

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
DEPARTAMENTO DE HIDROBIOLOGIA

DANIEL GUIDO GIONGO

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DE UM INCÊNDIO DE GRANDES PROPORÇÕES
EM UM RESERVATÓRIO DE ÁGUA DOCE TROPICAL
(REPRESA DO LOBO, ITIRAPINA)**

SÃO CARLOS -SP
2025

Daniel Guido Giongo

Avaliação do impacto de um incêndio de grandes proporções em um reservatório de água doce tropical (Represa do Lobo, Itirapina)

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal de São Carlos para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Hugo Sarmento

São Carlos - SP
2025

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer aos meus pais, Renato e Lucimeire, por sempre acreditarem em mim, mesmo quando nem eu mesmo acreditava. Agradeço por todo o apoio e dedicação, pelas lições, pelo afeto, amor e, acima de tudo, por estarem sempre presentes na minha vida, me guiando em cada passo e apoiando minhas escolhas.

Aos meus primos João, Duda e Letícia, agradeço por fazerem parte das minhas memórias mais preciosas da infância e por continuarem me fazendo rir até hoje. Aos meus padrinhos (oficiais e não oficiais), Mário, Nívia e Lauriberto, meu agradecimento especial por me apoiarem desde que me conheço por gente e por proporcionarem momentos tão importantes na minha vida, muitos dos quais, sinceramente, nem sei se merecia.

Agradeço ao Prof. Dr. Hugo Sarmento por toda a orientação e pelos ensinamentos valiosos que me ofereceu, não apenas neste trabalho, mas também no início da minha trajetória acadêmica como biólogo. Sou imensamente grato pelo apoio recebido, bem como pelas oportunidades que surgiram a partir do nosso trabalho conjunto, oportunidades que eu jamais imaginaria alcançar.

Estendo meus agradecimentos a todos os professores que contribuíram para minha formação, desde os tempos da escola Mickey Mouse. Em especial, agradeço à teacher Roberta, por estar ao meu lado desde meus eternos 12 anos. Mais que uma professora, foi e continua sendo uma amiga querida que levarei para a vida.

Agradeço também à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo apoio à realização desta pesquisa de Iniciação Científica (processo nº 2023/13395-5), sem o qual este trabalho não teria sido possível.

Por fim, agradeço a todos aqueles com quem compartilhei momentos de alegria e descontração: meus amigos. Aos de graduação: Gabi, Ash, Bombom e Wesley, que estiveram ao meu lado nessa caminhada, aprendendo e se divertindo comigo. Aos amigos de laboratório: Elô, Rafa, Isra, Lari, Paula, Clara, Erick, Mari, Analu, Edna, Barbara e Julia, por todos os momentos inesquecíveis, seja nas trapalhadas com experimentos, seja nas saídas de campo. E também aos meus amigos online, espalhados por todo o Brasil: Kauê, Lara, Pomu, Rybo, Jeff e Shiro, que me fizeram companhia nos momentos de lazer e me deram forças para seguir em frente.

RESUMO

Os incêndios estão se tornando cada vez mais frequentes e intensos devido às mudanças climáticas. Seus efeitos sobre os ecossistemas terrestres e a atmosfera são bem conhecidos, incluindo a emissão de gases e cinzas, além da maior exposição do solo a intempéries. No entanto, os impactos sobre ambientes aquáticos ainda são pouco compreendidos. O objetivo desta pesquisa é avaliar as alterações nos parâmetros limnológicos e na dinâmica das comunidades planctônicas de um reservatório de água doce tropical (Represa do Lobo, Itirapina) após um incêndio de grandes proporções ocorrido em setembro de 2021. Os dados coletados no dia seguinte ao incêndio e nas quatro semanas subsequentes foram comparados com uma série temporal de 29 amostras mensais anteriores e 26 amostras mensais posteriores ao evento. A hipótese central é que as cinzas e resíduos derivados do fogo causaram alterações no ambiente aquático, modificando os parâmetros limnológicos, aumentando a disponibilidade de nutrientes e alterando a estrutura e o funcionamento das comunidades planctônicas. O incêndio afetou instantaneamente todas as variáveis, com grande parte delas retornando aos padrões originais, enquanto apenas quatro variáveis se desestabilizaram nos anos seguintes (turbidez, zona eufótica, abundância de *Synechococcus* e cladóceros). Além disso, observou-se que o ambiente estudado foi afetado espacialmente de forma homogênea, com apenas seis variáveis (biomassa fitoplanctônica, concentração de oxigênio dissolvido, fósforo total, matéria orgânica semelhante a ácido fúlvico edáfico, abundância de cianobactérias e cladóceros) apresentando divergências entre as áreas próximas à margem e ao centro do reservatório. Dessa forma, conclui-se que o incêndio afetou diretamente os fatores limnológicos e, conseqüentemente, as comunidades planctônicas, ainda que a maioria das variáveis tenha demonstrado alta resiliência ao longo do tempo.

Palavras-chave: fogo, águas continentais, limnologia, nutrientes, plâncton.

ABSTRACT

Wildfires are becoming increasingly frequent and intense due to climate change. The effects of fires on terrestrial ecosystems and the atmosphere are well documented, including the emission of gases and ash, as well as increased soil exposure to the elements. However, the impacts on aquatic environments remain poorly understood. The objective of this research is to assess changes in limnological parameters and the dynamics of planktonic communities in a tropical freshwater reservoir (Represa do Lobo, Itirapina) following a large-scale wildfire that occurred in September 2021. Data collected the day after the fire and during the subsequent four weeks were compared with a time series of 29 monthly samples taken before the fire and 26 monthly samples taken afterward. The central hypothesis is that the ash and residues from the fire caused changes in the aquatic environment, modifying limnological parameters, increasing nutrient availability, and altering the structure and functioning of planktonic communities. The fire immediately affected all variables, with most of them returning to their original patterns, while only four variables showed instability in the following years (turbidity, euphotic zone, *Synechococcus* and cladocerans abundance). Additionally, it was observed that the studied environment was spatially affected in a homogeneous manner, with only six variables (phytoplankton biomass, dissolved oxygen concentration, total phosphorus, humic-like organic matter, *Synechococcus* and cladocerans abundance) differing between the margin and center of the reservoir. Thus, it is concluded that the fire directly affected limnological factors and, consequently, planktonic communities, although most variables showed high resilience over time.

Key Words: fire, freshwater, limnology, nutrients, plankton.

SUMÁRIO

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	7
1.1 HIPÓTESE	9
2 OBJETIVOS	10
2.1 OBJETIVO GERAL	10
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	10
3 MATERIAL E MÉTODOS	10
3.1 LOCAL DO ESTUDO	10
3.2 AMOSTRAGENS E MEDIÇÕES EM CAMPO	11
3.3 ANÁLISES LABORATORIAIS	12
3.4 ANÁLISES DAS COMUNIDADES PLANCTÔNICAS	13
3.5 ANÁLISES DE FDOM	14
3.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	15
4 RESULTADOS	16
5 DISCUSSÃO	28
6 CONCLUSÕES	38
7 REFERÊNCIAS	Erro! Indicador não definido.

LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS

- CHLA - Clorofila-*a*
COD - Carbono orgânico dissolvido
DOM - *Dissolved organic matter* (matéria orgânica dissolvida)
EEM - *Excitation emission matrix* (matrizes de excitação e emissão)
FDOM - *Fluorescent dissolved organic matter* (matéria orgânica fluorescente dissolvida)
FR - Índice de Frescor
HIX - Índice de Aromaticidade
MAD - Desvio absoluto mediano
PCA - *Principal component analysis* (análise de componentes principais)
SR - *Slope ratio*
TP - *Total phosphorus* (fósforo total)
TSS - *Total suspended solids* (sólidos suspensos totais)
YFI - Índice de fluorescência Y
ZEU - Zona eufótica
ZM - Zona de mistura

1 INTRODUÇÃO

O fogo é um grande distúrbio que influencia drasticamente a dinâmica da vegetação, da fauna e dos solos (HOPKINS et al., 2025). Menos conhecido, é o efeito do fogo nos ambientes aquáticos continentais e na qualidade da água, bem como no abastecimento e seus diversos usos (JOHNSTON; MAHER, 2022).

A classificação do regime do fogo é baseada nas características do incêndio e seus efeitos, tais como frequência, periodicidade, intensidade, tamanho, padrão, estação do ano (BROWN; SMITH, 2000). Apesar disso, há uma dificuldade em se prever como o fogo afeta os ecossistemas (ABELLA; ENGEL, 2013).

Com base no relatório das Nações Unidas para o Meio Ambiente (2021), os incêndios estão se tornando cada vez mais frequentes em escala mundial e esta situação apenas tende a se agravar. As condições climáticas favoráveis aos incêndios florestais deverão aumentar de frequência, intensidade e duração, principalmente nas áreas que já sofriam com esta problemática. Entre essas regiões, é possível destacar os biomas mais secos, como a Caatinga e o Cerrado no Brasil.

Tais previsões já estão se concretizando, como por exemplo os incêndios de grandes proporções que aconteceram na Amazônia em 2019, na Austrália de 2019 e 2020, na Califórnia em 2021, 2022 e 2023, no Canadá em 2023, e na Europa em 2017, 2019 e 2023. De forma geral, observa-se um padrão de aumento tanto em duração dos incêndios (WESTERLING, 2006) quanto em área queimada (DENNISON et al., 2014; STAVROS et al., 2014). Estes aumentos estão intrinsecamente ligados com as mudanças climáticas, provocadas por ações antropogênicas, como a queima de combustíveis fósseis ou até mesmo a utilização do fogo de forma deliberada, que geram mudanças na temperatura e umidade do ar, bem como teor de umidade dos combustíveis (ABATZOGLOU; WILLIAMS, 2016; WESTERLING, 2016). Períodos quentes e secos mais extensos, proporcionam o aumento de incêndios florestais de

alta severidade que, por consequência, alteram de forma dramática ecossistemas inteiros (LAUVAUX; SKINNER; TAYLOR, 2016; TEPLEY; VEBLÉN, 2015).

No que diz respeito às consequências dos incêndios, eles podem afetar diretamente a qualidade e quantidade dos recursos hídricos através do aumento do escoamento superficial após os incêndios, além de proporcionar o acúmulo de cinzas e detritos, perturbando a ciclagem de nutrientes (BLADON et al., 2014; NYMAN; SHERIDAN; LANE, 2010; SHAKESBY; DOERR, 2006). As alterações causadas pelos incêndios, sejam físicas ou químicas, facilitam o transporte dos nutrientes através das chuvas e do vento para dentro dos corpos de água, resultando, por exemplo, no aumento de florações de algas microscópicas baaçoque podem ser tóxicas (BASSO et al., 2021).

Os efeitos do fogo nos ecossistemas aquáticos podem ser diretos, como o aumento da luminosidade pela falta de vegetação costeira ou indiretos, como a alteração do pH devido a entrada das cinzas posteriores ao incêndio. Além disso, eles podem afetar uma pequena região ou um ecossistema inteiro, em diferentes padrões e períodos, podendo apresentar efeitos cumulativos (BROWN; SMITH, 2000).

Uma das variáveis comumente afetadas por incêndios florestais são os sólidos totais dissolvidos (TSS), que refletem diretamente a entrada de impurezas liberadas pelo fogo nos corpos hídricos. A concentração de TSS pode variar significativamente conforme a localização e a magnitude do incêndio, bem como o tamanho do corpo d'água afetado. Por exemplo, no Lago Yellowstone, mesmo com cerca de 25% de suas margens queimadas, o grande volume de água foi suficiente para diluir os materiais carreados, impedindo alterações significativas nos níveis de TSS (LATHROP, 1994). Em contrapartida, em lagos menores, observou-se um aumento expressivo nessa variável após incêndios (PINEL-ALLOUL et al., 2002).

O aumento dos incêndios florestais pode ameaçar os ambientes aquáticos continentais e os seus usos (SILVA, V. et al., 2016), no entanto, os efeitos do fogo têm sido raramente

estudados em amplas escalas espaciais e temporais, sendo que a maioria das pesquisas se referem sobretudo a riachos, e pouquíssimos em lagos ou reservatórios (BIXBY et al., 2015; GRESSWELL, 1999).



Figura 1 -Cerrado da Represa do Lobo, durante e após o incêndio.

Considerando a lacuna de pesquisa acerca dos efeitos de incêndio de grandes proporções em ambiente aquáticos lênticos, e tendo em conta os novos desafios climáticos previstos, este trabalho procura elucidar como um grande incêndio pode afetar a dinâmica de um reservatório, inserido no bioma Cerrado, através da análise das propriedades físicas, químicas da água (fatores abióticos), e das comunidades planctônicas (fatores bióticos).

1.1 HIPÓTESE

A hipótese central deste trabalho é que o incêndio ocorrido nas margens do ambiente aquático provocou alterações significativas nas variáveis abióticas, com repercussões mensuráveis sobre as comunidades biológicas. Supõe-se que tais alterações tenham sido mais pronunciadas nas proximidades das áreas diretamente afetadas pelo fogo, em comparação ao ponto central da represa. Ademais, considera-se que, ao longo do tempo, os parâmetros limnológicos tendem a retornar aos níveis anteriores ao distúrbio, evidenciando a resiliência e a capacidade de recuperação do ecossistema.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o efeito de um incêndio de grandes proporções sobre os parâmetros limnológicos e a dinâmica das comunidades planctônicas de um reservatório de água doce tropical (Represa do Lobo, Itirapina).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 1) Identificar as alterações nos fatores abióticos provocadas pelo incêndio e avaliar suas consequências nos fatores bióticos.
- 2) Verificar se o ponto amostral adicional próximo às margens queimadas foi desproporcionalmente afetado em comparação com o ponto central da represa.
- 3) Estimar o tempo necessário para o retorno dos parâmetros limnológicos aos patamares anteriores.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 LOCAL DO ESTUDO

A Represa do Lobo-Broa está localizada no interior do estado de São Paulo, entre os municípios de Itirapina e Brotas (22°15'S, 47°49'W). O clima é tropical, com períodos secos típicos de maio a outubro e estação chuvosa de novembro a abril. A represa situa-se a cerca de 770 m acima do nível do mar e possui aproximadamente 227,7 km² de área (CHALAR; TUNDISI, 2001). Foi criada em 1936 como reservatório da Usina Hidrelétrica do Lobo (UHL) e, com o tempo, passou a ser utilizada também como área de lazer e recreação (QUEIROZ; VALENCIO, 2000). Esse processo favoreceu a ocupação das margens, resultando na redução

da vegetação nativa de Cerrado ao longo das décadas. Em setembro de 2021, o seu entorno foi atingido por um vasto incêndio (Fig. 1), onde grande parte da vegetação nativa de Cerrado da Estação Ecológica de Itirapina (ESEC Itirapina) foi totalmente devastada pelo fogo.

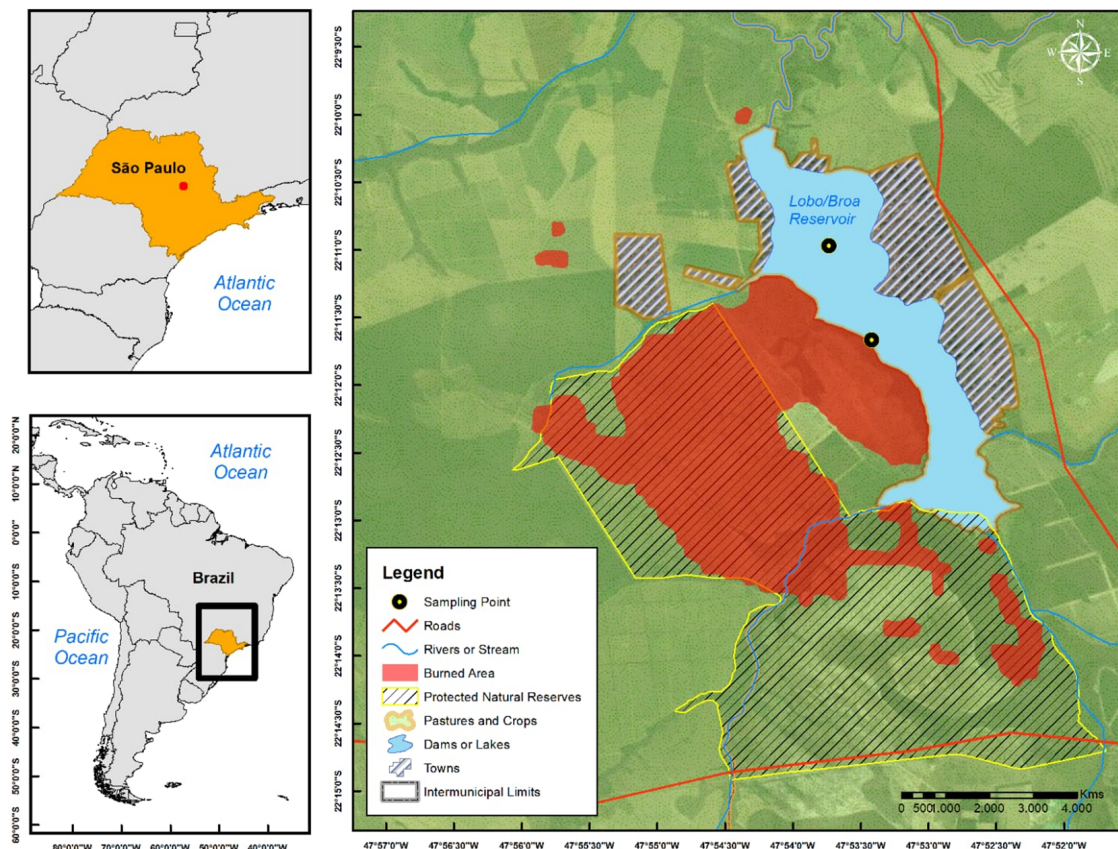


Figura 2 - Mapa da Represa do Lobo. A área em vermelho representa a parte queimada, a área amarela com traços pretos representa a reserva de proteção natural e a área laranja com traços brancos representa as cidades e construções civis. Por fim, a parte delimitada em azul representa o reservatório e os pontos pretos em seu interior representam os pontos de amostragem.

3.2 AMOSTRAGENS E MEDIÇÕES EM CAMPO

As variáveis selecionadas para este estudo foram escolhidas por sua relevância na avaliação da qualidade da água e por serem indicadores sensíveis às alterações provocadas por incêndios florestais. Esses parâmetros permitem identificar possíveis alterações físico-químicas decorrentes da entrada de cinzas, nutrientes e outros compostos orgânicos e inorgânicos no corpo hídrico. Além disso, são variáveis amplamente utilizadas em estudos similares, o que facilita a comparação dos resultados e a validação dos dados obtidos.

As amostragens foram realizadas no âmbito do “Observatório Microbiano do Reservatório do Broa” (BroaMO), que realiza coletas mensais desde março de 2018 no mesmo ponto localizado na região mais profunda do reservatório. Para este trabalho, foram utilizadas amostras coletadas entre 2019 e 2023, com dois anos antes e dois anos depois do incêndio devido a lacuna de dados nos anos anteriores por conta de uma sonda diferente. Além das coletas mensais, cinco campanhas semanais adicionais foram conduzidas no mês subsequente ao incêndio de 2021, incluindo a amostragem em um ponto adicional próximo às margens queimadas (Fig. 2).

Os parâmetros físicos, como temperatura da água e saturação de oxigênio, foram obtidos com sonda multiparamétrica Horiba U-50, e a transparência foi medida com disco de Secchi. O zooplâncton foi coletado com redes de arrasto de 45 μm de malha e 20 cm de diâmetro, realizando-se dois arrastos verticais de 5 m e três arrastos horizontais de 5 m. Adicionalmente, foram coletados 20 litros de água para processamento laboratorial.

3.3 ANÁLISES LABORATORIAIS

Para o fitoplâncton, a amostra bruta foi fixada com lugol, já para o zooplâncton coletado, formol 10%.

Em relação à clorofila-*a* (CHLA) e aos TSS, ambos foram filtrados com o auxílio de kitassatos e bombas a vácuo, utilizando um filtro GF-5 (poro de 0,4 μm , 47 mm de diâmetro, Macherey-Nagel) para a CHLA e outro GF-3 (poro de 0,6 μm , 47 mm de diâmetro, Macherey-Nagel) para TSS. Os filtros GF-3 foram previamente muflados à 450°C por 4 horas e pesados. Ambos filtraram cerca de 500 ml de amostra bruta até a sua saturação e deixados para secar em ambiente sem luz e armazenados a -20 para futuras análises (DESCY et al., 2000).

Para a obtenção dos TSS, os filtros GF-3 armazenados foram secos em uma estufa a 60°C *over-night* e pesados novamente.

Para a extração da CHLA, os filtros GF-3 foram cortados, foi adicionado álcool etílico 100% e colocados em banho-maria a 65°C por 5 minutos. Os tubos foram deixados em uma geladeira a 4°C por 24H e centrifugados por 10 minutos. Os tubos foram analisados em espectrofotômetro Hach DR 5000 nos comprimentos de onda 665 e 750 nm duas vezes, uma em sua forma original e outra com a adição de ácido clorídrico (HCL). Os resultados foram utilizados para o cálculo de CHLA através do método de Lorenzen (1967).

No caso das análises de fósforo total (TP), amostras de água bruta foram armazenadas no freezer a -20°C até a data da análise, quando foram submetidas a digestão e lidas em um sistema de cromatografia de íons Dionex ICS-1100 (Thermo Fisher).

Já para o carbono orgânico dissolvido (COD), foram utilizados 40 ml d'água filtrada por GF-5, fixados com ácido fosfórico 85% e armazenados em vidros âmbar na geladeira à 4°C, até sua posterior medição em um analisador Shimadzu TOC-VCPH. O pH, foi medido através de um pHmetro (Analion PM 608). A zona eufótica (ZEU) é definida como 1% da luz que chega à superfície e a zona de mistura (ZM) foram estimadas através da profundidade da termoclina, como revelado pelos níveis de O₂ dissolvido.

3.4 ANÁLISES DAS COMUNIDADES PLANCTÔNICAS

Os frascos de zooplâncton foram observados com o auxílio de uma lupa, já os de fitoplâncton com microscópio óptico, onde a contagem e a identificação dos organismos foi realizada.

Para a citometria de fluxo, amostras brutas foram fixadas com formol tamponado com bórax e pré-filtrado 1% e, instantaneamente, congeladas no nitrogênio líquido, seguido do seu armazenamento em um ultra-freezer a -80 °C, até sua análise em um citômetro FACSCalibur™

(BDBiosciences), que conta com um laser azul de 488 nm de argônio ionizado 15 mW (WRIGHT et al., 1991). Para leitura de fitoplâncton foram usados parâmetros dispersão lateral (SSC-H) e fluorescência de clorofila (FL3-H), e para a leitura de bactérias, dispersão lateral (SSC-H) e fluorescência verde (FL1-H), com adição do corante SYTO 13 (Thermo Fisher) na proporção de 1/100. Ambas as leituras foram realizadas com 200 µL de amostra e foram analisadas na velocidade baixa (Low) por 2 minutos ajustando o horizonte de eventos para que não ultrapassassem 1500 eventos por segundo. As amostras foram processadas utilizando o software Flowjo.

3.5 ANÁLISES DE FDOM

A análise da matéria orgânica dissolvida (DOM) foi realizada utilizando espectrofluorimetria. A amostra de água bruta foi filtrada por membranas de polycarbonato com poro de 0,2 µm e armazenada em frascos de vidro âmbar, previamente muflados a 450°C por 4 horas, sob refrigeração a 4°C. As amostras foram analisadas em um espectrofluorímetro Edinburgh FS5.

A espectroscopia de fluorescência gerou matrizes de excitação e emissão (EEMs) para cada leitura. Cada uma das amostras, juntamente com o branco (água milliQ), foram submetidas a um espectro de excitação de 240 a 450 nm, com intervalos de 5 nm e tempo de exposição de 0,25 s por intervalo. O espectro de absorbância foi obtido de 240 a 800 nm, com intervalos de 1 nm e duração de 0,2 s por intervalo (NIETO-CID; ÁLVAREZ-SALGADO; PÉREZ, 2006). A análise dos dados foi realizada utilizando o software MATLAB (versão R2018a, Mathworks) e a ferramenta DOMFluor (MURPHY et al., 2014), permitindo o cálculo dos índices ópticos e de fluorescência, como o índice de Slope Ratio (SR), os índices de frescor (FR), humificação (HIX), de fluorescência Y (YFI) e o coeficiente de absorção específica de ultravioleta a 254 nm (SUVA₂₅₄), utilizando dados de DOC.

Adicionalmente, foi empregada a Análise de Fatores Paralelos (PARAFAC) (STEDMON et al., 2003), que identificou os componentes principais nas amostras, os quais foram comparados com os picos característicos descritos na literatura (COBLE et al., 2007; STEDMON et al., 2003).

3.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Todos os procedimentos estatísticos foram realizados por meio do software RStudio. Para a definição dos resultados considerados estatisticamente significativos, como teste de Friedman e Wilcoxon, adotou-se como critério valores de p superiores a 0,05.

As análises de Componentes Principais (PCA - *Principal Component Analysis*) foram executadas com o pacote FactoMineR, com o intuito de sintetizar as informações contidas nas variáveis originais e identificar aquelas que apresentaram maior sensibilidade ao estresse ambiental decorrente do incêndio. A análise foi limitada às amostras coletadas entre a coleta 18 (19/08/2019) e a coleta 61 (21/03/2023), devido à ausência de dados para algumas variáveis fora destas datas.

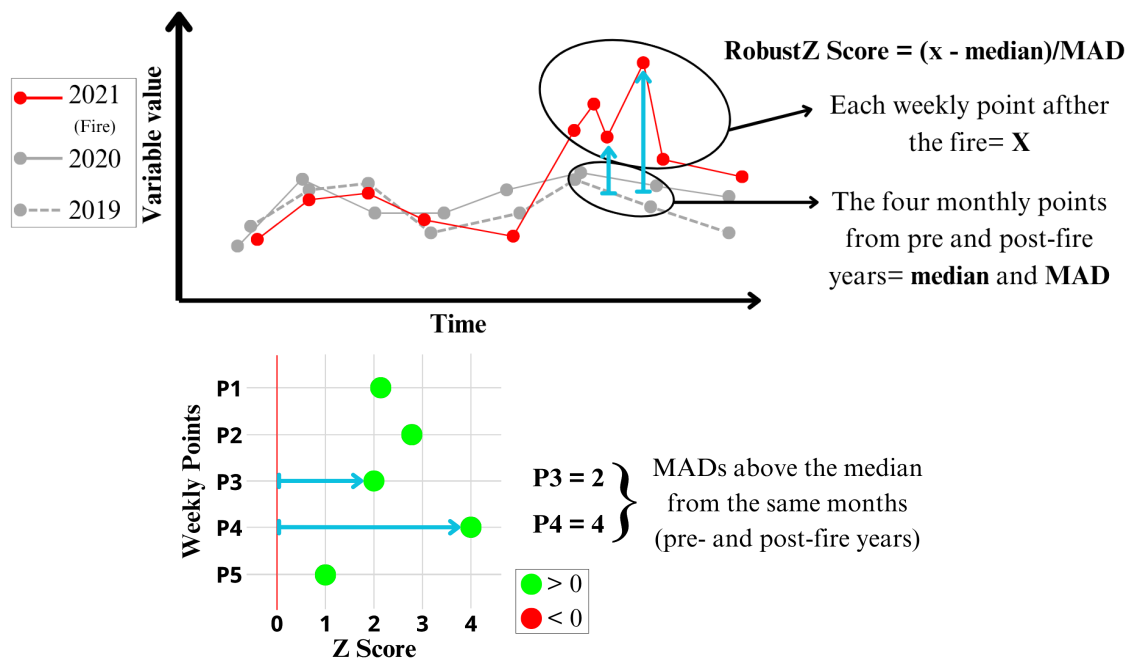


Figura 3: Esquema ilustrativo da análise utilizada para o cálculo do Z-score, os cinco pontos vermelhos circulado em preto representam as coletas semanais após o incêndio no ano de 2021 e os 4 pontos cinza circulado em verde representam as coletas mensais de agosto e setembro de 2020 e 2019.

Também foi realizado o cálculo do Z-score robusto, devido a anormalidade dos dados. Esta métrica estatística permite padronizar os valores de uma determinada variável, relacionando cada observação individual à mediana e ao desvio absoluto mediano (MAD) do respectivo conjunto de dados. Essa padronização possibilita a mensuração da distância entre um valor específico e a mediana do grupo, expressa em termos de desvios absolutos medianos, oferecendo uma perspectiva mais clara da dispersão e da posição relativa dos dados dentro da distribuição (Fig. 3).

4 RESULTADOS

Foram realizadas 2 PCA distintas, uma englobando variáveis físico-químicas e biológicas (Fig. 11) e outra focada na combinação de COD e fitoplâncton (Fig. 12).

Na primeira, os dois primeiros componentes explicaram juntos 44,77% da variância total dos dados (Dimensão 1 = 24,41%; Dimensão 2 = 20,36%). Seu biplot revelou a distribuição das amostras ao longo do gradiente ambiental, separando parcialmente os períodos de seca e chuva, além de destacar as amostras coletadas logo após o incêndio. No círculo de correlações (Fig. 11), observa-se que as variáveis biomassa fitoplanctônica (Phyto_Biomass), abundância de cianobactérias (BIOM_CYAN), CHLA e TP apresentaram os maiores pesos no eixo 1 (Dim 1), indicando maior influência desses fatores na variação entre as amostras. A ZM, a profundidade da ZEU e *Synechococcus* (SYNE) contribuíram principalmente para a segregação no eixo 2 (Dim 2).

Já na segunda, os dois primeiros componentes explicaram 55,28% da variância total (Dim 1 = 30,54%; Dim 2 = 24,74%). Conforme apresentado no círculo de correlações (Fig. 12), as maiores cargas no eixo 1 foram associadas ao TP, COD, biomassa fitoplanctônica, Biomassa de cianobactérias, componentes 2 e 3 e ao HIX.

Com base nas cargas (loadings) obtidas nas duas PCAs, foram selecionadas as seguintes variáveis para análise detalhada de anomalias pelo Z-score robusto: biomassa fitoplanctônica, abundância de cianobactérias, CHLA, TP, abundância de *Synechococcus*, profundidade da ZEU, DOC, HIX e os componentes FDOM (C1-C4, FR e SR).

Os dados de ambos os cálculos do índice Z evidenciam que os valores de TSS apresentaram um pico expressivo na quarta semana após o incêndio, alcançando 9,77 na comparação com os anos anteriores e 15,18 na comparação com os anos posteriores, resultado também observado no gráfico temporal (Apêndice). Além disso, observa-se que a segunda semana apresentou os menores valores em ambas as comparações, com Z-scores de -6,95 em relação aos anos anteriores e -4,77 em relação aos posteriores. De modo geral, observou-se

uma tendência de valores de Z mais elevados na comparação com os anos posteriores ao incêndio, resultado dos menores valores absolutos de TSS registrados em 2022 e 2023.

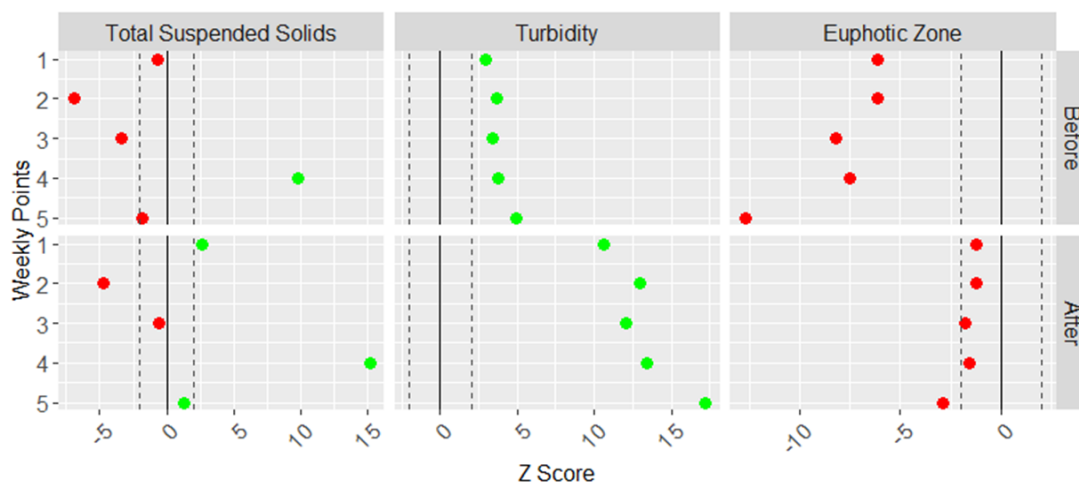


Figura 4: Resultados de Z-score de TSS, turbidez e zona eufótica, respectivamente. Os gráficos acima foram calculados com os meses anteriores e os abaixo com os meses posteriores ao incêndio. O eixo y são os pontos semanais coletados seguintes ao incêndio e o x são os valores de Z-score. As linhas verticais pretas indicam que não houve diferença, as linhas pontilhadas indicam os valores de -2 e 2 e pontos negativos coloridos de vermelho indicam diminuição, enquanto os positivos em verde indicam aumento.

Observou-se decréscimo da profundidade da ZEU ao longo do mesmo período (Apêndice). Todos os valores de Z-score associados à ZEU durante o período pós-incêndio foram negativos (Fig. 4), indicando que os dados observados entre agosto e setembro no ano do incêndio foram inferiores aos valores registrados nesses mesmos meses em anos anteriores e posteriores. Esse padrão reforça a hipótese de que o incêndio provocou uma redução significativa na entrada de luz no ambiente aquático. É notório que os valores foram mais pronunciados na comparação com os anos anteriores, sendo todos inferiores a -2. Nos dados dos anos posteriores, apenas a quinta semana apresentou valor abaixo desse limite.

A turbidez apresentou comportamento inverso, com todos os valores de Z positivos e superiores a 2 em ambas as comparações (Fig. 4). Observa-se também que os maiores valores ocorreram na comparação com os anos posteriores ao incêndio.

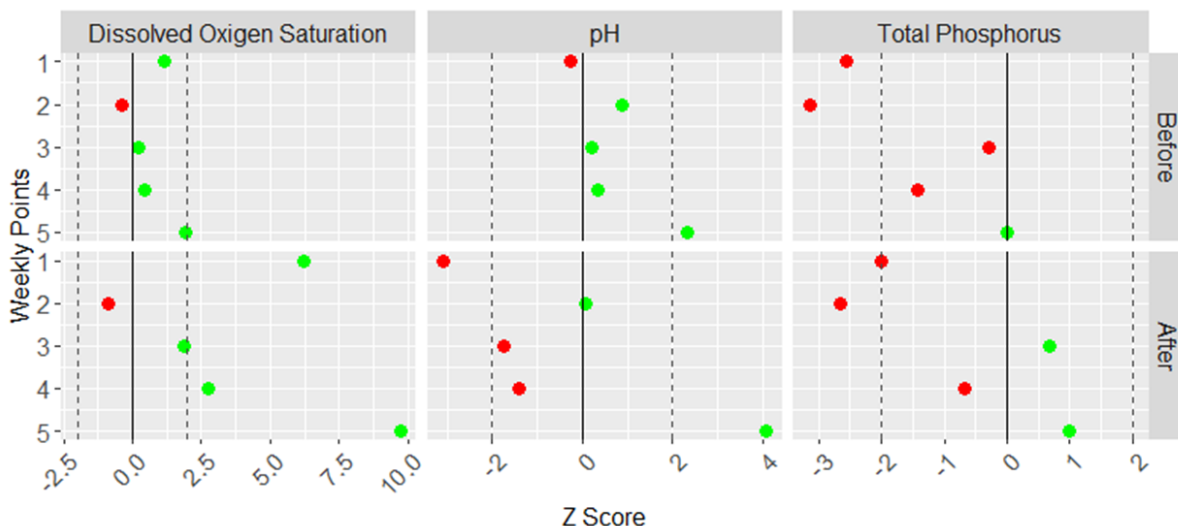


Figura 5: Resultados de Z-score da saturação de oxigênio dissolvido, pH e fósforo total, respectivamente. Os gráficos acima foram calculados com os meses anteriores e os abaixo com os meses posteriores ao incêndio. O eixo y são os pontos semanais coletados seguintes ao incêndio e o x são os valores de Z-score. As linhas verticais pretas indicam que não houve diferença, as linhas pontilhadas indicam os valores de -2 e 2 e pontos negativos coloridos de vermelho indicam diminuição, enquanto os positivos em verde indicam aumento.

Em relação às variáveis químicas, a saturação de oxigênio dissolvido apresentou poucos valores discrepantes quando comparada aos meses anteriores ao incêndio (Fig. 5). A exceção ocorreu na quinta semana, que atingiu um Z-score próximo de 2 (1,91). Na comparação com os meses posteriores ao incêndio, contudo, foram observados três valores bastante elevados, todos acima de 2: na primeira semana (6,20), na quarta (2,77) e na quinta semana (9,71).

Para o pH, a maioria dos valores de Z-score oscilou próxima de zero, tanto antes quanto depois do incêndio, indicando relativa estabilidade desse parâmetro ao longo do período (Fig. 5). Entre as exceções, destacam-se a quinta semana no período anterior (2,33), a primeira semana após o incêndio (-3,08) e a quinta semana no período pós-incêndio (4,08).

O TP apresentou comportamento distinto, com redução imediata nas semanas seguintes ao incêndio em ambas as comparações. Os menores valores de Z foram registrados nas duas primeiras semanas pós-evento (Fig. 5), sendo -2,57 e -3,14 na comparação com os anos anteriores e -2 e -2,66 na comparação com os anos posteriores.

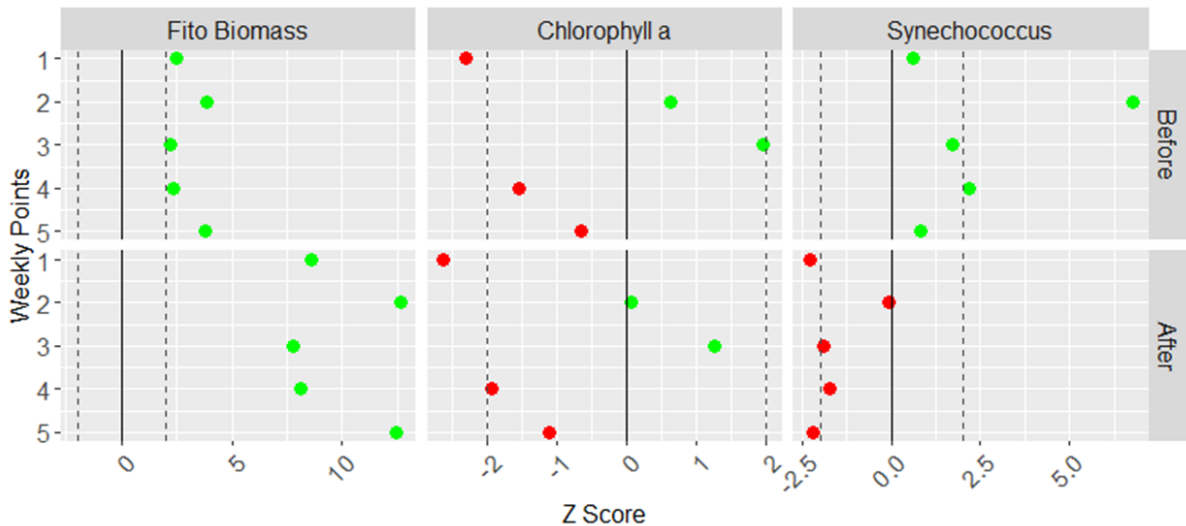


Figura 6: Resultados de Z-score da biomassa fitoplanctônica, clorofia-a e abundância de synechococcus, respectivamente. Os gráficos acima foram calculados com os meses anteriores e os abaixo com os meses posteriores ao incêndio. O eixo y são os pontos semanais coletados seguintes ao incêndio e o x são os valores de Z-score. As linhas verticais pretas indicam que não houve diferença, as linhas pontilhadas indicam os valores de -2 e 2 e pontos negativos coloridos de vermelho indicam diminuição, enquanto os positivos em verde indicam aumento.

Todos os valores de Z da biomassa fitoplanctônica ficaram acima de 2 em ambos os cálculos, com picos marcantes na segunda e na quinta semanas (Fig. 6). Nos resultados relativos aos meses posteriores ao incêndio, observou-se um aumento ainda mais acentuado, com todos os valores superando 7, e máximos superiores a 12 nessas mesmas semanas.

A CHLA apresentou pouca variação na maioria das semanas (Fig. 6), exceto na primeira semana após o incêndio, quando ambos os cálculos indicaram valores inferiores a -2 (-2,29 em relação aos meses anteriores e -2,62 em relação aos posteriores).

Para a abundância de *Synechococcus*, os Z-scores mostraram comportamentos distintos conforme o grupo de comparação (Fig. 6). Comparando com os meses dos anos anteriores ao incêndio, todos os valores foram positivos, destacando-se um pico de 6,77 na segunda semana e outro de 2,16 na quarta semana. Já em relação aos meses dos anos seguintes, todos os valores foram negativos, com mínimas na primeira (-2,29) e quinta (-2,21) semanas e um valor próximo de zero na segunda semana (-0,08)

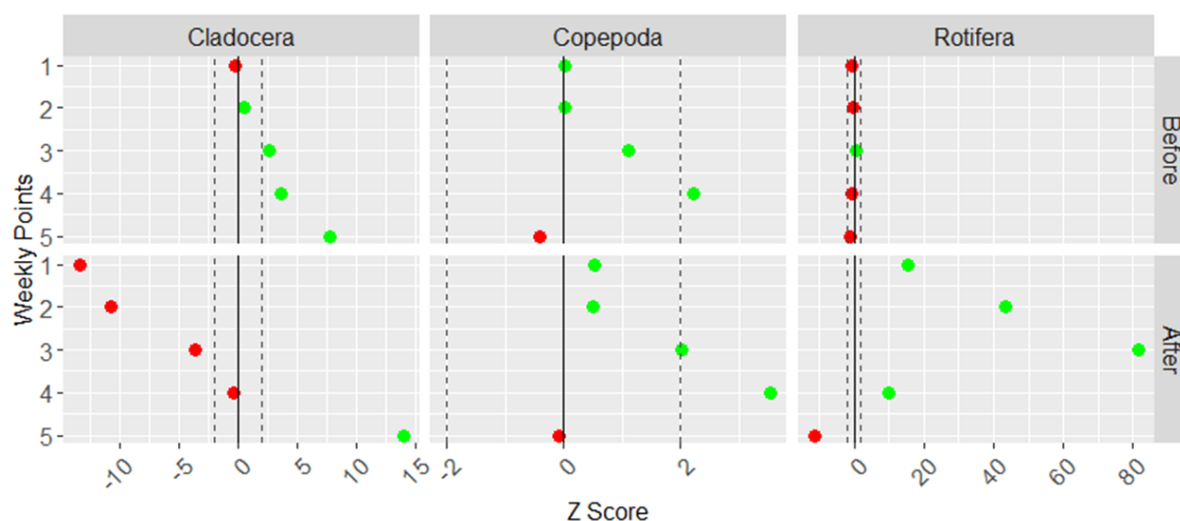


Figura 7: Resultados de Z-score da abundância de cladoceros, copépodes e rotíferos, respectivamente. Os gráficos acima foram calculados com os meses anteriores e os abaixo com os meses posteriores ao incêndio. O eixo y são os pontos semanais coletados seguintes ao incêndio e o x são os valores de Z-score. As linhas verticais pretas indicam que não houve diferença, as linhas pontilhadas indicam os valores de -2 e 2 e pontos negativos coloridos de vermelho indicam diminuição, enquanto os positivos em verde indicam aumento.

Para Cladocera, observa-se uma linha de crescimento clara dos Z-scores entre os períodos analisados (Fig. 7). Antes do incêndio, os valores iniciaram próximos de zero na primeira semana e aumentaram progressivamente, ultrapassando 7 na quinta semana. Após o incêndio, os Z-scores iniciaram com valores negativos (-13,36 na primeira semana), aproximaram-se de zero na quarta semana e atingiram um pico superior a 13 na quinta semana.

Os resultados para Copepoda mostraram menor variação, com a maioria dos Z-scores próximos de zero em ambos os períodos, exceto por picos na terceira e quarta semana. Observa-se, contudo, um aumento mais acentuado nos resultados dos meses dos anos posteriores ao incêndio, com ambos os valores dos picos acima de 2. Nos meses anteriores, apenas a quarta semana apresentou um valor elevado.

Para Rotifera, os Z-scores permaneceram próximos de zero no período anterior ao incêndio, indicando valores próximos da linha de base. No período pós-incêndio, entretanto, observou-se uma grande dispersão nos valores, com picos elevados nas semanas dois, quatro e

cinco (acima de 40 e chegando a aproximadamente 80 na quinta semana). Esse padrão sugere um aumento excepcional e pontual na abundância desse grupo logo após o evento, seguido por um decréscimo brusco na quinta semana (-11,5).

A Tabela 1 apresenta os principais componentes fluorescentes identificados nas análises de excitação-emissão de DOM no reservatório. Foram caracterizados quatro componentes principais (C1 a C4), com seus respectivos máximos de excitação e emissão, tipo de fluorescência, sigla e origem atribuída. Tabela 1 - Comparação entre os componentes identificados com picos característicos registrados na literatura.

Componentes	λ_{ex} máx. (nm)	λ_{em} máx. (nm)	Tipo de fluorescência*	Sigla*	Origem atribuída
C1	<240 (300)	336	Similar a triptofano	T	microbiana
C2	<240 (305)	408	Similar a ácidos húmicos e fúlvicos, dom marinha	A + M	mista
C3	245 (350)	500	Similar a ácido fúlvico edáfico	D	terrestre
C4	<240 (275)	312	Similar a tirosina	B	microbiana

*Classificação de acordo com os picos comumente referidos para componentes de EEMs obtidos de substâncias húmicas aquáticas e DOM. Traduzido e adaptado de Aiken (2017), Coble (2007) e Stedmon et al. (2003).

Para o componente 1, associado à matéria orgânica microbiana similar a triptofano (Tab. 1), os Z-scores permaneceram próximos de zero nas semanas anteriores ao incêndio (Fig. 8), exceto por dois picos: um menor na segunda semana (2,62) e outro muito expressivo na quinta semana (21,35). Após o incêndio, todos os valores ficaram negativos e próximos a zero.

O componente 2, relacionado a ácidos húmicos e fúlvicos de origem mista (Tabela 1), apresentou padrão semelhante entre os cálculos: valores abaixo de -2 nas duas primeiras

semanas, que aumentam até a quinta semana (Fig. 8). Destaca-se que, na comparação com os anos posteriores ao incêndio, o valor da quinta semana ultrapassou 2.

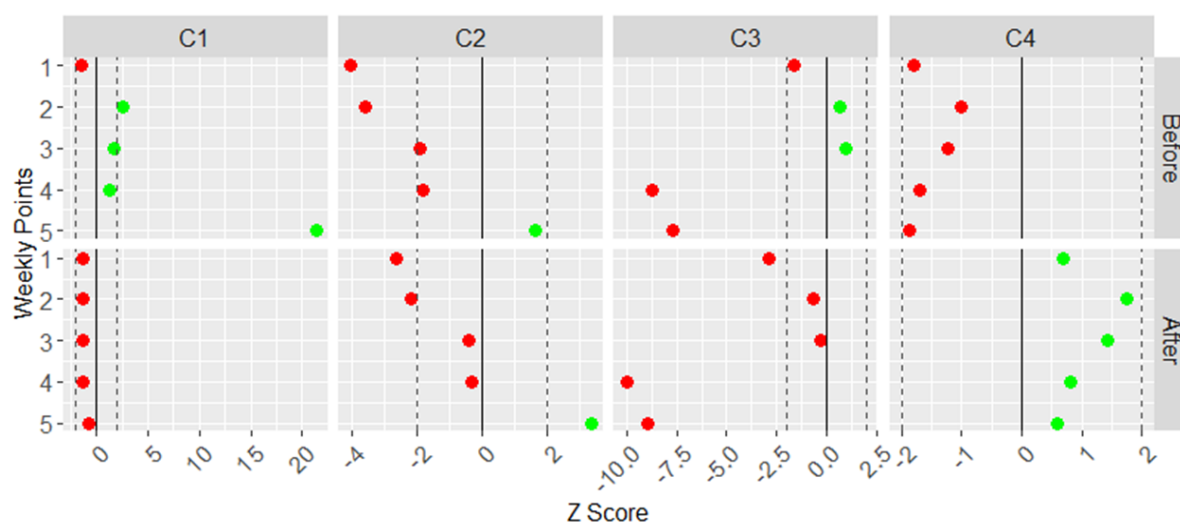


Figura 8: Resultados de Z-score dos componentes de matéria orgânica fluorescente. Os gráficos acima foram calculados com os meses anteriores e os abaixo com os meses posteriores ao incêndio. O eixo y são os pontos semanais coletados seguintes ao incêndio e o x são os valores de Z-score. As linhas verticais pretas indicam que não houve diferença, as linhas pontilhadas indicam os valores de -2 e 2 e pontos negativos coloridos de vermelho indicam diminuição, enquanto os positivos em verde indicam aumento.

O componente 3, associado a ácidos fúlvicos de origem terrestre (Tab. 1), também demonstrou padrão semelhante entre os anos: Z-scores próximos de -2 na primeira semana, aproximando-se de zero na segunda e terceira semanas, e caindo abruptamente nas duas últimas semanas, com valores inferiores a -7 (Fig. 8).

O componente 4, relacionado à matéria orgânica microbiana similar à tirosina (Tab. 1) apresentou dados baixos, mas com grande diferença entre os períodos analisados. Apesar do formato similar das curvas, os Z-scores anteriores ao incêndio foram todos negativos, com a primeira e quinta semanas próximas de -2. Em contrapartida, após o incêndio todos os valores foram positivos, com a terceira semana se aproximando de 2 (Fig. 8).

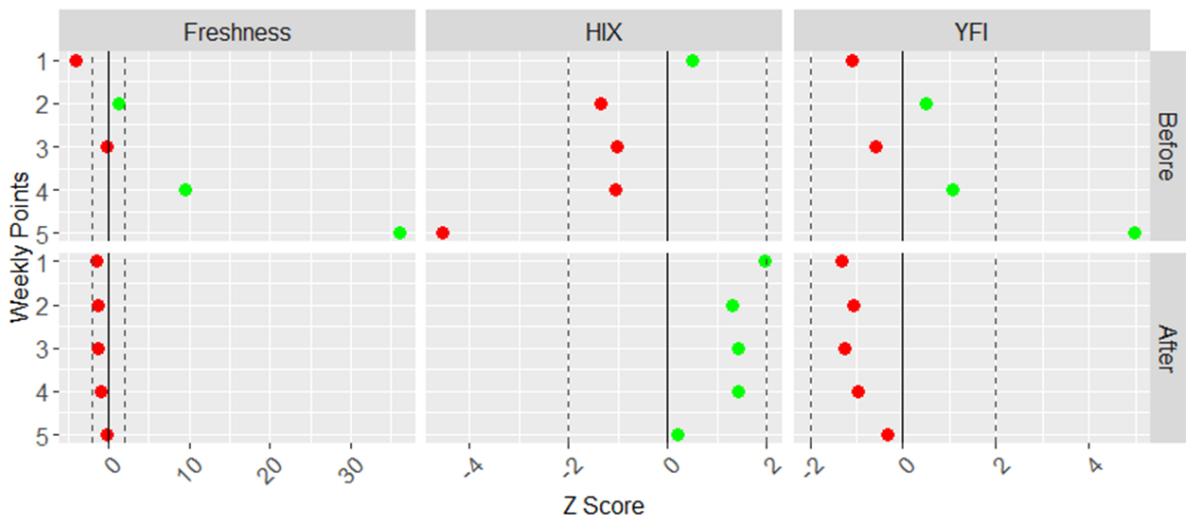


Figura 9: Resultados de Z-score dos índices de frescor, aromaticidade e fluorescência, respectivamente. Os gráficos acima foram calculados com os meses anteriores e os abaixo com os meses posteriores ao incêndio. O eixo y são os pontos semanais coletados seguintes ao incêndio e o x são os valores de Z-score. As linhas verticais pretas indicam que não houve diferença, as linhas pontilhadas indicam os valores de -2 e 2 e pontos negativos coloridos de vermelho indicam diminuição, enquanto os positivos em verde indicam aumento.

Para o FR, que representa a fração de matéria orgânica mais recentemente produzida, os Z-scores comparados aos meses de anos anteriores oscilaram entre valores inferiores a -4 na primeira semana e picos elevados de 9,46 na quarta semana e 36,04 na quinta (Fig. 9). Em contraste, os resultados referentes aos meses de anos posteriores ao incêndio foram todos negativos e próximos de zero.

O HIX, relacionado ao grau de humificação da DOM, apresentou valores geralmente baixos em ambos os períodos. No entanto, nos dados anteriores ao incêndio, observou-se um decréscimo expressivo na quinta semana (Z-score menor que -4), Após o incêndio, o valor mais alto ocorreu na primeira semana, atingindo próximo de 2 (Fig. 9).

Por fim, o YFI, relacionado à intensidade da fluorescência, mostrou padrão semelhante, com valores baixos, entre -2 e 2. A única exceção ocorreu na comparação com os meses anteriores, quando o quinto ponto ultrapassou o valor 4 (Fig. 9).

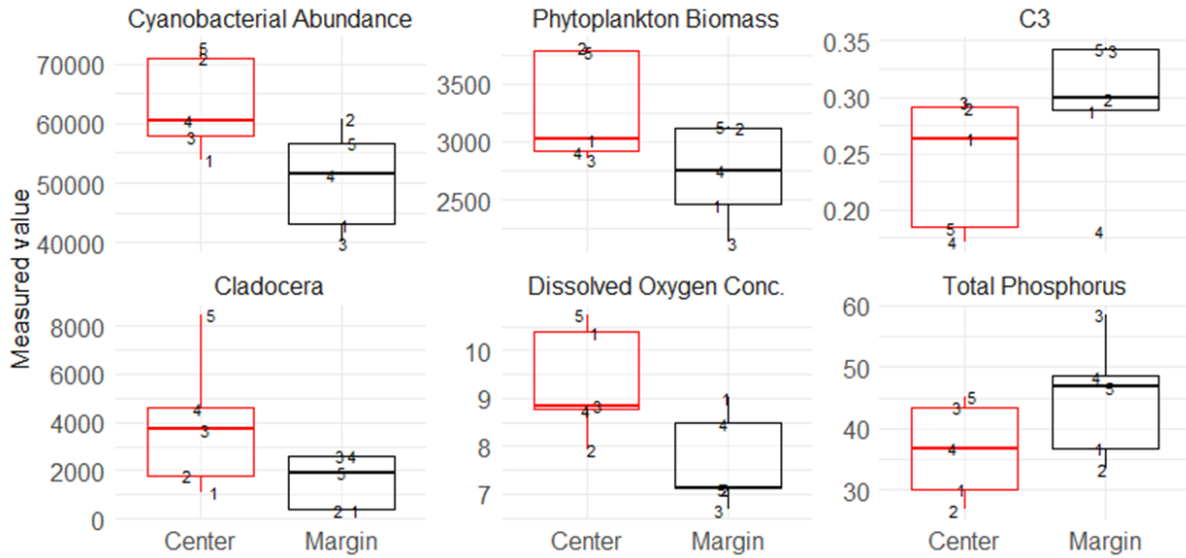


Figura 10: Boxplots dos valores medidos para as variáveis Cyanobacterial Abundance, Phytoplankton Biomass, C3, Cladocera, concentração de oxigênio dissolvido e fósforo total, comparando o ponto central (“Center”, em vermelho) e a margem (“Margin”, em preto) da represa ao longo das cinco semanas após o incêndio. Os números sobre os pontos representam as semanas de coleta.

Ao comparar todas as variáveis entre o ponto de coleta padrão, localizado na região central, e o ponto adicional próximo às margens queimadas, não foram observadas diferenças significativas pelo teste de Wilcoxon, e apenas seis variáveis apresentaram diferenças significativas no teste de Friedman (Fig. 10). Observa-se que as medianas de abundância de cianobactérias, biomassa de fitoplâncton, de Cladocera e de concentração de oxigênio dissolvido foram consistentemente superiores no ponto central em relação à margem. Essa diferença é particularmente acentuada para a abundância de cianobactérias e biomassa fitoplanctônica, que apresentaram valores médios e máximos elevados no centro, sugerindo maior produtividade e biomassa algal nesta região.

No caso do TP, os valores observados foram mais elevados e apresentaram maior dispersão na margem em comparação ao centro, indicando possível acúmulo de fósforo nas proximidades da borda da represa durante o período pós-incêndio. A variável C3 (componente fúlvico da DOM) apresentou valores mais elevados na margem, sugerindo maior presença de material orgânico de origem terrestre nesse ponto em comparação ao centro.

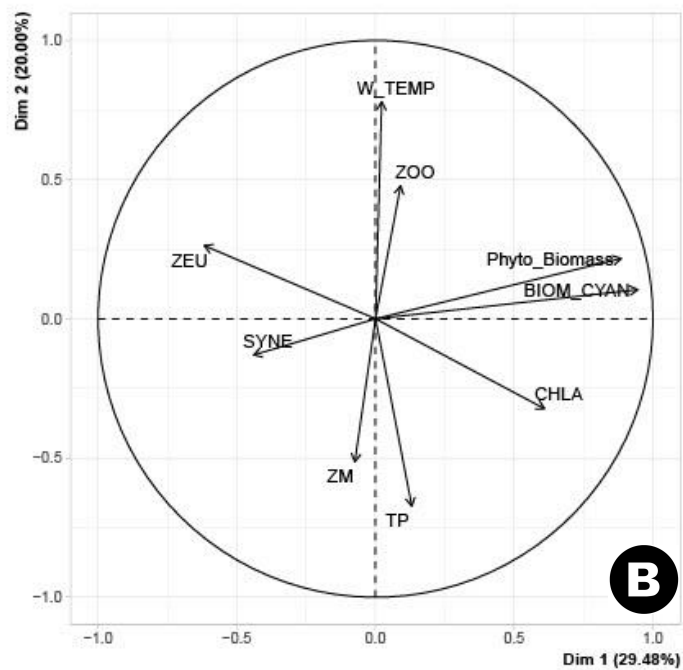
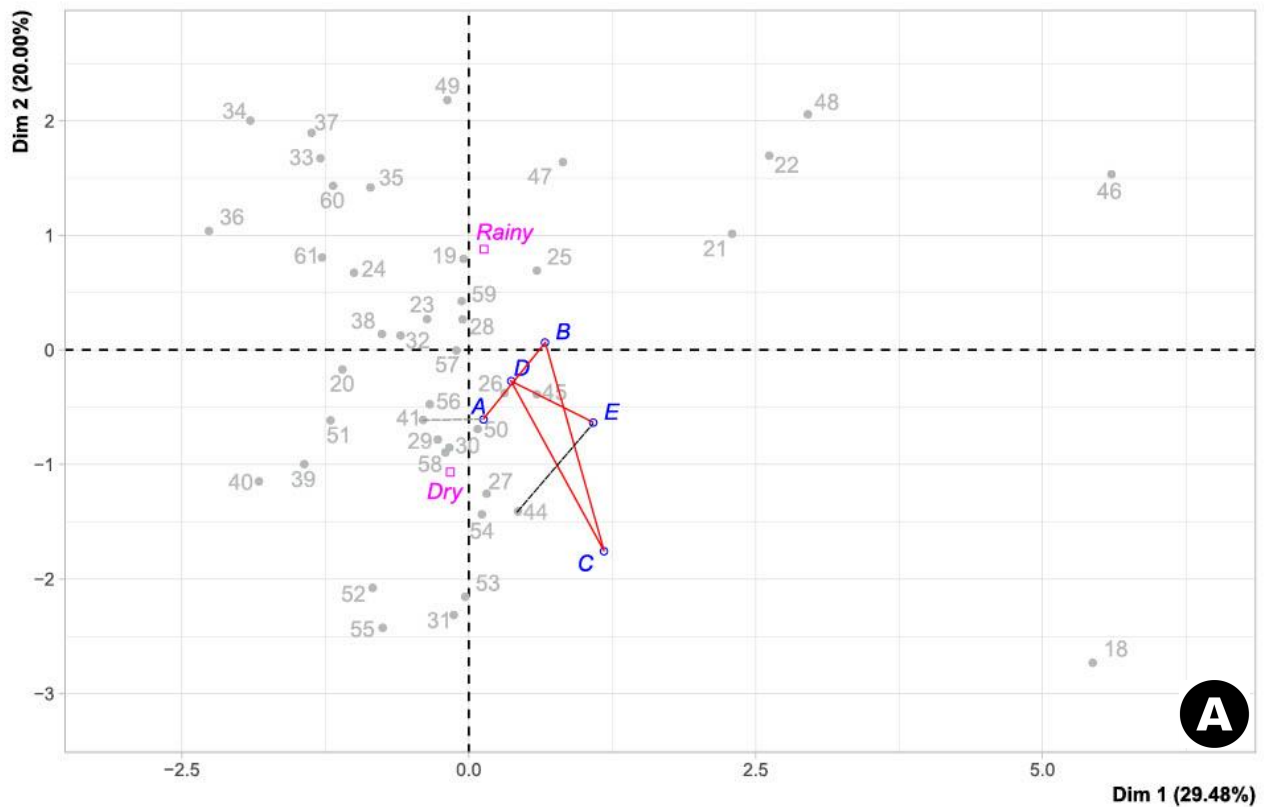


Figura 11: PCA das variáveis bióticas e abióticas. A- Distribuição das amostras mensais 18 - 61 em cinza, com as amostras semanais indicadas em A, B, C, D e E na cor azul. Em rosa indicação das épocas de seca (dry) e chuva (rainy). A linha vermelha liga as amostras semanais, a linha preta liga E e o ponto 44 e a linha pontilhada cinza liga A e 41. B- Variáveis separadas nos componentes principais.

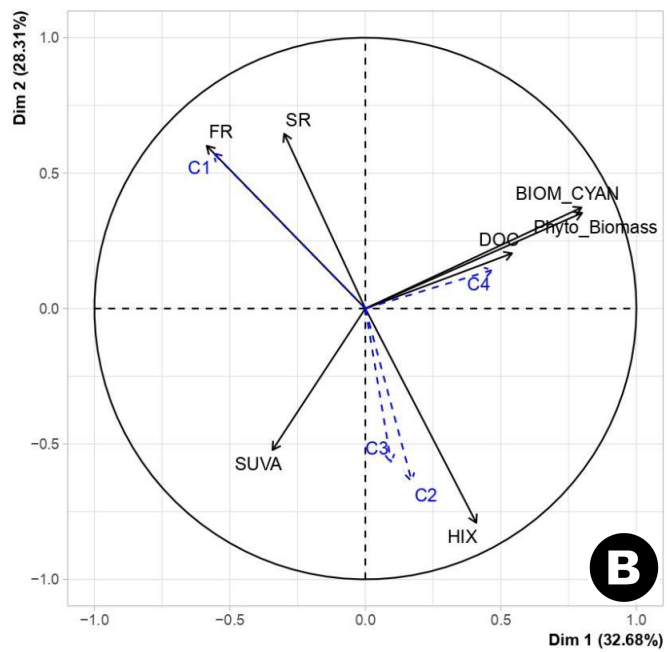
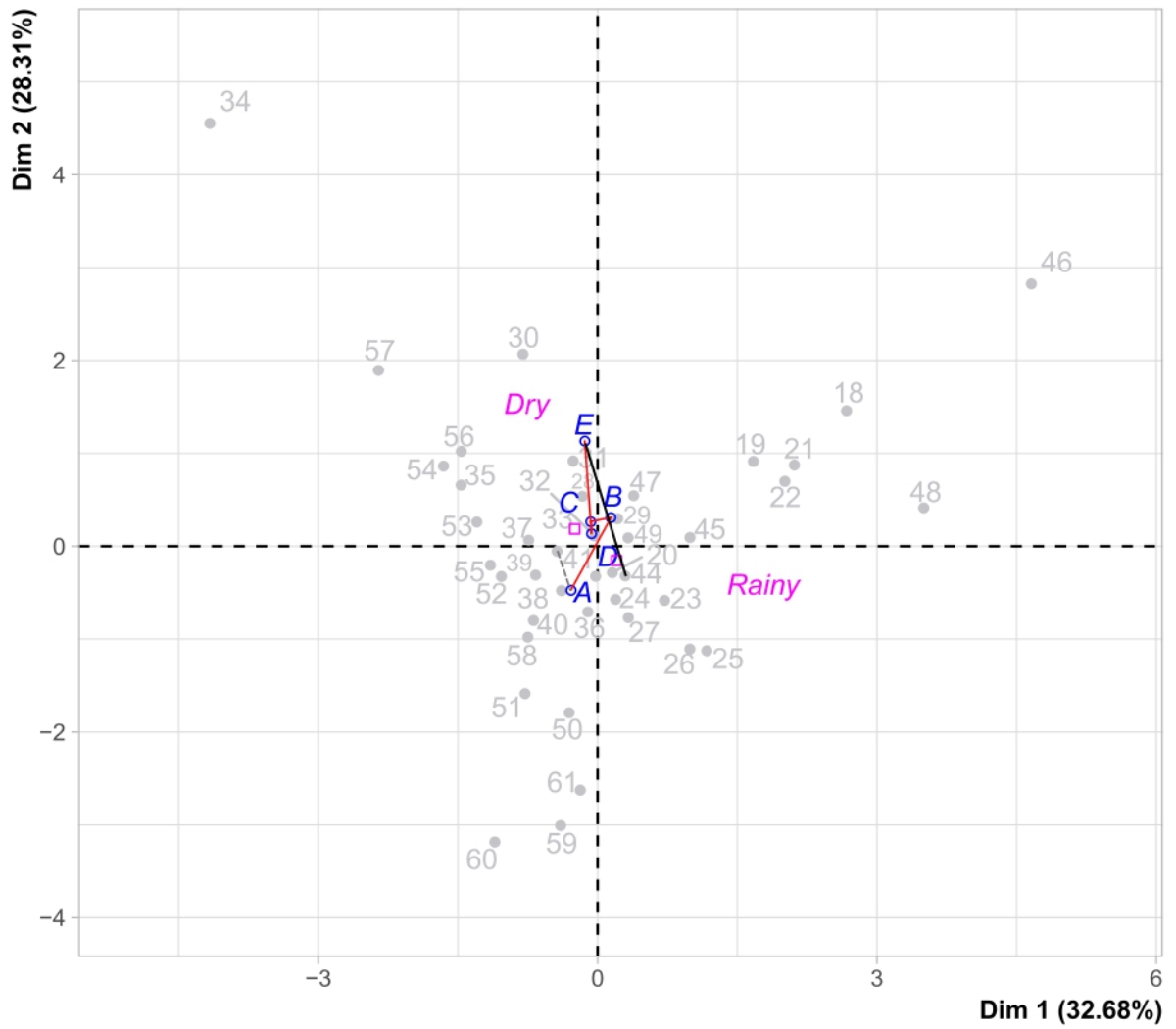


Figura 12: PCA das variáveis de carbono orgânico dissolvido. A- Distribuição das amostras mensais 18 - 61 em cinza, com as amostras semanais indicadas em A, B, C, D e E na cor azul. A linha vermelha liga as amostras semanais, a linha preta liga E e o ponto 44 e a linha pontilhada cinza liga A e 41. Em rosa indicação das épocas de seca (dry) e chuva (rainy). B- Variáveis separadas nos componentes principais, setas azuis indicam os componentes encontrados por espectrofluorimetria (não utilizadas no cálculo da PCA).

5 DISCUSSÃO

Os dois principais componentes da PCA explicaram, respectivamente, 49,48% e 60,99% da variância total dos dados. As amostras se agrupam parcialmente de acordo com a estação do ano, com aquelas coletadas no período chuvoso (“Rainy”) localizadas preferencialmente na região superior do gráfico, enquanto as amostras da estação seca (“Dry”) concentram-se na região inferior (Fig. 11). Essa separação sugere uma influência marcante da sazonalidade sobre a dinâmica limnológica do reservatório. Além disso, nota-se que o eixo 1 está fortemente correlacionado com a biomassa de cianobactérias (BIOM_CYAN), CHLA e biomassa fitoplanctônica total (Phyto_Biomass), enquanto o eixo 2 reflete principalmente a variação de temperatura da água (W_TEMP) e a abundância de zooplâncton (ZOO). Assim, amostras situadas à direita do gráfico estão associadas a maiores concentrações de fitoplâncton, enquanto aquelas à esquerda apresentam maior transparência da coluna d’água (ZEU) e abundância de *Synechococcus* (SYNE).

Esses padrões indicam que, durante a estação chuvosa, ocorre aumento da biomassa fitoplanctônica e, em especial de cianobactérias, enquanto a estação seca é caracterizada por maior transparência da água e redução dessa biomassa. Além disso, observa-se que as amostras semanais coletadas após o incêndio, indicadas em ordem cronológica pelas letras A, B, C, D e E, se mantiveram dentro da variação interanual, apresentando padrões semelhantes aos pontos da estação seca, uma vez que correspondem aos meses de agosto e setembro. Entretanto, destaca-se que essas amostras se encontram ligeiramente deslocadas para a direita, o que sugere

aumento nos valores de CHLA, biomassa de cianobactérias e fitoplâncton, resultado corroborado pelos valores obtidos do índice Z (Fig. 6).

Na segunda PCA (relativa à FDOM) observamos que as amostras se distribuíram de forma bastante concentrada em torno do centro do gráfico, sem separação clara entre os períodos seco e chuvoso (Fig. 12), sugerindo menor influência sazonal comparada à primeira PCA. As amostras coletadas nas semanas subsequentes ao incêndio (A-D) também permaneceram próximas ao centro, sem apresentar deslocamentos marcantes. O eixo 1 esteve fortemente associado à biomassa fitoplanctônica total, biomassa de cianobactérias e COD, enquanto o eixo 2 refletiu principalmente a variação de HIX, SUVA, FR e SR. A ausência de agrupamentos distintos para as amostras pós-incêndio sugere que, com base nesse conjunto de variáveis, o evento não foi capaz de gerar mudanças multivariadas expressivas ou duradouras, reforçando a hipótese de alta resiliência e predominância da variabilidade interanual natural do sistema. Isso pode ser observado com os valores obtidos do Z score (Figs. 8 e 9), onde são raros os pontos que se encontram fora do intervalo de -2 e 2.

Observamos diferenças nas variáveis físico químicas: TSS, saturação de oxigênio dissolvido, pH e TP; variáveis biológicas como CHLA e abundância de copépodes; e matéria orgânica de possível origem terrestre (C2 e C3). Esse padrão sugere que a perturbação causada pelo incêndio teve um efeito pontual, impactando diretamente apenas nas semanas imediatamente posteriores ao evento, uma vez que esses valores apresentaram oscilações semelhantes mesmo quando comparados aos períodos correspondentes de anos anteriores e posteriores ao incêndio. Assim, essas variáveis demonstraram alta resiliência, recuperando-se rapidamente e voltando à variação natural típica observada previamente à perturbação. Isso fica evidente considerando que as medianas e MADs, calculados para os meses 8 e 9 entre 2019-2020 e 2022-2023, precisam ser semelhantes para que os valores do índice Z sejam próximos, dado que os dados semanais analisados são os mesmos.

Embora próximos, os valores do índice Z calculados nos dois períodos nunca foram exatamente iguais, indicando que, apesar da similaridade geral, existem diferenças importantes entre o período pré e pós-evento. Essa variação pode refletir a alta variabilidade interanual típica dos sistemas tropicais, cuja estabilidade sazonal é relativamente maior quando comparados aos ecossistemas temperados. Em sistemas tropicais, grandes diferenças são frequentemente provocadas por eventos climáticos interanuais de grande escala como El Niño e La Niña, em contraste com os sistemas temperados, cuja variabilidade está mais ligada às mudanças sazonais anuais (CHELLIAH; BELL, 2004). Contudo, também é possível interpretar essas diferenças sutis nos valores do índice Z como indicativas de que o incêndio teve impactos suficientes para alterar ligeiramente o nível dessas variáveis nos anos seguintes.

Por outro lado, algumas variáveis apresentaram padrões distintos ao longo do tempo, evidenciando diferenças marcantes entre os períodos avaliados. Entre elas, destacam-se fatores físicos, como turbidez e profundidade da ZEU; componentes biológicos, como biomassa fitoplanctônica, abundância de *Synechococcus*, cladóceros e rotíferos; e, em menor grau, variáveis relacionadas à matéria orgânica, incluindo os componentes 1 e 4, bem como os índices HIX, FR e YFI. Esses resultados sugerem que tais variáveis são sensíveis e possuem menor resiliência frente a perturbações ambientais, mantendo alterações significativas mesmo nos anos subsequentes ao incêndio. Essa persistência pode refletir não apenas a dificuldade de retorno ao estado anterior, mas também a capacidade de o distúrbio modificar de forma duradoura a estrutura e funcionamento do sistema. Nesse contexto, os padrões observados refutam a hipótese principal, demonstrando que o impacto do incêndio foi suficientemente intenso para se sobrepor às oscilações interanuais típicas de sistemas tropicais, resultando em mudanças persistentes nessas variáveis específicas.

Observou-se um aumento considerável na turbidez da água, possivelmente atribuído à introdução de materiais terrestres após o incêndio, sendo as cinzas provavelmente o principal

agente dessa alteração (BIXBY et al., 2015). É importante destacar que os valores do índice Z, quando comparados aos anos anteriores, apresentaram de forma geral valores menores. Esse padrão provavelmente ocorreu em função de um valor anormalmente elevado de turbidez registrado no mês de agosto de 2019 (Apêndice), que pode ter resultado de um bloom algal, como observado nos dados de biomassa fitoplanctônica, CHLA e oxigênio dissolvido deste mesmo ponto (Apêndice). Caso não houvesse essa anomalia, seria esperado que os valores de Z dos anos anteriores fossem menores que os dos posteriores, indicando persistência da alteração no sistema, como é observado na literatura, onde a turbidez aumenta de duas a cinco vezes após um incêndio (CLOW et al., 2024; MAST et al., 2016) .

Os resultados também corroboram a relação inversa bem estabelecida entre a concentração de partículas suspensas e a transparência da coluna d'água, uma vez que o aumento dessas partículas diminui significativamente a penetração luminosa em profundidade (WETZEL, 2001). É importante ressaltar que, embora os valores do índice Z tenham sido negativos tanto na comparação com os anos anteriores quanto com os anos posteriores ao incêndio, os valores obtidos em relação aos anos anteriores foram consideravelmente mais elevados. Esse contraste ocorreu porque, em 2023, os valores de ZEU foram baixos de forma geral, especialmente nos meses de agosto e setembro (Apêndice), o que reduziu a diferença relativa observada no período posterior ao evento. Esse padrão, como discutido, pode indicar que o incêndio conseguiu afetar de maneira mais efetiva essa variável, o que também é previsto (CLOW et al., 2024).

No entanto, não foi observada uma relação direta entre turbidez e TSS, como é previsto na literatura (MAST et al., 2016). Esse resultado provavelmente ocorreu porque grande parte das pequenas partículas responsáveis pelo aumento da turbidez pode não ter sido eficientemente captada pelos filtros de fibra de vidro utilizados nas análises de TSS (GIPPEL, 1995). Os valores temporais do índice Z foram inicialmente negativos em ambos os períodos

avaliados, especialmente na segunda semana após o incêndio, o que pode ter resultado da sedimentação gradual dos sólidos suspensos ao longo do tempo. Entretanto, a partir da terceira semana, observou-se um aumento progressivo dos valores, culminando em um pico acentuado na quarta semana. Esse comportamento pode ter sido provocado pela ocorrência de ventos e precipitação nesse período, que contribuíram tanto para a entrada adicional de partículas de origem terrestre quanto para a ressuspensão do material sedimentado na coluna d'água.

Em relação às variáveis químicas, observou-se um aumento expressivo na saturação de oxigênio dissolvido na quinta semana após o incêndio, o que corresponde ao pico de biomassa fitoplanctônica registrado no mesmo período. Isso é corroborado com resultados encontrados em estudos prévios, onde as variáveis químicas sofrem flutuações complexas e dinâmicas (JOHNSTON; MAHER, 2022). Esse comportamento pode refletir o aumento da atividade fotossintética, já que a produção primária é uma das principais fontes de oxigênio em ambientes aquáticos (WETZEL, 2001).

Paralelamente, foi registrado aumento no pH na quinta semana após o incêndio, com valores de Z-score superiores a 2 (Fig. 5), o que é observado em parte da literatura (CLOW et al., 2024). Esse leve incremento pode estar relacionado à entrada de cinzas no ambiente aquático, pois incêndios de alta intensidade são capazes de liberar íons que, normalmente, permanecem em formas estáveis e inertes no solo, mas que, após a combustão, passam a compor formas mais reativas e solúveis, assim, durante eventos de precipitação e ação de ventos, esses íons e as próprias cinzas podem ser carregados para o corpo hídrico, elevando temporariamente o pH (BASSO et al., 2021). O aumento também poderia estar associado a processos biológicos, como maior atividade fitoplanctônica, uma vez que os maiores picos de biomassa foram registrados na quinta semana (Fig. 6).

Para o fósforo total dissolvido, os valores iniciais de Z-score foram negativos, sugerindo uma redução na concentração logo após o incêndio. No entanto, ao se observar a

série temporal (Apêndice), nota-se que no mês anterior ao incêndio ocorreu uma queda anômala de fósforo, seguida de aumento expressivo nas semanas posteriores ao evento, ainda que sem atingir os patamares médios observados nos demais anos. Esse padrão sugere que o incêndio pode ter promovido a mobilização de fósforo, o que se espera da literatura (BASSO et al., 2021; PINEL-ALLOUL et al., 2002) mas de forma insuficiente para reverter integralmente a deficiência anterior.

Assim como observado na literatura, a biomassa fitoplanctônica apresentou aumento de forma geral, pontualmente no período após o incêndio (CHITTAPUN, 2011). Isso pode ser atribuído à entrada de nutrientes, especialmente o fósforo, oriundos da matéria orgânica e das cinzas acumuladas nas margens queimadas. No entanto, esse incremento não se refletiu de maneira proporcional nos valores de CHLA, que apresentaram variações discretas dos Z-scores. Isso sugere que fatores adicionais, como a maior disponibilidade de luz devido à redução de TSS em algumas semanas ou a alteração na composição específica do fitoplâncton, podem ter influenciado a produção de pigmentos fotossintéticos (REYNOLDS, 2006).

Entre as cianobactérias, destaca-se o comportamento da população de *Synechococcus*. Observou-se um aumento expressivo no Z-score calculado com os anos anteriores durante a segunda semana após o incêndio, o que pode ser atribuído à maior disponibilidade de luz decorrente da redução dos valores de TSS registrados nesse período. Esse padrão está em consonância com o conhecido potencial oportunista das pico-cianobactérias, que respondem rapidamente a alterações ambientais favoráveis, como o aumento de nutrientes e a maior penetração luminosa (CALLIERI, 2008). Além disso, foi observada certa persistência dessa alteração, já que os Z-scores calculados com os dados dos anos posteriores foram negativos, sugerindo que, apesar do aumento significativo no período pós-incêndio, a abundância de *Synechococcus* nos anos seguintes ainda era mais baixa do que o pico observado logo após o incêndio.

No caso do zooplâncton, a comunidade foi estudada em três grandes grupos: copépodes, cladóceros e rotíferos. Cada grupo apresentou respostas distintas ao evento. Os copépodes mostraram aumentos pontuais apenas nos Z-scores na terceira e, mais proeminente, quarta semanas após o incêndio nas duas comparações temporais (Fig. 7), o que pode ser explicado provavelmente pela maior disponibilidade de alimento, ou seja, nas populações de rotíferos e de fitoplâncton já que os copépodes são maiores e predominantemente raptoriais (WILLIAMSON, 1983). Os cladóceros apresentaram aumento gradual em sua população ao longo das 5 semanas (Apêndice), o que sugere aproveitamento do aumento da matéria orgânica em suspensão. Entretanto destacou-se a diferença entre Z-scores temporais, onde os dados futuros são negativos, o que indica que o incêndio pode ter afetado no tamanho desta população, fazendo-a crescer até mesmo nos dois anos seguintes. Isso se deve ao fato de que a população presente é determinada em maior grau pelas características do ambiente no passado do que as presentes, com o tamanho e composição atuais sendo reflexo direto do favorecimento ou inibição passados (ANDERSSON, 2014).

Embora os valores de Z-score calculados em relação aos anos anteriores ao incêndio sugeriram que os rotíferos não tenham sofrido grandes impactos imediatos, essa interpretação é relativizada pela análise do gráfico temporal (Apêndice), no qual se observa um pico expressivo de abundância na terceira semana após o evento. Essa discrepância ocorreu porque, nos meses de agosto e setembro dos anos de comparação, também foram registrados aumentos de rotíferos, o que reduziu artificialmente a diferença capturada pelo Z-score. Por outro lado, os anos posteriores ao incêndio não apresentaram elevações semelhantes nesse mesmo período, o que pode indicar que a resposta observada em 2021 esteve efetivamente associada ao distúrbio causado pelo fogo. Do ponto de vista ecológico, é possível que os rotíferos, sendo o menor grupo em tamanho corporal entre os principais grupos zooplânctônicos, tenham inicialmente se beneficiado do aumento na disponibilidade de microalgas, em função do seu hábito filtrador (WILLIAMSON, 1983), mas posteriormente sofreram declínio em decorrência da pressão de

predação exercida pelos copépodes e da competição com os cladóceros, resultando na redução registrada nas semanas seguintes.

Nas análises de DOM, foi possível determinar a origem e características de 4 componentes distintos, conforme ilustrado na Tabela 1. O componente 1 (C1) apresentou forte associação com o FR, indicando possível origem microbiana recente, autóctone, enquanto os componentes 2 e 3 (C2 e C3) apresentaram características típicas de matéria orgânica de origem terrestre, com maior conteúdo aromático e peso molecular (MCKNIGHT; HOOD; KLAPPER 2003). O componente 4 (C4) foi associado à origem bacteriana, em particular de cianobactérias.

A origem e características destes componentes foi reafirmada com a PCA (Fig. 12). O componente 1 (C1) apresentou forte associação com o FR, indicando possivelmente matéria orgânica recém-produzida, normalmente derivada de atividade microbiana recente provavelmente autóctone, ou seja, produzida no próprio corpo d'água (BERTILSSON; JONES, 2003). Enquanto os componentes 2 e 3 (C2 e C3) apresentam características típicas de origem terrestre, já que não estão próximos das biomassas de ciano e fitoplâncton, mas sim de HIX e SUVA e opostos ao SR, o que indica moléculas com maior conteúdo aromático e peso molecular (MCKNIGHT; HOOD; KLAPPER, 2003). O componente 4 (C4) foi associado à origem bacteriana, em particular de fitoplâncton.

Assim, os índices de Z dessas variáveis apresentaram poucos valores de grande relevância, comportamento que já era esperado a partir da distribuição observada na PCA. No caso específico dos C1, FR e YFI, verificou-se apenas um leve aumento na quinta semana, destacado exclusivamente nos cálculos temporais realizados em relação aos anos anteriores ao incêndio. Essa diferença se deve ao fato de que, nos anos posteriores, foram registrados valores pontuais muito elevados dessas variáveis nos meses de agosto e setembro, o que reduziu a magnitude relativa dos valores de Z-score observados em 2021. Do ponto de vista

ecológico, esse leve incremento pode estar relacionado a um aumento da atividade microbiana produtora de componentes similares ao triptofano, bem como fluorescentes, embora essa hipótese não possa ser confirmada diretamente neste estudo, uma vez que não foram analisadas comunidades bacterianas além daquelas associadas à produção fitoplanctônica.

Para C2 e C3, bem como de HIX, percebe-se que todas possuem sazonalidade clara ao longo dos anos, o que deixa mais claro sua resiliência (Apêndice). No caso dos componentes 2 e 3, observou-se que ambos apresentaram oscilações ao longo das semanas posteriores ao incêndio, com padrões distintos que sugerem mecanismos diferentes de dinâmica na coluna d'água.

Especificamente para C2, observou-se uma redução abrupta nos valores de Z-score nas duas primeiras semanas após o incêndio, mesmo na ausência de precipitação significativa nesse intervalo. Esse padrão sugere que outros processos, além da lixiviação por escoamento superficial, podem ter contribuído para a diminuição observada. Entre as hipóteses mais plausíveis, destaca-se a possibilidade de adsorção rápida de frações húmicas às partículas finas de cinzas recém-introduzidas no reservatório, processo que favorece a floculação e a sedimentação precoce da DOM (GRESSWELL, 1999).

Por outro lado, o C3 apresentou tendência de declínio mais pronunciado nas últimas semanas após o incêndio, o que pode indicar processos de sedimentação progressiva de partículas húmicas de origem terrestre, caracterizadas por maior peso molecular, ou ainda uma degradação microbiana mais lenta dessas frações mais recalcitrantes ao longo do tempo (MCNIGHT et al., 2001). Já o C4 exibiu um pico na segunda semana após o incêndio, seguido por uma leve redução nas semanas posteriores, comportamento que é coerente com sua associação à matéria orgânica microbiana e, em especial, à produção de cianobactérias. No entanto, essa variação não se traduziu em valores elevados de Z-score na comparação com os anos anteriores, pois nesse período sazonal os registros de C4 costumavam ser muito altos,

reduzindo a diferença relativa. Em contrapartida, ao comparar com os anos posteriores ao incêndio, em que os valores de C4 foram mais baixos, os Z-scores resultaram mais elevados, destacando a influência da variabilidade interanual sobre a interpretação dessas alterações.

Em relação ao índice HIX, os Z-scores mostraram padrão decrescente ao longo das semanas, atingindo valores mínimos na quinta semana após o incêndio. Esse comportamento pode ser compatível tanto com a degradação parcial de moléculas húmicas durante a combustão da matéria orgânica terrestre, resultando em menor disponibilidade para lixiviação, quanto com processos subsequentes de decantação e degradação no ambiente aquático. É importante destacar que esse padrão foi particularmente evidente na comparação com os anos anteriores ao incêndio, uma vez que os anos posteriores apresentaram, de forma geral, os valores mais baixos de HIX já registrados no período de estudo, o que resultou em Z-scores positivos mesmo diante da tendência de declínio observada em 2021.

Além disso, foram realizados tanto os testes de Friedman quanto os de Wilcoxon para avaliar as diferenças entre o ponto central e o ponto próximo à margem queimada. Observou-se que apenas seis variáveis apresentaram resultados estatisticamente significativos pelo teste de Friedman, enquanto nenhuma diferença foi identificada pelo teste de Wilcoxon. Essa discrepância decorre do fato de que o teste de Friedman avalia simultaneamente a distribuição dos valores ao longo de todas as semanas monitoradas, sendo capaz de detectar padrões diferenciais que se manifestam de forma pontual em algumas medições. Por outro lado, o teste de Wilcoxon compara diretamente as medições pareadas de cada semana entre os dois pontos de coleta, sendo mais sensível a diferenças consistentes em todas as observações. Dessa forma, a ausência de resultados significativos no Wilcoxon sugere que, embora tenha havido variações pontuais em determinadas semanas, a maior parte dos dados apresentou tendência similar entre

as áreas, reforçando a interpretação de que o efeito espacial do incêndio foi limitado e, em geral, restrito a algumas variáveis específicas.

Por fim, a comparação entre o ponto central e o ponto adicional próximo à margem queimada revelou que apenas algumas variáveis apresentaram diferenças marcantes, como o TP e o C3, que foram mais elevados na margem, enquanto a abundância de cianobactérias, a biomassa fitoplanctônica, os cladóceros e o oxigênio dissolvido se destacaram no centro, sugerindo padrões pontuais de acúmulo e maior produtividade (WETZEL, 2001). Assim, os resultados indicam que, embora o incêndio tenha provocado variações localizadas, a dinâmica de circulação e diluição do reservatório atuou como fator moderador, restringindo o impacto espacial e favorecendo o retorno gradual à condição de base.

6 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos demonstraram que todas as variáveis analisadas responderam de forma rápida à perturbação causada pelo incêndio, com a maioria apresentando alta resiliência e retornando, em pouco tempo, a valores semelhantes aos observados em anos anteriores. Isso evidencia a capacidade do sistema em absorver e mitigar impactos associados a distúrbios agudos. As análises multivariadas corroboram essa interpretação, ao indicarem que, embora tenham sido detectadas alterações nas semanas subsequentes ao incêndio, não foram observados deslocamentos persistentes ou padrões de agrupamento capazes de diferenciar claramente as amostras pós-distúrbio da variabilidade interanual natural do reservatório. A comparação entre o ponto central e o ponto próximo à margem queimada revelou diferenças pontuais, mas sem magnitude suficiente para caracterizar um impacto espacial prolongado.

Dessa forma, a hipótese central do estudo foi parcialmente refutada. Embora o incêndio tenha promovido alterações significativas no curto prazo, quatro variáveis — turbidez, ZEU, abundância de *Synechococcus* e de cladóceros — apresentaram baixa resiliência, sugerindo a

possibilidade de efeitos persistentes ao longo dos anos. Vale ressaltar que este estudo abrangeu apenas o período de dois anos após o incêndio, o que limita a capacidade de avaliar a recuperação completa dessas variáveis em escala temporal mais ampla.

Esses achados reforçam a importância de investigações de longo prazo, capazes de diferenciar alterações causadas por distúrbios pontuais da variabilidade natural de ecossistemas aquáticos tropicais, cuja complexidade e dinâmica interanual podem mascarar ou amplificar os efeitos de eventos locais.

Por fim, recomenda-se que estudos futuros ampliem o monitoramento dos efeitos de incêndios sobre a qualidade da água, considerando diferentes pontos de coleta, períodos mais extensos e uma análise aprofundada das variações sazonais. Além disso, destaca-se como desafio metodológico o controle de variáveis externas, como eventos climáticos extremos e a interação entre níveis tróficos, nutrientes e comunidades biológicas, que podem influenciar significativamente os resultados.

7 REFERÊNCIAS

ABATZOGLOU, J. T.; WILLIAMS, A. P. Impact of anthropogenic climate change on wildfire across western US forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s.l.], v. 113, n. 42, p. 11770-11775, 2016. Disponível em: <<https://pnas.org/doi/full/10.1073/pnas.1607171113>>. Acesso em: 13 jul. 2023.

ABELLA, S. R.; ENGEL, E. C. Influences of Wildfires on Organic Carbon, Total Nitrogen, and Other Properties of Desert Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 77, n. 5, p. 1806-1817, 2013.

AIKEN, George. Fluorescence and Dissolved Organic Matter: A Chemist's Perspective. In: COBLE, Paula G. *et al.* (Orgs.). **Aquatic Organic Matter Fluorescence**. 1. ed. [S.l.]: Cambridge University Press, 2014. p. 35-74.

ANDERSSON, Martin G. I. *et al.* The spatial structure of bacterial communities is influenced by historical environmental conditions. **Ecology**, v. 95, n. 5, p. 1134–1140, maio 2014.

BASSO, M. et al. Potential Post-Fire Impacts on a Water Supply Reservoir: An Integrated Watershed-Reservoir Approach. **Frontiers in Environmental Science**, v. 9, 2021.

BIXBY, R. J.; COOPER, S. D.; GRESSWELL, R. E.; BROWN, L. E.; DAHM, C. N.; DWIRE, K. A. Fire effects on aquatic ecosystems: an assessment of the current state of the science. **Freshwater Science**, [s. l.], v. 34, n. 4, p. 1340-1350, 2015. Disponível em: <<https://www.journals.uchicago.edu/doi/10.1086/684073>>. Acesso em: 13 jul. 2023.

BLADON, K. D. et al. Wildfire and the Future of Water Supply. **Environmental Science & Technology**, v. 48, n. 16, p. 8936-8943, 19 ago. 2014.

BROWN, James K.; SMITH, Jane Kapler. **Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora**. Ft. Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2000. Disponível em: <<https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/4554>>. Acesso em: 10 jul. 2023.

CALLIERI, Cristiana. Picophytoplankton in Freshwater Ecosystems: The Importance of Small-Sized Phototrophs. **Freshwater Reviews**, v. 1, n. 1, p. 1-28, mar. 2008.

CHALAR, G.; TUNDISI, J. G. Phosphorus Fractions and Fluxes in the Water Column and Sediments of a Tropical Reservoir (Lobo-Broa - SP). **International Review of Hydrobiology**, v. 86, n. 2, p. 183-194, abr. 2001.

CHELLIAH, Muthuvel; BELL, Gerald D. Tropical Multidecadal and Interannual Climate Variability in the NCEP–NCAR Reanalysis. **Journal of Climate**, v. 17, n. 9, p. 1777-1803, 1 maio 2004.

CHITTAPUN, Supenya. Fire and recovery of resting egg bank: an experimental study in paddy fields in Pathum Thani province, Thailand. **Hydrobiologia**, v. 662, n. 1, p. 163–170, 1 mar. 2011.

CLOW, David W. *et al.* Dynamic water-quality responses to wildfire in Colorado. **Hydrological Processes**, v. 38, n. 10, p. e15291, out. 2024.

COBLE, Paula G. Marine Optical Biogeochemistry: The Chemistry of Ocean Color. **Chemical Reviews**, v. 107, n. 2, p. 402-418, 1 fev. 2007.

DENNISON, Philip E. *et al.* Large wildfire trends in the western United States, 1984–2011. **Geophysical Research Letters**, v. 41, n. 8, p. 2928–2933, 28 abr. 2014.

DESCY, Jean-Pierre et al. Pigment ratios and phytoplankton assessment in northern Wisconsin lakes. **Journal of Phycology**, v. 36, n. 2, p. 274-286, 2000.

ENVIRONMENT, U. N. **Spreading like Wildfire: The Rising Threat of Extraordinary Landscape Fires**. Disponível em: <<http://www.unep.org/resources/report/spreading-wildfire-rising-threat-extraordinary-landscape-fires>>. Acesso em: 15 mar. 2023.

GIPPEL, Christopher James. Potential of turbidity monitoring for measuring the

transport of suspended solids in streams. **Hydrological Processes**, v. 9, n. 1, p. 83-97, 1995.

GRESSWELL, R. E. Fire and Aquatic Ecosystems in Forested Biomes of North America. **Transactions of the American Fisheries Society**, [s. l.], v. 128, n. 2, p. 193-221, 1999. Disponível em: <[http://doi.wiley.com/10.1577/1548-8659\(1999\)128<0193:FAAEIF>2.0.CO;2](http://doi.wiley.com/10.1577/1548-8659(1999)128<0193:FAAEIF>2.0.CO;2)>. Acesso em: 13 jul. 2023.

HOPKINS, Jacob R.; BENNETT, Alison E.; MCKENNA, Thomas P. Fire Frequency Driven Increases in Burn Heterogeneity Promote Microbial Beta Diversity: A Test of the Pyrodiversity-Biodiversity Hypothesis. **Molecular Ecology**, v. 34, n. 10, p. e17756, maio 2025.

JOHNSTON, Scott G.; MAHER, Damien T. Drought, megafires and flood - climate extreme impacts on catchment-scale river water quality on Australia's east coast. **Water Research**, v. 218, p. 118510, jun. 2022.

LATHROP, R. JR. Impacts of the 1988 Wildfires on the Water-Quality of Yellowstone and Lewis Lakes, Wyoming. **International Journal of Wildland Fire**, v. 4, n. 3, p. 169-175, 1994..

LAUVAUX, Catherine Airey; SKINNER, Carl N.; TAYLOR, Alan H. High severity fire and mixed conifer forest-chaparral dynamics in the southern Cascade Range, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 363, p. 74-85, 2016.

Lê S, Josse J, Husson F (2008). "FactoMineR: A Package for Multivariate Analysis." *Journal of Statistical Software*, **25**(1), 1–18. [doi:10.18637/jss.v025.i01](https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01).

LORENZEN, C. J. DETERMINATION OF CHLOROPHYLL AND PHEO-PIGMENTS: SPECTROPHOTOMETRIC EQUATIONS1. **Limnology and Oceanography**, v. 12, n. 2, p. 343-346, abr. 1967.

MAST, M. Alisa *et al.* Water-quality response to a high-elevation wildfire in the Colorado Front Range: Water-Quality Response to Wildfire. **Hydrological Processes**, v. 30, n. 12, p. 1811–1823, 15 jun. 2016.

MCKNIGHT, D. M.; HOOD, E.; KLAPPER, L. Trace Organic Moieties of Dissolved Organic Material in Natural Waters. *In: Aquatic Ecosystems*. [S.l.]: Elsevier, 2003. p. 71–96.

MURPHY, K. R.; STEDMON, C. A.; WENIG, P.; BRO, R. OpenFluor- an online spectral library of auto-fluorescence by organic compounds in the environment. **Anal. Methods**, [s. l.], v. 6, n. 3, p. 658-661, 2014.

NIETO-CID, M.; ÁLVAREZ-SALGADO, X. A.; PÉREZ, F. F. Microbial and photochemical reactivity of fluorescent dissolved organic matter in a coastal upwelling system. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 3, p. 1391-1400, 2006.

NYMAN, P.; SHERIDAN, G.; LANE, P. N. J. Synergistic effects of water repellency and macropore flow on the hydraulic conductivity of a burned forest soil, south-east Australia. **Hydrological Processes**, v. 24, n. 20, p. 2871-2887, 30 set. 2010.

PINEL-ALLOUL, B. et al. Watershed Impacts of Logging and Wildfire: Case Studies in Canada. **Lake and Reservoir Management**, v. 18, n. 4, p. 307-318, 1 dez. 2002.

QUEIROZ, Odaléia Telles Marcondes Machado. **Impactos das atividades turísticas em área de reservatório : uma avaliação sócio-ambiental do uso e da ocupação na área da Represa do Lobo, município de Itirapina, SP.** tese—[S.l.]: Universidade de São Paulo, 25 abr. 2000.

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
REBOUÇAS, Lídia Marcelino. **O planejado e o vivido: o reassentamento de famílias ribeirinhas no Pontal do Paranapanema.** Annablume, 2000.

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

SHAKESBY, R. A.; DOERR, S. H. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. **Earth-Science Reviews**, v. 74, n. 3, p. 269-307, 1 fev. 2006.

SILVA, V. et al. Efeitos dos fogos florestais nos sistemas aquáticos. **Revista Captar: Ciência e Ambiente para Todos**, v. 6, n. 2, p. 68-77, 1 jan. 2016.

STAVROS, E. N. et al. Climate and very large wildland fires in the contiguous western USA. **International Journal of Wildland Fire**, v. 23, n. 7, p. 899, 2014.

STEDMON, Colin A.; MARKAGER, Stiig; BRO, Rasmus. Tracing dissolved organic matter in aquatic environments using a new approach to fluorescence spectroscopy. **Marine Chemistry**, v. 82, n. 3-4, p. 239-254, ago. 2003.

TEPLEY, A. J.; VEBLEN, T. T. Spatiotemporal fire dynamics in mixed-conifer and aspen forests in the San Juan Mountains of southwestern Colorado, USA. **Ecological Monographs**, v. 85, n. 4, p. 583-603, nov. 2015.

WESTERLING, A. L. Increasing western US forest wildfire activity: sensitivity to changes in the timing of spring. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 371, n. 1696, p. 20150178, 5 jun. 2016.

WESTERLING, A. L.; HIDALGO, H. G.; CAYAN, D. R.; SWETNAM, T. W. Warming and Earlier Spring Increase Western U.S. Forest Wildfire Activity. **Science**, [s. l.], v. 313, n. 5789, p. 940-943, 2006. Disponível em: <<https://www.science.org/doi/10.1126/science.1128834>>. Acesso em: 13 jul. 2023.

WETZEL, Robert G. **Limnology - Lake and River Ecosystems | PDF | Fresh Water | Ecosystem.** Disponível em: <<https://www.scribd.com/document/559820988/WETZEL-Robert-G-Limnology-Lake-and->

[River-Ecosystems](#)>. Acesso em: 20 jun. 2025.

WRIGHT, S. W. et al. Improved HPLC method for the analysis of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton. **Marine ecology progress series**, p. 183-196, 1991.

Zar 2010 Biostat Analysis 5th | PDF. Disponível em:

<<https://www.scribd.com/document/481055909/Zar-2010-Biostat-Analysis-5th>>. Acesso em: 23 jun. 2025.

APÊNDICE 1 - Variação temporal de 2019 a 2023. Os pontos semanais após incêndio estão

destacados no retângulo vermelho.

