



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

GABRIEL SAMPAIO DE JESUS

Impacto das cinzas de queimadas no ambiente aquático e na comunidade fitoplanctônica

Goiânia, GO

JULHO/2023



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO (TECA) PARA DISPONIBILIZAR VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES

E DISSERTAÇÕES NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a [Lei 9.610/98](#), o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou download, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

O conteúdo das Teses e Dissertações disponibilizado na BDTD/UFG é de responsabilidade exclusiva do autor. Ao encaminhar o produto final, o autor(a) e o(a) orientador(a) firmam o compromisso de que o trabalho não contém nenhuma violação de quaisquer direitos autorais ou outro direito de terceiros.

1. Identificação do material bibliográfico

Dissertação Tese Outro*: _____

*No caso de mestrado/doutorado profissional, indique o formato do Trabalho de Conclusão de Curso, permitido no documento de área, correspondente ao programa de pós-graduação, orientado pela legislação vigente da CAPES.

Exemplos: Estudo de caso ou Revisão sistemática ou outros formatos.

2. Nome completo do autor

Gabriel Sampaio de Jesus

3. Título do trabalho

Impacto das cinzas de queimadas no ambiente aquático e na comunidade fitoplanctônica

4. Informações de acesso ao documento (este campo deve ser preenchido pelo orientador)

Concorda com a liberação total do documento SIM NÃO¹

[1] Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. Após esse período, a possível disponibilização ocorrerá apenas mediante:

a) consulta ao(à) autor(a) e ao(à) orientador(a);

b) novo Termo de Ciência e de Autorização (TECA) assinado e inserido no arquivo da tese ou dissertação.

O documento não será disponibilizado durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

Obs. Este termo deverá ser assinado no SEI pelo orientador e pelo autor.



Documento assinado eletronicamente por **Gabriel Sampaio De Jesus, Discente**, em 28/08/2023, às 11:59, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Jascieli Carla Bortolini, Professora do Magistério Superior**, em 28/08/2023, às 13:32, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **3994396** e o código CRC **545D1E49**.



GABRIEL SAMPAIO DE JESUS

IMPACTO DAS CINZAS DE QUEIMADAS NO AMBIENTE AQUÁTICO E NA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade Federal de Goiás (UFG), como requisito para obtenção do título de mestre em Ecologia e Evolução.

Área de Concentração: Ecologia e Evolução

Linha de pesquisa: Limnologia

Orientadora: Prof.^a Dra. Jascieli Carla Bortolini

Coorientador: Prof. Dr. João Carlos Nabout

GOIÂNIA, GO

JULHO/2023

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Jesus, Gabriel Sampaio de
Impacto das cinzas de queimadas no ambiente aquático e na comunidade fitoplanctônica [manuscrito] / Gabriel Sampaio de Jesus. 2023.
33 f.: il.

Orientador: Profa. Dra. Jascieli Carla Bortolini; co-orientadora João Carlos Nabout.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas (ICB), Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Goiânia, 2023.
Bibliografia. Apêndice.

1. algas. 2. ambientes aquáticos continentais. 3. Cerrado. 4. experimento em microcosmos. 5. fogo. I. Bortolini, Jascieli Carla, orient. II. Título.

CDU 574



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS

INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO

Ata nº **199** da sessão de Defesa de Dissertação de **Gabriel Sampaio de Jesus**, que confere o título de Mestre em **Ecologia e Evolução**, na área de concentração em **Ecologia e Evolução**.

Ao/s **vinte e oito dias do mês de julho de dois mil e vinte e três (28/07/2023)**, a partir das **14h00 min**, por **videoconferência**, seguindo **Resolução CONSUNI/UFG Nº 141 de 13 de maio de 2022** e **orientações do Ofício Circular no. 34/2022/PRPG/UFG (SEI 23070.030951/2022-07)**, realizou-se a sessão pública de Defesa de Dissertação intitulada **"Impacto das cinzas de queimadas no ambiente aquático e na comunidade fitoplanctônica"**. Os trabalhos foram instalados pela Orientadora **Profa. Dra. Jascieli Carla Bortolini (DEBOT/ICB/UFG)**, com a participação dos demais membros da Banca Examinadora: **Profa. Dra. Fernanda Melo Carneiro (IACSB/UEG)**, membro titular externo; e **Profa. Dra. Priscilla de Carvalho (DECOL/ICB/UFG)**, membro titular interno. Durante a arguição os membros da banca **não** fizeram sugestão de alteração do título do trabalho. A Banca Examinadora reuniu-se em sessão secreta a fim de concluir o julgamento da Dissertação, tendo sido o candidato **aprovado** pelos seus membros. Proclamados os resultados pela **Profa. Dra. Jascieli Carla Bortolini**, Presidente da Banca Examinadora, foram encerrados os trabalhos e, para constar, lavrou-se a presente ata que é assinada pelos Membros da Banca Examinadora, ao(s) **vinte e oito dias do mês de julho de dois mil e vinte e três (28/07/2023)**.

TÍTULO SUGERIDO PELA BANCA



Documento assinado eletronicamente por **Jascieli Carla Bortolini, Professora do Magistério Superior**, em 28/07/2023, às 15:43, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Fernanda Melo Carneiro, Usuário Externo**, em 28/07/2023, às 15:43, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Priscilla De Carvalho, Professor do Magistério Superior**, em 28/07/2023, às 15:43, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **3894667** e o código CRC **DFB925D4**.

Referência: Processo nº 23070.038274/2023-48

SEI nº 3894667

https://sei.ufg.br/sei/documento_consulta_externa.php?id_acesso_externo=381407&id_documento=4221980&id_orgao_acesso_externo=0&infra... 1/2 14/08/2023, 13:31 SEI/UFG - 3894667 - Ata de Defesa de Dissertação

https://sei.ufg.br/sei/documento_consulta_externa.php?id_acesso_externo=381407&id_documento=4221980&id_orgao_acesso_externo=0&infra... 2/2

Sumário

Resumo	vii
Abstract	viii
Apresentação	ix
Agradecimentos	x
Introdução	01
Métodos	03
Resultados	07
Discussão	16
Referências	19
Considerações finais	24

Resumo geral

Dentre as principais ameaças a biodiversidade estão as queimadas antrópicas, que são um evento corriqueiro, principalmente no ápice do período seco. No entanto, estudos sobre os efeitos indiretos das queimadas sobre os ecossistemas aquáticos são escassos. Nesse estudo, nós investigamos como a qualidade da água e a estrutura da comunidade fitoplanctônica pode ser afetada pela presença de cinzas provenientes de queimadas do Cerrado brasileiro. Nós usamos um experimento em microcosmos para simular o ambiente aquático com diferentes cenários de concentrações de cinzas, e avaliamos ao longo do tempo as condições abióticas, composição, riqueza e densidade fitoplanctônica. Nós detectamos um aumento nas concentrações de fósforo total, nitrogênio amoniacal, bem como após a inserção das cinzas. Em relação a comunidade fitoplanctônica, nós identificamos mudanças na composição em função do tempo, não identificamos alterações na riqueza e densidade em resposta ao tratamento. Nossos resultados indicam, portanto, que as cinzas de queimadas no ambiente terrestre podem afetar a qualidade da água, e a composição de espécies das comunidades aquáticas. Entretanto, nós sugerimos experimentos de maior duração, a fim de avaliar as respostas tardias da comunidade fitoplanctônica.

Palavras-chave: algas; ambientes aquáticos continentais; Cerrado; experimento em microcosmos; fogo

General Abstract

Among the main threats to biodiversity are anthropic fires, a joint event, especially during the dry period. However, studies on the indirect effects of fires on aquatic ecosystems are scarce. In this study, we investigated how water quality and phytoplankton community structure might be affected by ash from fires in the Brazilian Cerrado. We used a microcosm experiment to simulate the aquatic environment with different scenarios of ash concentrations, and we evaluated over time the abiotic conditions, composition, richness, and phytoplankton density. We detected an increase in total phosphorus ammoniacal nitrogen concentrations after ash insertion. Regarding the phytoplankton community, we identified changes in composition as a function of time, and we did not recognize changes in richness and density in response to treatment. Our results indicate that ash from fires in the terrestrial environment can affect water quality and the species composition of aquatic communities. However, we suggest longer-duration experiments to evaluate the phytoplankton community's delayed responses.

Keywords: algae; continental aquatic environments; Cerrado; experiment in microcosms; fire

Apresentação

Eventos de queimadas intencionais estão se tornando mais intensos nos últimos anos. O fogo, como um fator natural nos ambientes savânicos, é um agente natural de seleção multiparâmetro, e desempenha um papel importante na estruturação das comunidades, na ciclagem e na transferência de nutrientes entre os diferentes compartimentos no ambiente terrestre. No entanto, a matéria inorgânica particulada, denominadas como cinzas, podem alcançar o ambiente aquático após as queimadas antrópicas, tem efeitos pouco estudados tanto nas propriedades abióticas quanto nas comunidades aquáticas.

A fim de elucidar como as propriedades bióticas e abióticas de um ecossistema aquático podem ser afetadas pela presença de cinzas em seu meio, é que nós desenvolvemos este estudo experimental em microcosmos, simulando três cenários possíveis com diferentes concentrações de cinzas, e comparamos com um cenário controle. Para chegarmos à nossa conclusão, levamos em consideração os resultados das medições das propriedades abióticas da água, junto da composição, riqueza e densidade da comunidade fitoplanctônica, e conseguimos descrever a resposta do ambiente e da comunidade à presença das cinzas.

Nós concluímos que à presença das cinzas afeta a qualidade da água, especialmente em relação as concentrações de nutrientes e condutividade elétrica. Nós também concluímos que as cinzas são capazes de alterar a composição de espécies fitoplanctônicas em um curto período, mas não detectamos qualquer alteração significativa como resposta imediata para a riqueza e a densidade do fitoplâncton.

Portanto, estudos que avaliam os impactos de ações antrópicas sobre os ecossistemas são cada vez mais necessários, a fim de demonstrar seus efeitos sobre a biodiversidade, da estrutura ecológica e dos serviços ecossistêmicos.

Agradecimentos

Primeiramente quero agradecer ao PPG EcoEvol por me propiciar a oportunidade de continuar a trabalhar na produção científica, e a CAPES por financiar todo o meu projeto e a mim, com uma bolsa de estudos que me possibilitou dedicação integral ao projeto.

Agradeço enormemente aos meus orientadores, que apostaram em um projeto tão dispendioso em tão pouco tempo, e em um casamento entre PPGs EcoEvol e Renac, que deu super certo. Obrigado especial às Dras. Jascieli Carla Bortolini, Héliida Ferreira da Cunha, Karine Borges Machado, Priscila Machado e Drs. João Carlos Nabout, Filipe Viegas de Arruda e Luis Maurício Bini, pelo enorme apoio prestado em diferentes etapas do desenvolvimento deste trabalho. Desde orientação, sugestão e correção da execução de cada etapa do desenvolvimento deste trabalho, até emprestando os próprios bens, tempo e infraestrutura para a construção desse belo trabalho. Principalmente aos meus orientadores por terem encarado a barra de me orientar (um perfil meio “exótico” para a academia, diga-se de passagem).

Agradeço aos meus familiares pelo apoio prestado nessa etapa da minha carreira como cientista, que me felicitaram e acompanharam de longe. Um abraço especial para minha companheira Jordanah Vaz Sudário, minha amada e a melhor assistente que eu poderia ter. Agradeço também aos meus companheiros de bancada, que me ajudaram e instruíram bem em ingressar nesse novo mundo, também puseram a mão na massa. Vocês são demais. Também aos meus amigos de caminhada, de RPG e cachaçada. É muito divertido aproveitar o final de semana com vocês.

“Das coisas a mais nobre é a mais justa, e a melhor é a saúde;

Mas a mais doce é alcançar o que amamos.”

Aristóteles. **Ética a Nicômaco**. Livro 2. Parte, 8.

Introdução

O bioma Cerrado, que é uma importante formação savânica, reconhecidamente um dos *hotspot* para a conservação da biodiversidade mundial (Myers *et al.*, 2000). Dentre as principais ameaças a biodiversidade nesse bioma está a pressão humana, como por exemplo, as queimadas intencionais, cada vez mais frequentes, associadas muitas vezes à conversão de áreas nativas em áreas de agricultura ou pastagem, interferindo na integridade ambiental do bioma (Alexandra & Finlayson, 2020; Rattis *et al.*, 2022; Wall *et al.*, 2021). As queimadas intencionais não são um problema exclusivo do Cerrado brasileiro, e tais eventos também são capazes de influenciar as dinâmicas de carbono, do clima e da vegetação, conforme a sua intensidade e frequência (Dias *et al.*, 2020; Ficken & Wright, 2017; Wrigth *et al.*, 2021). Portanto, estudos que avaliam os impactos dessas ações sobre os ecossistemas são cada vez mais necessários, a fim de demonstrar seus efeitos negativos sobre a perda da biodiversidade, da estrutura ecológica e dos serviços ecossistêmicos.

O fogo, como um fator natural nos ambientes savânicos, desempenha um papel importante na estruturação das comunidades, na ciclagem e na transferência de nutrientes entre os diferentes compartimentos no ambiente terrestre (Brito *et al.*, 2017). O fogo funciona como um agente multiparâmetro de conversão em várias escalas no ambiente natural, sendo um importante pulso de recursos para muitos organismos (Miranda *et al.*, 1998; Yang *et al.*, 2008; He *et al.*, 2019). Embora o fogo como um evento natural seja importante para a dinâmica dos ecossistemas terrestres, o fogo de origem antrópica é capaz de afetar negativamente a biodiversidade devido à alta intensidade e recorrência, além de ser suscetível às dinâmicas locais e regionais que contribuem com esses efeitos (Ficken & Wright, 2017). Assim, podendo causar efeitos negativos sobre a riqueza de espécies, alterar as dinâmicas das espécies no espaço e no tempo, e ainda selecionar espécies em detrimento de outras que não são capazes de suportar tal distúrbio (Durigan, 2020; Muhid *et al.*, 2013).

As cinzas, que são vestígios inorgânicos oriundos das queimadas, são facilmente carregadas por longas distâncias para os ambientes aquáticos pelos ventos, chuvas e escoamento superficial (Li *et al.*, 2023). Tanto em águas continentais quanto em águas oceânicas, as cinzas provenientes de queimadas ou de erupções vulcânicas são capazes de alterar o pH, a turbidez, a disponibilidade de nutrientes (e.g., fósforo e nitrogênio), e

ainda disponibilizar alguns elementos traços (ex., Ca, Mg e Al), os quais nem sempre estão disponíveis no ambiente e, quando estão, são comumente encontrados em quantidades muito baixas (Lopes *et al.*, 2003; Modenutti *et al.*, 2013; Ficken & Wright, 2017).

Ademais, estudos têm demonstrado alguns efeitos das cinzas em comunidades aquáticas como, por exemplo, aumento da biomassa fitoplanctônica (Netshituni *et al.*, 2022), aumento de cianobactérias, diatomáceas e crisofíceas em lagos (Charette & Prepas, 2003), inibição da biomassa e taxa de crescimento de diatomáceas (Vidal *et al.*, 2021), alteração do tipo de alimento consumido por peixes (Spencer *et al.*, 2003), além de efeitos ecotoxicológicos em microcrustáceos, moluscos, algas e macrófitas aquáticas (Campos *et al.*, 2012; Brito *et al.*, 2017). Embora essas pesquisas tenham evidenciado alguns efeitos da presença de cinzas no meio aquático, ainda são poucos os estudos que avaliam os impactos no ambiente aquático e nas suas comunidades, quando comparados aos estudos que avaliam os impactos das queimadas no ambiente terrestre (Arruda *et al.*, 2018; Arruda *et al.*, 2020, Cunha *et al.*, 2020).

O fitoplâncton como modelo de resposta pode ser uma boa ferramenta para indicar como as mudanças nas condições ambientais da água na presença de cinzas pode afetar as comunidades aquáticas. Essa comunidade é um importante componente da biodiversidade aquática e um grupo chave nas cadeias tróficas desses ecossistemas (Tang *et al.*, 2021). Além disso, o fitoplâncton apresenta ciclos de vida curtos e respostas rápidas às alterações ambientais em função da intensidade dos estressores e das mudanças antropogênicas (Borics *et al.*, 2021; Salmaso & Tolotti, 2020), o que se deve a diversidade de características funcionais, relacionadas à morfologia, fisiologia, comportamento e história de vida (Litchman & Klausmeier, 2008).

Portanto, nosso objetivo com essa pesquisa é investigar, por meio da experimentação em microcosmos, se a presença de diferentes quantidades de cinzas geradas por queimadas no Cerrado brasileiro provoca alterações nas características físicas e químicas e, conseqüentemente, na estrutura da comunidade fitoplanctônica. Assim, nós esperamos que a presença das cinzas na água altere as concentrações de nutrientes, especialmente o fósforo que é um elemento chave para o desenvolvimento do fitoplâncton, a turbidez e os níveis de acidez da água aumentem, afetando a composição, riqueza e abundância do fitoplâncton. Nós esperamos que as alterações na qualidade da água afetem negativamente a riqueza de espécies e positivamente a abundância, com alteração na composição de espécies ocasionando a dominância de cianobactérias e algas

flageladas mixotróficas. Isso é esperado uma vez que estes grupos apresentam afinidade com altas concentrações de fósforo e maior turbidez, respectivamente. E, portanto, podem tolerar as alterações nas propriedades físicas e químicas da água, ocasionadas pela presença de cinzas.

Métodos

Tipo e local do experimento

Nós desenvolvemos um experimento em microcosmos entre setembro e outubro de 2022. O experimento foi conduzido em aquários de vidro retangulares e transparentes, com 20 cm de altura x 29 cm de largura e volume máximo de até 20 litros. Em cada aquário foi inserida uma bomba de circulação de água (modelo JAD SP 500–150 l/h), impedindo a sedimentação das cianobactérias e algas (Machado *et al.*, 2019). O experimento foi realizado no Lapec-UEG, no Centro de Pesquisa e Pós-Graduação da UEG (CPPG), em Anápolis-GO.

Coleta e armazenamento das cinzas

A coleta das cinzas que foram utilizadas no experimento foi realizada na área do Parque Altamiro de Moura Pacheco (PEAMP), após um grande evento de queimada em 2021 (Figura 1). O Parque é uma área de preservação permanente e abriga um importante reservatório de água para abastecimento urbano de Goiânia-GO (Reservatório João Leite), entre os municípios de Anápolis e Goiânia, Goiás. A vegetação nesta área é predominante estacional semidecídua (Zago *et al.*, 2018; Secretaria do Estado de Goiás), formada por árvores lenhosas, de médio a grande porte, sendo representadas por várias famílias comuns ao Cerrado (ex., Leguminosae, Bignoniaceae e Myrtaceae), com altura média de 12m, e densidade de 1096,86 indivíduos/ha (Haidar *et al.*, 2013).

A coleta das cinzas foi realizada manualmente com o uso de luvas e uma pá de material plástico estéril (Figura 1). O material foi armazenado em frascos de vidro, envoltos por papel alumínio e vedado com plástico-filme.

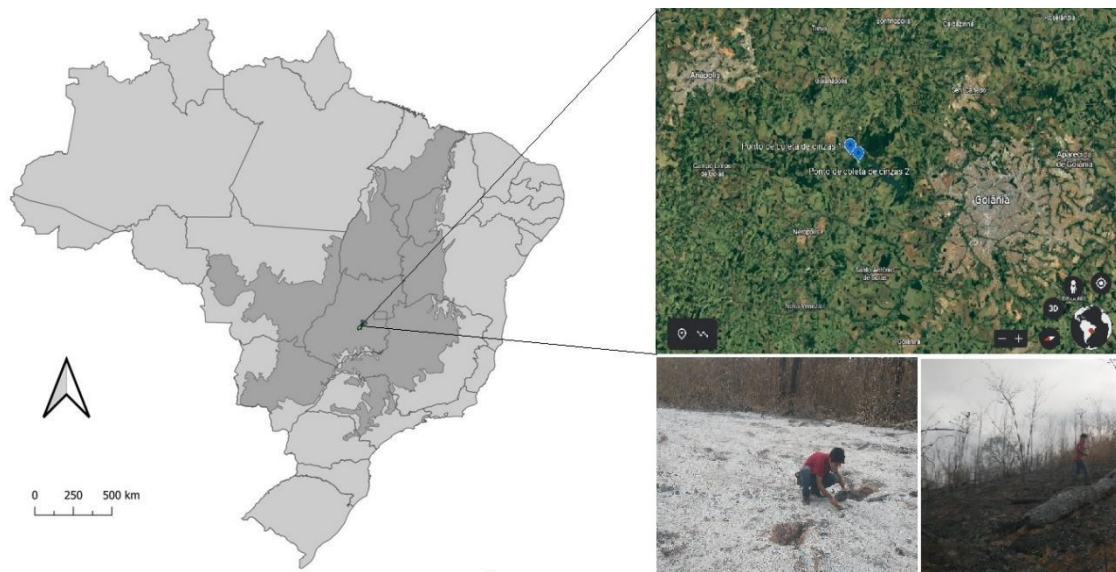


Figura 1: Mapa da área de coleta de cinzas entre os municípios de Anápolis e Goiânia, GO. Os locais de coleta das cinzas foram $16^{\circ}34'46.09''S$ $49^{\circ}11'00.74''W$ e $16^{\circ}34'20.05''S$ $49^{\circ}11'00.89''W$.

Delineamento experimental

A água utilizada no experimento foi coletada em um lago situado na Universidade Federal de Goiás, Goiânia, GO. Um volume de 500 L foi armazenado em caixa de água e transportado até o local do experimento. Para concentrar o material fitoplancctônico, também foram realizadas amostragens com rede de plâncton ($20\ \mu\text{m}$) na região limnética do lago que foram adicionadas à caixa de água, a fim de termos uma melhor representação da comunidade fitoplancctônica (Bicudo & Menezes, 2017). No momento da coleta de água, as seguintes condições ambientais foram registradas no lago: temperatura de $24,4\ ^{\circ}\text{C}$, pH de 7,7, condutividade elétrica de $52,4\ \mu\text{S cm}^{-1}$, turbidez de 15,0 NTU, concentração de fósforo total de $0,01\ \text{mg L}^{-1}$, ortofosfato de $0,0002\ \text{mg L}^{-1}$, nitrato de $0,069\ \text{mg L}^{-1}$ e nitrogênio amoniacal de $3,69\ \text{mg L}^{-1}$.

Para a montagem do experimento foram utilizados 16 aquários, numerados e dispostos aleatoriamente por meio de sorteio. Os aquários foram preenchidos com 18 litros contendo a água e o fitoplâncton do lago. Antes do enchimento dos microcosmos, a água na caixa de transporte foi homogeneizada. Após o enchimento, os aquários foram monitorados por 14 dias a fim de estabelecer um período de adaptação da comunidade fitoplancctônica (Machado *et al.*, 2019). Após esse período, no dia 22/09/2022 (tempo zero), quatro níveis experimentais, com quatro réplicas cada, foram estabelecidos após

experimentação piloto: controle (C) = 0 mg de cinzas/L, T1 = 5 mg de cinzas /L, T2 = 10 mg de cinzas/L e T3 = 20 mg de cinzas/L. Para quantificar a influência das cinzas nas concentrações de nutrientes, foram incluídos três aquários contendo apenas água deionizada e cinzas, sendo um aquário para cada um dos três tratamentos (T1, T2 e T3) com cinzas (Figura 2).

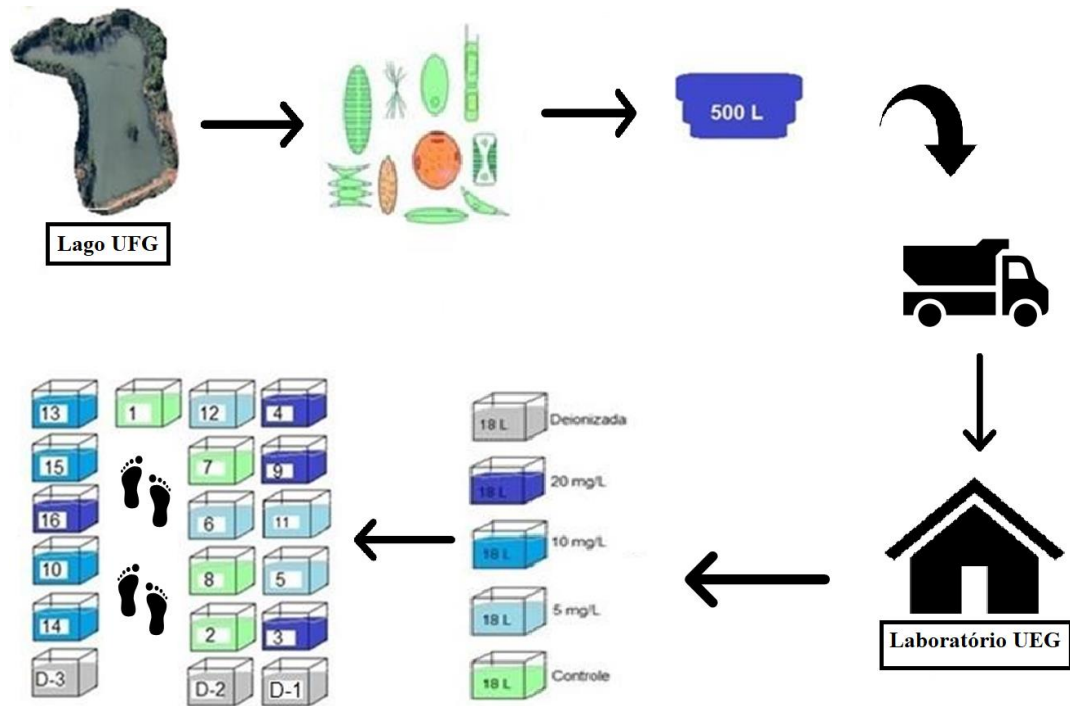


Figura 2: Desenho esquemático representando a coleta da água e fitoplâncton no lago e os diferentes tratamentos distribuídos de forma aleatorizada.

A coleta da comunidade fitoplanctônica e das variáveis ambientais foi feita diretamente em cada aquário. As coletas de fitoplâncton foram realizadas com frascos e fixadas com solução de lugol acético (Bicudo & Menezes, 2017), antes da adição das cinzas, e no 4º, 8º, 12º, 16º e 20º dia após a adição das cinzas. Nos mesmos dias, antes da amostragem do fitoplâncton, foram aferidos os valores de temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), pH e turbidez (NTU) através do equipamento multiparâmetro YSI, modelo Professional Plus. No tempo zero, 8º, 16º e 20º dia foi coletado 100 mL de água de cada microcosmo para determinação das concentrações de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$), ortofosfato ($\mu\text{g L}^{-1}$), nitrato (mg L^{-1}) e nitrogênio amoniacal (mg L^{-1}). As amostras de água para avaliação dos nutrientes foram congeladas para posterior análise em laboratório.

Análises em laboratório

As amostras do fitoplâncton coletadas durante o experimento foram armazenadas no laboratório de taxonomia, ecologia e cultivo de algas (Latec) na UFG. A identificação dos táxons foi realizada por meio de literatura especializada, a partir das características morfológicas e morfométricas dos táxons, seguindo o Sistema de Classificação apresentado em Bicudo & Menezes (2017) e Guiry & Guiry (2022). A contagem dos indivíduos (célula, colônia ou filamento) foi realizada em campos aleatórios segundo o método de sedimentação de Utermöhl (1958), em microscópio invertido modelo ZEISS AXIO VERT.A1, com aumento de 400x. O tempo de sedimentação foi de pelo menos três horas para cada centímetro de altura da câmara (Margalef, 1983). Os resultados foram expressos em indivíduos (células, colônias ou filamentos) por mililitro (ind mL^{-1}). Como riqueza fitoplanctônica foi considerado o total de táxons por amostra. Para sumarizar os dados da comunidade as cianobactérias e algas identificadas foram enquadradas em cianobactérias, algas verdes, diatomáceas, desmídias, euglenófitas e outros (grupos de menores contribuições como criptófitas, dinófitas e xantófitas).

A determinação das concentrações de nutrientes totais e dissolvidos da água foram realizadas no laboratório de Limnologia, situado na Universidade Federal de Goiás. Em laboratório, parte das amostras foi filtrada utilizando membranas Whatman GF/C. As amostras não filtradas foram utilizadas para a determinação do fósforo total, enquanto as concentrações de ortofosfato, nitrato e nitrogênio amoniacal foram mensuradas a partir das amostras filtradas. As concentrações de fósforo total e ortofosfato foram determinadas através do método do ácido ascórbico e leitura em espectrofotômetro (Golterman *et al.*, 1978). As concentrações de nitrato e nitrogênio amoniacal foram obtidas através do método de redução do cádmio e método salicilato, respectivamente, e posterior leitura em espectrofotômetro, segundo APHA (2005).

Análises dos dados obtidos no experimento

Para avaliar as nossas expectativas, nós utilizamos os dados de riqueza e densidade total da comunidade fitoplanctônica e dos grupos taxonômicos, dados de densidade e composição (presença e ausência) de cada táxon em cada amostra, bem como os dados abióticos e de nutrientes mensurados ao longo do experimento.

Nós usamos uma análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) para sumarizar os dados de composição e densidade dos táxons fitoplanctônicos

(Legendre & Legendre, 2012). A NMDS foi baseada nos dois primeiros eixos (NMDS 1 e MNDS 2) e nos coeficientes de dissimilaridade de Bray-Curtis e Jaccard, para os dados de densidade e presença-ausência, respectivamente (Clark, 1993).

Nós usamos análises de variância com medidas repetidas (ANOVA-rm; Zar, 2010) para testar se as variáveis abióticas (temperatura, condutividade elétrica, pH, turbidez, fósforo total, ortofosfato, nitrato e nitrogênio amoniacal), riqueza total de espécies, densidade total de espécies e de grupos taxonômicos e os eixos da NMDS diferiram entre os tratamentos (Controle, T1, T2 e T3) e ao longo do tempo de amostragem (dias 0, 04, 08, 12, 16 e 20). Para efetuarmos as análises estatísticas, os dados foram testados previamente para a homogeneidade das variâncias (teste de Levene) e normalidade da distribuição (Teste de Shapiro-Wilk). Ao efetuarmos a avaliação de pressupostos, quando eles não eram atendidos nós aplicamos a logaritmização (log+1), exceto para os dados de pH e dos escores dos eixos da NMDS. Para fins de processamento, consideramos o pressuposto de esfericidade como sendo violado e aplicamos a correção “correction=auto”, do pacote lawstat, o qual considera a correção de Greenhouse-Geisser para todo o conjunto de dados analisados, a fim de garantir mais robustez aos resultados obtidos. Se o pressuposto de esfericidade for cumprido ele gera a estatística do teste sem correção. Este passo não detectou uma quebra no pressuposto de esfericidade (homogeneidade das variâncias dentro e entre as amostras), nos devolvendo apenas a estatística do teste sem qualquer alteração ou correção.

Todas as análises estatísticas foram realizadas usando o software livre R (R Core Team, 2021). As análises de NMDS foram realizadas usando o pacote vegan (Oksanen *et al.*, 2020), enquanto a ANOVA-rm foi realizada usando o pacote rstatix (Kassambara *et al.*, 2020).

Resultados

Variáveis abióticas e nutrientes

Os resultados da ANOVArm aplicados aos dados abióticos demonstram que a inserção de cinzas no ambiente aquático promove alterações nas variáveis físicas e químicas da água (Tabela 1, Figura 3 e 4). Em relação à temperatura da água, nós registramos alterações significativas em função do tempo de amostragem, com um decréscimo nos valores de temperatura, sem qualquer efeito dos tratamentos testados (Tabela 1, Figura 3a). A condutividade elétrica foi a condição abiótica que mostrou alterações significativas explicadas pela interação dos tratamentos com o tempo de

amostragem. Essa interação pode ser interpretada considerando que no início do experimento os valores de condutividade elétrica foram similares entre os tratamentos. No entanto, nós observamos aumento da condutividade já no quarto dia (principalmente considerando as maiores adições; Tabela 1, Figura 3b). Para o pH e turbidez foram registradas alterações significativas apenas em função do tempo de amostragem, sem efeito dos tratamentos (Tabela 1, Figura 3c-d).

Tabela 1: Efeitos da presença de cinzas e tempo de amostragem em variáveis abióticas e nutrientes totais e dissolvidos avaliadas usando Análise de Variância com medidas repetidas (valores significativos são destacados em negrito).

	Tratamento		Tempo		Tratamento x Tempo	
	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>
Temperatura	0,471	0,710	478,867	<0,01	1,874	0,053
Condutividade elétrica	110,366	<0,001	484,292	<0,01	19,148	<0,01
pH	0,806	0,521	78,825	<0,01	0,805	0,666
Turbidez	1,292	0,340	7,428	<0,01	0,470	0,944
PT	8,712	0,005	22,959	<0,01	2,743	0,020
Ortofosfato	1,261	0,345	11,509	<0,01	1,202	0,334
Nitrato	3,224	0,075	11,002	<0,01	1,483	0,204
N_amoniacal	10,061	0,003	2,062	0,176	1,677	0,144

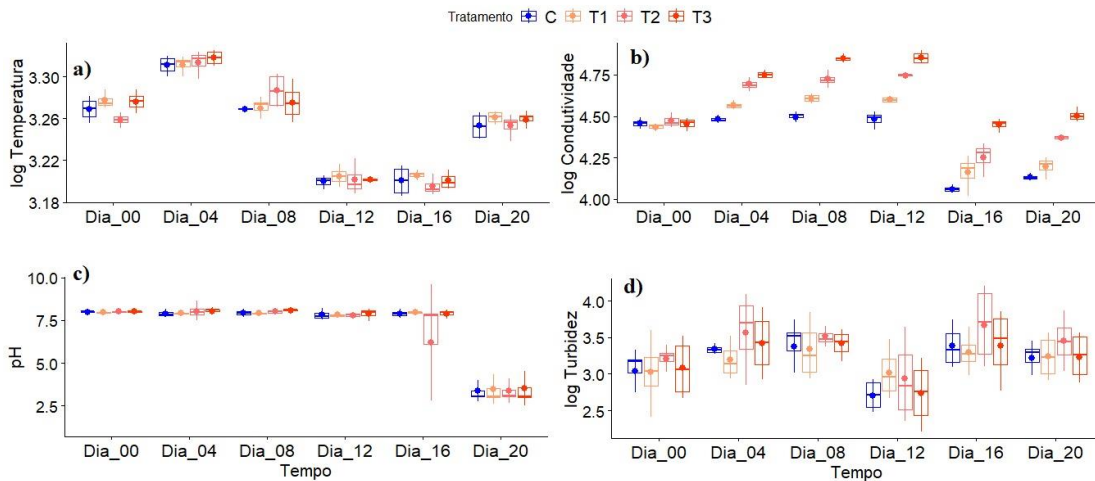


Figura 3: Variação temporal dos valores médios para temperatura (a), condutividade elétrica (b), pH (c) e turbidez (d), para os tratamentos controle (C), T1, T2 e T3, considerando os eventos de amostragem. Caixas retangulares representando o intervalo de dados. Linha horizontal representando a mediana do conjunto de dados. Círculos representando a média do conjunto de dados. Linhas verticais representando o desvio padrão.

Os resultados da ANOVArm aplicados aos dados de P-total indicaram uma interação significativa entre tratamento e tempo (Tabela 1, Figura 4a). Essa interação pode ser interpretada considerando que no início do experimento os teores de P foram similares entre os tratamentos. No entanto, nós observamos um aumento da concentração de P-total com o aumento da concentração de cinzas nos demais dias (principalmente considerando as duas maiores adições; Figura 4a). Ortofosfato e nitrato apresentaram variações significativas apenas em função do tempo (diminuindo a concentração ao longo do tempo), e não mostraram qualquer interação significativa para qualquer nível de tratamento testado (Tabela 1, Figura 4b-c). N-amoniaco apresentou uma resposta significativa ao tratamento, uma vez que os valores iniciais em todos os aquários eram parecidos, mas o valor médio no nível de teste com a concentração mais alta de cinzas foi aumentando gradativamente no decorrer do experimento (Tabela 1, Figura 4d). A contribuição das cinzas alterando a disponibilidade de nutrientes pode ser vista nos aquários com apenas água deionizada (Figura 5).

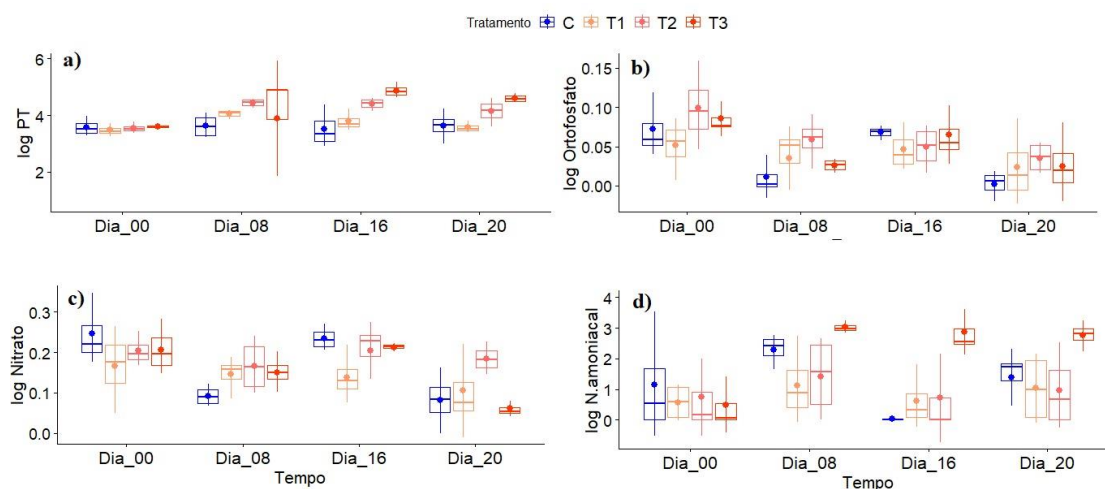


Figura 4: Variação temporal dos valores médios para fósforo total (a), ortofosfato (b), nitrato (c) e nitrogênio amoniacal (d), para os tratamentos controle (C), T1, T2 e T3, considerando os eventos de amostragem. Caixas retangulares representando o intervalo de dados. Linha horizontal representando a mediana do conjunto de dados. Círculos representando a média do conjunto de dados. Linhas verticais representando o desvio padrão.

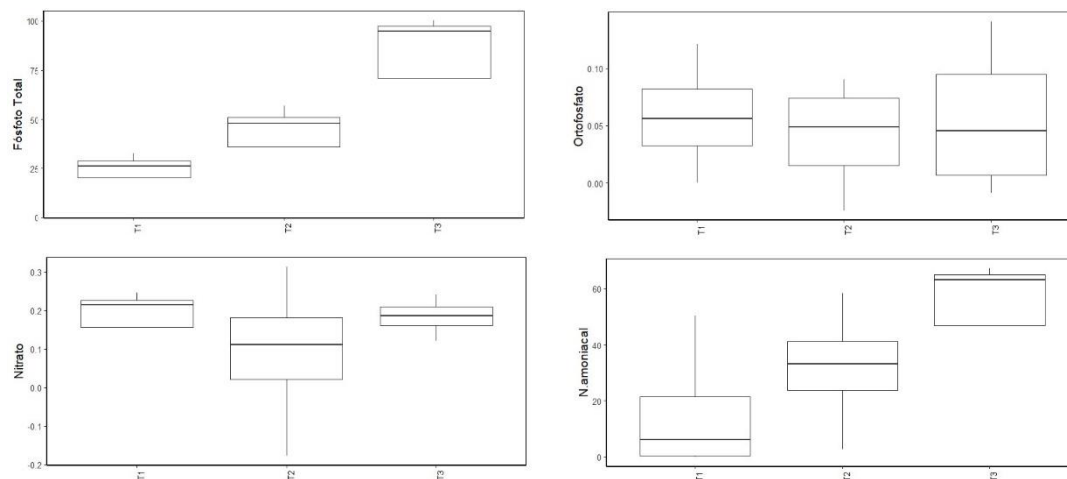


Figura 5: Variação dos valores de fósforo total (a), ortofosfato (b), nitrato (c) e N-amoniacal (d), para os tratamentos T1, T2 e T3 apenas contendo água deionizada, considerando os eventos de amostragem. Caixas retangulares representando o intervalo de dados. Linha horizontal representando a mediana do conjunto de dados. Linhas verticais representando o desvio padrão.

Comunidade fitoplanctônica

Foram identificados 242 táxons fitoplanctônicos ao longo de todo o experimento, compreendendo diatomáceas (17 táxons de Bacillariophyceae, 6 táxons de Coscinodiscophyceae e 1 táxon de Mediophyceae), algas verdes (70 táxons de Chlorophyceae e 8 táxons de Trebouxiophyceae), cianobactérias (38 táxons de Cyanophyceae), desmídias (82 táxons de Zygnemathophyceae), euglenofíceas (17 táxons de Euglenophyceae) e outros táxons (Cryptophyceae, Dinophyceae e Xanthophyceae, cada qual com 1 táxon).

De maneira geral, as diatomáceas *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen, *Aulacoseira ungeriana* cf., *Achnantheidium minutissimum* (Kütz.) Czarn, *Lemnicola hungarica* (Grunow) Round & Basson, *Nitzschia* sp.1 e *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compère, as algas verdes *Monoraphidium griffithii* (Berkeley) Komárková-Legnerová, *Monoraphidium contortum* (Thur.) Komárk.-Legn e *Monoraphidium irregulare* (G.M.Sm.) Komárk.-Legn, as cianobactérias *Chroococcus dispersus* (Keissl.) Lemmerm, *Potamolinea aerugineocaerulea* (Gomont) M.D. Martins & L.H.Z. Branco, *Epigloeosphaera brasílica* M.T.P. Azevedo et al e *Snowella lacustris* (Chodat) Komárek & Hindák tiveram as maiores contribuições em densidade tanto no tratamento controle como nos tratamentos com cinzas ao longo do experimento. Em relação a composição de espécies, nós observamos ao longo do experimento um aumento no registro de táxons de algas verdes e cianobactérias especialmente nos tratamentos com cinza, e desmídias, tanto no tratamento controle como nos tratamentos com cinza. Também observamos um decréscimo no registro de euglenofíceas especialmente no último período de amostragem (Figura 7, Tabela 2).

O teste de ANOVArm aplicado aos dados de riqueza total de espécies mostrou alterações significativas apenas em função do tempo de amostragem, assim como para a riqueza total de algas verdes e desmídias (Tabela 2, Figura 6). Essas diferenças podem ser interpretadas considerando que no início do experimento os valores de riqueza total e dos grupos foram similares entre os tratamentos. No entanto, nós observamos mudanças a partir do 12º dia (Figura 6). A riqueza de diatomáceas, cianobactérias, euglenofíceas e outros não mostrou qualquer interação significativa para tempo ou tratamento (Tabela 2, Figura 6).

O teste de ANOVArm aplicado aos dados de densidade total de espécies mostrou alterações significativas apenas em função do tempo de amostragem, onde nós identificamos uma fase inicial de aumento da densidade total (4º dia de amostragem)

seguido de um decréscimo ao final do experimento (16° e 20° dia, Tabela 2, Figura 7), acompanhando o decréscimo dos parâmetros analisados. Diferenças em função do tempo de amostragem também foram identificadas para a densidade dos grupos das diatomáceas, algas verdes, desmídias e cianobactérias (Tabela 2, Figura 7). Para as euglenofíceas e outros grupos de menores contribuições não foi identificado qualquer interação significativa para tempo ou tratamento (Tabela 2, Figura 7).

O teste de ANOVArm aplicado aos dados dos eixos 1 e 2 da NMDS mostrou alterações significativas em função do tempo de amostragem para os eixos 1 e 2, tanto para os dados de densidade como de composição (presença-ausência) de táxons, enquanto para os escores do eixo 1 dos dados de composição (presença-ausência) foi identificada diferenças entre os tratamentos (Tabela 2, Figura 8).

Tabela 2: Efeitos da presença de cinzas e tempo de amostragem na comunidade fitoplanctônica (riqueza, densidade, NMDS) usando Análise de Variância com medidas repetidas, considerando os valores de F e p.

	Tratamento		Tempo		Tratamento x tempo	
	F	p	F	p	F	p
Riqueza						
log Riqueza total	0,171	0,827	4,120	0,015	0,363	0,982
log Diatomáceas	0,530	0,673	2,735	0,060	0,668	0,801
log Algas verdes	0,494	0,695	3,793	0,020	0,884	0,586
log Desmídias	1,075	0,408	29,403	<0,001	0,509	0,923
log Cianobactérias	0,887	0,484	1,322	0,307	1,135	0,355
log Euglenofíceas	0,255	0,856	1,501	0,248	0,557	0,891
log grupo Outros	0,220	0,880	0,845	0,539	0,922	0,547
Densidade						
log Densidade total	0,325	0,808	41,921	<0,01	1,200	0,307
log Diatomáceas	1,088	0,403	63,710	<0,01	1,060	0,417
log Algas verdes	0,085	0,966	3,191	0,037	1,218	0,294
log Desmídias	1,290	0,336	18,684	<0,01	0,866	0,604

log Cianobactérias	1,001	0,436	32,461	<0,01	1,316	0,233
log Euglenofíceas	0,832	0,509	2,259	0,102	0,813	0,658
log grupo Outros	0,220	0,880	0,845	0,539	0,880	0,547
NMDS						
NMDS 1 densidade	0,364	0,781	49,301	<0,01	0,381	0,978
NMDS 2 densidade	0,233	0,871	14,449	<0,01	0,742	0,73
NMDS 1 presença-ausência	5,240	0,023	33,520	<0,01	0,651	0,816
NMDS 2 presença-ausência	0,411	0,749	9,051	<0,01	<u>1,527</u>	0,136

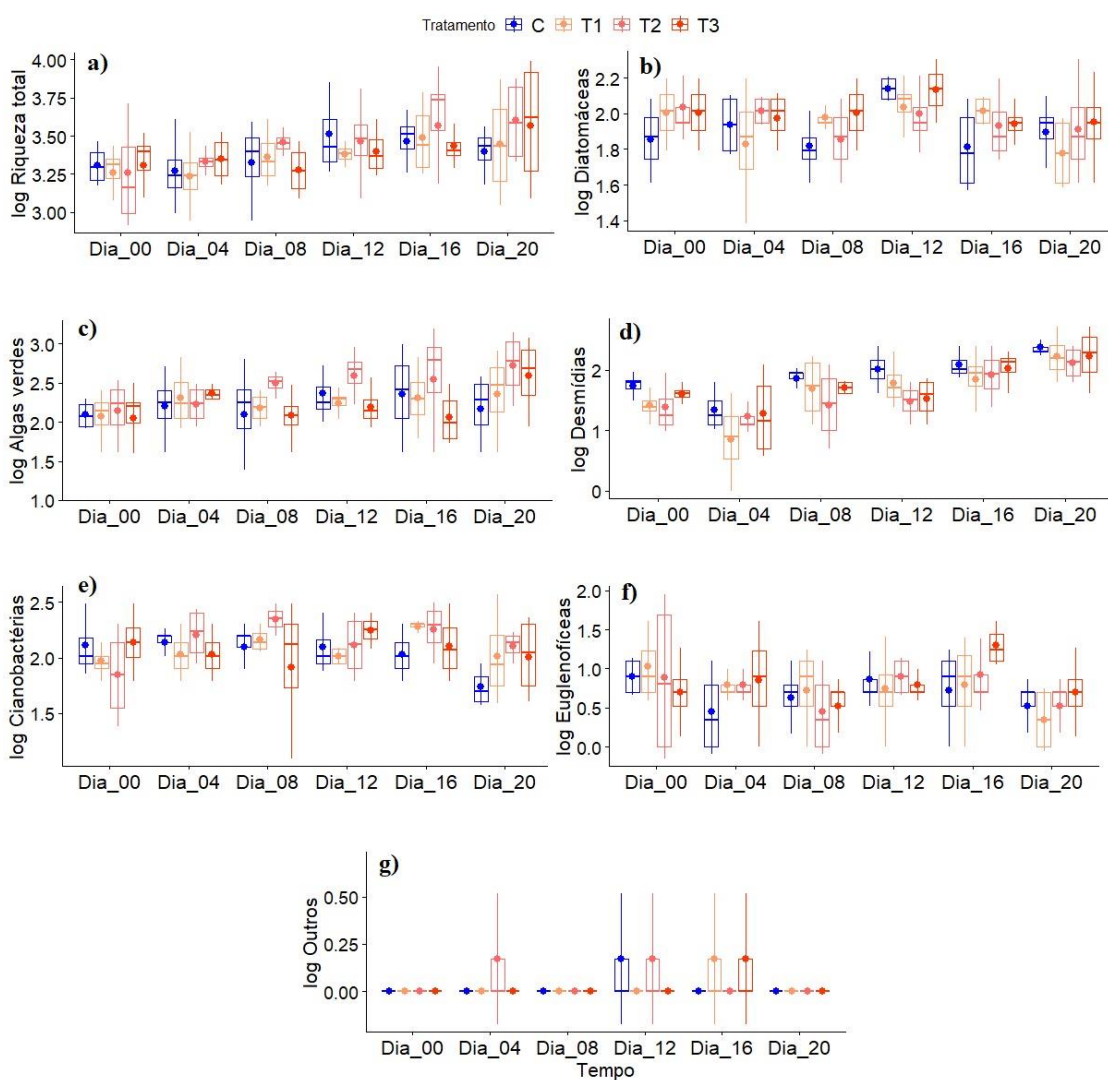


Figura 6: Variação temporal dos valores médios da riqueza (log+1) de espécies encontradas no decorrer do experimento, separadas em riqueza total (a), diatomáceas (b),

algas verdes (c), desmídias (d), cianobactérias (e), euglenofíceas (f) e outros (g) para os tratamentos controle (C), T1, T2 e T3, considerando os eventos de amostragem.

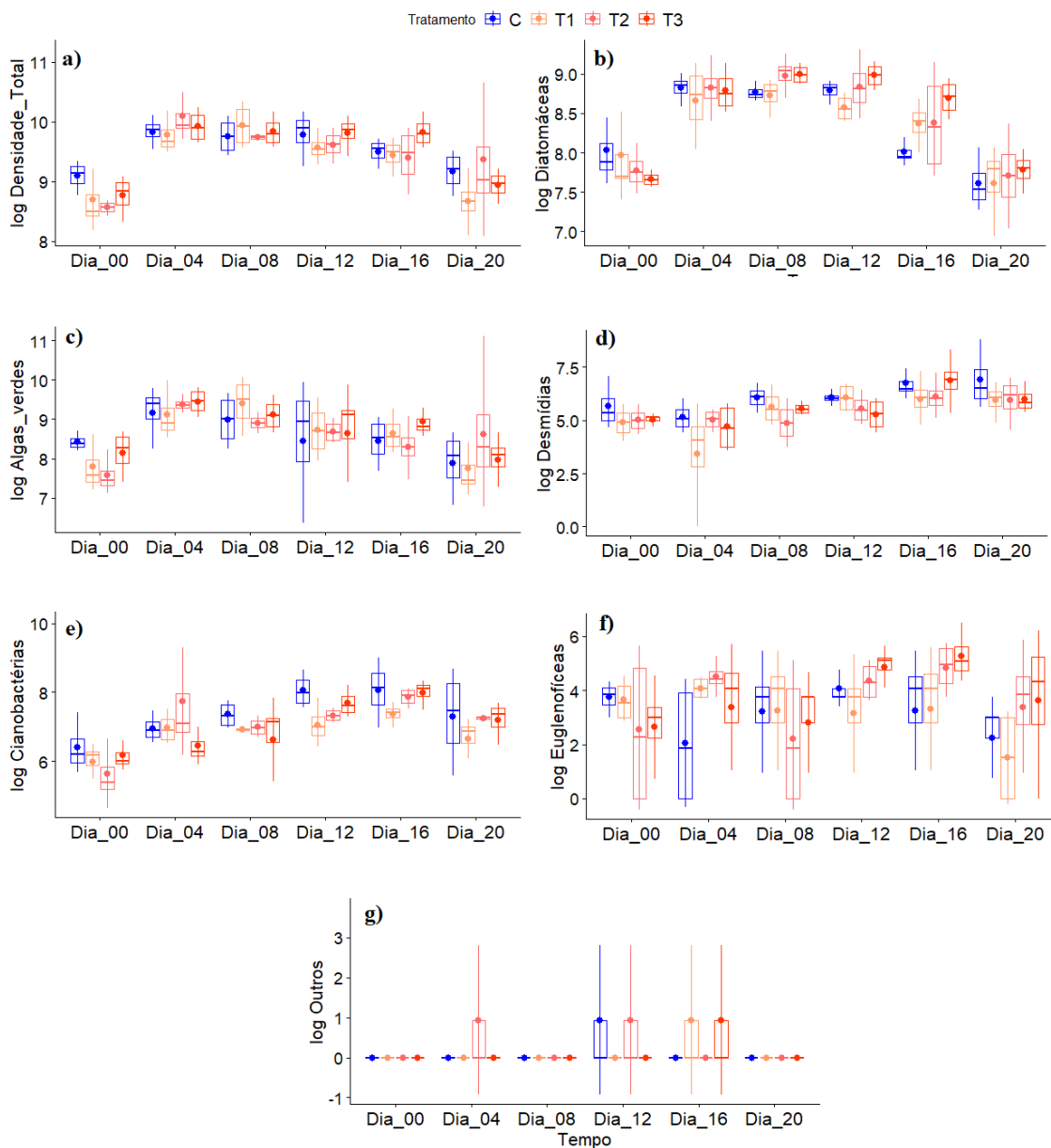


Figura 7: Variação temporal dos valores médios da densidade (log+1) de espécies encontradas no decorrer do experimento, separadas em densidade total (a), diatomáceas (b), algas verdes (c), desmídias (d), cianobactérias (e), euglenofíceas (f) e outros (g) para os tratamentos controle (C), T1, T2 e T3, considerando os eventos de amostragem.

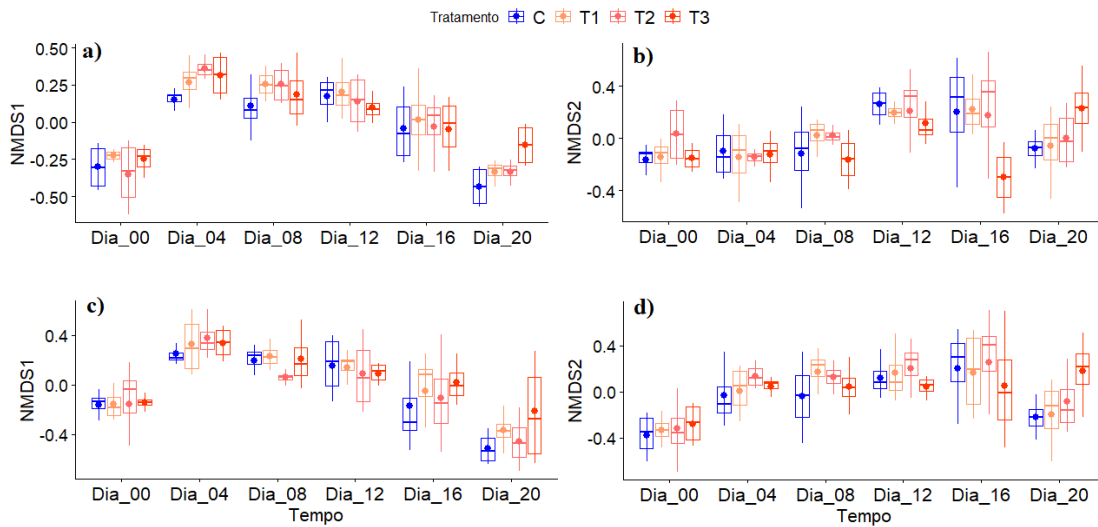


Figura 8: Variação temporal no primeiro e segundo eixos da Análises de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) para densidade (a-b) e presença-ausência (c-d) fitoplanctônica para os tratamentos controle (C), T1, T2 e T3, considerando os eventos de amostragem.

A ANOVAmr para o teste de Shannon, apontou uma variação significativa da diversidade da comunidade fitoplanctônica apenas em função do tempo ($P < 0,05$; $F = 16,165$), sugerindo que a comunidade como um todo é bem diversa, e resistente a perturbações no geral (Figura 9a). Já a métrica de Evennes aponta a uniformidade das abundâncias das espécies na comunidade como um todo. Esta apresentou alterações significativas apenas em função do tempo ($P < 0,05$; $F = 16,068$), sugerindo que a comunidade toda está bem representada. No entanto, após a inserção de cinzas no ambiente pode ter sido um catalizador para essas alterações na dinâmica “estável” da comunidade (principalmente os tratamentos T3), ocasionando uma dominância temporárias de algumas espécies, mas que logo no 12º dia de experimento voltou para um padrão parecido com os do dia 0, no início do experimento (Figura 9b). Todos os pressupostos dos testes foram atendidos nessa etapa.

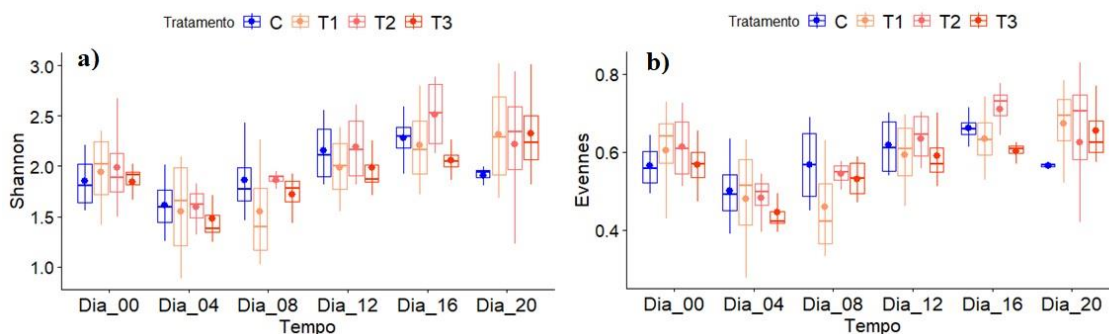


Figura 9: Variação temporal dos valores médios da diversidade de espécies no índice de Shannon (a) e a equabilidade de espécies de Evennes (b), considerando os intervalos amostrais do experimento, para os tratamentos controle (C), T1, T2 e T3, considerando os eventos de amostragem.

Discussão

Nosso estudo experimental visou avaliar como as cinzas provenientes de queimadas no Cerrado brasileiro poderiam influenciar a qualidade da água e a estrutura da comunidade fitoplanctônica. Como nós esperávamos, a presença das cinzas na água aumentou as concentrações de nutrientes sobretudo fósforo e nitrogênio amoniacal, e aumentou a condutividade elétrica. Também registramos alterações significativas ao longo dos períodos de amostragem na temperatura, pH, turbidez, ortofosfato e nitrato. Já em relação a comunidade fitoplanctônica, nós identificamos mudanças na composição de espécies baseado em presença-ausência ao longo dos tratamentos com as cinzas na ANOVAmr do primeiro eixo da NMDS, enquanto mudanças na riqueza e densidade da comunidade foram observadas apenas ao longo do tempo, não diferindo entre os tratamentos. Além disso, nós verificamos uma maior contribuição de diatomáceas, algas verdes e desmídias, diferentemente do que nós esperávamos com a inserção das cinzas, que seria uma maior contribuição de cianobactérias e algas mixotróficas, que tem maior afinidade com as condições ambientais alteradas pelas cinzas.

Já foi descrito na literatura científica algumas respostas fitoplanctônicas à presença de cinzas, como no aumento da densidade e biomassa de algas (Li *et al.*, 2023; Silva *et al.*, 2016; Weis *et al.*, 2022; Netshituni *et al.*, 2022), além de que em estudos com a inserção de cinzas vulcânicas ou de grandes queimadas também afetaram o enriquecimento de nutrientes por um curto período, afetando a qualidade da água e a comunidade fitoplanctônica (Wang *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2021). No entanto, são

poucos os estudos dedicados a descrever os efeitos das cinzas experimentalmente, tanto na qualidade da água como nas comunidades aquáticas, evidenciando uma lacuna no conhecimento científico. Os estudos em águas continentais são ainda mais escassos, tornando as informações geradas neste trabalho ainda mais valiosas, para avaliar os possíveis impactos que as cinzas de queimadas no ambiente terrestre podem acarretar ao longo do tempo no funcionamento do ambiente aquático.

Em relação a qualidade da água, nós registramos importantes alterações com a adição das cinzas nas concentrações de P-total e N-amoniaco bem como na condutividade elétrica. As concentrações de nutrientes, principalmente, são fatores essenciais na qualidade da água, sobretudo, porque estão diretamente associados com o grau de trofia dos ecossistemas aquáticos, além de serem fatores limitantes para o desenvolvimento dos produtores primários, como por exemplo, o fitoplâncton (Reynolds, 2006). Estudos tem demonstrado que a qualidade da água em rios, riachos, lagos e reservatórios podem sofrer degradação devido ao aumento de nutrientes (ex., fósforo e nitrogênio) e demais poluentes oriundos das cinzas de queimadas (Smith *et al.*, 2011; Santín *et al.*, 2015; Son *et al.*, 2015; Rhoades *et al.*, 2019), e isso, pode ocasionar alterações drásticas no funcionamento dos ecossistemas e conseqüentemente nos usos múltiplos dos recursos hídricos.

Nossos resultados sugerem que as concentrações de cinzas utilizadas não foram suficientes para ocasionar alterações na riqueza e abundância na comunidade. Estudos já desenvolvidos apresentam uma grande variação nas quantidades de cinzas utilizadas, sendo encontrado efeitos, por exemplo, em estudos que com cinzas vulcânicas, que variaram de 1 mg/L^{-1} a 15 mg/L^{-1} (Modenutti *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2021), até estudos que apontam efeitos relacionados à presença de cinzas de vegetação terrestre com até 2 mg/L^{-1} (Netshituni *et al.*, 2022), o que reforça a diversidade de respostas ao distúrbio. Embora os efeitos da adição de cinzas sobre a densidade e riqueza de espécies, não tenham sido significativos, nós identificamos a mudança na composição das espécies, o que nos leva a supor que, num período de tempo maior, as mudanças de riqueza e densidade podem ocorrer, visto que as cianobactérias e algas apresentam diferentes respostas às mudanças antropogênicas. Além disso, os conjuntos de condições ambientais dentro das quais as populações apresentam um crescimento positivo varia de acordo com a quantidade e intensidade dos estressores antropogênicos (Salmaso & Tolotti, 2021; Naselli-Flores & Padisák, 2023). Considerando os efeitos da adição de cinzas sobre as concentrações de íons, P-total e N-amoniaco, que são essenciais no desenvolvimento das

cianobactérias e algas, é esperado que a comunidade fitoplanctônica responda tardiamente, após a degradação da qualidade da água. Assim, os impactos indiretos do fogo sobre a biota de água doce, pode depender dentre vários fatores, do tempo de exposição (Carvalho *et al.*, 2019).

Podemos avaliar todos estes resultados sob a luz de duas situações: a primeira é interpretar o evento da adição de cinzas no ambiente aquático como sendo um pulso de recursos onde, por exemplo, um dado nutriente é disponibilizado em grande quantidade e abruptamente. O pulso de recursos em geral é capaz de alterar as dinâmicas populacionais das espécies que são capazes de aproveitá-los (Stephens *et al.*, 2019; Yang *et al.*, 2008). Sendo assim, podemos interpretar a adição de cinzas no ambiente aquático como um evento cíclico da alteração de estações em ambientes savânicos tropicais, que apresentam alterações na umidade relativa do ar, temperaturas mais quentes, mais incidência solar e é marcado pela chegada das queimadas, no final do período seco neste bioma (Arruda *et al.*, 2018). A inserção de recursos no pico do período seco propiciaria o desenvolvimento de algas, que contribuiriam para um aumento da produtividade primária, que é corriqueiramente reportado como o período mais produtivo nas savanas tropicais (Li *et al.*, 2021).

Alguns estudos já reportaram o efeito das cinzas em ambientes aquáticos, como floração de algumas espécies fitoplanctônicas (dinoflagelados) e mortalidades em massa, alterações nas propriedades limnológicas da água que, alteradas rápidas o suficiente, não permitem que as espécies presentes sobrevivam ao novo estado do ambiente, quando este muda de grau trófico (Li *et al.*, 2021). Enquanto em ambientes terrestres, as cinzas vulcânicas ocasionaram o aumento da fertilização e aporte nutricional no solo.

A segunda situação é o próprio intervalo de tempo entre a inserção de uma propriedade nutricional no ambiente (definido como *input*), a modificação das características ambientais em resposta à presença desse novo elemento (interação desse elemento novo com elementos já presentes no ambiente), e a resposta da comunidade a esse conjunto de alterações sincronamente (a interação dos organismos no ambiente com as características nutricionais e limnológicas alteradas, produzindo um *output/resposta*), onde todo esse redesenho da população em função das alterações ao longo do tempo fosse um *time lag* de acomodação das espécies (Chang *et al.*, 2022).

Embora algumas de nossas expectativas não tenham sido corroboradas, nós encontramos efeitos significativos da adição de cinzas sobre a qualidade da água, e alterações na composição de espécies da comunidade fitoplanctônica. Portanto, estudos

que visem avaliar o impacto de queimadas nos ambientes aquáticos devem ser intensificados, uma vez que esses eventos têm sido cada vez mais reportados e os seus efeitos em curto, médio e longo prazo ainda não são bem definidos, o que pode interferir no funcionamento e na integridade dos ecossistemas aquáticos continentais.

Referências bibliográficas

ALEXANDRA, J., FINLAYSON, C.M. 2020. Floods after bushfires: rapid responses for reducing impacts of sediment, ash, and nutrient slugs, **Australasian Journal of Water Resources**, 24(1): 9-11.

ARRUDA, F. V., IZZO, T. J., TERESA, F. B., & CAMAROTA, F. 2020. Different burning intensities affect cavity utilization patterns by arboreal ants in a tropical savanna canopy. **Ecological Indicators**, 116, 106493.

ARRUDA, F. V. D., SOUSA, D. G. D., TERESA, F. B., PRADO, V. H. M. D., CUNHA, H. F. D., & IZZO, T. J. 2018. Trends and gaps of the scientific literature about the effects of fire on Brazilian Cerrado. **Biota Neotropica**, 18: e20170426.

BICUDO, C. E. M. & MENEZES M., 2017. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições. **RiMa Editora**.

BORICS, G., ABONYI, A., SALMASO, N., & PTACNIK, R. 2021. Freshwater phytoplankton diversity: models, drivers and implications for ecosystem properties. **Hydrobiologia**, 848, 53-75.

BRITO, D. Q., PASSOS, C. J. S., MUNIZ, D. H., & OLIVEIRA-FILHO, E. C. 2017. Aquatic ecotoxicity of ashes from Brazilian savanna wildfires. **Environmental Science and Pollution Research**, 24, 19671-19682.

Campos, I. M. A. N., Abrantes, N., Vidal, T., Bastos, A. C., Gonçalves, F., & Keizer, J. J. 2012. Assessment of the toxicity of ash-loaded runoff from a recently burnt eucalypt plantation. **European Journal of Forest Research**, 131, 1889-1903.

Carvalho, F., Pradhan, A., Abrantes, N., Campos, I., Keizer, J. J., Cássio, F., & Pascoal, C. (2019). Wildfire impacts on freshwater detrital food webs depend on runoff load, exposure time and burnt forest type. **Science of the Total Environment**, 692, 691-700.

Charette, T., & Prepas, E. E. 2003. Wildfire impacts on phytoplankton communities of three small lakes on the Boreal Plain, Alberta, Canada: a paleolimnological study. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 60(5), 584-593.

Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian journal of ecology**, 18(1), 117-143.

Chang, C. W., Miki, T., Ye, H., Souissi, S., Adrian, R., Anneville, O., Agasil H., Ban S., Be'eri-Slevin Y., Ciang Y., Feuchtmayr H., Gal G., Ichise S., Kagami M., Liu X., Matsuzaki S. S., Manca M. M., Nõges P., Piscia R., Rogora M., Shiah F., Thackera S. J., Widdicombe C. E., Wu J., Zohary T., & Hsieh, C. H. 2022. Causal networks of phytoplankton diversity and biomass are modulated by environmental context. **nature communications**, 13(1), 1140.

da Cunha, H. F., Ramalho, W. P., Dias, A. M., Peixoto, B. R., Jesus, G. S., de Paula Oliveira, J., & da Silva, T. M. P. 2020. Post-fire recovery of arthropod assemblage in an area of Brazilian savanna. **EntomoBrasilis**, 13, e0885-e0885.

de Menezes Sousa Zago, L., Ramalho, W. P., de Melo Silva-Neto, C., & Caramori, S. S. 2020. Biochemical indicators drive soil quality in integrated crop–livestock–forestry systems. **Agroforestry Systems**, 94, 2249-2260.

Dias, D., Bernardo, M., Matos, I., Fonseca, I., Pinto, F., & Lapa, N. 2020. Activation of co-pyrolysis chars from rice wastes to improve the removal of Cr³⁺ from simulated and real industrial wastewaters. **Journal of Cleaner Production**, 267, 121993.

Durigan, G., Pilon, N. A., Abreu, R. C., Hoffmann, W. A., Martins, M., Fiorillo, B. F., ... & Vasconcelos, H. L. 2020. No net loss of species diversity after prescribed fires in the Brazilian savanna. **Frontiers in Forests and Global Change**, 3, 13.

Ficken, C. D., & Wright, J. P. 2017. Contributions of microbial activity and ash deposition to post-fire nitrogen availability in a pine savanna. **Biogeosciences**, 14(1), 241-255.

Guiry, M., & Guiry, G. 2021. **AlgaeBase**. World-wide electronic publication, National University of Ireland. Retrieved from <http://www.algaebase.org>

Haidar, R. F., Fagg, J. M. F., Pinto, J. R. R., Dias, R. R., Damasco, G., Silva, L. D. C. R., & Fagg, C. W. 2013. Florestas estacionais e áreas de ecótono no estado do Tocantins,

Brasil: parâmetros estruturais, classificação das fitofisionomias florestais e subsídios para conservação. **Acta Amazonica**, 43, 261-290.

He, T., Lamont, B. B., & Pausas, J. G. 2019. Fire as a key driver of Earth's biodiversity. **Biological Reviews**, 94(6), 1983-2010.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403(6772), 853-858.

Naselli-Flores, L., & Padisák, J. 2022. Ecosystem services provided by marine and freshwater phytoplankton. **Hydrobiologia**, 1-16.

Li, J., Zhang, Z., Tao, J., Pan, Y., Luo, L., & Han, Z. 2023. The impact of biomass burning emissions on aerosol concentrations and depositions in the northern South China Sea region. **Frontiers in Environmental Science**, 11, 1124579.

Litchman, E., & Klausmeier, C. A. 2008. Trait-based community ecology of phytoplankton. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, 39, 615-639.

Lopes, M. H., Abelha, P., Lapa, N., Oliveira, J. S., Cabrita, I., & Gulyurtlu, I. 2003. The behaviour of ashes and heavy metals during the co-combustion of sewage sludges in a fluidised bed. **Waste Management**, 23(9), 859-870.

Machado, K. B., Bini, L. M., Melo, A. S., Andrade, A. T. D., Almeida, M. F. D., Carvalho, P., & Nabout, J. C. 2023. Functional and taxonomic diversities are better early indicators of eutrophication than composition of freshwater phytoplankton. **Hydrobiologia**, 850(6), 1393-1411.

Machado, K. B., Vieira, L. C. G., & Nabout, J. C. 2019. Predicting the dynamics of taxonomic and functional phytoplankton compositions in different global warming scenarios. **Hydrobiologia**, 830, 115-134.

Margalef R. 1983. **Limnología BIOLOGÍA Y CIENCIAS DE LA VIDA- ECOLOGIA**. P. 1010. Ediciones Omega

Miranda, H. S., Bustamante, M. M., & Miranda, A. C. 2002. 4. The Fire Factor. **In The cerrados of Brazil** (pp. 51-68). Columbia University Press.

Modenutti, B. E., Balseiro, E. G., Elser, J. J., Navarro, M. B., Cuassolo, F., Laspoumaderes, C., Souza M. S., & Villanueva, V. D. 2013. Effect of volcanic eruption

on nutrients, light, and phytoplankton in oligotrophic lakes. **Limnology and Oceanography**, 58(4), 1165-1175.

Muhid, P., Davis, T. W., Bunn, S. E., & Burford, M. A. 2013. Effects of inorganic nutrients in recycled water on freshwater phytoplankton biomass and composition. **Water research**, 47(1), 384-394.

Netshituni, V. T., Cuthbert, R. N., Dondofema, F., & Dalu, T. 2022. Effects of wildfire ash from native and alien plants on phytoplankton biomass. **Science of the Total Environment**, 834, 155265.

Rattis, L., Brando, P. M., Macedo, M. N., Spera, S. A., Castanho, A. D., Marques, E. Q., Costa N. Q., Silverio D. V., & Coe, M. T. 2021. Climatic limit for agriculture in Brazil. **Nature Climate Change**, 11(12), 1098-1104.

Reynolds, C. S. (2006). *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press.

Rice, E. W., Bridgewater, L., & American Public Health Association (Eds.). 2012. **Standard methods for the examination of water and wastewater** (Vol. 10). Washington, DC: American public health association.

Rhoades, C. C., Chow, A. T., Covino, T. P., Feghel, T. S., Pierson, D. N., & Rhea, A. E. 2019. The legacy of a severe wildfire on stream nitrogen and carbon in headwater catchments. **Ecosystems**, 22, 643-657.

Salmaso, N., & Tolotti, M. 2021. Phytoplankton and anthropogenic changes in pelagic environments. **Hydrobiologia**, 848(1), 251-284.

Santín, C., Doerr, S.H., Otero, X.L., Chafer, C.J., 2015. Quantity, composition and water contamination potential of ash produced under different wildfire severities. **Environ. Res.**142, 297–308

Silva, V., Abrantes, N., Costa, R., Keizer, J. J., Goncalves, F., & Pereira, J. L. 2016. Effects of ash-loaded post-fire runoff on the freshwater clam *Corbicula fluminea*. **Ecological Engineering**, 90, 180-189.

Smith, H. G., Sheridan, G. J., Lane, P. N., Nyman, P., & Haydon, S. 2011. Wildfire effects on water quality in forest catchments: A review with implications for water supply. **Journal of Hydrology**, 396(1-2), 170-192.

- Son, J.H., Kim, S., Carlson, K.H., 2015. Effects of wildfire on river water quality and riverbed sediment phosphorus. **Water Air Soil Pollut.** 226, 1–13
- Spencer, C. N., Gabel, K. O., & Hauer, F. R. 2003. Wildfire effects on stream food webs and nutrient dynamics in Glacier National Park, USA. **Forest Ecology and Management**, 178(1-2), 141-153.
- Tang, W., Lloret, J., Weis, J., Perron, M. M., Basart, S., Li, Z., Sathendranath S., Jackson T., Rodriguez E. S., Proemse B. C., Bowie A. R., Schallenberg C. Strutto P. G., Matear R., & Cassar, N. (2021). Widespread phytoplankton blooms triggered by 2019–2020 Australian wildfires. **Nature**, 597(7876), 370-375.
- Utermöhl, H. 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Mitteilungen**, 9(1), 1-38.
- Vidal, T., Pereira, J.L., Moreira, F., Silva, J., Santos, M., Campos, I., Benoliel, M.J., Paiva, J.M.,Cardoso, V.V., Barreto, R., Neto, A.Q., 2021. Responses of benthic diatoms to waters affected by post-fire contamination. **Sci. Total Environ.** 800, 149473
- Wall, W. A., Walker, A. S., Gray, J. B., & Hohmann, M. G. 2021. Fire effects on the vital rates and stochastic population growth rate of the rare shrub *Lindera subcoriacea* Wofford. **Plant Ecology**, 222, 119-131.
- Wang, W., Luo, C., Sheng, L., Zhao, C., Zhou, Y., & Chen, Y. 2021. Effects of biomass burning on chlorophyll-a concentration and particulate organic carbon in the subarctic North Pacific Ocean based on satellite observations and WRF-Chem model simulations: A case study. **Atmospheric Research**, 254, 105526.
- Weis, J., Schallenberg, C., Chase, Z., Bowie, A. R., Wojtasiewicz, B., Perron, M. M., Mallet M. D., & Strutton, P. G. 2022. Southern Ocean phytoplankton stimulated by wildfire emissions and sustained by iron recycling. **Geophysical Research Letters**, 49(11), e2021GL097538.
- Wright, J., DeLaMater, D., Simha, A., Ury, E., & Ficken, C. 2021. Changes in prescribed fire frequency alter ecosystem carbon dynamics. **Ecosystems**, 24, 640-651.
- Yang, L. H., Bastow, J. L., Spence, K. O., & Wright, A. N. (2008). What can we learn from resource pulses. **Ecology**, 89(3), 621-634.

Zhang, R., Schellenberg, M. P., Tian, D., Ma, F., Zhang, T., Wang, H., Wu Q., Bai Y., Han G., & Niu, S. 2021. Shifting community composition determines the biodiversity–productivity relationship under increasing precipitation and N deposition. **Journal of Vegetation Science**, 32(2), e12998.

Considerações finais

Com essa investigação, foi possível verificar que a presença de cinzas de queimadas da vegetação terrestre nos ecossistemas aquáticos pode ocasionar impactos sobre a qualidade da água e promover alterações nas comunidades aquáticas, como por exemplo, na composição das espécies. As concentrações de cinzas usadas neste experimento foram relativamente baixas, mas são quantidades próximas a valores reais disponibilizados naturalmente neste tipo de evento ao redor do globo. Nós conseguimos registrar alterações em várias propriedades limnológicas, como na concentração de nutrientes e condutividade elétrica, que como consequência, podem ter alguma relevância para as comunidades fitoplanctônicas a curto prazo, alterando a composição das espécies. Portanto, nossos achados, podem servir de base e serem importantes para novas investigações sobre os impactos das queimadas intencionais sobre a qualidade dos ecossistemas aquáticos continentais e sobre suas comunidades em períodos mais longos.