiagem, e de maior pluviometria, março, abril e julho. A turbidez ocorre em razão da presença de sólidos em suspensão que podem ter origem natural ou antrópica (despejos de resíduos domésticos e industriais), desta forma, o acúmulo da matéria orgânica pode ocasionar o aumento da turbidez e consumo de oxigênio pelas bactérias, diminuindo o OD (SANTOS e JESUS, 2014). Resultados similares foram encontrados por Lima *et al.* (2023), onde valores maiores foram associados ao período de chuva e os menores no período seco.

Durante o monitoramento, a transparência da água variou de 40 cm a 1,60 m. Apresentando maior mediana dos pontos de 1,10m no ponto 3 (Tabela 1; Figura 6). O menor valor de 40 cm foi verificado nos meses de julho em todos os pontos, durante os onze meses de coleta. O ponto 2 apresentou nos meses de novembro, dezembro, março, junho e agosto os valores da transparência menores comparado com os demais pontos, com valor de 50 cm no mês de novembro. Os menores valores da transparência no mês de julho ocorreram devido a

maior pluviometria que, segundo Do Nascimento *et al* (2020), este valor corresponde ao maior aporte de material lixiviado e materiais carregados pela bacia de drenagem.

Figura 6: Variação dos parâmetros físicos durante o período de coleta.



Fonte: Elaboração própria em 2023.

Para Bonilha (1994), a transparência em estuários pode sofrer redução no período de chuva ou pela ressuspensão em virtude da hidrodinâmica. Ainda sobre este parâmetro, de acordo com Tenenbaum (1995), não existe um padrão da transparência da água, podendo ser modificado, principalmente próximo à costa e no aporte de origens diferenciadas.

b. Nutrientes e Clorofila-a

Os compostos nitrogenados inorgânicos dissolvidos (NID), representam à soma do nitrogênio orgânico ($N-NH_4^+$), nitrito ($N-NO_2^-$) e nitrato ($N-NO_3^-$), sendo importantes para o metabolismo do ecossistema aquático. A oxidação dos compostos nitrogenados é denominada nitrificação, sendo dívida em duas etapas, onde a amônia é oxidada em nitrito e depois em

nitrito em condições óxicas, desta forma, o oxigênio é considerado um fator importante (SANTORO e ENRICH-PRAST, 2009). No entanto, o excesso proveniente da descarga de efluentes, pode causar sérios problemas ao corpo hídrico como a eutrofização (QUEIROZ *et al.*, 2020).

Baseado na análise estatística, os compostos nitrogenados (Tabela 1) apresentaram valores diferentes nas medianas entre os pontos sendo, desta forma, aceita a hipótese alternativa (H1).

A amônia apresentou maior valor no mês de outubro de 17,36 mg/l de N no ponto 2, sendo este o maior valor encontrado durante o período e valores abaixo do limite de detecção do método, que é 0,03 mg/l de N, em 30,30% das amostras. No entanto, os menores valores, encontrados abaixo do limite de detecção, foram verificados no período de maior pluviometria, correspondendo a 0,34 mg/l de N.

As concentrações do nitrito apresentaram valores acima do permitido pela legislação em todos os pontos de monitoramento, equivalente a 75,75% das amostras. Igualmente a esta fração nitrogenada, o nitrito ultrapassou o limite permitido pela Resolução do CONAMA nº 357/2005, que é de 0,07 mg/l de N, nos meses de outubro, março e agosto, como mostra a Figura 7.

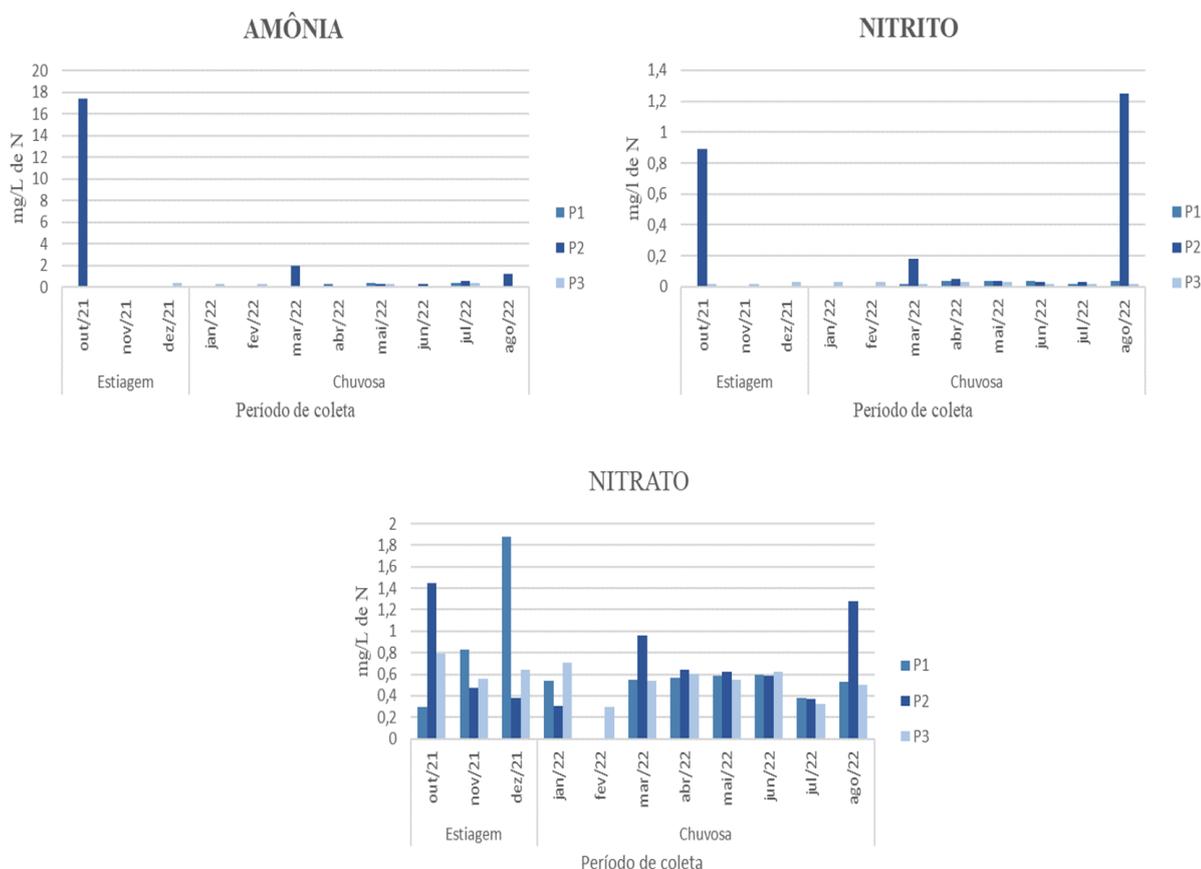
Os valores de nitrito variaram de 0,32 mg/L de N a 1,88 mg/L de N, sendo estes valores identificados no ponto 3 no mês de julho, e no ponto 1 no mês de dezembro. Segundo Turbucio (2011) o nitrito é a fonte de nitrogênio mais importante para os produtores primários visto que é absorvido pelas células devido à rapidez e reações associadas ao baixo consumo de energia, sendo este o caminho inicial para a ciclagem dos compostos orgânicos.

As altas concentrações de nitrito comparadas às de nitrito e amônia, durante o período chuvoso justifica-se pelo aumento de oxigênio dissolvido em virtude da mistura da massa de água. Como já citado anteriormente, a nitrificação é um processo aeróbio onde ocorre a oxidação biológica da amônia seguida pela oxidação de nitrito para nitrito (GUIMARÃES e MELLO, 2006). O que corrobora com os resultados encontrados neste estudo, onde nitrito apresentou valores inferiores ao limite de detecção em 27,27 % das análises.

O nitrito é uma fase intermediária entre a amônia e o nitrito, e nos ecossistemas aquáticos sua acumulação pode provocar mortalidade dos animais (GUENTHER *et al.*, 2014). No ponto 2 foi detectado valores de 1,25 mg/L de N no mês de agosto, sendo este o maior

valor detectado. Em 24,24% das amostras foram verificados valores de 0,02 mg/L de N, o menor valor durante o período de chuva, assim como na estiagem. Outro fator que contribui para as menores concentrações de nitrito é a salinidade, sendo este parâmetro um fator regulador, já que favorece a solubilidade do oxigênio dissolvido (SANTORO e ENRICH-PRAST, 2009).

Figura 7: Concentrações de amônia, nitrato e nitrito durante o período de coleta.



Fonte: Elaboração própria em 2023.

Ao contrário da desnitrificação, a nitrificação transforma o amônio em nitrato (NH_4^+ à NO_3^-) em ambientes oxidantes, já que as bactérias nitrificantes que participam do ciclo são aeróbias obrigatórias (ENRICH-PRAST, 2005). Este processo é de suma importância no ciclo global do nitrogênio, inclusive em ambientes marinhos, haja vista estar relacionado à presença das diferentes formas do nitrogênio inorgânico dissolvido (FREITAS *et al.*, 2008).

O processo de desnitrificação e amonificação estão relacionados com as variáveis de pH, salinidade e oxigênio dissolvido (ZOPPAS *et al.*, 2016). Fato que pode ser verificado no mês de outubro no ponto 2, onde houve baixa concentração de oxigênio dissolvido, pH 6,80

e salinidade alta. Desta forma, a alta concentração de amônia indica um processo de oxirredução onde as taxas de oxigênio são baixas (BRANDINI *et al.*, 2016) e estão relacionadas à presença de despejo de efluentes. Resultado similar foi encontrado por Baumgarten e Paixão (2013) no estuário da Lagoa de Patos/RS.

Além dos compostos nitrogenados, o fósforo é um importante macronutriente essencial, regula a produtividade biológica estuarina em termos de crescimento de algas e distribuição de espécies de plâncton (SARA *et al.*, 2023). Na água, o fósforo inorgânico dissolvido está combinado com o oxigênio, formando o ortofosfato (SÁ, 2012). Sendo assim, os compostos fosfatados inorgânicos dissolvidos (FID) são representados pelo ortofosfato e pelo fósforo total. Sua presença está relacionada com o aporte de água fluvial e também de efluente doméstico e industrial. (FILHO, 2006). Cabe destacar que o fósforo é um elemento limitante para o desenvolvimento do fitoplâncton, pois as microalgas absorvem as frações de fósforo na água, essenciais para seus processos metabólicos. Baixas concentrações de fósforo favorecem uma redução da biomassa do fitoplâncton, sendo influenciada pela entrada desse nutriente no ecossistema (ESCHRIQUE, 2007).

A hipótese aceita para os compostos fosfatados foi a alternativa (H1), onde existe diferença nas medianas entre os pontos. As maiores e menores medianas do FID foram visualizadas no ponto 2 e no ponto 3, respectivamente. Para clorofila-*a* foi verificada variação de 0,21 µg/L a 8,91 µg/L, com maior mediana de 2,41µg/L no ponto 2 (Tabela 1).

Nos meses de novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e agosto as maiores concentrações de fósforo total foram verificadas no ponto 2, ficando acima do limite permitido pela resolução do CONAMA nº 357/2005. Igualmente ao fósforo total, o ortofosfato também apresentou seus maiores valores no ponto 2 (Figura 8), devido ao lançamento de efluentes sanitários no ponto monitorado, assim como também foi observado por Silva *et al* (2015) e Marreto *et al* (2017).

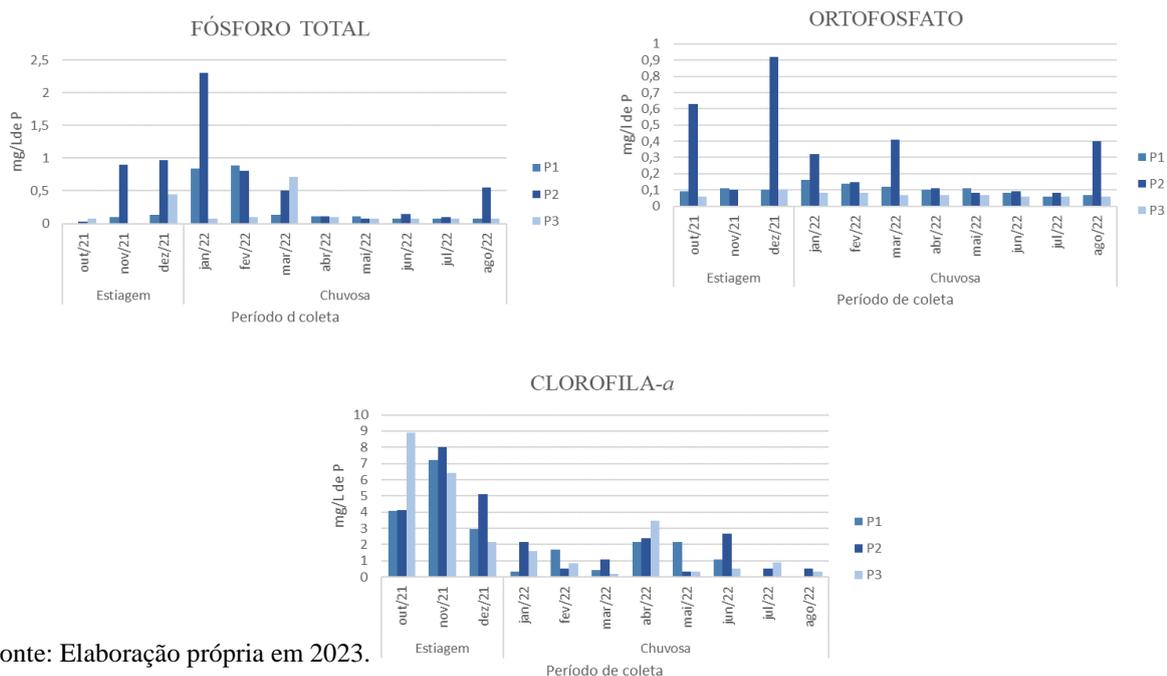
Os valores inferiores ao limite de quantificação, que é 0,05 mg/L de P, foram aferidos nos meses de outubro nos pontos 1 e 2, e em novembro no ponto 3. As reduzidas concentrações de fósforo total podem estar relacionadas a assimilação do composto pelo fitoplâncton. Concentrações inferiores encontradas no ponto 3 comparadas aos demais pontos mostram claramente a diluição provocada pelas águas costeiras (PEREIRA-FILHO *et al.*, 2010).

Os valores da Clorofila-*a* para o ponto 3 variaram de 0,21 µg/L em março e máxima 8,91 µg/L no mês de outubro. Os maiores valores foram detectados no período de estiagem

em todos os pontos, o que pode ter sido influenciado pelas altas concentrações de nutrientes (Figuras 7 e 8), enquanto que valores abaixo do limite de quantificação foram detectados no ponto 1 nos meses do período chuvoso (julho e agosto). Fernandes *et al.* (2017) obteve resultados baixos de Clorofila-*a* no período chuvoso no Estuário do Rio Apodi-Mossoró/RN. No entanto, nos meses de janeiro, abril e junho observou-se também concentrações altas, que estão associadas às variações da pluviometria e por favorecer o desenvolvimento do fitoplâncton (AQUINO *et al.*, 2012).

A razão de nitrogênio e fósforo, de acordo com Redfield, (1958) nas águas marinhas é de 16:1. As razões de NID e FID encontradas neste estudo foram menores que a estabelecida. Durante o estudo as razões seguiram proporcionais no ponto 1; enquanto que no ponto 2 nos meses de novembro, dezembro e janeiro o FID foi maior que o NID; e, no ponto 3 apenas em janeiro o FID foi maior. Sendo assim, o NID foi o composto limitante, já que o NID apresentou maiores concentrações, em relação ao FID, na maioria das amostras. No entanto, as razões encontradas nesses estudos foram menores que a estipulada por Redfield, o que condizente com a literatura, nas quais a maioria dos estuários possuem relação N:P menor que a estabelecida (BARROSO,2016), De acordo com Buzancic *et al* (2016), quando na razão NID:FID o FID é superior ao NID, o ambiente se torna favorável à floração de fitoplâncton, corroborando com Santos *et al* (2022) no Estuário do Rio Potengi com a floração de Dinoflagelados.

Figura 8: Concentrações de compostos fosfatados e Clorofila-*a*



Fonte: Elaboração própria em 2023.

A maior razão de NID e FID foi observado no ponto 2 no mês de outubro, já que este ponto tem influência da descarga dos efluentes domésticos tratados da ETE do Baldo, contribuindo para o aumento dos compostos nitrogenados e fosfatados. Os menores valores desta razão foram verificados no ponto 3 estando relacionados com o aumento da salinidade perto da desembocadura. Esses resultados corroboram com o estudo de Hershey *et al* (2020) em um sistema estuarino na Índia.

Tabela 2: Razões entre o NID e FID

Pluviometria	Meses de coleta	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
		NID/FID	NID/FID	NID/FID
Estiagem	Outubro	7/2	568/19	6/1
	Novembro	4/1	1/2	0
	Dezembro	0	1/8	5
	Janeiro	2/1	1/2	1/8
	Fevereiro	6/1	0	0
Chuvosa	Março	3/1	7/2	1
	Abril	4/1	4/1	9/2
	Mai	5/1	4/1	6/1
	Junho	5/1	4/1	6/1
	Julho	6/1	5/1	5/1
	Agosto	5/1	4/1	5/1

Fonte: Elaboração própria em 2023.

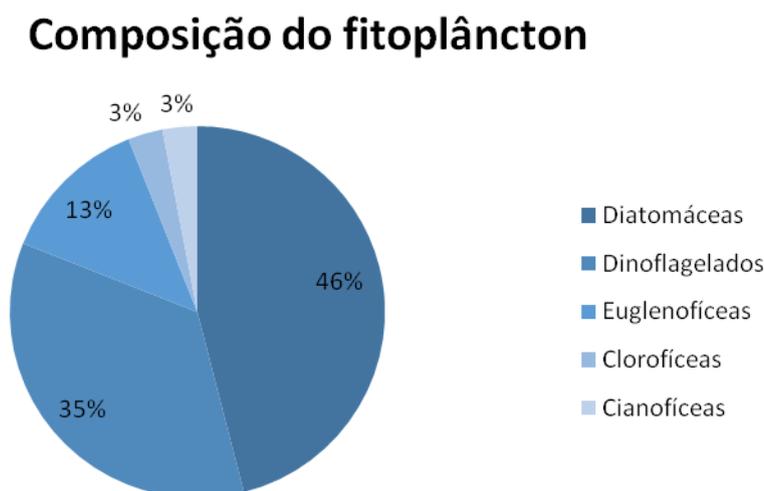
4.2 COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

O fitoplâncton é formado por organismos autotróficos, heterotróficos e mixotróficos (DE CASTRO e MOSER, 2012). São organismos unicelulares que possuem várias formas e tamanhos, bem como importâncias ecológicas globais como indicadores de qualidade de água, sendo responsáveis pela produção primária dos estuários (DIAZ *et al.*, 2022; YUSUF, 2020). Os principais grupos presentes no fitoplâncton são as cianobactérias, diatomáceas, clorofíceas e dinoflagelados (PAERL; JUSTIC, 2013).

Durante o período de estudo, três grupos da comunidade fitoplanctônica predominaram, a saber: diatomáceas, dinoflagelados e euglenofíceas (Figura 9). Cianofíceas e clorofíceas tiveram 3% de representatividade para cada táxon nas amostras. As diatomáceas

constituem um dos principais grupos do fitoplâncton do ecossistema marinho e estuarino, sendo responsável pela maior parte da biomassa fitoplanctônica (PROCOPIAK *et al.*, 2006). A predominância de dinoflagelados em menor quantidade com relação às diatomáceas foi observada por De Jesus Affe *et al.* (2019) no sudoeste da Bahia.

Figura 9: Composição fitoplanctônica para os pontos monitorados.



Fonte: Elaboração própria em 2023.

As cianofíceas, clorofíceas e euglenofíceas são algas dulcícolas, no entanto as euglenas e as clorofíceas ocorrem em águas estuarinas, sendo ambas as espécies comumente encontradas em ambientes eutrofizados, em especial as euglenofíceas que são bioindicadores de contaminação orgânica (SILVA-CUNHA *et al.*, 2004). Já que a comunidade fitoplanctônica é conhecida por responder às variações físicas e químicas do ambiente aquático e as mudanças nas assembléias destas microalgas constitui uma boa resposta ao estado do ecossistema, tornando esse grupo um valioso bioindicador de qualidade de água (REN *et al.*, 2017).

Pelo inventário florístico simplificado, as diatomáceas foram representadas por três ordens com 22 gêneros. Em seguida os dinoflagelados apresentam uma única ordem e as euglenofíceas apenas por uma espécie. Segundo Grego (2010), a predominância de diatomáceas em relação aos dinoflagelados ocorre em virtude delas preferirem ambientes turbulentos, como foi visualizado no período de maior precipitação (Figura 10). Além disso, segundo Buzancic (2016), as diatomáceas têm melhor desenvolvimento quando as concentrações e razões de NID são maiores que a de FID, como foi observado nesta pesquisa (Tabela 2).

Na Tabela 3 observa-se que o ponto 1 possui maior quantidade, tanto de dinoflagelados como de diatomáceas, apresentando gêneros de dinoflagelados como *Gymnodinium* (33,05%), e diatomáceas como *Actinoptychus* (15,54%), *Navicula* (3,55%) *Cylindrotheca* (16,29%) e *Striatella* (0,37%). Chellappa *et al* (2005) em seu estudo no ponto 1 no estuário do Rio Potengi detectou a presença de maior quantidade de diatomáceas, que corroboram com os resultados encontrados neste trabalho.

Tabela 3: Quantidade de gêneros/espécie por ponto

Táxon	Família	Gênero/espécie	P1	P2	P3	
Diatomáceas	<i>Coscinodiscophyceae</i>	<i>Actinoptychus</i>	15,54%	5,80%	7,30%	
		<i>Coscinodiscus</i>	1,49%	0,93%	1,12%	
	<i>Diatomaceae</i>	<i>Pleurosira</i>	1,49	1,87%	1,49%	
		<i>Chaetoceros</i>	0	0,18%	0	
		<i>Paralia sulcata</i>	0	0,74%	0	
		<i>Leptocylindrus</i>	1,49%	0,18%	0	
		<i>Aulacoseira</i>	1,31%	0,93%	0,37%	
		<i>Ciclotella</i>	0	2,24%	1,49%	
		<i>Bellerachea</i>	0	0,18%	1,31%	
		<i>Grammatophora</i>	0	0,18%	0	
		<i>Thalassionema nitzschioides</i>	0	0,37%	0	
		<i>Fragilariophyceae</i>	<i>Climoscophenia</i>	1,31%	1,68%	0
			<i>Astereonellopis</i>	0,18%	0,18%	0
			<i>Striatella</i>	0,37%	0,74%	0
			<i>Licmophora</i>	0	0	0,37%
			<i>Navicula</i>	3,55%	6,00%	3,93%
<i>Lyrella</i>	1,31%		4,49%	0		
<i>Cylindrotheca</i>	16,29%		0,37%	3,93%		
<i>Bacillariophyceae</i>	<i>Amphora</i>	1,49%	1,31%	0		
	<i>Nitzschia</i> ,	0,74%	0,18%	0,18%		
	<i>Surirella</i>	0,34%	0,74%	0		
	<i>Pleurosigma</i>	1,49%	1,87%	0		
	Dinoflagelados	<i>Dinophyceae</i>	<i>Gymnodinium</i>	33,05%	16,10%	15,46%
<i>Alexandrium</i>			1,48%	1,90%	1,27%	

		<i>Peridimium</i>	21,61%	0,42%	8,47%
		<i>Lingulodinium</i>	0,21%	0	0
Euglenofíceas	<i>Euglenales</i>	<i>Euglena</i>	67%	8%	25%

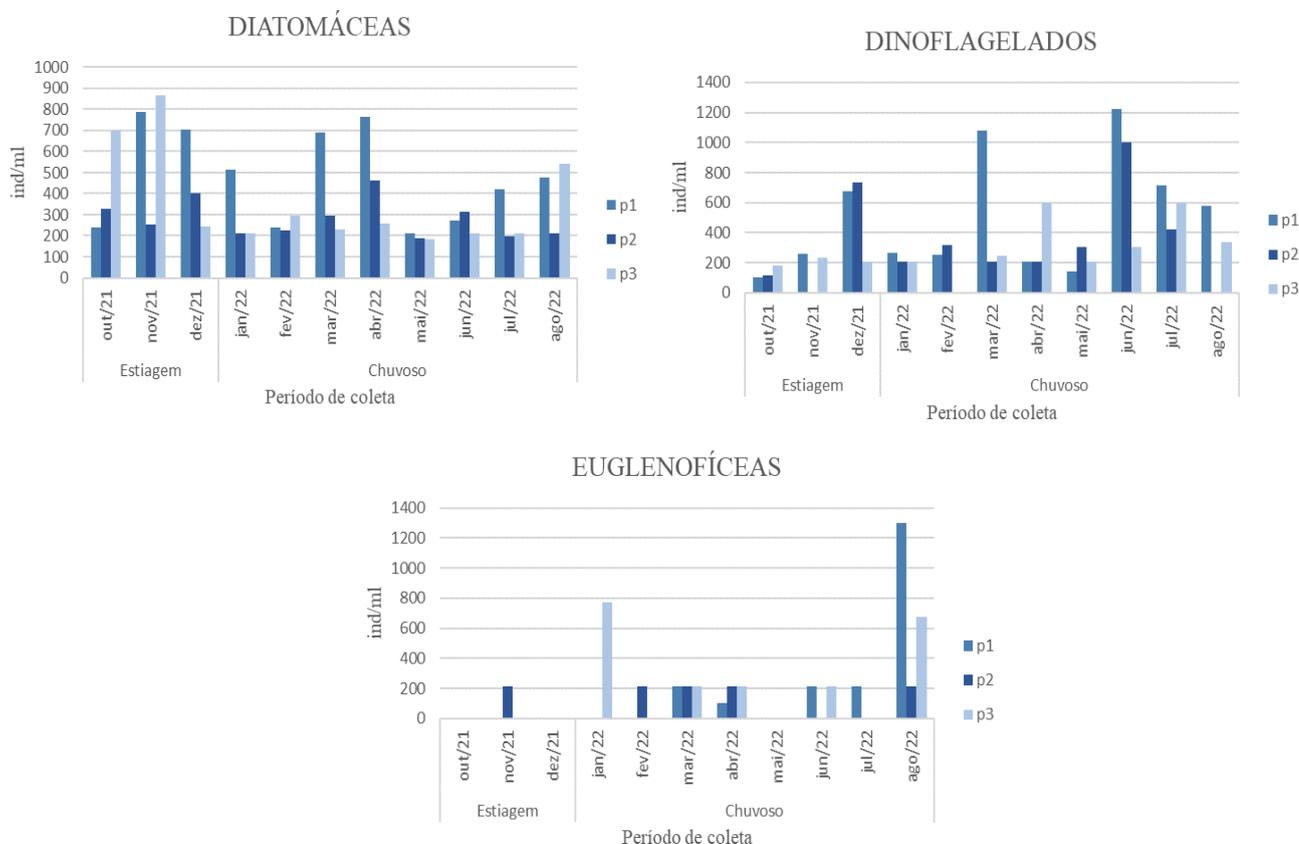
Fonte: Elaboração própria em 2023.

O ponto 3 durante o mês de novembro e dezembro, período de estiagem, obteve seus maiores valores de diatomáceas, como mostra a Figura 10, de 787,5 ind/ml e 867,9 ind/ml, respectivamente. O ponto 1 apresentou os maiores valores em 54,54% das amostras durante o período de monitoramento, sendo seu maior valor no mês de abril, período de maior pluviometria. O gênero que mais predominou foi o *Actinoptychus*, seguido da *Cylindrotheca* e *Leptocylindro*. Estes resultados de predominância para diatomáceas no período de maior pluviometria foi verificada por Grego (2010) no estuário do Rio Ariquindá em Pernambuco. A predominância de *Actinoptychus*, *Cylindrotheca* e *Leptocylindro*, durante o estudo foi verificada por Aquino *et al.* (2015) no estuário do Rio Passos em Pernambuco. A frequência de diatomáceas está associada a alta salinidade e alta transparência o que corrobora como os valores da salinidade e transparência do estuário do Rio Potengi obtidos nesta pesquisa. Além disso, o maior desenvolvimento das diatomáceas como relação aos demais grupos de fitoplâncton é decorrente da alta taxa de crescimento além da natureza eurihalina e sua preferência por ambientes eutrofizados, peculiares aos ecossistemas estuarinos (MELO-MAGALHÃES *et al.*, 2022).

Os dinoflagelados compreendem aproximadamente 2.400 espécies existentes, das quais cerca de metade são fotossintéticas. Em águas marinhas superficiais os dinoflagelados são alguns dos organismos mais abundantes, podem gerar proliferação de algas tóxicas com centenas de quilômetros de extensão e outras evoluíram como parasitas de peixes e mariscos com impacto significativo na segurança alimentar e nas economias (JANOUSKOVEC *et al.*, 2016).

Neste trabalho os dinoflagelados tiveram maior representatividade no mês de junho nos pontos 1 e 2, com concentrações de 1.224 ind/ml e 999,4 ind/ml, respectivamente (Figura 10), com predominância dos gêneros *Gymnodinium* e *Peridinium*. Os altos valores de dinoflagelados, provavelmente foram favorecidos pelas águas mais quentes e transparentes decorrentes do período de aporte fluvial (baixa-mar), que contribuíram para ligeiros aumentos nas concentrações dos nutrientes (GREGO,2010). Os gêneros anteriormente citados podem causar floração e produzir toxinas nocivas aos organismos aquáticos (CASTRO e MOSER, 2012).

Figuras 10: Concentração de diatomáceas, dinoflagelados e euglenofíceas durante o período de coleta por ponto.



Fonte: elaboração própria em 2023.

O grupo das Euglenofíceas possui 800 espécies conhecidas, podem ser heterotróficos ou fagotróficos com capacidade de assimilar substâncias orgânicas simples. Diante dessa característica são normalmente encontradas em ambientes ricos organicamente (REYNOLDS, 2006). Fato visualizado por Mahapatra *et al.* (2013) na Índia em uma estação de tratamento de efluentes, onde ocorreu a predominância de euglenas. Embora seja comum a presença dessa microalga em ambientes ricos em matéria orgânica, no ponto 2 não foi visualizado predominância, não ultrapassando 210,5 ind/ml e sua ausência foi verificada em 54,54% nas amostras do ponto 2.

Diferente dos dois grupos, as euglenofíceas não mostraram homogeneidade durante as coletas, variando de 210,5 ind/ml a 1.298,7 ind/ml. Apresentando seu maior valor em agosto no ponto 1 como 1.298,7 ind/ml e em janeiro no ponto 3 com 772,2 ind/ml. Tran *et al.* (2022), em seu estudo, no estuário do Rio Mekong no Vietnã, relatou a baixa dominância das euglenofíceas nos pontos de estudo. Chellappa *et al.* (2005) verificou resultados similares a esta pesquisa no ponto 1, mostrando pouca predominância da espécie euglena no ponto 1

durante todo seu estudo. A pouca predominância das euglenofíceas possivelmente foi limitada pela alta salinidade e quantidade de nutrientes disponíveis. Leão *et al.* (2008) em seu estudo no Estuário do Rio Igarassu em Pernambuco, as euglenofíceas tiveram seu maior valor quando a salinidade foi baixa. Para Sukhanova *et al.* (2022) a presença de euglenas também pode estar associada ao regime de escoamento do rio e mudanças nas condições hidrofílicas e hidroquímicas do estuário.

O fitoplâncton, como já citado anteriormente, devido às suas rápidas respostas populacionais a mudança na qualidade de água, hidrologia e clima, é utilizado como bioindicador de qualidade de água e desta forma é um elemento chave para o monitoramento da eutrofização (FERREIRA *et al.*, 2011). Diante disso, Longphuir *et al.* (2020) desenvolveu um índice baseado na comunidade do fitoplâncton e as variações das concentrações de nutrientes, como também Labib *et al.* (2023) no Egito, onde observou que as variações de gêneros de diatomáceas e dinoflagelados eram tolerantes à poluição orgânica e Coelho *et al.* (2007) em uma lagoa costeira em Portugal, que os gêneros de diatomáceas e dinoflagelados variaram com relação a condição de estado trófico.

4.3 ESTADO TRÓFICO DO ESTUÁRIO DO RIO POTENGI COMPARADO COM OS PARÂMETROS FÍSICOS DA ÁGUA E A CLOROFILA-*a*.

Segundo Schindler (2012), a eutrofização artificial é consequência da entrada de efluentes com alta concentração de nitrogênio e fósforo atingindo não só lagos, como também as águas estuarinas, influenciando na variação do estado trófico que pode ser modificado de oligotrófico para eutrófico. O estado trófico de um ecossistema aquático descreve o grau de nutrição em função dos nutrientes inorgânicos dissolvidos e total, baseado na sua fração particulada estocada na matéria orgânica, como também na concentração da Clorofila-*a* (BORGES, 2014).

Utilizando a equação 8, já citada anteriormente, e que utiliza o método do TRIX, o estado trófico do Estuário do Rio Potengi variou de mesotrófico a eutrofizado durante o período de coleta. A condição de eutrofização apareceu em 78,78% das amostras. O estado mesotrófico corresponde à corpos d'água com produtividade intermediária, por possuir uma concentração média de nutrientes com ciclagem lenta, transparência limitada e principalmente por provocar baixo prejuízo aos usos múltiplos (WALT *et al.*, 2007). Esta mesma classificação

foi similar aos resultados encontrados por Tavares *et al.* (2014) e Santos *et al.* (2022) no Estuário do Rio Potengi.

No período de estiagem, todos os pontos foram classificados com eutrofizados. O estado mesotrófico durante o período chuvoso foi detectado em todos os pontos, havendo variação entre os meses, conforme se observa na Tabela 4.

Altos valores do TRIX no ponto 2, durante o período de monitoramento, estão relacionados ao descarte de efluentes. Resultados altos do TRIX por consequência de ações antrópicas foram visualizados por Monteiro *et al.* (2016) nos estuários do Caeté -PA.

Muito embora o TRIX não utilize parâmetros físicos como a transparência, Vollenweider (1998) afirma que não pode ser ignorado, já que a transparência é resultado de substâncias dissolvidas na água, biomassa e turbidez mineral. O que corrobora com dado importante encontrado neste estudo onde a transparência do estuário, no período de estiagem e no mês de junho, onde houve maior precipitação pluviométrica, foi aferida os menores valores de todo período de monitoramento. E a classificação trófica foi de eutrofizado para todos os pontos. A transparência da água é um indicador abiótico de primeira ordem da qualidade da água e geralmente quantificado como a profundidade do disco de Secchi, estando a sua diminuição relacionada ao processo de eutrofização (WANG *et al.*, 2019). Sua variação é influenciada por outros fatores como sólidos em suspensão e presença de fitoplâncton (SANTOS e JESUS, 2014).

Por exemplo, o índice proposto por Wang (2019) utilizou a transparência da água por meio da profundidade do disco de Secchi para monitorar a trofia de um estuário no Japão por 33 anos, e foi verificado que a redução da transparência da água ocorreu devido o crescimento do fitoplâncton, além de material particulado e matéria orgânica dissolvida. A mesma relação também foi demonstrada por Testa (2018) e por Longphuir, *et al.* (2019) através do Índice de Plâncton.

Os valores da transparência, segundo a OCDE (Organização para Cooperação Econômica e Desenvolvimento Econômico, 1982), considera o valor mínimo para o estado eutrófico de 1,5 a 0,7 m, o que coincide com os valores e a classificação do TRIX em todos os pontos como eutrofizados no período de estiagem. Os valores dessa variável no ponto 1 no mês de agosto, no ponto 2 no mês de fevereiro e maio e no ponto 3, nos meses de janeiro,

maio e junho, corroboraram com a classificação de mesotrófico, segundo a OCDE, quando os valores ficaram entre 3 e 1,5 m.

Tabela 4: Classificação do Estado Trófico de acordo com o TRIX.

Pluviometria	Meses de coleta	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
Estiagem	Outubro	6	10	7
	Novembro	6	7	6
	Dezembro	7	7	7
	Janeiro	7	6	5
	Fevereiro	7	4	13
Chuvosa	Março	6	8	6
	Abril	6	6	7
	Maio	7	5	5
	Junho	6	6	5
	Julho	5	13	14
	Agosto	5	15	13

Fonte: Elaboração Própria em 2023

Legenda:

Mesotrófico

Eutrófico

Os maiores valores de cor, turbidez e Clorofila-*a* foram observados no período de estiagem quando a classificação foi de eutrofizado. Com esta relação entre parâmetros físicos e biológicos, verifica-se que a cor também tem sido um instrumento utilizado para avaliar a qualidade da água, já que indica proliferação de algas nocivas e a turbidez é uma variável abiótica que está relacionada com material particulado (GARABA *et al.*, 2015; BREZONIK, 1978). Diante disso, Li *et al.* (2021) utilizou o método FUI (*Forel-Ule color index*), que monitora a água através da sua cor.

Ainda sobre os valores das variáveis físicas e biológicas, a classificação de mesotrófico foi visualizada nos meses de junho, agosto e maio quando os valores desses parâmetros foram baixos. Esta relação foi observada no ponto 2, no mês de fevereiro, em que a classificação do TRIX foi mesotrófico, visto que a transparência alcançou 1,20 m, com valores de Clorofila-*a*, cor e turbidez inferiores aos demais pontos. Embora a classificação do estuário tenha variado entre mesotrófico e eutrófico, os valores da Clorofila-*a*, segundo a OCDE (1982), classificaram o ambiente como oligotrófico devido às concentrações serem

menores que $8\mu\text{g/L}$. Este dado corrobora com os valores de Fernandes *et al.* (2017) no Estuário do Rio Apodi-Mossoró (RN), onde os valores encontrados variaram entre 0,23 a $3,89\mu\text{g/L}$.

Segundo Pinckney *et al.* (2001), em ecossistemas classificados como oligotróficos, a transparência da água é alta, enquanto a biomassa do fitoplâncton é baixa. Os ecossistemas mesotróficos representam um nível de produtividade e concentração de nutrientes intermediários, favorecendo um maior desenvolvimento dos organismos aquáticos. Enquanto que os ecossistemas eutróficos têm alta biomassa e produtividade de fitoplâncton, altas concentrações de nutrientes e baixa transparência da água.

Cabe destacar que a Clorofila-*a* é um parâmetro importante para estabelecer essa relação entre variáveis físicas e biológicas, pois indica aumento da biomassa de produtores primários e, conseqüentemente, efeitos da eutrofização (BRANDINI *et al.*, 2016; COFFIN *et al.*, 2018; Pereira-Filho *et al.*, 2010; Bucci *et al.*, 2012). Diante desta relação, as variáveis físicas e as biológicas podem ser úteis para mensurar a vulnerabilidade dos estuários (TORREGROZA-ESPINOSA *et al.*, 2021).

4.4 CORRELAÇÃO ENTRE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS.

De acordo com as análises de correlação de Spearman, o pH não teve correlação significativa com os parâmetros dos compostos nitrogenados. Embora, Segundo Cao (2018), o pH ideal para o processo de nitrificação esteja entre 7,2 e 8,8. No entanto, o gradiente de salinidade mostrou correlação positiva com o nitrato e negativa com o nitrito ($r=-0,333$) e amônia ($-0,385$). Para Kemenes (2022) o gradiente de salinidade, em baixa concentração facilita o processo de nitrificação, ou seja, a conversão de amônia em nitrato. Segundo Campos *et al.* (2002) em sistemas de nitrificação biológica, o cloreto tende a funcionar como um inibidor do processo, reduzindo a atividade das bactérias nitrificantes o que foi visualizado no trabalho de Costa e Campos (2015), onde se detectou que quanto maior a concentração de sais, menores são as concentrações de nitrito.

Os parâmetros físicos como a cor e a turbidez mostraram correlação positiva ($r=0,623$). Fato inverso foi visualizado com a transparência, que se mostrou inversamente proporcional à cor ($r=-0,367$). Segundo Brouwer *et al.* (2018), a turbidez e a cor da água vão influenciar na

visibilidade na coluna d'água, impactando na incidência de luz no rio, o que afeta diretamente a produção primária dos organismos fotossintetizantes, além de está relacionada com a disponibilidade de oxigênio.

Aquino *et al.* (2012), observou que a correlação positiva entre pH, temperatura e transparência, deve-se a ocorrência de diatomáceas durante todo ano já que este grupo de fitoplâncton se desenvolve mais com boa claridade da água e alta salinidade, corroborando com os resultados dessas variáveis estudadas neste trabalho.

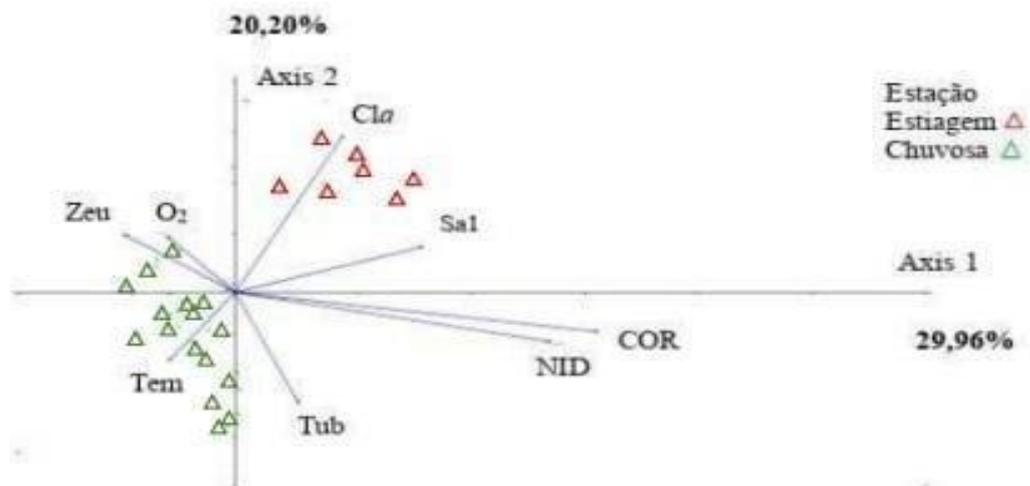
Embora as diatomáceas tenham predominado durante todo o estudo, este grupo não apresentou correlação significativas com os parâmetros físico-químicos analisados. No entanto, o grupo dos dinoflagelados correlacionam negativamente com a transparência ($r=-0,352$) e Clorofila-*a* ($r=-0,321$). Além desse grupo, as euglenofíceas também correlacionam negativamente a cor ($r=-0,611$) e com a turbidez ($r=-0,565$). Esta correlação negativa, entre as euglenas e os parâmetros físicos citados, foi visualizada por Tran *et al.* (2022) no Estuário do Rio Mekong, Vietnã, quando ocorreu a presença de euglenofíceas na estação chuvosa, corroborando com os resultados encontrados neste trabalho. A presença de euglenofíceas, segundo Annabi-Trabelsi *et al* (2022), no período chuvoso está relacionada ao aumento dos compostos nitrogenados.

4.5 ANÁLISES DE PRINCIPAIS COMPONENTES

A análise de componentes principais explicou os resultados com as 11 variáveis físico-químicas. Os fatores 1 e 2 explicaram 50,16% dos casos. As variáveis do Axis 1 foram responsáveis por explicar 29,96% correlacionando positivamente a salinidade, cor, NID e a turbidez. Já a correlação negativa ocorreu entre a zona eufótica e o oxigênio dissolvido. A associação destes parâmetros indica que o estuário sofre contaminação química por meio de descarte de efluentes.

A clorofila-*a* e a salinidade tiveram correlação positiva e a turbidez com a temperatura correlacionam negativamente. Sugerindo que o desenvolvimento fitoplanctônico, representado pela clorofila-*a*, foi favorecido pela salinidade e temperatura que contribuíram para o aumento da turbidez. Desta forma, o Axis 2 explicou 20,20% como mostra a Tabela 5 e a Figura 11.

Figura 11: Análises de componentes principais entre Clorofila-*a* (Cla), Salinidade (Sal), Cor, turbidez (Tub), Temperatura (Tem), Zona eufótica (Zeu), oxigênio dissolvido (O₂).



Fonte: Elaboração Própria em 2023.

As variáveis pH, temperatura e salinidade, são parâmetros que influenciam no metabolismo do ecossistema aquático, como na concentração de oxigênio dissolvido. Como já citado nesta pesquisa, a solubilidade do oxigênio está relacionado com o gradiente de salinidade e temperatura, já que o oxigênio diminui com o aumento da temperatura. Dessa forma, quando a temperatura baixa a solubilidade do oxigênio é maior. Além da temperatura, a salinidade contribui para diminuição do O₂. Assim, elevadas concentrações de sais dissolvidos, mesmo que em pequena intensidade, influenciam o teor de OD na água (FIORUCCI *et al.*, 2005). De acordo com a Figura 11, o oxigênio dissolvido apresentou uma correlação inversa com salinidade e temperatura.

A correlação inversa do oxigênio dissolvido com os compostos nitrogenados, está relacionado ao processo de nitrificação, onde ocorre a oxidação da amônia para nitrito e, posteriormente para nitrato (ZOPPAS *et al.*, 2016), o que contribuiu para as concentrações de nitrato no período de maior pluviometria. Fato que foi visualizado por Melo (2007) no estuário do Rio Bota Fogo e Carrapicho-PB.

Clorofila-*a* e salinidade apresentaram relação positiva com a estiagem e com os compostos nitrogenados. Segundo Melo (2007) os valores da Clorofila-*a* foram altos em virtude do aumento da salinidade, dos nutrientes e da temperatura que contribuíram para o

desenvolvimento do fitoplâncton, já que o nitrato é absorvido pelo fitoplâncton (TURBURCIO, 2011). Além disso, a correlação negativa da transparência com o NID e a Clorofila-*a* e sugere que o material em suspensão tem uma maior procedência biológica (GREGO *et al.*, 2004).

Tabela 5: Análise de Componentes Principais (PCA) enfatizando as suas correlações entre as variáveis físicas e químicas da água do Estuário do Rio Potengi.

Variáveis	Axis 1	Axis 2
Salinidade	0,3548	0,2338
Temperatura	-0,2120	-0,2880
Cor	0.4932	-0,2176
Turbidez	0,2744	-0,3654
Zona eufótica	-0,2744	0,2634
Clorofila- <i>a</i>	0,2694	0,4341
Oxigênio dissolvido	-0,2149	0,2595
NID	0,4599	-0,2431

Fonte: Elaboração Própria em 2023.

A turbidez mostrou correlação inversa no período de chuva, fato similar observado por Do Nascimento *et al.* (2022) em um estuário no Maranhão e por Alencar *et al.* (2019) na Baía do Guajará em Belém, onde as menores concentrações de turbidez foram detectadas no período de chuva. Os maiores valores de turbidez no período de estiagem, deve-se principalmente quando se encontra na maré vazante, este fato ocorre por conta das concentrações de sólidos ficarem maiores devido à grande descarga ocorrendo nesse lugar em virtude da baixa-mar (ALENCAR *et al.*, 2019).

5 PRODUTO TÉCNICO-TECNOLÓGICO: CARTILHA INFORMATIVA VOLTADA PARA POPULAÇÃO RIBEIRINHA E TURISTAS.

Conforme relatado anteriormente, a cartilha informativa foi uma demanda social deste estudo, que tem o propósito de informar, de forma objetiva e clara, a importância do ecossistema estuarino, o que é e como ocorre a eutrofização, assim como as consequências

deste impacto no ecossistema. A cartilha atende aos critérios baseados no Programa de Pós-Graduação em Uso Sustentável de Recursos Naturais do IFRN, na linha de pesquisa de Saneamento Ambiental.

O modelo da cartilha (Figura 12) apresenta perguntas e respostas de forma clara e sucinta, com palavras de fácil compreensão. São abordados aspectos relacionados à nascente e nome do Rio Potengi, o conceito de estuário e sua importância ecológica, e finalizando com a explicação do impacto da eutrofização e suas consequências.

Figura 12: Modelo da Cartilha informativa.

ESTUÁRIO DO RIO POTENGI

VOCÊ SABE ONDE NASCE O ESTUÁRIO DO RIO POTENGI?

O Rio Potengi nasce em Cerro Corrã e percorre vários municípios até chegar em Natal onde encontra as águas oceanicas.

QUAL O SIGNIFICADO DE POTENGI ?

Palavra de origem Tupi que significa: Rio dos Camarões

VOCÊ SABE O QUE É UM ESTUÁRIO?

São áreas de transição entre águas doce e salgadas.

VOCÊ SABIA QUE O ESTUÁRIO É CONSIDERADO UM BERÇÁRIO ?

Algumas espécies vem para o estuário se reproduzirem, desenvolverem e voltarem ao oceano.

VOCÊ CONHECE A IMPORTÂNCIA DO ESTUÁRIO ?

- Berçário de espécies marinhas.
- Gera renda pra famílias ribeirinhas que vivem da pesca.

QUAL O PRICIPAL IMPACTO QUE O ESTUÁRIO SOFRE?

O descarte de esgotos clandestinos e não tratados causa a sua poluição e a eutrofização.

O QUE É EUTROFIZAÇÃO?

É o aumento de nutrientes (nitrogênio e fósforo) provocando o desenvolvimento das microalgas (fitoplâncton).

QUAIS AS CONSEQUÊNCIAS DA EUTROFIZAÇÃO?

- Proliferação de microalgas;
- Redução do oxigênio da água;
- Morte de peixes.

COMO OCORRE O PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO?

- Descarte de esgoto causa o aumento de nutrientes e o consequente crescimento de microalgas;
- O ambiente fica poluído, com má qualidade de água;

POR QUÊ OCORRE A MORTE DE PEIXES?

- Toxinas das microalgas e alta concentração de amônia presente nos esgotos matam os peixes;
- Baixa concentração de oxigênio na água dificulta a respiração dos peixes.

O QUE É MÁ QUALIDADE DE ÁGUA?

A qualidade da água é medida por parâmetros exigidos na legislação do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), e caso algum valor fique em desacordo, a água se torna imprópria para o uso.

O QUE DEVEMOS FAZER PARA EVITAR ESTE PROBLEMA

- Investir em ações de saneamento básico;
- Tratar adequadamente os esgotos;
- Proteger a mata ciliar que está nas margens do rio;
- Realizar educação ambiental com os diversos usuários das águas do rio

Autoras:
Maria Libânia Carlos do Santos
Dayana Melo Torres

PPgUSRN

Fonte: Elaboração própria em 2023.

6 CONCLUSÕES

A preocupação com os recursos hídricos vem crescendo ao longo dos anos, além de ser fundamental para alcançar as metas dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável visando a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos. A qualidade aquática do Estuário do Rio Potengi apresentou durante o monitoramento variação de estado mesotrófico para eutrófico, baseado nos resultados obtidos pelo TRIX, uma importante ferramenta para os órgãos gestores que fazem o monitoramento da qualidade aquática.

Observou-se que a entrada de nutrientes no estuário é proveniente de fontes de poluição pontuais e difusas, no entanto, as maiores concentrações encontradas referem-se ao ponto 2, onde ocorre descarte de efluente tratado e é considerado eutrofizado. O ponto 3, por ter forte influência de águas oceânicas, apresentou valores das variáveis físico-químicas inferiores aos demais pontos. Baseado no índice, a classificação trófica enquadrou-se entre mesotrófico e eutrófico, variando em função do período do ano.

Comparando-se os resultados obtidos, os parâmetros oxigênio dissolvido, compostos nitrogenados e fósforo total, ficaram acima do permitido pela Resolução do CONAMA nº 357/2005, com exceção do potencial hidrogeniônico, que ficou dentro do padrão permitido por lei.

Em relação a comunidade de fitoplâncton, as diatomáceas predominaram durante o estudo, mesmo nas variações de mesotrófico para eutrófico. No entanto, tendo em vista a constante entrada de nutrientes proveniente de fontes pontuais e difusas, é importante um constante monitoramento do estuário, já que a predominância do estado de eutrofização contribui para a floração de fitoplâncton tóxico. Durante essa pesquisa não foram detectadas florações (*blooms*) de microalgas.

Ao comparar as variáveis físicas observou-se que transparência e Clorofila-*a* apresentaram a mesma classificação trófica, segundo a OECD, de mesotrófico e eutrófico, baseado no índice do TRIX. Além disso, a cor e a turbidez, de acordo com as análises de Spermán, correlacionam positivamente entre si e ambas inversamente com a transparência. Nas análises de componentes principais, a turbidez mostrou correlação inversa no período de chuva.

Baseado nos dados desta pesquisa e na demanda social identificada durante as coletas, elaborou-se uma cartilha voltada à população ribeirinha e aos turistas que visitam o estuário do Rio Potengi. A cartilha possui linguagem acessível, contribui com a popularização das ciências oceanográficas e sanitárias, além de possibilitar conscientização ambiental.

REFERÊNCIAS

AGENDA 2030. (2015). ODS – Objetivos de desenvolvimento sustentável. Disponível em: <http://www.agenda2030.com.br/>. Acesso em: 27 de maio de 2023.

ALENCAR, Vívian Evelyne Silva Araújo et al. Análise de Parâmetros de Qualidade da Água em Decorência de Efeitos da Precipitação na Baía de Guajará–Belém–PA (Analysis of water quality parameters as a result of the effects of the rainfall on the Guajará bay–Belém-PA). **Revista Brasileira de Geografia Física**, [S.l.] v. 12, n. 2, p. 661-680, 2019.

ANDRIETTI, Grasiane et al. Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. **Revista Ambiente & Água**, [S.l.],v. 11, p. 162-175, 2016.

ANNABI-TRABELSI, Neila et al. Effects of Eutrophication on Plankton Abundance and Composition in the Gulf of Gabès (Mediterranean Sea, Tunisia). **Water**, [S.l.] v. 14, n. 14, p. 2230, 2022.

APHA, AWWA, WPC (2005) **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th Washington D C: American Public Health Associations.

AQUINO, Eveline Pinheiro; FIGUEIRÊDO, Lucas Guedes Pereira.; ANJOS, Diego Lira.; PASSAVANTE, José Zanon de Oliveira.; CUNHA, Maria da Glória Gonçalves. Biomassa Fitoplanctônica e fatores Ambientais em um estuário tropical do Brasil. **Tropical Oceanography**, Recife, [S.l.] v. 40n. 1 p. 17-28, 2012.

AZEVEDO, Paulo Roberto Medeiros de; MORALES, Fidel Ernesto Castro; PINHO, André Luís Santos de. **Métodos básicos de estatística**. Natal, RN, Edufrn,2018.

BARBIERI, Edison; MARQUES,Hélcio Luiz Almeida; CAMPOLIM, Marcos Buhner; SAVANARI, PatriciaIshisaki. Avaliação dos Impactos ambientais e socioeconômicos da aquicultura na região estuarina-lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management**. [S.l.], v. 14, n. 3, p. 385-398, 2014.

BARROSO, Glenda Camila. **Dinâmica da água, material particulado em suspensão e hidroquímica em dois estuários de pequeno porte no Norte Fluminense**. 2016.Dissertação de mestrado. Programa de pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação- Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p. 5-7, 2016.

BAUMGARTEN, Maria da Graça Zepka; PAIXÃO, Bárbara Elen Góis da. Uso do índice do estado trófico para avaliar a qualidade das águas do estuário da Lagoa dos Patos (RS). **Repositório Institucional Universidade Federal do Rio Grande**.Atlântica, Rio Grande, 35(1) 5-22, 2013.

BELARMINO, Pedro Henrique P. SILVA, Sarah Mariana; RUFENER, Marie-Christine; ARAÚJO, Maria Christina B. de Resíduos sólidos em manguezal no Rio Potengi (Natal, RN, Brasil): relação com a localização e usos. **Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management**. [S.l.], v. 14, n. 3, p. 447-457, 2014.

BONILHA, L. E.; ASMUS, M. L. Modelo ecológico do fitoplâncton e zooplâncton do estuário da Lagoa dos Patos, RS. **Publ Academia de Ciências do Estado de São Paulo**, [S.l.] v. 87, p. 347-362, 1994.

BORGES, Patrícia de Sena Piacsek et al. Índices e modelos biogeoquímicos para definição do estado trófico, suscetibilidade à eutrofização e metabolismo do estuário do rio Paraíba do Sul, RJ.2014.**Dissertação de Mestrado**.Programa de Pós Graduação e Geociências da Universidade Federal Fluminense. Niterói. 2014.

BRANDINI, Nilva; RODRIGUES,Ana Paula de Castro;ABREU,IleneMatanó; JÚNIO, Luiz Carlos Cotovicz;KNOPPERS,BastiaanAdriaan; MACHADO,Wilson. Nutrientbehavior in a highly-eutrophicated tropical estuarine system. **Acta LimnologicaBrasiliensia**, [S.l], v. 28, 2016.

BRASIL.Resolução CONAMA 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005 Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível eem:
http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf. Acesso em 18de abril de 2023.

BRASIL.Resolução CONAMA 430, DE 13 DE MAIO DE 2011 Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=114770>. Acesso em 18 de abril de 2023.

BREZONIK, Patrick L. Effect of organic color and turbidity of Secchi disk transparency. **Journal of the Fisheries Board of Canada**,[S.l], v. 35, n. 11, p. 1410-1416, 1

BRICKER, Suzanne Boyd. **National estuarine eutrophication assessment: effects of nutrient enrichment in thenation'sestuaries**. 1999.

BRICKER, Suzanne.Boyd., FERREIRA, João .Gomes. and SIMAS, T. Anintegratedmethodology for assessment ofestuarinetrophic status. **EcologicalModelling**,[S.l],V. 169, n. (1), P.39-60. Nov.2003.

BROUWER, Ronald L; SCHRAMKOWSKI, George P.; DIJKISTRA, Yoeri M.; SCHUTTELAARS, Henk M. Time evolution of estuarine turbidity maxima in well-mixed, tidally dominated estuaries: The role of availability-and erosion-limited conditions. **Journal of Physical Oceanography**.[S.l], v. 48, n. 8, p. 1629-1650, Ago 2018.

BUCCI, Magaly H.S.; OLIVEIRA, Luiz Fernando C. Índices de qualidade da água e de Estado Trófico na Represa Dr. João Penildo (Juiz de Fora, MG). **Revista Ambiente e água-na interdisciplinary Jounal of Applied Science**,[S.l],vol 9 n 1 Taubaté- jan-mar, 2014.

BURIGATO COSTA, Cássia Monteiro da Silva et al. Applicability of water quality models around the world—a review. **Environmental Science and Pollution Research**,[S.l] v. 26, p. 36141-36162, 2019.

BUZANCIC, Mia.; GLADAN, Zivana Nincevic.; IVONA, Marasovic.; KUSPILIC,Grozdan.; GRBEC, Branka. Eutrophication influence on phytoplankton community composition in three bays on the eastern Adriatic coast. **Oceanologia**,[S.l], V 58. p.302-316, 2016

CAMPOS, José Luis et al. Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit. **Water research**,[S.l] v. 36, n. 10, p. 2555-2560, 2002.

- CAO, Sandra Maria de Souza. **Nitrificação e desnitrificação em situações críticas de substrato**. Tese de Doutorado, Programa de Pós graduação em Engenharia química, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, p 168. 2018.
- CARLSON, Robert E. A trophic state index for lakes. **Limnology and oceanography**. v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.
- CAPES. GT de Produção Técnica. Relatório de Grupo de Trabalho. Brasília: CAPES, 2019. Disponível em: http://www.capes.gov.br/images/novo_portal/documentos/DAV/avaliação/10062019.Produção-técnica.pdf.
- CHELLAPPA, Naithirithi T.; LIMA, A. KA; CHELLAPPA, Thiago. Occurrence and dominance of an invasive toxin producing marine cyanobacteria into mangrove environment of the Potengi river estuary, in Natal, Rio Grande do Norte State, Brazil. **Arquivos de Ciências do Mar**. [S.l.] v. 38, n. 1-2, p. 19-27, 2005.
- CHEN, Shuisen., LIGANG, Zhang, LIXIN, ZHANG, HUANG, Wenrui. Remote sensing of turbidity in sea water intrusion reaches of pearl river estuary—a case study in modaomen water way, China. **Estuarine, coastal and shelf science**. [S.l.], V 82(1). P 119-12. 2009
- COELHO, Susana; GAMITO, Sofia; PÉREZ-RUZAFÁ, Angel. Trophic state of Foz de Almargem coastal lagoon (Algarve, South Portugal) based on the water quality and the phytoplankton community. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [S.l.] v. 71, n. 1-2, p. 218-231, 2007.
- COFFIN, M. R., Courtenay, S. C., Pater, C. C., & Van DenHeuvel, M. R. Na empirical model using dissolved oxygen as na indicator for eutrophicationat a regional scale. **Marine pollution bulletin**. [s.l.],v 133, p.261-270. 2018
- COFFIN, Michael RS et al. An empirical model using dissolved oxygen as an indicator for eutrophication at a regional scale. **Marine pollution bulletin**, [S.l.] v. 133, p. 261-270, 2018.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. CETESB, Norma técnica L5.306. **Determinação de clorofila “a” e feofitina a: método espectrofotométrico**. SP, 2014.
- COSTA, Alyne Moraes; CAMPOS, Juacyara Carbonelli. Avaliação da toxicidade da salinidade na nitrificação biológica de efluentes utilizando a técnica de respirometria. **Revista Ambiente & Água**. Taubaté v. 10, n 3, p. 554-564. jul/set 2015.
- CUTRIM, Marco Valério Jansen et al. Trophic state of an urban coastal lagoon (northern Brazil), seasonal variation of the phytoplankton community and environmental variables. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [S.l.], v. 216, p. 98-109, 2019.
- DA SILVA GREGO, Christiana Kelly et al. Distribuição espacial e sazonal da clorofila a fitoplanctônica e hidrologia do estuário do rio timbó (Paulista–PE). **Tropical Oceanography**, [S.l.]v.32, p.118-199, 2004.
- DE CASTRO, Nathália Oliveira; MOSER, Gleyce de Oliveira. Florações de algas nocivas e seus efeitos ambientais. **Oecologia Australis**. [S.l.] v. 16, n. 2, p. 235-264, 2012.
- DE JESUS AFFE, Helen Michelle et al. Phytoplankton functional groups: Short-term variation in a tropical tidal-forced estuarine system. **Marine Ecology**, [S.l.] v. 40, n. 4, p. e12555, 2019.

- DELEGIDO, Jesús et al. Turbidez y profundidad de disco de Secchi con Sentinel-2 en embalses con diferente estado trófico en la Comunidad Valenciana. **Revista de Teledetección**. [S.l] n. 54, p. 15-24, NOV 2019.
- DÍAZ, Yani Aranguren et al. Phycoremediation as a Strategy for the Recovery of Marsh and Wetland with Potential in Colombia. **Resources**, [S.l] v. 11, n. 2, p. 15, Jan 2022.
- DO NASCIMENTO, José Elias Ferreira et al. Variação sazonal de parâmetros físico-químicos na porção estuarina do município de Raposa–MA. **Interfaces Científicas-Saúde e Ambiente**. [S.l], v. 8, n. 2, p. 257-271, 2020.
- DO NASCIMENTO, Regina Célia Macêdo et al. Qualidade da água de três estuários tropicais expostos a diferentes níveis de urbanização. **Journal of Integrated Coastal Zone Management**. [S.l], v. 20, n. 3, 2020.
- DOS SANTOS, Tathiane Galdino et al. Dinâmica da biomassa fitoplanctônica e variáveis ambientais em um estuário tropical (Bacia do Pina, Recife, PE). **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, [S.l] v. 4, n. 1, p. 95-109, 2009.
- DUARTE, António A.L. Sampaio; VIEIRA, José M. Pereira.; Caracterização dos Ambientes Estuarinos. Mistura em Estuários. Departamento de Engenharia Civil da Universidade do Minho, Braga, Portugal. **Engenharia Civil**, N 1997.
- DUTTA, Soumak; CHOUDHURY, Avik Kumar. An assessment of the temporal alterations in the trophic status and habitat heterogeneity of the anthropogenically influenced Bhagirathi–Hooghly estuary in reference to phytoplankton community and environmental variables. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.l] v. 28, n. 35, p. 48681-48705, 2021.
- ENRICH-PRAST, Alex. Caminhos do nitrogênio em ecossistemas aquáticos continentais. **Lições de Limnologia**. São Carlos: RiMa Editora, [S.l] p. 209-227, 2005.
- ESCHRIQUE, Samara Aranha. **Hidrogeoquímica do fósforo no estuário do Jaguaribe (Ce.)**. f.100. 2007. Dissertação de mestrado. Programa de ciências marinhas tropicais do Instituto de Ciências do Mar. Universidade Federal do Ceará. Ceará. 2007;
- ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos de limnologia**. 2ª Ed. – Rio de Janeiro :Interciência 1998.
- FANG, Junhua et al. Development of a test strip for rapid detection of *Gymnodinium catenatum*. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S.l] v. 195, n. 1, p. 83, 2023.
- FERNANDES, Rogério Taygra Vasconcelos et al. Composição da comunidade fitoplanctônica no estuário do rio Apodi-Mossoró, Semiárido brasileiro. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, [S.l], v.12, n. 2, p. 325-337, 2017.
- FERREIRA, João G. et al. Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [S.l], v. 93, n. 2, p. 117-131, 2011.
- FERREIRA, João G. et al. Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [S.l], v. 93, n. 2, p. 117-131, 2011.

FIORUCCI, António Rogério; BENEDETTI FILHO, E. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química nova na escola**, [S.l]v. 22, p. 10-16, 2005.

FONTES, Roberto Fioravanti Carelli et al. Numerical modeling as supporting tool for aquaculture of oysters in a subtropical estuarine ecosystem. **Boletim do Instituto de Pesca**,[S.l], v. 45, n. 4, p.1-10, 2019.

FREITAS, Ubiratan de et al. Influência de um cultivo de camarão sobre o metabolismo bêntico e a qualidade da água. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**,[S.l] v. 12, p. 293-301, 2008.

GARABA, Shungudzemwoyo P. et al. Classifying natural waters with the Forel-Ule Colour index system: results, applications, correlations and crowdsourcing. **International journal of environmental research and public health**, [S.l], v. 12, n. 12, p. 16096-16109, 2015.

GREGO, Christiana Kelly da Silva. **Estrutura e dinâmica do fitoplâncton no estuário do rio Ariquindá**. Tese de Doutorado. Programa de pós graduação em oceanografia Universidade Federal de Pernambuco.p.148 Tamandaré, Pernambuco, 2010.

GUENTHER, Mariana et al. Eutrophication effects on phytoplankton size-fractionated biomass and production at a tropical estuary. **Marine pollution bulletin**, v. 91, n. 2, p. 537-547, 2015.

GUIMARÃES, Giselle Parno; MELLO, William Zamboni de. Estimativa do fluxo de amônia na interface ar-mar na Baía de Guanabara: estudo preliminar. **Química Nova**. [S.l] v. 29, p. 54-60, 2006.

HERSHEY, N. R.; NANDAN, S. B.; VASU, K. N. Trophic status and nutrient regime of Cochin Estuarine System. India. **Journal of Geo Marine Sciences**. India. V. 49(08), p. 1395-1404, Ago 2020.

HOLMES, Robert W. The secchi disk in turbid coastal waters 1. **Limnology and oceanography**, [S.l]v. 15, n. 5, p. 688-694, 1970.

HONGYU, Kuang; SANDANIELO, Vera Lúcia Martins; DE OLIVEIRA JUNIOR, Gilmar Jorge. Análise de componentes principais: resumo teórico, aplicação e interpretação. **E&S Engineering and science**, [S.l] v. 5, n. 1, p. 83-90, 2016.

HUANG, Yihao; PAN, Jiayi; DEVLIN, Adam T. Enhanced Estimate of Chromophoric Dissolved Organic Matter Using Machine Learning Algorithms from Landsat-8 OLI Data in the Pearl River Estuary. **Remote Sensing**, [S.l] v. 15, n. 8, p. 1963, 2023.

JANOŮŠKOVEC, Jan et al. Major transitions in dinoflagellate evolution unveiled by phylo transcriptomics. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [S.l], v. 114, n. 2, p. E171-E180, 2017.

KEMENES, A.; FERREIRA, LGC; SILVA, CEL dos S. Qualidade da água ao longo do estuário dos rios Timonha e Ubatuba, estado do Piauí, Nordeste do Brasil. **Embrapa Meio-Norte**, Teresina -Piauí 2022.

KITSIOU, Dimitra; KARYDIS, Michael. Coastal marine eutrophication assessment: a review on data analysis. **Environment international**, [S.l] v. 37, n. 4, p. 778-801, 2011.

- KRATZER, Charles R.; BREZONIK, Patrick L. A carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**,[S.l], v. 17, n. 4, p. 713-715, 1981.
- LABIB, Wagdy et al. Water quality indices as tools for assessment of the Eastern Harbor's water status (Alexandria, Egypt). **SN Applied Sciences**,[S.l] v. 5, n. 3, p. 89, 2023.
- LAMPARELLI, Marta Condé. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2004.
- LEÃO, Bruno Machado et al. Ecologia do microfitoplâncton do estuário do rio Igarassu, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**,[S.l] v. 22, p. 711-722, 2008.
- LI, Mengjun et al. An improved eutrophication assessment algorithm of estuaries and coastal waters in Liaodong Bay. **Remote Sensing**,[S.l] v. 13, n. 19, p. 3867, 2021.
- LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3 edição. Campinas-SP. Editora Átomo.2010.
- LIMA, Diele Emele Pontes Carvalho de. **Estrutura da comunidade zooplânctônica e disponibilidade de presas para peixes zooplânctívoros em um estuário antropizado no Nordeste do Brasil**. 2020. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande, 2020.
- LIMA, Leonardo da Silva et al. Uma avaliação sistemática sobre os efeitos de metais e metalóides, presentes em sedimentos, sobre comunidades de macroinvertebrados bentônicos em estuário subtropical no Brasil—sistema estuarino de Paranaguá. **Brazilian Journal of Development**. Curitiba. v. 9, n. 2, p. 6667-6698, 2023.
- LONGPHUIRT, Sorcha Ni et al. Decoupling abundance and biomass of phytoplankton communities under different environmental controls: a new multi-metric index. **Research and Management of Eutrophication in Coastal Ecosystems**, 2020.
- MACEDO, SJ de; COSTA, K. M. P. Estudos ecológicos da região de Itamaracá. Pernambuco-Brasil. Condições Hidrológicas do Estuário do Rio Botafogo. **Ciência e Cultura**,[S.l] v. 30, n. 7, p. 346-368, 1978.
- MAHAPATRA, DurgaMadhab; CHANAKYA, H. N.; RAMACHANDRA, T. V. Treatment Efficacy Of Algae-based sewage treatment plants. **Environmental monitoring and assessment**, [S.l], v. 185, n. 9, p. 7145-7164, 2013.
- MALDONADO, J.A.; E, Santamaria-del-Angel.;M.T. Sebastiá Frasquet. Reflectances of SPOT multispectral images associated with the turbidity of the Upper Gulf of California. **Revista de teledetección, Asociación Española de Teledetección**[S.l], v 50, p. 1-16, 2017.
- MARRETO, Rafela Neves; BAUMGARTEN, Maria da Graça Zepka; WALLNER-KERSANACH, Mônica. Trophic quality of waters in the Patos Lagoon estuary: a comparison between its margins and the port channel located in Rio Grande, RS, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [S.l], v. 29, 2017.

- MARTINS-LOUÇÃO, Maria Amélia; BRANQUINHO, Cristina; SERRANO, Helena. A Importância da Biodiversidade para o Ecólogo. **Kairos. Journal of Philosophy Science**,[S.l], v. 21, n. 1, p. 72-95, 2019.
- MCDOWELL, Rich W.; HAMILTON, David P. Nutrients and eutrophication: introduction. **Marine and Freshwater Research**. [S.l], v. 64, n. 5, p. iii-vi, 2013.
- MEDEIROS, Carlinda Raíly; PAIVA, Franciely F erreira ;LIGEIRO,Raphael; MOLOZZI, Joseline; MELO, Adriano Sanches Saline gradient drives functional nestedness of polychaete communities in tropical estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [S.l], v. 251, p. 107185, 2021.
- MELO, Antônio Augusto Santana de. **Nutrientes dissolvidos e biomassa primária nos estuários dos rios Botafogo e Carrapicho-PE**. 2007. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco.
- MELO-MAGALHÃES, Enaide Marinho de; SOUZA, Clyvia Roberta Gomes de; LIMA, Rochana Campos de Andrade. Diversidade fitoplanctônica e ocorrência de *Raphidiopsis raciborskii* (Woloszynska) no Sistema Estuarino Lagunar de Jequiá (Alagoas, Brasil). **Arquivos Ciência do Mar**, Fortaleza, 55(2), p. 66-81, 2022.
- MENDONÇA, Jaísa Marília dos Santos et al. Ecotoxicological assessment of estuarine surface waters receiving treated and untreated sanitary wastewater. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S.l] v.194, n.12, p. 908, 2022.
- MONTEIRO, Marcela Cunha; JIMÉNEZ, José Antonio; PEREIRA, Luci Cajueiro Carneiro. Natural and human controls of water quality of an Amazon estuary (Caeté-PA, Brazil). **Ocean & coastal management**, [S.l] v. 124, p. 42-52, 2016.
- NASCIMENTO FILHO, Gilson Alves do. **Uso de índices ambientais como ferramentas de avaliação do estado trófico (qualitativo e quantitativo) de estuários no estado de Pernambuco**. 2014. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco. Pernambuco, 2014.
- NETO, João.M.; CAÇADOR, Isabel.; CAETANO, Miguel.; CHAÍNHO, Paula. COSTA, Lino.; GONÇALVES, Ana.M.M.; PEREIRA, Leonel.; PINTO, Ligia.; RAMOS, Jaime.; SEIXAS, Sônia.; Estuários. *In*: FEIO, Maria .João.; FERREIRA, Verônica. (org). **Rios de Portugal: Comunidades, Processos e alterações**. 1 ed. Portugal, Imprensa da Universidade de Coimbra, 2019. P. 421. E-book. Disponível em: <https://doi.org/10.14195/978-989-26-1624-7> 16. Acesso em: 20 de Fevereiro de 2023.
- NORIEGA, Carlos Delgado et al. Distribuição espacial da biomassa fitoplanctônica e sua relação com os sais nutrientes, no sistema estuarino de Barra das Jangadas (Pernambuco–Brasil). **Arquivos de ciências do mar**. Fortaleza, v. 38, 2004.p. 5-18.
- O’BOYLE, Shane; MCDERMOTT, Georgina; NOKLEGAARD, Tone; WILKES, Robert. A Simple index of Trophic status in Estuaries and Coastal Bays Basedo Measurements of pH and Dissolved Oxygen. **Estuaries and Coasts** [S.l], p158-173, 2013.

OCDE (Organização para Cooperação Econômica e Desenvolvimento Econômico) 1982. Pronto para a OCDE indicadores Sociais, Paris.

OLIVEIRA, Gabriela Bravim de. **Características biogeoquímicas e estado trófico das baías de Ilha Grande e Sepetiba–RJ**. 2023. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Geociências. Universidade Federal Fluminense. Niterói, Rio de Janeiro, 2022.

OLIVEIRA, Jorge Eduardo Lins; JUNIOR, José Garcia; ROQUE, Polyana. Christine Gomes; VIANA, Danielle Lima. Ciências do Mar: Origem, conceitos fundamentais. *In*: VIANA, Danielle Lima; OLIVEIRA, Jorge Eduardo Lins; HAZIN, Fábio Hissa. Vieira; SOUZA, Marco Antônio Carvalho(org). **Ciências do mar: dos oceanos do mundo ao Nordeste do Brasil**. 1 ed . Olinda, PE: Via Design Publicação, 2021. P. 364.

PAERL, Hans W. Controlling eutrophication along the freshwater–marine continuum: dual nutrient (N and P) reductions are essential. **Estuaries and Coasts**,[S.l.], v. 32, p. 593-601, 2009.

PAERL, Hans W.; JUSTIC, Dubravko. Estuarine phytoplankton. **Estuarine ecology**, p. 85-110, 2013.

PEREIRA-FILHO, Jurandir et al. Spatial changes in the water quality of Itajaí-Açú Fluvial-Estuarine System, Santa Catarina, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**,[S.l.] v. 82, p. 963-982, 2010.

PERILLO, Gerardo .M.E. 2009. Tidal Courses: classification, origin and functionality. *In*: PERILLO, Gerardo M. E.; WOLANSKI, Eric.; CAHOON, Donald R.; BRINSON , Mark M. (org). **Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach**. Elsevier, 2009, p. 185.

PINCKNEY, James L. et al. Application of photopigment biomarkers for quantifying microalgal community composition and in situ growth rates. **Organic Geochemistry**,[S.l.] v. 32, n. 4, p. 585-595, 2001.

PIRES, Maria Luiza Torres et al. Estudo da Distribuição do Fósforo e do Material Particulado em Suspensão em um Sistema Estuarino Brasileiro. **Anais do Encontro Nacional de Pós-graduação**,[S.l.] v. 6, n. 1, p. 199-204, 2022.

PLEW, David R. ZELDIS, John R.; DUDLEY, Bruce D; WHITEHEAD, Amy L; STEVENS, Leigh M; ROBERTSON, Barry M; ROBERTSON, Ben P. Assessing the eutrophic susceptibility of New Zealand estuaries. **Estuaries and Coasts**,[S.l.], v. 43, p. 2015-2033, 2020.

PRESTE, Rosi Maria; VINCENCI, Kelin Luiza. Bioindicadores como avaliação de impacto ambiental. **Brasilian Journal of Animal and Environmental Research**,[S.l.], v 2, n 4, p 1473-1493, jul/set. 2019.

PRITCHARD, Donald .W. WhatIsAnEstuary: PhysicalViewpoint. *In*: Lauff, G.H., Ed., **Estuaries, American Association for the Advancement of Science**, Washington DC, Vol. 1.1967. p 149-176.

PROCOPIAK, Leticia Knechtel; FERNANDES, Luciano Felício; MOREIRA-FILHO, Hermes. Diatomáceas (Bacillariophyta) marinhas e estuarinas do Paraná, Sul do Brasil: lista de espécies com ênfase em espécies nocivas. **Biota Neotropica**,[S.l] v. 6, 2006.

QUEIROZ, Hermano Melo et al. Nitrogen mineralization and eutrophication risks in mangroves receiving shrimp farming effluents. **Environmental Science and Pollution Research**,[S.l] v. 27, p. 34941-34950, 2020.

RATMAYA Widya. Rôle des sédiments dans le cycle des nutriments et impact sur l'eutrophisation des écosystèmes côtiers / Role of sediments in the nutrient cycle and impact on eutrophication of coastal ecosystems. 2018. 212f. **Tese de Doutorado** Université de Nantes.

REDFIELD, Alfred C. "the biological control of chemical factors in the environment." **American Scientist**. [S.l] vol. 46, no. 3, 1958, pp. 230A – 221.

REN, Ling et al. Phytoplankton index of biotic integrity and reference communities for Barnegat Bay–Little Egg Harbor, New Jersey: A pilot study. **Journal of Coastal Research**,[S.l] n. 78 (10078), p. 89-105, 2017.

SÁ, Marcelo.V.C. **Limnocultura: limnologia aplicada à aquicultura**. Ceará. Editora da Universidade Federal do Ceará. 2012.

SAHA, Ajoy et al. Geochemical distribution and forms of phosphorus in the surface sediment of Netravathi-Gurupur estuary, southwestern coast of India. **Marine Pollution Bulletin**, [S.l]v. 187, p. 114543, 2023.

SALAS, H. & MARTINO, P. . A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. [S.l],v. 25, n. 3, p. 341-350. 1991.

SAMBONI RUIZ, Natalia Eugenia; CARVAJAL ESCOBAR, Yesid; ESCOBAR, Juan Carlos. Revisión de parámetros físico químicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. **Ing. Investig.**[S.l] vol.27 no.3 Bogotá Sep./Dec. 2007.

SANTANA, Rolando González. **Modelagem da salinidade do estuário do Serinhaém, Bahia – Brasil**. 2016. 109 f. Dissertação (Mestrado em Modelagem em Ciência da Terra e do Ambiente) - Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, 2016.

SANTORO, A. L.; ENRICH-PRAST, A. Salinity control of nitrification in saline shallow coastal lagoons. **Acta Limnol. Bras.**,[S.l] v. 21, n. 2, p. 263-267, 2009.

SANTOS, Leila Thaise Santana de Oliveira; DE JESUS, Taise Bomfim. Caracterização de metais pesados das águas superficiais da bacia do Rio Subaé (Bahia). **Geochimica Brasiliensis**, [S.l],v. 28, n. 2, p. 137-137, 2014.

SANTOS, Maria Libânia Carlos dos Santos. Avaliação da eutrofização do estuário do rio potengi através do método TRIX. In: TAVARES, Jean Leite; FREITAS, Rômulo Magno de Oliveira. **Ciências aplicadas para uso sustentável dos Recursos Naturais**. Editora IFRN. Natal, 2022. cap 5, p. 119-145.

SANTOS, Rosinete Machado,;SOUSA, Pedro Henrique Campos. VARELA, Andrew. Wallace. Palheta. PAMPLONA, Fábio. Campos.;SANTOS, Maria Lurdes Souza. Variação espaço temporal de nutrientes inorgânicos dissolvidos e clorofila a em um estuário amazônico tropical no norte do Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**,[S.l.], p.1-14, Jan.2023.

SCANES, Elliot; SCANES, Peter R.; ROSS, Pauline M. Climate change rapidly warms and acidifies Australian estuaries. **Nature Communications**,[S.l.] v. 11, n. 1, p. 1803, 2020.

SCHINDLER, D. W. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. **Proc. R. Soc. B.**, 22 Aug 2012

SENEZ-MELLO, T.M; CRAPEZ, M.A.C; SILVA, C.A. Ramos; SILVA, E.T ; FONSECA. E.M. Heavy metals bioconcentration in *Crassostrea* bivalves: A site-to site transplant experiment in the Potengi estuary, Rio Grande do Norte, Brazil. **Scientific Reports**, [S.l.], v.10,n1, p1-13,2020.

SIGNORIN, Morjana; JURANDI, Pereira Filho; RICARDO, Delfim; CARLOS, Augusto Schettini. Hidrodinâmica e nutrientes inorgânicos dissolvidos no estuário do Rio Perequê, SC. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**,[S.l.], v. 14, n. 2, p. 13-21, 2010

SILVA, Everaldo Santana et al. Correlação entre salinidade, temperatura e pH na área de influência do Porto da Cidade do Rio de Janeiro (Brasil) entre 2016 a 2018. **Revista Sustinere**, [S.l.], v. 10, n. 1, p. 218-237, 2022.

SILVA-CUNHA, M. da G. G.; ESKINAZI-LEÇA, E.; NEWMANN LEITÃO, S.; FLORES MONTES, M. J. Efeito da salinidade na estrutura de populações de microalgas planctônicas em ecossistema estuarino de Pernambuco – Brasil. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo,[S.l.], v. 71, n. 2, p. 1-5, 2004.

SOUSA, Pedro Henrique Campos. **Aplicação do índice de TRIX e O'Boyle em estuários amazônicos**. 2019. Tese de Doutorado. Programa de PÓS-GRADUAÇÃO em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais (PPGARAT), Campus Universitário de Belém, Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2019.

SOUZA, Carina Siqueira de. **Biodegradação de efluentes sanitários no estuário do Rio Poxim em Aracaju/SE**. 2009. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, Sergipe.2009.

SRUTHY, G. S. et al. Fuzzy logic approach for the assessment of trophic state of water bodies. **Ecological Engineering**,[S.l.], v. 169, p. 106314, 2021.

STATHAM, Peter J. Nutrients in estuaries—An overview and the potential impacts of climate change. **Science of the total environment**,[S.l.] v. 434, p. 213-227, 2012.

STENGER-KOVÁCS, Csilla; BUCZKÓ, Krisztina; HAJNAL, ÉVA, Hajnal; PADISÁK, Judit. Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom index for lakes (TDIL) developed in Hungary. **Hydrobiologia**, [S.l.], p. 141-154, 2007.

STEVENSON, William. J. Estatística aplicada à administração. Tradução: Alfredo Alves de Farias – São Paulo: Harper & Row do Brasil. 495 p. 1981.

TAVARES, Jean Leite; CALADO, André Luis Araújo; FONTES, Roberto Fioravanti Carelli. Estudos iniciais para uso do índice trix para análise do nível de eutrofização no estuário do Rio Potengi – Natal – RN - Brasil. **Revista IADIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: investigación, desarrollo y práctica**, [S.l.], p. 297 - 308, dic, 2014.

TAVORA, Juliana et al. Detecting the effects of extreme events on estuarine suspended particulate matter using satellite remote sensing (Scheldt Estuary): challenges and opportunities. **Remote Sensing**, [S.l.] v. 15, n. 3, p. 670, 2023.

TEIXEIRA, Rubenilson B. O rio Potengi e a cidade do Natal em cinco tempos históricos. Aproximações e distanciamentos. **Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasileira de geografia**, [S.l.] n. 23, 2015.

TENENBAUM, D. R. **O fitoplâncton numa região tropical costeira impactada pelo efluente de uma fábrica de celulose (Espírito Santo, Brasil)**. 1995. Tese de Doutorado. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas)–São Carlos–SP. Universidade Federal de São Carlos–UFSCar, 245p.

TESTA, Jeremy M.; LYUBCHICH, Vyacheslav; ZHANG, Qian. Patterns and trends in Secchi disk depth over three decades in the Chesapeake Bay estuarine complex. **Estuaries and Coasts**, [S.l.] v. 42, n. 4, p. 927-943, 2019.

TIBURCIO, Andréia Shirley Xavier da Silva. **Distribuição anual das diatomáceas em região estuarina tropical: Itamaracá-Pernambuco-Brasil**. 2011. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós graduação em Oceanografia. Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, 2011.

TOLEDO, A. P. et al. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.l.] 1983. p. 1-34.

TORREGROZA-ESPINOSA, Ana Carolina et al. Spatial and temporal variability of temperature, salinity and chlorophyll-a in the Magdalena River mouth, Caribbean Sea. **Journal of South American Earth Sciences**, [S.l.] v. 105, p. 102978, 2021.

TRAN, Thi Hoang Yen et al. Seasonal changes in phytoplankton assemblages and environmental variables in highly turbid tropical estuaries of the Mekong River, Vietnam. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S.l.] v. 194, n. Suppl 2, p. 776, 2022.

TRAN, ThiHoangYen et al. Seasonal Changes in phytoplankton assemblages environmental variables in highly turbid tropical estuaries of the Mekong River, Vietnam. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S.l.], v. 194, n. 2, p. 1-15, 2022.

TRAVASSOS, Rysoaury Keyla. **Análise da qualidade ambiental no estuário do rio Botafogo: determinação do índice trófico e componentes do fósforo na coluna da água**. Dissertação de mestrado. Programa de Pós graduação em Oceanografia do Centro de Tecnologia e Geociências da Universidade Federal de Pernambuco- Pernambuco 2011.

TUNDISI, José Galizia; TUNDISI, TakakoMatsumura; **Limnologia**, Oficina de texto,2008.

TUNDISI, José Galizia; TUNDISI, TakakoMatsumura; **Recursos Hídricos no século XXI**, Oficina de texto,2013.

TUREKIAN, K. K. Oceanos. São Paulo - Brasil. Editora **Edgard Blucher Ltda**. 1968. 151 p.

UHLMANN, Dietrich. Hydrobiology- a text for engineers and scientists. **Publ. by: Wiley**, 1980.

VALENTIM, Micaela Machado. **Relação da salinidade e turbidez nos limites de um estuário amazônico**. 2017. Trabalho de conclusão de curso. Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências Faculdade de Oceanografia, Belém, 2017.

VAN MEERSSCHE, Elise; PINCKNEY, James L. Nutrient loading impacts on estuarine phytoplankton size and community composition: community-based indicators of eutrophication. **Estuaries and Coasts**,[S.l] v. 42, n. 2, p. 504-512, 2019.

VAN NIEKERK, Lara; ADAMS,Janini.; Barbosa, JAMES.;NICOLA. C., Lamberth;STEPHEN. J.;MACKAY, C. F.;TURPIE, J. K.;RAJKARAN,A.; WEERTS, SP.;WHITFIELD, A. K.. An Estuary Ecosystem Classification that encompasses biogeography and a high diversity of types in support of protection and management. **African Journal of Aquatic Science**, [S.l], v. 45, n. 1-2, p. 199-216, 2020.

VILLAS, Federico; RUBIO, Belén; REY, Daniel; BERNABEU, Ana M; **Estuary. Encyclopedia of Planetary Landforms**, New York, 2014.

VILLATE, Fernando et al. Dissolved oxygen in the rehabilitation phase of an estuary: influence of sewage pollution abatement and hydro-climatic factors. **Marine Pollution Bulletin**,[S.l] v. 70, n. 1-2, p. 234-246, 2013.

VOLLENWEIDER, R. A. GIOVANARDI, E.; MONTANARI, G.; RINALDI, A. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. **Environmetrics: The official journal of the International Environmetrics Society**, [S.l],v. 9, n. 3, p. 329-357, 1998.

VON-SPERLING; Marcos;**Introdução à qualidades das água e tratamentos dos efluentes, 2005**.

WALT, D. P.; FRANÇA, J. B.; FERREIRA, A. C. S. Eutrofização dos corpos hídricos. **Leitura de Minuto. Secretaria dos Recursos Hídricos, Ceará**, 2007.

WANG, F., Umehara, A., Nakai, S., & Nishijima, W. (2019). Distribution of region-specific background Secchi depth in Tokyo Bay and Ise Bay, Japan. **Ecological Indicators**, [S.l.], v. 98, p. 397-408. 2019.

YUSUF, Zahraddeen Hassan. Phytoplankton as bioindicators of water quality in Nasarawa Reservoir, Katsina State Nigeria. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [S.l.], v. 32, 2020.]

ZHANG, Xinfeng et al. Tentative Prediction of Harmful Algal Blooms in Yangtze Estuary. In: **Journal of Physics: Conference Series**. IOP Publishing, 2023. p. 012053.

ZHANG, Yunlin et al. Optical properties and composition changes in chromophoric dissolved organic matter along trophic gradients: implications for monitoring and assessing lake eutrophication. In: **Water Research**. [S.l.], v. 131, p. 255-263. Mar 2018.

ZOPPAS, Fernanda Miranda; BERNARDES, Andrea Moura; MENEGUZZI, Álvaro. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.l.] v. 21, p. 29-42, 2016.