



Atributos taxonômicos e funcionais do fitoplâncton em ecossistemas interligados: implicações para a conservação costeira tropical

Taxonomic and functional attributes of phytoplankton in interconnected ecosystems: implications for tropical coastal conservation

Marcella Guennes Tavares de Oliveira^{ab}, Alef Jonathan da Silva^c, Ingridy Naara Duarte Vicente^b, Pedro Augusto Mendes de Castro Melo^d, Mauro de Melo-Júnior^b

^a Universidade Federal Rural de Pernambuco-UFRPE, Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza-PPGETNO. Rua Manuel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. CEP: 52171-900. E-mail: marcellaguenness@gmail.com (autor correspondente).

^b UFRPE, Laboratório de Ecologia do Plâncton. Rua Manuel de Medeiros, SN, Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. CEP: 52171-900. E-mail: ingridynaarad.v@gmail.com, mauro.melojr@ufrpe.br.

^c Universidade Federal de São Carlos-UFSCAR, Laboratório de Plâncton, Rodovia Washington Luís, km 235, São Carlos, São Paulo, Brasil. CEP: 13565-905. E-mail: a.leaf93@hotmail.com.

^d Universidade Federal de Pernambuco-UFPE, Laboratório de Fitoplâncton. Avenida Prof. Moraes Rego, n. 1235, Cidade Universitária, Recife, Pernambuco, Brasil. CEP: 50670-901 Brasil. E-mail: pedro.castromelo@ufpe.br.

ARTICLE INFO

Recebido 02 Set 2024

Aceito 22 Abr 2025

Publicado 09 Jul 2025

ABSTRACT

Tropical coastal ecosystems play an important role in environmental sustainability and human well-being, requiring effective conservation strategies. Phytoplankton, due to their rapid response to environmental variations, are a key indicator of these ecosystems. The study aimed to evaluate the taxonomic and functional characteristics of phytoplankton, their seasonal and spatial dynamics, and their role as bioindicators in long-term monitoring programs. The study was carried out in Tamandaré Bay (Northeast Brazil), between 2018 and 2023, in three different ecosystems (reefs, bay, and estuarine plume). The area is considered to have one of the highest concentrations of marine biodiversity, with a high number of endemic species, and is therefore important for conservation. Data on richness, frequency of occurrence, and taxonomic diversity were analyzed, together with functional traits such as habitat of origin and harmful/toxic potential, correlated with environmental parameters. The community (127 taxa) was made up of diatoms, dinoflagellates, cyanobacteria, silicoflagellates, and chlorophytes. Richness varied according to rainfall conditions, but no spatial effect was identified between ecosystems. Increases in rainfall and temperature could lead to a restructuring of the community, resulting in a higher turnover component of beta diversity. Functional diversity reinforces that the area has interconnected ecosystems, mainly influenced by periods of high rainfall. Some species, such as *Ostreopsis ovata*, can pose risks to ecosystems and human health when they produce toxins. However, their presence does not guarantee toxicity, as this depends on genetic and environmental factors. This study reinforces the role of phytoplankton as an indicator of the health of coastal ecosystems, suggesting that the taxonomic and functional diversity of these communities can serve as a valuable tool for the sustainable management of tropical marine environments.

Keywords: Biodiversity, coastal ecosystems, harmful blooms, environmental monitoring.

RESUMO

Ecossistemas costeiros tropicais desempenham papel importante na sustentabilidade ambiental e no bem-estar humano, exigindo estratégias de conservação eficazes. O fitoplâncton, devido à sua rápida resposta às variações ambientais, é um indicador-chave desses ecossistemas. O estudo objetivou avaliar os atributos taxonômicos e



Journal of Environmental Analysis and Progress © 2025
is licensed under CC BY-NC-SA 4.0

funcionais do fitoplâncton, e suas relações sazonais e espaciais, e seu papel como bioindicadores em programas de monitoramento de longa duração. O estudo foi realizado na Baía de Tamandaré (Nordeste do Brasil), em diferentes condições de pluviosidade (entre 2018 e 2023), em três ecossistemas distintos (recifes, baía e pluma estuarina). A área é considerada como de grande biodiversidade marinha, com uma alta concentração de espécies endêmicas e importante para conservação. Foram analisados dados de riqueza, frequência de ocorrência e diversidade taxonômica, em conjunto com traços funcionais, como habitat de origem e potencial nocivo/tóxico, correlacionados com parâmetros ambientais. A comunidade esteve composta por 127 táxons pertencentes aos grupos das diatomáceas, dinoflagelados, cianobactérias, silicoflagelado e clorófitas. A riqueza variou em função das condições pluviométricas, mas não foi identificado efeito espacial entre os ecossistemas. O aumento da precipitação e da temperatura pode apresentar uma reestruturação da comunidade, resultando em um maior componente *turnover* da diversidade beta. A diversidade funcional reforça que a área apresenta ecossistemas interligados, influenciado principalmente em períodos de alta pluviosidade. Algumas espécies, como *Ostreopsis ovata*, podem apresentar riscos aos ecossistemas e à saúde humana quando produzem toxinas, embora sua presença não garanta toxicidade, pois esta depende de fatores genéticos e ambientais. Este estudo reforça o papel do fitoplâncton como indicador da saúde dos ecossistemas costeiros, sugerindo que a diversidade taxonômica e funcional dessas comunidades pode ser uma ferramenta útil para a gestão sustentável de ambientes marinhos tropicais.

Palavras-Chave: Biodiversidade, ecossistemas costeiros, florações nocivas, monitoramento ambiental.

Introdução

Os ecossistemas costeiros são sistemas biológicos complexos e sensíveis, com a capacidade natural de se reestruturar por meio de mecanismos reguladores, nos quais desempenham um papel fundamental na sustentabilidade ambiental e no bem-estar humano (Arkema et al., 2015). De acordo com a Organização das Nações Unidas (ONU), apesar de ocuparem menos de 15% da área terrestre, essas áreas abrigam cerca de 40% da população mundial, tornando-as altamente suscetíveis aos desafios decorrentes das mudanças climáticas, degradação do habitat e pressões antropogênicas (IPCC, 2024). Portanto, são consideradas prioritárias para o desenvolvimento de programas e projetos de monitoramento, conservação e políticas públicas que visem proteger a diversidade biológica, promover o uso sustentável dos recursos naturais e garantir a qualidade de vida das comunidades costeiras (Shi & Singh, 2003), sobretudo as tropicais.

Entre os diversos modelos de estratégias de preservação, as Unidades de Conservação (UCs) têm sido propostas como uma forma primordial de proteção, priorizando áreas naturais com alta biodiversidade (Green et al., 2009). As UCs costeiras e marinhas assumem um papel exemplar para o desenvolvimento de pesquisas ecológicas, bem como para a investigação de ferramentas biológicas importantes, contribuindo para a compreensão dos ecossistemas, enquanto unidades interligadas, e promovendo a conservação da biodiversidade (Katsanevakis et al., 2011). Nessas áreas, estudos de longa duração vêm sendo

promissores (Silva et al., 2020; Bastos et al., 2022; Lima et al., 2023; Silveira et al., 2024) e demonstram que caracterizar e avaliar as relações entre os atributos da comunidade (p. ex. riqueza, abundância relativa, frequência de ocorrência, diversidade específica e equitabilidade), juntamente com a caracterização ambiental e análise de suas variações (p. ex. variação sazonal e espacial) ao longo do tempo, permite desenvolver estratégias eficazes de gestão de ecossistemas e projeções de pesquisas com foco na saúde e função ecológica, a partir do conhecimento da biodiversidade (Davies et al., 2016).

Dentre as várias comunidades biológicas centrais nos ecossistemas marinhos, o fitoplâncton apresenta ciclo de vida curto, rápidas respostas às variações ambientais e altas taxas de crescimento (Di-Pane et al., 2022), abrigando entre seus representantes espécies potencialmente formadoras de florações e produtoras de toxinas (Hallegraeff, 2010). Além disso, o fitoplâncton desempenha um papel importante na estruturação dos ecossistemas marinhos, sendo responsável por aproximadamente 45% da produção primária líquida no planeta (Not et al., 2012) e na ciclagem de nutrientes e ciclos biogeoquímicos, atuando como reserva de carbono nos oceanos (Simon et al., 2009).

Alterações nas condições da água do mar podem influenciar a composição e diversidade da comunidade fitoplancônica, ao passo que diferentes espécies podem apresentar preferências específicas por certas condições ambientais, e essas preferências podem atuar como filtros que moldam a estrutura da comunidade (Ramond et al., 2021).

Assim, o estudo da comunidade fitoplânctônica e suas interações com as variáveis ambientais torna-se uma ferramenta de grande importância para compreender os processos que regem o funcionamento dos ecossistemas marinhos, sobretudo os tropicais. As comunidades de fitoplâncton experimentam variações temporais significativas devido a fatores abióticos como temperatura da água, oxigênio dissolvido e disponibilidade de nutrientes. Logo, compreender essas influências é essencial para prever e gerenciar os impactos das mudanças ambientais.

Estudos mostram que o monitoramento das florações algais nocivas (FANs) é uma importante ferramenta para assegurar a segurança pública e a saúde dos ecossistemas marinhos (Maso et al., 2006). Ao entender as variações espaciais e temporais nas comunidades de fitoplâncton, podemos prever e mitigar os efeitos das mudanças ambientais e das atividades humanas (Hallegraeff, 2010), sendo esse conhecimento fundamental para desenvolver estratégias de gestão eficazes, protegendo a vida marinha e a saúde humana dos impactos adversos das FANs.

Nesse sentido, a utilização da comunidade fitoplânctônica por meio da avaliação dos atributos taxonômicos e de ocorrência, juntamente com a análise dos aspectos funcionais (p. ex. traços ecológicos, morfológicos, fisiológicos e/ou comportamentais), e a correlação com as variações ambientais, tornam-se ferramentas importantes para o entendimento mais profundo da dinâmica e funcionamento desses ecossistemas.

Considerando esses pontos, sobre: (i) a susceptibilidade de ecossistemas costeiros tropicais; (ii) a utilização de Unidades de Conservação como modelo de áreas protegidas; e (iii) a utilização da diversidade taxonômica e funcional do fitoplâncton como ferramenta para compreender potenciais riscos dos ecossistemas marinhos tropicais, buscamos verificar, em diferentes condições de pluviosidades (ao longo de seis anos) e em três ecossistemas, os atributos taxonômicos a partir da riqueza e frequência de ocorrência, e os atributos funcionais a partir de classificação de habitat e potencial para formação de florações nocivas, com o intuito de responder como a diversidade taxonômica e funcional do fitoplâncton marinho tropical pode ser utilizada em programas de monitoramento de longa duração.

Material e Métodos

Área de estudo

A Baía de Tamandaré está localizada no município de Tamandaré, estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil (Oceano Atlântico Ocidental), sob as coordenadas 8° 47' 20" S e 35° 06' 45" O. De acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger, a área apresenta um clima do tipo As, caracterizado como tropical quente e úmido. A precipitação média cumulativa anual é de 1.595 mm, com base nos dados dos últimos trinta anos (APAC, 2025). Os maiores índices pluviométricos ocorrem entre março e agosto, com média mensal de 211 mm, enquanto os menores são registrados entre setembro e fevereiro, com média mensal de 55 mm (APAC, 2025).

A área é reconhecida por sua elevada biodiversidade marinha, com uma alta concentração de espécies endêmicas e integra os recifes rasos no nordeste do Brasil, que se diferencia dos demais do mundo, geralmente de recifes de corais, devido à predominância de macroalgas e zoantídeos (Fontes et al., 2020; Silva et al., 2020).

Estratégia amostral

As campanhas amostrais foram realizadas no período de 2018 a 2023, abrangendo os dois períodos climáticos da região, para cada ano, como parte integrante do Programa de Estudos Ecológicos de Longa Duração Tamandaré Sustentável (PELD TAMS), financiado pelo CNPq e pela Facepe. As coletas foram diurnas, subsuperficiais, durante marés vazantes de sizígia, em três diferentes ecossistemas marinhos: (1) Baía de Tamandaré, (2) área recifal e (3) pluma estuarina dos rios Ilhetas e Mamucabas (Figura 1).

Os pontos estão inseridos na área que integra à Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (APACC), maior Unidade de Conservação Marinha do Brasil sob jurisdição do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Integram, ainda, a Área de Proteção Ambiental de Guadalupe (APA de Guadalupe), Parque Natural Municipal do Forte de Tamandaré (PNM Forte de Tamandaré) e área adjacente à Área de Proteção Ambiental Marinha Recifes Serrambi (APA Serrambi).

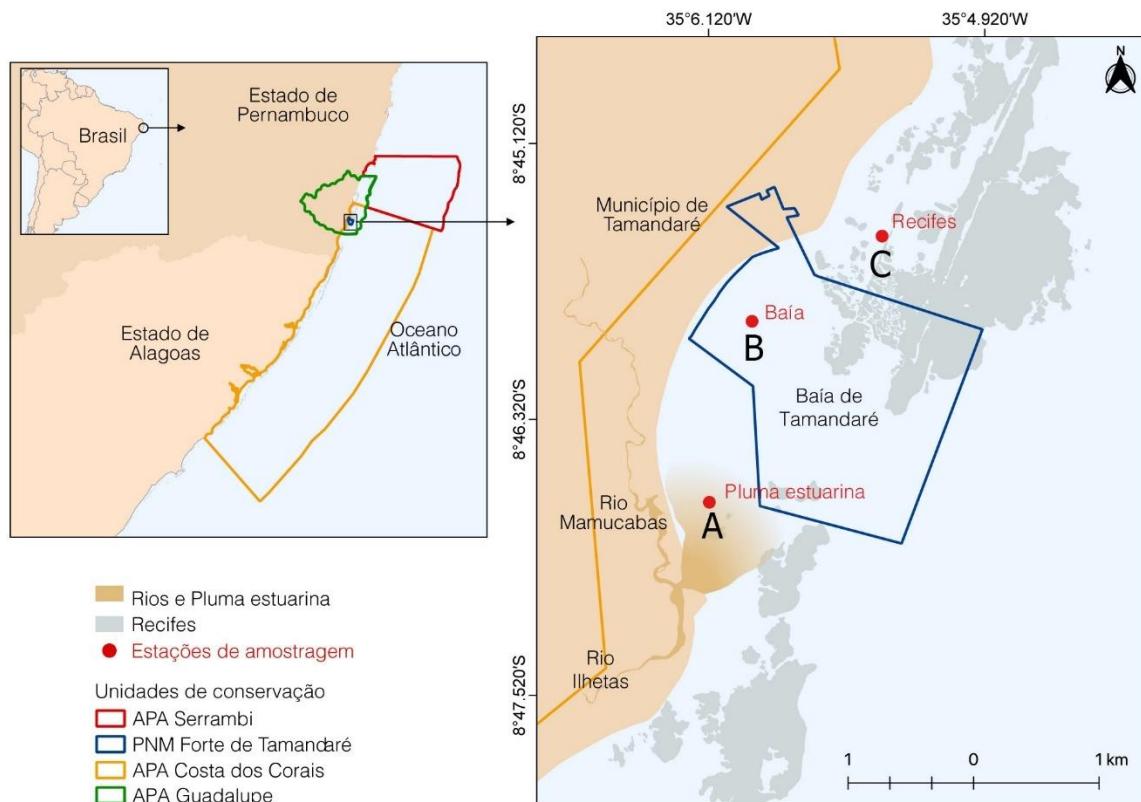


Figura 1. Distribuição das estações de amostragem do fitoplâncton na Baía de Tamandaré (Pernambuco - Brasil), junto ao PELD Tamandaré Sustentável. A. Pluma estuarina dos rios Ilhetas e Mamucabas; B. Baía de Tamandaré; C. Área dos recifes. Fonte: Guennes et al. (2025).

Procedimentos de campo

As amostras ($n = 27$) foram obtidas através de arrastos superficiais horizontais com rede de plâncton com malha de 20 μm . Cada arrasto foi realizado por embarcação, a 1 nó de velocidade, com duração de três minutos. Após a coleta, as amostras foram imediatamente fixadas e preservadas em solução salina de formol a 4%. Para caracterizar os ecossistemas, foram registrados dados de temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) e salinidade, por meio de um CTD (Conductivity, Temperature, and Depth).

Procedimentos de laboratório

Parâmetros abióticos - variáveis ambientais

Dados de precipitação pluviométrica foram provenientes da Estação Meteorológica do Instituto Agronômico de Pernambuco (IPA), localizada no município de Tamandaré, e disponibilizados pela Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC, 2024). Os dados utilizados foram referentes à média mensal acumulada (mm). Os dados de temperatura e salinidade foram tabelados e tratados.

Parâmetros bióticos - diversidade do fitoplâncton

A identificação do fitoplâncton foi realizada com base em características morfológicas

específicas, utilizando literatura especializada para cada grupo taxonômico (Cupp, 1943; Desikachary, 1959; Balech, 1988; Péragallo & Péragallo, 1897-1908; Silva-Cunha & Eskinazi-Leça, 1990; Hoppenrath et al., 2009; Kraberg et al., 2010). Buscou-se atingir o menor nível taxonômico possível por meio de observação em microscópio binocular (Zeiss Axiovert). Para cada amostra, foram analisadas três alíquotas de 2 mL, em câmaras de Sedgewick-Rafter, e confecção de lâminas semipermanentes para melhor observação de alguns táxons. Durante as análises, as células foram medidas utilizando uma ocular milimetrada, para verificar a conformidade com os dados morfométricos disponíveis na literatura. Os nomes científicos foram revisados e atualizados conforme o banco de dados AlgaeBase (Guiry & Guiry, 2025), garantindo a precisão da identificação e da classificação dos táxons.

Foram calculados dados de riqueza de espécies e frequência de ocorrência (Mateucci & Colma, 1982). Na classificação ecológica/funcional dos táxons infragenéricos, as espécies foram categorizadas quanto ao tempo de permanência no plâncton e província batimétrica (Hustedt, 1955; Hendey, 1964; Moreira-Filho & Valente-Moreira, 1981; Moreira-Filho et al., 1999; Silva et al., 2009; Santos et al., 2010).

Quando necessário, as espécies foram classificadas com base na literatura como potencialmente formadoras de florações nocivas (Castro & Oliveira-Moser, 2012; Marcinko et al., 2013; Guiry & Guiry, 2024; IOC/HAB, 2024; Worms, 2024). Nessas classificações, 29 táxons identificados à nível taxonômico superior à espécie não foram incluídos, devido à especificidade de cada um.

Análise dos dados

Os dados foram comparados em relação às condições de pluviosidade (baixa e alta) por meio do teste t. As comparações entre os ecossistemas (baía, pluma e recife) foram realizadas utilizando análise de variância paramétrica (ANOVA). Para avaliar a riqueza da comunidade fitoplânctonica, foi elaborada uma curva de rarefação, incluindo interpolação e extração, com o pacote “iNEXT” (Hsieh, Ma & Chao, 2016). A composição taxonômica foi comparada por meio da Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA, Anderson, 2017), seguida de um Escalonamento Multidimensional Não Métrico (nMDS) para visualizar a separação entre as condições pluviométricas e, posteriormente, entre os ecossistemas. Ambas as análises foram realizadas com o pacote “Vegan” (versão 2.4–6) (Oksanen et al., 2018).

Para obter os valores de diversidade beta total, utilizou-se o índice de dissimilaridade de Sørensen, e os componentes de *turnover* e aninhamento foram separados conforme proposto por Baselga (2010) com a função “beta.multi” do pacote “betapart” (Baselga et al., 2018). A relação entre a diversidade beta e as condições ambientais foi avaliada calculando-se uma matriz de dissimilaridade taxonômica (função “beta.pair”, pacote “betapart”) e uma matriz para as variáveis ambientais usando distância euclidiana (função “vegdist”, pacote “vegan”, seguindo Oksanen et al., 2018). Em seguida, foi aplicado um Modelo Linear Generalizado (GLM) com distribuição gaussiana para verificar se as condições ambientais poderiam explicar a variação na diversidade beta da comunidade fitoplânctonica. Foi usado o pacote DHARMA para avaliar se o modelo estava bem ajustado (Hartig & Hartig, 2017). Todas as análises e testes foram realizados utilizando a linguagem R (R Core Team, 2017) e o ambiente RStudio versão 1.1.42 (RStudio Team, 2016). Valores de $p < 0,05$ foram considerados significativos.

Resultados e Discussão

Dados abióticos - caracterização dos períodos climáticos e ecossistemas

A pluviosidade média mensal acumulada, para o período de 2018 a 2023, variou de 43,9 a 184,77 mm. A área apresentou um padrão sazonal típico de regiões tropicais, com períodos distintos de maior e menor volume de chuva. No entanto, observou-se uma irregularidade nos padrões esperados, com variações significativas entre os meses e entre os períodos de alta e baixa pluviosidade. Essas irregularidades coincidiram com diferentes eventos climáticos globais, como a ocorrência de El Niño fraco (2018-2019), La Niña fraca (2022-2023), La Niña moderada (2020-2022) e El Niño forte (2023-2024) (Null, 2025), que influenciaram diretamente os padrões esperados para a região.

A temperatura superficial da água variou entre 26,62 °C (junho/2018) e 29,47 °C (janeiro/2022), com uma leve diminuição da temperatura durante os períodos de maior pluviosidade. A salinidade variou de 27,3 (pluma estuarina, dezembro/2023) a 36,5 (recifes, outubro/2019). Os menores valores de salinidade na pluma estuarina, sobretudo no período de alta pluviosidade, caracterizou esse ambiente como uma área de influência fluvial. A tendência intermediária da salinidade na baía caracterizou esse ambiente como de transição entre os recifes e a pluma estuarina. Características semelhantes foram encontradas em um estudo na mesma área e utilizando estratégia amostral similar (Silva et al., 2020).

Diversidade taxonômica – riqueza e composição do fitoplâncton

A comunidade fitoplânctonica esteve representada por 127 táxons (Anexo 1), distribuídos em Heterokontophyta (71.66%), Dinoflagellata (23.62%), Cyanobacteria (3.94%) e Chlorophyta (0.79%), classificadas em sete classes, 41 ordens, 58 famílias e 88 gêneros. A comparação da riqueza entre os momentos de pluviosidade alta e baixa, observando na curva de rarefação o momento de mesmo esforço amostral ($n = 6$), indicou a ocorrência de um maior número de espécies durante o período de baixa pluviosidade, com 93 espécies, enquanto a alta pluviosidade apresentou 76 (Figura 2). Ao comparar os ecossistemas, foi observada a maior riqueza na pluma estuarina e a menor no ecossistema recifal (baía = 97, pluma = 110 e recife = 100) (Figura 2).

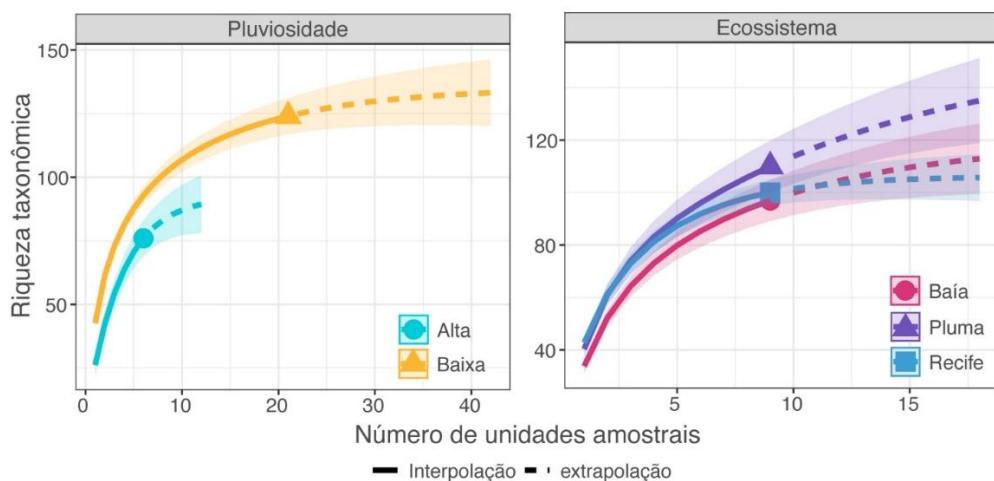


Figura 2. Curva de rarefação da riqueza taxonômica da comunidade fitoplânctonica para os períodos de alta e baixa pluviosidade e para os três ecossistemas da Baía de Tamandaré (Pernambuco - Brasil): baía, pluma estuarina e recifes. Fonte: Guennes et al. (2025).

A riqueza taxonômica da comunidade fitoplânctonica, com diferentes grupos de organismos, contribui para a composição e a estrutura do fitoplâncton presente na área. A maior quantidade de Heterokontophyta pode ser explicada, principalmente, pelas estratégias adaptativas desses organismos, tais como a presença de cerdas e espinhos, formação de colônias, formas alongadas, gotículas de óleo e a existência de bainha ou mucilagem (Sims, Mann & Medlin, 2006; Melo et al., 2021), estruturas que são especializadas em uma ampla gama de nichos ecológicos e capazes de prosperar em diferentes ambientes marinhos, em condições ambientais dinâmicas/instáveis, como as áreas costeiras tropicais (Malviya et al., 2016). Logo, o maior número de diatomáceas na Baía de Tamandaré (Rosevelli-Silva et al., 2005) e em outras áreas costeiras pode ser justificada pelo caráter euriálico desses organismos e sua afinidade com esses ambientes (Sarker et al., 2021).

Apresentando um maior número de espécies, Heterokontophyta (diatomáceas) foi subdividida em Bacillariophyceae - penadas (41,11%), Mediophyceae - cêntricas polares (38,89%) e Coscinodiscophyceae - cêntricas radiais (20%). A presença das diatomáceas cêntricas na área foi esperada, uma vez que diatomáceas, com simetria radial subdivididas entre Coscinodiscophyceae e Mediophyceae, são mais comuns em ambientes de água salgada, com elevado hidrodinamismo, enquanto as de simetria bilateral, como Bacillariophyceae, são mais comuns em ambientes de água doce e salobra, além de áreas rasas (Sims, Mann & Medlin, 2006).

Os gêneros identificados e classificados como muito frequentes foram as diatomáceas

Coscinodiscus, *Odontella*, *Climacosphenia*, *Pleurosigma*, *Campyloneis*, *Licmophora*, *Trieres*, *Rhabdonema*, *Grammatophora*, *Thalassiosira*, *Isthmia* e *Paralia*, os dinoflagelados *Protoperidinium*, *Ostreopsis*, *Prorocentrum* e *Tripos*, e a cianobactéria *Trichodesmium*.

A maior frequência das diatomáceas, independente do período e área, sugere uma interconexão entre os ecossistemas estudados. Neste sentido, essas espécies podem atuar como importante bioindicador para monitorar possíveis mudanças ambientais (Schoefs et al., 2020). Porém, também podem responder de forma estocástica, uma vez que suas dimensões são variáveis para diferentes espécies e instáveis para a mesma espécie, levando a respostas distintas em relação à mudança na disponibilidade de recursos (Snoeijs, Busse & Potapova, 2002).

A análise de PERMANOVA, baseada na presença e ausência de espécies fitoplânctônicas na Baía de Tamandaré, revelou diferenças na composição das comunidades fitoplânctônicas associadas a diferentes condições de pluviosidade (PERMANOVA, $p < 0,05$), enquanto que os tipos de ecossistemas não diferiram (PERMANOVA, $p > 0,05$). A análise gráfica apresentada por meio de nMDS permite observar separação clara entre os polígonos, confirmando a diferença da composição taxonômica entre o momento de alta pluviosidade e baixa pluviosidade (Figura 3). Entretanto, o gráfico de nMDS, gerado para os tipos de ecossistemas, apresenta a sobreposição dos polígonos, reforçando os resultados da PERMANOVA, evidenciando que as áreas não diferem em termos de composição fitoplânctônica (Figura 3).

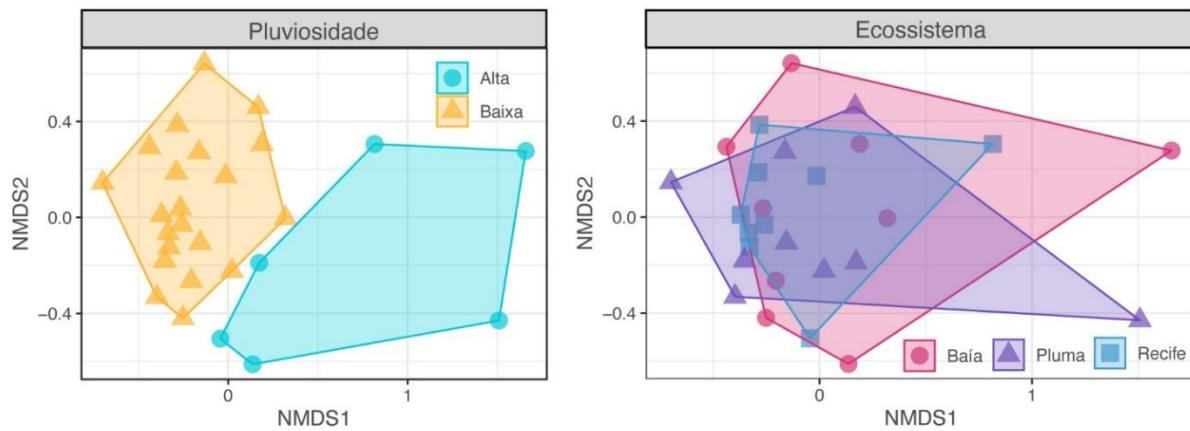


Figura 3. Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS) da composição fitoplânctônica para os períodos de alta e baixa pluviosidade e para os três ecossistemas da Baía de Tamandaré (Pernambuco - Brasil): baía, pluma estuarina e recifes. Fonte: Guennes et al. (2025).

A diferença na composição entre as pluviosidades ocorreu, principalmente, pela ocorrência de *Prorocentrum lima*, *Cylindrotheca closterium*, *Ostreopsis ovata*, *Thalassiosira* sp., *Grammatophora oceanica*, *Rhabdonema adriaticum*, *Isthmia enervis*, *Gambierdiscus* sp., *Amphitetras antediluviana* e *Oscillatoria* sp., registradas na maior parte das amostras do período de baixa pluviosidade.

A sobreposição da composição observada no nMDS para os ecossistemas está relacionada a presença constante de táxons como *Coscinodiscus*, que estiverem presentes em todas as amostragens. A presença constante deste táxon na área pode ser associada ao aumento do aporte de água continental e à consequente diminuição da salinidade, fatores que favorecem o desenvolvimento desse grupo. Esse padrão também foi observado em outras baías de regiões tropicais (Sarker et al., 2021), sugerindo que essas condições ambientais são determinantes para o desenvolvimento do gênero. *Coscinodiscus* é conhecido por sua ampla distribuição e como um táxon dominante em ecossistemas estuarinos e costeiros, como em estudos anteriores realizados na Baía de Tamandaré (Rosevelli-Silva et al., 2004; 2005), bem como em áreas recifais próximas (Silva et al., 2009; Grego, 2010; Santiago et al., 2010; Jales et al., 2013).

Em estudo realizado na Baía de Tamandaré, foi identificada a dominância de *C. centralis* (Rosevelli-Silva et al., 2005), o que indica a possibilidade de ser a mesma espécie registrada no presente estudo. A identificação das espécies de *Coscinodiscus* torna-se conflituosa, sobretudo pelos poucos caracteres morfológicos e grande variabilidade fenotípica, além da sobreposição de arranjos entre as frústulas e dificuldade na caracterização da roseta (Tommasi, Gielis & Rogato, 2017). Enquanto diatomácea grande com

crescimento e desenvolvimento rápido, *Coscinodiscus* carece de predadores planctônicos e geralmente torna-se dominante em estuários e águas costeiras, o que as classifica como potencialmente nocivas ao ambiente (Carstensen, Klais & Cloern, 2015). Embora, em sua maioria, não possuam toxinas, suas florações podem ser prejudiciais ao ecossistema devido à sua capacidade de produzir grande quantidade de mucilagem, ocasionando o entupimento das brâncas dos peixes e morte em massa de outros organismos, como aves marinhas (Tåning, 1951; Qu, Fu & Hutchins, 2018; Karlson et al., 2021). *Trichodesmium* spp. foi bem representado em todos os ecossistemas, o que pode ser justificado pelo acúmulo no interior da baía e a elevação de temperatura e salinidade, o que favorece sua multiplicação (Machado, 2015). Além disso, *Protoperidinium* spp. também ocorreu frequentemente em todos os ecossistemas estudados, indicando conexões entre os ecossistemas.

Diversidade beta

A diversidade beta, durante os diferentes períodos de pluviosidade, foi ligeiramente maior no período de baixa pluviosidade, em comparação ao período de alta pluviosidade (Bsor: 0,84 e 0,75, respectivamente) (Figura 4). Além disso, o componente de turnover (substituição de espécies entre amostras) representou a maior parte da diversidade beta, principalmente durante a baixa pluviosidade. Entretanto, durante a alta pluviosidade, o componente aninhamento (diferença da riqueza entre amostras) mostrou uma contribuição ligeiramente maior do que no período de baixa pluviosidade (Bsim: 0,75 e 0,57; Bsne: 0,09 e 0,18, respectivamente). Isso indica que o período de baixa pluviosidade apresenta heterogeneidade espacial maior. Considerando os

ecossistemas, foram registrados valores de diversidade beta próximo. Contudo, é possível observar que a baía apresentou diversidade beta ligeiramente maior e o recife menor (Bsor: baía, 0,76; pluma, 0,75 e recifes, 0,70). Além disso, embora o *turnover* represente maior contribuição

para todos os ecossistemas (Bsim: pluma, 0,61; baía, 0,62; e recifes, 0,54), foi registrado maior contribuição do componente aninhamento no ecossistema recifes, em comparação com os outros ecossistemas (Bsne: pluma, 0,13; baía, 0,14; e recifes, 0,16).

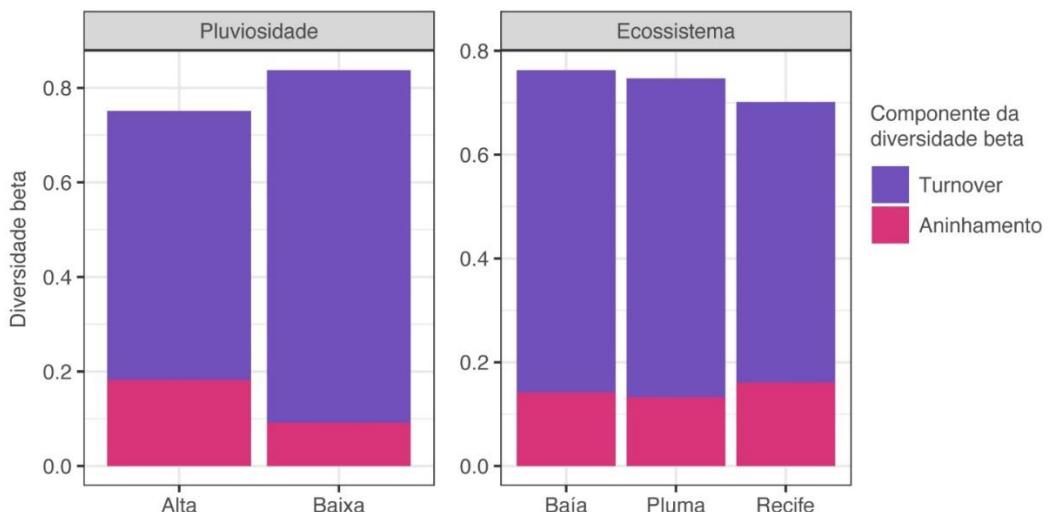


Figura 4. Diversidade beta dividida nos componentes *turnover* e aninhamento da composição fitoplanctônica para os períodos de alta e baixa pluviosidade e para os três ecossistemas da Baía de Tamandaré (Pernambuco - Brasil): baía, pluma estuarina e recifes. Fonte: Guenness et al. (2025).

A relação diversidade beta e as condições ambientais foram avaliadas por meio de um modelo linear generalizado (GLM). Os resultados indicaram que apenas o componente *turnover* da diversidade beta foi significativamente influenciado pela precipitação e temperatura (GLM, $p < 0,05$) (Tabela 1). Foi registrado que o aumento da precipitação resultou no aumento do componente *turnover* da diversidade beta, sugerindo que a precipitação é um fator chave na

reestruturação da comunidade fitoplanctônica na região ($R = 0,33$; $p < 0,05$) (Figura 5). Esse padrão também foi registrado para a temperatura, quando o aumento da temperatura resultou em aumento do componente *turnover* da diversidade beta ($R = 0,16$; $p < 0,05$) (Figura 5). Dessa forma, os resultados indicam que as condições climáticas são importantes para a variação da diversidade beta dos ecossistemas.

Tabela 1. Estimativas, erros padrão, valores *t* (ou *z*) e valores *p* para o melhor modelo gerado para o componente *turnover* da composição fitoplanctônica para os períodos de precipitação e ecossistemas da Baía de Tamandaré (Pernambuco - Brasil).

	Estimativas	Erro padrão	valor <i>t</i>	valor <i>p</i>
(Intercept)	2.80E-01	1.33E-02	21.086	< 2.00E-16***
Precipitação	4.81E-04	7.27E-05	6.617	1.39E-10***
Temperatura	3.06E-02	9.53E-03	3.213	0.00144**

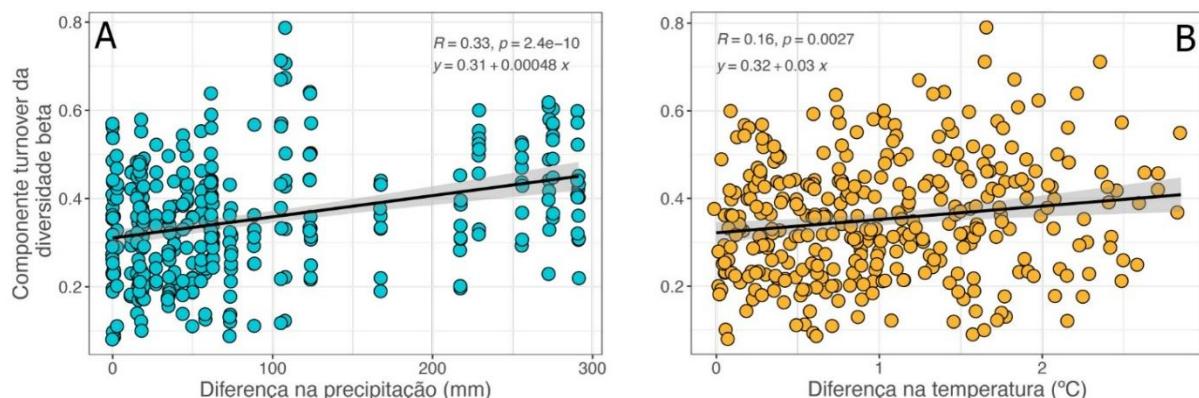


Figura 5. Relações encontradas entre diferenças na precipitação (A) e temperatura (B) com o componente turnover da composição fitoplanctônica para os períodos alta e baixa pluviosidade e para os três ecossistemas da Baía de Tamandaré (Pernambuco - Brasil): baía, pluma estuarina e recifes. Fonte: Guennes et al. (2025).

Diversidade funcional - habitat e potencial para formação de florações nocivas

Em relação à ecologia, as espécies foram classificadas em planctônicas (62.24%) e tico-planctônicas (37.76%). Distribuídas em tico-planctônica nerítica (33.67%), planctônica nerítica (24.49%), planctônica oceânica (24.49%), planctônica nerítica/oceânica (12.24%), tico-planctônica estuarina (3.06%), tico-planctônica nerítica/estuarina (1.02%) e planctônica dulciaquícola (1.02%). A presença de espécies tico-planctônicas em amostras do plâncton indica que a área apresenta eventos de ressuspensão de sedimentos e contribuição dos recifes na riqueza e na diversidade das espécies. Além disso, a presença de espécies dulciaquícolas e estuarinas, sobretudo no período de maior pluviosidade, indica a influência do aporte fluvial na estrutura da comunidade fitoplanctônica da área, como relatado em estudos anteriores (Ferreira et al., 2015). Como espécie dulciaquícola, a presença de *Aulacoseira granulata* na pluma estuarina no período de alta pluviosidade pode ser atribuída ao carreamento desses organismos de áreas continentais para a costa, ocasionada pelas chuvas, visto que nesse período há mais fluxo de água em direção à costa (Silva et al., 2020).

Como potencialmente causadoras de florações nocivas, foram identificados os

dinoflagelados *Dinophysis caudata*, *Ostreopsis ovata*, *Prorocentrum lima* e *Tripos furca*, e as diatomáceas *Asterionellopsis glacialis*, *Cerataulina pelagica*, *Chaetoceros coarctatus*, *C. curvisetus*, *C. lorenzianus*, *Coscinodiscus centralis*, *Cylindrotheca closterium*, *Guinardia flaccida*, *Leptocylindrus danicus*, *Pseudo-nitzschia pungens* e *Thalassionema nitzschiooides*, sendo *Ostreopsis* muito frequente durante todo o estudo.

A análise da comunidade fitoplanctônica revelou diferenças significativas no número de espécies potencialmente causadoras de florações entre os diferentes períodos pluviométricos (teste t, $p<0,05$) (Figura 6). Durante o período de alta pluviosidade, a média foi de $3,5 \pm 1,8$ espécies, enquanto no período de baixa pluviosidade, a média aumentou para $7,57 \pm 3,3$ espécies. Isso sugere uma relação entre a pluviosidade e o aumento das espécies fitoplanctônicas causadoras de florações. No entanto, quando analisamos os diferentes ecossistemas (baía, pluma e recifes), não foram observadas diferenças significativas no número de espécies causadoras de florações (ANOVA $p>0,05$) (Figura 6). A média de espécies registrada nos diferentes ecossistemas variou de $5,11 \pm 3,17$ na baía a $7,89 \pm 3,91$, nos recifes, porém, essas variações não foram estatisticamente significativas.

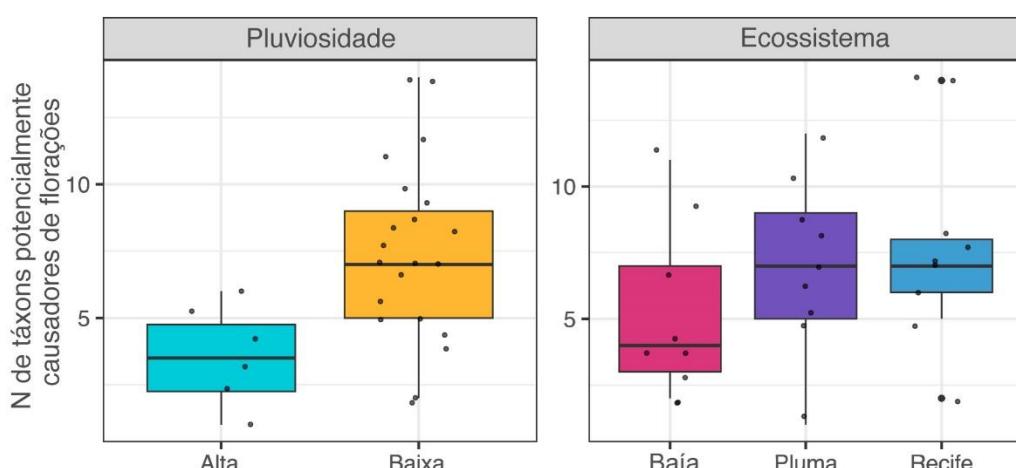


Figura 6. Boxplot com os valores de espécies fitoplanctônicas potencialmente causadoras de florações para os períodos de alta e baixa pluviosidade e para os três ecossistemas da Baía de Tamandaré (Pernambuco - Brasil): baía, pluma estuarina e recifes. Fonte: Guennes et al. (2025).

Implicações para o monitoramento dos táxons potencialmente causadores de florações

A presença de *Trichodesmium* spp. e dos dinoflagelados *Protoperidinium* spp. na área pode estar relacionada às suas estratégias adaptativas

específicas, o que lhes confere respostas aos recursos ecológicos disponíveis e ampla distribuição (Tyrrell et al., 2003; Gribble, Nolan & Anderson, 2007). *Trichodesmium* spp., enquanto microalgas oportunistas, são geralmente

encontradas em colônias e diazotróficas (Carpenter & Capone, 2013; Jabir et al., 2013). Por outro lado, *Protoperidinium* spp., enquanto organismos mixotróficos, se alimentam principalmente de diatomáceas e outros dinoflagelados menores (Sherr & Sherr, 2007).

Destacamos que, para a costa do Brasil, há ocorrência confirmada de *Trichodesmium erythraeum*, *T. thiebautii* Gomont e *T. brasiliense* Sant'Anna (INCT, 2024), sendo esta última não reconhecida oficialmente pelo banco de dados internacional AlgaeBase (Guiry & Guiry, 2025). As espécies *T. erythraeum* e *T. thiebautii* são conhecidas por causar florações nocivas e produzir toxinas do tipo PSP (*Paralytic Shellfish Poisoning*), especificamente PSP-saxitoxina, classificadas como neurotoxinas, com impactos ecológicos e à saúde humana (Castro & Oliveira-Moser, 2012).

Na Baía de Tamandaré, um fenômeno peculiar e ainda pouco compreendido, associado a problemas de saúde relacionados à florações de microalgas, tem sido observado desde 1943. Embora historicamente vinculado à floração da cianobactéria *Trichodesmium erythraeum* (= *Oscillatoria erythraeum*), essa relação ainda não foi comprovada (Satô, Paranaú & Eskinazi, 1963/64). Conhecido como "febre de Tamandaré", "febre de *Trichodesmium*" ou tingui, o fenômeno está associado à dispersão de toxinas de microalgas pelo ar (Barbosa, 1944; Satô et al., 1963/64). Ele é frequentemente acompanhado por manchas no mar, odor forte de maré e sintomas como febre, dores articulares, erupções cutâneas, irritação ocular e problemas respiratórios. Historicamente, ocorre principalmente no verão (janeiro a março), coincidindo com a formação de uma "nata" sobre os recifes e, em alguns casos, manchas superficiais no mar (Sar, Ferrario & Reguera, 2002).

Embora florações de *Trichodesmium* sejam comuns no Nordeste brasileiro (Odebrecht et al., 2002; Monteiro et al., 2010), Proença et al. (2009) alertaram para a necessidade de mais estudos após analisar uma floração na Bahia, sem evidenciar riscos diretos à saúde humana. Recentemente, em janeiro de 2024, um intenso episódio de tingui em Tamandaré levou aproximadamente 338 pessoas a buscar atendimento médico no município de Tamandaré, devido a sintomas respiratórios e sistêmicos, reforçando a urgência de investigações sobre os agentes causadores e seus mecanismos de toxicidade (Guennes et al., 2025).

Em termos de papel ecológico, *Trichodesmium* é frequentemente observada em coocorrência com outros membros do fitoplâncton, como as diatomáceas *Coscinodiscus* spp.,

Thalassionema spp. e os dinoflagelados *Neoceratium* spp. (= *Tripos* spp.) e *Protoperidinium* spp., todos presentes em nossas amostras, o que evidencia a capacidade desses organismos em estabelecer associações com outros táxons potencialmente formadores de florações nocivas (Bif et al., 2019; Sidabutar et al., 2021). *Protoperidinium* está frequentemente associado a florações de diatomáceas e, provavelmente, é um consumidor quantitativamente mais significativo delas do que os copépodes (Löder et al., 2011).

Também classificada como dinoflagelado potencialmente causador de florações tóxicas e única muito frequente durante todo o estudo em Tamandaré, *Ostreopsis* foi classificada juntamente com *Prorocentrum*, ambas ticanoplânticas, com maior frequência de ocorrência nos recifes, no período de baixa pluviosidade, devido à maior temperatura e salinidade, influenciado, provavelmente pela hidrodinâmica local (Machado, 2015). Esses dois táxons são amplamente distribuídos em regiões tropicais e temperadas, potencialmente produtoras de toxinas e encontradas geralmente em associação/assembleias de dinoflagelados. Porém, diferem quanto às condições ótimas de nutrientes para floração ou toxicidade, o que lhes confere atenção redobrada quando encontrados com alta abundância no mesmo tempo-espacô (Mafra et al., 2023).

Em localidades como o Mar Mediterrâneo, florações de *Ostreopsis ovata* foram relacionadas a episódios de problemas de saúde na população local, com intoxicações por meio de aerossol marinho, com sintomas incluindo irritação nos olhos e garganta, congestão nasal, tosse, dor de cabeça, manchas e coceira na pele (Berdal et al., 2022). Outras localidades tropicais/subtropicais também relacionam florações de microalgas marinhas com problemas de saúde da população por vias aerolíticas, como em Porto Rico, no Caribe (Lim et al., 2023), Golfo do México (Pierce et al., 2003) e costa atlântica da Flórida (Backer et al., 2003; Backer et al., 2005; Backer & Mcgillicuddy, 2006).

Diferente dos dinoflagelados, poucas diatomáceas são conhecidas pelo potencial tóxico das suas florações; apenas um terço das espécies de *Pseudo-nitzschia* e uma espécie de *Nitzschia*, até o momento, apresenta esse potencial (Armbrust, 2009). Porém, são comuns as formações de florações sazonais com alta biomassa não tóxicas, especialmente no verão em áreas costeiras (Karenz & Smayda, 1998; Turkoglu & Koray, 2004; Wilson et al., 2021). As florações de diatomáceas também estão relacionadas à grande quantidade de produção de mucilagem de algumas espécies,

como *Cerataulina pelagica* e *Guinardia* (= *Rhizosolenia*), associadas à depleção de oxigênio, com morte de moluscos bentônicos como vieiras, e de peixes por anoxia (Taylor, Taylor & Walsby, 1985; Lorrain et al., 2000). No entanto, cabe destacar que a diversidade de habitats e oscilação dos parâmetros abióticos encontrados na área podem rapidamente favorecer a formação de *blooms*/florações das espécies supracitadas, levando a problemas ecológicos, econômicos e sociais.

Conclusão

A comunidade fitoplânctônica da Baía de Tamandaré é altamente sensível às variações ambientais interanuais, especialmente ao regime de pluviosidade, refletindo padrões distintos de composição e funcionalidade ao longo do tempo e entre ecossistemas costeiros interligados. A predominância do componente de *turnover* na diversidade beta indica uma substituição expressiva de espécies, em resposta às mudanças nos fatores abióticos: precipitação e temperatura, enquanto o aninhamento, embora menos relevante, foi mais expressivo na estação dos recifes, sugerindo maior estabilidade ecológica nesse ecossistema.

A identificação de espécies potencialmente nocivas, associada à análise de traços funcionais, reforça a importância do fitoplâncton como um indicador sensível para o monitoramento ambiental de longo prazo. A abordagem integrativa, que alia atributos taxonômicos e funcionais, demonstrou ser eficaz para revelar dinâmicas ecológicas complexas e subsidiar estratégias de gestão e conservação dos ecossistemas marinhos tropicais. Este estudo contribui para o fortalecimento de políticas públicas voltadas à conservação costeira, destacando a necessidade de monitoramento contínuo e multiescalar que incorpore indicadores biológicos sensíveis às mudanças ambientais.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, pela concessão de bolsa de doutorado para Marcella Guennes. Ao Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração PELD-TAMS (PELD-CNPq 441632/2016-5; 442139/2020-9), pela contribuição financeira e logística. Ao Centro de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Nordeste (CEPENE), do Instituto Brasileiro de Biodiversidade Chico Mendes (ICMBio), pelo apoio infraestrutural durante as atividades de campo. A pesquisa foi conduzida sob licença emitida pelo Ministério do Meio Ambiente

(MMA) e Instituto Chico Mendes de Biodiversidade (ICMBio) do SISBIO, cadastro nº A77A9CF.

Referências

- Anderson, M. J. 2017. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). Wiley Statsref: Statistics Reference Online. Auckland.
- APAC. Agência Pernambucana de Águas e Clima. Monitoramento Pluviométrico. 2024. Disponível em: <http://old.apac.pe.gov.br>. Acesso em: 19 de janeiro de 2024.
- APAC. Agência Pernambucana de Águas e Climas. 2025. Disponível em: <https://www.apac.pe.gov.br/193-climatologia/521-climatologia-por-municipio>. Acesso em: 22 de abril de 2025.
- Arkema, K. K.; Verutes, G. M.; Wood, S. A.; Clarke-Samuels, C.; Rosado, S.; Canto, M.; Guerry, A. D. 2015. Embedding ecosystem services in coastal planning leads to better outcomes for people and nature. Proceedings of the National Academy of Sciences, 24, 7390-7395. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1406483112>
- Armbrust, E. V. 2009. The life of diatoms in the world's oceans. Nature, 459, 185-192. <http://doi.org/10.1038/nature08057>
- Backer, L. C.; Fleming, L. E.; Rowan, A.; Cheng, Y. S.; Benson, J.; Pierce, R. H.; Baden, D. G. 2003. Recreational exposure to aerosolized brevetoxins during Florida red tide events. Harmful Algae, 2, 19-28. [http://dx.doi.org/10.1016/S1568-9883\(03\)00005-2](http://dx.doi.org/10.1016/S1568-9883(03)00005-2)
- Backer, L. C.; Kirkpatrick, B.; Fleming, L. E.; Cheng, Y. S.; Pierce, R.; Bean, J. A.; Baden, D. G. 2005. Occupational exposure to aerosolized brevetoxins during Florida red tide events: effects on a healthy worker population. Environmental Health Perspectives, 113, 644-649. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.7502>
- Backer, L. C.; McGillicuddy, D. J. 2006. Harmful algal blooms: at the interface between coastal oceanography and human health. Oceanography, 19, 94-106. <http://dx.doi.org/10.5670/oceanog.2006.72>
- Balech, E. 1988. Los Dinoflagelados del Atlántico Sudoccidental. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación; Instituto Español de Oceanografía, Madrid, Spain. 310p.
- Barbosa, H. 1944. Revista Marítima Brasileira. Ministério da Marinha, Rio de Janeiro, Brasil. 555p.

- Baselga, A. 2010. Multiplicative partition of true diversity yields independent alpha and beta components; additive partition does not. *Ecology*, 91, 1974-1981. <http://dx.doi.org/10.1890/09-0320.1>
- Baselga, A.; Orme, D.; Villéger, S.; De Bortoli, J.; Leprieur, F.; Logez, M. 2018. Betapart: Partitioning Beta Diversity into Turnover and Nestedness Components. R Package Version, 1.1. Vigo. 62p.
- Belian, C. B. 1988. Composição Genérica do Fitoplâncton na Estação 11 da Baía de Tamandaré-Município de Rio Formoso - PE. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brasil. 42p.
- Bastos, R. F.; Lippi, D. L.; Gaspar, A. L. B.; Yogui, G. T.; Frédou, T.; Garcia, A. M.; Ferreira, B. P. 2022. Ontogeny drives allochthonous trophic support of snappers: Seascape connectivity along the mangrove-seagrass-coral reef continuum of a tropical marine protected area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 264, 107591. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107591>
- Berdalet, E.; Pavaux, A. S.; Abós-Herràndiz, R.; Travers, M.; Appéré, G.; Vila, M.; Lemé, R. 2022. Environmental, human health and socioeconomic impacts of *Ostreopsis* spp. blooms in the NW Mediterranean. *Harmful Algae*, 119, 102320. <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2022.102320>
- Bif, M. B.; Souza, M. S.; Costa, L. D. F.; Yunes, J. S. 2019. Microplankton community composition associated with toxic *Trichodesmium* aggregations in the Southwest Atlantic Ocean. *Frontiers in Marine Science*, 6, 1-23. <http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2019.00023>
- Carpenter, E. J.; Capone, D. G. 2013. Marine Pelagic Cyanobacteria: *Trichodesmium* and Other Diazotrophs. Springer Science & Business Media, Dordrecht, Netherlands. 400p.
- Carstensen, J.; Klais, R.; Cloern, J. E. 2015. Phytoplankton blooms in estuarine and coastal waters: Seasonal patterns and key species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 162, 98-109. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.005>
- Castro, N. O.; Oliveira-Moser, G. A. 2012. Florações de algas nocivas e seus efeitos ambientais. *Oecologia Australis*, 16, 235-264. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1602.05>
- Cupp, E. E. 1943. Marine Plankton Diatoms of the West Coast of North America. University of California Press, Berkeley, USA. 238p.
- Davies, C. H.; Coughlan, A.; Hallegraeff, G.; Ajani, P.; Armbrecht, L.; Atkins, N.; Richardson, A. J. 2016. A database of marine phytoplankton abundance, biomass and species composition in Australian waters. *Scientific Data*, 3, 1-12. <http://dx.doi.org/10.1038/sdata.2016.43>
- Desikachary, T. V. 1959. Cyanophyta. Indian Council of Agricultural Research, New Delhi, India. 686p.
- Di-Pane, J.; Wiltshire, K. H.; McLean, M.; Boersma, M.; Meunier, C. L. 2022. Environmentally induced functional shifts in phytoplankton and their potential consequences for ecosystem functioning. *Global Change Biology*, 28, (8), 2804-2819. <https://doi.org/10.1111/gcb.16098>
- Ferreira, L. C.; Silva-Cunha, M. G. G.; Aquino, E. P.; Borges, G. C. P.; Nascimento-Feitosa, F. A.; Eskinazi-Leça, E.; Cabral, J. 2015. Temporal and spatial variation of phytoplankton in a tropical reef area of Brazil. *Tropical Ecology*, 56, 367-382.
- Fontes, V. C.; Gomes, M. P.; Vital, H.; Ferreira, B. P.; Maida, M. 2020. Reefs distribution and inter reef sedimentation on Tamandaré continental shelf, Northeast Brazil. In: Harris, P. T.; Baker, E. K. (eds.). *Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat*, Elsevier, pp. 561-569.
- Green, A.; Smith, S. E.; Lipsett-Moore, G.; Groves, C.; Peterson, N.; Sheppard, S.; Buala, L. 2009. Designing a resilient network of marine protected areas for Kimbe Bay, Papua New Guinea. *Oryx*, 43, (4), 488-498. <http://doi.org/10.1017/S0030605309990342>
- Grego, C. 2010. Estrutura e Dinâmica do Fitoplâncton no Estuário do Rio Ariquindá, Tamandaré, Pernambuco, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brasil. 150p.
- Gribble, K. E.; Nolan, G.; Anderson, D. M. 2007. Biodiversity, biogeography and potential trophic impact of *Protoperidinium* spp. (Dinophyceae) off the southwestern coast of Ireland. *Journal of Plankton Research*, 29, 931-947. <http://dx.doi.org/10.1093/plankt/fbm070>
- Guennes, M.; Melo Júnior, M.; Melo, P.; Maida, M.; Padovani, B.; Nascimento, Silvia M. 2025. Tingui: The sickness by exposure to marine aerosols in the Northeast of Brazil. *UNESCO Harmful Algae News*, 78, 6-7. <https://doi.org/10.5281/zenodo.14883687>
- Guiry, M.; Guiry, W. 2025. AlgaeBase. Worldwide Electronic Publication. Galway:

- National University of Ireland, Galway. Disponível em: <http://www.algaebase.org/>. Acesso em: 21 de fevereiro de 2025.
- Hallegraeff, G. M. 2010. Ocean climate change, phytoplankton community responses, and harmful algal blooms: a formidable predictive challenge. *Journal of Phycology*, 46, 220-235. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1529-8817.2010.00815.x>
- Hartig, F.; Hartig, M. F. 2017. Package 'DHARMA' residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level/Mixed) Regression Models. Version 0.1.5. Freiburg. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/DHARMA/vignettes/DHARMA.html>
- Hendey, N. I. 1964. An introductory account of the smaller algae of British coastal waters: Part V, Bacillariophyceae (Diatoms). London: Otto Koeltz Science Publishers, (Series 4). 317p.
- Hoppenrath, M.; Elbrächter, M.; Drebes, G. 2009. Marine Phytoplankton: Selected Microphytoplankton Species from the North Sea Around Helgoland and Sylt. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, Germany. 264p.
- Hustedt, F. 1955. Marine littoral diatoms of Beaufort, North Carolina. *Bulletin, Duke University Marine Station*, 6, 1-67.
- Hsieh, T. C.; Ma, K.; Chao, A. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 1451-1456. <http://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- INCT. Herbário Virtual da Flora e dos Fungos. 2024. Disponível em: <http://inct.splink.org.br>. Acesso em: 13 de fevereiro de 2024.
- IOC/HAB Programme. 2024. Disponível em: <http://hab.ioc-unesco.org/>. Acesso em: 19 de março de 2024.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. 2024. Climate Change: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Disponível em: http://report.ipcc.ch/ar6wg2/pdf/IPCC_AR6_WGII_FinalDraft_FullReport.pdf Acesso em: 08 de maio de 2024.
- Jabir, T.; Dhanya, V.; Jesmi, Y.; Prabhakaran, M. P.; Saravanane, N.; Gupta, G. V. M.; Hatha, A. A. M. 2013. Occurrence and distribution of a diatom-diazotrophic cyanobacteria association during a *Trichodesmium* bloom in the southeastern Arabian Sea. *International Journal of Oceanography*, 1, 350594. <http://doi.org/10.1155/2013/350594>
- Jales, M. C.; Feitosa, F. A. D. N.; Koenig, M. L.; Bastos, R. B.; Longo, A. F. P. 2013. O ecossistema recifal de Serrambi (Pernambuco-Brasil): Composição fitoplanctônica. *Arquivos de Ciências do Mar*, 46, 27-39. <http://doi.org/10.32360/acmar.v46i2.900>
- Karentz, D.; Smayda, T. J. 1998. Temporal patterns and variations in phytoplankton community organization and abundance in Narragansett Bay during 1959-1980. *Journal of Plankton Research*, 20, 145-168. <http://dx.doi.org/10.1093/plankt/20.1.145>
- Karlson, B.; Andersen, P.; Arneborg, L.; Cembella, A.; Eikrem, W.; John, U.; Suikkanen, S. 2021. Harmful algal blooms and their effects in coastal seas of Northern Europe. *Harmful Algae*, 102, 101989. <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2021.101989>
- Katsanevakis, S.; Stelzenmüller, V.; South, A.; Sørensen, T. K.; Jones, P. J.; Kerr, S.; Hofstede, R. 2011. Ecosystem-based marine spatial management: review of concepts, policies, tools, and critical issues. *Ocean Coastal Management*, 54, 807-820. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.09.002>
- Kraberg, A.; Baumann, M.; Dürselen, C. D. 2010. Coastal Phytoplankton: Photo Guide for Northern European Seas. Gantner Verlag, Ruggell, Liechtenstein. 204p.
- Lima, C. D. M.; Júnior, M. M.; Schwamborn, S. H. L.; Kessler, F.; Oliveira, L. A.; Ferreira, B. P.; Neumann-Leitão, S. 2023. Zooplankton exposure to microplastic contamination in a estuarine plume-influenced region, in Northeast Brazil. *Environmental Pollution*, 322, 121072. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121072>
- Lima, D. T. 2020. Fitoplâncton da Baía do Almirantado, Ilha Rei George, Antártica: Frações de Tamanho, Diversidade e Traços Funcionais. Tese de Doutorado, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. 157p.
- Löder, M. G.; Meunier, C.; Wiltshire, K. H.; Boersma, M.; Aberle, N. 2011. The role of ciliates, heterotrophic dinoflagellates, and copepods in structuring spring plankton communities at Helgoland Roads, North Sea. *Marine Biology*, 158, 1551-1580. <http://dx.doi.org/10.1007/s00227-011-1670-2>
- Lorrain, A.; Paulet, Y. M.; Chauvaud, L.; Savoye, N.; Nézan, E.; Guérin, L. 2000. Growth anomalies in *Pecten maximus* from coastal

- waters (Bay of Brest, France): relationship with diatom blooms. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 80, 667-673. <http://dx.doi.org/10.1017/S0025315400002496>
- Machado, R. C. A. 2015. Estrutura da Comunidade Fitoplanctônica e Hidrologia do Ecossistema Recifal de Porto de Galinhas (Pernambuco-Brasil). Tese de Doutorado, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brasil. 122p.
- Mafra Jr, L. L.; Sunesen, I.; Pires, E.; Nascimento, S. M.; Alvarez, G.; Mancera-Pineda, J. E.; Valerio-González, L. 2023. Benthic harmful microalgae and their impacts in South America. *Harmful Algae*, 102478. <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2023.102478>
- Malviya, S.; Scalco, E.; Audic, S.; Vincent, F.; Veluchamy, A.; Poulain, J.; Bowler, C. 2016. Insights into global diatom distribution and diversity in the world's ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113, E1516-E1525. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1509523113>
- Marcinko, C. L.; Painter, S. C.; Martin, A. P.; Allen, J. T. 2013. A review of the measurement and modelling of dinoflagellate bioluminescence. *Progress in Oceanography*, 109, 117-129. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pocean.2012.10.008>
- Maso, M.; Garcés, E. 2006. Harmful microalgae blooms (HAB); problematic and conditions that induce them. *Marine Pollution Bulletin*, 53, 620-630. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.006>
- Matteucci, S.; Colma, A. 1982. Metodologia para o Estudo da Vegetação. Washington D.C., USA: Collection Scientific Monographs. 168p.
- Melo, P. A. M. C.; Otsuka, A. Y.; Grego, C. K. S.; Eskinazi-Leça, E.; Aquino, E. P.; Feitosa, F. A. N.; Farias, G. B.; Borges, G. C. P.; Silva, K. H. F.; Ferreira, L. C.; Oliveira, M. G. T.; Muller, M. N.; Silva, N. B. A.; Lacerda, S. R.; Silva-Cunha, M. G. G. 2021. Fitoplâncton marinho tropical. In: Viana, D. L.; Oliveira, J. E. L.; Hazin, F. H.; Souza, M. A. C. (Orgs.), Ciências do mar: dos oceanos do mundo ao nordeste do Brasil: bioecologia, pesca e aquicultura (Vol. 2, pp. 42-65). Via Design Publicações.
- Monteiro, J. J. F.; Leça, E. E.; Koenig, M. L.; Macedo, S. J. D. 2010. Novo registro de *Trichodesmium thiebautii* Gomont ex Gomont (Oscillatoriales-Cyanophyta) para a plataforma continental do Nordeste do Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 24, 1104-1106. <http://doi.org/10.1590/S0102-33062010000400027>
- Moreira-Filho, H.; Eskinazi-Leça, E.; Valente-Moreira, I. M.; Cunha, J. A. 1999. Avaliação taxonômica e ecológica das diatomáceas (Chrysophyta-Bacillariophyceae) marinhas e estuarinas nos Estados de Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Ceará, Piauí, Maranhão, Pará e Amapá, Brasil. Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco, 27, 55-90. <http://doi.org/10.5914/tropocean.v27i1.2773>
- Moreira-Filho, H.; Valente-Moreira, I. M. 1981. Avaliação taxonômica e ecológica das diatomáceas (Bacillariophyceae) epífitas em algas pluricelulares obtidas nos litorais dos Estados do Paraná, Santa Catarina e São Paulo. *Boletim do Museu Botânico Municipal*, 47, 1-17.
- Not, F.; Siano, R.; Kooistra, W. H.; Simon, N.; Vaulot, D.; Probert, I. 2012. Diversity and ecology of eukaryotic marine phytoplankton. In: Squire, G. R.; Rees, H. E. (eds.). *Advances in Botanical Research*. Academic Press, pp. 1-53.
- Null, J. 2025. El Niño and La Niña years and intensities based on Oceanic Niño Index (ONI). [S.I.]: Golden Gate Weather Services. Disponível em: https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php. Acesso em: 08 de junho de 2025.
- Odebrecht, C.; Azevedo, S. M. F. O.; Garcia, V. M. T.; Huszar, V. L.; Magalhães, V. F.; Menezes, M.; Yunes, J. S. 2002. Floraciones de microalgas nocivas en Brasil: estado del arte y proyectos en curso. In: Sar, E. A.; Ferrario, M. E.; Reguera, B. (eds.). *Floraciones Algales Nocivas en el Cono Sur Americano*. Instituto Español de Oceanografía, Vigo, Espanha. pp. 219-233.
- Oksanen, J. 2018. *Vegan: Community Ecology Package*. R Package Version 2.5-2. Oulu.
- Péragallo, H.; Péragallo, M. 1897-1908. *Diatomées Marines de France et des Districts Maritimes Voisins*. M. J. Tempére, Paris, France. 491p.
- Pielou, E. C. 1977. *Mathematical Ecology*. Wiley, New York, USA. 385p.
- Proença, L. A. O.; Tamnaha, M. S.; Fonseca, R. S. 2009. Screening the toxicity and toxin content of blooms of the cyanobacterium *Trichodesmium erythraeum* (Ehrenberg) in northeast Brazil. *Journal of Venomous*

- Animals and Toxins Including Tropical Diseases, 15, 204-215. <http://doi.org/10.1590/S1678-91992009000200004>
- Qu, P.; Fu, F.; Hutchins, D. A. 2018. Responses of the large centric diatom *Coscinodiscus* sp. to interactions between warming, elevated CO₂, and nitrate availability. *Limnology and Oceanography*, 63, 1407-1424. <http://dx.doi.org/10.1002/lno.10781>
- R Core Team. 2017. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Foundation for Statistical Computing. Viena.
- Ramond, P.; Siano, R.; Schmitt, S.; de Vargas, C.; Marié, L.; Memery, L.; Sourisseau, M. 2021. Phytoplankton taxonomic and functional diversity patterns across a coastal tidal front. *Scientific Reports*, 11, 2682. <http://doi.org/10.1038/s41598-021-82071-0>
- Rosevel-Silva, M. 2005. Variação espacial e temporal da comunidade microfitoplânctônica em ecossistemas costeiros localizados no litoral sul de Pernambuco, Nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brasil. 150p.
- Rosevel-Silva, M.; Silva-Cunha, M. G. G.; Feitosa, F. A. N. 2004. Diversidade e riqueza de espécies da flora planctônica na Baía de Tamandaré, Litoral Sul de Pernambuco, Brasil. Arquivos do Instituto Biológico de São Paulo, 71, 1-5.
- Rosevel-Silva, M.; Silva-Cunha, M. G. G.; Feitosa, F. A. N.; Muniz, K. 2005. Estrutura da comunidade fitoplanctônica na baía de Tamandaré (Pernambuco, nordeste do Brasil). *Tropical Oceanography* 33, 157-175.
- RStudio Team. 2016. RStudio: Integrated Development for R. RStudio Inc, Boston.
- Santiago, M. F.; Silva-Cunha, M. D. G. D.; Neumann-Leitão, S.; Costa, K. M. P. D.; Palmeira, G. C. B.; Porto Neto, F. D. F.; Nunes, F. S. 2010. Phytoplankton dynamics in a highly eutrophic estuary in tropical Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58, 189-205. <http://doi.org/10.1590/S1679-87592010000300002>
- Santos, D. H. C. D.; Silva-Cunha, M. D. G. G.; Santiago, M. F.; Passavante, J. Z. D. O. 2010. Characterization of phytoplankton biodiversity in tropical shipwrecks off the coast of Pernambuco, Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 24, 924-934. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062010000400007>
- Sar, E. A.; Ferrario, M. E.; Reguera, B. 2002. *Floraciones Algales Nocivas en el Cono Sur Americano*. Instituto Español de Oceanografía, Madrid, Spain. 311p.
- Sarker, S.; Sultana, T.; Islam, N.; Hossain, M. S.; Huda, A. S.; Zulkarnain, K. M.; Sharifuzzaman, S. M. 2021. Phytoplankton ecology in different coastal habitats along the northern Bay of Bengal. *Marine Ecology*, 42, e12679. <http://dx.doi.org/10.1111/maec.12679>
- Satô, S.; Paranaguá, M. N.; Eskinazi-Leça, E. 1963/64. On the mechanism of red tide of *Trichodesmium* in Recife Northeastern Brazil, with some considerations of the relation to the human disease, "Tamandaré fever". *Trabalhos do Instituto Oceanográfico da Universidade do Recife*, 5, 7-49. <http://doi.org/10.5914/tropocean.v5i1.2489>
- Schoefs, B.; Van de Vijver, B.; Wetzel, C. E.; Ector, L. 2020. Introduction: From diatom species identification to ecological and biotechnological applications. *Botany Letters*, 167, 2-6. <http://dx.doi.org/10.1080/23818107.2020.1719883>
- Sherr, E. B.; Sherr, B. F. 2007. Heterotrophic dinoflagellates: a significant component of microzooplankton biomass and major grazers of diatoms in the sea. *Marine Ecology Progress Series*, 352, 187-197. <http://dx.doi.org/10.3354/meps07161>
- Shi, H.; Singh, A. 2003. Status and interconnections of selected environmental issues in the global coastal zones. *Journal of the Human Environment*, 32, 145-152. <http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447-32.2.145>
- Sidabutar, T.; Cappenberg, H.; Srimariana, E. S.; Muawanah, A.; Wouthuyzen, S. 2021. Harmful algal blooms and their impact on fish mortalities in Lampung Bay: an overview. In: Subijanto, M.; Kurniawan, B. (eds.). IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 944, (2021), 012027.
- Silva, A. J.; Melo, P. A. M. de C.; Neumann-Leitão, S.; Melo-Júnior, M. 2020. Non-predatory mortality of planktonic copepods in a reef area influenced by estuarine plume. *Marine Environmental Research*, 159, 105024. <http://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105024>
- Silva, L. M. D. 2015. Condições Ambientais do Ecossistema Recifal de Tamandaré (APA Costa dos Corais): Comunidade Fitoplânctônica e Variáveis Hidrológicas.

- Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brasil. 73p.
- Silva, L. M. D. 2019. Produtividade Primária e Dinâmica da Comunidade Fitoplânctonica em um Complexo Estuarino Tropical (Pernambuco-Brasil). Tese de Doutorado, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brasil. 81p.
- Silva, M. H. D.; Silva-Cunha, M. D. G. G. D.; Passavante, J. Z. D. O.; Grego, C. K. D. S.; Muniz, K. 2009. Estrutura sazonal e espacial do microfitoplâncton no estuário tropical do rio Formoso, PE, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 23, 355-368. <http://doi.org/10.1590/S0102-33062009000200007>
- Silva-Cunha, M. G. G.; Eskinazi-Leça, E. 1990. Catálogo das Diatomáceas (Bacillariophyceae) da Plataforma Continental de Pernambuco. Sudene, Recife, Brasil. 95p.
- Silveira, M. F.; Ferreira, B. P. 2024. Temporal changes in a small-scale artisanal reef fishery in Brazil: Coastal development and its impacts. *Marine Policy*, 165, 106186. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2024.106186>
- Simon, N.; Cras, A. L.; Foulon, E.; Lemé, R. 2009. Diversity and evolution of marine phytoplankton. *Comptes Rendus Biologies*, 332, 159-170. <http://dx.doi.org/10.1016/j.crvi.2008.09.009>
- Sims, P. A.; Mann, D. G.; Medlin, L. K. 2006. Evolution of the diatoms: insights from fossil, biological and molecular data. *Phycologia*, 45, 361-402. <http://dx.doi.org/10.2216/05-22.1>
- Snoeijns, P.; Busse, S.; Potapova, M. 2002. The importance of diatom cell size in community AnalysisS1. *Journal of Phycology*, 38, 265-281. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1529-8817.2002.01105.x>
- Tåning, A. V. 1951. Olieforurening af havet og massedød af fugle. *Naturens Verden*, 35, 34-43.
- Taylor, F. J.; Taylor, N. J.; Walsby, J. R. 1985. A bloom of the planktonic diatom, *Cerataulina pelagica*, off the coast of northeastern New Zealand in 1983, and its contribution to an associated mortality of fish and benthic fauna. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 70, 773-795. <http://dx.doi.org/10.1002/iroh.19850700602>
- Tommasi, E.; Gielis, J.; Rogato, A. 2017. Diatom frustule morphogenesis and function: a multidisciplinary survey. *Marine Genomics*, 35, 1-18. <http://dx.doi.org/10.1016/j.margen.2017.07.001>
- Turkoglu, M.; Koray, T. 2004. Algal blooms in surface waters of the Sinop Bay in the Black Sea, Turkey. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 7, 1577-1585. <http://dx.doi.org/10.3923/pjbs.2004.1577.1585>
- Tyrrell, T.; Marañón, E.; Poulton, A. J.; Bowie, A. R.; Harbour, D. S.; Woodward, E. M. S. 2003. Large-scale latitudinal distribution of *Trichodesmium* spp. in the Atlantic Ocean. *Journal of Plankton Research*, 25, 405-416. <http://dx.doi.org/10.1093/plankt/25.4.405>
- Wilson, J. R.; Wilkerson, F. P.; Blaser, S. B.; Nielsen, K. J. 2021. Phytoplankton community structure in a seasonal low-inflow estuary adjacent to coastal upwelling (Drakes Estero, CA, USA). *Estuaries and Coasts*, 44, 769-787. <http://dx.doi.org/10.1007/s12237-020-00792-3>
- Worm. World Register of Marine Species. 2024. Disponível em: <http://www.marinespecies.org/>. Acesso em: 05 de março de 2024.

Anexo 1. Composição taxonômica do fitoplâncton na Baía de Tamandaré (PE - Brasil), organizada por grupos principais. Fonte: Guennes et al. (2025).

Cyanobacteria	<i>Podocystis adriatica</i>	Triceratiales
Cyanophyceae	Licmophorales	Triceratiaceae
Chroococcales	Licmophoraceae	<i>Triceratium biquadratum</i>
Microcystaceae	<i>Licmophora flabellata</i>	<i>Triceratium favus</i>
<i>Merismopedia</i> sp.	<i>Licmophora</i> sp.	<i>Triceratium</i> sp.
Oscillatoriaceae	Lyrellales	Dictyochophyceae
Microcoleaceae	Lyrellaceae	Dictyochales
<i>Trichodesmium erythraeum</i>	Lyrella lyra	Dictyochaceae
Oscillatoriaceae	<i>Petroneis humerosa</i>	<i>Dictyocha fibula</i>

<i>Lyngbya</i> sp.	Mastogloiales	Mediophyceae
<i>Oscillatoria</i> sp.	Mastogloiaceae	Anaulales
<i>Phormidium</i> sp.	<i>Mastogloia fimbriata</i>	Anaulaceae
Dinoflagellata	<i>Mastogloia splendida</i>	<i>Terpsinoë musica</i>
Dinophyceae	Naviculales	Ardissoneales
Dinophysales	Amphipleuraceae	Ardissoneaceae
Dinophysaceae	<i>Amphiprora</i> sp.	<i>Toxarium undulatum</i>
Dinophysis	Diploneidaceae	Biddulphiales
<i>Dinophysis caudata</i>	<i>Diploneis bombus</i>	Belleroccheaceae
<i>Ornithocercus magnificus</i>	Naviculaceae	<i>Bellerochea malleus</i>
Gonyaulacales	<i>Gyrosigma balticum</i>	Biddulphiaceae
Ceratiaceae	<i>Navicula</i> sp.	<i>Biddulphia biddulphiana</i>
<i>Tripos arietinus</i>	Pleurosigmataceae	<i>Biddulphiella tridens</i>
<i>Tripos brevis</i>	<i>Pleurosigma</i> sp.	<i>Lampriscus orbiculatus</i>
<i>Tripos furca</i>	Rhabdonematales	Lithodesmiales
<i>Tripos fusus</i>	Grammatophoraceae	Lithodesmiaceae
<i>Tripos gracilis</i>	<i>Grammatophora marina</i>	<i>Helicotheca tamesis</i>
<i>Tripos lineatus</i>	<i>Grammatophora oceanica</i>	Chaetoceratales
<i>Tripos longipes</i>	Rhabdonemataceae	Chaetocerataceae
<i>Tripos muelleri</i>	<i>Rhabdonema adriaticum</i>	<i>Bacteriastrum delicatulum</i>
<i>Tripos pentagonus</i>	<i>Rhabdonema punctatum</i>	<i>Bacteriastrum hyalinum</i>
<i>Tripos</i> sp.	Rhaphoneidales	<i>Chaetoceros affinis</i>
<i>Tripos teres</i>	Asterionellopsidaceae	<i>Chaetoceros brevis</i>
<i>Tripos trichoceros</i>	<i>Asterionellopsis glacialis</i>	<i>Chaetoceros coarctatus</i>
Gonyaulacaceae	<i>Bleakeleya notata</i>	<i>Chaetoceros curvisetus</i>
<i>Gonyaulax</i> cf. <i>polygramma</i>	Striatellales	<i>Chaetoceros lorenzianus</i>
Protoceratiaceae	Striatellaceae	<i>Chaetoceros</i> sp.
<i>Ceratocorys horrida</i>	<i>Striatella unipunctata</i>	Leptocylindraceae
Pyrocystaceae	Surirellales	<i>Leptocylindrus danicus</i>
<i>Gambierdiscus</i> sp.	Entomoneidaceae	Eupodiscales
<i>Ostreopsis ovata</i>	<i>Entomoneis</i> sp.	Eupodiscaceae
<i>Pyrocystis lunula</i>	Surirellaceae	<i>Amphipentas pentacrinus</i>
<i>Pyrophacus horologicum</i>	<i>Campylodiscus clypeus</i>	<i>Auliscus sculptus</i>
Peridiniales	<i>Campylodiscus fastuosus</i>	<i>Pleurosira laevis</i>
Podolampadaceae	<i>Campylodiscus neofastuosus</i>	Odontellaceae
<i>Podolampas palmipes</i>	<i>Campylodiscus</i> sp.	<i>Amphitetas antediluviana</i>
Protoperidiniaceae	<i>Surirella febigeri</i>	<i>Hobaniella longicruris</i>
<i>Protoperidinium depressum</i>	Thalassionematales	<i>Odontella aurita</i>
<i>Protoperidinium latissimum</i>	Thalassionemataceae	<i>Odontella turgida</i>
<i>Protoperidinium ovum</i>	<i>Thalassionema nitzschiooides</i>	Parodontellaceae
<i>Protoperidinium pentagonum</i>	Thalassiophysales	<i>Trieres mobiliensis</i>
<i>Protoperidinium simulum</i>	Catenulaceae	<i>Trieres regia</i>
<i>Protoperidinium</i> sp.	<i>Amphora</i> sp.	Hemiaulales
Prorocentrales	Coscinodiscophyceae	Hemiaulaceae
Prorocentraceae	Aulacoseirales	<i>Cerataulina pelagica</i>

<i>Prorocentrum lima</i>	Aulacoseiraceae	<i>Hemiaulus</i> sp.
<i>Prorocentrum</i> sp.	<i>Aulacoseira granulata</i>	Isthmiaceae
Thoracosphaerales	Coscinodiscales	<i>Isthmia enervis</i>
Thoracosphaeraceae	Aulacodiscaceae	Lithodesmiales
<i>Scrippsiella</i> cf. <i>trochoidea</i>	<i>Aulacodiscus</i> sp.	Lithodesmiaceae
Heterokontophyta	Coscinodiscaceae	<i>Ditylum brightwellii</i>
Bacillariophyceae	<i>Coscinodiscus centralis</i>	<i>Lithodesmium undulatum</i>
Achnanthales	<i>Coscinodiscus oculus-iridis</i>	Probosciales
Achnanthaceae	<i>Coscinodiscus</i> sp.	Probosciaeae
<i>Achnanthes</i> sp.	<i>Palmerina hardmaniana</i>	<i>Proboscia alata</i>
Cocconeidaceae	Heliopeletaceae	Stephanodiscales
<i>Cocconeis</i> sp.	<i>Actinoptychus senarius</i>	Stephanodiscaceae
Bacillariales	<i>Actinoptychus splendens</i>	<i>Cyclotella</i> sp.
Bacillariaceae	Melosirales	Thalassiosirales
<i>Bacillaria</i> <i>paxillifera</i>	Melosiraceae	Thalassiosiraceae
<i>Cylindrotheca closterium</i>	<i>Melosira</i> sp.	<i>Planktoniella sol</i>
<i>Nitzschia sigma</i>	Paraliales	<i>Thalassiosira</i> sp.
<i>Nitzschia</i> sp.	Paraliaceae	Toxariales
<i>Psammodictyon panduriforme</i>	<i>Paralia</i> <i>sulcata</i>	Climacospheniaceae
<i>Pseudo-nitzschia pungens</i>	Rhizosoleniales	<i>Climacosphenia moniligera</i>
Cocconeidales	Rhizosoleniaceae	Chlorophyta
Cocconeidaceae	<i>Guinardia flaccida</i>	Chlorophyceae
<i>Campyloneis</i> <i>grevillei</i>	<i>Guinardia striata</i>	Sphaeropleales
Fragilariales	<i>Neocalyptrella robusta</i>	Scenedesmaceae
Fragilariaeae	<i>Rhizosolenia</i> sp.	<i>Scenedesmus</i> sp.
<i>Fragilaria</i> sp.	<i>Sundstroemia setigera</i>	