ECOLOGIA E DISTRIBUIÇÃO DO FITOPLÂNCTON NO ESTUÁRIO DO RIO SANTO ANTÔNIO, ILHA DO MARANHÃO

Larissa Cristina Machado da Silva[1]

Andrea Christina Gomes de Azevedo-Cutrim[2]

INTRODUÇÃO

As áreas costeiras apresentam elevada densidade populacional e intensa urbanização, tornando-se mais suscetíveis às pressões antrópicas, como poluição, degradação ambiental e exploração excessiva dos recursos naturais (Margarotto *et al*., 2019).

Nesse contexto, os estuários destacam-se por sua importância ecológica e socioeconômica, especialmente por sua associação aos manguezais, ecossistemas responsáveis por serviços ambientais como ciclagem de nutrientes, estabilização do solo, produção de biomassa e armazenamento de carbono (Seanger *et al*., 1983). Além disso, atuam como áreas de abrigo, reprodução e alimentação de diversas espécies aquáticas, contribuindo para a biodiversidade e para a pesca (Alongi, 2002; Murdiyarso *et al*., 2015).

Em estuários tropicais, as variações sazonais influenciam diretamente a estrutura da comunidade fitoplanctônica, tornando esse grupo um importante indicador das condições ambientais e dos níveis de perturbação do ecossistema (Cavalcanti, 2018). O fitoplâncton é formado por organismos microscópicos suspensos na coluna d'água, altamente sensíveis às alterações ambientais e, por isso, amplamente utilizados como bioindicadores da qualidade da água (Torres *et al*., 2021).

A rápida resposta do fitoplâncton a mudanças ambientais, como alterações no oxigênio dissolvido, nutrientes e contaminantes, reforça sua relevância na avaliação da integridade dos ecossistemas aquáticos (Casé *et al*., 2008). Além disso, as microalgas desempenham papel fundamental na cadeia alimentar aquática por sustentarem os níveis tróficos superiores (Bastos *et al*., 2004).

O rio Santo Antônio, localizado na Ilha do Maranhão, no município de Paço do Lumiar, possui relevância socioambiental por sustentar atividades como pesca artesanal e abastecimento local (Pimenta *et al*., 2020). Entretanto, a bacia hidrográfica vem sofrendo impactos decorrentes da urbanização desordenada, como impermeabilização do solo, redução da cobertura vegetal e aumento do aporte de sedimentos e poluentes ao sistema estuarino (Camara *et al*., 2017; Rodrigues *et al*., 2025).

Diante desse cenário, tornam-se necessários estudos integrados sobre os componentes biológicos do estuário, especialmente o fitoplâncton, visando compreender os efeitos das pressões antrópicas sobre o ecossistema do rio Santo Antônio.

1 Discente do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Estadual do Maranhão (UEMA). E-mail: larissacristina710@gmail.com

2 Doutora. Professora Associado II do Departamento de Biologia do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Estadual do Maranhão (UEMA). E-mail: andrea.azevedo.uema@gmail.com

METODOLOGIA

Descrição da área de estudo

A bacia do rio Santo Antônio está inserida nos municípios de São Luís, São José de Ribamar e Paço do Lumiar, concentrando sua maior extensão territorial neste último. O rio Santo Antônio, conhecido também como Cururuca, tem sua nascente no bairro Cidade Operária, no município de São Luís, e deságua na baía de Curupu, em Paço do Lumiar (Silva; Viana, 2019). Segundo Rodrigues *et al*. (2025), o baixo curso do rio Santo Antônio, possui uma extensão de 44,13 km², correspondendo a parte da área total da bacia hidrográfica, que apresenta 92,44 km² de extensão.

Figura 1 - Manguezal do estuário do rio Santo Antônio, Ilha do Maranhão - MA



Fonte: Autoria própria (2024).

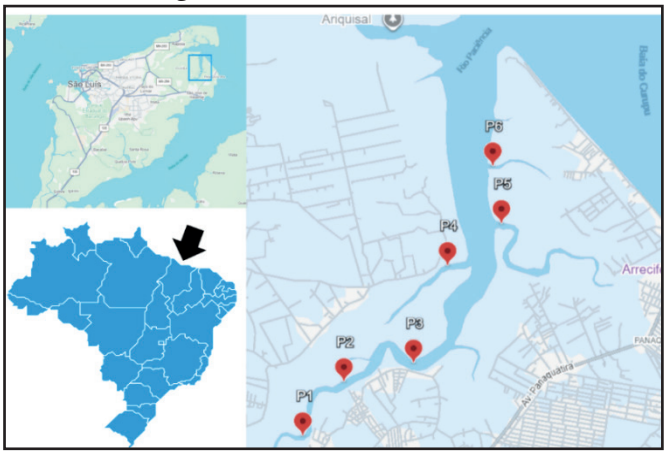
Além disso, o clima na ilha é quente e úmido, clima padrão para áreas equatoriais e tropicais, com dois períodos estacionais bem definidos: chuvoso (janeiro a junho) e de estiagem (julho a dezembro), conforme Azevedo-Cutrim (2008). Nessa região a temperatura costuma oscilar entre 24 e 30 ºC.

Amostragem

O estudo foi realizado por meio de oito campanhas amostrais em seis pontos de coleta (P1–P6), distribuídas entre os períodos de estiagem e chuvoso, com quatro amostragens em cada período. A estiagem compreendeu os meses de setembro (SET) e novembro (NOV), enquanto o período chuvoso incluiu fevereiro (FEV) e abril (ABR).

Os pontos P1, P2 e P3, localizados à montante do rio Santo Antônio, recebem maior aporte de água doce, enquanto os pontos P4, P5 e P6, situados à jusante, apresentam maior influência de água salgada (Figura 2). Os pontos amostrais correspondem a pequenos portos da região, selecionados devido à intensa circulação de pessoas e à ocorrência de atividades extrativistas, como pesca e mariscagem, fatores que podem influenciar a dinâmica dos organismos presentes no ambiente.

Figura 2 - Área de amostragem do estuário do rio Santo Antônio - MA.



Fonte: Autoria própria (2025).

As coletas foram realizadas na subsuperfície do estuário do rio Santo Antônio, durante marés de sizígia e no período de vazante, com os pontos georreferenciados por GPS Garmin, conforme a tabela 1.

Tabela 1 – Pontos amostrais, com referência e coordenadas geográficas.

PONTO AMOSTRAL	REFERÊNCIA	COORD. GEOGRÁFICA
P1	Povoado de Pau Deitado	02°31'45" S e 44°05'08" W
P2	Portinho Rico	02°31'16" S e 44°04'46" W
P3	Portinho do Timbuba	02°31'95" S e 44°04'09" W
P4	Portinho do Mojó	02°30'13" S e 44°03'50" W
P5	Pecuapara	02°29'50" S e 44°03'21" W
P6	Aranaí	02°29'18" S e 44°03'25" W

Fonte: autoria própria (2025)

Etapa de campo

- Variáveis ambientais

Durante as campanhas nos períodos de estiagem (PE) e chuvoso (PC), foram aferidas in situ as variáveis ambientais dos pontos de amostragem, incluindo salinidade ($g.kg^{-1}$), temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido ($mg.L^{-1}$), potencial hidrogeniônico (pH) e sólidos totais dissolvidos ($g.L^{-1}$), utilizando-se uma sonda multiparamétrica digital HANNA. A transparência da água (cm) foi determinada por meio da leitura do disco de Secchi, considerando o desaparecimento do disco na coluna d'água.

- Variáveis bióticas

As coletas para análise qualitativa do fitoplâncton foram realizadas por meio de arrastos horizontais na subsuperfície da água, utilizando rede cônico-cilíndrica com malha de 45 μm, durante 10 minutos. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em frascos plásticos de 200 mL, devidamente identificados e preservados com solução de formalina a 4%.

Para as análises quantitativas, foram coletados 2 L de água da subsuperfície da coluna d'água, destinados à determinação da densidade fitoplanctônica e da concentração de clorofila-a.

As amostras foram devidamente rotuladas e encaminhadas ao Laboratório de Biologia Vegetal e Marinha (LBVM/UEMA).

Etapa de Laboratório

- Aspecto qualitativo do fitoplâncton

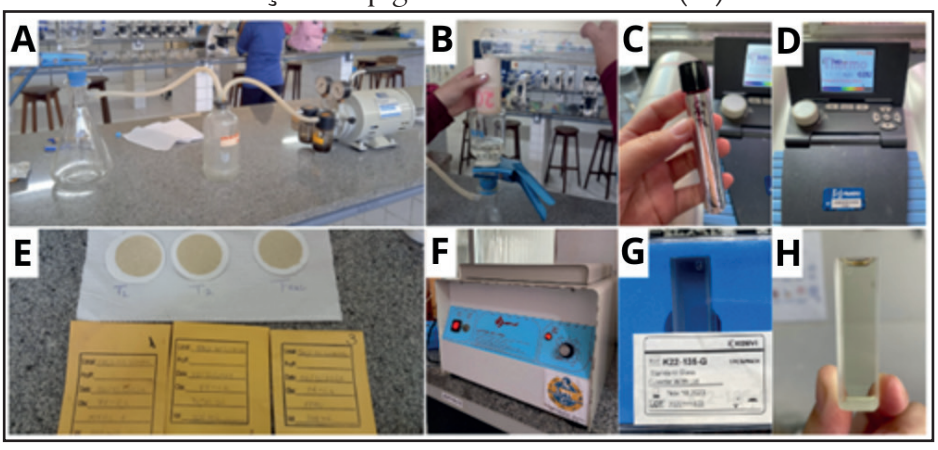
A identificação do fitoplâncton foi realizada a partir da preparação de dez lâminas por ponto de amostragem, totalizando 60 lâminas por campanha, analisadas em microscópio óptico ZEISS no Laboratório de Biologia Vegetal e Marinha (LBVM). A identificação taxonômica baseou-se em monografias, manuais, dissertações, teses, artigos científicos, chaves de identificação, livros especializados e no banco de dados AlgaeBase, visando à atualização nomenclatural dos táxons registrados.

- Clorofila-a

As amostras para análise de clorofila-a foram coletadas na subsuperfície da coluna d'água, identificadas e transportadas ao Laboratório de Biologia Vegetal e Marinha (LBVM). A extração dos pigmentos foi realizada por filtração em sistema a vácuo Millipore com filtros Whatman GF/C (0,48 μm; 47 mm), seguida de análise em espectrofotômetro SPECTRONIC 200.

Foram realizadas filtragens totais e fracionadas em réplicas. A clorofila-a total foi obtida pela filtração integral da amostra, enquanto a fração nano/picoplanctônica (<20 μm) foi separada por pré-filtração em malha de 20 μm. A clorofila-a do microfitoplâncton (>20 μm) foi calculada pela diferença entre as frações (Figura 3). Após a filtração, os filtros foram secos, acondicionados em papel alumínio e armazenados a -18 °C, protegidos da luz. Para a leitura espectrofotométrica, os filtros foram submetidos à extração em acetona a 90% por 24 horas sob refrigeração e ausência de luz, seguida de centrifugação a 3.500 rpm, utilizando-se o sobrenadante para análise no LBVM/UEMA.

Figura 3 – Aparelho de filtração (A), filtragem com a malha de 20μm (B), tubo de ensaio contendo filtro (C), espectrofotômetro (D), filtros com amostras filtradas (E), centrífuga (F), cubeta (G) e extração dos pigmentos clorofilianos (H).



Fonte: autoria própria (2025)

A concentração de clorofila-a (mg.m^{-3}) foi determinada segundo a metodologia de Strickland e Parsons (1963), sendo posteriormente calculada por meio da seguinte fórmula:

onde:

Δ = leitura das absorbâncias nos diferentes comprimentos de onda (630, 645, 665 e 740nm);

V1 = volume de acetona a 90% (10ml);

V2 = volume da amostra filtrada (L);

L = caminho óptico da cubeta (cm).

- Densidade fitoplanctônica

As amostras foram homogeneizadas e sedimentadas por 24 horas em câmaras de 10 mL contendo Rosa de Bengala, utilizado para diferenciar células vivas dos sedimentos. A contagem celular foi realizada pela técnica de Utermöhl, utilizando microscópio invertido ZEISS Axiovert 100 com objetiva de 40x. Foram contabilizados, no mínimo, 100 campos sistematizados em cruz, permitindo o cálculo do total de células na câmara de sedimentação segundo a fórmula proposta por Villafañe e Reid (1995).

- Índice de constância

O índice de constância considera a frequência de ocorrência de cada táxon em relação ao total de amostras analisadas. Os táxons foram classificados como constantes (>50% das amostras), acessórios (25–50%) e acidentais (<25%), conforme Dajoz (1983).

- Índices ecológicos

A diversidade específica (H') foi calculada por meio do índice de Shannon (1948), utilizando as amostras de garrafa, e os resultados foram expressos em bits.cel^{-1}, considerando que 1 bit equivale a uma unidade de informação. A classificação da diversidade seguiu os critérios propostos por Valentin (2000), sendo considerada alta quando $\geq$ 3,0 bits.cel^{-1}, média entre < 3,0 e $\geq$ 2,0 bits.cel^{-1}, baixa entre < 2,0 e $\geq$ 1,0 bits.cel^{-1} e muito baixa quando < 1,0 bits.cel^{-1}. A equitabilidade (J), também denominada índice de uniformidade, foi calculada a partir do H' de Shannon, utilizando igualmente as amostras de garrafa. Seus valores variam de 0 a 1, de modo que quanto mais próximo de 0, menor a uniformidade na distribuição das espécies. Valores acima de 0,5 indicam distribuição significativa e relativamente uniforme das espécies na amostra, enquanto valores próximos de 1 representam elevada equitabilidade. A riqueza de espécies foi determinada com base no índice proposto por Margalef (1958), também a partir das amostras de garrafa.

- Análise estatística

Para a Análise de Componentes Principais (ACP), foram utilizados dados dos parâmetros climatológicos, hidrológicos e biológicos, com base na Correlação Linear Momento-Produto de Pearson. A Análise de Variância bifatorial (Two-way ANOVA) foi aplicada para comparar as diferenças entre as estações de coleta e entre os períodos sazonais.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Variáveis ambientais

- Temperatura da água

A temperatura da água apresentou valores mais baixos no período de estiagem, com média em torno de 27,0 ˚C, enquanto no período chuvoso foram registrados valores mais elevados, chegando a 30,3 ˚C (Figura 4). Segundo Azevedo *et al*. (2008), pequenas variações térmicas são características de estuários tropicais devido à estabilidade climática ao longo do ano.

A temperatura influencia diretamente o crescimento, a reprodução e a distribuição das microalgas, atuando como importante regulador da dinâmica fitoplanctônica, conforme Souza (2025).

- Salinidade da água ($g.kg^{-1}$)

A salinidade da água, influenciada por fatores climáticos e pela dinâmica das marés, variou de 3 no período chuvoso a 39,8 $g.kg^{-1}$ durante a estiagem (Figura 4). Observou-se aumento gradual da salinidade do P1 ao P6 em ambos os períodos sazonais, devido ao maior aporte de água doce em P1, localizado mais à montante, e à maior influência marinha em P6, mais próximo da desembocadura. Segundo Costa *et al*. (2015), durante as marés de sizígia os estuários tendem a permanecer submersos, favorecendo o aumento da salinidade.

Nos estuários tropicais, a salinidade é considerada a principal variável físico-química, desempenhando papel fundamental na distribuição das espécies, embora a temperatura e a radiação solar também exerçam influência, conforme Santos-Fernandes (1997).

- Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH apresentou pouca variação entre os pontos amostrais no período de estiagem, mantendo caráter neutro (7,0). Já no período chuvoso, os valores variaram entre 4,5 e 8,0 (Figura 4).

Carvalho (2018), em estudo realizado em São José - MA, também registrou valores próximos a 7,0 durante a estiagem, padrão considerado adequado ao desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica, conforme Gammal *et al*. (2017).

- Oxigênio dissolvido (mg.L-1)

No período de estiagem, os valores de oxigênio dissolvido variaram entre 1,4 e 7,3 $mg.L^{-1}$, enquanto no período chuvoso oscilaram entre 1,7 e 4,6 $mg.L^{-1}$ (Figura 4). O oxigênio dissolvido é um importante indicador da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos, sendo influenciado por fatores como decomposição da matéria orgânica, temperatura e salinidade (Sabedra, Rodrigues e Souza, 2020).

Durante a estiagem, a redução do nível do rio favorece a entrada das marés semidiurnas, aumentando a oxigenação das águas. Segundo Esteves (1998), a atmosfera e a fotossíntese constituem as principais fontes de oxigênio dissolvido, enquanto decomposição, respiração, perdas atmosféricas e oxidação de íons metálicos atuam como principais sumidouros.

- Transparência da água

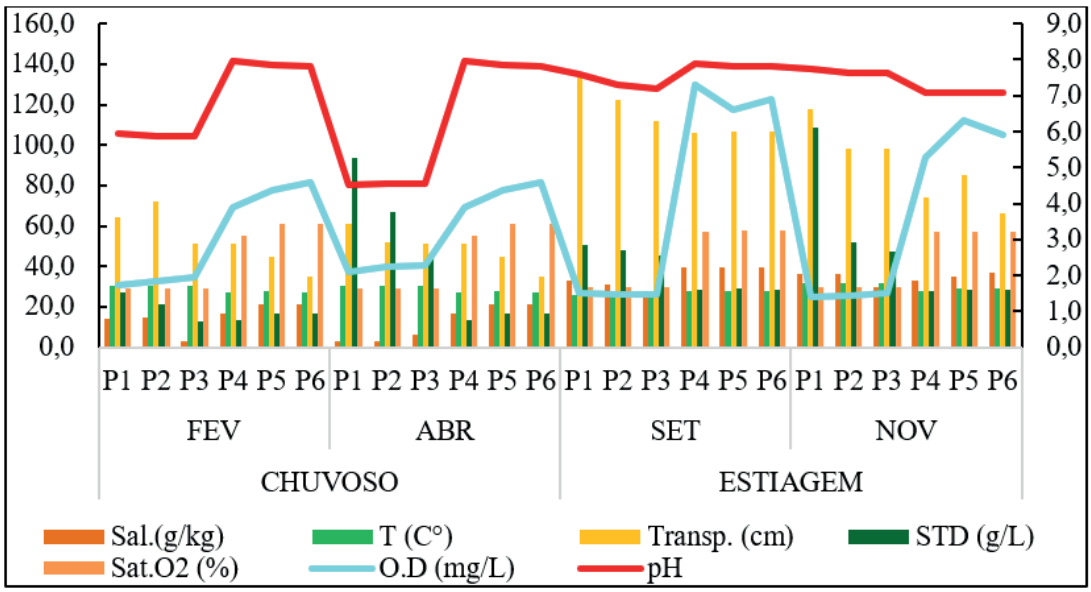
Durante a estiagem, a transparência da água no estuário do rio Santo Antônio variou entre 66,0 e 135,0 cm, enquanto no período chuvoso os valores foram menores, oscilando entre 35,0 e 72,0 cm (Figura 4). A menor transparência no período chuvoso pode estar relacionada ao aumento da descarga fluvial, que intensifica a suspensão de sedimentos na água.

A transparência da água é fundamental para o desenvolvimento do fitoplâncton, por influenciar a disponibilidade de radiação solar necessária à fotossíntese. Segundo Bastos (2006), ambientes estuarinos tendem a apresentar baixa transparência devido à pouca profundidade e à elevada dinâmica das marés e descargas fluviais.

- Sólidos totais dissolvidos (g/L)

Os sólidos totais dissolvidos variaram entre 12,7 e 108,4 g/L nos pontos amostrais (Figura 4). Segundo Tundisi (2008), elevadas concentrações de sólidos dissolvidos podem aumentar a cor e a turbidez da água, reduzindo a transparência e os níveis de oxigênio dissolvido, o que compromete a produção fotossintética e afeta a biota aquática.

Figura 4 - Variação dos dados abióticos no estuário do rio Santo Antônio – MA



Fonte: autoria própria (2025).

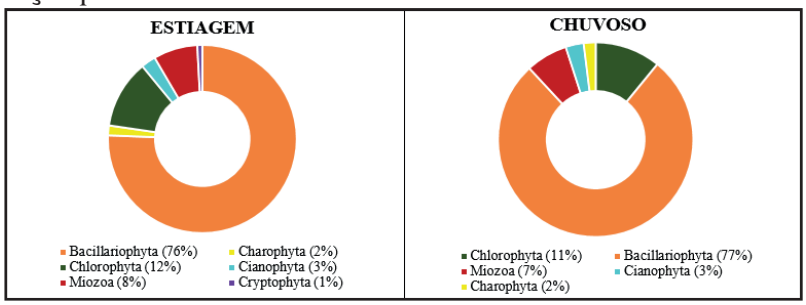
Fatores bióticos

- Composição fitoplanctônica

No estuário do rio Santo Antônio foram registradas 134 espécies de fitoplâncton, das quais 76% pertencem ao filo Bacillariophyta. Resultado semelhante foi observado por Azevedo-Cutrim (2008), que identificou predominância de diatomáceas (71,7%) no Golfão Maranhense.

Sazonalmente, foram identificadas 101 espécies no período chuvoso e 118 na estiagem, com predominância de Bacillariophyta em ambos os períodos (Figura 5). Segundo Cavalcanti (2018), essa predominância em ecossistemas costeiros está relacionada à adaptação euralina das diatomáceas e à preferência por ambientes estuarinos ricos em nutrientes.

Figura 5 - Distribuição percentual dos táxons identificados no estuário do rio Santo Antônio – MA



Fonte: Autoria própria (2025).

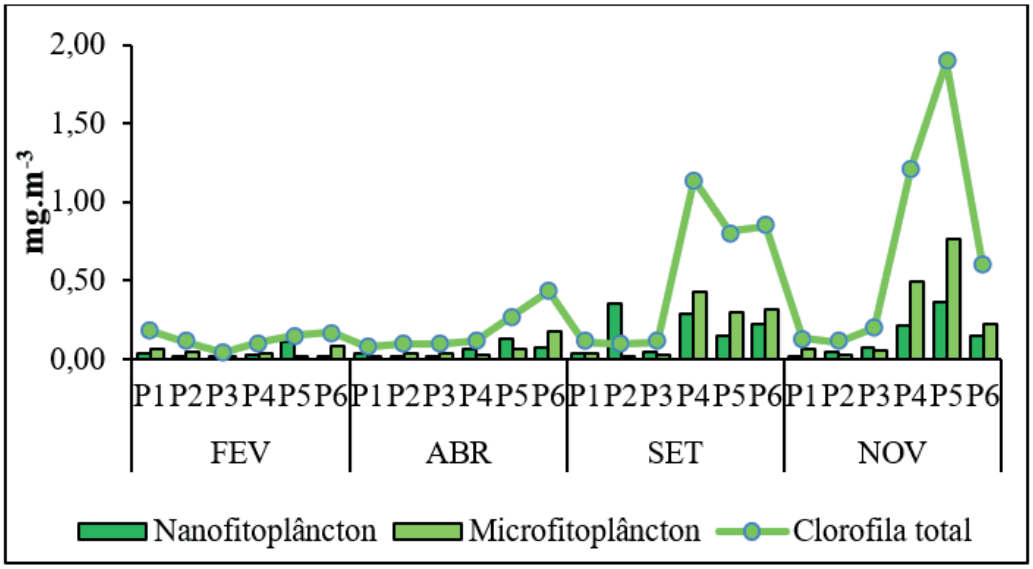
Na comparação sazonal, 87 espécies ocorreram em ambos os períodos, indicando maior tolerância às variações ambientais e possível atuação como indicadoras de estabilidade ecológica. O período chuvoso apresentou 14 espécies exclusivas, enquanto a estiagem registrou 34.

Clorofila-a

A clorofila-a apresentou maiores valores na fração total, variando de 0,04 mg.m^{-3} no período chuvoso a 1,89 mg.m^{-3} na estiagem. O nanofitoplâncton apresentou menor oscilação, entre 0,01 e 0,36 mg.m^{-3}, enquanto o microfitoplâncton variou de 0,01 a 0,76 mg.m^{-3} (Figura 6). Os maiores valores registrados na estiagem estão relacionados à maior transparência da água, favorecendo a penetração de luz, a fotossíntese e o aumento da biomassa fitoplanctônica.

A clorofila-a é amplamente utilizada na quantificação da biomassa fitoplanctônica, sendo considerada um dos métodos mais precisos para avaliação dessa comunidade (Santos-Fernandes *et al*., 1998).

Figura 6 - Variação sazonal e espacial da clorofila-a no estuário rio Santo Antônio - MA.



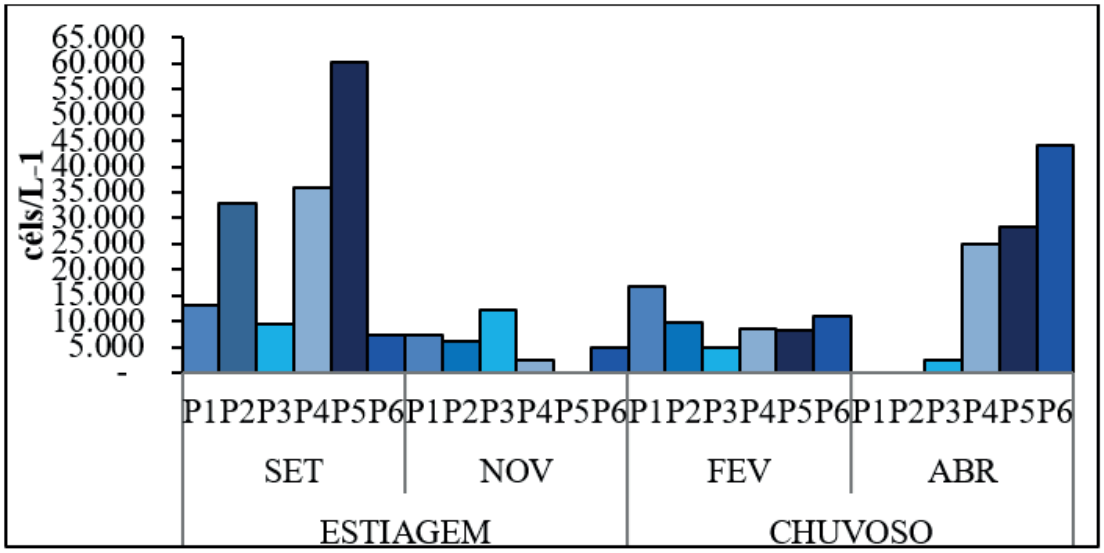
Fonte: Autoria própria (2025).

Densidade fitoplanctônica

A densidade fitoplanctônica apresentou variação sazonal, com menores valores no período chuvoso e máxima de 34.463 céls.L^{-1} na estiagem. O maior número de células foi registrado entre o final do período chuvoso e o início da estiagem (Figura 7).

A espécie *Coscinodiscus oculus-iridis* apresentou maior contribuição na amostra do P4 durante o mês de abril, representando 100% dos indivíduos registrados naquele ponto. Além disso, ocorreu em 50% das amostras analisadas, indicando ampla distribuição espacial e temporal. As diatomáceas são microalgas eucariontes unicelulares encontradas em diferentes ambientes aquáticos, livres na coluna d'água ou associadas a substratos. Sua principal característica é a frústula silicosa, cuja ornamentação auxilia na identificação taxonômica, conforme Pinto (2022).

Figura 7 - Densidade fitoplanctônica no estuário do rio Santo Antônio - MA.



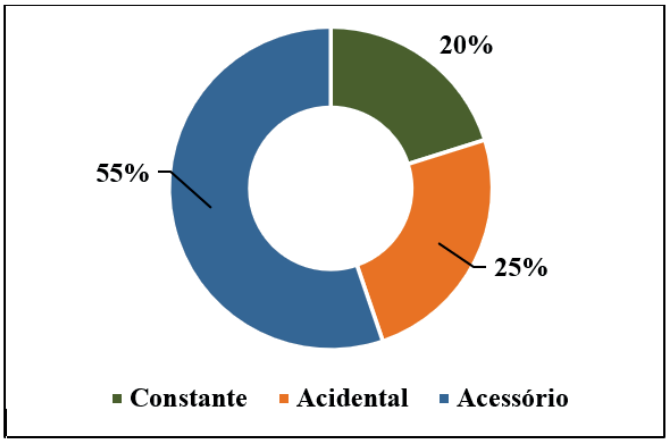
Fonte: autoria própria (2025).

Índices ecológicos

- Índice de constância

A ocorrência dos táxons da comunidade fitoplâncton identificados nas oito campanhas, foi possível observar o maior número de táxons enquadrados na categoria Acidental (ACI) com 55%, seguido da categoria Acessório (ACES) com 25%, e por último a categoria Constante (CTE) com apenas 20% (Figura 8).

Figura 8 - Distribuição percentual das categorias do índice de constância dos táxons identificados no rio Santo Antônio – MA



Fonte: Autoria própria (2025).

Foram contabilizados 27 táxons como constantes, com contribuições variando de 55 a 100% (Figura 8). Dentre eles, três espécies ocorreram em 100% das amostras: *Bellerochea malleus*, *Chaetoceros peruvianus* e *Ditylum brightwellii*, algumas dessas apresentadas na figura 16.

Figura 9 - Espécies encontradas no estuário do rio Santo Antônio - MA.



Fonte: autoria própria (2025).

- Índice de Diversidade Específica (H')

Os índices ecológicos calculados a partir da densidade fitoplanctônica indicaram baixa diversidade em ambos os períodos sazonais. No período chuvoso, os valores variaram de 0,09 bits.céls^{-1} (P2) a 1,80 bits.céls^{-1} (P6), enquanto na estiagem oscilaram entre 0,06 bits.céls^{-1} (P2) e 1,13 bits.céls^{-1} (P4) (Figura 10).

Segundo Margalef (1980), ambientes costeiros apresentam baixa diversidade específica, geralmente entre 0,7 e 1,7 bits.céls^{-1}, podendo ser ainda menor em estuários devido ao processo de eutrofização.

- Índice de Equitabilidade (J)

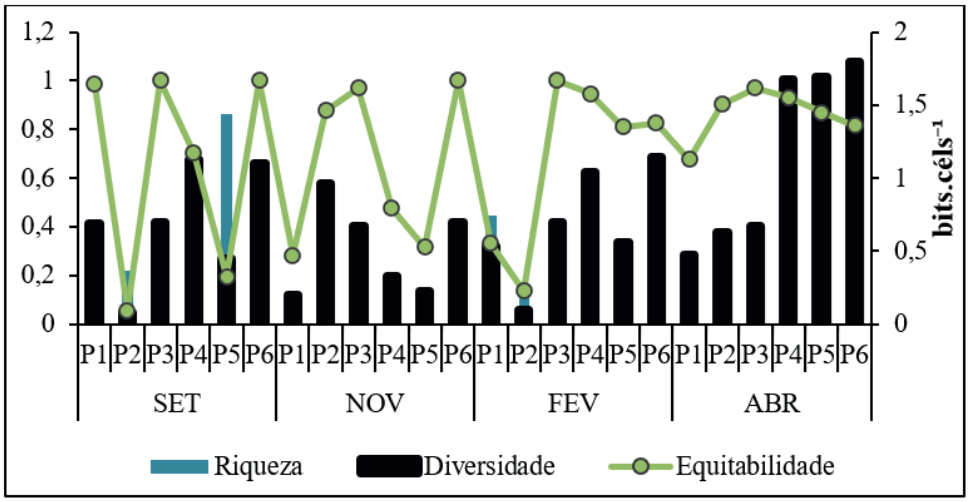
A equitabilidade apresentou variação de 0,06 a 0,99 no período de estiagem e de 0,14 a 0,99 no período chuvoso. Os maiores valores foram registrados no início de cada período sazonal. Esses resultados diferem dos observados por Oliveira (2021), que registrou valores entre 0,5 e 1 em todos os pontos analisados (Figura 10).

- Índice de Riqueza (S)

A comunidade fitoplanctônica do estuário do rio Santo Antônio apresentou baixa riqueza específica. Na estiagem, os valores variaram entre 0,11 e 0,86 (P5), enquanto no período chuvoso oscilaram entre 0,11 e 0,76 (P6), conforme a Figura 10.

Segundo Pires (2023), a integridade ambiental está associada a valores elevados ou regulares de riqueza, diversidade e equitabilidade, em comparação aos índices de dominância, indicando ambientes com maior equilíbrio ecológico e distribuição homogênea das espécies.

Figura 10 - Índices ecológicos da estiagem no estuário do rio Santo Antônio - MA.



Fonte: Autoria própria (2025).

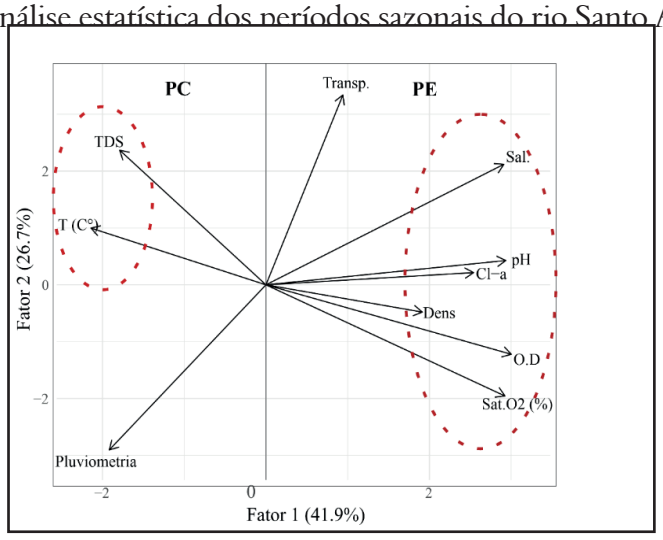
Análise estatística

- Análise dos componentes principais (ACP)

A Análise de Componentes Principais (ACP) evidenciou os principais fatores ambientais responsáveis pela variação físico-química do sistema. Os dois primeiros componentes explicaram 68,6% da variância total, sendo o Fator 1 responsável por 41,9% e o Fator 2 por 26,7% (Tabela 2).

Durante a estiagem, o aumento da transparência da água esteve associado a maiores valores de clorofila-a e densidade fitoplanctônica, favorecidos pela redução da descarga fluvial e ausência de chuvas, o que também resultou em maior salinidade, corroborando Souza (2022). No período chuvoso, as amostras apresentaram associação com a pluviometria, temperatura da água e sólidos dissolvidos totais (Figura 11). A densidade fitoplanctônica apresentou relação inversa com a precipitação, aumentando com a redução das chuvas, diferindo dos resultados observados por Oliveira (2021).

Figura 11 - Análise estatística dos períodos sazonais do rio Santo Antônio –MA.



Fonte: Autoria própria (2025).

De modo geral, a ACP demonstrou forte influência da sazonalidade sobre as variáveis ambientais do estuário, com o período chuvoso caracterizado por maior influência continental e a estiagem por maior estabilidade físico-química e maior produção biológica.

CONCLUSÃO

- O estuário do rio Santo Antônio apresentou variações espaciais e sazonais nas variáveis ambientais, influenciando a estrutura da comunidade fitoplanctônica.
- A comunidade foi dominada por Bacillariophyta, com maior riqueza específica no período chuvoso.
- A densidade fitoplanctônica e a clorofila-a variaram espacial e sazonalmente, com maiores valores durante a estiagem.
- Os baixos índices de diversidade, equitabilidade e riqueza indicaram predominância de poucas espécies e condições ambientais restritivas.
- Os resultados destacam a sensibilidade do fitoplâncton às variações ambientais do estuário e seu potencial como indicador ecológico.

REFERÊNCIAS

ALONGI, D. M. **Present state and future of the world's mangrove forests**. *Environmental Conservation*, Cambridge, v. 29, n. 3, p. 331-349, 2002.

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

AZEVEDO-CUTRIM, A. C. G. et al. **Spatial heterogeneity of zooplankton community in an eutrophicated tropical estuary**. *Aquatic Sciences*, Basel, v. 86, n. 2, p. 1-15, 2024.

BASTOS, C. R. **Transparência da água e produtividade primária em ambientes estuarinos**. *Revista Brasileira de Oceanografia*, São Paulo, v. 54, n. 2, p. 123-134, 2006.

BASTOS, R. B.; FEITOSA, F. A. N.; MUNIZ, K. **Variabilidade espaço-temporal da biomassa fitoplanctônica e hidrologia no estuário do Rio Uma (Pernambuco – Brasil)**. *Tropical Oceanography*, v. 33, n. 1, p. 1-18, 2004.

CAMARA, E. M. V. et al. **Urbanização e impactos ambientais em bacias hidrográficas costeiras**. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 10, n. 2, p. 456-470, 2017.

CARVALHO, A. P. S. **Avaliação do potencial hidrogeniônico em estuários urbanos do Maranhão**. 2018. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2018.

CASÉ, M.; MOURA, A. N.; BARBOSA, J. E. L. **O uso do fitoplâncton como indicador da qualidade da água**. *Acta Limnologica Brasiliensia*, São Paulo, v. 20, n. 3, p. 267-276, 2008.

CAVALCANTI, L. F. **Variabilidade espaço-temporal do fitoplâncton ao longo de um gradiente salino em um estuário tropical de macromaré na margem equatorial**

brasileira. 2018. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2018.

COSTA, R. S.; SILVA, M. R.; OLIVEIRA, L. B. **Variabilidade térmica em estuários tropicais**. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v. 22, n. 4, p. 1-12, 2017.

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

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

GAMMAL, M. A. et al. **Influência do pH na estrutura do fitoplâncton estuarino**. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, São Paulo, n. 45, p. 77-89, 2017.

GUIRY, M. D.; GUIRY, G. M. **AlgaeBase: world-wide electronic publication**. Galway: National University of Ireland, 2022.

MACIEL, C. R. **Avaliação da qualidade da água do rio Caxangá no município de Manicoré-AM**. 2025. Monografia (Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Amazonas, Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente, Humaitá, 2025.

MAGAROTTO, M. G. et al. **Crescimento urbano em zonas costeiras**. *Cadernos de Estudos Sociais*, v. 36, n. 1, 2021.

MARGALEF, R. **Perspectives in ecological theory**. Chicago: University of Chicago Press, 1980.

MURDIYARSO, D. et al. **The potential of Indonesian mangrove forests for global climate change mitigation**. *Nature Climate Change*, London, v. 5, n. 12, p. 1089-1092, 2015.

OLIVEIRA, A. V. G. **Comunidade fitoplanctônica da região costeira do Caúra, São José de Ribamar – MA**. 2021. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, 2021.

PIMENTA, R. S. et al. **Qualidade ambiental e microbiológica do rio Santo Antônio, Ilha do Maranhão**. *Revista Ambiente & Água*, v. 15, n. 4, p. 1-14, 2020.

PINTO, B. T. B. **Assembleia de diatomáceas como indicadora da qualidade ambiental dos sedimentos do manguezal de Marapanim (Pará, Brasil)**. 2022. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2022.

PIRES, P. V. B.; SOUSA, E. B. D.; GOMES, A. L.; CUNHA, C. J. S.; TAVARES, V. B. D. C.; PINHEIRO, S. C. C.; MELO, N. F. A. D. **Effect of seasonality and estuarine waters on the phytoplankton of the Guamá River (Belém, Amazon, Brazil)**. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 96, n. 1, p. e20220413, 2024.

RODRIGUES, W. J. O. et al. **Análise do escoamento superficial no baixo curso da bacia hidrográfica do rio Santo Antônio**. *Margarida Penteado – Revista de Geomorfologia*, v. 2, n. 1, p. 1-19, jun. 2025.

SABEDRA, C.; RODRIGUES, L.; SOUZA, T. **Qualidade das águas do rio Santa Maria no município de Dom Pedrito-RS**. 2020.

SANTOS-FERNANDES, T. L. **Ecologia do fitoplâncton em estuários tropicais**. *Acta Limnologica Brasiliensia*, São Paulo, v. 9, p. 23-35, 1997.

SEANGER, J. R. et al. **Mangrove primary productivity in the coastal zone**. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, London, v. 17, n. 6, p. 595-606, 1983.

SILVA, I. G.; VIANA, M. B. **Implantação de sistema de esgotamento sanitário no bairro Vila Epitácio Cafeteira**. *Revista Caribeña de Ciencias Sociales*, Málaga, jul. 2019.

SOUZA, D. S. C. **Comunidade fitoplanctônica e parâmetros físico-químicos no estuário do rio Tibiri, Quebra Pote – MA**. 2022. Monografia (Licenciatura em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, 2022.

SOUZA, D. S. C.; AZEVEDO-CUTRIM, A. C. G.; SANTOS, A. K. D.; CUTRIM, M. V.; OLIVEIRA, A. V. G.; CRUZ, Q. S.; ROSAS, R. S.; SOUZA, C. C. **Dynamics of phytoplankton functional groups and carbon concentrations in an estuary on the Brazilian equatorial margin**. *Marine Environmental Research*, Amsterdam, v. 212, 2025. art. 107559.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. **A practical handbook of seawater analysis**. 2. ed. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada, 1963.

TORRES, R. C. et al. **Fitoplâncton como bioindicador da qualidade da água em sistemas costeiros tropicais**. *Brazilian Journal of Biology*, v. 81, n. 2, p. 356-367, 2021.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

VILLAFAÑE, V. E.; REID, F. M. H. **Métodos de contagem de fitoplâncton utilizando microscopia invertida**. *In*: SOUZA, C. R. (org.). *Manual de métodos para o estudo do fitoplâncton*. Rio de Janeiro: Interciência, 1995. p. 21-29.