UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
CURSO DE LICENCIATURA EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

ANA KAROLINA LOPES DA SILVA

ESTUDO COMPARATIVO DA DIVERSIDADE DE CHLOROPHYTA E CHAROPHYTA FITOPLANCTÔNICAS DA BACIA DA REGIÃO HIDROGRÁFICA DO BAIXO SÃO FRANCISCO

Maceió – AL
2023

ANA KAROLINA LOPES DA SILVA

ESTUDO COMPARATIVO DA DIVERSIDADE DE CHLOROPHYTA E CHAROPHYTA FITOPLANCTÔNICAS DA BACIA DA REGIÃO HIDROGRÁFICA DO BAIXO SÃO FRANCISCO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Licenciatura em Ciências Biológicas do Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal da Alagoas, como requisito parcial para o título de Graduação em Ciências Biológicas.

Orientadora: Profa. Dra. Élica Amara Cecília Guedes

Maceió - AL
2023

Catalogação na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico
Bibliotecário: Marcelino de Carvalho Freitas Neto – CRB-4 – 1767

S586e Silva, Ana Karolina Lopes da.
Estudo comparativo da diversidade de Chlorophyta e Charophyta fitoplanctônicas da Bacia da Região Hidrográfica do Baixo São Francisco / Ana Karolina Lopes da Silva. – Maceió, 2023.
67 f. : il.

Orientadora: Élica Amara Cecília Guedes.
Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso em Ciências Biológicas: licenciatura) – Universidade Federal de Alagoas. Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Maceió, 2023.

Bibliografia: f. 44-51.
Apêndices: f. 52-67.

1. Fitoplâncton. 2. Chlorophyta. 3. Ambientes lóticos. 4. Qualidade da água. I. Título.

CDU: 582.263

Folha de Aprovação

ANA KAROLINA LOPES DA SILVA

ESTUDO COMPARATIVO DA DIVERSIDADE DE CHLOROPHYTA E CHAROPHYTA FITOPLANCTÔNICAS DA BACIA DA REGIÃO HIDROGRÁFICA DO BAIXO SÃO FRANCISCO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Licenciatura em Ciências Biológicas do Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal da Alagoas, como requisito parcial para o título de Graduação em Ciências Biológicas.

gov.br Documento assinado digitalmente
ELICA AMARA CECILIA GUEDES
Data: 16/05/2024 06:17:23-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof.ª Dr.ª Élica Amara Cecília Guedes
Orientadora (ICBS/UFAL)

Banca Examinadora:

gov.br Documento assinado digitalmente
EURIPEDES ALVES DA SILVA FILHO
Data: 17/05/2024 08:49:56-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. Eurípedes Alves da Silva Filho
(Examinador interno – ICBS/UFAL)

gov.br Documento assinado digitalmente
MANOEL MESSIAS DA SILVA COSTA
Data: 16/05/2024 08:58:38-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. Manoel Messias da Silva Costa
(Examinador externo – Professor Voluntário/Pós-Doc – CECA/UFAL)

Dedico este trabalho, com saudosa lembrança,
à minha amada avó, Ana Lúcia (*in memoriam*),
por ter me ensinado tudo que sei sobre a vida.
E ao meu filho, Darwin, que é a luz que guia
meus caminhos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço,

Primeiramente, à minha mãe, Ana Paula, pelo dom da vida, por todo o esforço para que eu tivesse uma boa educação, por sua fé e garra invejáveis e por sempre ter lutado para que eu me tornasse uma boa mulher e jamais desistisse dos meus sonhos.

À minha estimada orientadora, Profª Drª Élica Amara Cecília Guedes, por ter me acompanhado, não somente na minha carreira acadêmica, impulsionando e encorajando meus passos, mas por ter sido uma grande amiga e confidente ao longo de todos esses anos. Sem a sua influência eu jamais teria trilhado este caminho até aqui.

Ao meu companheiro, Demisson da Silva Barbosa, por ter segurado minha mão em momentos difíceis onde pensei em desistir, pela compreensão nos momentos em que eu não estive bem, e pelo incentivo e apoio, que foram essenciais para que este trabalho fosse realizado.

À equipe das Expedições Científicas do Baixo São Francisco, pelas experiências que muito me agregaram e culminaram neste trabalho, e também pela oportunidade de ter conhecido pessoas maravilhosas, em especial, Daniela Oliveira, Anderson Santos e José Rodrigo, amigos queridos que levo no coração.

Aos colegas do Setor de Botânica, Mariana Melo, Pomy Kim (*in memoriam*), Ana Carolina, Lucas Eduardo e Giovanna Anjos, pela ótima convivência e momentos bons que vivenciamos, principalmente nas apresentações do nosso projeto de extensão.

À turma de 2017.2 do curso de Licenciatura em Ciências Biológicas do campus A.C. Simões, por terem me acolhido como parte deles, pelas amizades e boas memórias que construímos juntos.

Às turmas as quais fui monitora, por terem contribuído para que eu me tornasse uma educadora melhor, pelos momentos de descontração, principalmente nas aulas práticas em laboratório, e pelas amizades que mantenho com muito carinho.

Aos meus orientadores dos estágios supervisionados, Régis Longhi, Rejane Neves, Jadson Moura e Joana Mendes, por terem confiado em mim e terem permitido que eu vivenciasse experiências de grande valia na minha formação enquanto professora.

Ao corpo docente do curso de Ciências Biológicas do campus A.C. Simões, por todos os ensinamentos, não só acadêmicos, mas também “da vida”.

Enfim, agradeço a todos que de alguma forma participaram da minha jornada acadêmica até aqui, cada pessoa que cruzou meu caminho foi importante para que este trabalho fosse concretizado.

"*Um cientista no seu laboratório não é um mero técnico: é, também, uma criança colocada à frente de fenômenos naturais que impressionam como se fossem um conto de fadas*."

Marie Curie

RESUMO

O fitoplâncton lacustre – em especial, as microalgas verdes – representa uma informação crucial para entender a estrutura da produção biológica em ambientes aquáticos. Sua importância é fundamental na compreensão do meio, pois em cada ambiente existe um conjunto específico de formas fitoplanctônicas. A diversidade, abundância e distribuição dessas formas são intrínsecas ao ambiente e dependem da adaptação às características abióticas locais. Foram analisadas 24 amostras, coletadas em 8 locais diferentes ao longo da Região Hidrográfica do Baixo São Francisco, tendo sido obtidas por meio de arrastos horizontais superficiais, com rede de plâncton com abertura de 20 µM, que foram acondicionadas em frascos plásticos etiquetados e preservadas em solução de Transeau. Foram analisadas alíquotas de 1mL, onde foi feita a análise quali-quantitativa de acordo com o método de Sedgewick-Rafter, com a identificação dos táxons tendo sido realizada com base em bibliografia especializada. Foram identificados 60 táxons em 2021 e 37 táxons em 2022, distribuídos em três classes taxonômicas, sendo elas Chlorophyceae e Trebouxiophyceae, pertencentes à divisão Chlorophyta, e Zygnematophyceae, à divisão Charophyta. Realizou-se análises dos seguintes parâmetros fitossociológicos: riqueza de espécies, densidade celular, dominância e frequência de ocorrência, e dos índices ecológicos: diversidade de Shannon (H'), equitabilidade de Pielou (J) e dominância de Simpson (λ). Foram observadas algumas espécies dominantes, que tiveram influência na densidade celular, diversidade e equitabillidade: *Eudorina elegans* Ehrenberg, *Pleodorina californica* WR Shaw, *Monactinus simplex* (Meyen) Corda e *Staurastrum leptocladum* Nordstedt. Visto que foram observadas flutuações significativas nos parâmetros e índices analisados, demonstra-se que são necessárias medidas para mitigar os danos à comunidade fitoplanctônica, a fim de evitar ainda mais prejuízos aos ecossistemas aquáticos.

Palavras-chave: Fitoplâncton; Algas verdes; Ambientes lóticos; Qualidade da água.

ABSTRACT

The lacustrine phytoplankton – especially green microalgae – represents crucial information for understanding the biological production structure in aquatic environments. Its significance is fundamental in comprehending the environment, as each setting harbors a specific array of phytoplanktonic forms. The diversity, abundance, and distribution of these forms are intrinsic to the environment and depend on adaptation to local abiotic characteristics. A total of 24 samples collected from 8 different locations along the Lower São Francisco Hydrographic Region were analyzed. The samples were obtained through horizontal surface trawls, using a plankton net with a 20 µM mesh opening, and were preserved in Transeau solution in labeled plastic containers. One-milliliter aliquots were analyzed using the Sedgewick-Rafter method for qualitative and quantitative analysis, with taxon identification based on specialized literature. In 2021, 60 taxa were identified, while in 2022, 37 taxa were identified, distributed across three taxonomic classes: Chlorophyceae and Trebouxiophyceae, belonging to the division Chlorophyta, and Zygnematophyceae, belonging to the division Charophyta. Phytosociological parameters, including species richness, cell density, dominance, and frequency of occurrence, were analyzed, along with ecological indices such as Shannon's diversity (H'), Pielou's evenness (J), and Simpson's dominance (λ). Dominant species, influencing cell density, diversity, and evenness, were observed, including *Eudorina elegans* Ehrenberg, *Pleodorina californica* WR Shaw, *Monactinus simplex* (Meyen) Corda, and *Staurastrum leptocladum* Nordstedt. Given significant fluctuations in the analyzed parameters and indices, it is evident that measures are necessary to mitigate harm to the phytoplankton community, thereby preventing further damage to aquatic ecosystems.

Key words: Phytoplankton; Green algae; Lotic environments; Water quality.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Bacia Hidrográfica do São Francisco 18

Figura 2 – Extensão do Baixo São Francisco 19

Figuras 3 e 4 – Coleta do material fitoplanctônico com rede de plâncton 27

Figura 5 – Locais de coleta 28

Figura 6 – (A) Riqueza de espécies de microalgas verdes do Baixo São Francisco no ano de 2021; (B) Riqueza de espécies de microalgas verdes do Baixo São Francisco no ano de 2022 32

Figura 7 – (A) Percentual de riqueza de espécies em 2021; (B) Percentual de riqueza de espécies em 2022 34

Figura 8 – *Oedogonium* sp. Link ex Hirn 36

Figura 9 – *Staurastrum leptocladum* Nordstedt 36

Figura 10 – *Monactinus simplex* (Meyen) Corda 36

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Riqueza de espécies da comunidade de microalgas verdes do Baixo São Francisco (AL e SE) no ano de 2021 33
Tabela 2 – Riqueza de espécies da comunidade de microalgas verdes do Baixo São Francisco (AL e SE) no ano de 2022 33
Tabela 3 – Densidade de células/mL^{-1} da comunidade de microalgas verdes do Baixo São Francisco (AL e SE) no ano de 2021. Piranhas – AL (PI); Pão de Açúcar – AL (PA); Traipu – AL (TR); Propriá – SE (PR); Igreja Nova – AL (IN); Piaçabuçu – AL (PU); Foz do São Francisco (FOZ) 35
Tabela 4 – Densidade de células/mL^{-1} da comunidade de microalgas verdes do Baixo São Francisco (AL e SE) no ano de 2022. Piranhas – AL (PI); Pão de Açúcar – AL (PA); Traipu – AL (TR); Propriá – SE (PR); Igreja Nova – AL (IN); Piaçabuçu – AL (PU); Foz do São Francisco (FOZ) 35
Tabela 5 – Valores obtidos a partir do cálculo do Índice de Diversidade de Shannon (H') 38
Tabela 6 – Valores obtidos a partir do cálculo da Equitabilidade de Pielou (J) 39
Tabela 7 – Valores obtidos a partir do cálculo da Dominância de Simpson (λ) 40

LISTA DE APÊNDICES

APÊNDICE A – Percentual de distribuição das microalgas verdes na região do município de Piranhas (Baixo São Francisco): (P1) Região de Alagoas; (P2) Região entre Alagoas e Sergipe; (P3) Região de Sergipe 52

APÊNDICE B – Percentual de distribuição das microalgas verdes na região do município de Pão de Açúcar (Baixo São Francisco): (P1) Região de Alagoas; (P2) Região entre Alagoas e Sergipe; (P3) Região de Sergipe 54

APÊNDICE C – Percentual de distribuição das microalgas verdes na região do município de Traipu (Baixo São Francisco): (P1) Região de Alagoas; (P2) Região entre Alagoas e Sergipe; (P3) Região de Sergipe 56

APÊNDICE D – Percentual de distribuição das microalgas verdes na região do município de Propriá (Baixo São Francisco): (P1) Região de Alagoas; (P2) Região entre Alagoas e Sergipe; (P3) Região de Sergipe 58

APÊNDICE E – Percentual de distribuição das microalgas verdes na região do município de Penedo (Baixo São Francisco): (P1) Região de Alagoas; (P2) Região entre Alagoas e Sergipe; (P3) Região de Sergipe 60

APÊNDICE F – Percentual de distribuição das microalgas verdes na região do município de Igreja Nova (Baixo São Francisco): (P1) Região de Alagoas; (P2) Região entre Alagoas e Sergipe; (P3) Região de Sergipe 62

APÊNDICE G – Percentual de distribuição das microalgas verdes na região do município de Piaçabuçu (Baixo São Francisco): (P1) Região de Alagoas; (P2) Região entre Alagoas e Sergipe; (P3) Região de Sergipe 64

APÊNDICE H – Percentual de distribuição das microalgas verdes na região da Foz (Baixo São Francisco): (P1) Região de Alagoas; (P2) Região entre Alagoas e Sergipe; (P3) Região de Sergipe 66

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 14
2. OBJETIVO GERAL 16
2.1 Objetivos específicos 16
3. REFERENCIAL TEÓRICO 17
3.1 Considerações iniciais 17
3.2 A Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco 17
3.3 O Baixo São Francisco 19
3.4 O papel do fitoplâncton nos ecossistemas aquáticos 20
3.5 As algas verdes como bioindicadoras da qualidade da água 21
3.6 Divisão Chlorophyta 22
3.6.1 Classe Chlorophyceae 23
3.6.2 Classe Trebouxiophyceae 24
3.7 Divisão Charophyta 24
3.7.1 Classe Zygnematophyceae 25
4. METODOLOGIA 27
4.1 Coleta e armazenamento das amostras 27
4.2 Área de estudo e pontos de amostragem 28
4.3 Análise da comunidade fitoplanctônica 29
4.4 Análise dos parâmetros fitossociológicos 29
4.5 Tratamento estatístico 30
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO 31
5.1 Parâmetros fitossociológicos 31
5.1.1 Riqueza de espécies 31
5.1.2 Densidade celular 34
5.1.3 Dominância 35
5.1.4 Frequência de ocorrência 36
5.2 Índices ecológicos 37
5.2.1 Diversidade de Shannon (H') 38
5.2.2 Equitabilidade de Pielou (J) 39
5.2.3 Dominância de Simpson (λ) 40
6. CONCLUSÃO 42
REFERÊNCIAS 44

APÊNDICES 52

1. INTRODUÇÃO

Dentre os inúmeros organismos que habitam os ambientes aquáticos, a comunidade fitoplanctônica se constitui como uma das mais importantes, por serem, em sua grande maioria, dotados de pigmentos fotossintetizantes (sendo a clorofila *a* o mais abundante) e constituindo o primeiro elo das cadeias alimentares. São responsáveis pela produtividade primária dos ambientes aquáticos, cuja variedade, abundância e distribuição são próprias e dependem da adaptação às características abióticas, sendo de extrema importância para a compreensão do meio, pois refletem com fidelidade os impactos antrópicos que ocorrem no meio aquático (Rodrigues, 2004; Reynolds, 2006; Raven, Evert & Eichhorn, 2014).

A distribuição, variação, profusão, coexistência, predomínio e variedade do fitoplâncton estão relacionadas à presença de gradientes verticais e horizontais, ao tempo de permanência, a estratificação hidráulica, ao transporte de partículas, às relações entre partículas sedimentares e a água, ao sistema de transporte vertical e horizontal, bem como à composição, diversificação e estrutura das comunidades biológicas (Tundisi & Tundisi, 2008).

Chlorophyta é o filo das algas verdes, que inclui uma grande variedade de espécies microscópicas unicelulares e multicelulares. Estas algas são organismos notáveis com uma ampla gama de características distintivas. Elas possuem clorofila *a* e *b* como principais pigmentos fotossintéticos, apresentam grande variedade morfológica, têm parede celular composta de celulose, algumas são móveis e apresentam um ciclo de vida haplodiplobionte. Sua reprodução pode ser assexuada ou sexuada, e elas habitam uma variedade de ambientes aquáticos e até mesmo ambientes terrestres. Essas microalgas desempenham papéis essenciais na produção de oxigênio, fixação de carbono e na base de cadeias alimentares aquáticas (Graham, Graham & Wilcox, 2009; Leliaert *et al*., 2012).

O filo Charophyta abriga o grupo de algas verdes filogeneticamente mais próximas às plantas terrestres. A parede celular é principalmente composta de celulose e muitas carófitas têm um ciclo de vida haplodiplobionte, semelhante ao das plantas terrestres. Apresentam clorofila *a* e *b* e algumas desenvolvem estruturas multicelulares. Essas algas desempenham um papel importante na ecologia aquática, fornecendo habitat e alimento para organismos aquáticos e contribuindo para a oxigenação da água (Graham, Graham & Wilcox, 2009; Cook, Graham & Botha, 2010). Desta forma, as carófitas são cruciais tanto na ecologia aquática quanto no estudo da evolução das plantas terrestres.

Com o aumento da eutrofização em ambientes lóticos advindos de múltiplos usos, como abastecimento público, lazer, aquicultura e pesca, além de se modificar rapidamente tanto no tempo como no espaço, tem ocorrido um rápido crescimento de algumas espécies de

fitoplâncton que estão se tornando cada vez mais comum e dominante nestes ambientes, tanto qualitativamente quanto quantitativamente, implicando em potenciais danos à saúde da população (Panosso *et al*., 2007; Costa *et al*., 2009).

As variações na ecologia do fitoplâncton são reconhecidas por alterações em seu ciclo sazonal e na composição dos grupos dominantes, por meio da sucessão ecológica e, principalmente, devido às florações de algas. Nesse cenário, o nível trófico das águas oferece uma perspectiva sobre como a luz e os nutrientes influenciam o crescimento do fitoplâncton (Cunha *et al.*, 2013).

Dado que o fitoplâncton responde rapidamente a alterações ambientais, esses seres podem ser empregados como marcadores do nível trófico dos corpos aquáticos onde habitam, proporcionando uma importante referência quanto à qualidade da água (Parmar, Rawtani & Agrawal, 2016; Tripathi & Gaur, 2021).

Desta forma, o presente estudo teve como objetivo analisar amostras de água a fim de identificar os componentes da comunidade fitoplanctônica existente na Bacia da Região Hidrográfica do Baixo São Francisco, com enfoque nas microalgas das divisões Chlorophyta e Charophyta, realizando um comparativo da diversidade das mesmas entre os anos de 2021 e 2022, com o objetivo de verificar se ocorreram mudanças significativas na estrutura da comunidade em relação aos seus componentes, assim como nos parâmetros fitossociológicos e índices ecológicos, durante o referido período, e quais as possíveis implicações os táxons identificados podem gerar para o ecossistema local.

2. OBJETIVO GERAL

Realizar um estudo comparativo da diversidade dos indivíduos das divisões Chlorophyta e Charophyta na comunidade fitoplanctônica da Bacia da Região Hidrográfica do Baixo São Francisco, entre os anos de 2021 e 2022.

2.1 Objetivos específicos

- Determinar a composição e distribuição dos indivíduos das algas verdes na comunidade fitoplanctônica da área de estudo;
- Verificar a estrutura da comunidade por meio da identificação da dominância das espécies;
- Investigar possíveis variações da comunidade ao longo dos anos por meio da comparação dos resultados;
- Selecionar índices, bem como indicadores ecológicos através da estrutura das comunidades, ou seja, composição, riqueza, abundância, dominância e diversidade para a avaliação da qualidade do ambiente.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Considerações iniciais

O ambiente aquático é essencial na manutenção dos ecossistemas do planeta e na existência humana, pois a água possui importância primordial para a vida, pois nenhum processo metabólico ocorre sem a sua ação direta ou indireta (Esteves, 2011).

Os sistemas aquáticos lóticos detêm características peculiares, que garantem a sobrevivência de diversos tipos de habitats para os organismos aquáticos que ali vivem. Neste tipo de ambiente, a energia que sustenta os consumidores e decompositores é proveniente de fontes alóctones e autóctones (Allan & Castillo, 2007).

A fonte alóctone é a principal fonte de energia de ambientes lóticos de pequeno porte e provém do escoamento da bacia hidrográfica, sendo predominantemente composta por material vegetal proveniente da vegetação ribeirinha. Por outro lado, a fonte autóctone sustenta principalmente os ambientes aquáticos na zona preservada das bacias hidrográficas (Vannote *et. al*, 1980), e é gerada por organismos fotossintéticos que se mantiveram no próprio ambiente, conhecidos como produtores primários (Bott, 1996).

Rios e riachos são conhecidos por sua alta biodiversidade, abrigando uma variedade de organismos aquáticos, desde microrganismos como fitoplâncton e zooplâncton até peixes, invertebrados e macrovegetação (Dodds, 2002); esses ambientes são baseados em uma cadeia alimentar aquática complexa, com o fitoplâncton e as algas sendo a base (Wetzel, 2012).

A natureza variável destes ambientes, com flutuações sazonais no fluxo de água, inundações periódicas e mudanças no substrato do leito do rio, cria uma variedade de habitats para diferentes espécies (Wetzel, 2001).

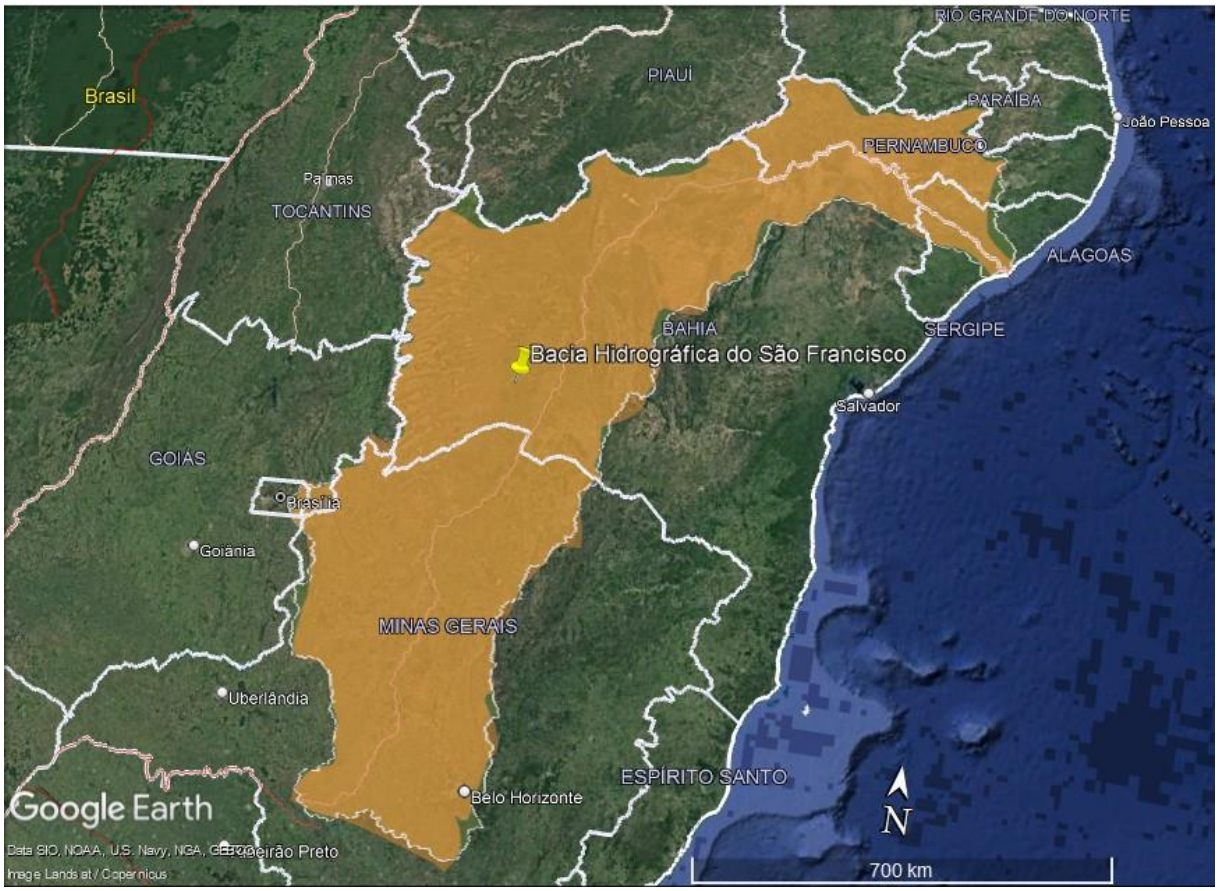
A dinâmica fitoplanctônica em rios é complexa e fortemente influenciada por fatores hidrológicos, físicos e químicos. Nessas correntezas, a velocidade da água, turbulência e a estratificação térmica desempenham um papel crucial na distribuição e composição das comunidades fitoplanctônicas. Espécies diferentes de fitoplâncton podem exibir preferências distintas por essas condições, resultando em padrões de distribuição específicos (Ward & Stanford, 1983; Talling, 2013).

3.2 A Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco

A bacia hidrográfica do rio São Francisco abrange cerca de 8% do território nacional, estendendo-se por aproximadamente 2.863 km e apresentando uma vasta área de drenagem superior a 639.219 km² (Figura 1). Originando-se na Serra da Canastra, em Minas Gerais, o rio percorre diversos estados brasileiros, incluindo Minas Gerais, Goiás, Bahia, Pernambuco,

Alagoas, Sergipe e o Distrito Federal, antes de desaguar no Oceano Atlântico, na divisa entre Alagoas e Sergipe. Essa abrangente região atravessa 505 municípios, integrando as regiões Nordeste, Sudeste e Centro-Oeste do país (CBHSF, 2014; CODEVASF, 2019).

Figura 1 – Bacia Hidrográfica do São Francisco



Fonte: Google Earth Pro (2023).

Classificada como uma das 12 regiões hidrográficas brasileiras, a bacia do São Francisco foi subdividida, para fins de gestão e planejamento, em quatro zonas ou regiões fisiográficas distintas: Alto, Médio, Submédio e Baixo São Francisco. Cada uma dessas áreas apresenta características geográficas e ambientais específicas, contribuindo para a complexidade e diversidade desse importante sistema fluvial.

A Bacia do São Francisco, com sua extensa rede hidrográfica, abriga um ecossistema aquático diversificado e de grande importância para a biodiversidade e às comunidades ribeirinhas. A riqueza biológica é notável, com uma variedade de espécies de peixes, invertebrados aquáticos e plantas, adaptadas aos diferentes ambientes fluviais e lacustres.

A vegetação aquática, incluindo macrófitas e algas, desempenha papéis essenciais na promoção de habitats adequados para a reprodução de peixes e na manutenção da qualidade da água; os microrganismos aquáticos, como fitoplâncton, são fundamentais para as cadeias

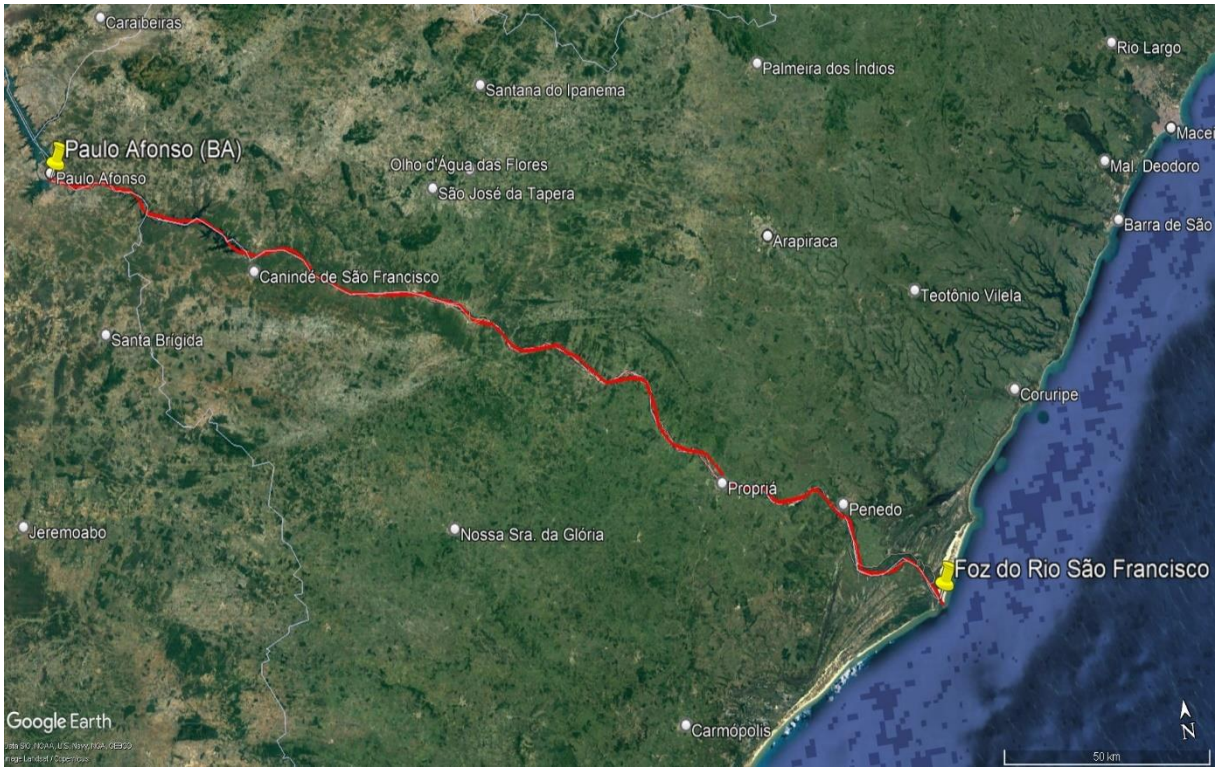
tróficas e processos biogeoquímicos nos ecossistemas aquáticos (Bezerra, Santos & Souza, 2017; Santos, Bezerra & Souza, 2019).

Apesar da resiliência do Rio São Francisco, que enfrenta variações consideráveis no regime hídrico, com períodos de cheias e estiagens, onde essa variabilidade natural permite que o rio e seus ecossistemas associados desenvolvam estratégias adaptativas para lidar com mudanças sazonais, a antropização crescente, com desmatamento, poluição e alterações no uso da água, representa desafios significativos para a manutenção da saúde do ecossistema aquático na bacia (Silva, Carmo, Santos & Souza, 2015; Silva, Carmo & Souza, 2016). A presença de represas, como a de Três Marias, também introduz alterações na dinâmica fluvial, com impactos na sedimentação e na disponibilidade de habitats para peixes e outros organismos aquáticos (Alves *et al*., 2014).

3.3 O Baixo São Francisco

O Baixo São Francisco é uma região hidrográfica que possui cerca de 214 km de extensão (Figura 2), percorrendo 86 municípios, tendo seu início no município de Paulo Afonso (BA), passando por Alagoas e Sergipe até a Foz, onde deságua entre os municípios de Piaçabuçu (AL) e Brejo Grande (SE) com áreas nos estados da Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe (IBAMA, 2006).

Figura 2 – Extensão do Baixo São Francisco



Fonte: Google Earth Pro (2023).

É uma região caracterizada por uma vasta planície aluvial que se estende ao longo de centenas de quilômetros, formando uma das maiores áreas úmidas contínuas do Brasil (Lima, Paiva & Lima, 2005). A hidrografia é dominada pelo próprio Rio São Francisco, que nessa região experimenta um regime de vazão mais constante devido à influência da represa de Sobradinho.

A hidrologia do Baixo São Francisco é influenciada por fatores sazonais, como as chuvas e as variações na vazão do Rio São Francisco. A regulação fluvial é um aspecto crítico para o equilíbrio do ecossistema e para o fornecimento de serviços ecossistêmicos às comunidades (Ribeiro *et al.*, 2016).

Apesar de sua importância, o Baixo São Francisco enfrenta desafios significativos, como a poluição hídrica, degradação de habitats e comprometimento da qualidade da água, provenientes do crescimento urbano e industrial na região; as atividades agrícolas e o desmatamento nas áreas de várzea, que podem levar à erosão do solo e assoreamento dos corpos d'água e as mudanças climáticas, que têm influenciado o regime de chuvas e as temperaturas na região, afetando o equilíbrio ecológico e a disponibilidade de recursos hídricos (Carmo, Santos & Souza, 2015; Silva, Carmo & Santos, 2016; Santos *et al*., 2020;).

3.4 O papel do fitoplâncton nos ecossistemas aquáticos

O fitoplâncton, composto por algas e cianobactérias, consiste de microrganismos fotossintéticos que flutuam livremente na coluna d'água. Estes organismos habitam uma ampla variedade de ecossistemas aquáticos continentais e marinhos. A comunidade fitoplanctônica desempenha o papel de produtora primária no ecossistema, uma vez que esses organismos fotossintéticos obtêm sua energia da luz, utilizando a água como doadora de elétrons na redução do CO_2 (Tundisi & Tundisi, 2008; Madigan *et al.*, 2010).

Através da fixação do CO_2, o fitoplâncton converte-o em matéria orgânica que pode ser incorporada na cadeia alimentar aquática ou depositada no fundo do corpo d'água, influenciando a composição química da água e a disponibilidade de nutrientes para outros organismos (Cole *et al*., 2013).

Além disto, durante o processo de fotossíntese, o fitoplâncton libera oxigênio para a água, desempenhando um papel importante na oxigenação dos rios. Conforme destacado por Vadeboncoeur e colaboradores (2008), "o fitoplâncton é uma fonte crítica de oxigênio dissolvido em sistemas de água doce".

Estudos como os de Schindler (1977) e Smith (2003) destacam também a importância do fitoplâncton na ciclagem de nutrientes, especialmente de nitrogênio e fósforo. Sua

capacidade de assimilar e redistribuir esses nutrientes desempenha um papel vital na regulação da qualidade da água e na saúde dos ecossistemas aquáticos.

A composição, estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica são moldadas por diversos fatores, como as características morfométricas do ambiente, o tempo de residência da água, os gradientes verticais de temperatura e as distintas alturas da captação de água. Conforme destacado por Henry e colaboradores (1998), a comunidade também pode ser significativamente impactada por pulsos sazonais externos de sedimentos e nutrientes.

Comunidades de microalgas são consideradas bons indicadores de mudanças ambientais, sua distribuição e a dinâmica dos recursos, em ambientes aquáticos, têm sido afetadas pela alteração climática e pela atividade humana indiscriminada (El-Shoubaky, 2013).

A presença de um fitoplâncton saudável contribui para a resiliência dos ecossistemas fluviais. A diversidade de espécies de fitoplâncton pode ajudar a manter a estabilidade e a funcionalidade dos rios, tornando-os mais capazes de resistir a perturbações ambientais (Murdock *et al.*, 2010).

Tais estudos com o fitoplâncton contribuem preponderantemente para a compreensão do funcionamento do sistema como um todo, devido a sua contribuição essencial na elaboração da matéria orgânica necessária a sobrevivência dos organismos herbívoros destes ambientes (Esteves & Sant'Anna, 2006; Câmara, Lima & Chellapa, 2007).

3.5 As algas verdes como bioindicadoras da qualidade da água

As algas verdes desempenham um papel fundamental como bioindicadoras da qualidade da água em ecossistemas aquáticos. Sua capacidade de resposta sensível a mudanças nas condições ambientais as torna valiosas aliadas na avaliação da saúde dos ecossistemas aquáticos. Essa abordagem permite a identificação de fontes de poluição, a avaliação da eficácia de medidas de restauração e a tomada de decisões informadas para proteger a qualidade da água (Whitton & Kelly, 1995).

As comunidades de algas verdes podem variar sazonalmente em resposta a mudanças nas condições ambientais, enfatizando a importância do monitoramento contínuo para avaliar a qualidade da água (Wetzel, 2001). Isso é particularmente relevante em ecossistemas de água doce, como rios e lagos, onde as condições podem ser altamente dinâmicas.

A concentração de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, é um dos principais fatores que afetam a composição das comunidades de algas verdes em corpos d'água. O aumento dessas concentrações pode levar a florações destas algas, o que indica um estado de eutrofização (Reynolds, 2006). A presença e a predominância de certas espécies de algas verdes podem ser

indicativas desse problema comum na qualidade da água. A maioria expressiva das algas verdes prefere habitar principalmente lagos mesotróficos ou eutróficos, e apresenta diversas estratégias de sobrevivência, refletindo sua considerável diversidade (Peres & Senna, 2000; Esteves, 2011).

Além dos nutrientes, essas algas também reagem à poluição, respondendo de diferentes maneiras à presença de substâncias como metais pesados, poluentes orgânicos e produtos químicos tóxicos. A presença de espécies de algas verdes mais tolerantes pode sugerir contaminação (Stevenson *et al*., 2014).

3.6 Divisão Chlorophyta

As algas pertencentes a esta divisão ocupam uma ampla variedade de ambientes, sendo a maioria, cerca de 90% das espécies, encontrada em ecossistemas de água doce. Exibem uma distribuição cosmopolita, indicando uma presença disseminada em diferentes regiões do planeta. Destacam-se como um grupo dominante no plâncton de ambientes de água doce e são comumente observadas em águas tropicais e subtropicais (Bicudo & Menezes, 2005).

A divisão compreende as 12 classes seguintes: Chlorodendrophyceae, Chlorophyceae, Chlorophyta classis incertae sedis, Chloropicophyceae, Chuariophyceae, Mamiellophyceae, Nephroselmidophyceae, Pedinophyceae, Picocystophyceae, Pyramimonadophyceae, Trebouxiophyceae e Ulvophyceae, que abrangem 7967 espécies (Guiry & Guiry, 2023).

A diversidade morfológica e fisiológica dentro de Chlorophyta permite que essas algas respondam às condições específicas do ambiente. Suas adaptações incluem variações na forma do talo, estratégias de reprodução e mecanismos de resistência a estresses ambientais, contribuindo para sua ampla distribuição e sucesso em diferentes habitats (Leliaert *et al*., 2012).

Os organismos desta divisão também exibem uma diversidade impressionante em suas adaptações metabólicas. Algumas espécies conseguem ajustar seu metabolismo para sobreviver em ambientes extremos, como salinos, e desenvolvem estratégias específicas para otimizar a fotossíntese sob diferentes condições (Hoham, 1975).

Chlorophyta é notavelmente diversa em ambientes de água doce, sendo frequentemente encontrada em lagos, rios, lagoas e outros corpos d'água de natureza doce. Sua distribuição cosmopolita destaca a adaptabilidade desse grupo a diferentes condições aquáticas (Wehr & Sheath, 2003). Visto que nesses ambientes a penetração de luz pode variar consideravelmente, este grupo desenvolveu adaptações para otimizar a absorção de luz. Isso inclui a presença de diferentes pigmentos fotossintéticos que respondem a diferentes comprimentos de onda (Borowitzka, 2013).

A presença e a atividade de Chlorophyta podem impactar diretamente a qualidade da água, pois essas algas respondem às condições físicas e químicas do ambiente. Sua capacidade de se proliferar em certas condições pode levar a mudanças na transparência da água e na disponibilidade de nutrientes (Tundisi & Tundisi, 2008).

3.6.1 Classe Chlorophyceae

A classe Chlorophyceae abrange as ordens Chaetopeltidales, Chaetophorales, Chlamydomonadales, Sphaeropleales e Chlorophyceae ordo incertae sedis. É a classe com maior número de espécies inserida na divisão Chlorophyta, com 3986 táxons registrados (Guiry & Guiry, 2023).

Chlorophyceae abarca uma gama diversificada de indivíduos com características morfológicas distintas. Esses organismos apresentam uma notável plasticidade em sua forma e estrutura. Muitos representantes da classe podem ser organismos unicelulares, embora também possam formar colônias. Essa versatilidade estrutural contribui para a adaptabilidade a diferentes condições ambientais. Alguns representantes da classe podem apresentar, ainda, estruturas flagelares, que influenciam sua mobilidade e distribuição em corpos d'água. A morfologia filamentosa de algumas espécies – que pode ser simples ou ramificada – proporciona uma maior área superficial para absorção de nutrientes e é observada em ambientes diversos, desde águas calmas até sistemas mais turbulentos (Pröschold & Leliaert, 2007; Leliaert *et al*., 2012).

As clorofíceas exibem uma diversidade de estratégias reprodutivas, incluindo reprodução assexuada por divisão celular e por meio de zoósporos. Essas estratégias contribuem para sua capacidade de colonizar e persistir em ambientes aquáticos diversos (Graham, Knack & Graham, 2009; Leliaert *et al*., 2012).

Esta classe destaca-se como o conjunto mais diversificado em termos de diversidade de táxons em águas continentais brasileiras. Diversas pesquisas, com as de Nabout *et al*. (2007) e Reynolds e Descy (2011), corroboram a notável abundância de táxons pertencentes a essa classe em comparação com outras, especialmente em ambientes tropicais eutróficos, conforme discutido anteriormente por Tucci *et al*. (2006).

Em ambientes eutróficos, onde há um excesso de nutrientes, algumas espécies de Chlorophyceae podem proliferar, formando florações algais que impactam a qualidade da água e a comunidade aquática (Dokulil, Teubner & Jagsch, 2013).

3.6.2 Classe Trebouxiophyceae

É a terceira classe mais representativa da divisão Chlorophyta, ficando atrás apenas de Chlorophyceae e Ulvophyceae. Conta com 929 espécies, distribuídas em 7 ordens: Chlorellales, Microthamniales, Phyllosiphonales, Prasiolales, Trebouxiales, Trebouxiophyceae ordo incertae sedis e Watanabeales (Guiry & Guiry, 2023).

A classe exibe uma notável diversidade morfológica. Essas microalgas podem variar desde células unicelulares esféricas até formas filamentosas ou coloniais complexas (Pombert, Otis & Lemieux, 2005). A morfologia é frequentemente associada à adaptação a diferentes habitats.

Trebouxiophyceae é uma classe cosmopolita, encontrada em ambientes que variam desde ecossistemas aquáticos de água doce até simbiontes de líquens e cianobactérias. Sua distribuição abrangente destaca sua capacidade de adaptação a diferentes condições ambientais (Friedl, 1995). Algumas habitam regiões áridas, enquanto outras colonizam substratos rochosos ou formam simbiose em líquens, resistindo a condições desafiadoras como alta luminosidade e variações de temperatura (Yarh, Vilgalys & DePriest, 2004).

Essas algas demonstram uma notável resistência a estresses ambientais, como altas taxas de radiação solar, variações de temperatura e dessecação. A capacidade de resistir a esses estresses está frequentemente associada a adaptações em seus mecanismos fotoprotetores e processos fisiológicos (Hegglin, Von Wettstein & Von Eggen, 2015). Este é um fator que tem despertado interesse na indústria biotecnológica. Seu potencial para a produção de biomassa, lipídios e compostos bioativos tem sido explorado para aplicações em biocombustíveis e nutracêuticos (Gouveia & Oliveira, 2002).

Em ambientes de água doce, Trebouxiophyceae contribui para a biodiversidade aquática, ocupando uma variedade de nichos ecológicos. Sua presença influencia a ciclagem de nutrientes e a produção primária, desempenhando um papel vital nos ecossistemas aquáticos (Poulíčková *et al*., 2015).

Apesar de sua capacidade de resistir a diferentes condições ambientais, algumas populações de Trebouxiophyceae estão sujeitas a pressões crescentes devido à degradação ambiental e mudanças climáticas. A compreensão desses desafios é crucial para o desenvolvimento de estratégias eficazes de conservação (Vanormelingen *et al*., 2008).

3.7 Divisão Charophyta

A diversidade de ambientes colonizados por Charophyta destaca sua adaptação a uma ampla gama de condições físicas e químicas. Esta divisão abriga, atualmente, 5677 espécies, distribuídas em 6 classes, sendo elas: Charophyceae, Chlorokybophyceae,

Coleochaetophyceae, Klebsormidiophyceae, Mesostigmatophyceae e Zygnematophyceae (Guiry & Guiry, 2023).

Charophyta é reconhecido por sua presença distintiva em ambientes de água doce. Suas espécies são frequentemente associadas a habitats diversos, incluindo lagos, rios, riachos e zonas úmidas. As algas carófitas desempenham um papel significativo na estruturação destes corpos d'água, pois suas características morfológicas únicas, como os corpos multicelulares e as estruturas calcificadas, contribuem para a formação de leitos e colônias que fornecem abrigo e substrato para uma variedade de organismos aquáticos (Leliaert *et al*., 2012; Maberly *et al*., 2013).

A presença de Charophyta também está ligada à qualidade da água. Essas algas desempenham um papel vital na absorção de nutrientes, incluindo fosfato, ajudando na regulação dos níveis de nutrientes em ambientes aquáticos. Sua capacidade de atuar como indicadores de qualidade da água baseia-se na resposta específica de algumas espécies a condições ambientais particulares (Bolpagni & Antonelli, 2018).

3.7.1 Classe Zygnematophyceae

Zygnematophyceae concentra 4386 espécies, sendo a mais representativa da divisão Charophyta (77,26% da diversidade) (Guiry & Guiry, 2023). Estas algas são, comumente, chamadas de desmídias, dada a grande relevância que a ordem Desmidiales apresenta.

A classe Zygnematophyceae abrange organismos cocoides e filamentosos simples. Esses filamentos não são verdadeiros, visto que exibem contiguidade plasmática, resultando em colônias com a aparência de filamentos, mas sem a característica da definição convencional de filamentos. O habitat de Zygnematophyceae é predominantemente aquático, sendo comumente encontrado em ambientes de água doce; entretanto, algumas espécies de *Spirogyra* demonstram uma capacidade de tolerância a ambientes levemente salinos (Van De Hoek, Mann & Jahns, 1995; Acleto & Zúñiga, 1998; Lewis & McCourt, 2004).

As desmídias se destacam por apresentarem características distintivas, tais como a ausência de células flageladas e o processo reprodutivo através da conjugação, que compreende a fusão de gametas ameboides não-flagelados (Gontcharov, Marin & Melkonian, 2003; Reviers, 2006).

Essas algas podem responder dinamicamente a mudanças nos fatores ambientais, como disponibilidade de luz, nutrientes e temperatura (Rindi & Guiry, 2004).

Seus representantes podem ser encontrados em diferentes nichos ecológicos, integrando tanto o fitoplâncton, onde flutuam livremente na coluna d'água, quanto o perifíton, onde se

fixam a substratos naturais e/ou artificiais. Alguns ainda podem ocupar o metafíton, vivendo entre os substratos naturais ou artificiais submersos (Parra & Bicudo 1996; Šťastný, 2010).

A maioria expressiva das Zygnematophyceae é encontrada principalmente em ambientes aquáticos que são preferencialmente oligotróficos a mesotróficos, caracterizados por pH variando entre 4,0 e 7,0. Algumas espécies de *Staurastrum*, *Cosmarium* e *Closterium*, têm sido utilizadas como indicadores de ambientes eutróficos, onde o pH oscila entre 6,7 e 8,5 (Růžička, 1977).

Os indivíduos desta classe possuem um papel relevante na promoção da biodiversidade aquática e sua diversidade genética é uma fonte valiosa para a preservação e compreensão da variabilidade biológica em ecossistemas aquáticos (Kaplan, 2012). A interação das Zygnematophyceae com outras espécies de fitoplâncton e organismos aquáticos desempenha um papel essencial na ecologia das comunidades aquáticas, contribuindo para a complexidade e diversidade desses ecossistemas (Karol *et al*., 2001).

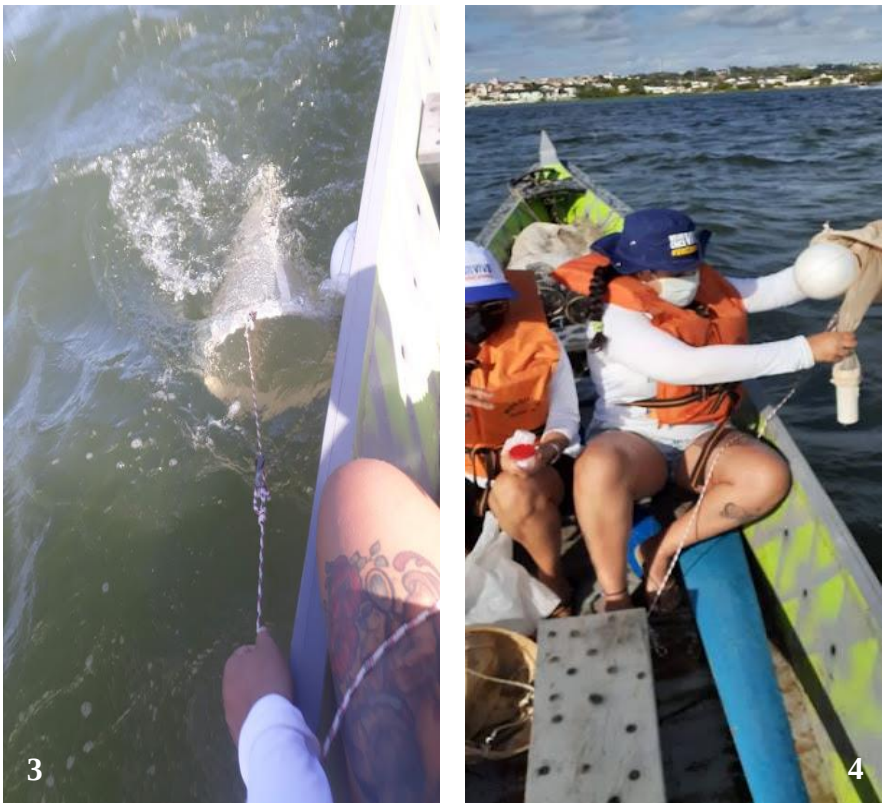
4. METODOLOGIA

O presente estudo possui caráter quali-quantitativo e busca avaliar a diversificação da comunidade fitoplanctônica pertencente aos filos Chlorophyta e Charophyta na Bacia da Região Hidrográfica do Baixo São Francisco, localizada entre os estados de Alagoas e Sergipe entre os anos de 2021 e 2022.

4.1 Coleta e armazenamento das amostras

As 24 amostras de água foram obtidas por meio de arrasto horizontal com redes de plâncton, confeccionadas em tecido com abertura de 20µm, durante 5 minutos (Figuras 2 e 3), em pontos de coleta estabelecidos ao longo do Baixo São Francisco.

Figuras 3 e 4 – Coleta do material fitoplanctônico com rede de plâncton



Fonte: Silva (2021).

As amostras foram acondicionadas em frascos plásticos com capacidade de aproximadamente 100 mL, devidamente identificados com etiquetas, e adicionadas à solução de Transeau (6:3:1, água destilada, álcool etílico a 70% e formaldeído a 4%), a fim de preservar os organismos presentes. Posteriormente, foram transportadas ao Laboratório de Ficologia do

Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de Alagoas (LABOFIC/UFAL) para análises quali-quantitativas.

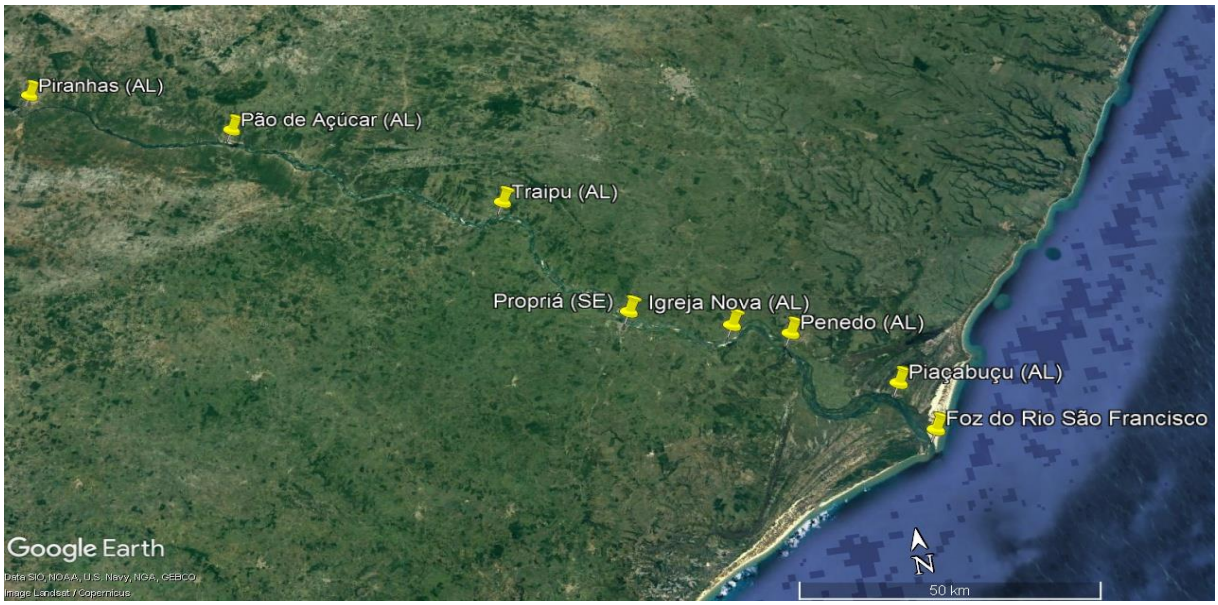
4.2 Área de estudo e pontos de amostragem

Com uma área de aproximadamente 25.500km^2, o Baixo São Francisco é uma mesorregião da bacia hidrográfica de mesmo nome que compreende os Estados de Alagoas e Sergipe, onde residem 1,5 milhão de habitantes, dos quais cerca de 440 mil fazem parte da população ribeirinha (Soares, Vieira & Navas, 2020). Encontra-se localizada entre as coordenadas geográficas de 8º e 11º de latitude sul e 36º e 39º de longitude oeste, constituindo-se na porção mais oriental da bacia, ocupando uma extensão territorial de 30.377 km², sendo equivalente a 5% da área da bacia desse rio, perfazendo, assim, a menor porção das quatro subdivisões da bacia (CBHSF, 2014).

Foram determinados oito locais de coletas ao longo do percurso do Baixo São Francisco, tendo como referência os municípios de Piranhas (AL), Pão de Açúcar (AL), Traipu (AL), Propriá (SE), Igreja Nova (AL), Penedo (AL), Piaçabuçu (AL) e a Foz do Rio São Francisco (Figura 5).

Para cada local de coleta, foram estabelecidos 3 (três) pontos diferentes de amostragem, sendo estes: Ponto 1, localizado próximo à margem do Estado de Alagoas; Ponto 2, localizado na região mediana do rio; e, por fim, Ponto 3, localizado próximo à margem do Estado de Sergipe. Exclusivamente para a região da Foz do Rio São Francisco, foram idealizados 2 (dois) pontos, sendo estes: Ponto 1, próximo à margem do Estado de Alagoas, e Ponto 2, próximo à margem do Estado de Sergipe.

Figura 5 – Locais de coleta



Fonte: Google Earth Pro (2023).

As coletas foram realizadas durante as IV e V Expedições Científicas do Baixo São Francisco, que ocorreram nos anos de 2021 e 2022, respectivamente.

4.3 Análise da comunidade fitoplanctônica

A composição da comunidade fitoplanctônica foi determinada por meio da análise da montagem de lâminas temporárias das amostras coletadas, tendo sido visualizadas sob microscópio binocular Zeiss (Axioscop 40). Para o estudo quantitativo, foram analisadas alíquotas de aproximadamente 1mL, de acordo com o método de Sedgewick-Rafter (S-R) (CETESB, 2005; Rice, Bridgewater & APHA, 2012).

Para a identificação dos táxons, foram consultados trabalhos específicos na área: Bourrelly (1970), Streble & Krauter (1987) e Parra & Bicudo (1995). Também fora utilizado o sistema de Buchheim *et al.* (2001) para enquadramento taxonômico de Chlorophyta. A identificação dos organismos foi feita, sempre que possível, a nível infragenérico.

Todos os nomes científicos dos táxons foram checados junto aos bancos de dados internacionais ITIS (Integrated Taxonomic Information System) e AlgaeBase (Guiry & Guiry, 2023).

4.4 Análise dos parâmetros fitossociológicos e índices ecológicos

Subsequentemente à identificação dos táxons, foram realizadas contagens dos organismos e calculada a abundância relativa (AR), por meio da fórmula: A=Nx100/n, na qual N equivale ao número de espécies na amostra e n ao número total de espécies; a partir disto, foram estabelecidos os seguintes critérios: dominante – ocorrência maior que 50%; abundante – ocorrência entre 50% e 30%; pouco abundante – ocorrência entre 30% e 10%; e rara – ocorrência menor que 10% (Lobo & Leighton, 1986).

A frequência de ocorrência (%) foi determinada com base no número de vezes que cada táxon foi identificado, utilizando a fórmula: F= Px100/p, onde P representa o número de amostras contendo a espécie e p é o número total de amostras. Foram estabelecidas as seguintes categorias: muito frequente (MF) – quando ocorre em mais de 70% das amostras; frequente (F) – ocorrendo entre 70% e 40% das amostras; pouco frequente (PF) – com ocorrência entre <40% e 20% das amostras; e esporádica (E) – ocorrência inferior a 20% (Mateucci & Colma, 1982).

A medida de riqueza consistiu-se do número de espécies identificadas em cada amostra. O cálculo do índice de diversidade específica foi realizado conforme proposto por Shannon (H') (-∑pi.log2) (Shannon, 1963). Os resultados foram classificados nas seguintes categorias: alta diversidade, quando ≥3,0 bits.cel^{-1}; média diversidade, para valores <3,0 ≥ 2,0 bits.cel^{-1}; baixa

diversidade, quando <2 >1,0 bits.cel^{-1}; e muito baixa diversidade, para valores <1,0 bits.cel^{-1} (Valentin, 2000).

A equitabilidade (J) foi determinada seguindo a metodologia proposta por Pielou (1977) e os resultados variam entre 0 e 1. Valores superiores a 0,50 são considerados elevados ou equitativos, indicando uma distribuição uniforme dos táxons na amostra analisada. A dominância de Simpson (λ), conforme definido por Magurran (1988), também foi calculada. Para os cálculos de índices ecológicos e elaboração de gráficos e tabelas, foram utilizados o programa estatístico PAST (Hammer *et al*., 2001) e o Microsoft Office Excel (Pacote Office 2016).

4.5 Tratamento estatístico

O teste de Levene foi empregado para avaliar a normalidade e a homogeneidade de variância. Análises de variância (ANOVA unifatorial) foram empregadas para examinar tanto a riqueza de espécies quanto a abundância de células nas amostras coletadas. As análises estatísticas foram conduzidas utilizando o programa estatístico PAST (Hammer, 2001).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A composição da comunidade de microalgas verdes do Baixo São Francisco esteve representada por 60 táxons em 2021 e 37 táxons em 2022, os quais estiveram distribuídos em três classes taxonômicas, sendo elas Chlorophyceae e Trebouxiophyceae, pertencentes à divisão Chlorophyta, e Zygnematophyceae, à divisão Charophyta.

5.1 Parâmetros fitossociológicos

Os parâmetros fitossociológicos são frequentemente utilizados em estudos de impacto ambiental, ajudando a avaliar como alterações nas condições ambientais podem afetar a composição e a estrutura das comunidades vegetais. O conhecimento acerca desses parâmetros é essencial para a identificação de áreas prioritárias para conservação, permitindo a proteção de comunidades vegetais específicas e de espécies ameaçadas (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974; Hill & Donald, 1998).

Ao entender a composição e a dinâmica das comunidades vegetais através da análise fitossociológica, é possível planejar e implementar estratégias de restauração ecológica mais eficazes em ecossistemas degradados (Hobbs & Harris, 2001). Além disto, através da monitorização regular, é possível identificar potenciais invasões biológicas por espécies exóticas, contribuindo para estratégias de manejo e controle (Pyšek *et al*., 2012).

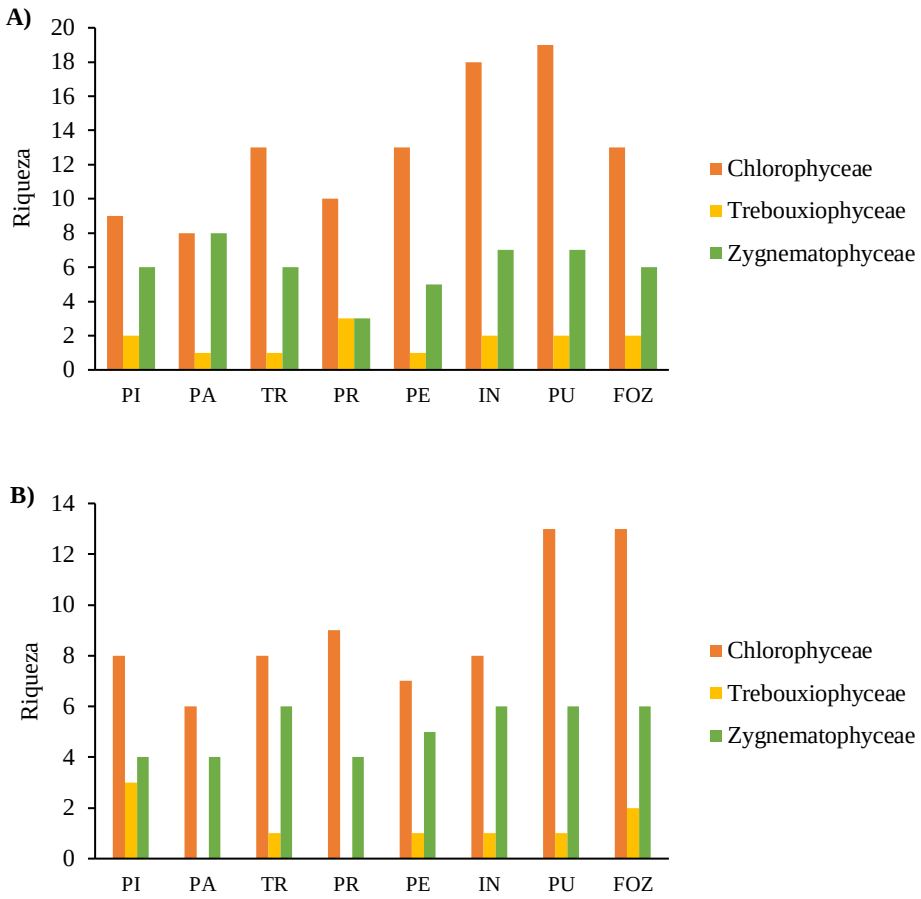
5.1.1 Riqueza de espécies

A classe mais representativa em termos de riqueza de espécies, em ambos os anos, foi Chlorophyceae, com 19 espécies no município de Piaçabuçu (AL), em 2021, e 13 espécies em Piaçabuçu e na Foz do São Francisco, em 2022 (Figura 6).

Não foram observadas diferenças significativas na riqueza de espécies entre os pontos analisados mediante realização da análise de variância (ANOVA *one way*) e teste de Levene (Tabelas 1 e 2).

Ao realizar um comparativo sobre a riqueza de espécies, foi constatada uma redução no número de táxons de 2021 para 2022, fato que se deu devido à mudança da vazão do rio por conta das chuvas e o período de cheia da Bacia do São Francisco em 2022. Em alguns pontos, esta redução foi bastante significativa, como nos municípios de Pão de Açúcar, onde o número de táxons decaiu de 17 para 10, em Igreja Nova, de 27 para 15, e em Piaçabuçu, de 28 para 20 (Tabelas 1 e 2).

Figura 6 – (A) Riqueza de espécies de microalgas verdes do Baixo São Francisco no ano de 2021; (B) Riqueza de espécies de microalgas verdes do Baixo São Francisco no ano de 2022. Piranhas – AL (PI); Pão de Açúcar – AL (PA); Traipu – AL (TR); Propriá – SE (PR); Igreja Nova – AL (IN); Piaçabuçu – AL (PU); Foz do São Francisco (FOZ).



Fonte: Silva (2023).

Este fator chama a atenção pois uma vez que o fitoplâncton é responsável pela maior parte da produção de biomassa nos ecossistemas aquáticos, essas mudanças podem ter ramificações ao longo da cadeia alimentar (Vitousek *et al.*, 2010). Diferentes espécies de microalgas exibem níveis variados de adaptabilidade a mudanças na vazão; algumas são mais resilientes e capazes de explorar oportunidades criadas por aumentos repentinos, enquanto outras podem ser mais sensíveis a flutuações abruptas nas condições hidrológicas (Smol & Douglas, 2007).

Tabela 1 – Riqueza de espécies da comunidade de microalgas verdes do Baixo São Francisco (AL e SE) no ano de 2021. Piranhas – AL (PI); Pão de Açúcar – AL (PA); Traipu – AL (TR); Propriá – SE (PR); Igreja Nova – AL (IN); Piaçabuçu – AL (PU); Foz do São Francisco (FOZ).

CLASSE	PI	PA	TR	PR	PE	IN	PU	FOZ
CHLOROPHYCEAE	9	8	13	10	13	18	19	13
TREBOUXIOPHYCEAE	2	1	1	3	1	2	2	2
ZYGNEMATOPHYCEAE	6	8	6	3	5	7	7	6
TOTAL	17	17	20	16	19	27	28	21

ANOVA	Sum of sqrs	df	Mean square	*F*	*P*
	48,625	7	6,94643	0,1897	0,9835

Fonte: Silva (2023).

Tabela 2 – Riqueza de espécies da comunidade de microalgas verdes do Baixo São Francisco (AL e SE) no ano de 2022. Piranhas – AL (PI); Pão de Açúcar – AL (PA); Traipu – AL (TR); Propriá – SE (PR); Igreja Nova – AL (IN); Piaçabuçu – AL (PU); Foz do São Francisco (FOZ).

CLASSE	PI	PA	TR	PR	PE	IN	PU	FOZ
CHLOROPHYCEAE	8	6	8	9	7	8	13	13
TREBOUXIOPHYCEAE	3	-	1	-	1	1	1	2
ZYGNEMATOPHYCEAE	4	4	6	4	5	6	6	6
TOTAL	15	10	15	13	13	15	20	21

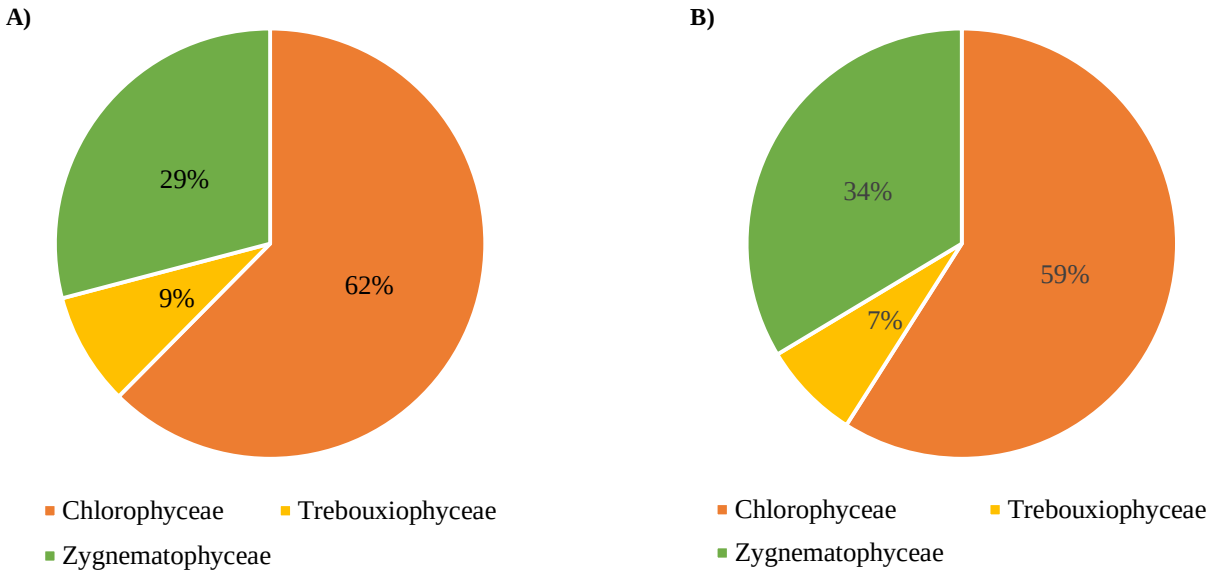
ANOVA	Sum of sqrs	df	Mean square	*F*	*P*
	31,1677	7	4,45238	0,6556	0,9627

(-) dados inexistentes

Fonte: Silva (2023).

A classe Chlorophyceae se destacou das demais, onde constituiu mais da metade dos táxons presentes, apresentando maior riqueza, seguida de Zygnematophyceae (Figura 7). De acordo com Luzia (2009), os organismos fitoplanctônicos da classe Chlorophyceae são típicos de ambientes como rios, lagos e reservatórios superficiais que passam por processos de turbulência. Desta forma, Chlorophyceae pode mostrar resiliência e adaptabilidade a distúrbios ambientais em ambientes lóticos. Sua capacidade de se recuperar rapidamente de perturbações, como variações na disponibilidade de nutrientes, contribui para a estabilidade desses ecossistemas (Graham, Graham & Wilcox, 2009).

Figura 7 – (A) Percentual de riqueza de espécies em 2021; (B) Percentual de riqueza de espécies em 2022



Fonte: Silva (2023).

Para além disto, algumas espécies de Chlorophyceae, especialmente aquelas que formam biofilmes, desempenham um papel na estabilização e proteção do leito do rio. Esses biofilmes podem ajudar a prevenir a erosão do leito do rio e fornecer habitats favoráveis para outras formas de vida aquática (Lewin, 1955).

5.1.2 Densidade celular

Apesar do decréscimo no número de espécies, no que diz respeito a densidade celular, observou-se, no geral, que houve um aumento no número total de células/mL^{-1} na maioria dos pontos em 2022, destacando-se o município de Penedo, que contou com um aumento de 67,98% de céls.mL^{-1}. Entretanto, em outros pontos, houve uma queda drástica na densidade celular, sendo de 60,46% em Igreja Nova e 82,16% na Foz, em relação ao ano anterior (Tabelas 3 e 4).

Chlorophyceae mostrou-se dominante na densidade de células, em ambos os anos, na maior parte dos pontos analisados. Enquanto Trebouxiophyceae apresentou quedas consideráveis no número de células.mL^{-1}, como no município de Traipu, onde o número de céls.mL^{-1} decaiu de 19 para 1, Zygnematophyceae obteve um aumento expressivo, especialmente no município de Penedo, onde os números subiram de 64 céls.mL^{-1}, para 389 céls.mL^{-1} (Tabelas 3 e 4).

Tabela 3 – Densidade de células.mL^{-1} da comunidade de microalgas verdes do Baixo São Francisco (AL e SE) no ano de 2021. Piranhas – AL (PI); Pão de Açúcar – AL (PA); Traipu – AL (TR); Propriá – SE (PR); Igreja Nova – AL (IN); Piaçabuçu – AL (PU); Foz do São Francisco (FOZ).

CLASSE	PI	PA	TR	PR	PE	IN	PU	FOZ
CHLOROPHYCEAE	337	118	204	133	185	536	380	394
TREBOUXIOPHYCEAE	7	5	19	10	3	15	11	28
ZYGNEMATOPHYCEAE	51	218	176	91	64	147	123	133
TOTAL	395	341	399	234	252	698	514	555

Fonte: Silva (2023).

Tabela 4 – Densidade de células.mL^{-1} da comunidade de microalgas verdes do Baixo São Francisco (AL e SE) no ano de 2022. Piranhas – AL (PI); Pão de Açúcar – AL (PA); Traipu – AL (TR); Propriá – SE (PR); Igreja Nova – AL (IN); Piaçabuçu – AL (PU); Foz do São Francisco (FOZ).

CLASSE	PI	PA	TR	PR	PE	IN	PU	FOZ
CHLOROPHYCEAE	241	305	84	170	396	158	460	80
TREBOUXIOPHYCEAE	4	-	1	-	2	6	4	1
ZYGNEMATOPHYCEAE	292	291	169	182	389	112	101	18
TOTAL	537	596	254	352	787	276	565	99

(-) dados inexistentes

Fonte: Silva (2023).

O aumento da densidade celular de Zygnematophyceae pode intensificar a competição por recursos essenciais, como nutrientes e luz solar, entre diferentes espécies de microalgas. Essa competição pode levar a mudanças na composição da comunidade, com as espécies mais adaptadas às condições predominantes se tornando mais dominantes (Reynolds, 2006). A atividade metabólica dos indivíduos desta classe pode influenciar as condições ambientais, como a produção de oxigênio e mudanças no pH, impactando a ecologia da comunidade circundante (Wetzel, 2001).

5.1.3 Dominância

Nos dois anos avaliados, foi constatada uma flutuação considerável nos números referentes à abundância relativa dos táxons. Apesar disto, poucas espécies apresentaram dominância nas amostras. Em 2021, destacaram-se como dominantes (ocorrência >50%) os táxons *Oedogonium* sp. Link ex Hirn, *Staurastrum leptocladum* Nordstedt e *Monactinus simplex* (Meyen) Corda (Figuras 8-10). Em 2022, observou-se dominância dos táxons *Staurastrum leptocladum* Nordstedt e *Monactinus simplex* (Meyen) Corda. Tilman (1999) afirma que a presença de poucas espécies dominantes pode sugerir uma maior

estabilidade ou uniformidade no ambiente, com determinadas espécies adaptadas de forma eficiente às condições predominantes.

Figuras 8–10 – (8) *Oedogonium* sp. Link ex Hirn; (9) *Staurastrum leptocladum* Nordstedt; (10) *Monactinus simplex* (Meyen) Corda.



Fontes: Barone (2008); iNaturalist (2023); Silva (2023).

Tanto em 2021, como em 2022, foi constatada a ocorrência de muitas espécies enquadradas como raras (ocorrência <10%). A presença destas pode ser parte de variações temporais ou sazonais na comunidade fitoplanctônica, com algumas espécies aproveitando condições específicas que ocorrem apenas em determinados períodos (Sommer & Lengfellner, 2008). Além disto, espécies raras podem ser indicadoras de sensibilidade a condições ambientais específicas, como variações na temperatura, nutrientes ou disponibilidade de luz (Reynolds, 2006).

A avaliação da dominância de espécies é um fator importante, pois as variações deste índice podem refletir a resposta das comunidades fitoplanctônicas a perturbações, como eventos climáticos extremos, despejo de nutrientes ou introdução de espécies invasoras, assim como influenciar diretamente a diversidade e a estrutura da comunidade fitoplanctônica – afetando, assim, a competição por recursos e as interações tróficas –, além de servir como indicadores sensíveis de distúrbios ambientais e ajudar na identificação precoce de problemas ecológicos (Scheffer *et. al*, 1993; Dodds, 2002; Cunha, Bonecker & Velho, 2013).

Os dados completos acerca da abundância relativa dos táxons encontram-se nos Apêndices A-H.

5.1.5 Frequência de ocorrência

Comparando os resultados de 2021 e 2022, foi possível observar, em algumas amostras, a ocorrência, em ambos os anos, de espécies muito frequentes (MF) (ocorrência > 70%), sendo elas: *Eudorina elegans* Ehrenberg, *Pleodorina californica* Shaw, *Monactinus simplex* (Meyen)

Corda e *Staurastrum leptocladum* Nordstedt. Nota-se que espécies da classe Chlorophyceae enquadram-se nesta categoria com maior constância, corroborando com as observações de Tucci *et al*. (2006). Espécies que ocorrem com alta frequência em determinados ambientes podem servir como indicadores de condições específicas. O monitoramento dessas espécies pode ajudar na avaliação da saúde e da qualidade do ambiente (Cushman, Gutzweiler & Evans, 2008).

A frequência de ocorrência é um indicador-chave da biodiversidade em um determinado local. O conhecimento sobre quais espécies estão presentes e com que frequência pode ajudar a avaliar a riqueza biológica de uma área (Magurran, 2004).

Constatou-se uma variância significativa da frequência de ocorrência na maioria dos pontos, com a mesma espécie ocorrendo em frequências diferentes a depender do ponto. Conforme Hughes e colaboradores (2000), alterações na frequência de ocorrência de espécies ao longo do tempo podem indicar mudanças nos padrões ambientais. Essas mudanças podem estar relacionadas a fatores como mudanças climáticas, poluição ou perturbações antrópicas, processos observados no Baixo São Francisco.

Os dados completos sobre a frequência de ocorrência encontram-se registrados nas Apêndices A-H.

5.2 Índices ecológicos

A avaliação de índices ecológicos como a diversidade de Shannon (H’), equitabilidade de Pielou (J) e dominância de Simpson (λ) em estudos de comunidades fitoplanctônicas desempenha um papel crucial na compreensão da estrutura, dinâmica e saúde dos ecossistemas aquáticos. Esses índices oferecem *insights* valiosos sobre a diversidade, distribuição e interações dentro das comunidades fitoplanctônicas.

O Índice de Shannon-Weaver e o Índice de Simpson são usados para quantificar a diversidade biológica em uma comunidade. A biodiversidade é crucial para a estabilidade e resiliência dos ecossistemas. Já a equitabilidade de Pielou é útil para avaliar o quão uniformemente as diferentes espécies estão distribuídas em uma comunidade. Isso é importante para compreender a estrutura das comunidades ecológicas (Pielou, 1975; Magurran, 2004).

Variações nos índices ecológicos podem indicar respostas de comunidades biológicas a alterações nas condições ambientais, fornecendo insights valiosos sobre impactos ecológicos (Dornelas *et al*., 2014).

É possível observar o sumário completo destes dados nos Apêndices

5.2.1 Diversidade de Shannon (H')

Exceto por TR 2, FOZ 1 e FOZ 2, em 2022, que obtiveram resultados < 1,0 bits.céls^{-1} – válido destacar, conforme Magurran (2004), que valores abaixo de 1,0 indicam uma distribuição desigual das abundâncias entre as espécies na comunidade, com uma ou algumas espécies dominando fortemente –, todos os outros pontos, tanto em 2021, quanto em 2022, apresentaram resultados < 2,0 e > 1,0 bits.céls^{-1}, o que significa dizer, segundo Valentin (2000), que a comunidade fitoplanctônica encontra-se baixa diversidade nesses locais. Valores muito baixos podem refletir comunidades que foram afetadas por perturbações ambientais, como poluição, degradação do habitat ou outras influências humanas (Magurran, 2004).

PI 1 (2022), PR 2 e 3, IN 2, PU 2 e FOZ 1 (2021) exibiram resultados bem próximos de 2; esses valores indicam uma distribuição relativamente equitativa de abundâncias entre as espécies, segundo Magurran (2004). IN 3 (2022) foi o único ponto onde consta resultado > 2,0 bits.céls^{-1} (Tabela 5), o que o enquadra na categoria de média diversidade (Valentin, 2000).

Tabela 5 – Valores obtidos a partir do cálculo do Índice de Diversidade de Shannon (H')

Diversidade de Shannon (H')					
PI 1		**PI 2**		**PI 3**	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
1,84	0,98	1,55	1,63	1,1	1,81
PA 1		**PA 2**		**PA 3**	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
1,28	1,46	1,42	1,57	1,46	1,69
TR 1		**TR 2**		**TR 3**	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
1,68	1,64	1,65	0,92	1,64	1,41
PR 1		**PR 2**		**PR 3**	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
1,3	1,7	1,82	1,13	1,8	1,74
PE 1		**PE 2**		**PE 3**	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
1,67	1,27	1,85	1,48	1,68	1,36
IN 1		**IN 2**		**IN 3**	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
1,64	1,59	1,99	1,62	2,12	1,17
PU 1		**PU 2**		**PU 3**	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
1,54	1,1	1,89	1,23	1,48	1,37

FOZ 1		FOZ 2	
2021	**2022**	**2021**	**2022**
1,83	0,84	1,78	0,68

Fonte: Silva (2023).

O índice de Shannon permite a comparação da diversidade entre diferentes comunidades, habitats ou regiões, sendo uma ferramenta útil para estudos de monitoramento ecológico e conservação (Magurran, 2004).

5.2.2 Equitabilidade de Pielou

A equitabilidade indica o quão uniformemente as abundâncias estão distribuídas entre as espécies em uma comunidade. Isso é crítico para entender a estrutura e a estabilidade das comunidades. Por meio do cálculo da equitabilidade é possível realizar a comparação entre diferentes comunidades, revelando diferenças na estrutura e na dinâmica populacional (Pielou, 1975; Magurran, 2004).

Todos os pontos, em 2021 e 2022, apresentaram valores > 0,50 mediante o cálculo de equitabilidade (Tabela 6). Isto implica dizer que há uma distribuição equitativa entre as espécies da comunidade (Pielou, 1977).

Tabela 6 – Valores obtidos a partir do cálculo da Equitabilidade de Pielou (J)

Equitabilidade de Pielou (J)					
PI 1		**PI 2**		**PI 3**	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
0,74	0,45	0,59	0,84	0,53	0,78

PA 1		PA 2		PA 3	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
0,66	0,70	0,65	0,71	0,61	0,81

TR 1		TR 2		TR 3	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
0,70	0,71	0,72	0,42	0,64	0,64

PR 1		PR 2		PR 3	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
0,62	0,82	0,83	0,58	0,75	0,73

PE 1		PE 2		PE 3	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
0,67	0,65	0,68	0,76	0,62	0,65

IN 1		IN 2		IN 3	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
0,66	0,76	0,70	0,65	0,71	0,65

PU 1		PU 2		PU 3	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
0,60	0,46	0,63	0,51	0,62	0,53

FOZ 1		FOZ 2	
2021	**2022**	**2021**	**2022**
0,66	0,61	0,71	0,42

Fonte: Silva (2023)

5.3.2 Dominância de Simpson (λ)

A interpretação deste índice é inversa à diversidade. Valores mais altos (próximos de 1,0) indicam uma comunidade mais dominada por uma ou algumas espécies, enquanto valores mais baixos (próximos a 0) indicam uma distribuição mais equitativa das abundâncias entre as espécies (Magurran, 2004).

Analisando os resultados, é possível notar que a maioria das amostras apresentou resultados bem próximos de 1,0 (Tabela 7), indicando, assim, que a comunidade é dominada por uma ou mais espécies, sugerindo uma baixa diversidade.

PI 1, TR 2, FOZ 1 e FOZ 2 (2022) apresentaram valores intermediários; nesses pontos, onde os resultados são < 0,5, há o indicativo de média dominância, com algumas espécies sendo mais abundantes, mas ainda com uma certa equitabilidade.

Tabela 7 – Valores obtidos a partir do cálculo do Índice de Dominância de Simpson (λ)

Dominância de Simpson					
PI 1		**PI 2**		**PI 3**	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
0,79	0,43	0,62	0,76	0,50	0,79

PA 1		PA 2		PA 3	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
0,62	0,68	0,63	0,72	0,63	0,77

TR 1		TR 2		TR 3	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
0,71	0,73	0,72	0,41	0,71	0,67

PR 1		PR 2		PR 3	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
0,62	0,78	0,80	0,59	0,78	0,76

PE 1		PE 2		PE 3	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
0,67	0,66	0,72	0,71	0,69	0,71

IN 1		IN 2		IN 3	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
0,72	0,74	0,80	0,74	0,84	0,56

PU 1		PU 2		PU 3	
2021	**2022**	**2021**	**2022**	**2021**	**2022**
0,66	0,50	0,75	0,58	0,63	0,67

FOZ 1		FOZ 2	
2021	**2022**	**2021**	**2022**
0,75	0,46	0,79	0,31

Fonte: Silva (2023).

A dominância de Simpson pode ajudar a identificar comunidades com alta dominância, o que pode ser útil na caracterização de ecossistemas específicos e na comparação entre diferentes habitats, além de facilitar a comparação de diferentes comunidades em termos de dominância relativa, permitindo a identificação de padrões e diferenças entre ecossistemas. Também pode auxiliar em estratégias de conservação, uma vez que comunidades altamente dominadas por uma ou algumas espécies podem ser alvo de atenção especial em programas de preservação da biodiversidade (Simpson, 1949; Magurran, 2004).

6. CONCLUSÃO

As análises das 24 amostras de água oriundas do Baixo São Francisco (AL e SE) coletadas nos anos de 2021 e 2022, permitiram concluir que:

- A composição da comunidade de microalgas verdes do Baixo São Francisco esteve representada por 60 táxons em 2021 e 37 táxons em 2022, distribuídos em três classes taxonômicas: Chlorophyceae, Trebouxiophyceae e Zygnematophyceae;
- A classe mais representativa em termos de riqueza de espécies, em ambos os anos, foi Chlorophyceae, seguida de Zygnematophyceae;
- A análise variância (ANOVA *one way*) e o teste de Levene não indicaram diferenças significativas na riqueza de espécies entre os pontos analisados;
- A redução no número de táxons de 2021 para 2022 deu-se devido à mudança da vazão do rio por conta das chuvas e o período de cheia da Bacia do São Francisco em 2022;
- Constatou-se um aumento no número total de células/mL^{-1} na maioria dos pontos em 2022;
- Trebouxiophyceae apresentou quedas consideráveis na densidade celular em 2022;
- Os táxons *Oedogonium* sp. Link ex Hirn, *Staurastrum leptocladum* Nordstedt e *Monactinus simplex* (Meyen) Corda foram classificados como dominantes (ocorrência >50%) em 2021; em 2022, os táxons abundantes foram *Staurastrum leptocladum* Nordstedt e *Monactinus simplex* (Meyen) Corda;
- Foi observado um grande número de espécies raras, tanto em 2021, quanto em 2022;
- *Eudorina elegans* Ehrenberg, *Pleodorina californica* Shaw, *Monactinus simplex* (Meyen) Corda e *Staurastrum leptocladum* Nordstedt foram os táxons considerados muito frequentes, com ocorrência > 70%;
- Acerca do Índice de Diversidade de Shannon (H'), TR 2, FOZ 1 e FOZ 2, em 2022, obtiveram resultados < 1,0 bits.$céls^{-1}$, o que indica uma distribuição desigual da comunidade, enquanto que todos os outros pontos apresentaram resultados < 2,0 e > 1,0 bits.$céls^{-1}$ em ambos os anos, indicando baixa diversidade; PI 1 (2022), PR 2 e 3, IN 2, PU 2 e FOZ 1 (2021) exibiram resultados bem próximos de 2, indicando uma distribuição relativamente equitativa de abundâncias entre as espécies e IN 3 (2022) foi o único ponto onde consta resultado > 2,0 bits.$céls^{-1}$, demonstrando uma diversidade média da comunidade;

- Todos os pontos, em 2021 e 2022, apresentaram valores > 0,50 mediante o cálculo de Equitabilidade de Pielou (J), constatando que há uma distribuição equitativa das espécies na comunidade;
- A maioria das amostras apresentou resultados do cálculo de Dominância de Simpson (λ) bem próximos de 1,0, o que sugere baixa diversidade, visto que estes valores indicam a dominância de uma ou mais espécies; PI 1, TR 2, FOZ 1 e FOZ 2 (2022) apresentaram valores intermediários; os valores < 0,5, indicam média dominância.

Os resultados obtidos neste estudo demonstram flutuações significativas, de um ano para o outro, dos parâmetros fitossociológicos e índices ecológicos avaliados. Isto evidencia que os nichos ecológicos vêm sendo atingidos cada vez mais, não somente pelas mudanças climáticas e fatores sazonais, como também pelas ações antrópicas. Diante do exposto, demonstra-se que são necessárias medidas que mitiguem os danos ocasionados a fim de evitar ainda mais prejuízos aos ecossistemas aquáticos, especialmente à comunidade fitoplanctônica, que é composta pelos produtos primários dessas cadeias.

REFERÊNCIAS

ACLETO, C.; ZÚÑIGA, R. **Introducción a las algas**. Lima: Escuela Nueva S.A., 1998.

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M.M. 2007. **Stream Ecology**: structures and functions of running waters. 2nd ed. Netherlands: Springer, 2007. 436p. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6; ISBN: 978-1-4020-5583-6. Acesso em 12 de junho de 2023.

ALVES, M. B.; SIMÕES, M. L.; DA SILVA, L. L.; SANTOS, M. R.; SILVA, R. F. (2014). Impacto ambiental da represa de Sobradinho (Rio São Francisco, BA) sobre o suprimento de sedimentos à foz do rio. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 19, n.2, p. 59-72, 2014.

BEZERRA, D. A.; SANTOS, A. M.; SOUZA, F. B. Invertebrate fauna associated with the aquatic macrophytes (Pontederiaceae) in the Middle São Francisco River, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Paulo, v. 29, n. 101, 2017.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. São Carlos: RiMa, 2005.

BOLPAGNI, R.; ANTONELLI, M. Charophytes: A Fascinating Group of Algae in Water Quality Monitoring. **Water**. Basel, v. 10, n. 12, p. 17-40, 2018.

BOROWITZKA, M. A. High-value products from microalgae – their development and commercialisation. **Journal of Applied Phycology**, Berlim, v. 25, n. 3, p. 743-756, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10811-013-9983-9. Acesso em 23 de novembro de 2023.

BOTT, T. L. Primary productivity and community respiration. In: HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A. (editors). **Methods in stream ecology**. 2nd ed. New York: Elsevier, p. 263-290, 2006. Disponível em: https://doi.org/10.1016/B978-012332908-0.50040-1. Acesso em 4 de outubro de 2023.

BOURRELLY, P. **Lês Algues d' Eau Douce**: Algues vertes. Paris: Edition Boubée N. et Cie, 1970.

BUCCHEIM, M. A.; MICHALOPULOS, E. A.; BUCHHEIM, J. A. Phylogeny of the Chlorophyceae with special reference to the Sphaeropleales: a study of 18S and 26S rDNA data. **Journal of Phycology**, v. 37, p. 819-935, 2001. Disponível em: https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2001.00162.x.

CÂMARA, F. R. A.; LIMA, A. K. A. & CHELLAPPA, N. T. Diversidade da comunidade fitoplanctônica do canal do Pataxo, Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, p. 21-22, 2007.

CARMO, F. F.; SANTOS, A. M.; SOUZA, F. B. Water quality in the Lower São Francisco River, Brazil: addressing current challenges. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, Wales, v. 50, n. 2, p. 127-137, 2015.

COLE, J. J.; PRAIRIE, Y. T.; CARACO, N. F.; MCDOWELL, W. H.; TRANVIK, L. J.; STRIEGL, R. G.; MELACK, J. 2013. Plumbing the global carbon cycle: integrating inland

waters into the terrestrial carbon budget. **Ecosystems**, v. 10, n. 1, p. 171-184. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10021-006-9013-8. Acesso em 20 de outubro de 2023.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. **A Bacia**. Belo Horizonte: Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, 2014. Disponível em: https://cbhsaofrancisco.org.br/a-bacia. Acesso em: 15 de agosto de 2023.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DOS VALES SÃO FRANCISCO E DO PARNAÍBA. **São Francisco**. 2019. Disponível em: https://www.codevasf.gov.br/area-de-atuacao/bacia-hidrografica/sao-francisco. Acesso em 20 de outubro de 2020.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Norma Técnica L5.303: Fitoplâncton de Água Doce - Métodos Qualitativo e Quantitativo (Método de Ensaio)**. São Paulo, 2005.

COOK, M. E.; GRAHAM, L. E.; BOTHA, J. The CYM1 gene of Chara and the function of myosin in the development of internodal cells. **The Plant Journal**, v. 25, n. 5, p. 549-561, 2010.

COSTA, I. A. S.; CUNHA, S. R. S.; PANOSSO, R.; ARAÚJO, M. F. F.; MELO, J. L. S.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semiárido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 2, p. 382-401, 2009.

CUNHA, D. G. F.; BONECKER, C. C.; VELHO, L. F. M. Phytoplankton as an indicator of environmental changes in a subtropical shallow lake in Southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 1, p. 25-37, 2013.

CUNHA, D. G. F; DO CARMO CALIJURI, M.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI tsr). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 126-134, 2013.

CUSHMAN, S. A., GUTZWEILER, K., & EVANS, J. S.; MCGARIGAL, K. The gradient paradigm: a conceptual and analytical framework for landscape ecology. In CUSHMAN, S. A. **Spatial Complexity, Informatics, and Wildlife Conservation**. 2010. pp. 83-108. Springer. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-4-431-87771-4_5. Acesso

DODDS, W. K. **Freshwater ecology**: concepts and environmental applications. 2nd ed. Amsterdam: Elsevier, p. 330-333, 2002.

DOKULIL, M. T., TEUBNER, K., & JAGSCH, A. Climate change and the future trends of freshwater phytoplankton in temperate regions. **Hydrobiologia**, v. 698, n. 1, p. 19-27, 2013.

DORNELAS, M.; GOTELLI, N. J.; MCGILL, B.; SHIMADZU, H.; MOYES, F.; SIEVERS, C. Assemblage time series reveal biodiversity change but not systematic loss. **Science**, v. 344, n. 6181, p. 296-299, 2014.

EL-SHOUBAKY, G. A. Comparison of the impact of climate change and anthropogenic disturbances on Arish coast and seaweed vegetation after ten years in 2010, North Sinai. **Oceanologia**, v. 55, n. 3, p. 663–685, 2013.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3ª edição. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

ESTEVES, K. E.; SANT'ANNA, C. L. **Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente, saúde pública e manejo**. São Carlos: RiMa, p. 37-116, 2006. 240p.

FRIEDL, T. Inferring taxonomic positions and testing genus level assignments in coccoid green lichen algae: a phylogenetic analysis of 18S ribosomal RNA sequences from Dictyochloropsis reticulata and from members of the genus Myrmecia (Chlorophyta, Trebouxiophyceae cl. nov.). **Journal of Phycology**, v. 31, n. 4, p. 632-639, 1995.

GONTCHAROV, A. A.; MARIN, B.; MELKONIAN, M. Molecular phylogeny of conjugating green algae (Zygnemophyceae, Streptophyta) inferred from SSU rDNA sequence comparisons. **Journal of Molecular Evolution**, Berlim, v. 56, n.89, 104 p, 2003.

GOUVEIA, L.; OLIVEIRA, A. C. Microalgae as a raw material for biofuels production. **J Ind Microbiol Biotechnol**, v. 36, n.2, p. 269-74, 2009. Disponível em: 10.1007/s10295-008-0495-6. Acesso em 02 de dezembro de 2023.

GRAHAM, L. E.; KNACK, J. J.; GRAHAM, J. M. Physiological Ecology of Charophytes. In: NAIMAN, R. J; DÉCAMPS, H; UNESCO. **The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones**. Carnforth: Springer, p. 141-162, 2009.

GRAHAM, L. E.; GRAHAM, J. M.; WILCOX, L. W. **Algae**. New Jersey: Prentice Hall, Inc., Upper Saddle River, 2009. 393–400 p.

GUIRY, M. D. How many species of algae are there? **Journal of Phycology**, v. 48, n. 5, p. 1057-1063, 2012.

GUIRY, M.D.; GUIRY, G.M. **AlgaeBase**. World-wide electronic publication. National University of Ireland, Galway. Disponível em: https://www.algaebase.org. Acesso em 20 de outubro de 2023.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, v.4, 2001.

HEGGLIN, D.; VON WETTSTEIN, D.; EGGEN, R. I. Response of algal communities to climate change: Mechanisms, adaptation strategies and environmental constraints. **Frontiers in Plant Science**, v. 6, n. 513, 2015.

HENRY, R.; NUNES, M. A.; MITSUKA, P.M.; LIMA, N. D. E.; CASANOVA, S. M. C. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, p. 571-590, 1998.

HILL, M. O.; DONALD, A. F. **English Nature Information Sheet. Joint Nature Conservation Committee**, n. 31, 1998.

HOBBS, R. J.; HARRIS, J. A. Restoration ecology: Repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. **Restoration Ecology**, v. 9, n. 2, p. 239-246, 2001.

HOHAM, R. W. Adaptation to the High Irradiance of Desert Sunlight by the Algal Flora of Desert Microbial Mats. **Journal of Phycology**, v. 11, n. 4, p. 396-402. 1975.

HUGHES, T. P.; BAIRD, A. H.; BELLWOOD, D. R.; CARD, M.; CONNOLLY, S. R.; FOLKE, C.; NORBERG, J. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. **Science**, v. 301, n. 5635, p. 929-933, 2000.

INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Caderno da Região Hidrográfica do São Francisco**. Brasília: MMA, 2006.

KAPLAN, D. R. (2012). Zygnematophyceae. In The Princeton Guide to Evolution (pp. 716-717). Princeton University Press.

KAROL, K. G., MCCOURT, R. M., CIMINO, M. T., & DELWICHE, C. F. (2001). The closest living relatives of land plants. **Science**, New York, v. 294, n. 5550, p. 2351–2353, 2001. Disponível em: https://doi.org/10.1126/science.1065156. Acesso em 03 de dezembro de 2023.

LELIAERT, F.; SMITH, D. R.; MOREAU, H.; HERRON, M.
D.; VERBRUGGEN, H.; DELWICHE, C. F.; DE CLERCK, O. Phylogeny and molecular evolution of the green algae. Crit Rev Plant Sci., v. 31, n. 1, p. 1–46, 2012.

LEWIN, J. The Physiology and Ecology of Algal Blooms. **The Botanical Review**, v. 21, n. 3, p. 174-210, 1955.

LEWIS, L. A.; MCCOURT, R. M. Green algae and the origin of land plants. **American Journal of Botany**, v. 91, n. 10, p. 1535-1556, 2004.

LIMA, A. R. A.; PAIVA, R. P.; LIMA, K. M. B. Análise do regime hidrológico do baixo curso do rio São Francisco, Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 10, n. 4, p. 99-108, 2005.

LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estruturas comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Biologia Marina**, v.22, p.1-29, 1986.

LUZIA, A. P.; **Estrutura organizacional do fitoplâncton nos sistemas lóticos e lênticos da bacia do Tietê - Jacaré (UGRHI – TIETÊ – JACARÉ) em relação à qualidade da água e estado trófico.** 2009.186 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos – UFSC, São Carlos, São Paulo, 2009.

MABERLY, S. C.; KING, L.; DENT, M. M.; JONES, R. I.; GIBSON, C. E. Nutrient limitations and their implications on the effects of climate change in the preservation of Chara spp. (Charophyta). **Water Research**, v. 47, n. 19, p. 6853-6861, 2013.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; DUNLAP, P. V.; CLARK, D. P. **Microbiologia de Brock**. 12ª edição. Porto Alegre: Artmed, 2010. 1160 p.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Blackwell Publishing, 2004.

_____. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton University Press, 1988.

MATEUCCI, S.; COLMA, A. La metodologia para el estudo de la vegetacion. Collecion de monografias cientificas. **Serie Biologia**, v. 22, p. 1-168, 1982.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and Methods of Vegetation Ecology**. John Wiley & Sons, 1974.

MURDOCK, J. N.; GIDO, K. B.; DODDS, W. K.; BERTRAND, K. N.; WHILES, M. R. Consumer return chronology alters recovery trajectory of stream ecosystem structure and function following drought. **Ecology**, n. 91, p. 1048-1062, 2010. Disponível em: https://doi.org/10.1890/08-2168.1. Acesso em 20 de outubro de 2023.

NABOUT, J. C., SOARES, T. N., ESTEVES, F. A., & BINI, L. M. The distribution of microorganisms in the neuston and epiphyton of a tropical estuary (Itaipu) differs from other aquatic systems. **Hydrobiologia**, v. 579, n. 1, p. 161-175, 2007.

PANOSSO, R. F.; COSTA, I. A. S.; SOUZA, N. R.; ATTAYDE, J. L.; CUNHA, S. R. S.; GOMES, F. C. F. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 433-449, 2007.

PARMAR, T. K.; RAWTANI, D.; AGRAWAL, Y. K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. Frontiers in Life Science, v. 9, n. 2, 2016. DOI: https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753

PARRA, O. O.; BICUDO, C. E. M. **Introduccion a la Biologia y Sistematica de las Algas de Aguas Continentales**. Santiago, Andes, 1995.

PERES, A. C.; SENNA, P. A. C. Chlorophyta da Lagoa do Diogo. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Eds). **Estudos Integrados em Ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí**. v. 2. São Carlos: RiMa, p. 469-481, 2000.

PIELOU, E. C. **Ecological Diversity**. Wiley, 1975.

_____. Mathematical Ecology. New York: John Wiley & Sons Incorporated, 1977.

POMBERT, J. F., OTIS, C., & LEMIEUX, C. The chloroplast genome sequence of the green alga Pseudendoclonium akinetum (Ulvophyceae) reveals unusual structural features and new insights into the branching order of chlorophyte lineages. **Molecular Biology and Evolution**, v. 22, n. 9, p. 1903-1918, 2005.

POULÍČKOVÁ, A.; VESELÁ, J.; ŠKALOUD, P.; KAŠTOVSKÝ, J. Morphological variability and phylogenetic relationships within the subgenus Chloroidium (Trebouxiophyceae): an integrative approach. **Phycologia**, v. 54, n. 6, p. 491-505, 2015.

PYŠEK, P.; JAROŠÍK, V.; HULME, P. E.; PERGL, J.; HEJDA, M.; SCHAFFNER, U.; VILÀ, M. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. **Global Change Biology**, v. 18, n. 5, p. 1725-1737, 2012.

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F. & EICHHORN, S. E. **Biologia Vegetal**. 8ª Ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan. 2014. 876p.

REVIERS, B. **Biologia e filogenia das algas**. Porto Alegre: Artmed, 280 p., 2006.

REYNOLDS, C. S. **Ecology of phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.

REYNOLDS, C. S.; DESCY, J. P. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. **Archiv für Hydrobiologie Supplementband Monographische Beiträge**, v. 184, n. 1, p. 1-52, 2011.

RIBEIRO, P. H.; POMPEU, P. S.; SARAIVA, A. C.; JURAS, A. A. **Ecologia de peixes de riachos e pequenos rios da bacia do Rio São Francisco**. São Carlos: RiMa, 2016.

RICE, E. W.; BRIDGEWATER, L. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st ed. Washington, D.C: American Public Health Association, 2012. ISBN: 9780875530475, 0875530478.

RINDI, F., & GUIRY, M. D. Composition and spatial variability of terrestrial algal assemblages occurring at the bases of urban walls in Europe. **Phycologia**, v. 43, n. 3, p. 225-235, 2004.

RODRIGUES, S.C. **Estudo comparativo da estrutura da comunidade fitoplanctônica na foz dos rios formadores do delta do Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil**. 2004. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004. URI: http://hdl.handle.net/10183/4563.

RŮŽIČKA, J. 1977. **Die Desmidiaceen Mitteleuropas**. Stuttgart: E. Schweizerbatsche Verlagsbuchhandlung, v. 1, n. 1, 292 p.,1977.

SANTOS, A. M.; BEZERRA, D. A.; SOUZA, F. B. Biodiversity of fish in the São Francisco River Basin: changes and conservation perspectives. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 22, n. 4, p. 464-474, 2019.

SCHEFFER, M.; HOSPER, S. H.; MEIJER, M. L.; MOSS, B.; JEPPESEN, E. Alternative equilibria in shallow lakes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 8, n. 8, p. 275-279, 1993.

SCHINDLER, D. W. Evolution of phosphorus limitation in lakes. **Science**, v. 195, n. 4275, p. 260-262, 1977.

SHANNON, C. E; WEAVER, W. **The mathematical theory of communication**. Urbana: University of Illinois Press, 1963.

SILVA, C. F.; CARMO, F. F.; SANTOS, A. M. River floodplain connectivity as a key driver of hydrological resilience in a large tropical river basin. **Ecohydrology**, v. 9, n. 4, p. 610-621, 2016.

SIMPSON, E. H. **Measurement of diversity**. Nature, 163(4148), 688, 1949.

SMITH, V. H. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 10, n. 2, p. 126-139, 2003.

SMOL, J. P.; DOUGLAS, M. S. V. From controversy to consensus: Making the case for recent climate change in the Arctic using lake sediments. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 9, p. 466-474, 2007.

SOARES, E. C.; SILVA, J. V.; NAVAS, R. (Org.). **O Baixo São Francisco**: características ambientais e sociais. Maceió: Edufal, 2020. 398 p. ISBN: 978-65-5624-009-1.

SOMMER, U.; LENGFELLNER, K. Climate change and the timing, magnitude, and composition of the phytoplankton spring bloom. **Global Change Biology**, v. 14, n. 6, p. 1199-1208, 2008.

ŠŤASTNÝ, J. Desmids (Conjugatophyceae, Viridiplantae) from the Czech Republic; new and rare taxa, distribution, ecology. **Fottea**, v. 10, n. 1, p. 1-74, 2010.

STEVENSON, J. Ecological assessments with algae: a review and synthesis. **Journal of Phycology**, v. 50, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.1111/jpy.12189. Acesso em 20 de outubro de 2023.

STREBLE, H.; KRAUTER, D. **Atlas de los microorganismos de agua dulce**: la vida en una gota de agua. Barcelona: Omega, 1987.

TALLING, J. F. The effects of variations in discharge upon the phytoplankton of rivers. **Hydrobiologia**, v. 109, n. 1, p. 33-54, 2013.

TILMAN, D. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. **Ecology**, v. 80, n. 5, p. 1455-1474, 1999.

TRIPATHI, B. N.; GAUR, J. P. Recovery Responses of Freshwater Phytoplankton Assemblage After the Disappearance of Metal Toxicity in Semi-Continuous Cultures. **Research Square**, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-657719/v2. Acesso em 03 de outubro de 2023.

TUCCI, A., SANT'ANNA, C.L., GENTIL, R.C. & AZEVEDO, M.T.P. 2006. Fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano eutrófico. **Hoehnea**, 33:1-29.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. Limnologia. **Oficina de textos**, São Paulo, 2008.

VADEBONCOEUR, Y.; PETERSON; G., JAKE, M.; ZANDEN, V.; KALFF, J. Benthic algal production across lake size gradients: interactions among morphometry, nutrients, and light. **Ecology**, v. 89, p. 2542–52, 2008. Disponível em: https://doi.org/10.1890/07-1058.1. Acesso em 03 de outubro de 2023.

VALENTIN, J. L. **Ecologia Numérica**: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos. Rio de Janeiro: Interciência, 2000.

VAN DEN HOEK, C., MANN, D.G. & JAHNS, H.M. **Algae**: An introduction to phycology. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130-137, 1980. Disponível em: https://doi.org/10.1139/f80-017. Acesso em 03 de outubro de 2023.

VANORMELINGEN, P.; HEGEWALD, E. H.; BRABAND, A.; KITSCHKE, M.; FRIEDL, T. Biogeography of the Dictyosphaerium morphospecies in European running waters. **Journal of Biogeography**, v. 35, n. 12, p. 2323-2334, 2008.

VITOUSEK, S.; BARNARD, H. R.; SPIRITO, A.; BERGAMASCHI, B. A. The role of baseflow in the water quality response to climate variability and land use change in the Upper Santa Cruz Basin, Arizona. **Hydrological Processes**, v. 24, n. 15, p. 1980-1998, 2010.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: FONTAINE, T. D. **Dynamics of Lotic Ecosystems**. Ann Arbor: Springer, 1983. p. 29-42.

WEHR, J. D.; SHEATH, R. G; KOCIOLEK, J. P. **Freshwater Algae of North America**: Ecology and Classification. Cambridge: Academic Press, 2003. Disponível em: https://doi.org/10.1016/C2010-0-66664-8; ISBN: 978-0-12-385876-4. Acesso em 25 de novembro de 2023.

WETZEL, R. G. **Limnology**: Lake and River Ecosystems. 3rd ed. Cambrigde: Academic Press, 2001. ISBN: 9780080574394.

_____. **Streams and Rivers**: Encyclopedia of Inland Waters. Cambridge: Academic Press, v. 3, p. 603-617, 2012.

WHITTON, B. A.; KELLY, M. G. Use of algae and other plants for monitoring rivers. **Australian Journal of Ecology**, v. 20, n. 1, p. 45-56, 1995. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1995.tb00521.x.

YAHR, R.; VILGALYS, R.; DEPRIEST, P. T. Strong fungal specificity and selectivity for algal symbionts in Florida scrub Cladonia lichens. **Molecular Ecology**. v. 13, n 11, p. 3367-3378, 2004.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Percentual de distribuição das microalgas verdes na região do município de Piranhas (Baixo São Francisco): (P1) Região de Alagoas; (P2) Região entre Alagoas e Sergipe; (P3) Região de Sergipe.

TÁXONS	Abundância relativa						FO	
	PI 1		PI 2		PI 3			
	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022
CHLOROPHYCEAE								
Ankistrodesmus densus Korshikov	1,3	-	1,8	-	-	-	**F**	**-**
Asterococcus limneticus G.M.Smith	-	-	-	-	-	14,3	**-**	**PF**
Coelastrum microporum Nägeli	-	0,7	-	-	-	-	**-**	**PF**
Desmodesmus communis (Hegewald) Hegewald	-	-	-	-	0,7	-	**PF**	**-**
Eudorina elegans Ehrenberg	17,5	5,9	8,9	10,9	4,8	7,3	**MF**	**MF**
Kirchneriella dianae (Bohlin) Comas	1,3	-	0,6	-	-	1,1	**F**	**PF**
Monactinus simplex (Meyen) Corda	3,8	-	10,7	-	15,8	-	**MF**	**-**
Oedogonium sp. Link ex Hirn	1,3	0,7	59,1	-	68,5	-	**MF**	**PF**
Pediastrum duplex Meyen	30	11,11	1,2	17,1	-	11	**F**	**MF**
Stigeoclonium subsecundum (Kützing) Kützing	1,3	-	0,6	-	2,7	-	**MF**	**-**
Stigeoclonium tenue (C.Agardh) Kützing	-	-	-	3,1	-	2,6	**-**	**F**
Volvox aureus Ehrenberg	3,8	4,4	5,9	18,6	2,7	17,2	**MF**	**MF**
TREBOUXIOPHYCEAE								
Acanthosphaera zachariasii Lemmermann	-	0,7	2,4	-	-	-	**PF**	**PF**
Actinastrum aciculare Playfair	-	-	1,8	-	-	-	**PF**	**-**
Dispora crucigenoides Printz	-	0,7	-	-	-	-	**-**	**PF**
Microthamnion strictissimum Rabenhorst	-	1,5	-	-	-	-	**-**	**PF**
ZYGNEMATOPHYCEAE								
Cosmarium porrectum Nordstedt	1,3	-	-	-	-	-	**PF**	**-**
Closterium moniliferum Ehrenberg ex Ralfs	-	-	-	-	-	0,4	**-**	**PF**
Desmidium grevillei (Kützing ex Ralfs) De Bary	-	-	1,8	-	-	-	**PF**	**-**

Microspora abbreviata (Rabenhorst) Lagerheim	-	-	-	10,8	-	8,4	**-**	**F**
Sphaerozosma laeve (Nordstedt) Thomasson	6,3	-	-	-	-	-	**PF**	**-**
Spirogyra sp. Link	-	-	-	1,6	-	1,1	**-**	**F**
Staurastrum diacanthum Lemaire	3,8	-	1,8	-	-	-	**F**	**-**
Staurastrum dickiei Ralfs	-	-	3	-	3,4	-	**F**	**-**
Staurastrum leptocladum Nordstedt	28,8	54,8	0,6	38,8	1,4	36,7	**MF**	**MF**

Fonte: Silva (2023).

APÊNDICE B – Percentual de distribuição das microalgas verdes na região do município de Pão de Açúcar (Baixo São Francisco): (P1) Região de Alagoas; (P2) Região entre Alagoas e Sergipe; (P3) Região de Sergipe.

TÁXONS	Abundância relativa						FO	
	PA 1		PA 2		PA 3			
	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022
CHLOROPHYCEAE								
Ankistrodesmus densus Korshikov	-	-	-	0,9	-	2,6	-	**F**
Coelastrum microporum Nägeli	4	-	1	-	-	-	**F**	-
Eudorina elegans Ehrenberg	-	7,9	-	7,1	5,7	11,5	**PF**	**MF**
Monactinus simplex (Meyen) Corda	5,9	1	-	-	-	-	**PF**	**PF**
Oedogonium sp. Link ex Hirn	54,5	-	13,1	-	-	-	**F**	-
Pediastrum duplex Meyen	-	13,9	11,1	-	1,4	37,2	**F**	**MF**
Pleodorina californica Shaw	-	-	-	-	4,3	-	**PF**	-
Stigeoclonium tenue (C.Agardh) Kützing	-		-	1,3	-	1,9	-	**F**
Treubaria triappendiculata Bernard	-	-	-	-	2,1	-	**PF**	-
Volvox aureus Ehrenberg	-	7,9	-	11,1	-	12,3	-	**MF**
Volvox tertius Art.Meyer	-	-	3	-	4,3	-	**F**	-
TREBOUXIOPHYCEAE								
Actinastrum hantzschii Lagerheim	-	-	4	-	0,7	-	**F**	-
ZYGNEMATOPHYCEAE								
Closterium moniliferum Ehrenberg ex Ralfs	-	1	2	1,8	0,7	-	**F**	**F**
Cosmarium reniforme (Ralfs) Archer	-	-	-	-	1,4	-	**PF**	-
Hyalotheca dissiliens Brébisson ex Ralfs	2	-	-	-	-	-	**PF**	-
Microspora abbreviata (Rabenhorst) Lagerheim	-	16,8	-	9,7	-	8,9	-	**MF**
Spirogyra sp. Link	5	1	7	0,9	17,7	2,6	**MF**	**MF**
Staurastrum leptocladum Nordstedt	26,7	50,5	57,6	44,2	57,4	23	**MF**	**MF**
Staurastrum manfeldtii Delponte	-	-	-	-	4,3	-	**PF**	-

Staurastrum sebaldi Reinsch	-	-	0,59	-	-	-	**PF**	-
Staurastrum trifidum var. inflexum West & G.S.West	-	-	1	-	-	-	**PF**	-

Fonte: Silva (2023).

APÊNDICE C – Percentual de distribuição das microalgas verdes na região do município de Traipu (Baixo São Francisco): (P1) Região de Alagoas; (P2) Região entre Alagoas e Sergipe; (P3) Região de Sergipe.

TÁXONS	Abundância relativa						FO	
	TR 1		TR 2		TR 3			
	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022
CHLOROPHYCEAE								
Ankistrodesmus densus Korshikov	3,4	-	-	-	1,4	-	**F**	**-**
Ankistrodesmus spiralis (Turner) Lemmermann	-	-	3,2	-	-	-	**PF**	**-**
Coelastrum microporum Nägeli	-	2,1	-	-	2,3	-	**PF**	**PF**
Desmodesmus armatus (Chodat) E.H.Hegewald	-	-	-	-	0,9	-	**PF**	**-**
Desmodesmus serratus (Corda) An, Friedl & Hegewald	1,1	-	-	-	-	-	**PF**	**-**
Eudorina elegans Ehrenberg	6,8	10,6	15,1	4,5	10,6	14,7	**MF**	**MF**
Gloeocystis vesiculosa Nägeli	-	14,3	-	-	-	-	**-**	**PF**
Kirchneriella obesa (West) West & G.S.West	-	-	-	0,8	-	-	**-**	**PF**
Monactinus simplex (Meyen) Corda	-	27,7	2,1	17	-	22,7	**PF**	**MF**
Oedogonium sp. Link ex Hirn	1,1	-	2,1	-	45,9	-	**MF**	**-**
Pediastrum duplex Meyen	14,8	-	9,6	-	2,8	-	**MF**	**-**
Pleodorina californica Shaw	1,1	-	-	1,6	0,5	5,3	**F**	**F**
Pleodorina indica (Iyengar) H.Nozaki	-	-	1,1	-	-	-	**PF**	**-**
Radiococcus fottii (Hindák) Kostikov, Darienko, Lukesová & Hoffmann	8	-	-	-	-	-	**PF**	**-**
Stigeoclonium tenue (C.Agardh) Kützing	-	-	-	-	-	1,3	**-**	**PF**
Volvox aureus Ehrenberg	1,1	2,1	-	1,6	-	1,3	**PF**	**MF**
TREBOUXIOPHYCEAE								
Actinastrum hantzschii Lagerheim	5,7	-	4,3	0,8	4,6	-	**MF**	**PF**
ZYGNEMATOPHYCEAE								
Closterium moniliferum Ehrenberg ex Ralfs	-	4,3	-	0,8	-	1,3	**-**	**MF**
Desmidium grevillei (Kützing ex Ralfs) De Bary	-	-	-	-	-	1,3	**-**	**PF**
Euastrum spinulosum Delponte	-	2,1	-	-	-	-	**-**	**PF**
Microspora sp. Thuret	-	-	-	-	-	1,3	**-**	**PF**

Spirogyra sp. Link	6,8	2,1	14	-	5,5	-	**MF**	**PF**
Staurastrum dickiei Ralfs	-	-	-	-	0,5	-	**PF**	**-**
Staurastrum furcatum Brébisson	-	-	-	-	0,5	-	**PF**	**-**
Staurastrum johnsonii West & G.S.West	-	-	1,1	-	-	-	**PF**	**-**
Staurastrum leptocladum Nordstedt	50	42,6	47,3	75,8	23,9	50,7	**MF**	**MF**
Staurastrum sebaldi Reinsch	-	2,1	-	1,6	0,9	-	**PF**	**F**

Fonte: Silva (2023).

APÊNDICE D – Percentual de distribuição das microalgas verdes na região do município de Propriá (Baixo São Francisco): (P1) Região de Alagoas; (P2) Região entre Alagoas e Sergipe; (P3) Região de Sergipe.

TÁXONS	Abundância relativa						FO	
	PR 1		PR 2		PR 3			
	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022
CHLOROPHYCEAE								
Ankistrodesmus fusiformis Corda	3,4	-	3,9	-	-	-	**F**	**-**
Coelastrum microporum Nägeli	1,7	-	-	-	-	1	**PF**	**PF**
Eudorina cylindrica Korshikov	-	-	3,9	-	-	-	**PF**	**-**
Eudorina elegans Ehrenberg	3,4	17,3	11,8	7,9	6	12	**MF**	**MF**
Gloeocystis vesiculosa Nägeli	-	-	-	1,1	-	1	**-**	**F**
Kirchneriella elongata Smith	-	-	-	-	1,5	-	**PF**	**-**
Kirchneriella lunaris (Kirchner) Möbius	-	-	2	-	-	2	**PF**	**PF**
Kirchneriella obesa (West) West & West	-	-	2	-	-	-	**PF**	**-**
Monactinus simplex (Meyen) Corda	-	29,3	-	29,4	-	31	**-**	**MF**
Pandorina morum (Müller) Bory	-	-	-	-	1,5	-	**PF**	**-**
Pediastrum argentinense Bourrelly & Tell	-	-	-	-	-	1	**-**	**PF**
Pediastrum duplex Meyen	29,3	-	35,3	-	32,9	-	**MF**	**-**
Pleodorina californica Shaw	3,4	5,3	17,7	1,1	26,7	4	**MF**	**MF**
Scenedesmus ellipticus Corda	-	8	-	-	-	2	**-**	**F**
Volvox aureus Ehrenberg	-	1,3	-	-	-	-	**-**	**PF**
TREBOUXIOPHYCEAE								
Actinastrum aciculare Playfair	-	-	-	-	3	-	**PF**	**-**
Actinastrum hantzschii Lagerheim	3,4	-	-	-	3	-	**F**	**-**
Micractinium pusillum Fresenius	-	-	-	-	3	-	**PF**	**-**
ZYGNEMATOPHYCEAE								
Microspora sp. Thuret	-	4	-	3,4	-	7	**-**	**MF**
Spirogyra sp. Link	-	-	7,8	0,6	1,5	-	**F**	**PF**

Staurastrum leptocladum Nordstedt	53,4	30,7	15,5	56,5	17,9	34	**MF**	**MF**
Staurastrum sebaldi Reinsch	1,7	3	-	-	3	5	**F**	**F**

Fonte: Silva (2023).

APÊNDICE E – Percentual de distribuição das microalgas verdes na região do município de Penedo (Baixo São Francisco): (P1) Região de Alagoas; (P2) Região entre Alagoas e Sergipe; (P3) Região de Sergipe.

TÁXONS	Abundância relativa						FO	
	PE 1		PE 2		PE 3			
	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022
CHLOROPHYCEAE								
Ankistrodesmus densus Korshikov	-	-	-	0,5	-	-	-	**PF**
Ankistrodesmus fusiformis Corda	2,8	-	2,4	-	-	-	**F**	-
Asterococcus limneticus G.M.Smith	-	-	-	46,3	-	-	-	**PF**
Coelastrum astroideum De Notaris	-	-	1,2	-	-	-	**PF**	-
Coelastrum microporum Nägeli	1,4	-	1,2	-	-	-	**F**	-
Eudorina cylindrica Korshikov	-	-	2,4	-	2	-	**F**	-
Eudorina elegans Ehrenberg	4,2	1,6	9,6	1,9	2	5,5	**MF**	**MF**
Kirchneriella elongata Smith	1,4	-	2,4	-	1	-	**MF**	-
Kirchneriella lunaris (Kirchner) Möbius	2,8	-	2,4	-	1	-	**MF**	-
Kirchneriella obesa (West) West & West	4,2	-	-	-	1	-	**F**	-
Monactinus simplex (Meyen) Corda	55	-	50,6	-	50	-	**MF**	-
Pandorina morum (Müller) Bory	1,4	-	1,2	-	2	-	**MF**	-
Pediastrum duplex Meyen	-	40,7	-	6	-	30,8	-	**MF**
Pleodorina californica WR Shaw	7	-	6	-	2	-	**MF**	-
Radiococcus skujae I.Kostikov, T.Darienko, A.Lukesová, & L.Hoffmann	-	-	-	14,4	-	-	-	**PF**
Scenedesmus ellipticus Corda	-	9,3	-	-	-	-	-	**PF**
Tetraspora gelatinosa (Vaucher) Desvaux	-	-	-	-	1	-	**PF**	-
Volvox aureus Ehrenberg	-	-	-	-	1	0,6	**PF**	**PF**
TREBOUXIOPHYCEAE								
Actinastrum hantzschii Lagerheim	-	-	1,2	-	2	0,6	**F**	**PF**
ZYGNEMATOPHYCEAE								
Closterium acerosum Ehrenberg ex Ralfs	-	1,2	-	-	-	-	-	**PF**
Closterium moniliferum Ehrenberg ex Ralfs	-	-	1,2	-	-	0,6	**PF**	**PF**

Microspora abbreviata (Rabenhorst) Lagerheim	-	40,7	-	14,8	-	30,8	**-**	**MF**
Spirogyra sp. Link	5,6	0,4	8,5	-	12,2	0,3	**MF**	**F**
Staurastrum leptocladum Nordstedt	11,3	6,1	7,2	16,2	19,3	30,8	**MF**	**MF**
Staurastrum sebaldi Reinsch	-	-	2,4	-	1	-	**F**	**-**
Xanthidium antilopaeum Kützing	2,8	-	-	-	2	-	**F**	**-**

Fonte: Silva (2023).

APÊNDICE F – Percentual de distribuição das microalgas verdes na região do município de Igreja Nova (Baixo São Francisco): (P1) Região de Alagoas; (P2) Região entre Alagoas e Sergipe; (P3) Região de Sergipe.

TÁXONS	Abundância relativa						FO	
	IN 1		IN 2		IN 3			
	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022
CHLOROPHYCEAE								
Ankistrodesmus fusiformis Corda	1,6	-	-	-	0,5	-	**F**	**-**
Coelastrum astroideum De Notaris	-	-	-	-	0,2	-	**PF**	**-**
Coelastrum microporum Nägeli	-	1,7	0,7	-	-	-	**PF**	**PF**
Desmodesmus armatus (Chodat) E.H.Hegewald	-	-	-	0,6	-	-	**-**	**PF**
Dimorphococcus lunatus Braun	-	-	0,7	-	12,4	-	**F**	**-**
Eudorina elegans Ehrenberg	2,4	23,7	2,9	6,6	23	14	**MF**	**MF**
Gloeocystis vesiculosa Nägeli	-	-	-	0,6	-	-	**-**	**PF**
Kirchneriella contorta (Schmidle) Bohlin	-	-	-	-	1,2	-	**PF**	**-**
Kirchneriella elongata Smith	0,8	-	0,7	-	0,9	-	**MF**	**-**
Kirchneriella lunaris (Kirchner) Möbius	-	-	0,7	-	1,6	-	**F**	**-**
Kirchneriella obesa (West) West & West	-	-	1,4	-	0,2	-	**F**	**-**
Monactinus simplex (Meyen) Corda	26,4	40,7	28,1	24,6	16,8	64	**MF**	**MF**
Nephrocytium lunatum West	-	-	-	-	1,2	-	**PF**	**-**
Pandorina morum (Müller) Bory	1,3	-	1,6	-	10,1	-	**MF**	**-**
Pediastrum argentinense Bourrelly & Tell	-	-	-	0,6	-	-	**-**	**PF**
Pediastrum duplex Meyen	-	-	-	-	0,2	-	**PF**	**-**
Pleodorina californica Shaw	-	-	29,5	-	21,1	-	**F**	**-**
Pseudoquadrigula obtusa (Korshikov) P.M.Tsarenko	0,8	-	-	-	-	-	**PF**	**-**
Scenedesmus subspicatus Chodat	-	-	1,4	-	-	-	**PF**	**-**
Scenedesmus ellipticus Corda	-	-	-	12,6	-	-	**-**	**PF**
Tetraspora gelatinosa (Vaucher) Desvaux	-	-	-	-	0,5	-	**PF**	**-**
Volvox aureus Ehrenberg	0,8	3,4	-	-	1,2	4	**F**	**F**
TREBOUXIOPHYCEAE								
Actinastrum hantzschii Lagerheim	-	1,7	4,3	0,6	1,4	8	**F**	**MF**

Micractinium pusillum Fresenius	-	-	-	-	0,7	-	**PF**	**-**
ZYGNEMATOPHYCEAE								
Closterium moniliferum Ehrenberg ex Ralfs	4,8	-	0,7	0,6	-	-	**F**	**PF**
Cosmarium margaritatum (Lundell) Roy & Bisset	1,6	-	1,4	-	2	-	**MF**	**-**
Desmidium grevillei (Kützing ex Ralfs) De Bary	3,2	-	-	0,6	-	-	**PF**	**PF**
Euastrum spinulosum Delponte	-	-	-	0,6	-	-	**-**	**PF**
Euastrum verrucosum Ehrenberg ex Ralfs	-	-	0,7	-	-	-	**PF**	**-**
Spirogyra sp. Link	43,2	3,4	13,7	-	-	2	**F**	**F**
Staurastrum leptocladum Nordstedt	12,8	17	8,6	40,1	5,8	-	**MF**	**F**
Staurastrum sebaldi Reinsch	-	8,5	0,7	12	0,7	8	**F**	**MF**

Fonte: Silva (2023).

APÊNDICE G – Percentual de distribuição das microalgas verdes na região do município de Piaçabuçu (Baixo São Francisco): (P1) Região de Alagoas; (P2) Região entre Alagoas e Sergipe; (P3) Região de Sergipe.

TÁXONS	Abundância relativa						FO	
	PU 1		PU 2		PU 3			
	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022
CHLOROPHYCEAE								
Ankistrodesmus fusiformis Corda	-	-	-	-	-	-	-	-
Coelastrum astroideum De Notaris	-	-	1,6	-	2,9	-	**F**	-
Coelastrum microporum Nägeli	1	-	-	0,6	-	-	**PF**	**PF**
Desmodesmus armatus (Chodat) E.H.Hegewald	-	0,7	-	-	-	-	-	**PF**
Desmodesmus communis (Hegewald) Hegewald	-	-	-	-	1,2	-	**PF**	-
Dimorphococcus lunatus Braun	1	-	-	-	-	-	**PF**	-
Eudorina cylindrica Korshikov	11,3	-	-	-	4,1	-	**F**	-
Eudorina elegans Ehrenberg	16,5	9,7	5,7	15,2	-	39,2	**F**	**MF**
Gloeocystis vesiculosa Nägeli	-	-	-	-	-	0,4	-	**PF**
Kirchneriella elongata Smith	2,1	-	0,4	-	1,8	-	**MF**	-
Kirchneriella lunaris (Kirchner) Möbius	-	-	0,4	-	2,3	-	**F**	-
Kirchneriella obesa (West) West & G.S.West	1	-	0,4	0,6	-	-	**F**	**PF**
Monactinus simplex (Meyen) Corda	53,6	69	40,7	60,6	58,5	39,2	**MF**	**MF**
Nephrocytium lunatum West	1	-	-	-	-	-	**PF**	-
Oedogonium sp. Link ex Hirn	-	-	-	-	-	0,4	-	**PF**
Pandorina morum (Müller) Bory	-	-	0,8	-	-	-	**PF**	-
Pediastrum argentinense Bourrelly & Tell	-	-	-	0,6	-	-	-	**PF**
Pediastrum duplex Meyen	-	-	-	-	0,6	-	**PF**	-
Pleodorina californica W.R. Shaw	-	2,1	4,5	0,6	11,7	1,6	**F**	**MF**
Scenedesmus subspicatus Chodat	-	-	0,8	-	-	-	**PF**	-
Scenedesmus ellipticus Corda	-	0,7	-	-	-	0,4	-	**F**
Sphaerocystis schroeteri Chodat	-	-	-	-	-	0,8	-	**PF**
Stigeoclonium subsecundum (Kützing) Kützing	1	-	-	-	-	-	**PF**	-
Tetradesmus lagerheimii M.J.Wynne & Guiry	-	-	-	-	-	0,4	-	**PF**

Tetraspora gelatinosa (Vaucher) Desvaux	1	-	-	-	-	-	**PF**	**-**
Volvox aureus Ehrenberg	-	0,7	1,6	-	-	0,4	**PF**	**F**
TREBOUXIOPHYCEAE								
Actinastrum hantzschii Lagerheim	1	0,7	3,3	0,6	-	0,8	**F**	**MF**
Micractinium pusillum Fresenius	-	-	0,8	-	-	-	**PF**	**-**
ZYGNEMATOPHYCEAE								
Cosmarium margaritatum (Lundell) Roy & Bisset	-	-	0,4	-	-	-	**PF**	**-**
Closterium moniliferum Ehrenberg ex Ralfs	-	0,7	-	-	-	-	**-**	**PF**
Cosmarium pseudopyramidatum P.Lundell	-	-	-	0,6	-	-	**-**	**PF**
Desmidium grevillei (Kützing ex Ralfs) De Bary	-	-	-	0,6	-	-	**-**	**PF**
Euastrum subhypochondrum F.E.Fritsch & M.F.Rich	-	-	0,4	-	-	-	**PF**	**-**
Euastrum verrucosum Ehrenberg ex Ralfs	-	-	0,4	-	-	-	**PF**	**-**
Micrasterias laticeps Nordstedt	-	-	0,4	-	-	-	**PF**	**-**
Microspora sp. Thuret	-	0,7	-	-	-	0,4	**-**	**F**
Spirogyra sp. Link	-	-	6,1	-	5,3	-	**F**	**-**
Staurastrum leptocladum Nordstedt	8,2	13,8	26,4	15,8	10,5	13,7	**MF**	**MF**
Staurastrum sebaldi Reinsch	-	1,4	1,6	4,2	-	2,4	**PF**	**MF**

Fonte: Silva (2023).

APÊNDICE H – Percentual de distribuição das microalgas verdes na região da Foz (Baixo São Francisco): (P1) Região de Alagoas; (P2) Região entre Alagoas e Sergipe; (P3) Região de Sergipe.

TÁXONS	Abundância relativa				FO	
	FOZ 1		FOZ 2			
	2021	2022	2021	2022	2021	2022
CHLOROPHYCEAE						
Ankistrodesmus densus Korshikov	-	-	0,3	-	**F**	**-**
Ankistrodesmus fusiformis Corda	0,5	-	-	2,6	**F**	**F**
Chlorococcum infusionum (Schrank) Meneghini	-	-	6,9	-	**F**	**-**
Coelastrum astroideum De Notaris	-	-	0,3	-	**F**	**-**
Coelastrum microporum Nägeli	2,3	-	-	-	**F**	**-**
Eudorina elegans Ehrenberg	3,6	-	0,9	3,4	**MF**	**F**
Gloeocystis vesiculosa Nägeli	-	-	-	5	**-**	**F**
Monactinus simplex (Meyen) Corda	45	70	25,5	82,1	**MF**	**MF**
Oedogonium sp. Link ex Hirn	1,8	-	30	-	**MF**	**-**
Pandorina morum (Müller) Bory	0,5	-	-	-	**F**	**-**
Pediastrum duplex Meyen	-	-	12	-	**F**	**-**
Pleodorina californica Shaw	8,6	-	-	-	**F**	**-**
Scenedesmus acuminatus (Lagerheim) Chodat	0,5	-	0,3	-	**MF**	**-**
Stauridium tetras (Ehrenberg) E.Hegewald	0,5	-	-	-	**F**	**-**
TREBOUXIOPHYCEAE						
Actinastrum hantzschii Lagerheim	5,4	-	4,2	-	**MF**	**-**
Micractinium pusillum Fresenius	0,9	-	-	2,6	**F**	**F**
ZYGNEMATOPHYCEAE						
Closterium moniliferum Ehrenberg ex Ralfs	0,5	-	-	-	**F**	**-**
Euastrum subhypochondrum F.E.Fritsch & M.F.Rich	0,5	-	-	-	**F**	**-**
Spirogyra sp. Link	15,3	-	1,5	2,6	**MF**	**F**
Staurastrum leptocladum Nordstedt	11,7	21,7	17,4	10,3	**MF**	**MF**

Staurastrum sebaldi Reinsch	2,7	-	-	-	**F**	-
Staurastrum setigerum Cleve	-	-	0,6	-	**F**	-

Fonte: Silva (2023)