



GOVERNO DO ESTADO DE MATO GROSSO
SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO – CARLOS ALBERTO REYS MALDONADO
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE CÁCERES “JANE VANINI”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS



EMISSIONES DE GASES DE EFEITO ESTUFA PÓS-QUEIMADAS NO PANTANAL

JANAINA VETORETI GOLONI

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais para obtenção do título de mestrado.

Cáceres,
Mato Grosso, Brasil
2025



GOVERNO DO ESTADO DE MATO GROSSO
SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO – CARLOS ALBERTO REYS MALDONADO
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE CÁCERES “JANE VANINI”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS



JANAINA VETORETI GOLONI

EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA PÓS-QUEIMADAS NO PANTANAL

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais para obtenção do título de doutorado mestrado.

Orientador: Prof. Dr. Wilkinson Lopes Lázaro
Coorientador: Prof. Dr. Ernandes Sobreira Oliveira Júnior

Cáceres,
Mato Grosso, Brasil
2025

Ficha catalográfica elaborada pela Supervisão de Bibliotecas da UNEMATCatalogação de Publicação na Fonte.
UNEMAT - Unidade padrão

G627e Goloni, Janaina Vetoreti.

EMISSIONES DE GASES DE EFEITO ESTUFA PÓS -QUEIMADAS NO PANTANAL
/ Janaina Vetoreti Goloni. - Cáceres, 2025.
69f.: il.

Universidade do Estado de Mato Grosso "Carlos Alberto Reyes
Maldonado", Ciências Ambientais/CAC-PPGCA - Cáceres - Mestrado
Academico, Campus Universitário De Cáceres "Jane Vanini".

Orientador: PROF. DR. WILKINSON LOPS LÁZARO.

Coorientador: PROF. DR. ERNANDES SOBREIRA OLIVEIRA JÚNIOR.

1. INCÊNDIOS FLORESTAIS. 2. SOLO. 3. DIÓXIDO DE CARBONO. 4.
ORGANISMOS EDÁFICOS. I. LÁZARO, PROF. DR. WILKINSON LOPS. II.
JÚNIOR, PROF. DR. ERNANDES SOBREIRA OLIVEIRA. III. Título.

UNEMAT / MTSCB

CDU 502

JANAINA VETORETI GOLONI

EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA PÓS-QUEIMADAS NO PANTANAL

Essa dissertação foi julgada e aprovada como parte dos requisitos para a obtenção do título de mestre em Ciências Ambientais.

Cáceres, 27 de fevereiro de 2025.

Banca examinadora

Prof. Dr. WILKINSON LOPES LÁZARO

Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT (Orientador)

Presidente da Banca

Prof. Dr. ERNANDES SOBREIRA OLIVEIRA JUNIOR

Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT (Coorientador)

Prof. Dr. CLAUMIR CÉSAR MUNIZ

Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT

Examinador Interno

Prof. Dr. JOÃO HENRIQUE FERNANDES AMARAL

Universidad del Rosario – Bogotá, Colômbia

Examinador Externo

Para honra e glória de Deus.

AGRADECIMENTOS

Não poderia deixar de agradecer a Deus por todo amor e cuidado a mim dado, mesmo não sendo merecedora.

Agradeço aos meus filhos pela compreensão que tiveram nos momentos de ausência. Eu amo vocês.

À Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT) e ao Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) pelo oferecimento do curso de Mestrado, obrigada.

Meus sinceros agradecimentos aos professores Kiwi e Ernandes pela oportunidade e orientação a mim concedida para realização desta pós-graduação.

Grata ao Laboratório de Ictiologia do Pantanal (LIPAN) e ao Laboratório de Ecofisiologia Ambiental (LEFA), na pessoa do professor Claumir e dos professores Kiwi e Ernandes, pelo acolhimento e suporte durante a realização deste trabalho.

Gratidão à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida, o que tornou possível realizar este estudo.

Obrigada a todas as pessoas que direta ou indiretamente fizeram parte dessa jornada, em especial Gabi, Poli, Stefhani e Paulo Vitor, sem vocês nada disso teria sido possível.

Grata às boas amigas que o mestrado trouxe, Edvagner, Mariana e Diogo, vocês fizeram diferença.

Por último, mas não menos importante, obrigada às amigas de longuíssima data, Giovani Spinola e Anne Caroline, que desde o primeiro processo de seleção estiveram comigo, vocês são especiais.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS.....	09
LISTA DE TABELAS.....	10
RESUMO.....	11
ABSTRACT	12
INTRODUÇÃO	13
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	17
Artigo 1. Submetido na Revista Ciência Florestal - Impacto da queima sobre o fluxo de CO ₂ terrestre em uma área ecotonal do Pantanal.	22
Resumo	22
Abstract	22
1. Introdução.....	23
2. Materiais e Métodos	25
2.1. Área de Estudo.....	25
2.2. Coleta de dados.....	25
2.3. Dados abióticos	26
2.4. Fluxo de CO ₂	27
2.5. Testes estatísticos.....	28
3. Resultados e Discussão	29
3.1. Queimadas na região	29
3.2. Variáveis ambientais.....	29
3.3. Fluxo difusivo de CO ₂ – Solo Natural e Solo Queimado	31
4. Considerações Finais	36
5. Referências Bibliográficas	37
Artigo 2. A ser submetido na Revista Fire Ecology - Efeito do fogo na regulação de comunidades bacterianas expostas a incêndios no Pantanal	43
Resumo	43
Abstract	44
Introdução.....	45
1. Materiais e Métodos	47
1.1. Área de estudo	47
1.2. Coleta de dados.....	47
1.3. Dados abióticos	48
1.4. Coleta, preparação, amplificação e sequenciamento	49

1.5. GeoChip 5.0 K	49
1.6. Análises estatísticas	50
2. Resultados e Discussão	51
2.1. Variáveis ambientais.....	51
2.2. Diversidade de Microbiota	52
2.3. Genes e funções ecossistêmicas (GeoChip 5.0 K).....	53
3. Considerações finais	58
4. Referências Bibliográficas	59
CONCLUSÃO GERAL	70

LISTA DE FIGURAS

Artigo 1. Impacto da queima sobre o fluxo de CO₂ terrestre em uma área do Pantanal.

Figura 1: Localização da área de estudo, Cáceres, Mato Grosso.....	26
Figura 2: Focos de incêndio para o Pantanal, destacando os meses de setembro e dezembro de 2022 e janeiro e fevereiro de 2023.....	29
Figura 3 – Variação de temperatura (°C) entre o solo natural e queimado (a); variação de umidade (%) entre o solo natural e queimado (b); variação do pH entre o solo natural e queimado (c); na zona ecotonal Pantanal-Cerrado no ano de 2022 e 2023.	31
Figura 4 - Fluxo de CO ₂ do solo natural e queimado na zona ecotonal Pantanal-Cerrado no ano de 2022 e 2023	32
Figura 5 – Análise temporal do fluxo de CO ₂ para o solo natural e queimado na zona ecotonal Pantanal-Cerrado no ano de 2022 e 2023	33
Figura 6 – Relação entre a temperatura e o fluxo de CO ₂ para o solo natural (a) e queimado (b) na zona ecotonal Pantanal-Cerrado no ano de 2022 e 2023 ..	34
Figura 7 – Relação entre a umidade e o fluxo de CO ₂ para o solo natural (a) e queimado (b) na zona ecotonal Pantanal-Cerrado no ano de 2022 e 2023	35
Figura 8 – Relação entre o pH e o fluxo de CO ₂ para o solo natural (a) e queimado (b) na zona ecotonal Pantanal-Cerrado no ano de 2022 e 2023.....	36

Artigo 2. Efeito do fogo na regulação de comunidades bacterianas expostas a incêndios no Pantanal

Figura 1: Área do município de Cáceres – MT evidenciando os pontos de coleta realizados.....	48
Figura 2: Abundância Relativa (%) de grupos bacterianos encontrados nos dois ambientes de solo analisados: Burned=queimado, Natural=não queimado.....	53
Figura 3: Análise NMDS de comunidades bacterianas em solo natural (preto) e em solo queimado (Cinza).....	53
Figura 4: Genes bacterianos e sua variação nas áreas de estudo. Variações significativas estão marcadas com *.	56

LISTA DE TABELAS

Artigo 1: Impacto da queima sobre o fluxo de CO₂ terrestre em uma área ecotonal do Pantanal

Tabela 1: Análise GLM entre as variáveis ambientais e o fluxo de CO₂.....36

Artigo 2: Efeito do fogo na regulação de comunidades bacterianas expostas a diferentes fases de incêndios no Pantanal

Tabela 1: Médias das variáveis ambientais analisadas para o solo não queimado e queimado 51

RESUMO

GOLONI, Janaina Vetoreti. **EMISSIONES DE GASES DE EFEITO ESTUFA PÓS – QUEIMADAS NO PANTANAL**. Cáceres: UNEMAT, 2025. 70 p. (Dissertação – Mestrado em Ciências Ambientais)

O número de focos de incêndio tem aumentado significativamente nos últimos anos. Especialistas afirmam que a causa está associada ao aquecimento global que vem diminuindo a umidade do solo pelo consequente aumento na temperatura global do planeta, o que deixa a vegetação seca, tornando-a um ótimo combustível para a propagação do fogo. A passagem do fogo deixa suas marcas também no solo, não só pelas cinzas, mas alterando seus ciclos biogeoquímicos, metabolismo microbiano bem como o fluxo de CO₂ para a atmosfera. Este estudo foi realizado no Pantanal mato-grossense, no município de Cáceres-MT, em solo queimado e solo natural (que não passou por queima) com o objetivo de identificar se a passagem do fogo influencia o fluxo de CO₂ do solo para atmosfera e quais variáveis ambientais são afetadas e os impactos que o fogo causa sobre os organismos edáficos presentes no solo. Os dados demonstraram que o fluxo de CO₂ para o solo natural foi de 32.049,12 ± 25.893,62 mg.m⁻².dia⁻¹ e para o solo queimado foi de 20.749,89 ± 22.152,18 mg.m⁻².dia⁻¹, uma perda significativa de carbono no solo em decorrência da queima da biomassa vegetal e de muitos microrganismos que são componentes fundamentais para o ciclo de CO₂ no solo através de seu metabolismo e respiração. Entre as variáveis ambientais analisadas, a umidade possui maior relevância, determinando as taxas de emissões de CO₂, onde o aumento da umidade em solo queimado, aumenta o fluxo de CO₂ de maneira considerável. A temperatura é outra variável importante, não estando ligada diretamente com as emissões de CO₂, mas controlando a taxa de umidade do solo. Os dados demonstraram também que há resistência de alguns grupos microbianos ao fogo, grupos bacterianos como **Firmicutes**, **Proteobacteria**, **Chloroflexi**, **Actinobacteria** e **Bacteroidota** possuem tal resistência por serem grupos formadores de esporos, sendo também grupos de rápida reprodução e rápido metabolismo, sendo eles responsáveis por recolonizarem os locais atingidos pelo fogo.

Palavras – chave: Incêndios florestais, Solo, Dióxido de carbono, Organismos edáficos.

ABSTRACT

GOLONI, Janaina Vetoreti. **GREENHOUSE GAS EMISSIONS AFTER FIRES IN THE PANTANAL**. Cáceres: UNEMAT, 2025. 70 p. (Dissertation – Master in Environmental Sciences).

The number of fire outbreaks has significantly increased in recent years. Experts claim that the cause is associated with global warming, which reduces soil moisture due to the consequent rise in the planet's overall temperature. This leaves vegetation dry, turning it into excellent fuel for fire propagation. The passage of fire also leaves its mark on the soil, not only through ashes but also by altering biogeochemical cycles, microbial metabolism, and the flow of CO₂ into the atmosphere. This study was conducted in the Mato Grosso Pantanal, specifically in the municipality of Cáceres-MT. Researchers aimed to identify whether fire affects the soil-to-atmosphere CO₂ flux and which environmental variables are impacted. The data revealed that the CO₂ flux for natural soil was $32,049.12 \pm 25,893.62 \text{ mg.m}^{-2}.\text{day}^{-1}$, while for burned soil, it was $20,749.89 \pm 22,152.18 \text{ mg.m}^{-2}.\text{day}^{-1}$. This significant carbon loss in burned soil results from the combustion of plant biomass and many microorganisms that play essential roles in the soil's CO₂ cycle through their metabolism and respiration. Among the analyzed environmental variables, soil moisture is most relevant, determining CO₂ emission rates. Increased moisture in burned soil leads to a considerable rise in CO₂ flux. Temperature is another important variable, indirectly affecting CO₂ emissions by controlling soil moisture levels. The data also indicate that certain microbial groups exhibit resistance to fire. Bacterial groups like **Firmicutes**, **Proteobacteria**, **Chloroflexi**, **Actinobacteria**, and **Bacteroidota** are spore-forming and have rapid reproduction and metabolism rates. They play a crucial role in recolonizing fire-affected areas.

Keywords: Forest fires, Soil, Carbon dioxide, Soil organisms

INTRODUÇÃO

O fogo é um elemento natural e muito utilizado no manejo de áreas para plantio agrícola e criação de bovinos. Cada vez mais a comunidade científica tem afirmado que o número de incêndios florestais foi intensificado com as mudanças climáticas (Jones *et al.*, 2022), onde mais de 90% dos incêndios florestais possuem sua causa nas ações antrópicas (Guo *et al.*, 2016).

A relação do fogo com o solo causa controversas entre alguns pesquisadores, mas de uma coisa temos certeza, há alterações biogeoquímicas e elas estão associadas com a intensidade do fogo e o tempo de duração (Laskar *et al.*, 2021). Os incêndios florestais perturbam e remodelam a paisagem e influencia o balanço de carbono (C) de muitos ambientes terrestres (Zong *et al.*, 2022; Walker *et al.*, 2019), afetando sua quantidade e qualidade (Certini, 2005).

O fogo causa uma perturbação na superfície do solo, modificando suas propriedades físico – químicas, consequentemente alterando os compostos orgânicos ali presentes como o aumento do carbono, nitrogênio e potássio orgânicos, aumento na matéria orgânica e pH (Gonzáles *et al.*, 2024; Mattos *et al.*, 2022), diminuição da umidade (Fortúbel *et al.*, 2024). A ocorrência de incêndios florestais é um processo complexo que envolve interações dependentes, como o aumento global da temperatura terrestre (Wu *et al.*, 2020), tipo de terreno, clima da região e disponibilidade e qualidade de matéria orgânica, que neste caso atua como combustível para propagação do fogo (Wan e Roy, 2023).

O solo armazena uma grande quantidade de carbono (C) sendo que as emissões de CO₂ através da respiração do solo é até 11 vezes maior que a emissão através da combustão de combustíveis fósseis (Feng *et al.*, 2022). Altas temperaturas promovem o aceleração da degradação da matéria orgânica, o que aumenta as emissões de CO₂ através do solo a curto prazo (Liu *et al.*, 2020), mas a longo prazo essas emissões tendem a neutralizar com a regeneração do solo (Carey *et al.*, 2016) e respondem a condições climáticas como umidade do solo, mudanças nos processos metabólicos microbianos ou diminuição nos reservatórios de carbono (Suseela *et al.*, 2012).

Mudanças no uso da terra afetam a ciclagem biogeoquímica de carbono nos ecossistemas terrestres (Chomel *et al.*, 2022), essas mudanças impactam a

troca de GEE entre o solo e a atmosfera, que sofrem influência de variáveis como armazenamento de carbono, temperatura e umidade do solo, entrada de matéria orgânica, grupos microbianos e do tipo de vegetação existente (Guan *et al.*, 2021). As mudanças no uso da terra impactam nas emissões de CO₂ e outros GEEs, principalmente em regiões ecotonais, como o Pantanal (Putten *et al.*, 2023).

O Pantanal é um importante bioma brasileiro, dono de uma beleza singular, abriga uma variedade única de espécies animais e vegetais, tendo um papel significativo nos processos biogeoquímicos ambientais. Este maravilhoso bioma vem tendo suas riquezas ameaçadas pela ação do fogo, que em 2020 teve 4,5 milhões de hectares atingidos.

Esse enorme incêndio foi resultado da interação entre condições extremas de calor e seca (Libonati *et al.*, 2022), juntamente com o manejo indevido do fogo (Matanelli *et al.*, 2020). O aumento na frequência e na intensidade de focos de incêndios acarretam a perda da biodiversidade e substituição de espécies nos processos ecológicos (Filho *et al.*, 2021). Há uma porção do Pantanal, como a fisionomia florestal não savânica, que não possui resistência ao fogo, dificultando a resiliência de espécies animais e vegetais nesse local (Caumo *et al.*, 2022)

Dados divulgados em setembro de 2021 pelo WWF - BRASIL, estima-se que os incêndios ocorridos no Pantanal em 2020 mataram cerca de 17 milhões de vertebrados e cerca de 4 bilhões de invertebrados e imensuráveis espécies vegetais. Áreas que normalmente não são afetadas pelo fogo, foram queimadas, o que dificultou o acesso às regiões de refúgio para muitos animais, demonstrando que também ocorreram impactos indiretos devido à perda de seus habitats e escassez de recursos alimentares (Berlinck *et al.*, 2022).

O fogo também possui forte impacto na microbiota do solo, devido a variações nas propriedades físico – químicas do solo. Esses microrganismos transformam a matéria orgânica em energia e nutrientes para o solo através do processo de metabolismo, também são partes fundamentais no controle do fluxo de energia dos ecossistemas, tornando – os seres essenciais para a manutenção do ambiente (Yang *et al.*, 2024).

As comunidades bacterianas do solo são submetidas a altas temperaturas durante os incêndios florestais, resultando em mudanças abióticas em seu habitat e ocasionando alterações taxonômicas dos grupos presentes naquele local. Linhagens bacterianas que possuem características de resistência ao fogo tendem a serem favorecidas (Pérez – Valera *et al.*, 2019).

Esses grupos possuem traços evolutivos parecidos o que os tornam muito semelhantes em determinadas características (Goberna e Verdú, 2016). Quando ocorre um evento de queima, a probabilidade desses grupos sobreviverem e aumentarem seus indivíduos é determinado por sua história evolutiva. Também ocorre alterações competitivas por recursos alimentares do solo (nutrientes e matéria orgânica), fazendo com que grupos distintos à comunidade pré-incêndio passem a ocorrer nos locais atingidos pelas chamas se unam a fim de regenerarem o local atingido pela queima (Pérez - Valera, 2017).

O fogo afeta níveis abióticos do solo, como a ciclagem de nutrientes, pH, umidade, temperatura, condutividade elétrica e disponibilidade de matéria orgânica (Certini, 2005) alterando assim os grupos bacterianos presentes no solo, e modificando o ciclo das emissões de CO₂ para a atmosfera através da respiração microbiana, já que seu metabolismo é dependente dos fatores abióticos descritos acima (Pérez – Valera, 2017). Um estudo realizado em um ecossistema mediterrâneo, relacionando o efeito do fogo nas variáveis abióticas do solo (principalmente umidade, pH e formas inorgânicas de N) e seus efeitos nas comunidades bacterianas do solo mostrou um aumento nos indivíduos pertencentes ao grupo de Firmicutes após o fogo, reestabelecendo os níveis pré – incêndios após 4,5 meses, houve uma redução inicial do grupo Proteobacteria logo após a queima, ultrapassando seus níveis populacionais pré – incêndio após um 1 mês da queima. Abundância nas Actinobacteria diminuiu após quase 1 ano do incêndio, as variações abióticas causadas pelo fogo trouxeram mudanças significativas na composição dos grupos bacterianos presentes no solo (Pérez – Valera *et al.*, 2019). As mudanças intensas que têm ocorrido no clima nos últimos anos têm proporcionado condições meteorológicas favoráveis à ocorrência de incêndios mais intensos (Wu *et al.*, 2020) aumentando consideravelmente a concentração de gases de efeito estufa (GEE) na

atmosfera da Terra nos últimos anos (Solomon, *et al.*, 2013), e possuem forte impacto sobre o ecossistema terrestre (Xinyu *et al.*, 2024).

Afim de conter as mudanças ambientais significativas que vem ocorrendo no planeta, em 2015, a Organização das Nações Unidas (ONU), criou novas medidas em prol ao desenvolvimento sustentável do planeta, entre essas ações estão os 17 objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS) a serem atingidos até o ano de 2030 e devem ser seguidos por todos os países membros. Dentre esses objetivos destacam-se os objetivos de número 13 – Ação contra a mudança global do clima e o de número 15 – Vida terrestre, que preveem atitudes para entender e mitigar o aquecimento global em nosso planeta e como afetam os ecossistemas terrestres, que por meio da educação, possa melhorar a conscientização e a capacidade humana sobre as mudanças climáticas, bem como a redução de seus efeitos sobre o planeta, para que em um futuro próximo possamos desfrutar de um planeta mais sustentável e em harmonia.

Pensando em como o aquecimento global elevou o número de focos de incêndio no Brasil, em especial no bioma Pantanal, realizou-se uma pesquisa de campo na região do Pantanal mato-grossense, município de Cáceres – MT, em ambientes terrestres queimados (queima recente) e em ambientes terrestres sem a ocorrência de queima, supondo que ambientes com queima recente elevem a taxa de emissões de gases de efeito estufa (GEE), como o CO₂, para a atmosfera bem como a mudança nos parâmetros físico-químicos e microbiológicos do solo. Esta pesquisa tem por objetivo compreender como eventos de queima impactam o solo, modificando os ciclos biogeoquímicos e alterando o metabolismo de organismos edáficos e consequente mudanças nos ecossistemas terrestres.

Esta dissertação foi dividida em 2 artigos, sendo o artigo 1 intitulado **“Impacto da queima sobre o fluxo de CO₂ terrestre em uma área ecotonal do Pantanal”** e o artigo 2 que tem por título **“Efeito do fogo na regulação de comunidades bacterianas expostas a incêndios no Pantanal”**, ambos artigos buscam entender como os incêndios interferem no fluxo de CO₂ do solo e quais variáveis estão relacionadas a esse fato, para se pensar em ações de mitigação mais precisas e eficientes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BERLINCK, C. N. *et al.* The Pantanal is on fire and only a sustainable agenda can save the largest wetland in the world. **Brazilian Journal of Biology**. vol. 82, p. 01 – 02, 2022. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.244200>
- CAUMO, S. *et al.* Human risk assessment of ash soil after 2020 wildfires in Pantanal biome (Brazil). **Air Quality, Atmosphere e Health**. vol. 15, p. 2239 – 2254, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11869-022-01248-2>
- CAREY, J. *et al.* Temperature response of soil respiration largely unaltered with experimental warming. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. vol. 133, n. 48, p. 13797 – 13802, 2016. <http://dx.doi.org/10.5066/F7MK6B1X>
- CERTINI, G. Effects of fire on properties of forest soils: a review. **Oecologia**. vol. 143, p. 1–10, 2005. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>
- CHOMEL, M. *et al.* Intensive grassland management disrupts below-ground multi-trophic resource transfer in response to drought. **Nature Communications**. vol. 13, n. 6991, p. 01 – 12, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-34449-5>
- FENG, Z. *et al.* Responses of soil release of greenhouse gases emissions to land use conversion and reversion – A global meta – analysis. **Global Change Biology**. vol. 28, p. 6665 – 6678, 2022. <https://doi.org/10.1111/gcb.16370>
- GOBERNA, M. e VERDÚ, M. Predicting microbial traits with phylogenies. **The ISME Journal**. vol. 10, p. 959–967, 2016. <https://doi.org/10.1038/ismej.2015.171>
- GONZÁLES, H. Impact of forest fire severity on soil physical and chemical properties in pine and scrub forests in high Andean zones of Peru. **Trees, Forests and People**. vol. 18, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2024.100659>
- GUAN, P. *et al.* Land conversion regulates the effects of long-term climate warming on soil micro-food web communities. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. vol. 314, n. 107426, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107426>

GUO, M. *et al.* The importance degree of weather elements in driving wildfire occurrence in mainland China. **Ecological Indicators**. vol 148, n. 110152, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110152>

JONES, M. *et al.* Global and Regional Trends and Drivers of Fire Under Climate Change. **Reviews of Geophysics**. vol. 60, n. 3, p. 01 – 76, 2022. <https://doi.org/10.1029/2020RG000726>

LASKAR, S. *et al.* Variations in soil organic carbon content with chronosequence, soil depth and aggregate size under shifting cultivation. **Science of The Total Environment**. vol. 762, n. 143114, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143114>.

LEAL FILHO, W. *et al.* Fire in Paradise: Why the Pantanal is burning. **Environmental Science & Policy**. vol. 123, p. 31 – 34, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.05.005>

LIBONATI, R. *et al.* Assessing the role of compound drought and heatwave events on unprecedented 2020 wildfires in the Pantanal. **Environmental Research Letters**. vol. 17, 2022. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac462e>

LIU, S. *et al.* Increased soil release of greenhouse gases shrinks terrestrial carbon uptake enhancement under warming. **Global Change Biology**. vol. 26, p. 4601 – 4613, 2020. <https://doi.org/10.1111/gcb.15156>

MATANELI, G. *et al.* 2020 Pantanal's widespread fire: short- and long-term implications for biodiversity and conservation. **Biodiversity and Conservation**. vol. 30, p. 299 – 3303, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02243-2>

MATTOS, B. *et al.* A influência do fogo nas propriedades de um solo sob manejo de agricultura de corte e queima em ambiente serrano no bioma de Mata Atlântica. **Sociedade e Natureza**. vol. 34, p. 01 – 14, 2022. <https://doi.org/10.14393/SN-v34-2022-63656>

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU) – (2024) **Os objetivos de desenvolvimento sustentável**. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>. Acesso em: 22 de junho de 2024.

PÉREZ – VALERA, E. *et al.* Fire modifies the phylogenetic structure of soil bacterial co – occurrence networks. **Environmental Microbiology**. vol. 19, n. 1, p. 317 – 327, 2017. <https://10.1111/1462-2920.13609>

PÉREZ – VALERA, E. *et al.* Fire modulates ecosystem functioning through the phylogentic structure og soil bacterial communities. **Soil Biology and Biochemistry**. vol. 129, p. 80 – 89, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.11.007>

PUTTEN, W. *et al.* Soil biodiversity needs policy without borders. **Science**. vol. 379, n. 6627, p. 32 – 34, 2023. <https://doi.org/10.1126/science.abn7248>

SOLOMON, S. *et al.* Atmospheric Composition, Irreversible Climate Change, and Mitigation Policy. **Climate Science for Serving Society**. Springer. vol. 01, p. 415 – 436, 2013. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6692-1_15

SOKOL, N. *et al.* Life and death in the soil microbiome: how ecological processes influence biogeochemistry. **Nature Reviews Microbiology**. vol. 20, p. 415 – 430, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41579-022-00695-z>

SUSEELA, V. *et al.* Effects of soil moisture on the temperature sensitivity of heterotrophic respiration vary seasonally in na old – field climate change experiment. **Global Change Biology**. vol. 18, p. 336 – 348, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02516.x>

WALKER, X.*et al.* Increasing wildfires threaten historic carbon sink of boreal forest soils. **Nature**. vol. 572, p. 520–523, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1474-y>

WAN, C. e ROY, S. Geospatial characteristics of fire occurrences in Southern hemispheric Africa and Madagascar during 2001–2020. **Journal of Forestry Research**. vol. 34, p. 553 – 563, 2023. <https://doi.org/10.1007/s11676-022-01487-0>

WORLD WILDLIFE FUND – BRASIL (WWF – BRASIL). (2021). **Fire killed 17 million vertebrates in the Pantanal in 2020**. Disponível em: <https://www.wwf.org.br/?80048/Fire-killed-17-million-vertebrates-in-the-Pantanal-in-2020>. Acesso em: 23 de junho de 2024.

WU, H. *et al.* Unveiling the crucial role of soil microorganisms in carbon cycling: A review. **Science of the Total Environment**. vol. 909, 2024.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168627>

WU, Z. *et al.* Current and future patterns of forest fire occurrence in China. **International Journal of Wildland Fire**. vol. 29, p. 104 – 119, 2020.
<https://doi.org/10.1071/WF19039>

XINYU, Z. *et al.* Warming reduces soil CO₂ emissions but enhances soil N₂O emissions: A long-term soil transplantation experiment. **European Journal of Soil Biology**. vol. 121, n. 103614, 2024.
<https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2024.103614>

YANG, M. Effect of fire and post-fire management on soil microbial communities in a lower subtropical forest ecosystem after a mountain fire. **Journal of Environmental Management**. vol. 351, n.119885, 2024.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119885>.

ZONG, X. *et al.* An analysis of fatalities from forest fires in China, 1951–2018. **International Journal of Wildland Fire**. vol. 31, n. 3, p. 507 – 517, 2022.
<https://doi.org/10.1071/WF21137>

Seção xxx

Artigo 1. Submetido na Revista Ciência Florestal

Impacto da queima sobre o fluxo de CO₂ terrestre em uma área ecotonal do Pantanal

Impact of burning on terrestrial CO₂ flux in an ecotonal area of the Pantanal

Janaina Vetoreti Goloni^I , Ernandes Sobreira Oliveira Junior^{II} , João Henrique Fernandes Amaral^{III} , Wilkinson Lopes Lázaro^{IV} 

^I Universidade do Estado de Mato Grosso, Cáceres, MT, Brasil

^{II} Universidade do Estado de Mato Grosso, Cáceres, MT, Brasil

^{III} Universidad del Rosario, Bogotá, Colômbia

^{IV} Universidade do Estado de Mato Grosso, Cáceres, MT, Brasil

RESUMO

Os incêndios têm aumentado em áreas secas do Pantanal. Atividades antrópicas, incluindo a mudança no uso da terra, expõem o solo, afetando a microbiota e seu metabolismo. O dióxido de carbono (CO₂) é um produto do metabolismo microbiano e é um dos principais contribuintes para o efeito estufa. Atividades antrópicas que degradam o solo podem alterar as emissões de gases de efeito estufa e a biogeoquímica do carbono (C). Este estudo teve como objetivo analisar o efeito dos incêndios sobre o fluxo de CO₂, comparando solos queimados e não queimados em áreas com diferentes usos da terra no Pantanal. Nossos resultados mostram que os solos que passaram por um período de queima apresentam valores de temperatura mais elevados, além de valores de pH mais altos e níveis de umidade mais baixos. Em relação ao fluxo de CO₂, observou-se que o fluxo de CO₂ do solo queimado foi menor do que no solo não queimado (22,89 ± 20,18 g. m⁻².dia⁻¹ no solo não queimado; e 32,12 ± 25,62 g. m⁻².dia⁻¹ no solo queimado). Esses dados demonstram que o fluxo de CO₂ em áreas queimadas é diminuído, refletindo, provavelmente, impactos na microbiota do solo, reduzindo a qualidade do solo. Portanto, sugere-se que estudos com o objetivo de analisar o metabolismo edáfico também considerem variáveis biológicas em seu desenho experimental, pois a exaustão do solo pode impactar também a atividade biológica no solo, incluindo a diversidade e a função dos microrganismos.

Palavras-chave: Áreas Tropicais; Incêndios Florestais; Gases de efeito estufa; Metabolismo edáfico.

ABSTRACT

Fires have been increasing in dry areas of the Pantanal. Anthropogenic activities, including land use change, expose the soil, affecting the microbiota and its metabolism. Carbon dioxide (CO₂) is a product of microbial metabolism and is one of the main contributors to the greenhouse effect. Anthropogenic activities that degrade the soil can alter greenhouse gas emissions and the biogeochemistry of carbon (C). This study aimed to analyze the effect of fires on CO₂ flux by comparing burned and unburned soils in areas with different land uses in the Pantanal. Our results show that soils that underwent a burning period exhibited higher temperature values, as well as higher pH levels and lower moisture content. Regarding CO₂ flux, it was observed that CO₂ emissions from burned soils were lower than from unburned soils ($22.89 \pm 20.18 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ in unburned soil; and $32.12 \pm 25.62 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ in burned soil). These data demonstrate that CO₂ flux in burned areas is reduced, likely reflecting impacts on soil microbiota and indicating a decline in soil quality. Therefore, it is suggested that studies aiming to analyze edaphic metabolism also consider biological variables in their experimental design, as soil exhaustion can also affect biological activity in the soil, including the diversity and function of microorganisms.

Keywords: Tropical areas; Forest fires; Greenhouse gases; Edaphic metabolism.

1 INTRODUÇÃO

Os incêndios são uma das características de todos os ecossistemas de savana tropical, representando mais de 70% da área queimada global (Camargos *et al.*, 2015). O Pantanal é considerado a maior planície de inundação contínua do planeta, uma das áreas úmidas mais importantes existentes, sendo constituído por 30% de savanas (Junk *et al.*, 2014), e que forma um corredor ecológico que atravessa a parte central da América do Sul (Junk e Nunes da Cunha, 2006).

Inúmeros focos de incêndio têm afetado o Pantanal, em 2020 um incêndio de grandes proporções se alastrou por esse importante bioma, queimando uma área equivalente a 11.486.99 ha de área, com milhões de animais e plantas mortos (Pelissari *et al.*, 2023). O bioma queimou em áreas onde nunca haviam sido queimadas, nas proximidades dos rios, por exemplo, e em áreas que costumam permanecer úmidas (Blazys-Correa *et al.*, 2022).

É fato que as queimas recorrentes provocam a perda da biodiversidade, alteram as propriedades da água e do solo (Leal Filho *et al.*, 2021), e afetam a composição da fauna terrestre (FAO, 2020). Além disso, as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo são afetadas pela passagem do fogo (Redin *et al.*, 2011), através da mudança da qualidade do material disponível no solo, além de impactos sobre a própria microbiota (Lopes *et al.*, 2021)

A passagem do fogo faz com que o solo apresente maiores temperaturas e menor umidade, além de maior pH e condutividade quando comparados a valores antes da queima (Roshan e Biswas, 2023). A matéria orgânica é também reduzida, pois é ela o combustível para a queima e propagação do local queimado (Dick *et al.*, 2008).

Naturalmente, a matéria orgânica que está no solo é associada a uma ampla microbiota (Zheng *et al.*, 2024), a qual contribui para a mineralização dos compostos químicos orgânicos ali presentes. Neste caso, o resultado do metabolismo microbiano se forma gases, como o gás carbônico (CO), ou dióxido de carbono (CO₂) que são liberados do solo para a atmosfera (Ribeiro-Kumara *et al.*, 2020).

Quando ocorre um incêndio, a matéria orgânica do solo é queimada, liberando imediatamente para a atmosfera gases de efeito estufa – GEE (Ribeiro-Kumara *et al.*, 2020), incluindo CO₂ (Sullivan *et al.*, 2011), ou seja, transformando o carbono que seria utilizado no metabolismo microbiano, em gás, afetando sua ciclagem natural.

Embora muito apontado como um vilão do efeito estufa, o CO₂ é produzido naturalmente no solo como resultado do metabolismo microbiano (SEMENOV *et al.* 2021). As alterações encontradas nos solos queimados em relação ao fluxo de emissões de CO₂ tendem a aumentar a curto prazo, devido, possivelmente a rápida combustão da matéria orgânica, e a longo prazo a tendência é estabilizar com a recuperação do solo com a reorganização microbiológica com as novas condições apresentadas (Ribeiro-Kumara *et al.*, 2020).

Tendo em vista que os incêndios florestais no Pantanal têm sido bastante recorrentes, este trabalho tem por objetivo comparar as emissões de CO₂ do solo queimado e em solo que não houve a passagem do fogo (natural) pós eventos de queima. Testamos a hipótese de que eventos de queima, irão causar a perda de capacidade do solo de mineralizar o carbono, reduzindo as emissões de CO₂, independente do uso do solo. Isso devido a transformações nas características do solo (pH, temperatura, umidade) e na ciclagem de carbono, que reduzirão, inicialmente as emissões de CO₂ para a atmosfera.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no Pantanal de Mato Grosso, localizado na região sudoeste do estado de Mato Grosso, integrando a mesorregião do centro-sul mato-grossense e a microrregião do Alto Pantanal. O clima da região é caracterizado por Aw (tropical subúmido), duas estações (chuvoso março a novembro, e seca, maio a setembro) (Lázaro *et al.*, 2020) com média anual de temperatura de 25°C e precipitação de 1400 mm, variando de 800 - 1600 mm (Alho e Silva, 2012).

2.2 Coleta de dados

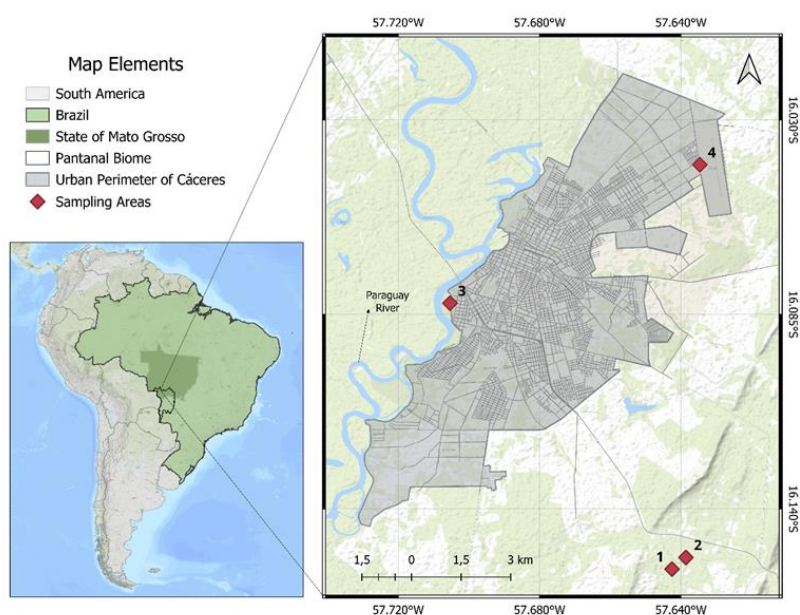
Diante da magnitude dos incêndios de 2022, buscamos, para este trabalho, solos com diferentes usos (agricultura, reserva florestal, área de preservação e uso urbano) e que apresentassem heterogeneidade de queima (queimado e não queimado) para realizar nossas medições. Buscamos áreas previamente monitoradas ou áreas com acessíveis em Cáceres – MT. Para este trabalho o termo solo natural é utilizado para se referir aos solos com intervenção antrópica e vegetados em que não ocorreu a passagem do fogo e o termo solo queimado é utilizado para se referir ao solo com intervenção antrópica, com a presença de vegetação em que ocorreram eventos de queima.

As campanhas de campo foram realizadas em setembro e dezembro de 2022, e de janeiro e fevereiro de 2023 em áreas com presença de queima recente e diferentes usos antrópicos, quais sejam: P1 – 16°09'14.9" S e 057°38'34.1" W (área agricultável); P2 – 16°09'14,0" S e 057°38'33.0"W (área de reserva florestal); P3 – 16°04'54.7" S e 057°42'19.3" W (área de preservação); P4 – 16°02'33.67" S e 057°38'04.69" W (área urbana), com 3 réplicas para cada ponto (Figura 1).

Os pontos amostrados são áreas planas, não possuem morros e nem depressões, a área denominada P1 caracteriza-se por vegetação homogênea, composta de capim colônia usado para alimentação bovina. O P2, área de reserva

florestal, possuía muita serrapilheira, árvores de grande e médio porte com gramíneas, herbáceas e coqueiros do tipo babaçu, o local possuía áreas bastante sombreadas. O P3, área de preservação ambiental, possuía uma maior quantidade de serrapilheira após, aproximadamente, 50 metros da borda do fragmento florestal, a vegetação é composta por árvores de pequeno a médio porte e arbustos. O P4, área urbana, apresentou serrapilheira, poucas gramíneas e arbustos, árvores de médio e pequeno porte, com poucas áreas de sombra.

Figura 1: Localização da área de estudo, Cáceres, Mato Grosso



Fonte: Os autores (2025)

Legenda: Pontos de coleta representados em vermelho, realizados entre os meses de setembro e dezembro de 2022 e janeiro e fevereiro de 2023.

2.3 Dados abióticos

O registro de temperatura (°C) e umidade (%) do solo foram determinados com auxílio do termo-higrômetro da marca Incoterm, (resolução de 0,1 °C e 1% UR para umidade; precisão de medição de $\pm 1^\circ\text{C}$ e $\pm 5\%$ UR) fixado a 2 cm de profundidade no solo. Outros parâmetros como a temperatura do ar (°C), velocidade do vento (m/s), luminosidade (lux), pressão atmosférica (atm) e altitude (m), foram registrados com o auxílio de um anemômetro, e as coordenadas geográficas com um GPS da marca

GPSMAP 64s. Os níveis de pH do solo foram registrados com o auxílio do pHmetro de solo portátil da GroLine Hanna Instruments, com precisão de medição de pH de ± 0.2 .

Esses dados nos fornecem uma compreensão mais profunda das condições ambientais dos locais amostrados, pois podem influenciar as atividades microbianas do solo e também no processo de decomposição da matéria orgânica, processos diretamente ligados às emissões de CO₂ através solo (Crespo *et al.*, 2024).

2.4 Fluxo de CO₂

O método de coleta do fluxo de CO₂ seguiu o método proposto por Bastviken *et al.*, 2015, que consiste na utilização de câmara fechada de acrílico transparente para permitir a passagem da luz do dia, e uma câmara fechada de acrílico envolta de papel alumínio para simular a ausência da luz durante a noite e reduzir o aquecimento durante o processo. Cada câmara possui 31,2 cm de altura, 24 cm de diâmetro e 12,6 litros de volume, composta por um sensor do tipo *Sense Air AB -CO₂ Engine K 33* alocado na parte superior interna.

As câmaras foram dispostas a 1 cm de profundidade sobre o solo exposto e com a base vedada com argila para impedir a entrada ou saída de gás. Todas as coletas foram realizadas em tréplicas, no qual a leitura e registro do fluxo difusivo teve duração de 04 minutos. A câmara revestida de alumínio foi colocada exatamente no mesmo local onde foi colocada a de acrílico transparente após 3 minutos de utilização da primeira.

Os dados de CO₂ coletados através do sensor foram transferidos por meio do *software UIP-5 Revision (0.0.3.42)* para uma planilha da *Microsoft Excel*, onde o cálculo foi realizado com base no tempo de captura (segundos), quantidade de CO₂ (ppm), temperatura (°C) e umidade relativa (%) coletados através do sensor da câmara. A relação entre o tempo (s) e fluxo difusivo de CO₂ (ppm) resultou na inclinação da reta no gráfico de dispersão. Apenas os valores em que a função $R^2 > 0,80$ foram considerados para cálculo do fluxo difusivo de CO₂ para uma maior confiabilidade dos resultados, 14 valores foram excluídos de um total de 135 valores.

2.5 Testes estatísticos

Para estabelecer uma relação de significância entre as variáveis ambientais, aplicou-se dois testes estatísticos aos dados, utilizando o Microsoft Office Excell, Teste Mann-Whitney para a relação de significância entre as variáveis ambientais e o fluxo de CO₂ e modelo Generalizado misto (GLM), uma vez que os dados não apresentaram normalidade.

Para realização do modelo Generalizado misto (GLM) utilizou-se a distribuição Gama, adequada para dados positivos e assimétricos como os de fluxo de CO₂. Considerou-se o tipo de solo ("Soil" – Natural ou Queimado) como fator fixo na modelagem. Testaram-se diferentes combinações de variáveis ambientais para identificar os fatores mais relevantes.

A seleção do melhor modelo foi realizada com base no AICc (Akaike Information Criterion corrigido), que penaliza modelos excessivamente complexos e favorece modelos mais parcimoniosos. O modelo com menor AICc foi considerado o mais adequado para explicar a variação no fluxo de CO₂.

Em paralelo, foi aplicada uma modelagem preditiva por regressão GLM com penalização Lasso (L1), adequada para seleção de variáveis relevantes. Foram utilizadas variáveis ambientais (pH, umidade, temperatura) e fatores categóricos (local de coleta – "Site", "Chamber" e "Soil").

Os dados foram carregados a partir de um arquivo Excel, utilizando o pacote readxl no R. As variáveis categóricas foram transformadas em variáveis dummies, com funções como model.matrix ou o pacote fastDummies. Todas as variáveis preditoras foram padronizadas (função scale), visto que o Lasso é sensível à escala dos dados.

A regressão Lasso foi ajustada com validação cruzada para a seleção automática do parâmetro de penalização (α), utilizando o pacote glmnet e a função cv.glmnet no R.

Após o ajuste, foram extraídos os coeficientes não nulos, representando os preditores mais relevantes. As previsões foram realizadas sobre o conjunto de dados original (função predict).

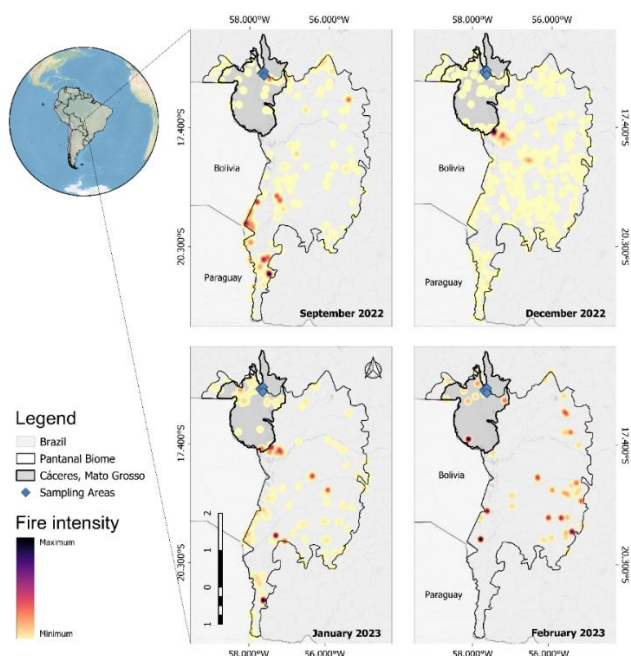
O desempenho dos modelos foi avaliado pelo RMSE (Root Mean Squared Error), tanto para o modelo completo quanto para modelos simples baseados em um único preditor, utilizando o pacote Metrics. Para visualização do desempenho dos preditores principais, gráficos de barras foram elaborados com o pacote ggplot2.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Queimadas na região

Na região do Pantanal, entre os dias 05 de setembro de 2022 e 28 de fevereiro de 2023 houve 760 focos de incêndio, destes, 380 ocorreram no estado de Mato Grosso. Neste estado, o município de Cáceres – MT ocupa a 5ª posição em número de focos de incêndio, apresentando um total de 52 focos registrados para o período (INPE, 2024) (Figura 2).

Figura 2: Focos de incêndio para o Pantanal, destacando os meses de setembro e dezembro de 2022 e janeiro e fevereiro de 2023



Fonte: Os autores (2025)

3.2 Variáveis ambientais

No período amostrado, entre setembro de 2022 e fevereiro de 2023, a região apresentou uma variação de temperatura entre 27.6° C e 32.8°C. A umidade relativa do

ar esteve entre 52.6 % e 74.7 %, a precipitação local foi de 0 a 11.57 mm. Na comparação entre os locais amostrados, observou-se que os pontos em que houve queimadas apresentaram temperatura do solo exposto maiores do que do solo não queimado (em até 4 °C a mais em média; Teste Mann-Whitney; $U = 333$; $p < 0.05$; figura 3a). Como de esperado, a umidade do solo foi menor no solo queimado do que no solo natural em 11% (Teste Mann-Whitney; $U = 255.5$; $p < 0.05$; figura 3b).

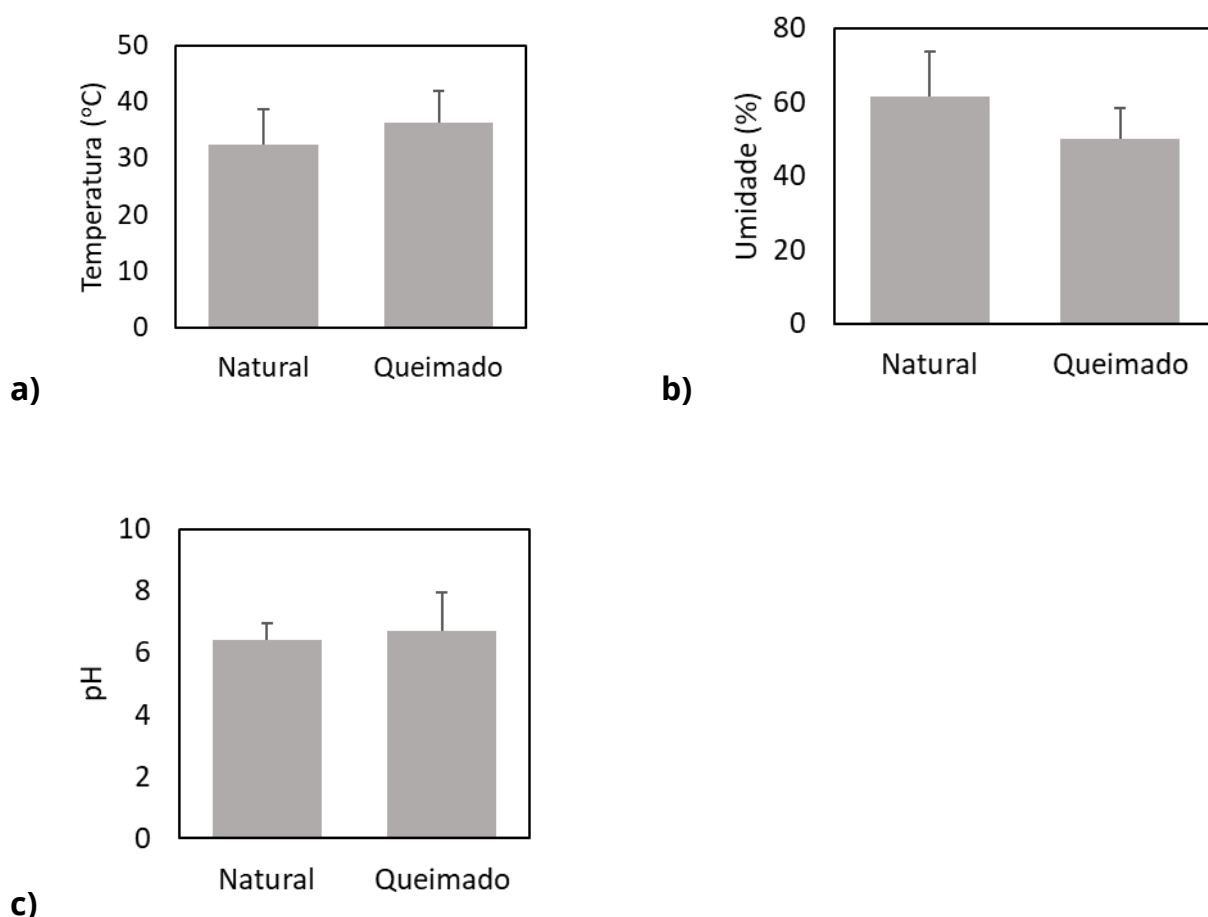
Mattos, e seus colaboradores (2022), analisando o impacto do fogo no solo em Nova Friburgo, encontrou resultados como o nosso, a passagem do fogo sobre o solo acarreta em maiores índices de temperatura e menores taxas de umidade quando comparado com solos em que não ocorreu eventos de queima. Guo *et al* (2024) analisou 116 estudos publicados que avaliaram o efeito do fogo sobre variáveis ambientais temperatura (°C) e umidade % do solo, nos ecossistemas terrestres de diversas regiões do planeta, os resultados encontrados evidenciaram os efeitos do fogo, em que a temperatura do solo aumentou em até 15 % e a umidade reduziu em até 9%, os resultados encontrados e publicados corroboram com os encontrados neste trabalho.

Encontramos um pH de 2% maior no local queimado em relação ao natural (Teste Mann-Whitney; $U = 384.5$; $p < 0.05$; figura 3c). Verma *et al.*, 2019, analisando os efeitos da queima no solo de uma reserva ambiental da região de Nilgiri, Índia, encontrou valores de pH próximos de 6 pós eventos de queima no solo. Allen *et al.*, 2011, também encontraram resultados semelhantes ao nosso, em que os maiores valores de pH estavam presentes no solo após um incêndio florestal ocorrido no deserto de Sonora. Um estudo feito em solo de uma formação florestal no Nepal em 2024 por Dhungana e colaboradores, encontraram níveis de pH elevados nas áreas atingidas por incêndios em relação às áreas não atingidas.

Tais resultados são semelhantes ao encontrado em nosso trabalho, em que eventos de queima aumentam nos níveis de pH do solo quando comparado com o solo que não passou por queima. O aumento do pH do solo após incêndios florestais,

possivelmente, se deve à combustão do material vegetal, deposição de cinzas e mudanças na microbiota (Dhungana *et al.*, 2024).

Figura 3: Variação de temperatura (°C) entre o solo natural e queimado (a); variação de umidade (%) entre o solo natural e queimado (b); variação do pH entre o solo natural e queimado (c); na zona ecotonal Pantanal-Cerrado no ano de 2022 e 2023.



Fonte: Os autores (2025)

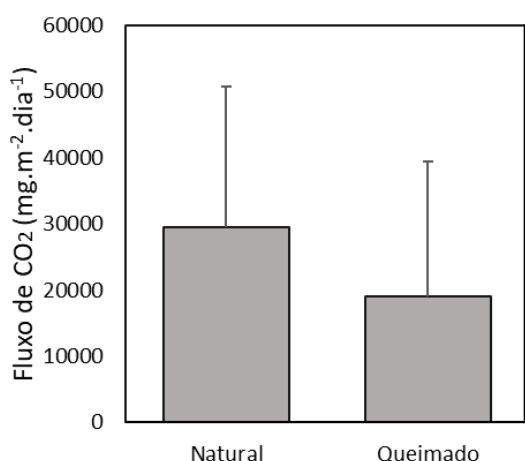
3.3 Fluxo difusivo de CO₂ – Solo Natural e Solo Queimado

Unificamos todos os pontos e em uma comparação entre os ambientes analisados, o maior fluxo de CO₂ foi encontrado para solo natural, apresentando uma média de $32.049,12 \pm 25.893,62 \text{ mg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (Figura 4), sendo que o solo que passou por queima obteve uma perda de 36% de fluxo de carbono, sendo as diferenças significativas ($U = p < 0,05$). Tais resultados podem estar relacionados ao fato que, para o solo natural, todas as atividades biológicas do solo, como respiração (Guo *et al.*, 2024; Wang *et al.*, 2023), taxas de temperatura e umidade (Han *et al.*, 2014) bem como todas

as atividades microbianas (Zhang *et al.*, 2021) estejam acontecendo normalmente, e no solo queimado estas atividades estejam prejudicadas. A vegetação encontrada sobre os solos analisados era diferente entre os pontos amostrais (como descrito anteriormente), fator que pode ter contribuído para os valores de fluxo de CO₂ encontrados.

Resultados semelhantes ao nosso foram encontrados por Vargas *et al.*, 2014, analisando um solo agrícola em Piracicaba – SP, em que a presença de resíduos de matéria orgânica no solo elevou os teores de umidade no solo promovendo, hipoteticamente, uma maior atividade microbiana que, por consequência, elevaram o fluxo de CO₂ no solo não queimado.

Figura 4: Figura 4 - Fluxo de CO₂ do solo natural e queimado na zona ecotonal Pantanal-Cerrado no ano de 2022 e 2023



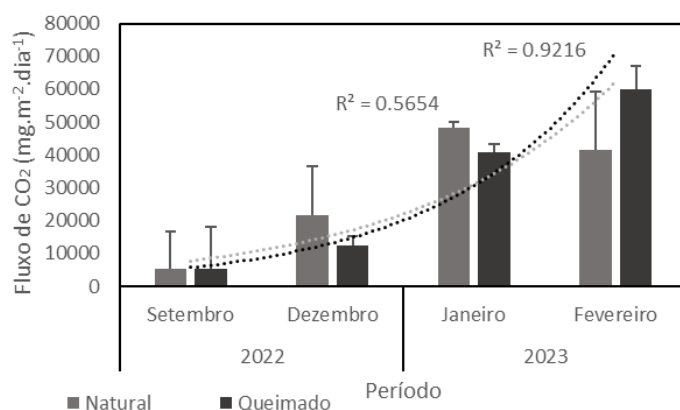
Fonte: Os autores (2025)

Em uma análise temporal, observa-se que há uma tendência no aumento do fluxo de CO₂ entre os meses de setembro e fevereiro (Figura 5). Entretanto, apesar do fluxo de CO₂ ter sido 7 vezes maior no mês de fevereiro em relação ao mês de setembro, não houve diferença significativa (setembro de 2022 U= 0,32; dezembro de 2022 U= 0,05; janeiro de 2023 U= 0,01; fevereiro de 2023 U= 0,01). Já para o solo queimado, esse aumento foi de 11 vezes, de setembro de 2022 para fevereiro de 2023, significativamente maior do que no período anterior (U= 0,05). Este fato também pode

ser observado pela linha de tendência exponencial de maior acréscimo do fluxo de CO₂ em solo queimado, do que em solo natural entre os períodos.

Entre setembro de 2022 e fevereiro de 2023 notamos um aumento na cobertura de vegetação nos locais amostrados, havendo um aumento na biomassa de raízes sob o solo e aumento de uma média de 39% para uma média de 74% na umidade do solo com o início das chuvas o que, possivelmente, favoreceu o aumento nas emissões de CO₂, principalmente no solo queimado para o mês de fevereiro de 2023.

Figura 5 – Análise temporal de todas as áreas analisadas do fluxo de CO₂ para o solo natural e queimado na zona ecotonal Pantanal-Cerrado no ano de 2022 e 2023



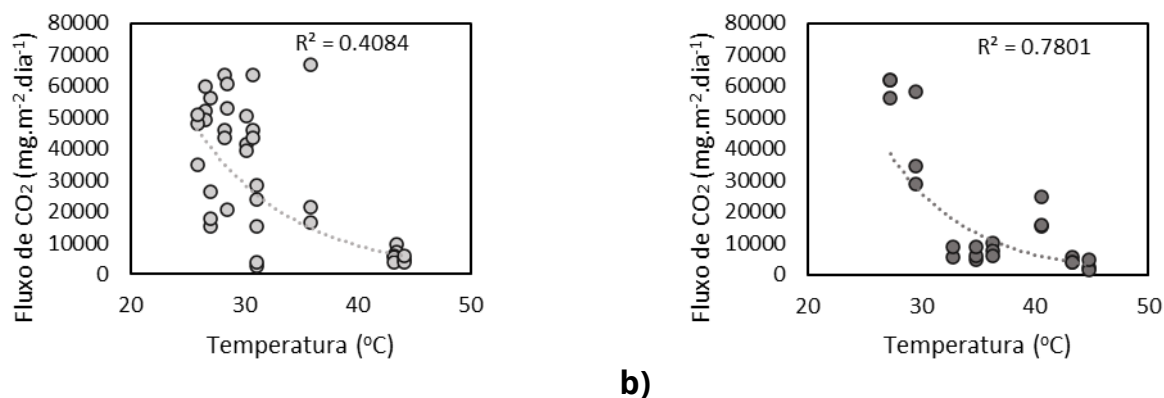
Fonte: Os autores (2025)

A temperatura foi até 4°C mais baixa no solo natural do que no solo queimado (Teste t; $t = 2,47$; $p < 0,05$). Há uma relação negativa significativa entre o fluxo de CO₂ e a temperatura, tanto para o solo natural quanto para o solo queimado (figura 6a e 6b; Regressão exponencial; $R^2 = 0,40$; $p < 0,05$ para o solo natural; $R^2 = 0,78$; $p < 0,05$ para o solo queimado). A temperatura é um fator crucial para o solo e pode determinar a taxa de umidade do solo, bem como as atividades microbianas (Salomão e Hirle, 2019; Bezyk *et al.*; 2023) que são influenciadas diretamente pela temperatura do solo, determinando a taxa de crescimento e de metabolismo (Zhang *et al.*, 2019).

Estudos como os de Allison *et al.*, 2010, mostraram que com a elevação da temperatura, a decomposição microbiana aumenta, aumentando assim a emissão de CO₂ pela respiração do solo. Porém a longo prazo, a elevação da temperatura diminui

a resistência microbiana, diminuindo o fluxo de CO₂ emitido através da respiração do solo (Thiessen *et al.*, 2013).

Figura 6 – Relação entre a temperatura e o fluxo de CO₂ para o solo natural (a) e queimado (b) na zona ecotonal Pantanal-Cerrado no ano de 2022 e 2023.



Fonte: Os autores (2025)

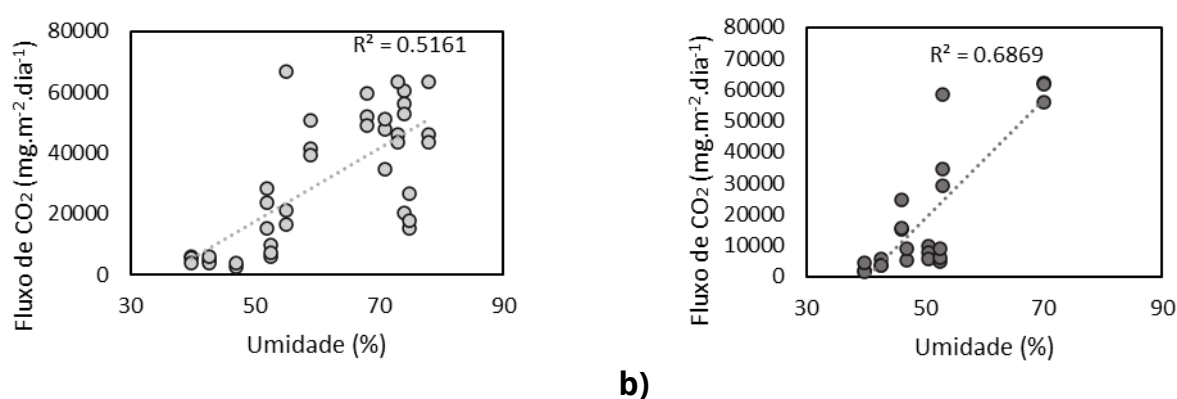
Nosso estudo demonstrou que a umidade do solo foi 19% maior em comparação com o solo queimado, esse resultado foi estatisticamente significativo (Teste t; $t = 4,04$; $p < 0,01$). Verificou-se que o fluxo de CO₂ aumentou significativamente em relação a umidade, tanto para o solo natural quanto para o solo queimado (figura 7a e 7b; Regressão linear simples; $R^2 = 0,51$; $p < 0,05$ para o solo natural; $R^2 = 0,68$; $p < 0,05$ para o solo queimado). Tais resultados indicam que o fluxo de CO₂ atinge valores mais altos à medida que a umidade atinge níveis moderados no solo, otimizando as atividades metabólicas microbianas (Souza, *et al.*, 2021).

A temperatura e a umidade do solo são variáveis essenciais para as emissões de CO₂ (Zhang, *et al.*, 2020), a umidade, em particular, desempenha um papel significativo no controle da respiração do solo e no transporte de gases, como o dióxido de carbono (CO₂) (Salomão e Hirle, 2019). Parte dessa emissão é proveniente da decomposição da matéria orgânica presente no solo (Hu *et al.* 2024).

Uma pesquisa realizada por Bezyk, *et al.*, 2023, na cidade de Wroclaw na Polônia, demonstrou que os fluxos de CO₂ no solo foram maiores à medida que a temperatura aumentou, e foram menores a taxas baixas ou altas de umidade. Jiang *et al.* 2020, ao

analisar solos de turfeiras na Grande Montanha Hing'an - Província de Heilongjiang, China constatou que a temperatura e umidade aumentam a produção de CO₂ em camadas mais profundas do solo, cerca de 20 – 40 cm de profundidade. Segundo os autores, esse fenômeno se deve à alta concentração de bactérias presentes nessas camadas de solo.

Figura 7 – Relação entre a umidade e o fluxo de CO₂ para o solo natural (a) e queimado (b) na zona ecotonal Pantanal-Cerrado no ano de 2022 e 2023.

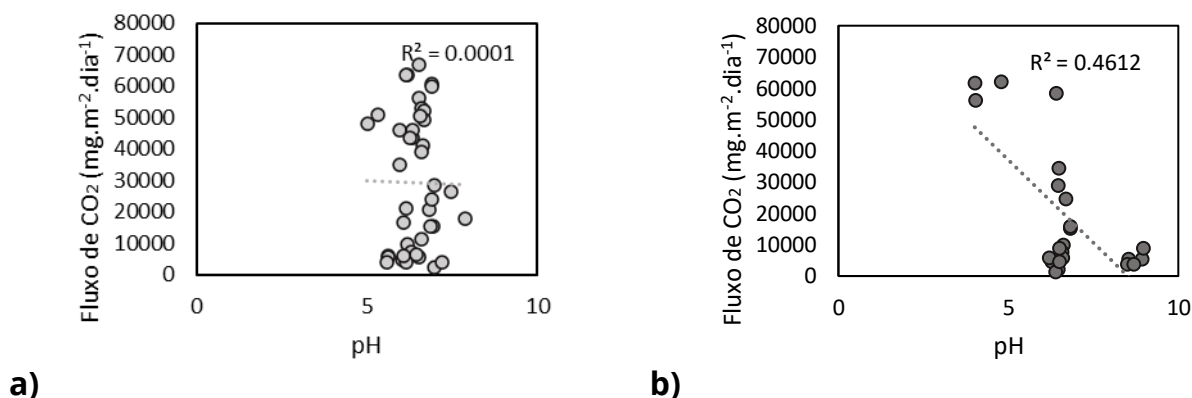


Fonte: Os autores (2025)

A média do pH no solo natural foi de $6,42 \pm 0,54$ e para o solo queimado de $6,69 \pm 1,28$, não havendo diferença significativa entre os valores. Ao comparar o pH com o fluxo de CO₂ observou-se que não houve relação significativa no solo natural (Figura 8a), No entanto, no solo queimado, essa relação foi negativamente significativa (Figura 8b; Regressão linear simples; $R^2 = 0,46$; $p < 0,05$ para o solo queimado). Após uma queimada, há uma geração de óxidos que agem diretamente no solo neutralizando - o, deixando o pH mais próximo de 7 (Rheinheimer *et al.*; 2003).

O pH do solo é um fator influenciador na regulação dos processos microbiológicos do solo (Samad *et al.* 2016) aumentando as taxas de respiração microbiana, que por sua vez aumentam as emissões de CO₂ para a atmosfera (Xu *et al.*, 2023). Um trabalho realizado por Derafshi *et al.*, 2023, em uma Fazenda experimental no Irã, demonstrou que pH tem influência sobre as emissões de CO₂, em que as emissões foram máximas com pH próximo do neutro.

Figura 8 – Relação entre o pH e o fluxo de CO₂ para o solo natural (a) e queimado (b) na zona ecotonal Pantanal-Cerrado no ano de 2022 e 2023.



Fonte: Os autores (2025)

Na análise GLM aplicado entre as variáveis ambientais Temperatura (°C), umidade (%) e pH e o fluxo de CO₂ para o solo queimado e não queimado, as variáveis pH e umidade (%) foram as que melhor apresentaram relação com as emissões de CO₂ (Tabela 1).

Tabela 1: Análise GLM entre as variáveis ambientais e o fluxo de CO₂

Modelo	AICc	AIC	Deviance	Pseudo R ²
Flux + Humidity + pH	1759.091	1758.565	62.3985	0.527317682
Flux + pH + Temp.	1760.854	1760.054	32.1648	0.29008532
Flux + Soil + pH	1761.358	1761.047	12.9573	0.08517022

Fonte: Os autores (2025)

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nossos dados apontam uma redução do fluxo de CO₂ logo após a queimada em solos de ambiente ecotonal Pantanal-Cerrado. Entretanto, esse fluxo aumenta significativamente em médio prazo, indicando uma possível recolonização da área via aumento de metabolismo edáfico.

Entre as variáveis ambientais com maior relevância no fluxo de CO₂, a umidade cumpre um papel bastante importante. À medida que a umidade aumenta, o fluxo de CO₂ em solo

queimado também aumenta, significativamente. Este fato é observado de forma contrária com o pH, em que o aumento do pH, principalmente em solo queimado, reduz as emissões de CO₂.

Nossos resultados expressam o efeito das queimadas no metabolismo edáfico através das emissões de CO₂ do solo para a atmosfera. Este fato foi observado em uma região ecotonal de Pantanal-Cerrado que sofre amplamente com o efeito do fogo. Estudos como este devem ser realizados para investigar os organismos presentes no solo, podendo então, clarificar a ecologia biosistêmica envolvida nas intensas queimadas, além de focar na importância da biodiversidade envolvida no ciclo do carbono na região.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLEN, E. Impacts of Fire and Invasive Species on Desert Soil Ecology. **Rangeland Ecology e Management**. vol. 64, 2011. <https://doi.org/10.2111/REM-D-09-00159.1>

ALLISON, S. D.; WALLENSTEIN, M. D. & BRADFORD, M. A. Soil-carbon response to warming dependent on microbial physiology. **Nature Geoscience**. v. 3, p. 336 – 340, 2010. <https://doi.org/10.1038/ngeo846>

ALHO, C. J. R. & SILVA, J. S. V. Effects of severe floods and droughts on wildlife of the Pantanal Wetland (Brazil) – A review. **Animals**. vol. 2, n. 4, p. 591-610, 2012. <https://doi.org/10.3390/ani2040591>

BASTVIKEN, D.; SUNDGREN, I.; NATCHIMUTHU, S.; REYIER, H. GALFALK, M. Cost-efficient approaches to measure carbon dioxide (CO₂) fluxes and concentrations in 2 terrestrial and aquatic environments using mini loggers. **Biogeosciences**. vol. 12, p. 3849-3859, 2015. <https://doi.org/10.5194/bg-12-3849-2015>

BEZYK, Y.; DORODNIKOV, M.; GÓRKA, M.; SÓWKA, I.; SAWINSKI, Y. Temperature and soil moisture control CO₂ flux and CH₄ oxidation in urban ecosystems. **Geochemistry**. vol. 83, n. 3, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.chemer.2023.125989>

BLAZYS - CORREA, D.; ALCÂNTARA, E.; LIBONATI, R.; MASSI, K. G.; PARK, E. Increased burned area in the Pantanal over the past two decades. **Science of The Total Environment**, vol. 835, n.155386, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155386>

CAMARGOS, V. L; RIBEIRO, G. A; SILVA, A. F; MARTINS, S. V; CARMO, F. M. S. Estudo do comportamento do fogo em um trecho de floresta estacional semidecídua no município de Viçosa, Minas Gerais. **Ciência Florestal**. v. 25, n. 3, p. 537-545, 2015.

CRESPO, C. M. G.; PISCOYA, V. C.; MORAES, A. S; FRANÇA, M.V.; FERNANDES, M.M. *et al.* Frações húmicas de caborno do solo sob Sistema agroflorestal em brejo de altitude Pernambucano. **Ciência Florestal**. v. 34, n.1, 2024. <https://doi.org/10.5902/1980509865061>

DERAFSHI, M.; LAJAYER, B. A.; HASSANI, A.; DELL, B. Effects of acidifiers on soil greenhouse gas emissions in calcareous soils in a semi-arid area. **Scientific Reports**. v. 13, p. 5113, 2023. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-32127-0>

DHUNGANA, B. P.; CHHETRI, V. T.; BANIYA, C. B.; SHARMA, S. P.; GHIMIRE, P. *et al.* Post-fire Effects on Soil Properties in High altitude Mixed-conifer Forest of Nepal. **Trees, Forests and People**. v. 17, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2024.100633>

DICK, D. P.; MARTINAZZO, R.; DALMOLIN, R. S. D.; JACQUES, A. V. A.; MIELNICZUK, J.; ROSA, A. S. Impacto da queima nos atributos químicos e na composição química da matéria orgânica do solo e na vegetação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. vol.43, n.5, p.633-640, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2008000500011>

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2020. **State of Knowledge of Soil Biodiversity**. Disponível em: <https://www.fao.org/3/cb1928en/cb1928en.pdf> Acesso em: 04 de maio de 2022.

GUO, G.; LI, X.; KUAI, J.; ZHANG, X.; PENG, X.; XU, Y.; ZENH, G.; LIU, J.; ZHANG, C.; LIN, J. Estimation of annual soil CO₂ efflux under the erosion and deposition conditions by measuring and modeling its respiration rate in 38 outhern China. **Journal of Environmental Management**. vol. 351, n. 119686, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119686>

HAN, G.; LUO, Y.; LI, D.; LI, D.; XIA, J.; XING, Q.; YU, J. Ecosystem photosynthesis regulates soil respiration on a diurnal scale with a short-term time lag in a coastal wetland. **Soil Biology & biochemistry**. v. 68, n. 85, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.09.024>

HU, H.; CHEN, J.; ZHOU, F.; NIE, M.; HOU, D. *et al.* Relative increases in CH₄ and CO₂ emissions from wetlands under global warming dependent on soil carbon substrates. **Nature Geoscience**. vol. 17, p. 26–31, 2024. <https://doi.org/10.1038/s41561-023-01345-6>

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). (2023). **Banco de Dados de Queimadas**. Terra Brasilis. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/queimadas/bdqueimadas/#exportar-dados>. Acesso em: 10 de janeiro de 2024.

JIANG. L.; SONG, Y.; SUN, L.; SONG, C.; WANG, X. *et al.* Effects of warming on carbon emission and microbial abundances across different soil depths of a peatland in the

permafrost region under anaerobic condition. **Applied Soil Ecology**. vol. 156, n. 103712, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103712>

JUNK, W.; PIEDADE, M. T. F.; LOURIVAL, F.; WITTMANN, F.; KANDUS, P. *et al.* Brazilian wetlands: Their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation**. vol. 24, n. 1, p. 5 – 22, 2014. <https://doi.org/10.1002/aqc.2386>

JUNK, W. e NUNES DA CUNHA. Mapping and characterization of vegetation units by means of Landsat imagery and management recommendations for the Pantanal of Mato Grosso (Brazil), north of Poconé. **Amazoniana**. vol. 19, p.1-32, 2006.

LÁZARO, W. L.; OLIVEIRA-JÚNIOR, E. S.; SILVA, C. J.; CASTRILLON, S. K. I.; MUNIZ, C. C. Climate change reflected in one of the largest wetlands in the world: an overview of the Northern Pantanal water regime. **Acta Limnologica Brasiliensia**. vol. 32, 2020. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X7619>

LEAL FILHO, W.; AZEITEIRO, U. M.; SALVIA, A. L.; FRITZEN, B.; LIBONATI, R. Fire in Paradise: Why the Pantanal is burning. **Environmental Science and Policy**. vol. 123. P. 31-34, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.05.005>

LOPES, M. J. S.; SANTIAGO, B. S.; SILVA, I. N. B.; & GURGEL, E. S. C. Impacto do desmatamento e queima na biodiversidade invisível da Amazônia. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente – RAMA**. v.16, nº1, 2023. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2023v16n1e9608>

MATTOS, B. S. BERTOLINO, A. V. F. A.; BERTOLINO, L. C. The influence of fire on soil properties under slash-and-burn agriculture management in a hillside environment in the Atlantic Forest biome. **Sociedade e Natureza**. v. 34, 2022. <https://doi.org/10.14393/SN-v34-2022-63656>

PELISSARI, T. D.; TEODORO, P. E.; TEODORO, L. P. R.; LIMA, M.; SANTANA, D. C. *et al.* Dynamics of major environmental disasters involving fire in the Brazilian Pantanal. **Scientific Reports**. vol. 13, n. 21669, 2023. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-49154-6>

RIBEIRO-KUMARA, C.; PUMPANEN J.; HEINONSALO, J.; METSLAID, M.; ORUMAA, A. *et al.* Long-term effects of forest fires on soil greenhouse gas emissions and extracellular enzyme activities in a hemiboreal forest. **Science of The Total Environment**. vol. 718, n. 135291, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135291>

REDIN, M.; SANTOS, G. F.; MIGUEL, P.; DENEGA, G. L.; LUPATINI, M.; DONEDA, A.; SOUZA, E. L. Impactos da queima sobre atributos químicos, físicos e biológicos do solo. **Ciência Florestal**. vol. 21, n. 72, p. 381-392, 2011. <https://doi.org/10.5902/198050983243>

RHEINHEIMER, D. S.; SANTOS, J. C.; FERNANDES, V. B.; MAFRA, A. L.; ALMEIDA, J. A. Modificações nos atributos químicos de solo sob campo nativo submetido à queima. **Ciência Rural**. vol. 33, n. 1, p. 49 – 55, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782003000100008>

ROSHAN, A. e BISWAS, A. Fire-induced geochemical changes in soil: Implication for the element cycling. **Science of the Total Environment**. vol. 868, n. 161714, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161714>

SALOMÃO, P. e HIRLE, R. Estudo da influência das queimadas nas propriedades químicas e banco de sementes dos solos do Vale do Mucuri. **Research, Society and Development**. vol 8, n. 12, p. 01 – 15, 2019. <https://doi.org/10.33448/rsd-v8i12.1799>

SAMAD, M.; BISWAS, A.; BAKKEN, L. R.; CLOUGH, T. J.; KLEIN, C. A. *et al.* Phylogenetic and functional potential links pH and N₂O emissions in pasture soils. **Scientific Reports**. vol. 6, n. 35990, 2016. <https://doi.org/10.1038/srep35990>

SEMENOV, M.; LI, H.; LUO, Y.; DENG, Y.; KUZYAKOV, Y. Microbial regulation of soil carbon cycling in terrestrial ecosystems. **Frontiers in Microbiology**. vol. 12, n. 734001, 2021. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.734001>.

SOUZA, P. T.; SILVA, T. C.; TROLEIS, M. J. B.; SENA, K. N.; SILVA, A. C. R. *et al.* Variabilidade espacial da biomassa e atividade microbiana do solo sob sistema de integração lavoura-pecuária-floresta. **Ciência Florestal**. v. 31, n. 4, 2021. <https://doi.org/10.5902/1980509861902>

SULLIVAN, B. W.; KOLB, T.; HART, S.; KAYE, J.; HUNGATE, B.; DORE, S.; MONTES – HELU, M. Wildfire reduces carbon dioxide efflux and increases methane uptake in ponderosa pine forest soils of the southwestern USA. **Biogeochemistry**. vol. 104, p. 251–265, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9499-1>

THIESSEN, S.; GLEIXNER, G.; WUTZLER, T.; REICHSTEIN, M. Both priming and temperature sensitivity of soil organic matter decomposition depend on microbial biomass – An incubation study. **Soil Biology and Biochemistry**. vol. 57, p. 739-748, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.10.029>

VARGAS, V. P.; CANTARELLA H.; MARTINS, A. A.; SOARES, J. R.; CARMO, J. B. *et al.* Sugarcane Crop Residue Increases N₂O and CO₂ Emissions Under High Soil Moisture Conditions. **Sugar Tech**. vol. 16, n. 2, p. 174-179, 2014. <https://doi.org/10.1007/s12355-013-0271-4>

VERMA, S.; SINGH, D.; SINGH, A. K.; & JAYAKUMAR, S. Post-fire soil nutrient dynamics in a tropical dry deciduous forest of Western Ghats, India. **Forest Ecosystems**. v. 6, n. 6, 2019. <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0168-0>

WANG, P.; OUYANG, W.; ZHU, W.; CUI, X.; WANG, J.; LIN, C. Dissolved organic matter movements from forests influence downstream soil CO₂ flux during thawing. **Catena**. vol. 233, n. 107497, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107497>

XU, C.; WONG, V.; TUOVINEN, A.; SIMOJOKI, A. Effects of liming on oxic and anoxic N₂O and CO₂ production in different horizons of boreal acid sulfate soil and non-acid soil under controlled conditions. **Science of The Total Environment**. vol. 857, n.3, p. 159505, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159505>

ZHANG, K.; YAN, Z.; LI, M.; KANG, E.; LI, Y. *et al.* Divergent responses of CO₂ and CH₄ fluxes to changes in the precipitation regime on the Tibetan Plateau: Evidence from soil enzyme activities and microbial communities. **Science of the Total Environment**. vol. 801, n. 149604, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149604>

ZHANG, S.; ZHENG, Q.; NOLL, L.; HU, Y.; WANEK, W. Environmental effects on soil microbial nitrogen use efficiency are controlled by allocation of organic nitrogen to microbial growth and regulate gross N mineralization. **Soil Biology and Biochemistry**. vol. 135, p. 304 -315, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.05.019>

ZHANG, Y.; HOU, W.; CHI, M.; SUN, Y.; AN, J. *et al.* Simulating the effects of soil temperature and soil moisture on CO₂ and CH₄ emissions in rice straw-enriched paddy soil. **Catena**. vol. 194, n. 104677, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104677>

ZHENG, K.; HUANG, X.; DAI, C.; HE, C.; CHEN, H. *et al.* Bacterial Community regulation of soil organic matter molecular structure in heavy metal-rich mangrove sediments. **Journal of Hazardous Materials**. vol. 465, n. 133086, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133086>

1 – Janaina Vetoreti Goloni

Professora e Licenciada em Ciências Biológicas

<https://orcid.org/0009-0009-4427-3880>; janaina.vetoreti@unemat.br

Coleta de dados, análise dos dados, escrita do texto.

2 – Ernandes sobreira Oliveira Júnior

Doutor em Ciências pela Radboud University Nijmegen, RUN, Holanda.

<https://orcid.org/0000-0002-6953-6917>; ernandes.sobreira@gmail.com

Auxílio na coleta de dados, Auxílio na análise dos dados, correção e escrita do texto.

3 – João Henrique Fernandes Amaral

Doutor em Ecologia pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, INPA, Brasil

<https://orcid.org/0000-0002-8992-6082>; jh.amaral@gmail.com

Correções na escrita final do texto

4 – Wilkinson Lopes Lázaro

Doutor em Ecologia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro

<https://orcid.org/0000-0002-6499-6631>; wilkinson.lopes@unemat.br

Auxílio na coleta de dados, Auxílio na análise dos dados, correção final do texto.

Como citar este artigo

Autoria. Título. Ciência Florestal, Santa Maria, v. 33, n. x, p. xxx-xxx, 2023. DOI 10.5902/19805098xxxxxx. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/19805098xxxxxx>.

Artigo 2. A ser submetido na Revista Fire Ecology**Efeito do fogo na regulação de comunidades bacterianas expostas a incêndios no Pantanal.**

Janaina Vetoreti Goloni

ORCID: <https://orcid.org/0009-0009-4427-3880>

Universidade do Estado de Mato Grosso, Brasil

E-mail: janaina.vetoreti@unemat.br

Ernandes Sobreira Oliveira Junior

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6953-6917>

Universidade do Estado de Mato Grosso, Brasil

E-mail: ernandes.sobreira@gmail.com

João Henrique Fernandes Amaral

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8992-6082>

Universidad del Rosario, Colômbia

E-mail: jh.amaral@gmail.com

Wilkinson Lopes Lázaro

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6499-6631>

Universidade do Estado de Mato Grosso, Brasil

E-mail: wilkinson.lopes@unemat.br**Resumo**

Os efeitos do fogo nos ecossistemas são imensuráveis: a fumaça pode deixar a qualidade do ar irrespirável, traz a morte de inúmeras espécies da fauna e da flora, empobrece e expõe o solo, aumenta os níveis de temperatura, pH, condutividade elétrica e diminui a umidade presente no solo, elementos importantes para o metabolismo microbiano. Levando em consideração a importância ecológica que os organismos microbianos tem para os ciclos ecológicos e os recentes inúmeros focos de incêndios nos ecossistemas do Pantanal, este trabalho objetiva-se explorar os contrastes entre áreas com solos queimados e não queimados e os impactos sobre a composição bacteriana e seus aspectos funcionais. Nossos resultados encontraram a presença de 7 grupos bacterianos nos solos não queimados, destes apenas 5 grupos apresentaram características de resistência aos incêndios e permaneceram após a passagem do fogo, são eles: Firmicutes, Proteobacteria, Chloroflexi, Actinobacteria e Bacteroidota. Os grupos Actinobacteria, Proteobacteria e Chloroflexi aumentaram significativamente seu número de indivíduos após os incêndios, isso devido ao fato desses grupos possuírem características

favoráveis como termotolerância e rápido crescimento, sendo esses organismos os primeiros responsáveis pela regeneração do solo. No solo queimado também encontramos genes bacterianos que estão relacionados com a degradação e fixação de carbono e nitrogênio, na degradação de metais como alumínio, ferro, mercúrio, cobalto e arsênico, demonstrando as funções ecossistêmicas que esses seres desempenham no ambiente. Portanto, estudos relacionados aos efeitos causados no solo por incêndios devem levar em consideração os impactos causados nas comunidades microbianas presentes no solo.

Palavras – chave: Incêndios florestais, Comunidades bacterianas, solo, termotolerância.

Abstract

The Pantanal is considered the largest wetland in the world, and a hotspot of biodiversity. However, this crucial biome has been threatened by numerous fires, mainly anthropogenic. Soil affectation by fire regimes, increase temperature and pH levels, electrical conductivity, and reduce soil moisture, which are critical for microbial metabolism. Considering the ecological importance of microbial organisms in ecological cycles and the recent surge in wildfires, this study aims to analyze the effects of fire on bacterial communities present in contrasting soils related to fire exposure (burned vs non burned). Our results revealed the presence of seven bacterial groups in the unburned soils, of which five exhibited fire resistance characteristics and persisted after the fire: Firmicutes, Proteobacteria, Chloroflexi, Actinobacteria, and Bacteroidota. Actinobacteria, Proteobacteria, and Chloroflexi significantly increased their population after the fires, likely due to their favorable traits such as thermotolerance and rapid growth—making them the primary agents of soil regeneration. In the burned soil, we also found bacterial genes related to carbon and nitrogen degradation and fixation, as well as the degradation of metals like aluminum, iron, mercury, cobalt, and arsenic. These findings demonstrate the crucial ecosystem functions performed by these microorganisms in the environment. Therefore, studies on fire-induced soil effects should consider the impacts on microbial communities present in the soil.

Keywords: Forest fires, Bacterial communities, soil, thermotolerance.

INTRODUÇÃO

Os impactos nos ecossistemas terrestres ocasionados pelas ações antrópicas, como queimadas, afetam significativamente a ciclagem do carbono (referencia). A queima da biomassa vegetal leva a uma perda de carbono no solo (Pellegrini *et al.*, 2022), sendo que os efeitos das queimadas sobre a ciclagem do carbono dependem de fatores como clima, profundidade do solo afetado pelo fogo, tipo de vegetação presente no local do incêndio, intensidade do fogo (Cheng *et al.*, 2023), teores de matéria orgânica presente no solo, umidade, temperatura e pH (Brockett *et al.*, 2012). Compreender os fatores que influenciam a perda de carbono no solo pós eventos de queima se faz necessário para desenvolver estratégias de manejo que minimizem os impactos causados e promovam a sustentabilidade ambiental.

Microrganismos atuam nos processos biogeoquímicos dos ecossistemas, (Weyhenmeyer, 2024), portanto são relevantes a processos ecológicos que incluem; ciclagem de nutrientes, formação de solos e crescimento vegetativo (Nizamani *et al.*, 2024). Os incêndios florestais afetam negativamente a microbiota do solo quando atingem uma temperatura de 50°C alterando ou inabilitando o funcionamento de suas enzimas e estruturas celulares essenciais para sobrevivência (Orumaa *et al.*, 2022). Ainda, o fogo aumenta a temperatura e diminui a umidade do solo devido à falta de cobertura vegetal, deixando o solo mais exposto a radiação solar (Orumaa *et al.*, 2022), o que consequentemente afeta a sobrevivência da microbiota presente no solo (Qiu, *et al.*, 2022). Limitações metabólicas bacterianas do solo podem inibir a ciclagem de nutrientes no solo e levar a um acúmulo de substâncias tóxicas (Saravanan *et al.*, 2021).

Além de degradar a vegetação, o fogo causa mudanças nas comunidades microbianas do solo, mudando significativamente a dinâmica do carbono (C) no solo pós – incêndio (Eckdahl *et al.*, 2023) por meio de processos naturais como a fotossíntese e a respiração (Cheng *et al.*, 2023) e a liberação para atmosfera por meio da combustão da matéria orgânica (Li *et al.*, 2017). Estimativas apontam que cerca de um quinto das emissões de CO₂ para atmosfera tem sua origem no solo (Nissan *et al.*, 2023), sendo a respiração microbiana e a

respiração radicular (Li *et al.*, 2024; Lucena *et al.*, 2023) os principais mecanismos pelos quais essas emissões acontecem.

O aquecimento climático amplifica os efeitos do fogo, pois reduz a umidade e intensifica a severidade de períodos de seca (Gebrechorkos *et al.*, 2025), esses efeitos combinados podem levar a uma degradação dos ecossistemas terrestres afetando a biodiversidade e a resiliência dos ecossistemas às mudanças ambientais (Ribeiro-Kumara *et al.*, 2020; Niboyet *et al.*, 2011; Agbeshie *et al.*, 2022; Guo *et al.*, 2024).

Em ecossistemas de savanas inundáveis, como o Pantanal, as comunidades microbianas são formadas por organismos heterotróficos e seu metabolismo é limitado por energia e nutrientes essenciais (Huang *et al.*, 2023). Durante o período de alagamento, o excesso de água no solo diminui as atividades microbianas, levando a um declínio de nutrientes, que impacta a produtividade da flora (Shahetal, 2011; Shah *et al.*, 2021).

O Pantanal é a maior área úmida alagável do planeta, apresenta duas estações bem definidas (chuvosa e seca) (Lázaro *et al.*, 2020), considerado patrimônio mundial pela UNESCO, abriga uma grande variedade de espécies da fauna e flora (Pott *et al.*, 2011; Alho, 2019). Em 2020 o Pantanal passou pelo incêndio mais devastador de sua história, cerca de um terço de seu território foi afetado pela passagem do fogo, o que não ocorria desde o ano de 1980 (Libonati *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2022).

Após a passagem do fogo, nota-se alterações na quantidade e na qualidade de matéria orgânica e na disponibilidade de nutrientes para o solo (Certini *et al.*, 2021). Entre as propriedades do solo afetadas pela passagem do fogo está a Temperatura °C e Umidade % (Roshan e Biswas, 2023; Badia *et al.*, 2017), Matéria Orgânica % (Dick *et al.*, 2008), pH e Condutividade Elétrica $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Arunrat *et al.*, 2022; Abraham *et al.*, 2018), que em conjunto terminam por afetar as comunidades Microbianas (Ramm *et al.*, 2023; Fontúrbel *et al.*, 2024)

O comportamento das bactérias terrestres frente a perturbações no solo, como incêndios florestais, ainda é um aspecto pouco explorado em regiões ecotonais como o Pantanal, mas de extrema importância, uma vez que os incêndios podem alterar a composição biogeoquímica dos ecossistemas afetados (Li *et al.*, 2024). Diante dessas considerações o presente trabalho propõe realizar uma análise acerca dos organismos bacterianos que habitam o

solo e fazem parte dos processos biogeoquímicos do ambiente, principalmente no fluxo de CO₂, bem como o comportamento desses seres frente a processos de incêndios

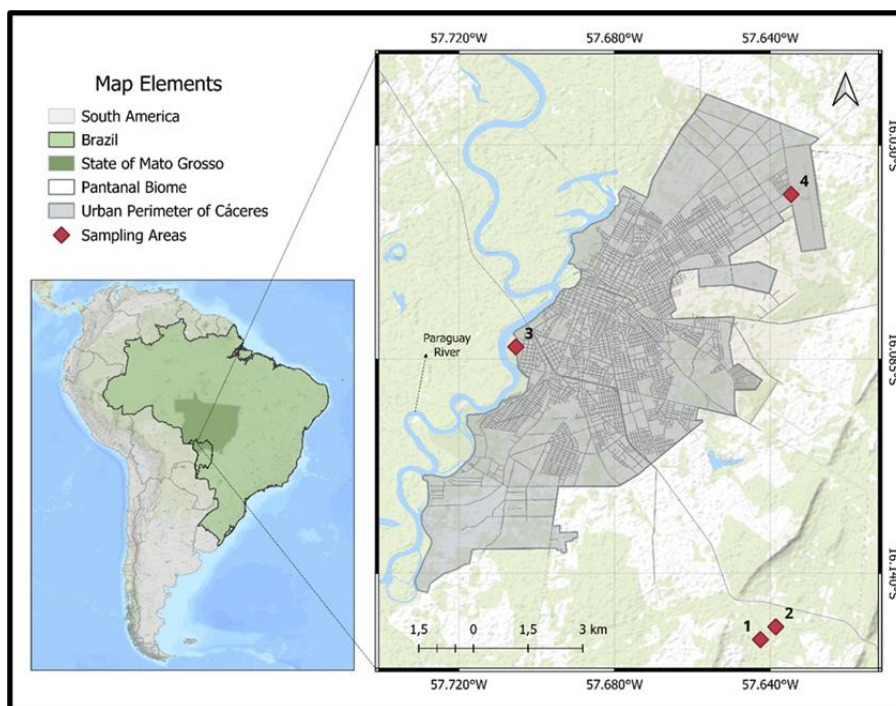
1. MATERIAIS E MÉTODOS

1.1. Área de estudo

O presente estudo foi realizado em área urbana e rural, no município de Cáceres – MT, localizado à sudoeste do estado de Mato Grosso integrando a microrregião do Alto Pantanal com aproximadamente 89.681 mil habitantes (IBGE, 2022). Este município ocupa cerca de 1,76 % da área terrestre do Brasil, totalizando 24.495.510 Km² (IBGE, 2022). Cáceres é um dos municípios que fazem parte das sub-regiões do Pantanal mato-grossense, ocupando aproximadamente 9,01% deste bioma (Silva e Abdon, 1998), apresenta clima tropical estacional e fitofisionomia de transição entre Cerrado-Pantanal (Neves *et al.*, 2011).

1.2. Coleta de dados

As campanhas de campo para coletas de dados foram realizadas entre os meses de setembro de 2022 a fevereiro de 2023. Utilizamos, para esse estudo, pontos amostrais com diferentes usos do solo. Uma área com utilização de uso agrícola (16°09'14.9"S e 057°38'34.1"W) com predominância de vegetação do tipo colônia; Uma área de reserva florestal (16°09'14,0"S e 057°38'33.0"W) com presença de vegetação composta por árvores altas, babaçus, herbáceas, a área possui áreas de sombra e presença de serrapilheira; Uma área de preservação ambiental (16°04'54.7" S e 057°42'19.3" W) com presença de serrapilheira sobre o solo, vegetação composta por herbáceas, árvores altas e baixas e vegetação rasteira com áreas de sombra e uma área urbana (16°02'33.67" S e 057°38'04.69" W) (figura 1) com a presença de pouca serrapilheira, presença de vegetação do tipo gramínea, árvores de pequeno a médio porte, algumas herbáceas e com incidência de muita luz solar. Em cada campanha e área, coletamos quatro amostras de solo dos primeiros 30 centímetros de superfície, ao longo de um transecto simples de dois metros.



Fonte: Os autores

Figura 1: Área do município de Cáceres – MT evidenciando os pontos de coleta realizados.

1.3. Dados abióticos

Em cada amostra, registramos dados de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e umidade (%) do solo, determinados com um auxílio de um termo-higrômetro colocado à cerca de 2 cm de profundidade no solo, parâmetros de temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), velocidade do vento (m/s), luminosidade, pressão atmosférica (atm) e altitude (M) foram registrados utilizando o anemômetro e as coordenadas geográficas foram registradas utilizando o GPS. O registro das variáveis pH e condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) do solo foram obtidos com o pHmetro digital e com o condutivímetro digital, ambos portátil de solo, da Hanna Instruments.

Para a determinação da matéria orgânica presente no solo, seguiu-se o método descrito por Goldin (1987), que consiste na secagem prévia das amostras de solo em estufa a 105°C por um período de 24 horas, para que toda a umidade presente nas amostras seja eliminada, e sua pesagem antes e após a mufla. Após o resfriamento das amostras, elas foram retiradas da estufa e acondicionadas em cadinhos de cerâmica para incineração em forno do tipo mufla a uma temperatura de 500°C por um período de 4 horas. Todos os dados

coletados foram registrados em planilha para posterior análises e determinação do percentual de matéria orgânica presente nas amostras.

Esses dados nos fornecem informações mais claras das condições em que locais amostrados se encontram, essas variáveis podem ter influência sobre as atividades metabólicas bacterianas do solo e também podem influenciar no processo de decomposição da matéria orgânica presente no solo e nos ciclos biogeoquímicos presentes.

1.4. Coleta, preparação, amplificação e sequenciamento

O DNA do solo foi extraído com o uso de kits DNeasy PowerSoil Pro (QIAGEN), seguindo as instruções do fabricante. As assembleias microbianas dos pontos amostrais foram determinadas usando técnicas de sequenciamento de DNA. Em cada amostra, o DNA foi diluído para 5 ng μl^{-1} . A codificação do rDNA amplificada foi realizada utilizando os iniciadores ITS ITS1F 5'-CTTGGTCATTTAGAGGAAGTAA-3' e 58A2R-P1 5'-CCTCTCTATGGGCAGTCGGTGATCTGCGTTCTTCATCGAT-3' (Gardes e Bruns, 1993).

Os amplicons foram sequenciados usando o sequenciamento de próxima geração Ion Torrent (Fiocruz). Todas as sequências foram analisadas usando insights quantitativos no pipeline de ecologia microbiana (QIIME) (Caporaso *et al.*, 2010). Usamos configurações padrão para analisar sequências no QIIME. Além disso, a biblioteca de sequências foi dividida por amostras e filtrada por qualidade com base nos índices de qualidade de cada sequência. Os índices de qualidade abaixo de 25 pb foram removidos e os comprimentos mínimo e máximo da sequência foram 200 e 1000 pb, respectivamente. As sequências foram agrupadas em unidades taxonômicas operacionais (OTUs) usando o algoritmo Uclust, que agrupa OTUs com 97% de identidade (Edgar, 2010).

A composição da OTU foi determinada usando os resultados da ferramenta básica de busca de alinhamento local (BLAST) do Centro Nacional de Informações sobre Biotecnologia, banco de dados de nucleotídeos não redundantes do USA GenBank.

1.5. GeoChip 5.0K

Para análise do GeoChip 5.0K foram implementadas usando três repetições em cada área. O DNA genômico foi misturado com primers aleatórios e depois marcado com 15 µl de master mix de rotulagem. O DNA genômico marcado foi ainda purificado, hibridizado e escaneado no GeoChip 5.0K como descrito em Van Nostrand *et al.* (2016). O GeoChip 5.0K contém 167.044 sondas pré-determinadas para detectar genes funcionais bacterianos. Especificamente, os genes-alvo podem ser divididos em seis categorias de genes (ciclos C, N e P, resposta ao estresse, remediação orgânica e homeostase metálica) e 50 subcategorias de genes. As intensidades do sinal genético foram primeiro agregadas por famílias de genes (genes que codificam proteínas com a mesma função) e posteriormente divididas pelas frequências gênicas totais de cada categoria genética.

1.6. Análises estatísticas

Usando o pacote 'phyloseq' em R, fizemos a rarefação dos conjuntos de dados bacterianos em amostras de solo e serapilheira pelo menor número de sequências entre locais.

Geramos gráficos NMDS para visualizar e análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) para testar a influência dos incêndios nas comunidades bacterianas em solo. Essas análises foram baseadas em matrizes de dissimilaridade de Bray-Curtis usando a abundância de OTUs (transformadas em raiz quadrada) usando a função 'adonis' no pacote 'vegan' em R (Oksanen *et al.*, 2013).

As diferenças nos pools genéticos entre diferentes áreas queimadas e não queimadas foram analisadas usando uma PERMANOVA com índices de dissimilaridade de Bray-Curtis. As significâncias estatísticas das frequências gênicas (no nível da subcategoria gênica) entre as quatro áreas foram determinadas usando o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis com função `dunn.test` no pacote `dunn.test` (Dinno, 2017).

2. RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.1. Variáveis ambientais

Quando analisamos a variação temporal das variáveis, não encontramos uma diferença significativa entre os meses amostrais. Entretanto, em relação a

queima ou não, encontramos diferenças significativas para as variáveis umidade do solo ($F=6,58$; $p<0,05$), pH ($F=14,32$; $p<0,05$) e condutividade elétrica do solo ($F=23,65$; $p<0,05$). Os valores médios e desvio padrão das variáveis são apresentadas na tabela 1.

Incêndios florestais possuem efeitos diretos e indiretos sobre os processos biogeoquímicos que ocorrem no solo, esses efeitos são dependentes da intensidade e do grau de severidade do fogo (Koster *et al.*, 2021). Entre os fatores abióticos afetados pelo fogo estão temperatura ($^{\circ}\text{C}$), umidade (%), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e matéria orgânica (%). Em nossas análises foram mensurados valores das variáveis supracitadas para os dois tipos de solo analisados, solo queimado e solo não queimado (tabela 1).

Tabela 1: Médias das variáveis ambientais analisadas para o solo não queimado e queimado.

Environmental Variable	Soil Type	
	Unburnt Soil	Burnt Soil
Temperature ($^{\circ}\text{C}$)	32.28 ± 6.26	36.15 ± 5.68
Moisture (%)	61.32 ± 12.34	50.05 ± 8.33
pH	6.46 ± 0.54	7.20 ± 3.51
Electric Conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	63 ± 97	129.31 ± 234.74
Organic Matter (%)	5.26 ± 2.90	7.20 ± 3.51

A Temperatura é um fator crucial para o solo e pode determinar a taxa de umidade (Salomão e Hirle, 2019), essas variáveis estão interligadas e possuem alta influência nas atividades metabólicas microbianas presentes no solo (Bezyk *et al.*, 2023). Quando ocorre um incêndio a umidade do solo é dissipada devido ao calor do fogo ser muito intenso, tendo uma perda em torno 10% na umidade, a queima da cobertura vegetal deixa o solo exposto, suscetíveis aos raios solares, aumentando a temperatura natural do solo em até 5°C (Robichaud, *et al.*, 2025).

Sabemos que a ação do fogo sobre o solo reduz a quantidade de matéria orgânica presente, e seus efeitos é dependente de fatores como tipo de vegetação existente, intensidade e tempo de duração das chamas (Knicher, 2007; Hobley *et al.*, 2017). Processos de queima alteram quimicamente os

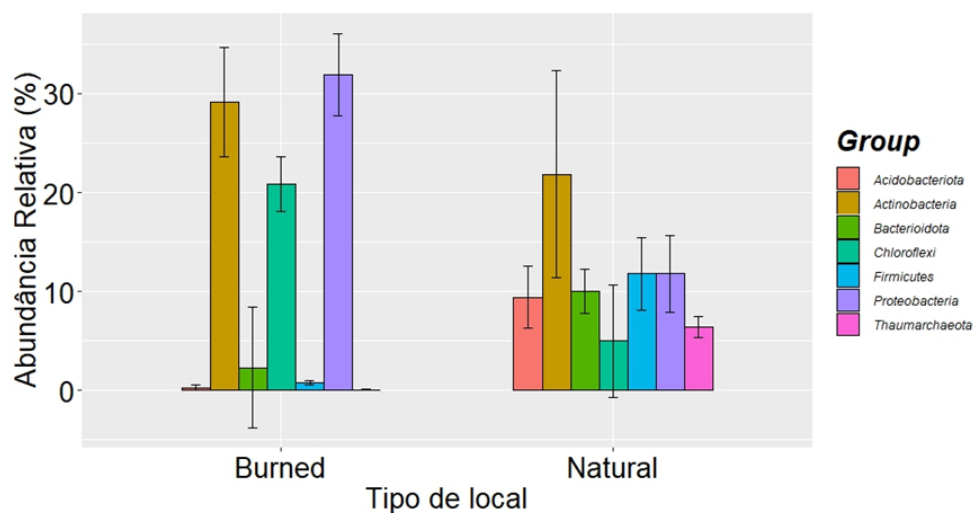
resíduos da matéria orgânica transformando-a em matéria orgânica pirogênica (Preston e Schmidt, 2006) que pode ficar no solo por tempo prolongado por ser de difícil degradação, (Hobley *et al.*, 2013) embora possa se deteriorar com outros incêndios (Czimczik e Masiello, 2007).

Nossas análises demonstraram um percentual de 3% maior de matéria orgânica no solo queimado em relação ao solo natural, o que pode ser explicado pela existência de matéria orgânica pirogênica presente no solo e/ou pela existência de biomassa remanescente, que não foi consumida por completo durante a queima no solo (Faria *et al.*, 2011) e no processo de análise em laboratório degradou-se por completo.

Incêndios de maior intensidade possuem maior impacto sobre os parâmetros do solo, levando a um aumento dos níveis de pH (Elakiya *et al.*, 2023), em nossa área de estudos encontramos um pH de 7.20 para o solo queimado e 6.46 para o solo não queimado. Durante a queima ocorre uma geração de óxidos que agem diretamente no solo neutralizando – o, deixando o pH mais próximo de 7 (Rheinheimer *et al.*; 2003; Salomão & Hirle, 2019). É comum após um incêndio haver um aumento na condutividade elétrica devido a liberação de íons minerais que foram alterados com o fogo e com a agregação das cinzas ao solo (Roshan e Biswas, 2023; Arunrat *et. al*; 2022; Norouzi e Ramezanpour, 2013).

2.2. Diversidade de Microbiota

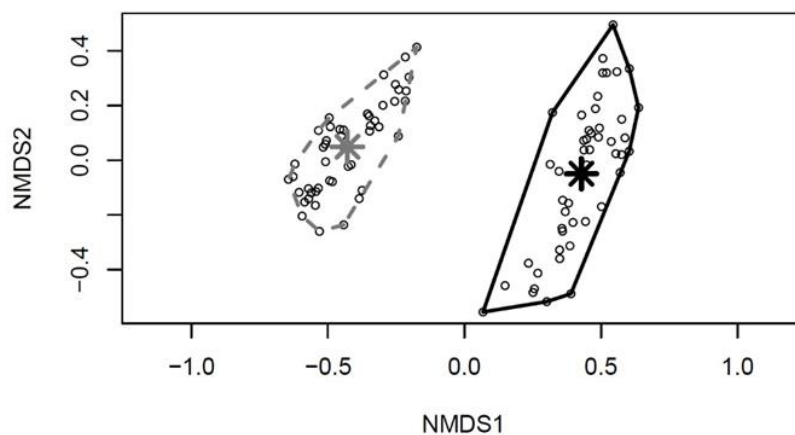
Ao analisarmos a microbiota do solo encontramos uma visível variação entre os solos queimados e não queimados (naturais) (Figura 2). Alguns grupos, como as Proteobacterias e Actinobactérias aumentaram consideravelmente após a passagem do fogo, devido, possivelmente, a se beneficiarem de características como crescimento rápido, termotolerância e por se utilizarem de substratos pirogênicos como fonte de alimento (Caiafá *et al.*, 2023). Ainda, também podemos observar o aumento expressivo da abundância relativa do grupo Chloroflexi (figura 2).



Fonte: Os autores

Figura 2: Abundância Relativa (%) de grupos bacterianos encontrados nos dois ambientes de solo analisados: Burned=queimado, Natural=não queimado.

Quando comparamos as comunidades estabelecidas em áreas queimadas e não queimadas (naturais), podemos ver que estas são significativamente diferentes entre si (PERMANOVA $F=41,53$; $p<0,01$) (Figura 3).



Fonte: Os autores

Figura 3: Análise NMDS de comunidades bacterianas em solo natural (preto) e em solo queimado (cinza).

2.3. Genes e funções ecossistêmicas (GeoChip 5.0K)

Em relação das variações dos genes e suas funções ecossistêmicas encontradas nas amostras de solos queimados e não queimados (naturais), podemos perceber que os solos que passaram por incêndios têm maiores níveis

de genes relacionados a degradação e fixação de carbono, fixação de nitrogênio, processamento de nitrogênio via sistema ANAMMOX e homeostase de metais e metalóides, especificamente alumínio, arsênico, cobalto, ferro e mercúrio (Figura 4).

Tal comportamento é dado devido a composição das comunidades, mas também demonstra quais funções as bactérias encontradas em áreas queimadas estão realizando. Assim, podemos evidenciar comunidades com alto poder de recuperação de carbono, nitrogênio e alto poder de resistência a possíveis contaminações por metais nessas áreas.

Bactérias que possuem a expressão gênica *carbon degradation* e *carbon fixation* desempenham um papel bastante significativo no ciclo do carbono no solo, esse processo envolve a produção e degradação de carbono orgânico, influenciando a regulação climática de curto prazo, esses genes participam do processo de decomposição e transformação da matéria orgânica presente no solo (Sokol *et al.*, 2022; Wu *et al.*, 2024).

A abundância de genes relacionados à degradação do carbono é determinada pelo tipo e disponibilidade de vegetação presente no solo (Huang *et al.*, 2024), assim como qualquer perturbação que o solo venha a sofrer, como incêndios por exemplo, capazes de alterar a quantidade e qualidade de carbono e nitrogênio disponível no solo (Ondick *et al.*, 2023).

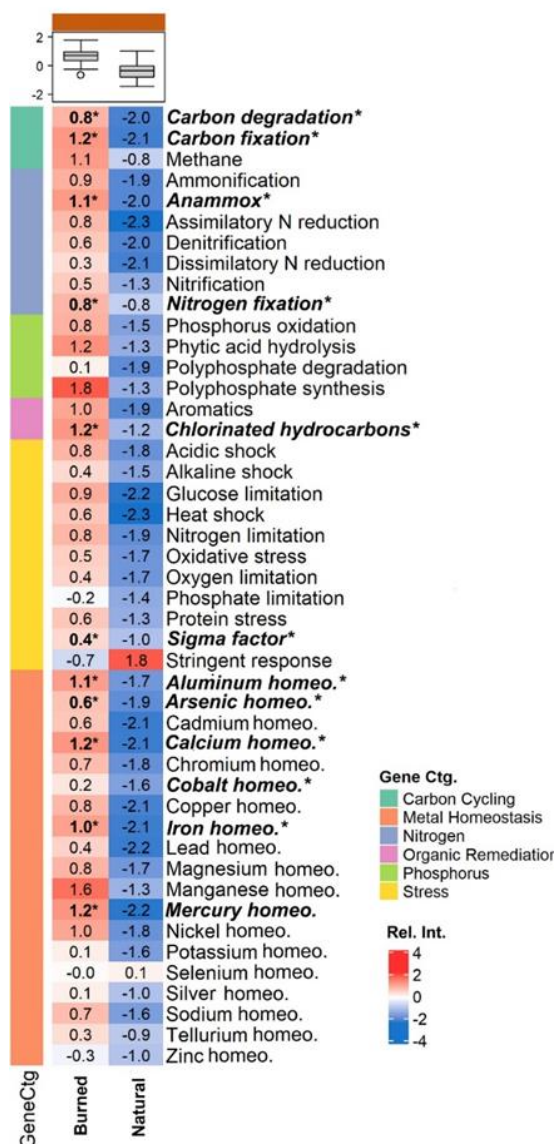
O ciclo do nitrogênio no solo recebe influência de bactérias que expressão o gene ANAMMOX, essas bactérias conseguem converter a amônia em gás nitrogênio em condições livres de oxigênio, boa parte do nitrogênio liberado para a atmosfera é produzido por bactérias ANAMMOX, no processo de oxidação da amônia formam dinitrogenio (N_2) como produto final, contribuindo significativamente para a remoção de nitrogênio fixo do ambiente (Kartal e Keltjens; 2016) sendo fundamentais para equilibrar a atividade das bactérias fixadoras de nitrogênio (Crowe *et al.*, 2017).

Os incêndios causam grandes perturbações no solo, os organismos bacterianos presentes no solo desenvolveram respostas a essas perturbações que impulsionaram a rápida adaptação fisiológica desses seres (Storz e Hengge, 2010) adaptações fundamentais para manterem sua sobrevivência. Algumas bactérias podem mudar determinados genes em resposta ao estresse e também podem produzir substâncias que atuam como protetoras a fim de neutralizar os

efeitos nocivos das perturbações sofridas, permitindo que as bactérias se adaptem e sobrevivam em ambientes desfavoráveis (Fabrini, 2016).

Alguns processos biogeoquímicos, como o ciclo do C, N e Fe, dependem de cofatores de íons metálicos para acontecer (Chandrangsu *et al.*, 2017). Esses processos permitem que as bactérias mantenham a homeostase metálica de Fe, Zn, Mn, por exemplo, sendo essenciais para garantir o funcionamento correto de suas principais enzimas (Chandrangsu *et al.*, 2017). Os microrganismos do solo desenvolveram mecanismos complexos para garantir a homeostase adequada de metais (Brenot *et al.*, 2007). A falta dessa regulação metálica pode causar estresse oxidativo às células; assim, o estresse oxidativo e a homeostase do metal são intimamente ligados (Brenot *et al.*, 2007).

Os genes da homeostase de metais têm o potencial de funcionar como transportadores e catalisadores, e estão envolvidos principalmente no metabolismo de Fe, K, Na, As e Ca, indicando que a rede de homeostase de múltiplos genes do metabolismo de metais participou de reações redox e processos do ciclo biogeoquímicos controlando a qualidade do solo durante o período de regeneração do solo (Liu *et al.*, 2022).



Fonte: Os autores

Figura 4: Genes bacterianos e sua variação nas áreas de estudo. Variações significativas estão marcadas com *.

A microbiota do solo possui um papel ecossistêmico importante, atua na ciclagem de nutrientes e de carbono e no sequestro de carbono (Crowther *et al.*, 2019) e na decomposição de animais e vegetais contribuindo para a formação de matéria orgânica (Arunrat *et al.*, 2024) e também para o controle de energia do ecossistema (Clemmensen *et al.*, 2013), porém esse processo é afetado pelo fogo, devido ao seu impacto nas atividades enzimáticas dos microorganismos (Waldrop e Harden, 2008).

O fogo tem forte influência sobre a comunidade bacteriana do solo, em que incêndios de alta severidade tendem a reduzir os grupos presentes (Arunrat

et al., 2024) tendo influências diretas e indiretas na prevalência dessa comunidade. Seu efeito direto ocorre na transferência de calor da superfície do solo para regiões mais profundas (Cairney e Bastias, 2007), além das alterações nas propriedades físico-químicas do solo que influenciam indiretamente na comunidade bacteriana presente no solo (Certini, 2005).

A resposta bacteriana ao fogo é influenciada por sua intensidade, em que a mortalidade microbiana do solo ocorre em temperaturas mais elevadas (Qin e Liu, 2021; Barbour *et al.*, 2022) ocasionando a redução dos grupos taxonômicos presentes no solo. Grupos de bactérias cujas características não promovem resistência a altas temperaturas tendem a não sobreviver a passagem do fogo (figura 3), prevalecendo no local apenas aquelas que possuem tal característica (Lombao *et al.*, 2020).

Os grupos Actinobacteria, Firmicutes e Proteobacterias são grupos conhecidos por serem formadoras de esporos, o que lhes conferem alta resistência ao fogo (Kim *et al.*, 2021). As altas temperaturas estimulam a germinação dos esporos (Certini, 2005) favorecendo seu rápido crescimento (Caiafá *et al.*, 2023) esses grupos também são conhecidos por serem fixadoras de nitrogênio e por decomporem a matéria orgânica do solo (Kumar *et al.*, 2023).

As Acidobacterioidotas é um grupo bastante abundante no solo (Kim *et al.*, 2021), uma de suas principais atribuições está em atuar na ciclagem de nitrogênio no solo, facilitando a redução de nitrato, nitrito e óxido nitroso (Zhang e Xu, 2008).

As Choloroflexi é um grupo recente, proposto em 2001 por Garrity e Holt, e tem mostrado significativa expansão atualmente tendo 9 classes representantes (Narsing Rao *et al.*, 2022). Grupo conhecido por sua capacidade de fixar CO₂ na forma inorgânica (Keppen *et al.*, 2000) e por oxidarem aerobicamente o monóxido de carbono (Islam *et al.*, 2019; Wu *et al.*, 2009).

Considera-se que o grupo das Thaumarchaeota está entre os grupos mais abundantes do planeta, podendo ser encontrados em diversos habitats, desde ambientes aquáticos a terrestres (Papp *et al.*, 2019), possuem um papel importante no ciclo do nitrogênio, sendo conhecidas por oxidarem amônia (Pester *et al.*, 2011), alguns de seus membros são autotróficos e fixam CO₂, enquanto outros necessitam da presença de outros organismos e da presença de material orgânico (Stieglmeier *et al.*, 2014).

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Impacto do fogo nas variáveis do solo

Nossos resultados apontam para um impacto do fogo nas variáveis ambientais, como temperatura, umidade, pH e condutividade elétrica. Tendo maior impacto na umidade, pH e condutividade elétrica do solo. Essas variáveis são essenciais para manter o equilíbrio no metabolismo bacteriano do solo, porém com a diminuição da umidade e com o aumento do pH no solo, pela passagem do fogo, o ciclo metabólico fica comprometido. A diferença em composição funcional bacteriana que encontramos entre solos queimados e não queimados, sugerem transformações pelo fogo sobre o papel que esses seres realizam na decomposição da matéria orgânica e na ciclagem de nutrientes. A decomposição da matéria orgânica fica atrasada em solos queimados, o que afeta a disponibilidade e quantidade de nutrientes essenciais à fertilidade do solo.

Mudanças na condutividade elétrica do solo pode afetar a dissolução de nutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio podendo ter baixa disponibilidade para as plantas. Outra variável bastante essencial para o solo é a umidade, importante na manutenção da estrutura do solo, a perda da umidade pode levar à compactação do solo, diminuindo a infiltração de água no solo, resultando na perda de sua qualidade.

Plantas e animais dependem de níveis adequados de umidade, temperatura e pH para seu desenvolvimento, mudanças nos níveis dessas variáveis podem levar a perda de espécies. Essas alterações também podem dificultar a regeneração de plantas e o metabolismo microbiano do solo após um incêndio, consequentemente alterando também a regeneração do solo.

Impacto do fogo na comunidade microbiológica

Encontramos uma visível variação entre o solo queimado e o natural. Alguns grupos apresentaram resistência às altas temperaturas, como os grupos Proteobacteria, Actinobacteria e Chloroflexi, que aumentaram sua população consideravelmente após o incêndio, provavelmente por se utilizarem de substratos pirogênicos como fonte de alimento, permanecendo no solo

queimado somente os grupos com termotolerância e de rápida reprodução, sendo esses grupos os primeiros recolonizadores.

Entre o solo queimado e o natural, notou-se uma variação nos genes bacterianos e as funções ecossistêmicas que desempenham. Nos solos afetados pelo fogo houve maiores níveis de genes relacionados com a fixação e degradação de carbono e fixação de nitrogênio através da respiração anaeróbica, e também genes relacionados em manter as concentrações de metais, como o alumínio, ferro e mercúrio adequados para realização dos processos biológicos, sendo possível identificar quais funções ecossistêmicas as bactérias encontradas nos solos queimados realizam.

Assim estudos sobre os efeitos de incêndios florestais nos ecossistemas pantaneiros devem considerar seu impacto nas comunidades de organismos edáficos presentes no solo, seres, estes, que desempenham funções essenciais para o equilíbrio ambiental.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abraham, Joji, Kim Dowling, and Singarayer Florentine. 2018. Controlled burn and immediate mobilization of potentially toxic elements in soil, from a legacy mine site in Central Victoria, Australia. *Science of The Total Environment*. 616: 1022 – 1034. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.216>

Alho, Cleber J. R., Simone B. Mamede, Maristela Benites, Buna S. Andrade and Jose J.O. Sepúlveda. 2019. Threats to the biodiversity of the brazilian pantanal due to land use and occupation. *Ambiente e Sociedade*. 22. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc201701891vu2019l3ao>

Arunrat, Noppol, Chakriya Sansupa, Sukanya Sereenonchai and Ryusuke Hatano. 2024. Short-term response of soil bacterial and fungal communities to fire in rotational shifting cultivation, northern Thailand. *Applied Soil Ecology*. 196 (105303). <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105303>

Barbour, Kristin M., Claudia Weihe, Steven D. Allison and Jennifer B.H. Martiny 2022. Bacterial community response to environmental change varies with depth

in the surface soil. *Soil Biology and Biochemistry*. 172 (108761).
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108761>

Bezyk, Yaroslav, Maxim Dorodnikov, Maciej Górka, Izabela Sówka and Tymoteusz Sawiński. 2023. Temperature and soil moisture control CO_2 flux and CH_4 oxidation in urban ecosystems. *Geochemistry*. 83(3)
<https://doi.org/10.1016/j.chemer.2023.125989>

Brockett, Beth. F. T., Cindy E. Prescott and Sue J. Grayston. 2012. Soil moisture is the major factor influencing microbial community structure and enzyme activities across seven biogeoclimatic zones in western Canada. *Soil Biology and Biochemistry*. 44 (1): 9 – 20. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.09.003>

Caiafá, Marcos. V., 2023. Amelia R. Nelson, Thomas Borch, Holly K. Roth, Timothy S. Fegel, Charles C. Rhoades, Michael J. Wilkins and Sydney I. Glassman. Distinct fungal and bacterial responses to fire severity and soil depth across a ten-year wildfire chronosequence in beetle-killed lodgepole pine forests. *Forest Ecology and Management*. 544 (121160).
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121160>.

Cairney, John. W. G. and Bastias, Brigitte. A. 2007. Influences of fire on forest soil fungal communities. *Canadian Journal of Forest Research*. 37 (2): 207 – 215.
<https://doi.org/10.1139/x06-190>

Caporaso, J. Gregory, Justin Kuczynski, Jesse Stombaugh, Kyle Bittinger, Frederic D Bushman, Elizabeth K Costello, Noah Fierer, Antonio Gonzalez Peña, Julia K Goodrich, Jeffrey I Gordon, Gavin A Huttley, Scott T Kelley, Dan Knights, Jeremy E Koenig, Ruth E Ley, Catherine A Lozupone, Daniel McDonald, Brian D Muegge, Meg Pirrung, Jens Reeder, Joel R Sevinsky, Peter J Turnbaugh, William A Walters, Jeremy Widmann and Rob Knight. 2010. QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. *Nature Methods*. 7: 335 – 336.
<https://doi.org/10.1038/nmeth.f.303>

Certini, Giacomo. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*. 143: 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>

Certini, Giacomo, Daniel Moya, Manuel Esteban Lucas-Borja and Giovanni Mastrolonardo. 2021. The impact of fire on soil-dwelling biota: A review. *Forest Ecology and Management*. 488. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118989>.

Cheng, Yue, Peng Luo, Hao Yang, Honglin Li, Chuan Luo, Honghong Jia and Yu Huang. 2023. Fire effects on soil carbon cycling pools in forest ecosystems: A global meta-analysis. *Science of The Total Environment*. 895 (165001). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165001>

Clemmensen, K., A. Bahr, O. Ovaskainen, A. Dahlberg and B. D. Lindahl. 2013. Roots and associated Fungi drive long-term carbon sequestration in boreal forest. *Science*. 339 (615): 01-44. <https://doi.org/10.1126/science.1231923>

Crowe, Sean A., Alexander H. Treusch, Michael Forth, Jiyang Li, Cedric Magen, Donald E. Canfield, Bo Thamdrup and Sergei Katsev. 2017. Novel anammox bacteria and nitrogen loss from Lake Superior. *Scientific Reports*. 7 (13757). <https://doi.org/10.1038/s41598-017-12270-1>

Crowther, T., J. van den Hoogen, J. Wan, M. A. Mayes, and D. S. Maynard. 2019. The global soil Community and its influence on biogeochemistry. *Science*. 356 (6455). <https://doi.org/10.1126/science.aav0550>

Czimczik, Claudia. and Masiello, Caroline. 2007. Controls on black carbon storage in soils. *Global Biogeochemical Cycles*. 21 (3): 01 – 08. <https://doi.org/10.1029/2006GB002798>

Dick, Deborah P., Rosane Martinazzo, Ricardo S. D. Dalmolin, Aino V. Jacques, João Mielniczuk e Alessandro S. Rosa. 2008. Impacto da queima nos atributos químicos e na composição química da matéria orgânica do solo e na vegetação. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 43 (5). <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2008000500011>

Dinno, A. 2017. Dunn's Test of multiple comparisons using rank sums. Package 'dunn.test'. Version 1.3.6. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/package/dunn.test/index.html>. Acesso em: 10 de julho de 2024.

Eckdahl, Johan A., Jeppe A. Kristensen and Daniel B. Metcalfe. 2023. Climate and forest properties explain wildfire impact on microbial community and nutrient mobilization in boreal soil. *Frontiers in Forests and Global Change*. 6: 1 – 22. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2023.1136354>

Edgar, Robert. 2010. Search and clustering orders of magnitude faster than BLAST. 26 (19):2460–246. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btq461>

Elakiya, N., Keerthana G. and Safiya S. 2023. Effects of Forest Fire on Soil Properties. *International Journal of Plant & Soil Science*. 35 (20): 8-17. <https://doi.org/10.9734/ijpss/2023/v35i203780>

Fabrini, Felipe. 2016. Resposta bacterina a situações de estresse é objeto de estudo na USP. *Instituto de Ciências Biomédicas*. 49 (115). Disponível em < <https://www.usp.br/aunantigo/exibir?id=7908&ed=1401&f=6> > acesso em 01 de outubro de 2024.

Faria, Á. 2011. Efeitos da intensidade da queima controlada sobre o solo e diversidade da vegetação de campo em Irati-PR, Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*. 6 (3).

Fontúrbel, Teresa., Enrique Jiménez, Agustín Merino and José A. Vega. 2024. Contrasting immediate impact of prescribed fires and experimental summer fires on soil organic matter quality and microbial properties in the forest floor and mineral soil in Mediterranean black pine forest. *Science of The Total Environment*. 907. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167669>.

Gardes, M. and Bruns, T. D. 1993. Its primers with Enhanced specificity for basidiomycetes – applications to the identification of mycorrhizae and ruts. *Molecular Ecology*. 2 (2): 113 – 118. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-294X.1993.tb00005.x>

Garrity, G.M., Holt, J.G., Castenholz, R.W., Pierson, B.K., Keppen, O.I., Gorlenko, V.M. 2001. Phylum BVI. Chloroflexi *phy. nov.* In: Boone, D.R., Castenholz, R.W., Garrity, G.M. (eds) *Bergey's Manual® of Systematic Bacteriology*. https://doi.org/10.1007/978-0-387-21609-6_23

Gebrechorkos, Solomon. H., Justin Sheffield, Sergio M. Vicente-Serrano, Chris Funk, Diego G. Miralles, Jian Peng, Ellen Dyer, Joshua Talib, Hylke E. Beck, Michael B. Singer and Simon J. Dadson. 2025. Warming accelerates global drought severity. *Nature*. 642: 628 - 635. <https://doi.org/10.1038/s41586-025-09047-2>

Goldin, A. 1987. Reassessing the use of loss-on-ignition for estimating organic matter content in noncalcareous soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 18: 1111 – 1116. <https://doi.org/10.1080/00103628709367886>

Hobley, Eleanor U., Adrian J. Le Gay Brereton and Brian Wilson. 2017. Forest burning affects quality and quantity of soil organic matter. *Science of The Total Environment*. 575: 41-49. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.231>.

Huang, Qian, Baorong Wang, Jikai Shen, Fengjing Xu, Na Li, Penghui Jia, Yongjian Jia, Shaoshan An, Isaac Dennis Amoah and Yimei Huang 2024. Shifts in C-degradation genes and microbial metabolic activity with vegetation types affected the surface soil organic carbon pool. *Soil Biology and Biochemistry*. 192. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2024.109371>

Huang, Xingyun, Yaxuan Li, Huiyin Lin, Xiuting Wen, Jie Liu, Zhifen Yuan, Chun Fu, Bofu Zheng, Leiqiang Gong, Huiying Zhan, Yu Ni, Yang Hu, Peng Zhan, Yingkang Shi, Jun Rong and Ruichang Shen 2023. Flooding dominates soil microbial carbon and phosphorus limitations in Poyang Lake wetland, China. *Catena*. 232. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107468>

Islam, Zahra, Paul R. F. Cordero, Joanna Feng, Ya-Jou Chen, Sean K Bay, Thanavit Jirapanjawat, Roslyn M Gleadow, Carlo R Carere, Matthew B Stott and Eleonora Chiri . 2019. Two Chloroflexi classes independently evolved the ability to persist on atmospheric hydrogen and carbon monoxide. *The ISME Journal*. 13:1801–1813. <https://doi.org/10.1038/s41396-019-0393-0>

Kartal, B. e Keltjens, J. 2016. Anammox Biochemistry: a Tale of Heme c Proteins. *Trends in Biochemical Sciences*. 41: 998 – 1011. <https://doi.org/10.1016/j.tibs.2016.08.015>

Keppen, O. T. P. Tourova, B. B. Kuznetsov, R. N. Ivanovsky and V. M. Gorlenko. 2000. Proposal of *Oscillochloridaceae* fam. nov. on the basis of a phylogenetic analysis of the filamentous anoxygenic phototrophic bacteria, and emended description of *Oscillochloris* and *Oscillochloris trichoides* in comparison with further new isolates. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*. 50:1529 – 1537. <https://doi.org/10.1099/00207713-50-4-1529>

Kim, Han, Sang-Hoon Lee, Ho Young Jo, Kevin T. Finneran and Man Jae Kwon. 2021. Diversity and composition of soil Acidobacteria and Proteobacteria communities as a bacterial indicator of past land-use change from forest to farmland. *Science of The Total Environment*. 797 (148944). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148944>.

Koster, Kajar, Juliana Kohli, Henrik Lindberg and Jukka Pumpanen. 2024. Post-fire soil greenhouse gas fluxes in boreal Scots pine forests—Are they affected by surface fires with different severities? *Agricultural and Forest Meteorology*. 349 <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2024.109954>.

Kumar, Ravi, Abhishek Mathur, Garima Awasthi and Kumud Kant Awasthi. 2023. Actinobacteria as biological nitrogen fixation (BNF) and symbiotic association with actinorhizal plants for restoration of salinized soils. *Materialstoday Proceedings*. 95: 67-72. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2023.07.143>.

Lázaro, Wilkinson L., Ernandes S. O. Júnior., Carolina J. da Silva, Solange K. I. Castrillon, Claumir C. Muniz. 2020. Climate change reflected in one of the largest wetlands in the world: an overview of the Northern Pantanal water regime. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 32 (104):01 – 08. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X7619>

Li, Fang, David M Lawrence and Ben Bond-Lamberty. 2017. Impact of fire on global land surface air temperature and energy budget for the 20th century due to changes within ecosystems. *Environmental Research Letters*. 12 (4):01 – 11. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa6685>

Li, Jin, Jiaqi Li, Xuhong Ye, Bol Roland, Xinxin Jin, Yanyu Han, Na Yu and Hongtao Zou. 2024. High starch and hemicellulose labile C degradation

functional genes increase soil CO₂ emissions follow straw return. *Applied Soil Ecology*. 198. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105370>.

Li, Xu, Yanfeng Han, Yunlin Zhang, Qiuyu Shao, Chunbo Dong, Jianfeng Li, Bo Ding and Yanwei Zhang. 2024. Effects of wildfire on soil microbial communities in karst forest ecosystems of southern Guizhou Province, China. *Applied and Environmental Microbiology*. 90 (30). <https://doi.org/10.1128/aem.01245-24>

Libonati, Renata, Carlos C. DaCamara, Leonardo F. Peres, Lino A. Sander de Carvalho and Letícia C. Garcia. 2020. Rescue Brazil's burning Pantanal Wetlands. *Nature*. 588: 217 – 219. <https://doi.org/10.1038/d41586-020-03464-1>

Liu, Yubing, Zengru Wang, Shujuan Wu, Xiaobo Yuan and Tianpeng Gao. 2022. Microbial metal homeostasis of biological soil crusts as a mechanism for promoting soil restoration during desert revegetation. *Soil Biology and Biochemistry*. 169. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108659>

Lombao, A., A. Barreiro, M.T. Fontúrbel, A. Martín, T. Carballas and M. Díaz-Raviña. 2020. Key factors controlling microbial community responses after a fire: Importance of severity and recurrence. *Science of The Total Environment*. 741. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140363>

Lucena, Wanderson B., Maria E. Vicentini, Gustavo A. A. Santos, Bruna O. S., Daniel V. M. Costa, Kleve F. F. Canteral, José A. N. Román, Glaucio S. Rolim, Alan R. Panosso and Newton La Scala Jr. 2023. Temporal variability of the CO₂ emission and the O₂ influx in a tropical soil in contrasting coverage conditions. *Journal of South American Earth Sciences*. 121. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.104120>

Narsing Rao, M., Zhen-Hao Luo, Zhou-Yan Dong, Qi Li, Bing-Bing Liu, Shu-Xian Guo, Guo-Xin Nie and Wen-Jun Li. 2022. Metagenomic analysis further extends the role of Chloroflexi in fundamental biogeochemical cycles. *Environmental Research*. 209 (112888). <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112888>

Neves, Sandra M. A. S., Maria C. M. Nunes e Ronaldo J. Neves. 2011. Caracterização das condições climáticas de Cáceres/MT – Brasil, no período de 1971 a 2009: subsídios às atividades agropecuárias e turísticas municipais. *Boletim Goiano de Geografia*. Goiânia/GO. 31 (2): 55-68. <https://doi.org/10.5216/bgg.V31i2.16845>

Nissan, Alon, Uria Alcolombri, Nadav Peleg, Nir Galili, Joaquin Jimenez-Martinez, Peter Molnar and Markus Holzner. 2023. Global warming accelerates soil heterotrophic respiration. *Nature Communications*. 14 (3452). <https://doi.org/10.1038/s41467-023-38981-w>.

Nizamani, Mir M., Alice C. Hughes, Salman Qureshi, Qian Zhang, Entaj Tarafder, Diptosh Das, Krishne ndu Acharya, Yong Wang and Zheng-Guang Zhang. 2024. Microbial biodiversity and plant functional trait interactions in multifunctional ecosystems. *Applied Soil Ecology*. 201. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105515>

Oksanen, J. 2013. Vegan: Community ecology Package. *R Package version 2.0-8*. Disponível em: <https://cran.r-project.org/src/contrib/Archive/vegan/> Acesso em: 08 de julho de 2024.

Orumaa, Argo, Ahto Agan, Sten Anslan, Tiia Drenkhan, Rein Drenkhan, Karin Kauer, Kajar Köster, Leho Tedersoo and Marek Metslaid. 2022. Long-term effects of forest fires on fungal community and soil properties along a hemiboreal Scots pine forest fire chronosequence. *Science of The Total Environment*. 851 (1). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158173>.

Papp, Katerina, Bruce A. Hungate and Egbert Schwartz. 2019. mRNA, rRNA and DNA quantitative stable isotope probing with H₂18O indicates use of old rRNA among soil Thaumarchaeota. *Soil Biology and Biochemistry*. 130:159 – 166. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.12.016>.

Pellegrini, Adan F. A., Jennifer Harden, Katerina Georgiou, Kyle S. Hemes, Avni Malhotra, Connor J. Nolan and Robert B. Jackson. 2022. Fire effects on the persistence of soil organic matter and long-term carbon storage. *Nature Geoscience*. 15: 5 –13. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00867-1>

Pester, Michael, Christa Schleper and Michael Wagner. 2011. The Thaumarchaeota: an emerging view of their phylogeny and ecophysiology. *Current Opinion in Microbiology*. 14: 300 – 306. <https://doi.org/10.1016/j.mib.2011.04.007>.

Pott, A., A. K. M. Oliveira. G. A. Damasceno-Junior and J. S. V. Silva Plant diversity of the Pantanal wetland. *Brazilian Journal of Biology*. 71: 265 – 273. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000200005>

Preston, C. and Schmidt, M. 2006. Black (pyrogenic) carbon: a synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions. *Biogeosciences*. 3 (4):397 – 420. <https://doi.org/10.5194/bg-3-397-2006>

Qin, Q. e Liu, Y. 2021.Changes in microbial communities at different soil depths through the first rainy season following severe wildfire in North China artificial *Pinus tabulaeformis* forest. *Journal of Environmental Management*. 280 (111865). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111865>.

Qiu, Yujia, Yan Zhou, Yanfen Chang, Xinyue Liang, Hui Zhang, Xiaorui Lin, Ke Qing, Xiaojie Zhou, and Ziqiang Luo. 2022. The Effects of Ventilation, Humidity, and Temperature on Bacterial Growth and Bacterial Genera Distribution. *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 19. <https://doi.org/10.3390/ijerph192215345>

Ramm, Elisabeth, Per Lennart Ambus, Silvia Gschwendtner, Chunyan Liu, Michael Schlöter and Michael Dannenmann, 2023. Fire intensity regulates the short-term postfire response of the microbiome in Arctic tundra soil. *Geoderma*. 438. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116627>

Rheinheimer, Danilo. S., Júlio C. P. Santos, Valesca B. B. Fernandes, Álvaro L. Mafra and Jaime A. Almeida. 2003. Modificações nos atributos químicos de solo sob campo nativo submetido à queima. *Ciência Rural*. 33 (1):49 – 55. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782003000100008>

Roshan, A. e Biswas, A. 2023. Fire-induced geochemical changes in soil: Implication for the element cycling. *Science of the Total Environment*. 868 (161714). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161714>

Shah, Anand, Shreya Shah and Vishal Shah. 2021. Impact of flooding on the soil microbiota. *Environmental Challenges*. 4.

<https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100134>

Salomão, P. e Hirle, R. 2019. Study of the influence of burning on chemical properties and seed bank of Mucuri Valley. *Research Society and Development*. 8(12). <https://doi.org/10.33448/rsd-v8i12.1799>

Saravanan, A., P. Senthil Kumar, Dai-Viet N. Vo, S. Jeevanantham, S. Karishma and P.R. Yaashikaa. 2021. A review on catalytic-enzyme degradation of toxic environmental pollutants: Microbial enzymes. *Journal of Hazardous Materials*. 419. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126451>

Silva, J. e Abdon, M. 1988. Delimitação do Pantanal brasileiro e suas sub-regiões. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 33: 1703 – 1711.

Van Nostrand, Joy, Huaqin Yin, Liyou Wu, Tong Yuan and Jizhong Zhou. 2016. Hybridization of environmental microbial Community nucleic acids by GeoChip. *Methods in Molecular Biology*. 1399:183 – 196. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-3369-3_11

Waldrop, P. e Harden, J. 2008. Interactive effects of wildfire and permafrost on microbial communities and soil processes in an Alaskan black spruce forest. *Global Change Biology*. 14 (11): 2591 – 2602. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01661.x>

Weyhenmeyer, G. 2024. Toward a fundamental understanding of ecosystem metabolism responses to global warming. *One Earth*. 7. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2024.07.019>

WU, Dongying. Jason Raymond, Martin Wu, Sourav Chatterji, Qinghu Ren, Joel E. Graham, Donald A. Bryant, Frank Robb, Albert Colman, Luke J. Tallon, Jonathan H. Badger, Ramana Madupu, Naomi L. Ward and Jonathan A. Eisen. 2009. Complete Genome Sequence of the Aerobic CO-Oxidizing Thermophile *Thermomicrobium roseum*. *PLoS ONE*. 4. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0004207>

Zhang, Li and Xu Zhihong. 2008. Assessing bacterial diversity in soil. *Journal of Soils and Sediments*. 8: 379 –388. <https://doi.org/10.1007/s11368-008-0043-z>

CONCLUSÃO GERAL

Os incêndios florestais impactam profundamente os ecossistemas terrestres, afetando variáveis essenciais para o metabolismo do solo, como temperatura, umidade, pH e condutividade elétrica. Nosso estudo, foi capaz de demonstrar que as queimadas em áreas ecotonais, como o Pantanal, trazem mudanças expressivas na microbiota e nos ciclos biogeoquímicos do solo, reduzindo inicialmente o fluxo de CO₂ e alterando comunidades bacterianas do solo. Essas mudanças influenciam as funções ecossistêmicas do solo, evidenciando a fragilidade que ambientes não adaptados ao fogo possuem ao serem atingidos por incêndios e a necessidade de ações e políticas públicas mais concretas para prevenção às queimas, conservação e recuperação de áreas atingidas.

Nossos resultados destacam o papel crucial das comunidades bacterianas do solo, em especial grupos termotolerantes, como Proteobacteria, Actinobacteria e Chloroflexi, na recolonização e restauração do solo após serem atingidos pelo fogo. Esses microrganismos possuem funções ecossistêmicas únicas, contribuindo para a degradação de matéria orgânica, fixação e degradação de carbono, fixação de nitrogênio, resposta ao estresse e homeostase de metais em solos afetados pelo fogo. A integração desses dados reforça a importância das comunidades microbianas nos processos de recuperação ambiental, especialmente em áreas ecotonais do Pantanal.

Entender a interação entre os fatores abióticos e as funções biológicas do solo é fundamental para garantir a resiliência dos ecossistemas e promover a sustentabilidade ambiental. Assim, a pesquisa contribui para o conhecimento científico sobre os efeitos das queimadas e a relevância da biodiversidade do solo na mitigação dos impactos ambientais e na preservação dos recursos naturais.