



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA  
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA  
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA  
AMBIENTAL**

**MILLENA NUNES DANTAS**

**EFEITOS DO CICLO DE INTERMITÊNCIA NA DINÂMICA DA COMUNIDADE  
FITOPLANCTÔNICA EM RIOS SEMIÁRIDOS**

**CAMPINA GRANDE – PB**

**2020**

**MILLENA NUNES DANTAS**

**EFEITOS DO CICLO DE INTERMITÊNCIA NA DINÂMICA DA COMUNIDADE  
FITOPLANCTÔNICA EM RIOS SEMIÁRIDOS**

Dissertação apresentada junto ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento das exigências para obtenção do título de mestre.

**Orientador:** Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa

**Coorientadora:** Prof. Dra. Daniele Jovem da Silva Azevêdo

**CAMPINA GRANDE – PB**

**2020**

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

D192e Dantas, Millena Nunes.  
Efeitos do ciclo de intermitência na dinâmica da comunidade fitoplanctônica em rios semiáridos [manuscrito] / Millena Nunes Dantas. - 2021.  
66 p. : il. colorido.  
Digitado.  
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2021.  
"Orientação : Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa, Departamento de Biologia - CCBS."  
1. Comunidade fitoplanctônica. 2. Rios intermitentes. 3. Perturbação hidrológica. 4. Pluviometria. I. Título  
21. ed. CDD 551.6

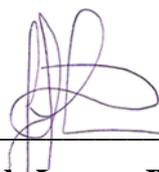
**MILLENA NUNES DANTAS**

**EFEITOS DO CICLO DE INTERMITÊNCIA NA DINÂMICA DA COMUNIDADE  
FITOPLANCTÔNICA EM RIOS SEMIÁRIDOS**

Dissertação apresentada junto ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento das exigências para obtenção do título de mestre.

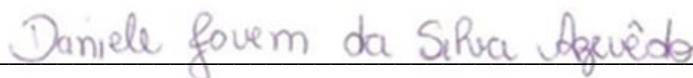
**Aprovada em: 22.01.2021**

**BANCA EXAMINADORA**



---

**Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa (orientador)**  
**Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)**



---

**Prof. Dra. Daniele Jovem da Silva Azevêdo (Coorientadora)**  
**Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)**



---

**Prof. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos**  
**Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)**



---

**Prof. Dra. Raquel da Silva Cordeiro**  
**Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)**

A minha mãe, ao meu pai (*in memoriam*) e irmão,  
meus maiores incentivadores, DEDICO.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a Deus por ter me mantido firme na realização deste projeto, com saúde e forças para que eu chegasse até o final.

Agradeço ao meu orientador José Etham de Lucena Barbosa e a minha coorientadora Daniele Jovem da Silva Azevêdo, por aceitarem conduzir o meu trabalho de pesquisa.

A todos os meus professores do curso de pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, em especial ao professor Carlos Antônio Pereira de Lima, pelo seu apoio e amizade.

Agradeço ao meu namorado Jordan, que se manteve ao meu lado durante parte do meu percurso acadêmico. Gratidão pelo cuidado, apoio, companheirismo e paciência.

Agradeço às minhas amigas Hortência, Ranielly e Lorena pela atenção dedicada quando sempre precisei.

Também agradeço ao meu amigo e parceiro de pesquisa Marcos Medeiros Cavalcanti Júnior, que sempre me ajudou com sua vasta experiência desde o início da realização do meu projeto.

Às amigas, Rosa Santana e Patrícia Cruz, pela paciência e imensa ajuda nas orientações sobre os resultados do meu trabalho.

Às minhas colegas de campo, Rafaella Dantas, Maria Eduarda, Iara Maria e Francielly Ferreira pelo convívio e pela cooperação durante as minhas coletas.

A todos os meus amigos de curso que compartilharam dos inúmeros desafios que enfrentamos, sempre com o espírito colaborativo.

Também agradeço aos funcionários da Universidade Estadual da Paraíba que contribuíram direta e indiretamente para a conclusão deste trabalho.

Às meninas que integram o Laboratório de Ecologia Aquática (LEAq), que me auxiliaram na identificação das minhas amostras.

Aos técnicos das Três Marias, Adriano e Climélia pela atenção e amizade.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização geográfica dos rios Boa Vista, Gurinhém, Gurinhenzinho e Paraíba, no Estado da Paraíba, Nordeste do Brasil. Os pontos amostrais da seca e cheia estão representados por triângulos pretos. Os pontos amostrais apenas da fase cheia estão representados por círculos verdes..... 32
- Figura 2.** Imagens dos quatro rios amostrados durante as fases seca e cheia, respectivamente. A e B: Rio Boa Vista, Boa Vista, Paraíba Brasil; C e D: Rio Gurinhém, Gurinhém, Paraíba, Brasil; E e F: Rio Gurinhenzinho, Gurinhém, Paraíba, Brasil; G e H: Rio Paraíba, Caraúbas, Paraíba, Brasil. Fonte: Próprio autor. .... 36
- Figura 3.** Porcentagens de contribuição das classes fitoplanctônicas para a riqueza dos rios amostrados, durante as fases de seca e cheia..... 38
- Figura 4.** Análise de distance-based linear models DistLM e Distance-based redundancy analysis, dbRDA mostrando a biomassa da comunidade nos rios relacionada com as variáveis limnológicas (Clo-a: clorofila-a; ST: sólidos totais dissolvidos; T: temperatura; BV: Boa Vista, GU: Gurinhém, GN: Gurinhenzinho e PB: Paraíba, na fase seca. .... 41
- Figura 5.** Análise de distance-based linear models DistLM e Distance-based redundancy analysis, dbRDA mostrando a biomassa da comunidade nos rios relacionada com as variáveis limnológicas (Clo-a: clorofila-a; ST: sólidos totais dissolvidos; T: temperatura, TU: turbidez, pH: potencial hidrogeniônico; BV: Boa Vista, GU: Gurinhém, GN: Gurinhenzinho e PB: Paraíba, na fase cheia..... 42
- Figura 6.** Análise de distance-based linear models DistLM e Distance-based redundancy analysis, dbRDA mostrando os agrupamentos dos grupos funcionais nos rios BV (Boa Vista), GU (Gurinhém) GN (Gurinhenzinho) e PB (Paraíba), na fase seca..... 43

**Figura 7.** Análise de distance-based linear models DistLM e Distance-based redundancy analysis, dbRDA mostrando os agrupamentos dos grupos funcionais nos rios Boa Vista (BV), Gurinhém (GU), Gurinhenzinho (GN) e Paraíba (PB) na fase cheia. ....44

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Dados morfométricos dos quatro pontos amostrados nos rios Paraíba, Gurinhém, Boa Vista e Gurinhenzinho, Nordeste do Brasil, durante o período seco. Fonte própria.....	32
<b>Tabela 2.</b> Valores médios e desvio padrão das variáveis físico-químicas dos rios Boa Vista, Gurinhém, Gurinhenzinho e Paraíba, durante as amostragens nas fases seca e cheia. ....	39
<b>Tabela 3.</b> Valores médios e desvio padrão da contribuição dos grupos funcionais (GF's) fitoplanctônicos expressos em biomassa ( $\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ ) nos rios Boa Vista, Gurinhém, Gurinhenzinho e Paraíba. *Espécie ausente. ....	45
<b>Tabela 4.</b> Valores médios e desvio padrão de todos os táxons amostrados nos rios Boa Vista, Gurinhém, Gurinhenzinho e Paraíba, nos períodos de seca. ....	48
<b>Tabela 5.</b> Média e desvio padrão de todos os táxons amostrados nos rios Boa Vista, Gurinhém, Gurinhenzinho e Paraíba, nos períodos de cheia.....	52
<b>Tabela 6.</b> Coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis ambientais analisadas, com os dois primeiros eixos da dbRDA. *Variáveis com alta correlação excluídas da análise. ....	56
<b>Tabela 7.</b> Coeficiente de correlação de Pearson entre os grupos funcionais analisadas, com os dois primeiros eixos da dbRDA.....	56

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

AESA	Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba
dbRDA	<i>Distance based redundancy analysis</i>
DISTLM	<i>Distance-based linear modelling</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
Ind.	Indivíduo
IPCC	<i>The Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
Km <sup>2</sup>	Quilômetro quadrado
h	Hora
L	Litro
Log	Logaritmo
m	Metro
mg	Miligramma
ml	Mililitro
mm	Milímetro
NTU	Unidade de Turbidez Nefelométrica
Org	Organismo
PERMANOVA	<i>Permutational multivariate analysis of variance</i>
pH	Potencial hidrogeniônico
P0	Peso inicial
S	Sul
STD	Sólidos totais dissolvidos
W	Oeste
µg	Micrograma
µm	Micrômetro
µm <sup>3</sup>	Micrometro cúbico
°C	Grau Celsius
%	Por cento

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	10
<b>2. REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	12
<b>3. PERGUNTA E HIPÓTESE</b> .....	16
3.1 <i>Pergunta</i> .....	16
3.2 <i>Hipótese</i> .....	16
<b>4. OBJETIVO</b> .....	16
4.1 <i>Objetivo geral</i> .....	16
4.2 <i>Objetivos específicos</i> .....	16
<b>5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	18

### CAPÍTULO DA DISSERTAÇÃO: **Efeitos da perturbação hidrológica na dinâmica da comunidade fitoplanctônica em rios semiáridos com regime intermitente**

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	27
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	31
2.1 <i>Área de estudo e desenho amostral</i> .....	31
2.2 <i>Variáveis físicas e químicas</i> .....	33
2.3 <i>Comunidade fitoplanctônica</i> .....	33
<b>3. RESULTADOS</b> .....	35
3.1 <i>Variáveis abióticas</i> .....	35
3.2 <i>Comunidade fitoplanctônica</i> .....	37
3.3 <i>Grupos funcionais do fitoplâncton</i> .....	40
3.4 <i>Efeitos dos ciclos hidrológicos sobre a comunidade fitoplanctônica</i> .....	40
<b>4. DISCUSSÃO</b> .....	57
<b>5. CONCLUSÃO</b> .....	60
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	61

## 1. INTRODUÇÃO

Em algumas regiões no mundo, o balanço hídrico de ambientes de água doce será cada vez mais afetado, devido ao aumento da evaporação e diminuição da precipitação pluviométrica, segundo as projeções do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2014). Regiões secas, como áridas e semiáridas, podem ser severamente afetadas tendo em vista que os períodos de estiagem poderão ser ainda mais intensos e frequentes (MEARNS; NORTON, 2010). Assim, estudos que avaliem o impacto de regimes hidrológicos (seca e chuva) sobre a dinâmica e estrutura de comunidades presentes em ambientes aquáticos nessas regiões, são fundamentais para o entendimento das estratégias de adaptação da biota aquática às perturbações hidrológicas e para proposição de medidas direcionadas a conservação da biodiversidade (SOCOLAR et al., 2016).

Em regiões áridas e semiáridas, devido déficit hídrico, a malha hidrográfica é predominantemente intermitente (CIRILO, 2008). Os rios intermitentes abrangem uma ampla diversidade de ecossistemas que estão aumentando mundialmente em função da crescente demanda de recursos hídricos, mudança no uso da terra e fatores climáticos (STUBBINGTON et al., 2017). A principal característica desses ecossistemas é a alternância entre os estados aquáticos e terrestres, com a perda parcial ou total da água superficial (DATRY et al., 2016; 2017a; STUBBINGTON et al., 2019).

A perda do fluxo de água no rio e conseqüente expansão do ecossistema terrestre, altera as dimensões, condições, recursos e conexões entre as poças (ROLLS et al., 2012). Embora as comunidades nativas desses ambientes apresentem atributos que conferem resistência às condições promovidas pela intermitência natural do fluxo, essas mesmas espécies mostram sensibilidade a eventos climáticos extremos (ADIS; JUNK, 2002; BARTHÈS et al., 2015; SKOULIKIDIS et al., 2017; JOVEM-AZEVÊDO et al., 2019). Portanto, a composição, a riqueza, a abundância e os atributos dos organismos presentes em ecossistemas intermitentes, bem como as interações bióticas estabelecidas, podem ser alteradas em função dos efeitos hidrológicos (DATRY et al., 2016a, 2017b) e mudanças físicas e químicas do ambiente. Logo, os rios intermitentes representam modelos importantes para análise da estruturação das comunidades aquáticas em função da dinâmica hidrológica, sobretudo, diante do cenário que ecossistemas intermitentes serão ainda mais frequentes em todo o mundo.

Entre as comunidades que habitam os rios intermitentes estão: peixes, macroinvertebrados bentônicos, algas microscópicas e macrófitas aquáticas, as quais exibem

dinâmica variável em função do espaço e tempo (SCHRIEVER; LYTLE, 2016; STUBBINGTON et al., 2017). No presente estudo, selecionamos a comunidade fitoplanctônica, pois esta representa um dos componentes fotossintéticos que constituem a base da cadeia alimentar em ambientes aquáticos, sendo o principal produtor de oxigênio e energia para os níveis tróficos superiores (SANT'ANNA et al., 2006; HILTON et al., 2006). Além disso, sua composição, densidade e diversidade é frequentemente utilizada como indicadores para avaliar a qualidade hídrica e o grau de eutrofização (BADSI et al., 2012; SOUZA, 2013).

Isso porque, em sistemas eutróficos, as altas concentrações de nutrientes e a baixa luminosidade são os fatores-chave na seleção de espécies fitoplanctônicas (POMPÊO et al., 2015). O baixo volume de água no ambiente e os altos níveis de turbidez abiótica também podem inibir o crescimento de determinados táxons levando a uma redução na biomassa do fitoplâncton e dominância de grupos mais tolerantes, a exemplo das cianobactérias (JEPPESEN et al., 2015; MEDEIROS et al., 2015). Este grupo frequentemente apresenta estratégias adaptativas (p. ex., vesículas gasosas, heterócito e acineto) que controlam a demanda por luz e por nutrientes essenciais, como nitrogênio e fósforo (BECKER et al., 2010).

Além das cianobactérias, outras espécies fitoplanctônicas compartilham adaptações do ciclo de vida e mecanismos fisiológicos que lhes permitem lidar com o estresse hídrico e o aumento da temperatura da água (SABATER et al., 2017). Por sua vez, os estudos dos grupos funcionais têm sido amplamente utilizados para compreender os parâmetros ecológicos do fitoplâncton, que permite o agrupamento das espécies com características morfofisiológicas similares, tolerâncias e sensibilidades bem definidas (KRUK et al., 2017). Assim, os grupos funcionais seriam associações polifiléticas com características estruturais ou funcionais comuns (SALMASO et al., 2007), que melhor descrevem a dinâmica das comunidades em relação aos grupos taxonômicos (REYNOLDS et al., 2002; PADISAK et al., 2009).

Em função da variação na composição da comunidade fitoplanctônica em um corpo aquático frente às condicionantes ambientais e vantagens individuais das espécies, investigar a sua dinâmica e os fatores que a governam, irá agregar informações a respeito do padrão de estruturação de comunidades sujeitas à um regime de perturbação frequente. As informações geradas a partir do presente estudo possibilitarão o conhecimento da biodiversidade fitoplanctônica de rios intermitentes semiáridos paraibanos, nos quais carecem de estudo, principalmente tendo como foco a comunidade em questão. Além disso, o objetivo é fornecer

subsídios para a proposição de medidas mitigadoras de impactos que garantam a conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos vitais para a sobrevivência da população humana e desenvolvimento social e econômico na região.

## **2. REFERENCIAL TEÓRICO**

As regiões áridas e semiáridas correspondem a cerca de um terço da área terrestre mundial, e espera-se que a extensão da área aumente como resultado dos atuais cenários de mudança climática (HUANG et al., 2016; LEÓN-SOBRINO et al., 2019).

No Brasil, a região semiárida ocupa 13,25% do território nacional, distribuída entre 1.262 municípios, numa área de 1.128.697 Km<sup>2</sup>, distribuídos em 10 estados do Nordeste e mais o Norte de Minas Gerais (IBGE, 2017).

A região semiárida é frequentemente caracterizada pelo baixo índice pluviométrico (entre 200 e 700 mm.ano<sup>-1</sup>), com variabilidade interanual, baixa umidade (em torno de 50%) e altas temperaturas (23 e 27 °C) (D'ODORICO et al., 2013; FRANCISCO, 2013; BRANDT et al., 2014; MARIANO et al., 2018), solos rasos, pedregosos e cobertos de vegetação típica de caatinga, cujas espécies endêmicas sobrevivem às estiagens (RAMALHO, 2013). Os rios e os riachos da região possuem regime intermitente com cheias rápidas (PEREIRA et al., 2019) e os sedimentos transportados são grosseiros, representados por areia grossa e cascalho (RAMALHO, 2013).

No semiárido brasileiro, os recursos hídricos de superfície têm como principais representantes os rios São Francisco, Parnaíba, Paraguaçu e Contas, todos rios perenes (FRANCISCO, 2013). Os demais rios possuem regime intermitente e desempenham um papel essencial na dinâmica de ocupação dos espaços nessa região (FRANCISCO, 2013). Estes ambientes são de extrema importância ecológica, econômica, recreacional e beleza cênica, que atendem a uma ampla gama de necessidades, incluindo transporte, dessedentação de animais, consumo humano, irrigação, energia hidrelétrica e até disposição de resíduos (KOUNDOURI et al., 2017; DATRY et al., 2018a; VORST, 2020).

Os rios intermitentes são caracterizados por apresentarem duas fases hidrológicas extremas, a seca e a cheia, e podem suportar uma alta biodiversidade, que inclui macrófitas, invertebrados bentônicos, peixes e algas, normalmente adaptados às condições de intermitência do ambiente (DATRY et al., 2014a). No entanto, a fase de secagem do rio altera a qualidade hídrica do ecossistema e, portanto, afeta as espécies residentes, pois à

medida que o fluxo é reduzido e a temperatura do ar aumenta (BOGAN et al., 2017), afeta a concentração de oxigênio dissolvido na água e estimula a decomposição anaeróbia da matéria orgânica e consequente liberação de gases fétidos e tóxicos (LAKE, 2011).

Entre as consequências associadas às baixas concentrações de oxigênio e à geração de condições hipóxicas associadas com altas temperaturas, está o estresse e a morte da biota aquática aeróbia, principalmente os peixes, por serem os mais exigentes de oxigênio gasosos dissolvidos (FABRÉ et al, 2017). Contribuição significativa à hipóxia provem da matéria orgânica particulada acumulada nas poças de água que sedimentam durante os períodos de baixo fluxo de água, (BOULTON; LAKE, 1992c; MAAMRI et al., 1997a; MCKENZIE-SMITH, 2006). Esse material orgânico acumulado é um importante consumidor de oxigênio dissolvido no início de sua biodegradação, por ser um processo aeróbio que se torna anaeróbio justamente pelo rápido consumo de oxigênio e as altas temperaturas do sistema água - ar, que apresenta pelo menos três efeitos: o aumento das taxas metabólicas dos microrganismos, entre eles bactérias e fungos degradadores aeróbios, menor solubilidade do oxigênio (e outros gases) na água e, em consequência, diminuição da entrada de novos aportes de oxigênio atmosférico (TOWNS, 1985; MCMASTER; BOND, 2008).

Diante do exposto, considera-se que as condições de estiagem podem provocar perturbações com efeitos negativos sobre as comunidades residentes, podendo alterar a diversidade biológica e simplificar a estrutura do ecossistema (LAKE, 2003; STUBBINGTON et al., 2019).

Especificamente na região semiárida do Brasil, estudos que abordam a dinâmica das comunidades biológicas afirmam que a seca prolongada é um elemento reorganizador da estrutura e do funcionamento de rios intermitentes, considerando que, durante esse período, ocorre a instabilidade na coluna d'água, diminuição da heterogeneidade do hábitat e a substituição das espécies sensíveis (MALTCHIK, 1996; MALTCHIK et al., 1999; CARVALHO, 2003; MEDEIROS et al., 2008; BARBOSA et al., 2012; CARDOSO et al., 2016; JOVEM-AZEVÊDO et al., 2019). Esses efeitos tornam-se ainda mais preocupantes, considerando que a partir das mudanças de temperatura global, eventos de estiagem serão ainda mais intensos e prolongados, aumentando as ameaças sobre a biodiversidade (GARCIA et al., 2012; SMETI et al., 2019).

Esses efeitos tornaram-se mais preocupantes nas últimas décadas devido as mudanças climáticas, em particular os aumentos globais da temperatura ambiental pelos acúmulos, na atmosfera, de gases do efeito estufa (principalmente dióxido de carbono e metano). Já é

possível observar eventos de estiagens mais prolongados e mais frequentes acompanhados de incêndios florestais, entre outros impactos do clima sobre o ambiente e sua biota. Esses fenômenos serão ainda mais intensos aumentando as ameaças à biodiversidade e seus ambientes (GARCIA et al., 2012; SMETI et al., 2019).

Dentre as comunidades que compõem a biodiversidade de rios intermitentes, está a fitoplanctônica, composta por organismos produtores primários de grande importância, e devido à sua natureza sésil e ciclos de vida curtos, ela é utilizada para avaliar a saúde do corpo hídrico (VORST, 2020). A comunidade fitoplanctônica é formada por um grupo fotossintético polifilético amplamente distribuído e que apresenta diferentes estratégias adaptativas de sobrevivência, crescimento e reprodução, influenciadas pela sua morfologia e fisiologia (REYNOLDS, 2006; BARTHÈS et al., 2015). Com isso, a variação das condições no ambiente (como de temperatura, intensidade luminosa e na disponibilidade de nutrientes) pode afetar diretamente a sua riqueza, abundância, dominância e a sua biomassa (CROSSETTI; BICUDO, 2005).

Na região Nordeste brasileira, um estudo realizado por Bouvy et al. (2003), indicou que um período de chuvas intensas promoveu a redução das concentrações de clorofila-*a*, matéria particulada e nutrientes em lagoas temporárias. E, sob essas novas condições ambientais, registraram maior abundância de espécies pertencentes aos grupos Cryptophyceae e Cyanophyceae. Contrariamente, Paerl e Huisman (2009) observaram que durante o período chuvoso ocorreu dominância de espécies do grupo Cyanophyceae, o qual foi favorecido pelo aumento na concentração de nutrientes, esses por sua vez, carregados a partir da bacia de drenagem, gerando condições favoráveis à proliferação de espécies tolerantes.

Frequentemente, as alterações observadas nas flutuações da comunidade fitoplanctônica também são refletidas na dominância de grupos específicos. Em ambientes lenticos, Jeppesen et al. (2015) observaram que baixas taxas de precipitação e altos índices de evaporação, por exemplo, levam à redução do nível de água no ecossistema; e com isso, as concentrações de nutrientes (fósforo e nitrogênio, principalmente) e os valores de turbidez, salinidade e condutividade elétrica aumentam, sendo causas de fortes impactos na produtividade e na composição de espécies, favorecendo o desenvolvimento de algumas espécies de cianobactérias.

Frequentemente, as alterações observadas com a flutuação da comunidade fitoplanctônica também é refletida pela dominância de grupos específicos. Baixas taxas de precipitação e altos índices de evaporação, por exemplo, levam à redução do nível de água no

ecossistema; e com isso, a concentração de nutrientes, turbidez, salinidade e condutividade aumentam, originando graves implicações para a produtividade, composição de espécies e o favorecimento de algumas espécies de cianobactérias (JEPPESEN et al., 2015).

As florações de cianobactérias são o foco de muitos estudos, especialmente nas últimas décadas, em função da sua alta capacidade de adaptação a condições extremas e o potencial de produção de substâncias tóxicas (WINDER; SOMMER, 2012; KOSTEN et al., 2012), as quais podem causar graves impactos à biota aquática (BRIENT et al., 2017) e à saúde humana (REZAITABAR et al., 2017).

Vantagens adaptativas das cianobactérias vêm sendo relatadas como fatores que facilitam a competição e dominância nos corpos aquáticos, tais como: i) presença de heterócito - célula capaz de fixar nitrogênio em locais que haja a depleção deste nutriente; ii) acinetos - células de resistência que acumulam reserva proteica para serem utilizadas em condições desfavoráveis; e iii) aerótopos - vesículas de gás que auxiliam na flutuabilidade, tornando os indivíduos resistentes à sedimentação e aumentando as possibilidades de acesso à luz solar e aos nutrientes ao longo da coluna d'água (CAREY et al., 2012).

Além das cianobactérias, outros grupos (como dinoflagelados e clorofíceas) incluem a formação de cistos e células vegetativas, como estratégias de sobrevivência (ROBSON, 2000). A produção de mucilagem por parte das cianobactérias e clorofíceas também é indicada como uma estratégia para proteção de suas células vegetativas, especialmente durante o período seco (PETERSON, 1987; 1996). Isso porque a mucilagem facilita não só a retenção de água celular, mas também permite ajustes osmóticos intracelulares aumentando a sua resistência à seca (SABATER et al., 2000).

Estudos também demonstram que a produção e secreção de polissacarídeos extracelulares e a formação de esporos em repouso por parte das diatomáceas representam adaptações que promovem a sua persistência no ambiente (BARTHÈS et al., 2015) e ainda estão de acordo com o estudo de Junior et al. (2016), que relata que as cianofíceas, por apresentarem estas características morfofisiológicas, são consideradas colonizadoras rápidas e eficientes em ambientes lóticos.

### **3. PERGUNTA E HIPÓTESE**

#### *3.1 Pergunta*

Os eventos de seca e chuva promoverá mudanças significativas nas condições ambientais de rios intermitentes do semiárido sendo capazes de alterar a riqueza, composição, diversidade, biomassa e grupos funcionais das espécies da comunidade fitoplanctônica?

#### *3.2 Hipótese*

Os eventos de seca e chuva resultam na seleção de fatores de perturbação capazes de promover variações significativas na riqueza, diversidade, densidade e grupos funcionais das espécies em função das condições ambientais desses sistemas.

### **4. OBJETIVO**

#### *4.1 Objetivo geral*

Este estudo teve como objetivo principal avaliar o efeito do regime hidrológico (seca e chuva) sobre a dinâmica estrutural e funcional da comunidade fitoplanctônica em rios semiáridos com regime intermitente.

#### *4.2 Objetivos específicos*

- Inventariar a biodiversidade fitoplanctônica em rios localizados na região semiárida durante os períodos seco e chuvoso na região;
- Avaliar as condições ambientais, no que se refere às características físicas e químicas da água em rios localizados na região semiárida durante os períodos seco e chuvoso na região;
- Determinar a riqueza, composição, diversidade, densidade e biomassa da comunidade fitoplanctônica em rios localizados na região semiárida durante os períodos seco e chuvoso na região;
- Avaliar a estrutura e dinâmica de grupos funcionais do fitoplâncton (GF's) e suas relações com as variáveis ambientais em rios localizados na região semiárida durante os períodos seco e chuvoso na região;
- Avaliar o impacto do período de seca e chuva sobre a biodiversidade e dinâmica estrutural da comunidade fitoplanctônica dos rios estudados, identificando quais

fatores abióticos têm maior influência na variação dos componentes estruturais da comunidade fitoplanctônica.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADIS, J; JUNK, W. J. Invertebrados terrestres que habitam planícies aluviais de rios da Amazônia Central e Europa Central: uma revisão. **Freshw. Biol.**, v. 1, n. 47, p. 722-731. 2002.

BADSI H.; ALI, H. O.; LOUDIKI, M.; AAMIRI, A. Phytoplankton diversity and community composition along the salinity gradient of the massa estuary. **Am. J. Hum. Ecol.**, v. 1, n. 2, p. 58-64. 2012.

BARBOSA, J. E. L.; MEDEIROS, E. S. F.; JANDESON BRASIL, J.; CORDEIRO, R. S.; CRISPIM, M. C. B.; SILVA, G. H. G. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n.1, p. 103-118. 2012.

BARINOVA, SOPHIA. (2011). Algal diversity dynamics, ecological assessment, and monitoring in the river ecosystems of the Eastern Mediterranean.

BARTHÈS, A.; LEFLAIVE, J.; COULON, S.; PERES, F.; ROLS, J. L.; TEN-HAGE, L. Impact of drought on diatom communities and the consequences for the use of diatom index values in the river maureillas (pyrénées-orientales, france). **River Res. Applic.**, v. 31, p. 993-1002. 2015.

BECKER, V.; CAPUTO, L.; ORDÓÑEZ, J.; MARCÉ, R.; ARMENGOL, J.; LUCIANE O. CROSSETTI, VERA L.M. HUSZAR. Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. **Water research**, v. 44, n. 11, p. 3345-3354. 2010.

BEZERRA, N. F. Água no semi-árido Nordeste: experiências e desafios. Fortaleza: Fundação Konrad Adenauer, Série Debates, nº 24, p. 35-52. 2002.

BOGAN, M.; CHESTER, E. T.; DATRY, T.; MURPHY, A. L.; ROBSON, B. J.; RUHI, A.; STUBBINGTON, R.; WHITNEY, J. E. (2017). **Resistance, Resilience, and Community Recovery in Intermittent Rivers and Ephemeral Streams.**

BOULTON, A. J.; LAKE, P. S. Benthic organic matter and detritivorous macroinvertebrates in two intermittent streams in south-eastern Australia. **Hydrobiologia**, v. 241, p. 107-118. 1992c.

BOUVY M, NASCIMENTO SM, MOLICA RJR, FERREIRA A, HUSZAR V, AZEVEDO S. Limnological features in Tapacura reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. **Hydrobiologia**, v. 493, p. 115-130. 2003.

BRANDT, A. J.; DEL PINO, G. A.; BURNS, J. H. Experimental Protocol for Manipulating Plant-induced Soil Heterogeneity. **J. Vis. Exp.**, v. 85, e 51580. 2014.

BRETTUM, P; ANDERSEN, T. (2005). **The use of phytoplankton as indicators of water quality.** NIVAreport SNO 4818-2004.

- BRIENT, L.; BEN GAMRA, N.; PERIOT, M.; ROUMAGNAC, M.; ZELLER, P.; BORMANS, M.; MÉJEAN, A.; PLOUX, O.; BIEGALA, I. C. (2017). **Rapid Characterization of Microcystin-Producing Cyanobacteria in Freshwater Lakes by TSA-FISH (Tyramid Signal Amplification-Fluorescent In Situ Hybridization)**. *Frontiers in Environmental Science*, 5.
- CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos: Rima, 2006.
- CARDOSO, A. S.; MARWELL, D. T. B.; SOBRAL, M. DO C. M., MELO, G. L.; CASÉ, M. C. C. Análise da presença do fitoplâncton em bacia integrante do Projeto de Integração do Rio São Francisco, região semiárida, Nordeste brasileiro. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 261-269. 2016.
- CARVALHO, M. C. **Comunidade Fitoplanctônica como Instrumento de Biomonitoramento em Reservatórios do Estado de São Paulo**, 2003. Tese (Doutorado em Saúde Ambiental) - Faculdade de Saúde Pública da USP, São Paulo, SP, 2003.
- CHEN, S.; TAO, X.; TANG, L.; DONG, F.; GUI, D. Application of ultrasonic pretreatment for coking coal flotation and its mechanism. **International Journal of Coal Preparation and Utilization**, p. 1-13. 2019.
- CIRILO, J. A. Políticas públicas de recursos hídricos para o semiárido. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 61-82. 2008.
- COSTA, M. R. A.; MENEZES, R. F.; SARMENTO, H.; ATTAYDE, J. L.; STERNBERG, LEONEL DA, S. L.; BECKER, V. Extreme drought favors potential mixotrophic organisms in tropical semi-arid reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 831, p. 43-54. 2019.
- CROSSETTI, I. O.; BICUDO, C. F. M. Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond). **Hydrobiologia**, v. 541, p. 71-85, 2005.
- DATRY, T.; LARNED, S. T.; FRITZ, K. M.; BOGAN, M. T.; WOOD, P. J.; MEYER, E. I.; SANTOS, A. N. Broad-scale patterns of invertebrate richness and community composition in temporary rivers: Effects of flow intermittence. **Ecography**, v. 37, p. 94-104. 2014.
- DATRY, T.; PELLA, H.; LEIGH, C.; BONADA, N.; HUGUENY, B. A landscape approach to advance intermittent river ecology. **Freshw. Biol.**, v. 61, p. 1200-1213. 2016.
- DATRY, T.; BONADA, N.; HEINO, J. Towards understanding the organisation of metacommunities in highly dynamic ecological systems. **Oikos**, v. 125, n. 2, p. 149-159. 2016.
- DATRY, T.; BONADA, N.; BOULTON, A. J. **Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management**. Elsevier, Amsterdam, Netherlands, 1–20, 2017.

DATRY, T.; G. SINGER, G.; SAUQUET, E.; JORDA CAPDEVILLA, D.; VON SCHILLER, D., SUBBINGTON, R.; MAGRAND, C.; PARIL, P.; MILISA, M.; ACUNA, V.; ALVES, M. H.; AUGÉARD, B.; BRUNKE, M.; CID. N.; CSABAI, Z.; ENGLAND, J.; FROEBRICH, J.; KOUNDOURI, P.; LAMOUREUX, N.; MARTI, E.; MORAIS, M.; MUNNE, A.; MUTZ, M.; PESIC, V.; PREVISIC, A.; REYNAUD, A.; ROBINSON, C.; SADLER, J.; SKOULIKIDIS, N.; TERRIER, B.; TOCKNER, K.; VESELY, D.; ZOPPINI, A. Science and management of intermittent rivers and ephemeral streams (SMIRES). **Research Ideas and Outcomes**, v. 3, p. 23. 2017.

D'ODORICO, P.; BHATTACHAN, A.; DAVIS, KYLE. K. F.; RAVI, S.; RUNYAN, C. W. Global desertification: Drivers and feedbacks. **Advances in Water Resources**, v. 51. p. 326-344. 2013.

FABRÉ, N. N.; CASTELLO, L.; ISAAC, V. J.; BATISTA, V. S. Fishing and drought effects on fish assemblages of the central Amazon Basin. **Fisheries Research**, v. 188, p. 157-165. 2017.

FRANCISCO, P. R. (2013). OS LIMITES DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO.

GARCIA, R. A.; BURGESS, N. D.; CABEZA, M.; RAHBK, C.; ARAÚJO, M. B. Exploring consensus in 21st century projections of climatically suitable areas for African vertebrates. **Global Change Biology**, v. 18, p. 1253-1269. 2012.

HILTON, J.; O'HARE, M.; BOWES, M. J.; JONES, I. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. **Science of The Total Environment**, v. 365, p. 66-83. 2006.

HOSTETTER, H. P.; HOSHAW, R. W. Environmental factors affecting resistance to desiccation in the diatom *Stauroneis anceps*. **American Journal of Botany**, v. 57, n. 5, p. 512-518. 1970.

HUANG, J.; YU, H.; GUAN, X.; WANG, G.; GUO, R. Accelerated dryland expansion 169 under climate change. **Nat. Clim. Chang.**, v. 6, p. 166-171. 2016.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Agropecuário de 2017- Rio de Janeiro. Volume 7. p. 1-108. Disponível em: [https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/3093/agro\\_2017\\_resultados\\_preliminares.pdf](https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/3093/agro_2017_resultados_preliminares.pdf). Acesso em 20 de outubro de 2020.

IPCC Climate Change, 2014. Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

JOVEM-AZEVÊDO, D.; BEZERRA-NETO, J. F.; AZEVÊDO, E. L.; GOMES, W. I. A.; MOLOZZI, J.; FEIO, M. J. Dipteran assemblages as functional indicators of extreme droughts. **Journal of Arid Environments**, v. 164, p. 12-22. 2019.

JUNIOR, A. R.; LUCAS, F. H. R.; CAVALCANTE, F. C.; NASCIMENTO, K. J.; OLIVEIRA, E. C. C.; LACERDA, S. R. Comunidade fitoplanctônica como discriminador

ambiental em um trecho do rio salgado, semiárido nordestino. **Caderno de Cultura e Ciência**, v.15, n. 2. 2016.

JEPPESEN, E.; BRUCET, S.; NASELLI-FLORES, L.; PAPASTERGIADOU, E.; STEFANIDIS, K.; NÖGES, T.; ATTAYDE, J. L.; ZOHARY, T.; COPPENS, J.; BUCAK, T.; MENEZES, R. F.; FREITAS, F. R. S.; KERNAN, M.; SØNDERGAARD, M.; BEKLIOĞLU, M. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. **Hydrobiologia**, v. 750, n.1, p.201-227. 2015.

KOUNDOURI, P.; ROSETA-PALMA, C.; ENGLEZOS, N. Out of Sight, Not Out of Mind: Desenvolvimentos em modelos econômicos de gestão de águas subterrâneas. **International Review of Environmental and Resource Economics**, v. 11, n. 1, p. 55-96. 2017.

KOSTEN, S.; HUSZAR, V. L. M.; BÉCARES, E.; COSTA, L. S.; DONK, E. V.; HANSSON, L.; JEPPESEN, E.; KRUK, C.; LACERO, G.; MAZZEO, N.; MEESTER, DE L.; MOSS, B.; LÜRLING, M.; NÖGES, T.; ROMO, S.; SCHEFFER, M. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. **Global Change Biology**, v.18, n.1, p. 118–126. 2012.

KRUK, C.; DEVERCELLI, M.; HUSZAR, V. L. M.; HERNÁNDEZ, E.; GUADALUPE BEAMUD, G.; DIAZ, M.; LÚCIA SILVA, L. H. S. Classification of Reynolds phytoplankton functional groups using individual traits and machine learning techniques. **Freshwater Biology**, v. 62, n. 10, p. 1681-1692. 2017.

LAKE, P.S. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1161-1172. 2003.

LAKE, P. S. 2011. Drought and aquatic ecosystems: effects and responses. Chichester, UK: Wiley-Blackwell.

LEÓN-SOBRINO, C.; RAMOND, J-B; MAGGS-KÖLLING, G.; COWAN, D. A. Nutrient Acquisition, Rather Than Stress Response Over Diel Cycles, Drives Microbial Transcription in a Hyper-Arid Namib Desert Soil. **Front. Microbiol**, v. 10, n. 1054. 2019.

MAAMRI, A.; CHERGUI, H.; PATTEE, E. Leaf litter processing in a temporary Northeastern Moroccan river. **Arch. Hydrobiol.**, v. 140, p. 513-531. 1997a.

MARIANO, D. A.; DOS SANTOS, C. A.; WARDLOW, B. D.; ANDERSON, M. C.; SCHILTMAYER, A. V.; TADESSE, T.; SVOBODA, M. D. Use of remote sensing indicators to assess effects of drought and human-induced land degradation on ecosystem health in Northeastern Brazil. **Remote Sensing of Environment**, v. 213, p.129-143, 2018.

MALTCHIK, L. Nossos rios temporários, desconhecidos, mas essenciais. **Ciência Hoje**, v. 21, p. 64-65. 1996.

MALTCHIK, L.; COSTA, M. A. J.; DUARTE, M. D. C. Inventory of Brazilian

semi-arid shallow lakes. *Anais: Academia Brasileira de Ciências*, v. 71, p. 801-808. 1999.

MALTCHIK, L.; MEDEIROS, E. S. F. Conservation importance of semi-arid streams in north-eastern Brazil: implications of hydrological disturbance and species diversity. ***Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.***, v. 16, p. 665-677. 2006.

MCKENZIE-SMITH, F. J.; BUNN, S. E.; HOUSE, A. P. N. Habitat dynamics in the bed sediments of an intermittent upland stream. ***Aquat. Sci.***, v. 68, p. 86-99. 2006.

MCMASTER, D.; BOND, N. R. A field and experimental study on the tolerances of fish to *Eucalyptus camaldulensis* leachate and low dissolved oxygen concentrations. ***Marine and Freshwater Research***, v. 59, p. 177-185. 2008.

MEARNS, R., NORTON, A. ***Social Dimensions of Climate Change: Equity and Vulnerability in a Warming World***. World Bank, Washington, DC. 2010.

MEDEIROS, M. B.; MIRANDA, H. S. Post-fire resprouting and mortality in cerrado woody plant species over a three-year period. ***Edinburgh Journal of Botany***, v. 65, n. 1, p. 53-68. 2008.

MEDEIROS, L. C.; MATTOS, A.; LÜRLING, M.; BECKER, V. Is the future blue-green or brown? The effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semi-arid manmade lake. ***Aquatic Ecology***, v. 49, p. 293-307. 2015.

NARDELLI, M. S.; TREMARIN, P. I.; LUDWIG, T. A. V.; BUENO, N. C. Melosira (Diatomeae) taxa from the Iguaçú River in southern Brazil. ***Biota Neotropica***, v. 16, n. 4. 2016.

PADISAK, J.; CROSSETTI, L.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: A critical review with updates. ***Hydrobiologia***, v. 621, n. 1, p. 1-19. 2009.

PAERL, H. W.; HUISMAN, J. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. ***Environ. Microbiol.***, v. 1, p. 27-37. 2009.

PEREIRA, F. J. S.; COSTA, C. A. G.; FOERSTER, S.; BROSINSKY, A.; ARAÚJO, J. C. Estimation of suspended sediment concentration in an intermittent river using multi-temporal high-resolution satellite imagery. ***International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation***, v. 79, p. 153-161. 2019.

PETERSON, C. G. Influences of flow regime on development and desiccation response of lotic diatom communities. ***Ecology***, v. 68, p. 946-54. 1987.

PETERSON, C. G. (1996). **Response of benthic algal communities to natural physical disturbance**. In **'Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems'**. (Eds R. J. Stevenson, M. L. Bothwell and R. L. Lowe.) p. 375-402. (Academic Press: San Diego.)

POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P.Y.; SILVA, S.C. da, e LOPEZDOVAL, J.C. L. *Ecologia de Reservatórios e Interfaces*. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2015.

RAMALHO, M. F. J. L. A fragilidade ambiental do Nordeste brasileiro: o clima semiárido e as imprevisões das grandes estiagens. **Sociedade e Território**, v. 25 n. 2, p. 104-115. 2013.

REYNOLDS, C. S. **Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory Excellence in Ecology**. 1997.

REYNOLDS, C. S. What factors influence the species compositions of phytoplankton in lakes of different trophic status? **Hydrobiologia**, v. 369, p. 11-26. 1998.

REYNOLDS, C. S. 1999. Phytoplankton assemblages in Reservoirs. In: TUNDISI, J.G. & STRASKRABA, M. (ed.). *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*, International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, p. 439-456.

REYNOLDS, C. S. Phytoplankton designer – or how to predict compositional responses to trophic-state change. **Hydrobiologia**, v.424 p.123-132. 2000b.

REYNOLDS, C. S. *Ecology of Phytoplankton: Ecology Biodiversity an Conservation*. Cambredge, 2006.

REZAITABAR, S.; ESMAILI SARI, A.; BAHRAMIFAR, N.; RAMEZANPOUR, Z. Transfer, tissue distribution and bioaccumulation of microcystin LR in the phytoplanktivorous and carnivorous fish in Anzali wetland, with potential health risks to humans. **Science of The Total Environment**, v. 575, p. 1130-1138. 2017.

ROBSON, B. J. Role of residual biofilm in the recolonization of rocky intermittent streams by benthic algae. **Marine and Freshwater Research**, v. 51 n. 7, p. 725-732. 2000.

ROLLS, R.J.; LEIGH, C.; SHELDON, F. Mechanistic effects of low-flow hydrology on riverine ecosystems: ecological principles and consequences of alteration. **Freshw. Sci.**, v. 31, p. 1163-1186. 2012.

SABATER S, ARMENGOL J, SABATER F et al. Algal biomass in a disturbed Atlantic river: water quality relationships and environmental implications. **Sci Total environ**, v. 263, p. 185–195. 2000.

SABATER, S.; TIMONER, X.; BORNETTE, G.; DE WILDE, M.; STROMBERG, J. C.; STELLA, J. C. **The Biota of Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Algae and Vascular Plants**. Editor(s): Thibault Datry, Núria Bonada, Andrew Boulton. 2017. *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams*, Academic Press, 2017, Pages 189-216.

SALMASO, NICO; PADISÁK, JUDIT. Morpho-functional groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). **Hydrobiologia**, v. 578, n. 1, p. 97-112. 2007.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T.; AGUJARO, L. F.; CARVALHO, M. DO C.; CARVALHO, L. R.; SOUZA, R. C. R. **Manual Ilustrado para Identificação e Contagem de Cianobactérias Planctônicas de Águas Continentais Brasileiras**. Rio de Janeiro. Ed. Interciência: São Paulo. Sociedade Brasileira de Ficologia–SBFic, 2006, 58 p.

SHEKHAR, R.; KIRAN, B.; PUTTAIAH, E.; SHIVARAJ, Y.; MAHADEVAN, K. Phytoplankton as index of water quality with reference to industrial pollution. **Journal of environmental biology**, India. v. 29, n. 2, p. 233-6. 2008.

SCHRIEVER, T. A.; LYTLE, D. A. Convergent diversity and trait composition in temporary streams and ponds. **Ecosphere**, v. 7, n. 5, 01350. 2016.

SKOULIKIDIS, N. T.; SABATER, S.; DATRY, T.; MORAIS, M. M.; BUFFAGNI, A.; DÖRFLINGER, G.; ZOGARIS, S.; SÁNCHEZ-MONTOYA, M. DEL M.; BONADA, N.; KALOGIANNI, E.; ROSADO, J.; VARDAKAS, L.; DE GIROLAMO, A. M.; TOCKNER, K. Non-perennial Mediterranean rivers in Europe: status, pressures, and challenges for research and management. **Sci. Total Environ.**, v. 577, p. 1-18. 2017.

SOUZA, A. P. Avaliação da utilização de índices de integridade biótica do fitoplâncton como ferramenta para estimativa de qualidade da água nos Lagos Paranoá e Descoberto, no Distrito Federal. 2013.

SMETI, E.; VON SCHILLER, D.; KARAOUZAS, I.; LASCHOU, S.; VARDAKAS, L.; SABATER, S.; SKOULIKIDIS, N. Multiple stressor effects on biodiversity and ecosystem functioning in a Mediterranean temporary river. **Science of The Total Environment**, v. 647, p. 1179-1187. 2019.

SOCOLAR, J. B.; GILROY, J. J.; KUNIN, W. E.; EDWARDS, D. P. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 31, p. 67-80. 2016.

STUBBINGTON, R.; ENGLAND, J.; SEFTON, C.; WOOD, P. J. Temporary streams in temperate zones: recognizing, monitoring and restoring transitional aquatic-terrestrial ecosystems. **Wiley Interdiscip. Rev. Water**, v. 4, p. 1223. 2017.

STUBBINGTON, R.; PAILLEX, A.; ENGLAND, J.; BARTHÈS, A.; BOUCHEZ, A.; RIMET, F.; SÁNCHEZ-MONTOYA, M. M.; WESTWOOD, C. G.; DATRY, T. A. Comparison of biotic groups as dry-phase indicators of ecological quality in intermittent rivers and ephemeral streams. **Ecological Indicators**, v. 97, p. 165-174. 2019.

TOWNS, D. R. Limnological characteristics of a South Australian intermitente stream, Brown Hill Creek. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 36, 821-837. 1985.

VORSTE, ROSS, V. (2020). Encyclopedia of the World's Biomes, Volume 4. Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: A Unique Biome With Important Contributions to Biodiversity and Ecosystem Services. (), 419–429. 2020.

WINDER, M.; BERGER, S. A.; LEWANDOWSKA, A.; ABERLE, N.; LENGFELLNER, K.; SOMMER, U.; DIEHL, S. Spring phenological responses of marine and freshwater plankton to changing temperature and light conditions. **Marine Biology**, v. 159, p. 2491-2501. 2012.

# **Efeitos da perturbação hidrológica na dinâmica da comunidade fitoplanctônica em rios semiáridos com regime intermitente**

*Manuscrito será submetido à Acta Limnológica Brasiliensis*



Rio Boa Vista, Paraíba, Brasil. Fonte: Próprio autor

## Efeitos da perturbação hidrológica na dinâmica da comunidade fitoplanctônica em rios semiáridos com regime intermitente

**Resumo:** Em rios intermitentes, há dois eventos naturais de perturbações hidrológicas: a seca e a cheia, os quais ocorrem de maneira alternada e exercem um papel importante no funcionamento do sistema. A seca provoca o influxo hídrico no leito do rio, podendo reduzir a biodiversidade aquática local. A cheia também atua de diferentes formas na composição das comunidades aquáticas de rios intermitentes. Perante o exposto, este trabalho objetiva: avaliar o efeito do regime hidrológico (seca e chuva) sobre a dinâmica estrutural e funcional da comunidade fitoplanctônica em rios semiáridos com regime intermitente. Quatro rios intermitentes semiáridos foram avaliados: Boa Vista, Gurinhém, Gurinhenzinho e Paraíba. As amostragens da seca ocorreram nos meses de setembro, outubro e novembro de 2018, e da cheia em junho, julho, agosto e setembro de 2019. Em ambos os períodos houve variações significativas na riqueza de espécies para os rios Gurinhém (PERMANOVA:  $F_{1,30} = 17,14$ ;  $p = 0,001$ ) e Gurinhenzinho (PERMANOVA:  $F_{1,30} = 7,86$ ;  $p = 0,014$ ) não sendo detectadas diferenças para o rio Boa Vista e Paraíba. A diversidade estimada pelo índice de Shannon-Wiener não apresentou diferenças significativas para os rios entre as fases analisadas. Avaliando a distribuição dos grupos funcionais (GF's) nos rios, observamos que nenhum deles apresentou diferenças significativas em relação a biomassa entre as fases de seca e cheia (PERMANOVA:  $F_{1,14} = 1,096$ ;  $p = 0,362$ ). Durante o estudo, três grupos foram dominantes em relação a biomassa: Bacillariophyta, Chlorophyta e Cyanophyta. O GF mais representativo em termos de biomassa foi o D, em ambas as fases hidrológicas, seguida de C e P. O agrupamento dos GF's C, P e D nos rios estudados, ocorreu, provavelmente, pela seleção de formas mais resistentes às condições de turbulência impostas pelos ambientes lóticos. Houve o aumento nas concentrações de STD durante a fase cheia. Isto é esperado, uma vez que o aumento do escoamento superficial decorrente das chuvas promove o aporte de substâncias orgânicas e inorgânicas no sistema. Os resultados indicam que a pluviosidade foi um fator determinante para ocasionar um aumento nas concentrações de sólidos totais dissolvidos e diminuição nas concentrações de clorofila-a. A diminuição da transparência da água em função das altas concentrações de STD podem ter favorecido a ocorrência dos GF's D, P e C e pode ter sido determinante para as diferenças na riqueza das espécies fitoplanctônicas nos rios entre as fases de seca e cheia.

**Palavras-chave:** Comunidade fitoplanctônica. Grupos funcionais. Perturbações hidrológicas. Rios intermitentes.

### 1. INTRODUÇÃO

O regime hidrológico em rios é caracterizado pela magnitude do fluxo hídrico, a frequência e o tempo de eventos de fluxo e influxo da água (OLDEN; POFF, 2003). Em rios intermitentes, há dois eventos naturais de perturbações hidrológicas: a seca e a cheia, os quais

ocorrem de maneira alternada e exercem um papel importante no funcionamento do sistema (MAGALHÃES, et al., 2016).

A biota de rios intermitentes necessita de estratégias que permitam a sua sobrevivência, crescimento, reprodução e dispersão, diante da dinâmica hidrológica desses ecossistemas (SABATER et al., 2017). Dentre as comunidades presentes nestes ambientes, encontramos o fitoplâncton, comunidade constituída de organismos que flutuam na coluna d'água, são produtores primários, isto é, estão na base da cadeia alimentar, e, portanto, desempenham um papel importante na manutenção da estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos (SABATER et al., 2017).

A comunidade fitoplanctônica é frequentemente reportada como bioindicadora da qualidade hídrica, pois seus aspectos estruturais (riqueza, densidade, composição, abundância e biomassa) e funcionais são controlados por múltiplos fatores ambientais (BRASIL; HUSZAR, 2011; JIANG et al., 2014; QU et al., 2019), além de que a sua flutuação e organização podem ser determinadas em função das alterações naturais ou antrópicas, as quais o corpo aquático é submetido (COSTA et al., 2011).

A seca provoca a interrupção do fluxo hídrico no leito do rio e eventual desaparecimento das águas superficiais, podendo ou não, ser considerada uma perturbação, a depender de sua magnitude e das causas subjacentes, isto é, se a intermitência do rio é induzida pela ação humana ou de forma natural (ACUÑA et al., 2016). Independentemente da causa, a secagem do corpo hídrico atua como um forte filtro ambiental que reduz a diversidade alfa (DATRY et al., 2017; LEIGH; DATRY, 2017). Isto porque há a fragmentação longitudinal, lateral e vertical do habitat, limitando o recrutamento de novas espécies das áreas à montante, de refúgios laterais e da zona hiporréica, refletindo, portanto, na distribuição e abundância dos organismos residentes (TOLONEN et al., 2019). De forma contrária, a perturbação hidrológica causada pela seca também tem sido reportada como um fator que pode provocar aumentos na diversidade beta em função das diferenças entre as comunidades em manchas de habitat desconectadas (LARNED et al., 2010).

A cheia também atua de diferentes formas na composição das comunidades aquáticas de rios intermitentes. Em comunidades de perifíton, por exemplo, cheias de pequena e média magnitude diminuem o número de gêneros aderidos ao substrato, no entanto, somente as cheias de grande intensidade podem extinguir a permanência destes organismos no ambiente (MALTCHIK, 2006). Embora os eventos de cheia diminuam a biomassa perifítica, estas comunidades se mostram resilientes, e a inundação se torna um agente de realimentação para

estes organismos (MALTCHIK, 2006). Para os táxons terrestres, quando o fluxo hídrico é retomado, eles podem ser carreados pelo leito do rio, apresentando alta mortalidade e/ou são forçados a se dispersar lateralmente pelas zonas ribeirinhas (CORTI; DATRY, 2012; ROSADO et al., 2015). Outros táxons, como os peixes, conseguem nadar durante a retomada do fluxo hídrico, garantindo a sua dispersão de rios perenes para os rios intermitentes (MARSHALL et al., 2016; DATRY et al., 2016a).

O fitoplâncton de rios sujeitos à regimes intermitentes apresentam várias adaptações às variações hidrológicas. Quando há secagem do canal no rio, algumas espécies persistem dormentes nos leitos secos até o fluxo retomar (SABATER et al., 2017). A exemplo, algumas espécies de diatomáceas subaeriais ou de formas císticas, assim como clorófitas e cianobactérias (SABATER et al., 2017; TIMONER et al., 2014). As cianobactérias, especialmente as que possuem bainhas de mucilagem que ligeiramente se reidratam, são rápidas para reagir ao aumento da umidade do ar ou retomada do fluxo hídrico (SABATER et al., 2000).

Assim, a ampla variedade de características entre as espécies, sobretudo fitoplanctônicas, lhes confere certo nível de resistência e resiliência frente aos distúrbios hidrológicos, refletindo também no papel funcional da comunidade no ecossistema (REYNOLDS, 2006; ROBSON et al., 2011; DATRY et al., 2014a; BOGAN et al., 2017; SABATER et al., 2017). Por isso, estudos têm utilizado a abordagem de grupos funcionais (GF's) para entender as alterações no ambiente a partir de caracteres morfológicos e fisiológicos das espécies (BECKER et al., 2010; ABONYI et al., 2012; CROSSETTI et al., 2013; SAITO et al., 2020). Frequentemente, as características analisadas incluem: o modo de reprodução, sobrevivência, motilidade, mixotrofia, tamanho, forma, presença de aerótopos, espinhos, flagelos, formação de colônias, número de células e formação de estruturas silicosas, que caracterizam as espécies segundo o seu papel funcional, contribuindo no entendimento da coexistência de determinadas espécies e de quais fatores governam a dinâmica da comunidade (REYNOLDS, 2002; KRUK et al., 2010; IZAGUIRRE et al., 2012; SALMASO et al., 2015).

A resposta da comunidade fitoplanctônica à variação dos efeitos de intermitência dos rios semiáridos, tem sido pouco analisada (p. ex., MALTCHIK, 1996; MALTCHIK et al., 1999; 2006), sendo mais tradicionalmente estudada em sistemas lênticos por meio de aspectos relacionados à riqueza de espécies, abundância e equitabilidade (MEDEIROS, 2015; COSTA et al., 2019).

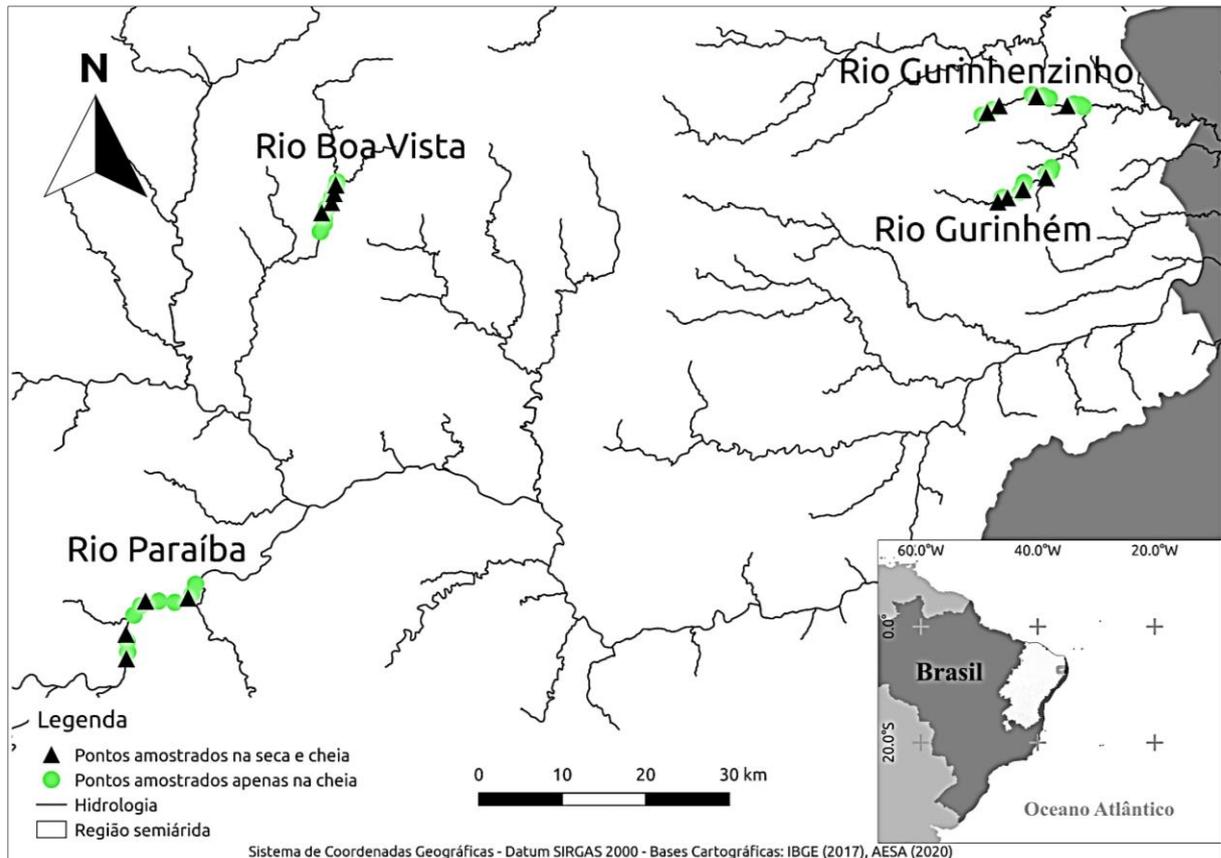
A partir disso, o conhecimento sobre padrões de riqueza e composição de espécies desta comunidade perante condições impostas pela seca e chuva, será de fundamental importância para a formulação de hipóteses sobre os fatores que a controlam e as consequências disto para o ecossistema.

Perante o exposto, este trabalho objetiva: avaliar o efeito do regime hidrológico (seca e chuva) sobre a dinâmica estrutural e funcional da comunidade fitoplanctônica em rios semiáridos com regime intermitente.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 *Área de estudo e desenho amostral*

O presente estudo foi realizado em quatro rios de regime intermitente: Paraíba, Boa vista, Gurinhém e Gurinhenzinho, todos inseridos na bacia hidrográfica do rio Paraíba (Figura 1). A bacia hidrográfica do rio Paraíba ( $6^{\circ}51'31''$  e  $8^{\circ}26'21''$  S;  $34^{\circ}48'35''$  e  $37^{\circ}2'15''$  W) é a segunda maior do Estado da Paraíba, com uma área de aproximadamente 20.000 km<sup>2</sup>, o que corresponde a 38% do território estadual. Por abrigar cerca de 1.828.178 habitantes, 52% da população total do Estado, é considerada como a bacia hidrográfica mais importante no Estado. O clima da região é do tipo BSh semiárido quente (KÖPPEN, 1936), com precipitação média de 400 mm/ano, e pico de chuva entre fevereiro e maio e de seca entre agosto e novembro (AESAs, 2018). A temperatura mínima do ar é entre 18 e 22 °C (julho e agosto) e máxima entre 28 e 31 °C (novembro e dezembro) (AESAs, 2018). O rio Boa vista ( $7^{\circ}14'22,04''$  e  $7^{\circ}12'25,25''$ S;  $36^{\circ}13'50,06''$ W e  $36^{\circ}14'7,09''$ W) é um dos principais tributários da bacia do rio Paraíba, com uma área total de 476,5 km<sup>2</sup> (IBGE, 2002) e altimetria em torno de 450 metros (SOUSA et al., 2008). Os rios Gurinhém ( $7^{\circ}8'55,93''$  e  $7^{\circ}10'43,72''$ S;  $35^{\circ}26'5,34''$  e  $35^{\circ}28'44,67''$ W) e Gurinhenzinho ( $7^{\circ}5'9,83''$  e  $7^{\circ}5'49,35''$ S;  $35^{\circ}26'14,40''$  e  $35^{\circ}26'52,64''$ W) também estão inseridos nos domínios da bacia hidrográfica do rio Paraíba. A área territorial é de 346 km<sup>2</sup>, a altimetria é de 92 m.



**Figura 1.** Localização geográfica dos rios Boa Vista, Gurinhém, Gurinhensinho e Paraíba, no Estado da Paraíba, Nordeste do Brasil. Os pontos amostrais da seca e cheia estão representados por triângulos pretos. Os pontos amostrais apenas da fase cheia estão representados por círculos verdes.

Em cada período hidrológico foram realizadas 2 amostragens. Durante o período seco, as coletas (I e II) ocorreram entre meses de setembro, outubro e novembro de 2018. Enquanto que no período chuvoso, as amostragens foram entre os meses de junho, julho, agosto e setembro de 2019. Em cada rio, foram selecionados 12 pontos amostrais, com distância média de 50 m entre eles. O comprimento dos pontos amostrais durante o período seco variou entre 28,45 m e 56 m, enquanto a largura esteve entre 3,8 m a 20,2 m, e a profundidade entre 0,14 m a 0,70 m (Tabela 1).

**Tabela 1.** Dados morfométricos dos quatro pontos amostrados nos rios Paraíba, Gurinhém, Boa Vista e Gurinhensinho, Nordeste do Brasil, durante o período seco. Fonte própria.

Rio	Ponto	Comprimento	Largura	Profundidade
Paraíba	1	43,00	12,4	0,17
	2	38,00	3,8	0,14
	3	45,00	10,5	0,55
	4	56,00	4,3	0,47
Gurinhém	1	38,15	5	0,48

	2	55,50	9,1	0,58
	3	53,91	13,5	0,70
	4	32,65	9,67	0,26
Boa Vista	1	28,45	2,57	0,16
	2	39,30	9	0,45
	3	35,00	11,9	0,16
	4	32,00	15	0,15
Gurinhensinho	1	44,87	11,5	0,28
	2	34,90	11	0,22
	3	50,00	20,2	0,34
	4	35,00	3,45	0,23

## 2.2 Variáveis físicas e químicas

Em cada local de amostragem, a temperatura (°C) da água foi medida com auxílio de termômetro portátil (Modelo AK370). Adicionalmente, um litro de água foi coletado na subsuperfície com o auxílio de um balde para determinação dos níveis de turbidez (NTU), pH e sólidos totais dissolvidos STD (mg.L<sup>-1</sup>). A turbidez e o pH foram determinados por meio de um turbidímetro (modelo AP 2000 da Poli Control) e pHmetro de bancada (Microprocessado MPA-210); a determinação do teor de sólidos totais foi realizada seguindo o método de análise gravimétrica descritos em APHA (2017). A concentração de clorofila-*a* (ug.L<sup>-1</sup>) foi avaliada através da extração do pigmento em acetona a 90% (LORENZEN, 1967).

## 2.3 Comunidade fitoplanctônica

Utilizou-se o conceito de espécie descritora considerando-se aquelas que contribuíram com mais de 5% para a biomassa total da comunidade fitoplanctônica das duas épocas estudadas (REYNOLDS et al., 2002; REYNOLDS, 2006; PADISÁK et al., 2008). Apenas estas espécies foram utilizadas para as análises dos componentes estruturais e funcionais da comunidade. Para a análise qualitativa e determinação da riqueza, em cada local de amostragem a comunidade fitoplanctônica foi amostrada através de uma rede de plâncton com malha de abertura de 20 µm, tendo sido filtrados 50 litros de água. Ainda *in situ*, a fixação do material foi feita pela adição de formol à 4%. Para a análise quantitativa da comunidade, amostras foram coletadas diretamente na subsuperfície, seguido de adição com Lugol concentrado. Os indivíduos foram identificados até o menor nível taxonômico possível com base em bibliografias especializadas para cada grupo. Para a contagem dos indivíduos, foram

realizadas contagens em 2 transectos: um horizontal e um vertical, utilizando microscópio invertido. A análise foi realizada conforme Utermöhl (1958) e o tempo de sedimentação seguiu o método de Margalef (1983). O cálculo da densidade foi feito segundo Ross (1979), expresso em número de indivíduos por mililitro (ind. mL<sup>-1</sup>).

Para os cálculos do biovolume ( $\mu\text{m}^3$ ), as espécies encontradas tiveram medidas as suas dimensões (comprimento, altura, diâmetro e largura) de acordo com a forma geométrica a qual a alga se assemelha, com base nas propostas dos trabalhos de Hillebrand et al., (1999), de Sun e Liu (2003), Vadrucchi et al., (2007; 2013) e Leblanc et al., (2012). O biovolume foi estimado multiplicando-se as densidades de cada espécie pelo volume de suas células, considerando as dimensões médias de 20 indivíduos, sempre que possível. Quando não foi possível obter essa medida, as medidas das espécies foram obtidas a partir do estudo de Fonseca et al., 2014. O valor obtido em biovolume ( $\mu\text{m}^3.\text{mL}^{-1}$ ) foi transformado para biomassa ( $\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ ), dividindo-se esse valor por  $10^6$ .

Os grupos funcionais (GF's) foram determinados por meio do sistema de classificação proposto por Reynolds (2002), revisto por Padisák et al. (2009), com base nas estratégias de sobrevivência dos organismos e suas adaptações às condições ambientais. Os valores de biomassa das espécies foram utilizados para a composição da matriz de GF's.

#### 2.4 Análise de Dados

Para avaliar as diferenças das variáveis ambientais entre os rios e períodos analisados foi empregada a análise *Permutational multivariate analysis of variance* (PERMANOVA; Distância Euclidiana como matriz de similaridade e 9999 permutações) (ANDERSON et al., 2008). Dois fatores foram analisados: tempo (dois níveis: seca e cheia) e rios (quatro níveis: Boa Vista, Gurinhém, Gurinhenzinho e Paraíba).

Para avaliar a composição da comunidade fitoplanctônica, a diversidade foi estimada pelo índice de Shannon-Wiener ( $H'$ - expressa em bits) (SHANNON; WEAVER, 1963) baseado na matriz de abundância, e a riqueza taxonômica foi calculada a partir do número de espécies identificadas em cada site de amostragem. Para avaliar as diferenças na diversidade e riqueza taxonômica da comunidade, empregamos uma série de PERMANOVAs univariadas (Distância Euclidiana), considerando os mesmos fatores e níveis utilizados para análise das variáveis ambientais.

Para selecionar as variáveis que melhor descreveram a distribuição das variáveis ambientais e os pontos amostrais nos rios, foi utilizado o DISTLM (*Distance based*

*redundancy analysis*). As variáveis preditoras (Clorofila-a, sólidos totais dissolvidos e turbidez) foram transformadas em  $\log(x+1)$  e posteriormente normalizadas, e os biológicos transformados em raiz quarta. As variáveis altamente correlacionadas foram excluídas (pH e turbidez). Para visualizar o modelo selecionado no espaço multidimensional utilizamos a “*Distance based redundancy analysis, dbRDA*” (LEGENDRE; ANDERSON, 1999). Estas análises foram realizadas utilizando o software PRIMER + PERMANOVA versão 6.0.

### **3. RESULTADOS**

#### *3.1 Variáveis abióticas*

Durante a fase seca, os rios Boa Vista, Gurinhém, Gurinhenzinho e Paraíba, apresentaram uma redução no volume hídrico do canal principal, o que resultou na formação de poças isoladas no leito do rio. No período de cheia, as chuvas propiciaram a retomada do fluxo no canal do rio, reconectando, portanto, as poças (Figura 2).



**Figura 2.** Imagens dos quatro rios amostrados durante as fases seca e cheia, respectivamente. A e B: Rio Boa Vista, Boa Vista, Paraíba Brasil; C e D: Rio Gurinhém, Gurinhém, Paraíba, Brasil; E e F: Rio Gurinhémzinho, Gurinhém, Paraíba, Brasil; G e H: Rio Paraíba, Caraúbas, Paraíba, Brasil. Fonte: Próprio autor.

Diferenças significativas foram observadas entre as características limnológicas avaliadas entre as fases de seca e cheia ( $F_{1,14} = 17,648$ ;  $p = 0,0001$ ).

As águas dos rios analisados foram predominantemente quentes em todas as amostragens tanto na fase seca quanto na cheia. Os valores médios detectados foram acima de  $25,29 \pm 1,65$  ( $^{\circ}\text{C}$ ) (Tabela 2).

As maiores temperaturas na seca foram de  $29,38 \pm 1,19$  (Rio Paraíba). Na fase cheia, a maior temperatura registrada foi de  $28,29 \pm 3,62$  (rio Boa Vista).

Para os valores de turbidez (NTU), os valores médios variaram entre  $15,71 \pm 20,15$  e  $92,55 \pm 50,99$  (Tabela 2). O menor valor médio foi detectado durante a fase cheia no rio Gurinhém e o maior valor médio encontrado foi durante a fase seca no rio Gurinhenzinho.

O pH manteve-se alcalino durante todo o período de estudo, sendo o maior valor encontrado durante a seca ( $9,20 \pm 0,46$ ; rio Gurinhenzinho), e menor durante a cheia ( $7,59 \pm 0,26$ ; rio Gurinhém) (Tabela 2).

Considerando as concentrações de sólidos totais dissolvidos ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) os maiores valores médios foram detectados durante a fase cheia, variando entre  $456,21 \pm 55,06$  (rio Paraíba) e  $999,54 \pm 214,03$  (rio Gurinhenzinho) (Tabela 2).

Para as concentrações de clorofila-a ( $\text{ug.L}^{-1}$ ), os valores médios na fase seca variaram entre  $56,30 \pm 60,93$  (rio Paraíba) e  $400,78 \pm 379,76$  (rio Gurinhenzinho) (Tabela 2). Menores concentrações ocorreram durante a fase cheia, sendo o maior valor registrado de  $105,06 \pm 102,61$  (rio Gurinhenzinho) e menor valor de  $5,14 \pm 8,80$  (rio Paraíba).

### 3.2 Comunidade fitoplanctônica

Durante o estudo, um total de 112 táxons foram amostrados na fase seca e 96 táxons na fase cheia (Tabela 4). Entre os táxons identificados, 72 (53,33%) foram comuns nas duas amostragens, 40 (29,63%) foram exclusivos da fase seca e 23 táxons foram exclusivos da fase cheia (17,04%).

Os táxons encontrados estão distribuídos em 8 classes: Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cyanophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Trebouxiophyceae e Zygnematophyceae (Figura 3).

Durante a fase seca, as classes que apresentaram maior contribuição para a riqueza foram: Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cyanophyceae (Figura 3). Na fase cheia, as referidas classes permaneceram com a maior parcela de contribuição para a riqueza total, seguida da classe Euglenophyceae.

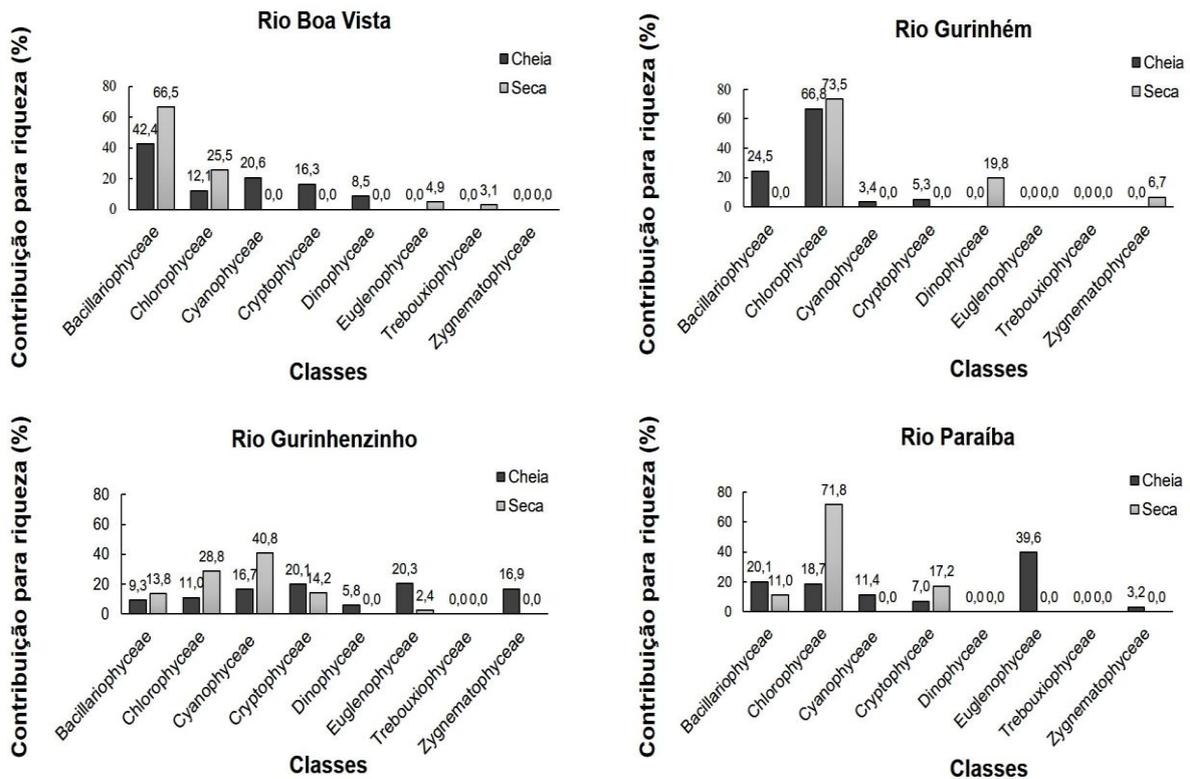


Figura 3. Porcentagens de contribuição das classes fitoplanctônicas para a riqueza dos rios amostrados, durante as fases de seca e cheia.

Dados de riqueza taxônômica da comunidade fitoplanctônica mostraram que o rio que apresentou o maior número de espécies foi o Gurinhzinho (22 táxons), durante a fase cheia (Tabela 3). A menor riqueza foi detectada no rio Boa Vista (11 táxons), durante a fase seca. Com base na riqueza total, o maior número de táxons detectados nos rios, foi apresentado durante a fase seca (n=39).

Diferenças significativas foram encontradas na riqueza de espécies para os rios Gurinhém (PERMANOVA:  $F_{1,30} = 17,14$ ;  $p = 0,001$ ) e Gurinhzinho (PERMANOVA:  $F_{1,30} = 7,86$ ;  $p = 0,014$ ) entre as fases de seca e cheia, não sendo detectadas diferenças para o rio Boa Vista e Paraíba. A diversidade estimada pelo índice de Shannon-Wiener não apresentou diferenças significativas para os rios entre as fases analisadas.

**Tabela 2.** Valores médios e desvio padrão das variáveis físico-químicas dos rios Boa Vista, Gurinhém, Gurinhenzinho e Paraíba, durante as amostragens nas fases seca e cheia.

Variáveis	Rios							
	Boa Vista		Gurinhém		Gurinhenzinho		Paraíba	
	Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia
<b>Clorofila-a (<math>\mu\text{g/L}</math>)</b>	75,54 $\pm$ 75,04	29,50 $\pm$ 37,77	65,14 $\pm$ 55,63	27,00 $\pm$ 25,95	400,78 $\pm$ 379,76	105,06 $\pm$ 102,61	56,30 $\pm$ 60,93	5,14 $\pm$ 8,80
<b>pH</b>	8,42 $\pm$ 0,41	8,48 $\pm$ 0,95	8,40 $\pm$ 0,24	7,68 $\pm$ 0,21	8,26 $\pm$ 0,78	8,01 $\pm$ 0,29	9,14 $\pm$ 0,37	8,15 $\pm$ 0,42
<b>Sólidos Totais (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	145,45 $\pm$ 164,19	673,97 $\pm$ 988,80	53,09 $\pm$ 30,55	610,36 $\pm$ 1044,24	215,82 $\pm$ 90,34	999,54 $\pm$ 214,03	94,66 $\pm$ 100,67	456,21 $\pm$ 55,06
<b>Temperatura (<math>^{\circ}\text{C}</math>)</b>	26,13 $\pm$ 1,96	28,29 $\pm$ 3,62	27,00 $\pm$ 1,60	25,67 $\pm$ 2,39	27,00 $\pm$ 1,31	26,92 $\pm$ 1,32	29,38 $\pm$ 1,19	25,29 $\pm$ 1,65
<b>Turbidez (NTU)</b>	18,69 $\pm$ 8,30	28,28 $\pm$ 44,62	26,85 $\pm$ 11,55	15,71 $\pm$ 20,15	92,55 $\pm$ 50,99	20,47 $\pm$ 16,85	55,99 $\pm$ 93,15	69,21 $\pm$ 53,32

### 3.3 Grupos funcionais do fitoplâncton

As espécies fitoplanctônicas foram enquadradas em dezesseis grupos funcionais: C, D, F, H1, J, L0, P, S1, S2, S<sub>N</sub>, Tc, W1, W2, X1, X2 e Y, com base na classificação da morfologia proposto por Reynolds (2002) (Tabela 3).

Avaliando a distribuição dos grupos funcionais (GF's) nos rios, observamos que nenhum deles apresentou diferenças significativas em relação a biomassa entre as fases de seca e cheia (PERMANOVA:  $F_{1,14} = 1,096$ ;  $p = 0,362$ ).

O GF mais representativo em termos de biomassa foi o D, em ambas as fases hidrológicas, seguida de C e P. As espécies associadas a estes GF's foram: *Amphora sp.*, *Cyclotella meneghiniana*, *Cyclotella sp.*, *Navícula sp.*, *Nitzschia closterium*, *Nitzschia sp.*, *Closterium setaceum* e *Staurastrum planctonicum* (Tabela 3).

O GF X1 (8) foi o mais representativo em número de táxons. Ele está associado às espécies: *Chlorella sp.*, *Chlorella vulgaris*, *Monoraphidium arcuatum*, *Monoraphidium circinale*, *Monoraphidium contortum*, *Monoraphidium griffithii*, *Monoraphidium sp.* e *Schroederia setigera*.

No rio Boa Vista, o grupo D contribuiu com os maiores valores de biomassa em ambos os períodos sazonais, diferindo na representatividade das espécies. Temos registrado que a espécie com a biomassa mais representativa durante a seca foi *Ulnaria ulna* ( $109,15 \pm 154,15$ ), enquanto que na cheia foi *Nitzschia sp.* ( $8689,75 \pm 8689,85$ ).

No rio Gurinhém, durante a fase seca, o grupo funcional F obteve a maior média de biomassa, associada à espécie *Oocystis borgei* ( $8,85 \pm 12,52$ ). Na fase cheia, o registro da maior média de biomassa foi representado pelo grupo P ( $101,6 \pm 69,73$ ), associada ao gênero *navícula sp.*

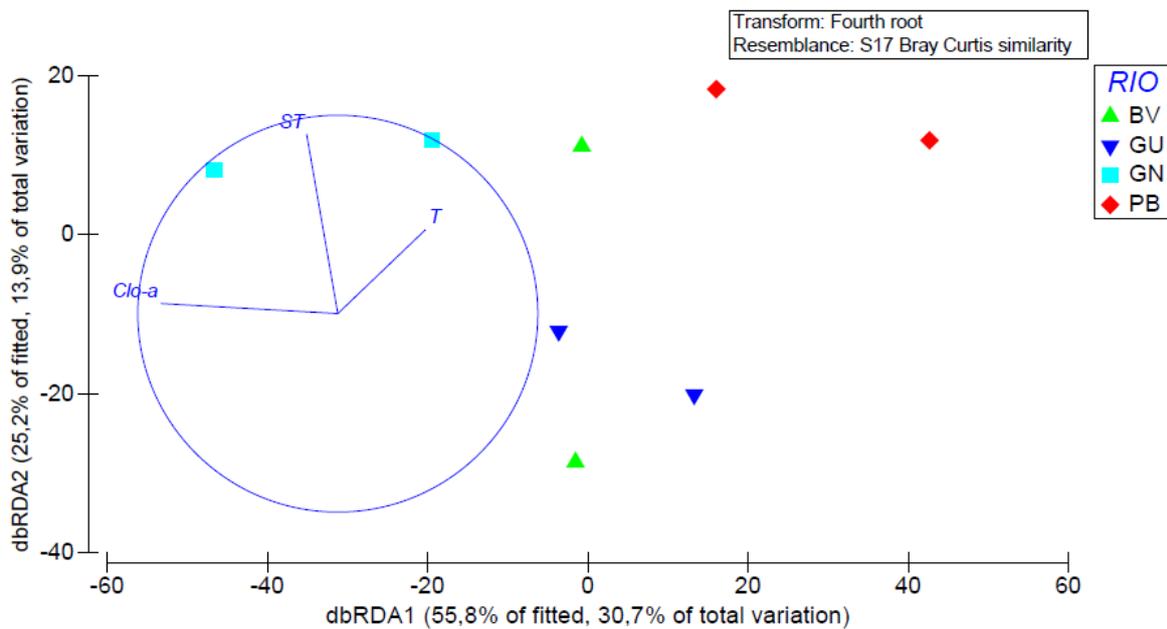
Para o rio Gurinhenzinho, durante a fase seca, a maior contribuição em biomassa foi do grupo C. A composição deste grupo esteve associada a espécie *Cyclotella meneghiniana* ( $45,42 \pm 63,10$ ). Na fase cheia, o grupo funcional que apresentou maior contribuição para a biomassa fitoplanctônica foi o P, associada à espécie *Closterium setaceum* ( $43,15 \pm 50,79$ ).

Para o rio Paraíba, o grupo P foi o mais representativo nas duas fases de amostragem, no qual a espécie associada foi a *Navícula sp.* ( $16,06 \pm 3,70$  e  $14,94 \pm 12,68$ ).

### 3.4 Efeitos dos ciclos hidrológicos sobre a comunidade fitoplanctônica

Analisando a biomassa da comunidade nos rios, relacionada com as variáveis limnológicas (Cloa-a, ST e T) no período de seca, a dbRDA nos eixos 1 (55,8%) e eixo 2 (25,2%) explicaram um total de 81% da variância, onde a biomassa esteve ordenada positivamente com a temperatura, exceto no rio Gurinhenzinho (Figura 4) (Tabela 6). Neste mesmo rio, a biomassa esteve negativamente correlacionada com a concentração dos sólidos totais dissolvidos.

**Figura 4.** Análise de distance-based linear models DistLM e Distance-based redundancy analysis, dbRDA

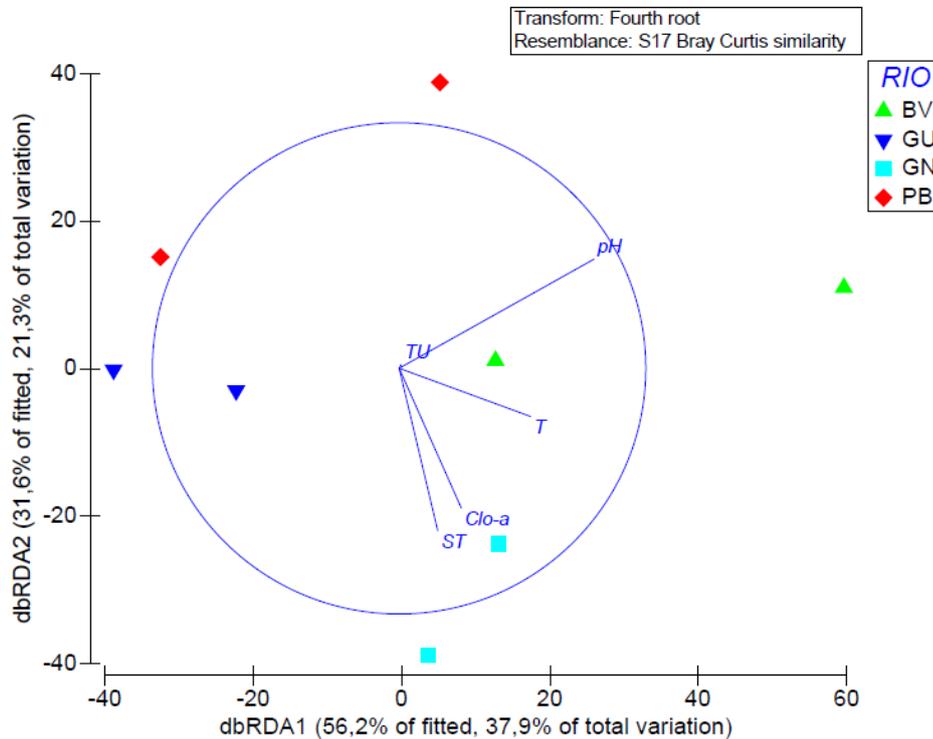


mostrando a biomassa da comunidade nos rios relacionada com as variáveis limnológicas (Clo-a: clorofila-a; ST: sólidos totais dissolvidos; T: temperatura; BV: Boa Vista, GU: Gurinhém, GN: Gurinhenzinho e PB: Paraíba, na fase seca.

Analisando a biomassa da comunidade nos rios, relacionada com as variáveis limnológicas (Cloa-a, ST, T, TU e pH) no período de cheia, a dbRDA nos eixos 1 (56,2%) e eixo 2 (31,6%) explicaram um total de 87,8% da variância dos dados, onde a biomassa esteve ordenada positivamente com o pH no rio Boa Vista, enquanto que no rio Gurinhenzinho, a biomassa esteve relacionada positivamente com os sólidos totais dissolvidos e Clorofila-a (Figura 5). A biomassa dos rios Gurinhém e Paraíba esteve negativamente relacionada com todas as variáveis analisadas.

Analisando os agrupamentos dos grupos funcionais nos rios, durante a fase seca, a dbRDA nos eixos 1 (63,1%) e eixo 2 (25,9%) explicaram um total de 89,0% da variância dos

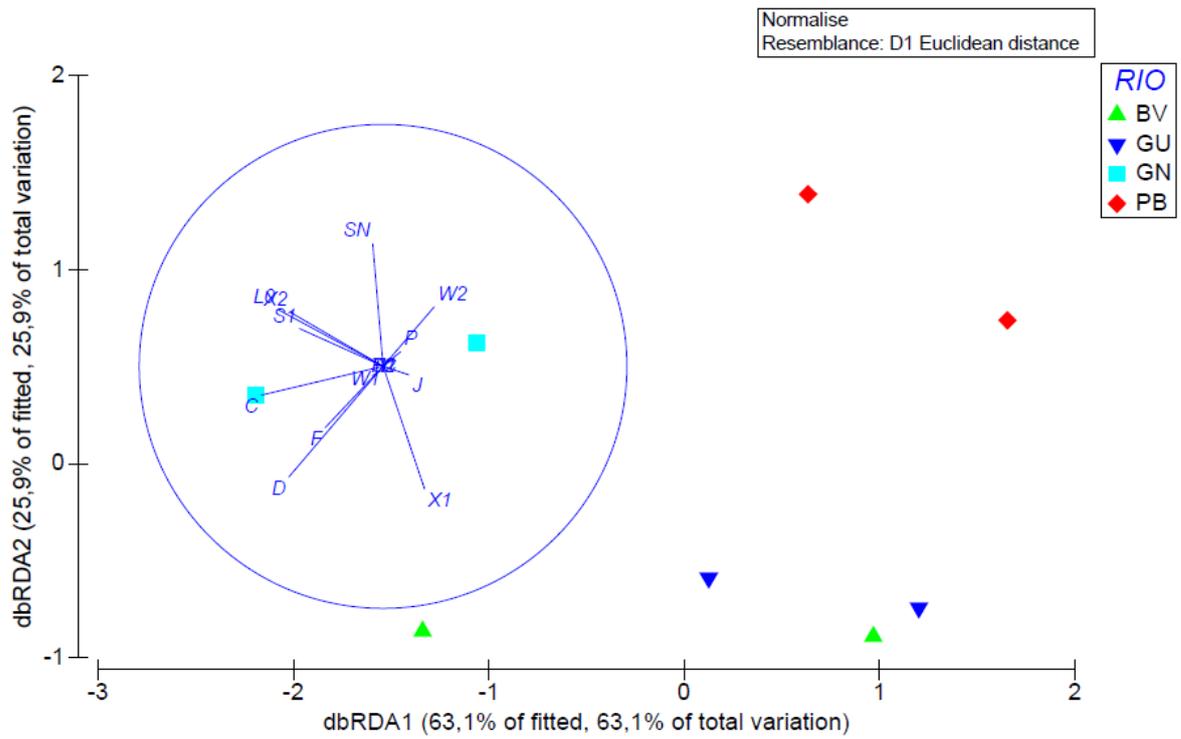
dados (Figura 6) (Tabela 7). Durante a fase cheia, a dbRDA dos agrupamentos dos grupos funcionais nos rios, nos eixos 1 (41,6%) e eixo 2 (31,9%) explicaram um total de 73,5% da variância (Figura 7).



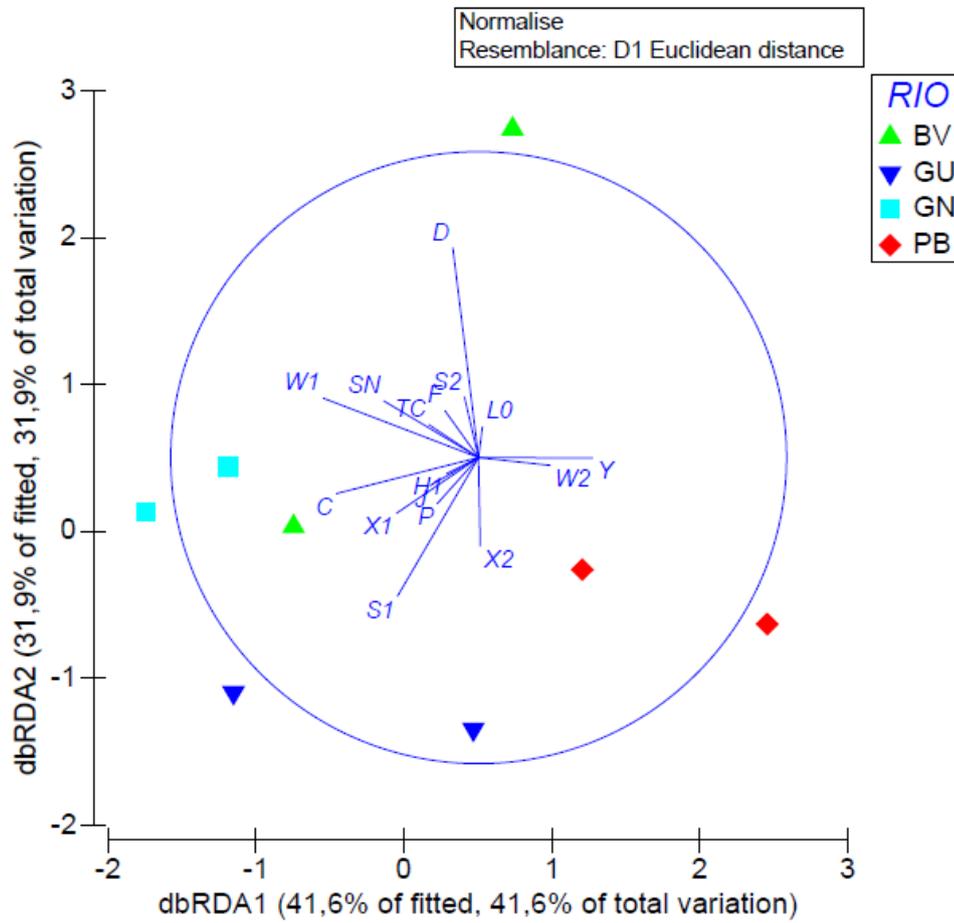
**Figura**  
Análise

5.  
de

distance-based linear models DistLM e Distance-based redundancy analysis, dbRDA mostrando a biomassa da comunidade nos rios relacionada com as variáveis limnológicas (Clo-a: clorofila-a; ST: sólidos totais dissolvidos; T: temperatura, TU: turbidez, pH: potencial hidrogeniônico; BV: Boa Vista, GU: Gurinhém, GN: Gurinhenzinho e PB: Paraíba, na fase cheia.



**Figura 6.** Análise de distance-based linear models DistLM e Distance-based redundancy analysis, dbRDA mostrando os agrupamentos dos grupos funcionais nos rios BV (Boa Vista), GU (Gurinhém) GN (Gurinhzinho) e PB (Paraíba), na fase seca.



**Figura 7.** Análise de distance-based linear models DistLM e Distance-based redundancy analysis, dbRDA mostrando os agrupamentos dos grupos funcionais nos rios Boa Vista (BV), Gurinhém (GU), Gurinhenzinho (GN) e Paraíba (PB) na fase cheia.

**Tabela 3.** Valores médios e desvio padrão da contribuição dos grupos funcionais (GF's) fitoplanctônicos expressos em biomassa ( $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) nos rios Boa Vista, Gurinhém, Gurinhenzinho e Paraíba. \*Espécie ausente.

Espécies (Corte 5%)	GF's	Rios							
		Boa Vista		Gurinhém		Gurinhenzinho		Paraíba	
		Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia
<b>Bacillariophyceae</b>									
<i>Amphora sp.</i>	P	87,26 ± 114,96	*	*	*	*	*	*	1,58 ± 0,98
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	C	27,22 ± 6,27	*	*	22,27 ± 28,80	<b>45,42 ± 63,10</b>	23,33 ± 25,02	*	*
<i>Cyclotella sp.</i>	C	*	*	*	*	*	*	0,27 ± 0,31	*
<i>Navícula sp.</i>	P	*	*	*	<b>101,6 ± 69,73</b>			<b>16,06 ± 3,70</b>	<b>14,94 ± 12,68</b>
<i>Nitzschia closterium</i>	D	*	3,37 ± 4,16	*	*	*	*	*	*
<i>Nitzschia sp.</i>	D	*	<b>8689,75 ± 8689,85</b>	*	*	*	*	*	*
<i>Ulnaria ulna</i>	D	<b>109,15 ± 154,15</b>	156,03 ± 220,31	*	*	*	*	*	*
<b>Chlorophyceae</b>									
<i>Chlorella sp.</i>	X1	*	*	0,03 ± 0,00	0,10 ± 0,03	0,29 ± 0,29	*	0,04 ± 0,04	*
<i>Chlorella vulgaris</i>	X1	*	*	*	0,21 ± 0,03	*	0,18 ± 0,25	0,01 ± 0,02	*
<i>Desmodesmus denticulatus</i>	J	*	*	*	*	*	0,59 ± 0,84		*
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	X1	*	*	*	*	*	*	0,04 ± 0,06	*
<i>Monoraphidium circinale</i>	X1	*	*	0,14 ± 0,20	*	*	*		*
<i>Monoraphidium contortum</i>	X1	*	*	0,01 ± 0,01	*	0,06 ± 0,04	*	0,01 ± 0,00	0,00 ± 0,00
<i>Monoraphidium griffithii</i>	X1	*	*	0,59 ± 0,42	0,09 ± 0,13	*	0,21 ± 0,29	0,07 ± 0,09	*
<i>Monoraphidium sp.</i>	X1	*	*	0,51 ± 0,72	*	*	*	*	*
<i>Oocystis borgei</i>	F	*	*	<b>8,85 ± 12,52</b>		2,91 ± 4,12	*	*	*
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	J	*	*	*	*	*	*	0,10 ± 0,15	*
<i>Schroederia setigera</i>	X1	5,89 ± 7,29	8,72 ± 9,30	*	*	*	*	*	*
<b>Cryptophyceae</b>									
<i>Cryptomonas paramecium</i>	Y	*	*	*	*	*	2,71 ± 3,83	0,46 ± 0,65	*
<i>Rhodomonas lacustris</i>	X2	*	3,87 ± 4,97	*	0,21 ± 0,30	1,43 ± 1,07	0,63 ± 0,53	*	0,03 ± 0,05

## Continuação: Tabela 3

**Cyanophyceae**

<i>Anabaenopsis elenkinii</i>	SN	*	*	*	*	*	8,92 ± 7,23	*	*
<i>Chroococcus dispersus</i>	L0	*	*	*	*	0,04 ± 0,05	*	*	*
<i>Dolichospermum sp.</i>	H1	*	*	*	*	*	*	*	0,68 ± 0,96
<i>Eucapsis densa</i>	L0	*	*	*	*	2,41 ± 2,44	*	*	*
<i>Geitlerinema amphibium</i>	S1	*	*	*	0,07 ± 0,09	1,06 ± 1,27	*	*	*
<i>Oscillatoria sp.</i>	Tc	*	*	*	*	*	1,06 ± 0,19	*	*
<i>Planktolyngbia limnetica</i>	S1	*	1,04 ± 1,47	*	*	*	*	*	*
<i>Planktolyngbya contorta</i>	S1	*	*	*	*	0,10 ± 0,15	*	*	*
<i>Raphidiopsis raciborskii</i>	S2	*	*	*	*	*	1,90 ± 2,18	*	*

**Dinophyceae**

<i>Gymnodinium sp.</i>	F	*	*	1,11 ± 1,28	*	*	1,36 ± 0,85	*	*
<i>Peridinium sp.</i>	L0	*	9,42 ± 0,07	*	*	*	*	*	*

**Euglenophyceae**

<i>Euglena polymorpha</i>	W1	*	*	*	*	*	3,42 ± 3,26	*	*
<i>Euglena variabilis</i>	W1	*	*	*	*	6,37 ± 9,01	37,82 ± 34,88	*	*
<i>Phacus pyrum</i>	W1	3,18 ± 3,81	*	*	*	*	2,80 ± 0,63	*	*
<i>Strombomonas fluviatilis</i>	W2	*	*	*	*	*	*	0,52 ± 0,58	*
<i>Trachelomonas abrupta</i>	W2	*	*	*	*	*	*	0,30 ± 0,42	*
<i>Trachelomonas superba</i>	W2	*	*	*	*	*	*	0,26 ± 0,07	*
<i>Trachelomonas volvocina</i>	W2	*	*	*	*	*	*	0,32 ± 0,38	*

**Trebouxiophyceae**

<i>Dictyosphaerium sp.</i>	J	0,05 ± 0,07	*	*	*	*	*	*	*
----------------------------	---	-------------	---	---	---	---	---	---	---

**Zygnematophyceae**

<i>Closterium setaceum</i>	P	*	*	*	*	*	43,15 ± 50,79	0,01 ± 0,02	*
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	J	*	*	0,11 ± 0,09	*	*	0,30 ± 0,42	*	*

---

<i>Staurastrum planctonicum</i>	P	*	*	$2,05 \pm 2,90$	*	*	*	*	*
---------------------------------	---	---	---	-----------------	---	---	---	---	---

**Tabela 4.** Valores médios e desvio padrão de todos os táxons amostrados nos rios Boa Vista, Gurinhém, Gurinhenzinho e Paraíba, nos períodos de seca.

Espécie raras (corte 5%)	Seca							
	Rio Boa Vista		Rio Gurinhém		Rio Gurinhenzinho		Rio Paraíba	
	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 1	Coleta 2
<b>Bacillariophyceae</b>								
<i>Amphora sp.</i>	2,00 ± 2,16	56,50 ± 96,13	0,50 ± 1,00	2,50 ± 1,91	*	1,25 ± 1,89	*	*
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing 1844	108,00 ± 216,00	77,75 ± 134,67	*	*	2,75 ± 5,50	307,25 ± 614,50	*	*
<i>Cyclotella sp.</i>	0,33 ± 0,58	*	24,00 ± 16,65	16,25 ± 12,23	0,75 ± 1,50	*	1,75 ± 2,87	16,75 ± 23,11
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve 1891	4,25 ± 2,63	0,25 ± 0,43	*	*	0,25 ± 0,50	*	*	*
<i>Diploneis sp.</i>	*	0,50 ± 0,50	*	*	*	*	*	*
<i>Navicula sp.</i>	1,75 ± 2,22	5,25 ± 5,80	14,25 ± 5,91	8,25 ± 5,32	0,75 ± 0,96	1,00 ± 1,41	6,25 ± 9,18	4,50 ± 3,11
<i>Nitzschia closterium</i> (Ehrenberg) W.Smith 1853	*	*	*	*	9,00 ± 16,06	17,50 ± 35,00	*	*
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith 1856	1,00 ± 2,00	*	*	*	*	*	*	*
<i>Nitzschia sp.</i>	3,00 ± 3,16	0,50 ± 0,50	6,25 ± 6,65	2,50 ± 2,38	*	*	*	1,50 ± 1,29
<i>Rhopalodia gibberula</i> (Ehrenberg) O.Müller 1895	0,25 ± 0,50	*	*	*	*	*	*	*
<i>Rhopalodia musculus</i> (Kützing) O.Müller 1900	0,25 ± 0,50	*	*	*	*	*	*	*
<i>Stauroneis sp.</i>	*	0,25 ± 0,43	*	*	*	*	*	*
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère 2001	*	*	0,25 ± 0,50	*	*	*	*	*
<b>Chlorophyceae</b>								
<i>Chlorella vulgaris</i> Beyerinck [Beijerinck] 1890	*	36,00 ± 61,20	1,00 ± 1,41	1,50 ± 2,38	*	*	4,50 ± 7,14	*
<i>Chlorella sp.</i>	0,50 ± 0,58	27,00 ± 42,17	3,50 ± 35,65	31,25 ± 21,42	85,25 ± 165,84	502,00 ± 980,81	16,25 ± 22,60	74,50 ± 84,46
<i>Chlorococcum multinucleatum</i> Starr 1955	0,25 ± 0,50	*	*	*	*	*	*	*
<i>Chlorococcum sp.</i>	*	*	*	19,00 ± 4,74	*	*	*	0,50 ± 0,58
<i>Desmodesmus communis</i> (E.Hegewald) E.Hegewald 2000	*	*	*	*	*	*	1,50 ± 3,00	0,50 ± 1,00
<i>kirchmeriella sp.</i>	*	*	0,50 ± 1,00	*	*	*	*	*
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák 1970	*	*	5,25 ± 7,09	3,00 ± 3,46	*	*	*	19,50 ± 37,03
<i>Monoraphidium circinale</i> (Nygaard) Nygaard 1979	2,75 ± 4,86	0,50 ± 0,87	57,25 ± 102,60	43,25 ± 49,61	*	*	3,25 ± 2,87	2,37 ± 4,74
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová 1969	0,25 ± 0,50	0,50 ± 0,50	47,00 ± 42,29	149,75 ± 227,81	*	*	15,00 ± 26,70	21,25 ± 32,29



<i>Aphanocapsa sp.</i>	47,25 ± 94,50	*	*	*	*	*	*	*
<i>Chroococcus dispersus</i> (Keissler) Lemmermann 1904	0,25 ± 0,50	0,50 ± 0,87	*	0,50 ± 0,58	77,25 ± 154,50	*	*	*
<i>Dolichospermum solitarium</i> (Klebahn) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek 2009	*	0,25 ± 0,43	*	*	*	*	*	*
<i>Dolichospermum sp.</i>	*	10,25 ± 17,75	0,5 ± 1,00	*	*	*	*	*
<i>Eucapsis densa</i> M.T.P.Azevedo, Sant'Anna, Senna, Komárek & Komárková 2003	*	*	*	*	31,00 ± 62,00	188,50 ± 377,00	*	*
<i>Geitlerinema amphibium</i> (C.Agardh ex Gomont) Anagnostidis 1989	1,00 ± 1,15	2,75 ± 2,28	*	*	33,00 ± 66,00	401,50 ± 801,67	0,25 ± 0,50	4,75 ± 2,63
<i>Geitlerinema splendidum</i> (Greville ex Gomont) Anagnostidis 1989	*	*	*	*	*	*	*	1,00 ± 1,15
<i>Gomphosphaeria sp.</i>	0,25 ± 0,50	*	*	*	*	*	*	*
<i>komvophoron schmidlei</i> (Jaag) Anagnostidis & Komárek 1988	*	*	3,50 ± 2,38	0,50 ± 1,00	*	*	0,25 ± 0,50	*
<i>komvophoron sp.</i>	0,75 ± 1,50	0,50 ± 0,87	*	3,25 ± 4,27	*	*	*	*
<i>Merismopedia sp.</i>	0,25 ± 0,50	9,50 ± 15,88	*	0,75 ± 1,50	*	*	*	4,75 ± 6,24
<i>Oscillatoria limosa</i> C. Agardh ex Gomont 1892	2,25 ± 4,50	2,25 ± 1,79	*	*	*	*	*	*
<i>Oscillatoria perornata</i> Skuja 1949	8,00 ± 16,00	*	*	*	*	*	*	*
<i>Oscillatoria sp.</i>	0,95 ± 0,76	*	*	*	*	*	*	*
<i>Planktolyngbia limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg 1992	0,25 ± 0,50	*	0,75 ± 0,96	8,50 ± 15,70	*	*	2,00 ± 4,00	1,00 ± 0,82
<i>Phormidium sp.</i>	0,25 ± 0,50	0,75 ± 1,30	*	*	0,50 ± 1,00	0,25 ± 0,50	*	0,50 ± 1,00
<i>Planktolyngbia limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg 1992	0,25 ± 0,50	*	0,75 ± 0,96	8,50 ± 15,70	*	*	2,00 ± 4,00	1,00 ± 0,82
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988	*	*	1,00 ± 2,00	*	*	*	*	0,50 ± 1,00
<i>Raphidiopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Aguilera, Berrendero Gómez 2018	0,50 ± 0,58	1,75 ± 3,03	*	*	*	*	*	*
<i>Romeria victoriae</i> Komárek & Cronberg 2001	0,25 ± 0,50	*	219,50 ± 439,00	71,50 ± 143,00	*	1,25 ± 2,50	*	*
<i>Spirulina sp.</i>	*	*	0,25 ± 0,50	*	*	*	*	*
<b>Cryptophyceae</b>								
<i>Chilomonas paramaecium</i> Ehrenberg	*	*	7,00 ± 10,74	0,25 ± 0,50	*	*	0,25 ± 0,50	34,75 ± 28,44
<i>Chilomonas sp.</i>	*	*	6,50 ± 6,81	5,75 ± 5,06	*	*	0,25 ± 0,50	6,50 ± 8,19
<i>Rhodomonas lacustris</i> Pascher & Ruttner 1913	161,00 ± 240,05	0,50 ± 0,87	0,25 ± 0,50	*	75,25 ± 85,76	242,75 ± 365,85	0,25 ± 0,50	*
<b>Zygnematophyceae</b>								
<i>Closterium setaceum</i> Ehrenberg ex Ralfs 1848	*	*	2,25 ± 4,50	1,50 ± 2,38	*	1,50 ± 3,00	3,25 ± 6,50	2,00 ± 2,71
<i>Closterium sp.</i>	*	*	*	*	*	*	*	1,00 ± 2,00
<i>Staurastrum planctonicum</i> Teiling 1946	*	*	*	*	*	*	0,75 ± 1,50	*

<i>Staurastrum sp.</i>	*	*	*	*	*	*	*	0,25 ± 0,50
<b>Euglenophyceae</b>								
<i>Euglena acus</i> (OFMüller) Ehrenberg 1830	*	*	*	*	0,25 ± 0,50	*	*	*
<i>Euglena ehrenbergii</i> GAKlebs 1883	3,75 ± 6,85	3,50 ± 6,06	*	*	*	0,75 ± 1,50	*	*
<i>Euglena gracilis</i> G.A.Klebs 1883	3,25 ± 6,50	*	0,25 ± 0,50	*	*	*	0,75 ± 0,96	1,00 ± 1,41
<i>Euglena oxyuris</i> Schmarada 1846	*	*	*	0,50 ± 1,00	*	*	*	*
<i>Euglena polymorpha</i> PADangeard 1902	0,25 ± 0,50	*	*	*	*	*	*	*
<i>Euglena proxima</i> PADangeard 1902	*	*	0,75 ± 0,96	7,50 ± 10,85	*	*	*	*
<i>Euglena sp.</i>	*	2,33 ± 3,30	0,50 ± 1,00	7,25 ± 12,58	1,00 ± 2,00	*	*	*
<i>Euglena tripteris</i> (Dujardin) GAKlebs 1883	0,25 ± 0,50	*	*	*	*	*	*	*
<i>Euglena variabilis</i> var. acuminata J.Massart	*	1,75 ± 2,49	9,00 ± 10,80	13,50 ± 20,04	8,25 ± 15,84	22,75 ± 36,4	*	3,75 ± 5,56
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg) Lemmermann 1901	0,25 ± 0,50	0,50 ± 0,87	*	*	*	*	*	*
<i>Lepocinclis sp.</i>	*	*	*	*	*	*	*	0,75 ± 0,96
<i>Phacus pyrum</i> (Ehrenberg ) W.Archer 1871	76,00 ± 115,52	6,25 ± 10,83	*	*	1,00 ± 2,00	*	*	*
<i>Phacus ungis</i> Pochmann 1942	*	*	*	*	0,50 ± 1,00	*	*	*
<i>Strombomonas fluviatilis</i> (Lemmermann) Deflandre 1930	*	*	14,23 ± 28,46	37,95 ± 75,89		*	1,50 ± 3,00	4,00 ± 8,00
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F.Stein 1878	0,25 ± 0,50	*	*	0,25 ± 0,50	*	*	*	*
<i>Trachelomonas sp.</i>	*	*	1,00 ± 1,15	1,50 ± 3,00	*	*	*	*
<i>Trachelomonas superba</i> Svirengo 1914	*	*	*	*	*	*	*	1,25 ± 1,89
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg 1834	*	0,50 ± 0,87	3,25 ± 5,25	8,50 ± 7,33	*	*	10 ± 18,69	1,00 ± 1,15
<b>Dinophyceae</b>								
<i>Gymnodinium sp.</i>	4,50 ± 3,32	42,75 ± 42,54	73,75 ± 123,54	108,25 ± 142,39	9,75 ± 12,28	21,25 ± 26,31	*	5,75 ± 9,03
<i>Peridinium sp.</i>	76,00 ± 115,52	*	*	*	0,75 ± 1,50	3,25 ± 4,03	*	*
<b>Trebouxiophyceae</b>								
<i>Chodatella quadriseta</i> Lemmermann 1898	*	*	*	0,25 ± 0,50	*	*	*	*
<i>Crucigenia crucifera</i> (Wolle) Kuntze 1898	*	*	*	*	*	*	*	0,25 ± 0,50
<i>Crucigenia triangulares</i> (Chodat) Schmidle 1900	*	*	1,25 ± 1,50	*	*	*	*	1,50 ± 3,00
<i>Crucigeniella apiculata</i> (Lemmermann) Komárek 1974	*	*	*	*	*	*	*	12,00 ± 24,00
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren 1830	*	*	*	5,25 ± 10,50	*	*	*	2,50 ± 5,00

<i>Crucigenia sp.</i>	0,50 ± 1,00	*	0,75 ± 1,50	*	*	*	*	*
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) Kuntze 1898	0,75 ± 0,96	*	46,50 ± 84,41	14,00 ± 26,68	*	*	0,25 ± 0,50	2,50 ± 2,89
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> H.C.Wood 1873	3,00 ± 6,00	*	*	*	*	*	*	*
<i>Dictyosphaerium sp.</i>	52,25 ± 103,83	*	3,75 ± 7,50	*	*	*	*	*

**Tabela 5.** Média e desvio padrão de todos os táxons amostrados nos rios Boa Vista, Gurinhém, Gurinhenzinho e Paraíba, nos períodos de cheia.

Espécie	Cheia							
	Rio Boa Vista		Rio Gurinhém		Rio Gurinhenzinho		Rio Paraíba	
	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 1	Coleta 2
<b>Bacillariophyceae</b>								
<i>Amphora sp.</i>	0,42 ± 1,44	0,42 ± 0,79	1,67 ± 5,47	*	1,17 ± 2,44	1,50 ± 2,50	0,33 ± 0,65	0,67 ± 0,65
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing 1844	0,33 ± 1,15	8,42 ± 29,16	1,08 ± 1,38	24,25 ± 23,27	7,00 ± 7,56	46,67 ± 100,69	2,58 ± 2,5	1 ± 1,48
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve 1891	*	0,08 ± 0,29	0,33 ± 0,89	0,67 ± 1,15	0,17 ± 0,39	1,08 ± 2,87	0,08 ± 0,29	0,33 ± 0,65
<i>Diploneis sp.</i>	*	*	*	0,08 ± 0,29	*	0,17 ± 0,58	*	*
<i>Gyrosigma sp.</i>	1,42 ± 3,23	1,08 ± 2,64	*	*	*	*	*	0,08 ± 0,29
<i>Navicula sp.</i>	1,42 ± 1,73	6,55 ± 10,22	2,92 ± 5,23	8,42 ± 7,03	1,08 ± 1,56	1,00 ± 2,34	2,67 ± 4,01	0,67 ± 1,23
<i>Nitzschia closterium</i> (Ehrenberg) W.Smith 1853	48,08 ± 140,37	3,25 ± 7,06	0,33 ± 1,15	*	1,83 ± 2,95	1,67 ± 4,91	*	0,17 ± 0,58
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith 1856	*	*	*	*	*	0,33 ± 0,65	*	*
<i>Nitzschia sp.</i>	59,17 ± 150,30	51,50 ± 82,10	0,92 ± 1,08	3,08 ± 4,42	3,42 ± 3,60	1,83 ± 2,17	1,08 ± 1,83	*
<i>Pinnularia sp.</i>	*	0,83 ± 1,95	3,92 ± 9,70	1,17 ± 1,75	*	*	*	*
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère 2001	0,17 ± 0,39	209,25 ± 501,26	*	*	*	*	*	*
<b>Chlorophyceae</b>								
<i>Chlorella vulgaris</i> Beyerinck [Beijerinck] 1890	0,17 ± 0,39	0,08 ± 0,29	5,25 ± 5,56	6,5 ± 16,11	19,58 ± 67,52	0,08 ± 0,29	*	*
<i>Chlorella sp.</i>	*	*	13,33 ± 12,40	19,83 ± 24,7	1,83 ± 4,20	0,33 ± 1,15	0,17 ± 0,39	*
<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim) S.S.An, T.Friedl & E.Hegewald 1999	*	*	*	*	*	22,92 ± 79,07	*	*
<i>Desmodesmus intermedius</i> (Chodat) E.Hegewald 2000	0,17 ± 0,58	*	*	*	*	*	*	*
<i>Desmodesmus spinosus</i> (Chodat) E.Hegewald 2000	*	*	*	*	*	*	0,08 ± 0,29	*
<i>kirchneriella sp.</i>	*	*	0,33 ± 0,89	3,08 ± 2,75	*	*	*	*

<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák 1970	*	*	0,33 ± 0,89	0,58 ± 0,67	*	*	*	*
<i>Monoraphidium circinale</i> (Nygaard) Nygaard 1979	*	*	2,42 ± 3,09	2,42 ± 2,71	0,25 ± 0,62	0,67 ± 1,50	0,08 ± 0,29	*
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová 1969	0,08 ± 0,29	7,67 ± 26,56	13,67 ± 13,73	37,08 ± 33,55	0,25 ± 0,62	1,33 ± 3,45	5,58 ± 10,16	0,83 ± 1,53
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková-Legnerová 1969	0,08 ± 0,29	*	4,42 ± 8,77	*	20,08 ± 52,82	*	0,58 ± 1,16	0,25 ± 0,87
<i>Oocystis borgei</i> J.W.Snow 1903	*	*	*	*	0,25 ± 0,62	2,67 ± 5,05	0,08 ± 0,29	0,17 ± 0,39
<i>Oocystis marssonii</i> Lemmermann 1898	*	*	0,50 ± 1,17	0,42 ± 0,90	*	*	*	*
<i>Oocystis</i> sp.	0,08 ± 0,29	*	0,50 ± 1,45	0,42 ± 0,67	*	0,58 ± 1,16	0,08 ± 0,29	*
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat 1902	*	*	*	*	*	*	*	0,25 ± 0,62
<i>Scenedesmus arcuatus</i> (Lemmermann) Lemmermann 1899	*	*	*	*	*	*	0,08 ± 0,29	*
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat 1926	*	*	0,08 ± 0,29	0,33 ± 0,78	*	*	1 ± 1,81	0,25 ± 0,62
<i>Scenedesmus incrassatulus</i> Bohlin 1897	*	*	*	*	*	*	*	0,25 ± 0,62
<i>Scenedesmus</i> sp.	*	*	0,58 ± 1,00	5,75 ± 5,64	*	*	0,17 ± 0,58	0,08 ± 0,29
<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann 1898	93,33 ± 317,37	13,08 ± 43,76	*	*	*	*	*	*
<i>Tetraëdron caudatum</i> (Corda) Hansgirg 1888	*	*	0,08 ± 0,29	*	*	*	*	*
<i>Tetraëdron</i> sp.	0,08 ± 0,39	*	0,17 ± 0,39	1,08 ± 1,24	0,17 ± 0,39	*	*	*
<i>Tetrastrum</i> sp.	*	*	0,08 ± 0,29	*	*	*	*	*
<b>Cyanophyceae</b>								
<i>Anabaenopsis elenkinii</i> V.V.Müller 1923	2,92 ± 7,23	0,08 ± 0,29	0,17 ± 0,58	*	42,42 ± 119,65	11,5 ± 23,74	*	0,67 ± 0,98
<i>Aphanocapsa annulata</i> G.B.McGregor 2007	*	*	*	*	0,25 ± 0,62	*	*	*
<i>Aphanocapsa</i> sp.	0,08 ± 0,29	0,08 ± 0,29	*	*	*	*	*	*
<i>Chroococcus dispersus</i> (Keissler) Lemmermann 1904	*	0,17 ± 0,58	0,17 ± 0,39	0,58 ± 1,44	*	0,08 ± 0,29	*	*
<i>Chroococcus</i> sp.	*	*	0,25 ± 0,87	*	*	*	*	*
<i>Dolichospermum</i> sp.	0,42 ± 1,16	*	0,42 ± 1,00	*	*	0,33 ± 0,89	*	3,92 ± 10,92
<i>Eucapsis densa</i> M.T.P.Azevedo, Sant'Anna, Senna, Komárek & Komárková 2003	*	*	0,17 ± 0,39	1,67 ± 3,98	*	0,25 ± 0,87	0,08 ± 0,29	*
<i>Geitlerinema amphibium</i> (C.Agardh ex Gomont) Anagnostidis 1989	10,42 ± 19,16	4,17 ± 4,80	4,67 ± 12,24	0,42 ± 0,51	0,92 ± 1,31	0,67 ± 0,78	0,33 ± 0,49	0,5 ± 0,8
<i>Gomphosphaeria</i> sp.	*	*	*	*	1,42 ± 4,91	*	*	*
<i>komvophoron schmidlei</i> (Jaag) Anagnostidis & Komárek 1988	*	*	*	0,25 ± 0,87	*	*	*	*
<i>komvophoron</i> sp.	*	*	0,83 ± 1,47	0,08 ± 0,29	*	*	0,17 ± 0,39	0,33 ± 0,89

<i>Limnothrix sp.</i>	*	*	0,08 ± 0,29	*	*	*	*	*
<i>Merismopedia sp.</i>	0,17 ± 0,58	0,58 ± 2,02	*	*	*	*	0,17 ± 0,58	*
<i>Oscillatoria tenuis</i> C. Agardh ex Gomont 1892	*	0,25 ± 0,62	*	*	*	*	*	*
<i>Oscillatoria sp.</i>	*	*	*	*	0,75 ± 1,36	0,58 ± 1,51	*	0,17 ± 0,58
<i>Phormidium tergestinum</i> (Rabenhorst ex Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988	3,08 ± 10,37	2,25 ± 7,48	0,08 ± 0,29	*	*	*	*	*
<i>Planktolyngbia limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg 1992	180,25 ± 624,09	0,33 ± 0,78	0,50 ± 1,24	*	*	0,08 ± 0,29	*	*
<i>Planktolyngbia limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg 1992	180,25 ± 624,09	0,33 ± 0,78	0,50 ± 1,24	*	*	0,08 ± 0,29	*	*
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988	*	0,08 ± 0,29	0,75 ± 1,06	0,17 ± 0,58	0,17 ± 0,58	*	0,08 ± 0,29	0,42 ± 1,44
<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher 1949	*	*	1,17 ± 4,04	*	*	*	0,5 ± 0,53	0,5 ± 1,45
<i>Raphidiopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Aguilera, Berrendero Gómez 2018	*	*	1,00 ± 2,41	*	3,75 ± 7,74	36,58 ± 75,36	0,08 ± 0,29	*
<i>Romeria victoriae</i> Komárek & Cronberg 2001	14,83 ± 51,38	0,42 ± 1,00	*	*	*	11 ± 37,79	0,17 ± 0,58	0,08 ± 0,29
<i>Spirulina sp.</i>	0,08 ± 0,29	*	*	*	*	0,08 ± 0,00	*	*
<b>Cryptophyceae</b>								
<i>Chilomonas paramecium</i> Ehrenberg	*	*	*	*	*	68,17 ± 170,47	0,42 ± 0,79	0,08 ± 0,29
<i>Rhodomonas lacustris</i> Pascher & Ruttner 1913	136,50 ± 246,60	6,58 ± 10,28	7,83 ± 22,51	0,08 ± 0,29	37,33 ± 46,42	9,42 ± 11,63	2,42 ± 8,37	*
<b>Zygnematophyceae</b>								
<i>Closterium acutum</i> var. <i>linea</i> (Perty) West e GSWest 1900	*	*	0,25 ± 0,87	*	*	*	*	*
<i>Closterium setaceum</i> Ehrenberg ex Ralfs 1848	*	*	0,42 ± 1,44	0,58 ± 1,16	3,58 ± 7,39	39,17 ± 73,39	*	1,08 ± 2,94
<i>Closterium sp.</i>	*	2,17 ± 7,51	*	*	*	1,42 ± 2,97	*	*
<b>Euglenophyceae</b>								
<i>Euglena acus</i> (OFMüller) Ehrenberg 1830	*	*	*	*	0,17 ± 0,58	0,25 ± 0,62	0,33 ± 1,15	0,25 ± 0,62
<i>Euglena ehrenbergii</i> GAKlebs 1883	*	1,17 ± 3,74	*	*				
<i>Euglena oxyuris</i> Schmarida 1846	*	*	0,08 ± 0,29	*	3,08 ± 8,06	0,67 ± 2,31	*	*
<i>Euglena polymorpha</i> PADangeard 1902	*	*	*	*	5,00 ± 10,42	25,67 ± 53,31	*	*
<i>Euglena proxima</i> PADangeard 1902	*	0,08 ± 0,29	*	*	0,08 ± 0,29	0,17 ± 0,58	*	*
<i>Euglena sp.</i>	0,75 ± 2,60	*	0,17 ± 0,58	*	2,17 ± 3,10	1,33 ± 2,50	0,33 ± 1,15	0,08 ± 0,29
<i>Euglena spathirhyncha</i> Skuja 1948	*	1,00 ± 3,46	*	*	*	*	*	*
<i>Euglena spirogyra</i> Ehrenberg 1832	*	*	*	*	0,08 ± 0,29	*	*	*
<i>Euglena variabilis</i> var. <i>acuminata</i> J.Massart	0,42 ± 1,16	1,25 ± 4,33	*	*	50,67 ± 61,20	10,67 ± 20,62	0,17 ± 0,58	0,42 ± 1,44

<i>Lepocinlis fusiformis</i> (HJCarter) Lemmermann 1901	*	*	*	*	*	0,25 ± 0,62	*	*
<i>Lepocinlis ovum</i> (Ehrenberg) Lemmermann 1901	0,75 ± 2,60	*	*	*	0,17 ± 0,39	0,5 ± 0,9	*	*
<i>Phacus circumflexus</i> Pochmann 1942	*	1,58 ± 5,48	*	*	0,25 ± 0,62	0,08 ± 0,29	*	0,08 ± 0,29
<i>Phacus pyrurum</i> (Ehrenberg ) W.Archer 1871	*	*	0,17 ± 0,39	*	14,00 ± 24,47	10,17 ± 14,93	0,50 ± 1,24	0,08 ± 0,29
<i>Phacus sp.</i>	0,17 ± 0,58	*	*	*	11,08 ± 19,99	16,08 ± 22,4	*	*
<i>Phacus unguis</i> Pochmann 1942	*	*	*	*	2,75 ± 3,79	1,83 ± 4,55	*	0,08 ± 0,29
<i>Strombomonas fluviatilis</i> (Lemmermann) Deflandre 1930	0,08 ± 0,29	*	*	*	0,58 ± 2,02	*	6,50 ± 19,13	0,75 ± 2,05
<i>Trachelomonas abrupta</i> var. Deflandre menor 1926	*	*	*	*	*	*	*	3,42 ± 11,52
<i>Trachelomonas caudata</i> (Ehrenberg ) F.Stein 1878	*	1,17 ± 4,04	*	*	*	*	*	*
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F.Stein 1878	*	*	*	*	0,08 ± 0,29	*	0,42 ± 1,44	0,08 ± 0,29
<i>Trachelomonas sp.</i>	*	*	*	*	0,83 ± 2,33	0,92 ± 1,51	0,08 ± 0,29	*
<i>Trachelomonas superba</i> Svirengo 1914	*	5,33 ± 18,48	3,5 ± 10,58	*	4,00 ± 13,86	*	1,75 ± 5,75	1,17 ± 2,76
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg 1834	19,42 ± 67,26	*	*	0,08 ± 0,29	*	*	0,33 ± 1,15	*
<b>Dinophyceae</b>								
<i>Gymnodinium sp.</i>	0,42 ± 1,00	1,08 ± 3,45	1,08 ± 1,44	*	9,25 ± 11,22	24 ± 30,8	*	0,08 ± 0,29
<i>Peridinium sp.</i>	37,08 ± 105,64	37,50 ± 86,98	0,17 ± 0,58	*	1,75 ± 5,46	1,08 ± 2,39	*	*
<b>Trebouxiophyceae</b>								
<i>Actinastrum aciculare</i> Playfair 1917	*	*	*	*	*	*	0,08 ± 0,29	0,75 ± 1,76
<i>Botryococcus sp.</i>	0,17 ± 0,58	*	*	*	*	*	*	*
<i>Dictyosphaerium sp.</i>	52,25 ± 103,83	*	3,75 ± 7,50	*	*	*	*	*
<i>Crucigenia crucifera</i> (Wolle) Kuntze 1898	*	*	*	*	*	*	*	0,25 ± 0,50
<i>Crucigenia triangulares</i> (Chodat) Schmidle 1900	*	*	1,25 ± 1,50	*	*	*	*	1,50 ± 3,00
<i>Crucigeniella apiculata</i> (Lemmermann) Komárek 1974	*	*	*	*	*	*	*	12,00 ± 24,00
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren 1830	*	*	*	5,25 ± 10,50	*	*	*	2,50 ± 5,00
<i>Crucigenia sp.</i>	0,50 ± 1,00	*	0,75 ± 1,50	*	*	*	*	*
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) Kuntze 1898	0,75 ± 0,96	*	46,50 ± 84,41	14,00 ± 26,68	*	*	0,25 ± 0,50	2,50 ± 2,89

**Tabela 6.** Coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis ambientais analisadas, com os dois primeiros eixos da dbRDA. \*Variáveis com alta correlação excluídas da análise.

Variável	Abreviações	Seca		Cheia	
		Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Clorofila-a	Clo-a	-0,94579	0,286694	0,328285	-0,77017
Sólidos totais dissolvidos	ST	-0,50073	0,812277	0,237779	-0,80861
Temperatura	T	0,59999	0,303035	0,756222	-0,17431
pH	pH	*	*	0,895286	0,402911
Turbidez	TU	*	*	0,036022	0,30171
<b>Varição explicada</b>		<b>55,80%</b>	<b>25,20%</b>	<b>56,20%</b>	<b>31,60%</b>

**Tabela 7.** Coeficiente de correlação de Pearson entre os grupos funcionais analisadas, com os dois primeiros eixos da dbRDA.

Variável	Seca		Cheia	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
P	0,124394	-0,14788	-0,1467	-0,67369
C	-0,62972	-0,11533	-0,4014	-0,47566
D	-0,35242	-0,46516	-0,00984	0,664276
J	0,585018	-0,1642	-0,301	0,572841
X1	0,172466	-0,73602	-0,3281	-0,5533
X2	-0,75526	0,32168	-0,19151	0,15092
W1	-0,21063	-0,19243	-0,6371	0,126754
W2	0,54968	0,647893	0,742694	-0,20562
Y	0	0	0,814737	-0,23148
F	0,005568	-0,21507	-0,60911	0,147053
H1	0	0	0,336395	-0,08369
L0	-0,75958	0,313119	-0,00406	0,676474
S1	-0,7602	0,291707	-0,15746	-0,17563
S2	0	0	-0,56766	0,152919
TC	0	0	-0,63206	0,136906
SN	0,327749	0,734656	-0,63386	0,135091
<b>Varição explicada</b>	<b>63,10%</b>	<b>25,90%</b>	<b>41,60%</b>	<b>31,90%</b>

#### 4. DISCUSSÃO

A seca frequentemente resulta na redução acentuada do fluxo hídrico no leito dos rios formando poças rasas e desconectadas ao longo do canal. Cada uma dessas poças pode representar microhabitats isolados com diferenças nas características abióticas e, conseqüentemente, nos aspectos estruturais e funcionais das comunidades residentes em função do processo de seleção de espécies (MARSHALL et al., 2006; ZORZAL-ALMEIDA et al., 2017). No presente estudo, mostramos que os eventos de seca e chuva resultaram na seleção de fatores de perturbação capazes de promover variações significativas na riqueza da comunidade, mas não para a biomassa da comunidade.

Estudos prévios em rios relatam que a composição da comunidade fitoplanctônica é principalmente impulsionada por diferenças nas condições físicas e químicas da água, havendo dominância de três táxons principais: Bacillariophyta, Chlorophyta e Cyanophyta (BARINOVA et al., 2009; DERVECELLI, 2010; WEI, et al., 2019). Esses achados corroboram com os dados encontrados no nosso estudo, nos quais as referidas divisões também foram dominantes em termos de riqueza e biomassa, tanto na fase seca quanto na fase cheia nos rios semiáridos avaliados.

As espécies pertencentes a classe Bacillariophyceae, frequentemente dominam os ambientes lóticos por se tratar de táxons tolerantes à dessecação (ROUSSOUW et al., 2018) e por serem capazes de sobreviver em sistemas com grande turbulência, flutuação de luz (SOARES et al., 2007; NASCIMENTO et al., 2013), ampla faixa de pH, temperatura, salinidade, concentração de nutrientes e poluentes orgânicos e inorgânicos (BELLINGER; SIGEE, 2010; STEVENSON et al., 2010). Nos ecossistemas analisado, esta classe apresentou valores elevados para a biomassa de espécies, entre as quais *Navicula sp.*, *Ulnária ulna* e *Nitzschia sp* foram as mais representativas.

O pH e a temperatura são os principais fatores de controle do crescimento do fitoplâncton (YU, 2010), pois são essenciais para as reações químicas a nível celular (PESSOA et al., 2017). A dominância da espécie *Nitzschia sp* pode ser explicada devido às águas terem se apresentado alcalinas durante todo o período de estudo. Esta espécie é considerada alcalifílica (MORA, 2015), e os dados apresentados na análise de dbRDA, confirmam uma relação positiva da biomassa da espécie em questão com a variável pH.

As clorofíceas consistiram na divisão mais diversificada na composição de espécies fitoplanctônicas. E embora autores relatem que é no período chuvoso em que há maior riqueza

e dominância dessa classe, por haver o enriquecimento nutricional da água que beneficiam as suas estratégias de assimilação dos nutrientes (ARAGÃO et al., 2007), para os rios em estudo, a maior riqueza das clorofíceas ocorreu durante a fase seca, corroborando com o estudo realizado por Rasconi et al. (2015), que observou um efeito positivo do aumento da temperatura sobre a riqueza de espécies deste grupo.

Tempos de residência do fluxo hídrico no rio podem influenciar a composição da comunidade fitoplanctônica (WANG et al., 2019). Quando o tempo de residência da água é longo em virtude dos longos períodos de estiagem, os rios que são ricos em nutrientes apresentam condições favoráveis para o florescimento de espécies fitoplanctônicas de crescimento lento, como as cianobactérias flutuantes (REYNOLDS, 2006). Embora a proliferação de algas nesses ambientes também seja uma ameaça global (XIA et al., 2019), esse fenômeno é pouco relatado, mesmo o ambiente estando sob condições mais eutróficas. Isto porque na maior parte dos rios, o tempo de residência da água é curto, além do ambiente lótico apresentar fluxo turbulento e turvo, restringindo portanto, o crescimento desordenado de espécies de cianobactérias (REYNOLDS et al., 1994). Em nossos ambientes, apesar da classe Cyanophyceae ter sido a terceira mais representativa em termos de riqueza, não foram detectados valores altos de biomassa relacionado a espécies desse grupo. No entanto, é esperado que em um contexto de mudanças climáticas, haja a redução do fluxo hídrico nos rios (ABBOTT et al., 2019) e, conseqüentemente, um aumento no tempo de residência da água, aumentando, portanto, os riscos para o desenvolvimento de floração algal (OLIVER et al., 2012).

Em relação a turbidez e aos sólidos totais, se tratam de dois parâmetros que exibem definições análogas em termos de qualidade hídrica (NARDELLI et al., 2016), haja vista que ambos estão relacionados à concentração de partículas presentes no meio aquático. O estresse provocado pela cheia, influencia no aumento dos STD e conseqüentemente, em altos valores de turbidez da água. No entanto, em três dos quatro rios amostrados, elevadas concentrações de STD foram detectadas durante a fase cheia, mas não refletiu em altos valores de turbidez. Segundo CHEN et al. (2019b), os baixos valores de turbidez podem ter relação com o fluxo hídrico lento ou ausente nos leitos dos rios, durante o período de amostragem na fase da cheia. Quanto ao aumento nas concentrações de STD, isto é esperado, uma vez que o aumento do escoamento superficial decorrente das chuvas promove o aporte de substâncias orgânicas e inorgânicas no sistema.

As chuvas amplificaram a conectividade hidrológica e diminuíram as concentrações de clorofila-a no período chuvoso, especialmente no rio Paraíba, que durante a amostragem da cheia, apresentou não só baixos valores de clorofila-a, mas também uma baixa riqueza e biovolume de espécies fitoplânctônicas. Essa variação deve estar ligada aos altos valores de STD detectados nas águas dos rios durante a fase cheia e que exerceram influência direta na transparência da água, provocando, portanto, a redução da radiação solar na coluna d'água e conseqüentemente, refletindo na diminuição da atividade fotossintética do fitoplâncton.

Diferentes espécies de algas fitoplânctônicas possuem adaptações morfológicas e funcionais que as levam a coexistir, formando associações (REYNOLDS, 2000b). Diferentes grupos funcionais (GF's) foram observadas nos rios estudados, e essa diversidade funcional se deve às fortes condições de seletividade que refletem diretamente no desenvolvimento das espécies fitoplânctônicas no leito principal dos rios (Reynolds, 2000).

O agrupamento do GF **S1** prevaleceu no rio Paraíba. As espécies associadas a esse grupo foram: *Geitlerinema amphibium*, *Planktolyngbia limnetica* e *Planktolyngbya contorta*, que se tratam de cianobactérias filamentosas que toleram a escassez de luz em ambientes mistos (REYNOLDS et al., 2002). O GF **SN**, associada a espécie de cianobactéria *Anabaenopsis elenkinii*, que mais contribuiu para biomassa do fitoplâncton no rio Gurinhem, é favorecida por sua fácil adaptação a águas turbidas e mistas (Reynolds, 1997).

Em virtude da turbulência das águas dos rios Gurinhem e Paraíba, foi comum a ocorrência do grupo **Y**, composta por algas como *Cryptomonas paramecium* e *Strombomonas fluviatilis*.

O agrupamento dos GF's **C**, **P** e **D** nos rios estudados, ocorreu, provavelmente, pela seleção de formas mais resistentes às condições de turbulência impostas pelos ambientes lóticos (Reynolds, 1997).

O registro dos grupos funcionais **W1** e **W2** foram representados pelas Euglenas. As espécies agrupadas foram: *Euglena polymorpha*, *Euglena variabilis*, *Phacus pyrum*, *Strombomonas fluviatilis*, *Trachelomonas abrupta*, e *Trachelomonas superba*. Estas espécies são típicas de ambientes meso-eutróficos rasos e são adaptadas às condições mixotróficas. (REYNOLDS, 1999; 2002; PADISÁK et al., 2009).

## 5. CONCLUSÃO

Os resultados indicam que a pluviosidade foi um fator determinante para ocasionar um aumento nas concentrações de sólidos totais dissolvidos e diminuição nas concentrações de clorofila-a.

A diminuição da transparência da água em função das altas concentrações de STD podem ter favorecido a ocorrência dos GF's D, P e C e pode ter sido determinante para as diferenças na riqueza das espécies fitoplanctônicas nos rios entre as fases de seca e cheia. Desse modo, essas diferenças ambientais tiveram influência sobre a distribuição dos GF's, indicando que tais condições são fatores de seletividade para o padrão funcional da comunidade, refletindo em mudanças no funcionamento do ecossistema.

Por fim, as informações geradas a partir do presente estudo possibilitaram o conhecimento da biodiversidade fitoplanctônica de rios intermitentes semiáridos paraibanos, nos quais carecem de estudo, principalmente tendo como foco a comunidade em questão.

## 6. REFERÊNCIAS

ABONYI, A.; LEITÃO, M.; LANÇON, A. M.; PADISÁK, J. Phytoplankton functional groups as indicators of human impacts along the River Loire (France). **Hydrobiologia**, n. 698, v. 1, p. 233-249. 2012.

ABBOTT, B. W.; BISHOP, K.; ZARNETSKE, J. P.; MINAUDO, C.; CHAPIN III, F. S.; KRAUSE, S.; HANNAH, D. M.; CONNER, L.; ELLISON, D.; GODSEY, S. E.; PLONT, S.; MARÇAIS, J.; KOLBE, T.; HUEBNER, A.; FREI, R. J.; HAMPTON, T.; GU, S.; BUHMAN, M.; SAYEDI, S. S.; URSACHE, O.; CHAPIN, M.; HENDERSON, K. D.; PINAY, G. Human domination of the global water cycle absent from depictions and perceptions, *Nat. Geosci.*, v. 12, p. 533-540. 2019.

ACUÑA, V.; HUNTER, M.; RUHÍ, A. Managing temporary streams and rivers as unique rather than second-class ecosystems. **Biological Conservation**. 2016.

AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (2018). Geo Portal – AESA. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/comite-de-bacias/rio-paraiba/>. Acesso: 15 de maio de 2019.

ANDERSON MJ, GORLEY RN, CLARKE KR. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods. Primer-e, Plymouth, UK, 2008.

APHA. 2540 SOLIDS (2017). *In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*. [s.l: s.n.]. DOI: 10.2105/SMWW.2882.030.

ARAGÃO, N.K.C.V.; GOMES, C.T.S.; LIRA, G.A.S.T.; ANDRADE, C.M. Estudo da comunidade fitoplanctônica no reservatório do Carpina-PE, com ênfase em Cyanobacteria. **Revista Instituto Adolfo Lutz**, v. 66, n. 3, p. 240-248. 2007.

BELLINGER E. G.; SIGEE, D. C. (2010) **Freshwater algae: identification and use as bioindicators**. John Wiley & Sons, Chichester.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. 2006. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identi cação e descrições. São Carlos, RiMa.

BLINDOW, I.; ANDERS, H.; SABINE, H. Facilitation of clear-water conditions in shallow lakes by macrophytes: differences between charophyte and angiosperm dominance. **Hydrobiologia**, v. 737, p. 99-110. 2014.

BRASIL, J.; HUSZAR, V. L. M. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplancton continental. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p. 799-834. 2011.

CAREY, C. C.; IBELINGS, B. W.; HOFFMANN, E. P.; HAMILTON, D. P.; BROOKES, J. D. Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. **Water Research**, v. 46, p. 1394-1407. 2012.

CROSSETTI, L.O.; BECKER, V.; CARDOSO, L.S.; RODRIGUES, L.R.; COSTA, L.S.; MARQUES-MOTTA, D. Is phytoplankton functional classification a suitable tool to

investigate spatial heterogeneity in a subtropical shallow lake? **Limnológica**, v. 43, p. 157-163, 2013.

CORTI, R.; DATRY, T. Invertebrates and sestonic matter in an advancing wetted front travelling down a dry river bed (Albarine, France). **Freshwater Science**, v. 31, n.4. 2012.

DATRY, T.; G. SINGER, G.; SAUQUET, E.; JORDA CAPDEVILLA, D.; VON SCHILLER, D., et al. Science and management of intermittent rivers and ephemeral streams (SMIRES). *Research Ideas and Outcomes*, v. 3, p. 23. 2017.

DEVERCELLI, M. Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the Middle Paraná River (Argentina). **Hydrobiologia**, v. 639, p. 5-19. 2010.

FALASCO, E.; ELENA, P.; FRANCESCA, B. (2016). Diatom flora in Mediterranean streams: flow intermittency threatens endangered species. *Biodiversity and Conservation*. 25.

FALASCO, E.; PIANO, E.; DORETTO, A.; FENOGLIO, S.; BONA, F. (2018). Lentification in Alpine rivers: patterns of diatom assemblages and functional traits. *Aquatic Sciences*.

FONSECA, A.; BOTELHO, C.; BOAVENTURA, R. A. R.; VILAR, V. J. P. Integrated hydrological and water quality model for river management: A case study on Lena River, **Science of The Total Environment**, v. 485–486, p. 474-489. 2014.

HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER, U.; ZOHARY. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology**. 35. 403–424. 1999.

IBGE. Gurinhém Paraíba - PB Histórico Gurinhém - sua história e sua gente. 2002. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/dtbs/paraiba/gurinhem.pdf>. Acesso em: 12 de maio de 2019.

IZAGUIRRE, C.; MENDEZ, F. J.; LOSADA, I. J. Global extreme wave height variability based on satellite data. **Geophysical Research Letters**, v. 38, n. 10. 2011.

KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K. **Modern approach to the classification system of Cyanophytes**, 4: Nostocales. **Algological Studies**, n. 56, p. 247-345. 1989.

KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprokaryota, 1: Chroococcales**. In *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (H. Ettl, G. Gärtner, H. Heynig & D. Möllenhauer, eds.). Gustav Fischer, Stuttgart, 19, 1-548. 1998.

KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprokaryota, 2: oscillatoriales**. In *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (B. Büdel, L. Krienitz, G. Gärtner & M. Schagerl, eds.). Elsevier Spektrum Akademischer Verlag, münchen, 19, 1-759. 2005.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. (Eds.), **O Sistema Geográfico do Clima, Handbuch der Klimatologie Gebrüder Bornträger**, Berlim, 1, 1-44, parte C. 1936.

- KRUK, C., HUSZAR, V. L. M.; PEETERS, E. H. M.; BONILLA, S.; COSTA, L.; LURLING, M.; REYNOLDS, C. S.; SCHEFFER, M. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 3, p. 614-627. 2010.
- LARNED, S. T.; DATRY, T.; ARSCOTT, D. B.; TOCKNER, K. (2010). Emerging concepts in temporary-river ecology. *55(4)*, 717–738.
- LEANDRINI, J. A.; MOREIRA FILHO, H.; RODRIGUES, L. Espécies perifíticas de Navicula Bory de dois sistemas lóticos do município de Maringá, estado do Paraná, Brasil. *Hoehnea* 29: 49-56. 2002.
- LEIGH, A.; SEVANTO, S.; CLOSE, J. D.; NICOTRA, A. B. The influence of leaf size and shape on leaf thermal dynamics: does theory hold up under natural conditions? **Plant cell and environment**, V. 40, n. 2, p. 237-248. 2017.
- LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and phaeopigments: Spectrophotometric equations. **Limnol. Oceanogr.**, v. 12, p. 343-346. 1967.
- MALTCHIK, L. Nossos rios temporários, desconhecidos, mas essenciais. *Ciência Hoje*, v. 21, p. 64-65. 1996.
- MAGALHÃES, P. S.; SIMÕES, N. R.; SONODA, S. L. Limnologia de rios intermitentes: a bacia hidrográfica do rio Jequezinho como estudo de caso. In: MORAES, MEB., and LORANDI, R., orgs. Métodos e técnicas de pesquisa em bacias hidrográficas [online]. Ilhéus, BA: Editus, 2016, p. 163-181.
- MARGALEF, R. **Limnologia. Barcelona: Omega**, D. L, 1983.
- MARSHALL, J. C.; SHELDON, F.; THOMS, M.; CHOY, S. The macroinvertebrate fauna of an Australian dryland river: spatial and temporal patterns and environmental relationships. **Marine and Freshwater Research**, v. 57, n. 1, p. 61-74. 2006.
- MARSHALL, J. C.; MENKE, N.; CROOK, D. A.; LOBEGEIGER, J. S.; BALCOMBE, S. R.; HUEY, J. A.; FAWCETT, J. H.; BOND, N. R.; STARKEY, A. H.; STERNBERG, D.; LINKE, S.; ARTHINGTON, A. H. Go with the flow: the movement behaviour of fish from isolated waterhole refugia during connecting flow events in an intermittent dryland river. **Freshwater Biology**, v. 61, n. 8, p. 1242-1258. 2016.
- MORA, D.; CARMONA, J.; CANTORAL-URIZA, E. A. Diatomeas epilíticas de la cuenca alta del río Laja, Guanajuato, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, v. 86, n. 4, p. 1024-1040. 2015.
- OLDEN, J.; POFF, N. (2003). **Toward a mechanism understanding and prediction of biotic homogenization**. *The American naturalist*. 162. 442-60.
- OLIVER, R. L.; HAMILTON, D. P.; BROOKES, J. D.; GANF, G. G. (2012). Fisiologia, florações e previsão de cianobactérias planctônicas B. Whitton (Ed.), *Ecology of*

Cyanobacteria II. Sua Diversidade no Espaço e no Tempo, Springer. Springer, Holanda, Dordrecht.

REYNOLDS C. S.; DESCY J. P.; PADISÁK J. (1994) Are phytoplankton dynamics in rivers so different from those in shallow lakes? In: Descy J. P.; Reynolds C. S.; Padisák J. (eds) *Phytoplankton in Turbid Environments: Rivers and Shallow Lakes*. Developments in Hydrobiology, vol 100. Springer, Dordrecht.

REYNOLDS, Colin S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of plankton research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.

REYNOLDS, C. S. **Ecology of Phytoplankton: Ecology Biodiversity an Conservation**. Cambredge, 2006.

ROBSON, B. J.; CHESTER, E. T.; AUSTIN, C. M. Why life history information matters: Drought refuges and macroinvertebrate persistence in non-perennial streams subject to a drier climate. **Marine and Freshwater Research**, v. 62, p. 801–810. 2011.

ROLLS, R. J.; HEINO, J.; CHESSMAN, B. C. Unravelling the joint effects of flow regime, climatic variability and dispersal mode on beta diversity of riverine communities. **Freshwater Biol.**, v. 61, p. 1350-1364. 2016.

ROSS, B. Psychology's Centennial Year, **Journal of the History of the Behavioral Sciences**, v. 15, p. 203-204. 1979.

ROSADO, J.; MORAIS, M.; TOCKNER, K. Mass dispersal of terrestrial organisms during first flush events in a temporary stream. **River Research and Applications**. 2014.

ROUSSOUW, NATASHA; BIRD, MATTHEW S.; PERISSINOTTO, RENZO. Microalgal biomass and composition of surface waterbodies in a semi-arid region earmarked for shale gas exploration (Eastern Cape Karoo, South Africa). **Limnologica**. 2018.

SABATER, S.; TIMONER, X.; BORNETTE, G.; DE WILDE, M.; STROMBERG, J. C.; STELLA, J. C. **The Biota of Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Algae and Vascular Plants**. Editor(s): Thibault Datry, Núria Bonada, Andrew Boulton. 2017. *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams*, Academic Press, 2017, Pages 189-216.

SAITO, V. S.; SIQUEIRA, T.; BINI, L. M.; COSTA-PEREIRA, R.; SANTOS, E. P.; PAVOINE, S. Comparing taxon- and trait-environment relationships in stream communities. **Ecological Indicators**, n. 117, 106625. 2020.

SALMASO, N.; NASELLI-FLORES, L.; PADISAK, J. Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. **Freshwater Biology**. v. 60, p. 603-619. 2015.

SANCHEZ, D.; HOUDE, M.; DOUVILLE, M.; DE SILVA, A. O.; CHRISTINE SPENCER, C.; VERREAULT, J. Transcriptional and cellular responses of the green alga *Chlamydomonas reinhardtii* to perfluoroalkyl phosphonic acids, *Aquatic Toxicology*, v. 160, p. 31-38. 2015.

SANT'ANNA, C. L.; TUCCI, A.; AZEVEDO, M. T. P.; MELCHER, S. S.; WERNER, V. R.; MALONE, C. F. S.; ROSSINI, E. F.; JACINAVICIUS, F. R.; HENTSCHKE, G. S.; OSTI, J. A. S.; SANTOS, K. R. S.; GAMA-JÚNIOR, W. A.; ROSAL, C.; ADAME, G. **Atlas de Cianobactérias e Microalgas Continentais Brasileiras**. São Paulo (Instituto de Botânica). 175p. 2012.

SILVA, A. C. S.; FARIAS, N. S. N.; JUNIOR, A. P. Diatoms as indicators of water quality in urban rivers. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n.6, p.34616-34643. 2020.

SOARES, M. C. S.; HUSZAR, V. L. M.; ROLAND, F. Phytoplankton dynamics in two tropical rivers with different degrees of human impact (southeast Brazil), **River. Res. Applic.**, v. 23, p. 698-714. 2007.

SOUSA, R. F.; BARBOSA, M. P.; SOUSA JÚNIOR, S. P.; NERY, A. R.; LIMA, A. N. Estudo da evolução espaço-temporal da cobertura vegetal do município de Boa Vista-PB, utilizando geoprocessamento. **Revista Caatinga**, v. 21, p. 22-30, 2008.

STEVENSON, R. J.; PAN, Y.; VAN DAM, H. **Avaliando as condições ambientais em rios e córregos com diatomáceas**. JP Smol , EF Stoermer (Eds.), *As diatomáceas: aplicações para as ciências ambientais e da terra* , Cambridge University Press , Cambridge (2010) , p. 57 – 85.

SUN, J.; LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *J. Plankton Res.*, v.25, n. 11, p. 1331-1346. 2003.

TOLONEN, K. E.; PICAZO, F.; VILMI, A.; DATRY, T.; STUBBINGTON, R.; PAŘIL, P.; ROCHA, M. P.; HEINO, J. Parallels and contrasts between intermittently freezing and drying streams: From individual adaptations to biodiversity variation. **Fresh Water Biology**, v. 64, n. 10, p. 1679-1691. 2019.

TIMONER, X.; ACUÑA, V.; FRAMPTON, L. et al. Biofilm functional responses to the rehydration of a dry intermittent stream. *Hydrobiologia*, v.727, p. 185-195. 2014.

UTERMÖHL, H. Zur vervollkommnung der quantitativen fitoplâncton metódico. **Mitt. Int. Ver. Limnol.**, v. 9, p. 1-38. 1958.

VADRUCI, M. R.; CABRINI M.; BASSET A. Biovolume determination of phytoplankton guilds in transizional water ecosystem of Mediterranean Ecoregion. **Transitional Waters Bulletin**, v. 2, p. 83-102. 2007.

WANG, J.; ZHANG, Z.; JOHNSON, B. Low flows and downstream decline in phytoplankton contribute to impaired water quality in the lower Minnesota River, **Water Research**, v. 161. 2019.

WENGRAT, S.; TAVARES, B.; SILVA, A. M.; AQUINO, N. F. Bacillariophyceae do Rio São Francisco Falso, município de Santa Helena, Paraná, Brasil: Navicula. (Nota Científica). **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, p. 996-998. 2007.

WEI, M.; GAO, C.; ZHOU, Y.; DUAN, P.; LI, M. Variation in spectral characteristics of dissolved organic matter in inland rivers in various trophic states, and their relationship with phytoplankton, **Ecological Indicators**, v. 104, p. 321-332. 2019.

XIA, R.; ZHANG, Y.; WANG, G.; ZHANG, Y.; DOU, M.; HOU, X.; QIAO, Y.; WANG, Q.; YANG, Z. Multi-factor identification and modelling analyses for managing large river algal blooms. **Environmental Pollution**, v. 254, p. 113056. 2019.

YU, J.; YANG, G.; TIAN, J. The effects of the harmful alga *Heterosigma akashiwo* on cultures of *Schmackeria inopinus* (Copepoda, Calanoida), **Journal of Sea Research**, v. 64, n. 3, p. 287-294. 2010