



Uema
UNIVERSIDADE ESTADUAL
DO MARANHÃO



UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO — UEMA
CENTRO DE ESTUDOS SUPERIORES DE BALSAS — CESBA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA E AMBIENTE — PPGAA

JAIRO DE SOUZA LAURENTINO

**REGENERAÇÃO DO ESTRATO HERBÁCEO APÓS QUEIMAS EXPERIMENTAIS
NO PARQUE NACIONAL DOS CAMPOS AMAZÔNICOS**

Balsas – MA
2023

JAIRO DE SOUZA LAURENTINO

**REGENERAÇÃO DO ESTRATO HERBÁCEO APÓS QUEIMAS EXPERIMENTAIS
NO PARQUE NACIONAL DOS CAMPOS AMAZÔNICOS**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente — PPGAA/CESBA/UEMA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Agricultura e Ambiente.
Orientador: Dr. Tiago Massi Ferraz
Coorientadora: Dr.^a Swanni Tatiana Alvarado Romero

L383r

Laurentino, Jairo de Souza

Regeneração do estrato herbáceo após queimas experimentais no Parque Nacional dos Campos Amazônicos. /Jairo de Souza Laurentino. – Balsas, 2023.

123f.

Monografia do Curso de (Pós - Graduação) em Agricultura e Ambiente da Universidade Estadual do Maranhão – UEMA / Balsas, 2023.

Orientadora: Professor Tiago Massi Ferraz

1. Savana Amazônica.
2. Flora Herbácea.
3. Época do Fogo.
4. Enclave de Cerrado dos Campos Amazônicos. I. Título.

CDU: 581.9


Jairo de Souza Laurentino

**REGENERAÇÃO DO ESTRATO HERBÁCEO APÓS QUEIMAS EXPERIMENTAIS
NO PARQUE NACIONAL DOS CAMPOS AMAZÔNICOS**

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Agricultura
e Ambiente — PPGAA/CESBA/UEMA,
como parte dos requisitos para obtenção do
título de Mestre em Agricultura e Ambiente.
Orientador: Dr. Tiago Massi Ferraz
Coorientadora: Dr.^a Swanni Tatiana
Alvarado Romero


Aprovada em _30_/_03_/_2023_

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 TIAGO MASSI FERRAZ
Data: 30/03/2023 12:07:21-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


Prof. Dr. Tiago Massi Ferraz
(Orientador)

Universidade Estadual do Maranhão — UEMA

Documento assinado digitalmente
 NATASHI APARECIDA LIMA PILON
Data: 01/04/2023 14:58:31-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof.^a Dr.^a Natashi Aparecida Lima Pilon
(Membro 1)

Universidade Estadual de Campinas — Unicamp

Documento assinado digitalmente
 ANTONIO LAFFAYETE PIRES DA SILVEIRA
Data: 05/04/2023 19:56:01-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Antônio Laffayete Pires da Silveira
(Membro 2)

Universidade Federal de Rondônia — UNIR

Este trabalho é dedicado a Deus, à minha família e a todos os envolvidos.

Sin prisa, pero sin pausa.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, que é o dono da minha vida e quem guia todo o meu destino. Agradeço a ele pela oportunidade de vivenciar o ambiente acadêmico. A ele entrego todos os meus passos e é quem nunca me deixa esquecer que tudo acontece no tempo certo. Agradeço aos meus pais, que nunca deixaram de acreditar na minha capacidade e sempre apoiaram e respeitaram minhas decisões. Agradeço a eles pela paciência, dedicação e por me educarem com todo o amor do mundo, formando quem sou. Agradeço pelos conselhos, pelos abraços quando chorei, pelas piadas repetidas do tio que sempre nos fazem rir e pelos ensinamentos no caminho do bem. Sou grato por tudo, minha amada Mãe e meu amado Pai/Tio/Padrinho/Amigo, dedico todo o meu amor e todos os dias da minha vida a vocês. Também dedico à minha Vozinha, que batalhou pela sobrevivência de todos nós. Sei que ela está feliz onde estiver, me vendo alcançar mais este objetivo.

Obrigado à minha família de João Pessoa, por todos os conselhos das tias Lúcia e Mônica, vocês são bênçãos na minha vida. A distância nunca foi uma barreira para nossa união e amor familiar. Agradeço a Deus pela linda família que tenho e por todo o cuidado que temos uns com os outros. Amo vocês bem grandão mesmo!!!

Agradeço à minha namorada, Maya, por todo o carinho, companheirismo e dedicação neste tempo em que me acompanha na jornada do mestrado. Obrigado pelas marmitinhas veganas quando a coisa apertava e eu não podia fazer comida. Obrigado por segurar a minha mão e me incentivar a respirar fundo, pois para tudo nessa vida tem jeito. Te amo, meu amor!!!

Aos meus amigos, agradeço pelo apoio, incentivo e compreensão: Ju, Gabi, Marlon, Marllon, Zabe, Mônica, João, Jaque, Talita, Julien, Carol Brum, Carol Cardoso, Ingrid, Cassiane, Kezinha da Amazônia, Narciso, Fabiola, Dudu, Stella e todos os outros que eu tenha eventualmente esquecido, mas que não são menos importantes na minha vida e nesta jornada. Obrigado também à minha psicóloga, Letícia, que vem me auxiliando a lidar e ver a vida da maneira mais leve possível.

Obrigado a toda a equipe do Herbário RON nas ajudas em campo. Ao grande professor Laffa, que vem me acompanhando desde a graduação — sou muito grato por todos os questionamentos e pela forma como o senhor me ajuda a pensar, por todas as pulgas atrás da orelha e por todos os ensinamentos em campo.

Agradeço a toda a equipe do ICMBio pelo auxílio na logística em campo, em especial ao servidor Bruno, que sempre apoia e valoriza as pesquisas no Parque Nacional dos Campos Amazônicos, e aos brigadistas, peças fundamentais na prática da metodologia e que tanto contribuem com o conhecimento local. Torço para que os novos servidores mantenham esses esforços no monitoramento, preservação e utilização do MIF e seus efeitos para a biodiversidade.

Agradeço também aos orientadores deste trabalho, Tiago e Swanni, por acreditarem e incentivarem esta pesquisa, agregando com sua experiência acadêmica. Nossos primeiros

contatos foram ainda na pandemia, e deve ter sido um grande desafio enfrentar este novo modelo e me guiar mesmo com a distância geográfica. Obrigado pelos direcionamentos e puxões de orelha, pois sei que isso é muito importante para a minha formação como pesquisador.

Agradeço ao PPGAA-UEMA por tornar possível essa experiência e aperfeiçoamento na minha jornada acadêmica. Obrigado por me aceitarem, e também à FAPEMA, pelo apoio financeiro ao longo desses dois anos. Também gostaria de agradecer aos colegas de turma e amigos que fiz, principalmente ao Vinícius, por toda a troca de ideias, à Diane e à Cris, pelo incentivo constante durante este caminho.

Por fim, agradeço imensamente ao Daniel, amigo e mentor, que me aceitou no projeto e vem me incentivando ao longo destes anos com uma paciência inimaginável. Agradeço por todos os conselhos, ética, ensinamentos em campo, esforços e aprimoramento do meu olhar como pesquisador. Você, assim como meus orientadores, é uma fonte de inspiração e admiração dentro e fora do ambiente acadêmico. Obrigado por tudo, Danielzin. Tu és o brabo, Daniel de la Isla!!!

Ainda, e não menos importante, gostaria de dedicar este trabalho à memória da minha gatinha Nina, que virou uma estrelinha no início deste mestrado e esteve nos meus pensamentos durante o segundo levantamento de dados em campo. Você faz muita falta. Dedico também à Dara, nova companheirinha felina que acompanhou toda a escrita desta dissertação e foi um apoio emocional fundamental.

RESUMO

O fogo no Cerrado desempenha um importante papel na ciclagem de nutrientes, no ciclo hídrico e para a manutenção da diversidade, mas o aumento das pressões antrópicas tem alterado significativamente os seus regimes naturais de distúrbio, impactando o funcionamento desses ecossistemas. O Parque Nacional dos Campos Amazônicos (PNCA) resguarda parte significativa do maior enclave de Cerrado do sul da Amazônia — áreas que são frequentemente afetadas pelo fogo e exigem muitos esforços para a sua adequada gestão. Integrando-se a uma proposta mais ampla de monitoramento dos efeitos do fogo em queimas experimentais a serem realizadas no PNCA, a presente pesquisa buscou avaliar as respostas do estrato herbáceo após queimas experimentais realizadas em diferentes épocas do ano dentro de duas zonas (Zonas A e B). Cada zona experimental tem 15 parcelas de 40x40 m, que em 2019 foram tratadas da seguinte maneira: seis parcelas foram queimadas no início da seca (final do mês de maio); seis parcelas foram queimadas no meio da seca (final do mês de agosto); e três foram excluídas do fogo. Antes da aplicação desses tratamentos, mais precisamente no mês de fevereiro ainda em 2019, foi realizado um levantamento de 8 plots permanentes de 1x1 m, distribuídos aleatoriamente em cada parcela, para em seguida apresentar dados de riqueza e abundância de espécies no estrato herbáceo. Em abril de 2021, dois ciclos chuvosos após os tratamentos de fogo, os dados foram colhidos novamente. Não se observaram diferenças estatisticamente significativas quanto à variação da riqueza de espécies entre áreas queimadas no início e no meio de seca, mas sim no comparativo de cada tratamento com o grupo de parcelas excluídas do fogo ($F = 6,108$; $p = 0,007$). Enquanto o número médio de espécies se manteve estável entre 22,8 e 23,8 nas parcelas excluídas do fogo, nas parcelas queimadas em maio e em agosto esses valores médios aumentaram (de 23,0 para 27,8 espécies em maio; e de 22,6 para 27,7 espécies em agosto). Após dois ciclos chuvosos, a regeneração da proporção de cobertura vegetal atingiu valores médios superiores a 80% em relação ao solo exposto — dados similares aos valores observados antes do fogo. Adicionalmente, os resultados incluem um guia de 52 morfotipos do estrato herbáceo do PNCA, dos quais 19 foram identificados até o nível de espécie. Essa foi a primeira pesquisa a reportar a dinâmica de espécies do estrato herbáceo em um conjunto de queimas experimentais em ecossistemas de savana amazônica, o que permitiu avançar na compreensão das similaridades e diferenças das relações entre o fogo e a vegetação no comparativo com resultados obtidos em outras experimentações conduzidas em áreas core do Cerrado brasileiro. Ao mesmo tempo, os avanços na caracterização da flora herbácea e de suas relações com o fogo de distintas épocas contribuí com a conservação desses ecossistemas, subsidiando informações para a otimização das políticas de manejo integrado do fogo conduzidas na região.

Palavras-chave: savana amazônica; flora herbácea; época do fogo; Enclave de Cerrado dos Campos Amazônicos.

ABSTRACT

Fire in the Cerrado plays an important role in nutrient cycling, in the water cycle and in maintaining diversity, but the increase in anthropic pressures has significantly altered its natural disturbance regimes, impacting the functioning of these ecosystems. The Campos Amazônicos National Park (PNCA) protects a significant part of the largest enclave of Cerrado in the South of the Amazon, in areas that are frequently affected by fire and require a lot of effort for their proper management. As part of a broader proposal for monitoring the effects of fire in experimental burnings carried out in the PNCA, this project seeks to evaluate the responses of the herbaceous stratum after experimental burnings carried out at different times of the year within two zones (Zones A and B). Each experimental zone has 15 plots of 40x40m, which in 2019 were treated as follows: 6 plots were burned at the beginning of the drought (end of May); 6 plots were burned in the middle of the drought (end of August); and 3 were excluded from the fire. Before the application of these treatments, more precisely in February of 2019, a survey of 8 permanent plots of 1x1m was carried out, randomly distributed in each plot to then collect data on richness and abundance of species in the herbaceous stratum. In April of 2021, two rainy cycles after the fire treatments, data were collected again. No statistically significant differences were observed regarding the variation in species richness between areas burned at the beginning and in the middle of the drought — but they occurred in the comparison between these treatments and the group of plots excluded from fire ($F = 6,108$; $p = 0,007$). While the average number of species remained stable between 22.8 and 23.8 in plots excluded from fire, in plots burned in May and August these average values increased (from 23.0 to 27.8 species in May; and from 22.6 to 27.7 species in August). After two rainy cycles, the regeneration of the proportion of vegetation cover reached average values greater than 80% regarding the exposed soil, data similar to the values observed before the fire. Additionally, the results include a guide to 52 morphotypes from the herbaceous stratum of the PNCA, of which 19 were identified down to the species level. This was the first research to report the dynamics of herbaceous stratum species in a set of experimental burnings in Amazonian savannah ecosystems, which made it possible to advance in understanding the similarities and differences in the relationship between fire and vegetation in comparison to results obtained in other experiments conducted in core areas of the Brazilian Cerrado. At the same time, advances in the characterization of herbaceous flora and their relationship with fire in different periods contribute to the conservation of these ecosystems, subsidizing information for the optimization of integrated fire management policies that are being conducted in the region.

Keywords: amazonian savannah; herbaceous flora; fire season; Campos Amazônicos Savanna Enclave.

LISTA DE SIGLAS

- ANOVA — Através de uma Análise de Variâncias
- COVID-19 — Corona Virus Disease 2019
- CPAF/BEMRAPA — Centro de Pesquisa Agroflorestral da Empresa Brasileira de Pesquisa e Agropecuária
- ECCA — Enclave de Cerrado dos Campos Amazônicos
- EF-S — Electro Focus Short Back Focus
- IBGE — Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- ICMBio — Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
- MA — Maranhão
- MIF — Manejo Integrado do Fogo
- PMIF — Planos de Manejo Integrado do Fogo
- PNCA — Parque Nacional dos Campos Amazônicos
- QIS — Queima de início de seca
- QMS — Queima de meio de seca
- RNST — Reserva Natural da Serra do Tombador
- RON — Herbário Rondoniense João Geraldo Kuhlmann
- TO — Tocantins
- UC — Unidade de Conservação
- UNESP — Universidade Estadual Paulista
- UNIR — Universidade Federal de Rondônia
- WWF — World Wide Fund for Nature Inc.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Fitofisionomias campestres, savânicas e florestais do bioma Cerrado. Fonte: Ribeiro e Walter (2008, p. 165). 22
- Figura 2.** Relações entre a frequência de fogo e a variação de fisionomias no bioma Cerrado. Fonte: Gomes et al. (2018, p. 286). 28
- Figura 3.** a) Localização da área de estudo na Amazônia Meridional; b) Localização das zonas experimentais A e B em meio a áreas do PNCA. Fonte: adaptado de Alves et al. (2022, p. 3). 32
- Figura 4.** Visão panorâmica das Zonas experimentais A (a) e B (b), nos meses de maio e agosto de 2019, respectivamente. Fonte: organizado pelo autor; D. B. Alves (2019). 33
- Figura 5.** Detalhe de um setor da Zona experimental B, com o solo encharcado ao final de janeiro de 2019. Fonte: autor (2019). 34
- Figura 6.** Distribuição das parcelas e subparcelas nas Zonas experimentais A e B, com a identificação dos tratamentos aplicados. Fonte: adaptado de Alves et al. (2022, p. 4). 35
- Figura 7.** a) Exemplo da distribuição de 8 plots de levantamento do estrado herbáceo dentro de uma subparcela de 40x40 m; b) Foto vertical de fevereiro de 2019 de um dos plots de 1x1 m levantados. Fonte: organizado pelo autor. 36
- Figura 8.** Número de morfotipos agrupados por famílias no conjunto de levantamentos realizados (n = 52); *: Espécies de família indeterminada. Fonte: organizado pelo autor. 41
- Figura 9.** Abundância de cada morfotipo nas Zonas experimentais A (a) e B (b), com base nos dados dos levantamentos de 2019 e 2021. Fonte: organizado pelo autor. 42
- Figura 10.** Semelhanças e diferenças na composição do estrato herbáceo das Zonas experimentais A e B. Acima, apresenta-se uma fotografia representativa de cada uma das áreas estudadas; abaixo apresenta-se um Diagrama de Venn, onde é possível verificar os morfotipos comuns e exclusivos identificados. Fonte: fotos do autor (2019). 43
- Figura 11.** Curvas de acúmulo de espécies com base nos dados do levantamento de 2021 (n = 120, por zona amostral), para as Zonas experimentais A e B (a) e para o conjunto de dados combinados das duas áreas (b). Fonte: organizado pelo autor. 44
- Figura 12.** Comparativo da riqueza de espécies observada em cada tratamento de fogo nos dois levantamentos (2019 e 2021), considerando os dados exclusivos das Zonas A (a) e B (b), e combinando os dados das duas Zonas (c). A barra central dos boxplots apresentam a mediana de cada grupo, enquanto os pontos são os valores de riqueza de cada observação. Fonte: organizado pelo autor. 45
- Figura 13.** Diagramas de Venn indicando o número de espécies (n) comuns e exclusivas de cada tratamento de fogo (Sem fogo; QIS — queima de início de seca; e QMS —

queima de meio de seca), agrupando os dados por Zona experimental (Zona A; Zona B; e Zonas A e B conjuntamente) e de acordo com os levantamentos realizados: em 2019 — antes dos tratamentos de fogo (a) — e em 2021 — após os tratamentos de fogo (b). Fonte: organizado pelo autor..... 48

- Figura 14.** Variação dos valores médios da abundância relativa de cada espécie/morfotipo identificado, contabilizando os dados das Zonas experimentais A e B em conjunto. Os dados estão divididos por tratamento de fogo, e a coloração das barras representa a data do levantamento. Fonte: organizado pelo autor..... 51
- Figura 15.** Variação dos dados de cobertura vegetal (%) entre os levantamentos realizados em 2019 e 2021, agrupados por Zona experimental e tratamento de fogo. Cada barra é acompanhada da representação da sua respectiva barra de erro (média ± desvio padrão). Fonte: organizado pelo autor. 53
- Figura 16.** *Dyckia leptostachya* Baker. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Fruto seco; **D:** Folhas; **E:** Roseta foliar. 54
- Figura 17.** *Bulbostylis lanata* (Kunth) Lindm. **A:** Hábito; **B-C:** Inflorescência masculina e feminina; **D:** Folhas; **E:** Roseta foliar. 55
- Figura 18.** *Rhynchospora barbata* (Vahl) Kunth. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folhas; **D:** Base cespitosa. 56
- Figura 19.** *Rhynchospora filiformis* Vahl. **A:** Inflorescência; **B:** Folhas; **C:** Base cespitosa.. 57
- Figura 20.** *Scleria cyperina* (Kunth). **A:** Hábito; **B:** Inflorescência paniculiforme; **C:** Parte adaxial da folha; **D:** Parte abaxial da folha; **E:** Bainha áptera. 58
- Figura 21.** *Drosera cayennensis* Sagot ex Diels. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folhas.... 59
- Figura 22.** *Paepalanthus chiquitensis* Herzog. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folhas; **D:** Roseta foliar. 60
- Figura 23.** *Syngonanthus nitens* Ruhland. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folhas; **D:** Roseta foliar. 61
- Figura 24.** *Syngonanthus densiflorus* (Körn.) Ruhland. **A:** Brácteas espiraladas das sinflorescências; **B:** Hábito; **C:** Roseta foliar. 62
- Figura 25.** *Syngonanthus tenuis* (Kunth) Ruhland. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folhas; **D:** Roseta foliar. 63
- Figura 26.** *Utricularia simulans* Pilg. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folha; **D:** Base com raízes finas..... 64
- Figura 27.** *Cuphea xanthopetala* S.A.Graham & T.B.Cavalc. **A:** Hábito; **B:** Flor; **C-D:** Folhas opostas cruzadas..... 65
- Figura 28.** *Epistephium sclerophyllum* Lindl. **A:** Hábito; **B:** Flor; **C:** Folha; **D:** Base do caule. 66

Figura 29. <i>Raddiella esenbeckii</i> (Steud.) A: Hábito; B: Espiguetas; C: Folhas.....	67
Figura 30. <i>Trichantheicum nervosum</i> (Lam.) Zuloaga & Morrone. A: Hábito; B-C: Inflorescência; D: Bainha amplexicaule; E: Base F: Disposição das folhas alternas.	68
Figura 31. <i>Polygala adenophora</i> DC. A: Hábito; B: Inflorescência; C: Folhas e base.....	69
Figura 32. <i>Polygala timoutou</i> Aubl. A: Hábito; B: Folhas; C: Inflorescência; D: Base com raízes finas.....	70
Figura 33. <i>Perama galioides</i> (Kunth) Poir. A: Hábito; B: Inflorescência; C: Disposição das folhas D: Base e raiz.	71
Figura 34. <i>Abolboda</i> cf. <i>macrostachya</i> Spruce ex Malme. A: Hábito; B: Flores; C: Folhas; D: Roseta foliar.	72
Figura 35. <i>Rhynchospora</i> sp2. A: Hábito; B: Inflorescência; C: Folhas; D: Base.....	73
Figura 36. <i>Rhynchospora</i> sp3. A: Hábito; B: Ápice da folha; C: Lâmina foliar; D-E: Inflorescência; F: Base cespitosa.....	74
Figura 37. <i>Comanthera</i> sp1. A: Hábito; B-C: Inflorescência; D: Folha; E: Roseta foliar.	75
Figura 38. <i>Syngonanthus</i> sp1. A: Hábito; B: Base da roseta foliar; C: Folha.	76
Figura 39. <i>Syngonanthus</i> sp2. A: Hábito; B: Inflorescência; C: Verticilos de brácteas ao longo do eixo; D: Base da roseta foliar.....	77
Figura 40. <i>Syngonanthus</i> sp3. A: Hábito; B: Inflorescência; C: Escapo piloso das inflorescências; D: Roseta foliar.....	78
Figura 41. <i>Syngonanthus</i> sp4. A: Hábito; B: Inflorescência; C: Roseta foliar.....	79
Figura 42. <i>Genlisea</i> sp1. A: Hábito em fragmento de solo retirado em solo encharcado.....	80
Figura 43. <i>Utricularia</i> sp1. A: Hábito; B: Inflorescência; C: Base.....	81
Figura 44. <i>Utricularia</i> sp2. A: Hábito; B: Inflorescência; C: Base.....	82
Figura 45. <i>Spigelia</i> sp1. A: Hábito; B: Flor; C: Folhas e base.	83
Figura 46. <i>Selaginella</i> sp1. A: Hábito; B: Folhas e base.	84
Figura 47. <i>Xyris</i> sp1. A: Hábito; B: Inflorescência; C: Folha; D: Base submersa.	85
Figura 48. <i>Xyris</i> sp2. A-B: Inflorescência; C: Folha; D: Base foliar.	86
Figura 49. <i>Xyris</i> sp3. A: Hábito; B: Flor; C: Folhas; D: Base foliar.	87
Figura 50. <i>Xyris</i> sp4. A: Hábito; B: Botão floral; C: Roseta foliar.	88
Figura 51. <i>Xyris</i> sp5. A: Hábito; B-C: Folhas.....	89

Figura 52. Cyperaceae sp1. A: Hábito; B: Inflorescência; C: Folhas; D: Base foliar.....	90
Figura 53. Cyperaceae sp2. A: Hábito; B: Inflorescência; C: Folhas.....	91
Figura 54. Cyperaceae sp3. A: Hábito; B: Inflorescência; C: Folha; D: Base.....	92
Figura 55. Cyperaceae sp4. A: Hábito; B: Inflorescência; C: Folha; D: Base foliar.	93
Figura 56. Poaceae sp1. A: Hábito; B: Inflorescência; C: Folhas; D: Base foliar.....	94
Figura 57. Poaceae sp2. A: Hábito; B: Inflorescência; C: Folha.....	95
Figura 58. Poaceae sp3. A: Hábito; B-C: Folhas; D: Base foliar.	96
Figura 59. Poaceae sp4. A: Hábito; B-C: Folhas; D: Base foliar.	97
Figura 60. Poaceae sp5. A: Hábito; B-C: Folhas; D: Base.....	98
Figura 61. Poaceae sp6. A: Hábito; B: Folha; C: Base foliar.....	99
Figura 62. Poaceae sp8. A: Hábito; B: Estrutura reprodutora seca; C: Folhas; D: Base foliar.	100
Figura 63. Poaceae sp9. A: Hábito; B-C-D: Ápice, meio e base da folha; E: Base.....	101
Figura 64. Poaceae sp10. A: Hábito; B: Inflorescência; C: Folhas; D: Base foliar.	102
Figura 65. Indeterminado 01. A: Inflorescência; B: Folha.	103
Figura 66. Indeterminado 03. A: Hábito; B: Flor ao abrir; C: Folhas e base.	104
Figura 67. Fotografias de antes e depois da queima demonstrando as diferenças entre o efeito do fogo em um experimento no início da seca (a-b) e meio de seca (c-d), nas parcelas A04 e A01, respectivamente, ambas na Zona A. Fonte: Alves et al. (2022, p. 8). Fonte: organizado pelo autor.....	107
Figura IIa. Variação dos valores médios da abundância relativa de cada espécie/morfotipo identificado, contabilizando os dados da Zona experimental A. Os dados estão divididos por tratamento de fogo, e a coloração das barras representa a data do levantamento. Fonte: organizado pelo autor.....	122
Figura IIb. Variação dos valores médios dos valores médios da abundância relativa de cada espécie/morfotipo identificado, contabilizando os dados da Zona experimental B. Os dados estão divididos por tratamento de fogo, e a coloração das barras representa a data do levantamento. Fonte: organizado pelo autor.....	123

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Lista de morfotipos subdivididos em nível de Família, Gênero e Espécie.....	40
Tabela 2. Valores médios dos indicadores ecológicos derivados dos levantamentos de 2019 e 2021, agrupados por tratamento de fogo e zona experimental.	46
Tabela 3. Resultados do teste <i>two-way</i> ANOVA, verificando a existência de diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05 = *$) na variação do número de espécies entre os grupos de tratamento de fogo e zonas experimentais.	47
Tabela 4. Resultados do teste <i>post-hoc</i> de Tukey, demonstrando entre quais grupos de tratamento de fogo se observam as diferenças estatísticas ($p < 0,05 = *$) na variação da riqueza de espécies do teste ANOVA.	47
Tabela 5. Resultados do teste <i>two-way</i> ANOVA, verificando a existência de diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) na variação da porcentagem de cobertura de solo exposto entre os grupos de tratamento de fogo e zonas experimentais.....	53
Tabela Ia. Indicadores derivados dos levantamentos 2019 e 2021 para cada parcela amostral.....	121

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	18
2 OBJETIVOS	21
2.1 Objetivo geral	21
2.2 Objetivos específicos	21
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
3.1 O Cerrado e as savanas amazônicas	22
3.1.1 Cerrado	22
3.1.2 Savanas amazônicas.....	23
3.2 Importância da vegetação herbácea nas savanas	25
3.3 Relações entre o fogo e a flora das savanas com ênfase no estrato herbáceo	26
3.4 O fogo e os desafios de conservação dos ecossistemas de savana tropical no Brasil ...	29
4 METODOLOGIA	32
4.1 Área de estudo	32
4.2 Desenho experimental	35
4.3 Coleta de dados.....	37
4.4 Análise dos dados	37
5 RESULTADOS	40
5.1 Relações entre a riqueza e a abundância de espécies	40
5.1.1 Como é a composição da flora herbácea nas áreas estudadas?	40
5.1.2 Como os tratamentos de fogo afetaram a riqueza e a abundância de espécies?	44
5.1.3 Que efeitos são observados na regeneração da cobertura vegetal em relação ao solo exposto?.....	52
5.2 Avanços na identificação de espécies da flora herbácea	53
5.2.1 Morfotipos identificados até nível de espécies.....	53
5.2.2 Morfotipos identificados até nível de gênero	73
5.2.3 Morfotipos sem identificação	103
6 DISCUSSÃO	105
6.1 Da composição e dos efeitos da época do fogo na flora herbácea dos Campos Amazônicos	105
6.2 Possíveis repercussões no contexto do PMIF do PNCA	109
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	111
REFERÊNCIAS	112
APÊNDICES	121
Apêndice I.....	121
Apêndice II.	122

1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas abertos (campos e savanas) ocupam aproximadamente 23% da superfície terrestre emersa (FORD, 2009), distribuídos em diferentes continentes, sendo o tipo de vegetação mais comum nos trópicos e subtropicais e que abriga um alto grau de biodiversidade (SOLBRIG et al., 1996). No Brasil, esses tipos de fisionomias são encontrados principalmente nas áreas core dos biomas Cerrado, Pantanal e Pampa, que juntos ocupam 27,4% do território nacional (IBGE, 2019), porém não se restringem a essas áreas.

De acordo com Mapbiomas (2022), 17,2 milhões de hectares do bioma amazônico são cobertos por formações naturais campestres e savânicas, também denominadas savanas amazônicas, que correspondem em termos comparativos a aproximadamente 90% da área total do bioma Pampa no Brasil. Apesar da alta biodiversidade e dos serviços ambientais proporcionados por essas áreas (regulação climática, provisão de alimentos, formação dos solos, entre outros), tratam-se de ecossistemas em que a importância ecológica é historicamente negligenciada em comparação aos ecossistemas florestais, sendo ainda pouco conhecidos em termos de estrutura e funcionamento, principalmente em relação ao seu estrato herbáceo (PARR et al., 2014). Diferentemente das florestas tropicais, sensíveis à ocorrência de fogo (HARDESTY; MYERS; FULKS, 2005), os ecossistemas abertos evoluíram com a presença de regimes naturais de fogo, sendo essa perturbação importante para a ciclagem de nutrientes e consequentemente para a manutenção da biodiversidade e da estrutura dos seus habitats (PAUSAS; BOND, 2020).

Nas savanas da América do Sul, a presença do fogo é evidenciada na filogenia das plantas desde há aproximadamente 10 milhões de anos (SIMON et al., 2009), enquanto a presença humana na região apenas é registrada entre aproximadamente 9 e 14 mil anos atrás (CASTILLO, 2021), o que retrata a forte influência de regimes naturais de fogo na evolução das espécies ali existentes. Porém, esses regimes têm sido fortemente alterados nas últimas décadas, reflexo da ampla expansão das atividades humanas, principalmente no que se refere ao avanço das fronteiras agropastoris vinculado ao uso do fogo como instrumento de manejo do solo (OMETTO; SOUZA-NETO; TEJADA, 2016). Mesmo se tratando de ecossistemas que evoluíram com o fogo, essas alterações nos regimes de queima podem causar impactos severos, já que as suas espécies não são adaptadas a todo e qualquer tipo de fogo, mas sim a regimes específicos de queimadas (PAUSAS; KEELEY, 2009).

As modificações antrópicas nos regimes de queima se dão principalmente pela sua influência no número de ignições incidente sobre determinada área, que pode impactar tanto a

frequência como a época do ano habituais em que elas ocorreriam naturalmente (ALVARADO; SILVA; ARCHIBALD, 2018; ARCHIBALD, 2016). Entre os efeitos negativos dessas ações está o aumento da frequência de queimas, o que pode resultar, por exemplo, em altas taxas de mortalidade de determinadas espécies de plantas sensíveis ao fogo e de certas espécies de animais (HOFFMANN; MOREIRA, 2002; MOREIRA, 2000; SILVEIRA et al., 1999). Outro efeito advém da implementação de políticas centradas apenas na extinção de novas ignições (conhecidas como “de fogo-zero”), que, ao reduzirem a frequência da ocorrência de fogo, afetam negativamente a diversidade das espécies (ABREU et al., 2017) e favorecem a ocorrência de grandes e impactantes incêndios devido ao maior acúmulo de material combustível gerado (CONCIANI et al., 2021; ALVARADO et al., 2018; BATISTA et al., 2018).

O aumento de ignições em épocas do ano em que as condições de umidade da biomassa e do ar são críticas (meses centrais e finais do período anual de seca) também pode resultar em fortes impactos na dinâmica desses ecossistemas. Queimas que ocorrem nos meses iniciais de seca, também denominadas “precoces”, são em termos gerais menos intensas em comparação às que ocorrem nos meses centrais (modais) e finais (tardias) do período de seca (ANDERSEN; COOK; WILLIAMS, 2001; RISSI et al., 2017), gerando diferentes interações com a capacidade de tolerância ao fogo e com o ciclo fenológico de cada espécie (MILLER et al., 2019).

Os avanços científicos para a compreensão das relações entre o fogo e a flora têm obtido importantes contribuições por meio de estudos com queimas experimentais. Esses estudos permitem dispor informações detalhadas de como era a área antes das queimas experimentais, obter dados específicos sobre como o fogo ocorreu, e monitorar os efeitos pós-fogo (FURLEY et al., 2008). No Brasil, os estudos de Coutinho (1977) no Parque Nacional das Emas, no estado de Goiás, e os experimentos de Miranda (2010) na Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, no Distrito Federal, estão entre as contribuições científicas pioneiras, que permitiram avançar no conhecimento da resiliência da vegetação de distintos estratos e suas relações com a época do fogo.

Outros estudos experimentais mais recentes têm somado novas contribuições, principalmente em relação aos efeitos do fogo no estrato herbáceo: Durigan et al. (2020) caracterizaram a influência do fogo na diversidade dos estratos herbáceo e subarbustivo da Estação Ecológica de Santa Bárbara, no estado de São Paulo; Fidelis et al. (2022) demonstraram os efeitos do fogo de diferentes épocas do ano na dinâmica de floração de espécies herbáceas na Reserva Natural da Serra do Tombador (RNST), no estado de Goiás; também na RNST,

Gorgone-Barbosa (2016) retratou as relações entre a época do fogo e a dominância de determinadas espécies de gramíneas invasoras; Antar et al. (2022) destacaram uma maior riqueza de espécies de herbáceas em áreas frequentemente afetadas pelo fogo no Parque Estadual do Jalapão, no estado do Tocantins, em comparação a áreas não queimadas; e Santos (2019) registrou uma maior riqueza de espécies da flora herbácea em áreas queimadas no início e no final do período de seca, em contraste com áreas não queimadas da Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins.

Apesar desses importantes legados científicos derivados dos estudos experimentais em ecossistemas abertos brasileiros, sua concentração ainda segue muito restrita às áreas core do bioma Cerrado. Nas savanas amazônicas, a carência se inicia pelo escasso conhecimento da sua flora (CARVALHO; MUSTIN, 2017), sendo muito pontuais os estudos que se dedicam à relação entre a flora e o fogo (MAGNUSSON et al., 2008; CORREA, 2019). Ainda que o conhecimento acumulado para as áreas core do Cerrado contribua para a compreensão dos efeitos esperados do fogo nas savanas amazônicas, estas se tratam, entre outros aspectos, de ecossistemas com taxas anuais de precipitação muito superiores, o que pode repercutir na observação de diferentes efeitos.

Nesse sentido, o presente estudo busca contribuir com conhecimento da flora herbácea das savanas amazônicas, tendo como área de estudo o maior enclave de Cerrado da Amazônia Meridional, situado no Parque Nacional dos Campos Amazônicos (PNCA). Mais especificamente, conta-se com o estabelecimento de um estudo de queimas experimentais em fisionomias representativas da área para explorar como o estrato herbáceo responde aos efeitos do fogo ocorrido em distintas épocas do ano. Como a época do fogo afeta a riqueza e a abundância de espécies da flora herbácea nas savanas amazônicas? Há diferenças na recomposição da cobertura vegetal do estrato herbáceo após tratamentos com queimas precoces e modais? Estas são as perguntas específicas sobre as quais o presente trabalho se debruça, ao mesmo tempo que se busca contribuir com um conhecimento mais aprofundado da diversidade da flora herbácea local.

Este estudo faz parte de um projeto geral que inclui objetivos mais amplos, associados à relação de dados de satélite com a dinâmica de acúmulo de material combustível e com as respostas do fogo de distintas épocas do ano nos diferentes estratos da vegetação, liderado por pesquisadores da Universidade Estadual Paulista (UNESP/Rio Claro), em parceria com a Universidade Federal de Rondônia (UNIR) e o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Caracterizar como o estrato herbáceo em fisionomias de savana amazônica responde aos efeitos do fogo ocorrido em distintas épocas do ano em comparação com áreas excluídas do fogo.

2.2 Objetivos específicos

- a) Avaliar se o fogo em diferentes épocas do ano altera a riqueza e a abundância do estrato herbáceo;
- b) Analisar se há influência da época do fogo no processo de regeneração do estrato herbáceo, tomando como variáveis indicadoras a cobertura vegetal e o solo exposto;
- c) Contribuir com o conhecimento da flora herbácea do PNCA por meio de um guia de espécies.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 O Cerrado e as savanas amazônicas

3.1.1 Cerrado

A discussão diante das definições e fisionomias do bioma Cerrado vem sendo abordada por diversos autores nas últimas décadas. A definição adotada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2012) nomeia-a como “Savana”, utilizando o termo “Cerrado” como uma terminologia regional por considerá-lo parecido com as savanas da África e da Ásia. Outra definição possível é a de Coutinho (1978), que classifica o Cerrado em cinco fitofisionomias: Campo limpo, Campo sujo, Campo Cerrado, Cerrado sentido restrito e Cerradão. No entanto, a classificação mais ampla e utilizada é a de Ribeiro e Walter (2008), que considera a estruturação de Coutinho (1978), porém a amplia, dividindo as fitofisionomias do bioma Cerrado em três grandes grupos: formações florestais (Mata ciliar, Mata de galeria, Mata seca e Cerradão); formações savânicas (Cerrado sentido restrito — subdividido em Cerrado denso, típico, ralo ou rupestre, Parque de Cerrado, Palmeiral e Vereda) e formações campestres (Campo sujo, Campo rupestre e Campo limpo) (**Figura 1**). É importante salientar que essas fitofisionomias estão dispersas na natureza formando mosaicos, mas não especificamente na ordem em que foram classificadas.

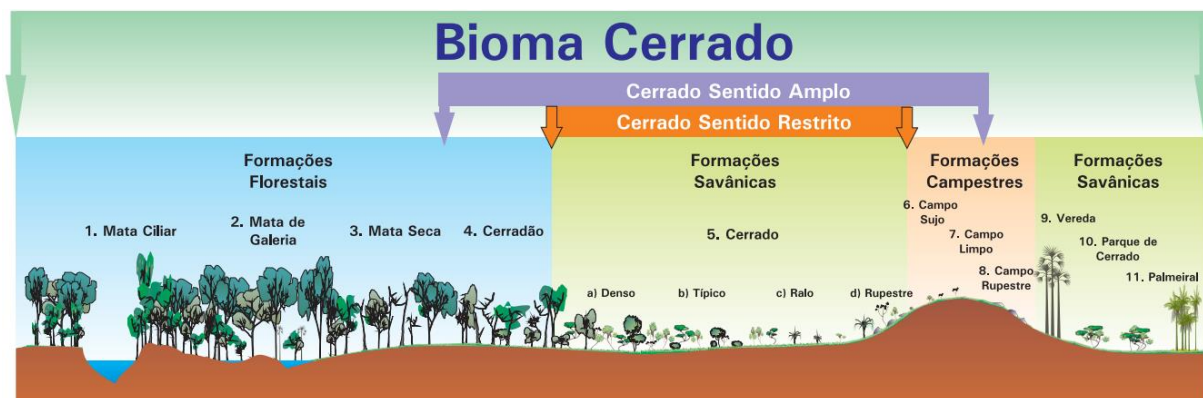


Figura 1. Fitofisionomias campestres, savânicas e florestais do bioma Cerrado. Fonte: Ribeiro e Walter (2008, p. 165).

Considerando todas essas fisionomias, o Cerrado é caracterizado em sua maioria por uma vasta vegetação aberta, sendo considerado a savana mais biodiversa do mundo (EITEN, 1994). É, ainda, identificado como um hotspot de biodiversidade global (MYERS et al., 2000) com base nos critérios de endemismo e ameaça, conforme explicita Mendonça et al. (2008, p. 423):

O endemismo de plantas é o primeiro critério para definir um *hotspot*, pois elas dão suporte a outras formas de vida. Considera-se que espécies endêmicas são restritas em distribuição, são mais especializadas e mais susceptíveis à extinção, em face das mudanças ambientais provocadas pelo ser humano, em comparação com espécies de ampla distribuição geográfica. Quanto ao grau de ameaça — segundo critério para o estabelecimento de um *hotspot* —, é definido pela extensão de ambiente natural perdido. São consideradas áreas que perderam pelo menos 70% de sua cobertura original, onde antes abrigavam espécies endêmicas daquele *hotspot*.

A exemplo do que ocorre em outras regiões dominadas por savanas na superfície terrestre, os fatores que determinam a existência do Cerrado estão relacionados, entre outros elementos, às características climáticas e edáficas que predominam na região. É marcante a existência de clima tropical com temperaturas médias variando entre 18° e 28°C e alta pluviosidade anual (entre aproximadamente 800 e 2000 mm), definidas por uma sazonalidade com verões chuvosos e invernos com a presença de períodos secos aproximadamente de abril a setembro (DIAS, 1992). Os solos são predominantemente arenosos, com alto grau de lixiviação, acidez e altas concentrações de alumínio, que dificultam o estabelecimento de estratos arbóreos densos (MOTTA et al., 2002). A essas condições de solo associam-se processos geomorfológicos que determinam a dinâmica hidrológica e a fertilidade do solo, que, combinados com os efeitos proporcionados pela presença do fogo, desempenham um papel chave na dinâmica de distribuição de fitofisionomias vegetais no Cerrado (DANTAS et al., 2013; MIRANDA et al., 2009). As relações entre o fogo e seus efeitos sobre a flora são melhor explorados na seção 3.3.

3.1.2 Savanas amazônicas

A vegetação amazônica é extremamente diversa e é em sua grande maioria estudada por uma perspectiva arbórea, devido às grandes extensões de florestas tropicais em sua composição. No entanto, os extensos campos de dunas fósseis nos Lhanos da Colômbia e da Venezuela, além das manchas de savana ao longo da Amazônia, indicam que esta parte da América do Sul passou por sucessivos períodos de expansão e retração das florestas tropicais ao longo do Quaternário (HAFFER; PRANCE, 2002). Essas savanas amazônicas são descritas como fisionomias vegetais abertas, com um estrato herbáceo sempre presente, estratos arbustivos e/ou arbóreos mais ou menos desenvolvidos, sujeitos a queimadas naturais, e estão distribuídas por toda a bacia, podendo ser encontradas em outros países adjacentes (IBGE, 2012).

No que se refere aos fatores explicativos da existência atual de extensas manchas de domínio de formações campestres e savânicas em meio ao bioma amazônico, Prance (1996) retrata que, para além dos fatores paleoclimáticos, tratam-se de áreas associadas a processos geológico-geomorfológicos regionais diversos, os quais determinam as condições edáficas e

hidrológicas atuais que não comportam o avanço das formações lenhosas da floresta amazônica sobre suas áreas. Como exemplos, podemos citar a influência de processos tectônicos na formação da porção leste da Ilha do Marajó, tanto no estuário do Rio Tocantins como na própria Ilha, que determinaram as condições regionais de deposição de sedimentos e, por consequência, as condições hidrológicas e de solo atuais, que impedem o estabelecimento de vegetação florestal densa (ROSSETTI; VALERIANO; THALES, 2007); o conjunto de manchas de fisionomias abertas associadas a antigas áreas de curso de rios (paleocanais), bastante presentes nas porções sul do estado do Amazonas (HAYAKAWA; ROSSETTI, 2015); e a influência do contato lito-geomorfológico (litologias sedimentares e cristalinas) na região do enclave dos Campos Amazônicos, que determina as condições edáficas e hidrológicas regionais, nas quais se estabelecem formações predominantemente savânicas (GOMES et al., 2018).

Uma importante característica que as savanas amazônicas apresentam em comparação ao Cerrado é a maior variabilidade em relação à estacionalidade climática, já que elas se distribuem em regiões de clima tropical e equatorial úmido. Nesse sentido, Sarmiento (1984) propõe uma classificação das savanas de acordo com sua estacionalidade, sendo que elas podem ser diferenciadas ecologicamente em quatro grupos: a) savanas semiestacionais, com uma ou duas curtas estações secas em um ciclo anual predominantemente úmido; b) savanas estacionais, onde há uma alternância de duas estações anuais bem demarcadas de seca e chuva, sendo que o solo não permanece saturado durante longos períodos na estação chuvosa; c) savanas hiperestacionais, que também apresentam duas estações anuais demarcadas de seca e chuva, porém os solos permanecem saturados por semanas ou meses durante o período chuvoso, devido a sua má drenagem; d) esteros, onde o estresse hídrico permanece ao longo de todo o ciclo anual, no qual predomina um clima mais úmido. O registro de características de estacionalidade tem auxiliado na compreensão da diversidade em diferentes estudos de savanas amazônicas, tais como registrado em áreas do Centro de Pesquisas Agroflorestral da Empresa Brasileira de Pesquisa e Agropecuária (CPAF/EMBRAPA), no estado do Amapá (SANAIOTTI, 1996) e na Estação Ecológica de Maracá, no estado de Roraima (COUTO-SANTOS; LUIZÃO; CARNEIRO FILHO, 2014).

Para Batalha (2005), a diferenciação conceitual entre savanas estacionais e hiperestacionais é aplicável à distinção de tipos de vegetação sobre uma mesma região de domínio de savana, dependendo das condições de drenagem de solo que dominam em cada vertente. Nesse sentido, o mesmo autor argumenta que a saturação hídrica do solo e a sua consequente falta de aeração durante longos períodos, combinadas com o déficit hídrico e a

presença periódica do fogo na estação seca, são fatores que podem resultar em uma menor riqueza de espécies nas fisionomias de savana hiperestacional em comparação com as de savanas estacionais.

Considerando o isolamento biogeográfico das savanas amazônicas, que têm um grande número de enclaves de suas áreas core, a complexidade de suas fisionomias vegetais, as ameaças advindas do aumento populacional e a expansão agrícola sobre essas áreas (CARVALHO; MUSTIN, 2017), ressalta-se a importância de melhor compreender o funcionamento e a estrutura dos seus ecossistemas, particularmente em relação ao seu estrato herbáceo, que tem um menor apelo em termos de conservação em contraste com as florestas tropicais que dominam a região (MUNHOZ; FELFILI, 2006; PARR et al., 2014).

No contexto da compreensão de aspectos associados à incidência do fogo sobre a superfície terrestre, o estrato herbáceo-subarbustivo de ecossistemas savânicos e campestres, em geral, é pouco conhecido (MUNHOZ; FELFILI, 2006; PARR et al., 2014; OVERBECK et al., 2022). Muitos dos estudos sobre a sua composição florística apresentam listagens parciais das espécies mais amplamente distribuídas. Para as savanas amazônicas, além desse fato, em diversos estudos vários táxons são parcialmente identificados (SANAIOTTI et al., 1997; MAGNUSSON et al., 2008; BARBOSA et al., 2005; MIRANDA et al., 2006).

3.2 Importância da vegetação herbácea nas savanas

O estrato herbáceo das savanas tropicais, apesar de presente em suas amplas fitofisionomias, ainda é pouco estudado quando comparado aos trabalhos de espécies lenhosas (PARR et al., 2014; BOND, 2016). Ainda que seja possível encontrar espécies armazenadas em coleções botânicas coletadas no século passado, indicando que trabalhos têm sido desenvolvidos, tais pesquisas com plantas de pequeno porte, como herbáceas e arbustos, ainda têm muito a avançar (DURIGAN et al., 2018).

Mesmo com a necessidade de mais esforços e com a complexidade na identificação das espécies de herbáceas, no Cerrado foi encontrada uma diversidade aproximada de 8 mil espécies, de acordo com o *checklist* feito por Mendonça et al. (2008). Nas savanas amazônicas, até mesmo os estudos focados nos estratos lenhosos têm muitas limitações, ainda com vários táxons apenas parcialmente identificados (SANAIOTTI, 1997; MAGNUSSON et al., 2008; BARBOSA et al., 2005; MIRANDA et al., 2006). Alguns estudos pontuais merecem destaque, tais como Miranda e Carneiro Filho (1994), que avaliaram a similaridade de florística de algumas áreas de savana nos estados do Amazonas, Pará e Roraima; Rocha et al. (2014), que estudou a florística da família Poaceae nas savanas costeiras amazônicas do estado do Pará;

Rocha e Miranda (2012), que analisaram a cobertura vegetal, biomassa da área e teor de proteína do estrato herbáceo em áreas de savana no Campo da Mangaba, no município de Maracanã, no Estado do Pará; assim como o trabalho de Rocha e Costa-Neto (2019), que avaliaram a florística e fitossociologia do estrato herbáceo/arbustivo de 19 áreas de savanas também nos estados de Amazonas, Pará e Roraima, pesquisas estas que estão contribuindo para o conhecimento da flora herbácea das savanas amazônicas.

A importância do estrato herbáceo nas savanas não se restringe a sua riqueza de espécies, mas também está conectada com uma série de serviços ambientais por ele proporcionado. Entre esses serviços, ambientais é possível mencionar a provisão e proteção de recursos hídricos e a regulação do balanço de fixação de carbono na superfície (BENGTSSON et al., 2019; MITSCH et al., 2015), além de possibilitar a geração de renda por meio da exploração econômica de determinadas espécies, como o fazem comunidades locais com a espécie conhecida como capim dourado (*Syngonanthus nitens* Ruhland, da família Eriocaulaceae) no Jalapão, no estado do Tocantins (SCHMIDT et al., 2011).

Todos os serviços ambientais proporcionados ressaltam a importância de conservar a diversidade das savanas, e especialmente na devida consideração da relevância do seu estrato herbáceo. No entanto, devido à ideia equivocada de que somente as florestas têm importância ecossistêmica, esse tipo de vegetação está ameaçado e a capacidade de resiliência, explorada ao máximo (DURIGAN et al., 2018; BUISSON et al., 2019). Juntamente com a expansão das fronteiras agrícolas, uma das grandes ameaças é a interferência antrópica nos regimes de fogo (LIMA et al., 2020).

3.3 Relações entre o fogo e a flora das savanas com ênfase no estrato herbáceo

Na história evolutiva dos ecossistemas terrestres, o surgimento das plantas está vinculado à presença de regimes naturais de fogo, desde há aproximadamente 420 milhões de anos atrás (SCOTT; GLASSPOOL, 2006). Nas savanas da América do Sul, e mais precisamente em áreas do Cerrado brasileiro, a presença do fogo é também verificada na filogenia das plantas desde milhões de anos atrás (SIMON et al., 2009). Em termos mais específicos, a avaliação de dados moleculares para quatro grandes grupos de plantas do Cerrado revela a presença de estruturas de adaptação ao fogo há pelo menos 10 milhões de anos em espécies da tribo Microlicieae, da família Melastomataceae; e uma concentração maior da diversificação de linhagens com tais adaptações há aproximadamente 4 milhões de anos em espécies dos gêneros *Mimosa*, *Andira* e *Lupinus*, todos da família Fabaceae. Tais estruturas incluem, por exemplo, a existência de cascas grossas em espécies arbóreas (WEISER et al.,

2015), a presença de xilopódio em espécies arbustivas e subarbustos (SIMON et al., 2009; PILON et al., 2020; BIGIO et al., 2022) e o registro de germinação e/ou floração de espécies do estrato herbáceo vinculados à passagem do fogo (LE STRADIC et al., 2015; ZIRONDI; SILVEIRA; FIDELIS et al., 2019; PILON et al., 2020; FIDELIS et al., 2019). O surgimento desses mecanismos de adaptação nas plantas há milhões de anos atrás (SIMON et al., 2009; MAURIN et al., 2014), muito antes da presença do ser humano na região, revela a forte influência de regimes naturais de fogo na dinâmica das paisagens savânicas do Brasil, relacionados principalmente à ocorrência de raios (RAMOS-NETO; PIVELLO, 2000). Juntamente com a herbivoria e a decomposição microbiótica, o fogo exerce um papel fundamental na ciclagem de nutrientes e na manutenção da estrutura e da diversidade das fisionomias vegetais de ecossistemas abertos (PIVELLO, 2011; PAUSAS; BOND, 2020).

Entre as características de regimes de fogo que influenciam na estrutura na composição dos ecossistemas savânicos, destaca-se a forte influência que a frequência e a época do ano exercem. Conforme afirma Moreira (2000), incêndios recorrentes tendem a favorecer a dominância de fisionomias mais abertas. Essa constatação também foi observada por Pinheiro e Durigan (2012) em fisionomias de Cerrado na Estação Ecológica de Assis, no estado de São Paulo, onde não havia pressões antrópicas e nem ação do fogo por 44 anos. Os autores identificaram um forte avanço de espécies arbóreas e arbustivas nas fisionomias, que passaram de fisionomias abertas a composições mais fechadas, como Cerrado denso e Cerradão. Essa tendência é muito bem ilustrada no trabalho de Gomes et al. (2018), que buscou reunir o conhecimento existente sobre a ecologia do fogo no Cerrado, demonstrando as proporções entre as fitofisionomias juntamente ao efeito causado diante da mudança de frequência de fogo na vegetação (**Figura 2**).

Conforme detalhado na **Figura 2**, observa-se que o aumento da frequência do fogo tende a dar lugar à existência de fisionomias mais abertas, enquanto a diminuição da frequência favorece fisionomias com estratos lenhosos mais abundantes. Fica ilustrado que a manutenção de fisionomias savânicas é dependente da ocorrência do fogo com certa frequência. Nos casos de aumento significativo ou de exclusão da frequência de fogo, pode-se conduzir a processos de homogeneização da vegetação, sendo que frequências muito altas podem favorecer o domínio e espécies invasoras, enquanto que a exclusão do fogo pode gerar um adensamento das espécies lenhosas (GOMES et al., 2018; STEVENS et al., 2017). Nesse sentido, Abreu et al. (2017) demonstram que o maior estoque de carbono verificado nas áreas de adensamento de espécies lenhosas, favorecido pela exclusão do fogo, resulta em uma diminuição da riqueza de espécies de plantas.

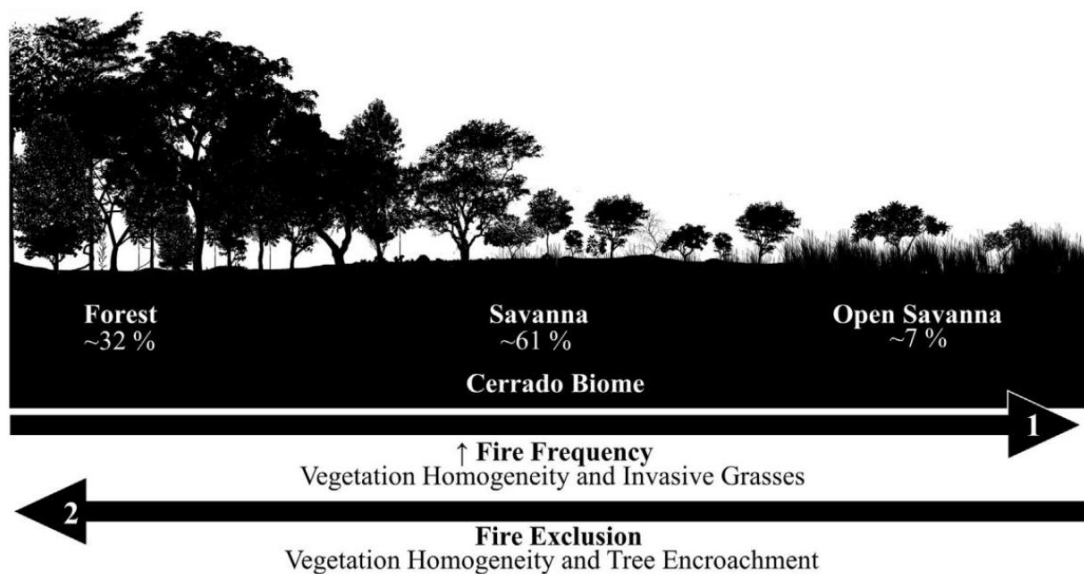


Figura 2. Relações entre a frequência de fogo e a variação de fisionomias no bioma Cerrado. Fonte: Gomes et al. (2018, p. 286).

A época de ocorrência da queima é também um fator muito importante do regime de fogo incidente sobre determinada área. A intensidade de um fogo que ocorre nos meses iniciais da estação anual de seca, na qual a vegetação ainda dispõe de reserva de umidade da estação chuvosa, tende a ser muito menor do que a registrada em um fogo que ocorre nos meses centrais ou finais da estação seca (RISSI et al., 2017). Essas diferenças na intensidade do fogo podem gerar distintos efeitos sobre a flora, sendo que, sobre as espécies arbóreas, queimas de alta intensidade podem resultar em taxas mais altas de mortalidade de espécies, especialmente sobre indivíduos jovens (SATO; MIRANDA; MAIA, 2010; SCHMIDT; SAMPAIO; BORGHETTI, 2005). Dessa forma, assim como observado em relação aos efeitos de altas frequências, incêndios intensos que ocorrem no meio/final da estação seca podem favorecer a dominância de fisionomias mais abertas de vegetação. Já em relação ao estrato herbáceo, fogos de diferentes épocas podem interagir de maneira específica com a capacidade que cada espécie tem de tolerar essa perturbação em relação a sua fenologia reprodutiva e de crescimento (MILLER et al., 2019; KNAPP; ESTES; SKINNER, 2009). Bond e Van Wilgen (1996) destacam que a tolerância das gramíneas ao fogo é em geral maior quando ele ocorre no final do período de crescimento da planta ou quando ela ainda está em estágio de dormência, já que durante a fase de crescimento ela direciona sua energia para o seu desenvolvimento.

Na relação entre fogo e flora das savanas, é importante destacar o estrato herbáceo da vegetação. Este, ao mesmo tempo em que apresenta alta biodiversidade, é responsável pelo acúmulo de biomassa combustível sobre a qual o fogo se propaga e gera a ciclagem de nutrientes, que é fundamental no funcionamento do ecossistema (KAUFFMAN; CUMMINGS;

WARD, 1994). Detalhando uma série de estratégias de regeneração pós-fogo do estrato herbáceo e subarbustivo, Pilon et al. (2020) apresentam uma classificação de espécies em cinco grupos: i) *grasses* — corresponde a espécies graminóides com capacidade de rebrota na base ou próximo desta, com presença de rizoma; ii) *seeders* — ervas que não rebrotam após a passagem do fogo, concentrando sua estratégia de perpetuação principalmente pela germinação de sementes; iii) *bloomers* — ervas ou subarbustos que dispõem de estrutura subterrânea (xilopódio ou estolho) para rebrotar rapidamente e florescer após a passagem do fogo; iv) *undergrounders* — espécies lenhosas com alta capacidade de propagação após o fogo, tendo no estolho o tipo predominante de estrutura subterrânea de onde a espécie rebrota e coloniza; e v) *resprouters* — tal como os grupos iii e iv, se refere-se a espécies que rebrotam após o fogo, principalmente através do xilopódio, mas que não apresentam floração nem propagação induzida pelos efeitos da queima. Essa diversidade de respostas ao fogo existentes nas espécies do estrato herbáceo demonstra o protagonismo dessa perturbação na dinâmica dos ambientes de savana.

Entretanto, considerando que a influência dos regimes naturais de fogo gerou nessa flora diversos mecanismos e estruturas de adaptação, isso significa que não deve haver preocupação com a ocorrência de incêndios nessas áreas? Pausas e Keeley (2009, p. 600) contribuem na resposta a essa pergunta afirmando que “(...) nenhuma espécie é adaptada ao fogo; em vez disso, as espécies são adaptadas a um regime de fogo específico, e as saídas desse regime podem ter impactos devastadores na sustentabilidade de muitos componentes do ecossistema”¹. Isso significa que, mesmo nesses ecossistemas considerados adaptados ao fogo, é preciso seguir avançando na compreensão de como a alteração dos regimes de fogo promovida pelo ser homem pode afetar a funcionalidade dos ecossistemas (ALVES; ALVARADO, 2019).

3.4 O fogo e os desafios de conservação dos ecossistemas de savana tropical no Brasil

Uma das principais estratégias de conservação da biodiversidade do Brasil relaciona-se à criação de Unidades de Conservação (UCs) (BRASIL, 2000), que prevê a restrição de usos antrópicos em distintos níveis sobre diversas porções do território nacional. Porém essas porções não são igualmente distribuídas entre os biomas (SILVEIRA et al. 2021). O bioma Amazônia, por exemplo, tem 28% de suas áreas dentro de UCs, enquanto que apenas 8,3% de áreas protegidas existem no bioma Cerrado (WWF-Brasil, 2019).

¹ Traduzido pelo autor.

Porém, os desafios para a conservação dos ecossistemas savânicos brasileiros não estão apenas ligados à necessidade de criação de novas áreas protegidas, mas estão também relacionados a devida consideração do papel ecológico do fogo na dinâmica de suas paisagens nas UCs já existentes. Por muito tempo, o viés de que a ocorrência de fogo era necessariamente negativa à conservação desses ecossistemas resultou na condução de políticas centradas apenas na sua supressão (ou de “fogo-zero”) nessas áreas (DURIGAN; RATTER, 2016; SCHMIDT et al., 2018; DURIGAN, 2020). Essa medida de supressão total do fogo foi adotada no Brasil devido a um enorme incêndio em Roraima que queimou 1,5 milhão de hectares em 1998 (BERLINCK; BATISTA, 2020). Esse tipo de política acabou favorecendo o acúmulo de material combustível e a ocorrência de grandes e intensos incêndios (CONCIANI et al., 2021; BATISTA et al., 2018; SCHMIDT et al., 2018). Ela pode ainda resultar no adensamento de espécies lenhosas aliado à diminuição da riqueza de espécies de plantas (STEAVENS et al., 2017; ABREU et al., 2017), conforme abordado na seção prévia.

Buscando superar esse paradigma de “fogo-zero” para a gestão de ecossistemas que têm uma relação evolutiva com a presença de regimes de fogo, muitas UCs brasileiras têm se apoiado nos avanços das discussões internacionais sobre o tópico e promovido a adoção de estratégias de Manejo Integrado do Fogo (MIF) (SCHMIDT et al., 2018). Por MIF, entende-se o conjunto de estratégias de gestão que “considera as abordagens ecológica e socialmente apropriadas para manejar o fogo e as ameaças do fogo relacionados à conservação de terras” (MYERS, 2006, p. 1). De acordo com Schmidt et al. (2018), algumas das UCs pioneiras no estabelecimento do MIF no Brasil, desde o ano de 2014, foram o Parque Nacional Chapada das Mesas, no Maranhão, a Estação Ecológica da Serra Geral do Tocantins (TO) e o Parque Estadual do Jalapão, também no Tocantins. Estas avançaram a partir do “Projeto Cerrado-Jalapão”, que incluiu financiamento conjunto dos governos alemão e brasileiro e reuniu especialistas internacionais diversos. Hoje em dia, o número de UCs que fazem uso do MIF no Brasil cresceu bastante, estendendo-se para além das áreas core do bioma Cerrado e fazendo parte das estratégias de gestão em UCs que possuem fisionomias campestres e savânicas em outros biomas, tais como nas savanas amazônicas (BERLINCK; LIMA, 2021).

Entre os instrumentos de MIF aplicados pelas UCs está o uso de queimas prescritas, com o objetivo de criar mosaicos de condições heterogêneas de acúmulo de material combustível. Ele baseia-se nas experiências de manejo de outras regiões do mundo, tais como a australiana (RUSSELL-SMITH et al., 2013), que demonstra que a realização de queimas prescritas no início da estação seca, em porções estratégicas, gera mosaicos que auxiliam a

evitar grandes e impactantes incêndios durante o ápice da estação seca e, conseqüentemente, contribuem com a proteção de fisionomias sensíveis que coexistem nesses ecossistemas (MURPHY et al., 2015). Nesse contexto, ainda que a prescrição de fogo possa ocorrer de acordo com os objetivos de gestão de cada UC, habitualmente o uso de queimas prescritas é realizado nos meses iniciais da estação seca pelas UCs brasileiras, correspondendo a “queimas frias” que eliminam o material combustível do estrato herbáceo; por outra parte, nos meses centrais e finais de seca, o conjunto de ações das UCs que têm MIF concentram-se habitualmente na realização de operações de combate e controle de incêndios (BERLINCK; LIMA, 2021).

4 METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

A área de estudo inclui duas áreas experimentais (Zonas A e B), situadas em um Enclave de Cerrado dos Campos Amazônicos (ECCA), no estado do Amazonas, com aproximadamente 4.342 km², ambas situadas em áreas do Parque Nacional dos Campos Amazônicos (PNCA) (**Figura 3**), área protegida criada no ano de 2006.

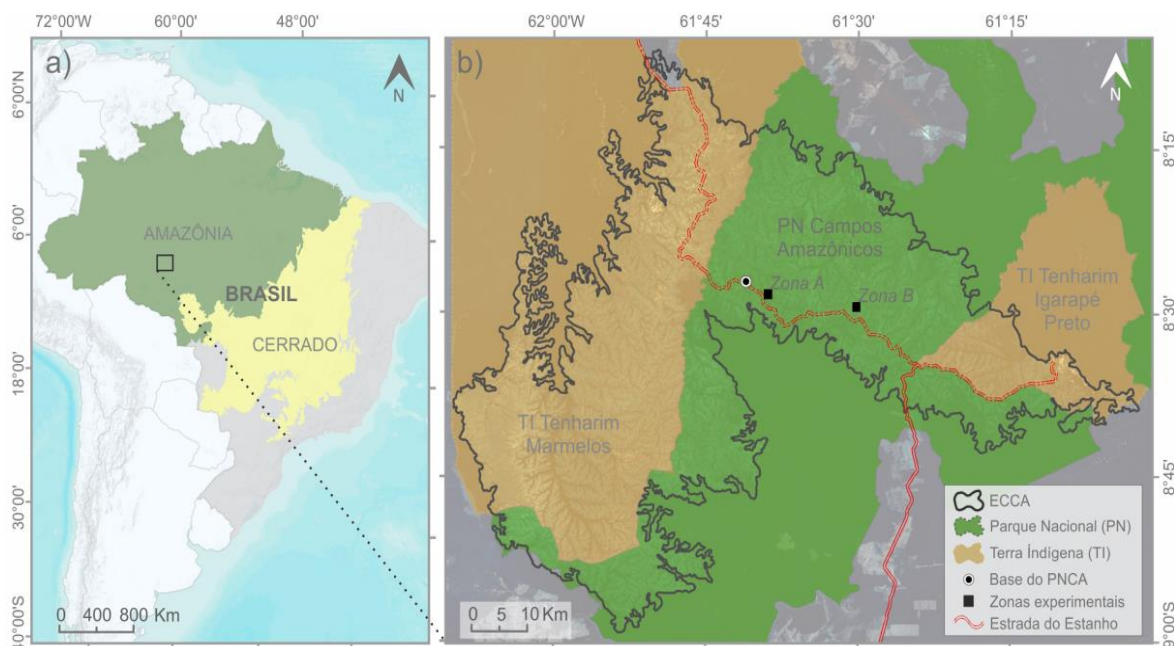


Figura 3. a) Localização da área de estudo na Amazônia Meridional; b) Localização das Zonas experimentais A e B em meio a áreas do PNCA. Fonte: adaptado de Alves et al. (2022, p. 3).

O enclave, tal como o termo sugere, corresponde a uma área de predomínio de fitofisionomias vegetais de Cerrado em meio a uma grande área de predomínio de vegetação amazônica (RATTER; BRIDGEWATER; RIBEIRO, 2003). As características climáticas são marcadas por duas estações: chuvosa (novembro a março) e seca (maio a setembro), sendo que os meses de abril e outubro correspondem a meses de transição entre essas duas temporadas (MARENGO et al., 2001). A precipitação do Parque tem uma média anual de 2200 mm, sendo que 85% da chuva anual cai no período de chuvas e 15% cai no período seco, e as temperaturas anuais oscilam entre 24°C e 28°C (MARENGO et al., 2001). Em termos gerais, a topografia nas áreas abertas é composta por declividades baixas com dominância de solos distróficos, mais precisamente neossolos marcados pela presença de plintita no horizonte B (ICMBIO, 2016).

Prévios estudos no ECCA comprovam forte presença do fogo na dinâmica da paisagem local, onde mais de 1 milhão de hectares queimados foram registrados nas últimas duas décadas,

concentrados principalmente no meio da estação seca (ALVES; PÉREZ-CABELLO, 2017). Nesse contexto, entender e gerar informações sobre a relação entre o fogo e formações vegetais é um dos objetivos prioritários estabelecidos pelo Plano de Manejo do PNCA (ICMBIO, 2016). Desde 2011 a UC conta com uma Brigada de Incêndios para o período de seca de cada ano, que inicialmente concentrou suas ações no combate a incêndios e realização de aceiros e rondas. Mais recentemente, desde ano de 2016, o PNCA implementou ações de MIF na unidade, que tem no uso das queimas prescritas no início do período de seca (maio e junho) uma das principais ferramentas práticas com o objetivo de fragmentar o material combustível e evitar grandes incêndios que ocorrem historicamente no ECCA nos meses centrais e finais de seca (ICMBIO, 2022).

A Zona experimental A apresenta predomínio de fisionomia de campo sujo, enquanto a Zona experimental B apresenta variações de fisionomia de campo limpo e campo sujo, existindo nesta área espécies arbóreas vinculadas a pequenos fragmentos agrupados, conhecidos como murundus (Figura 4).

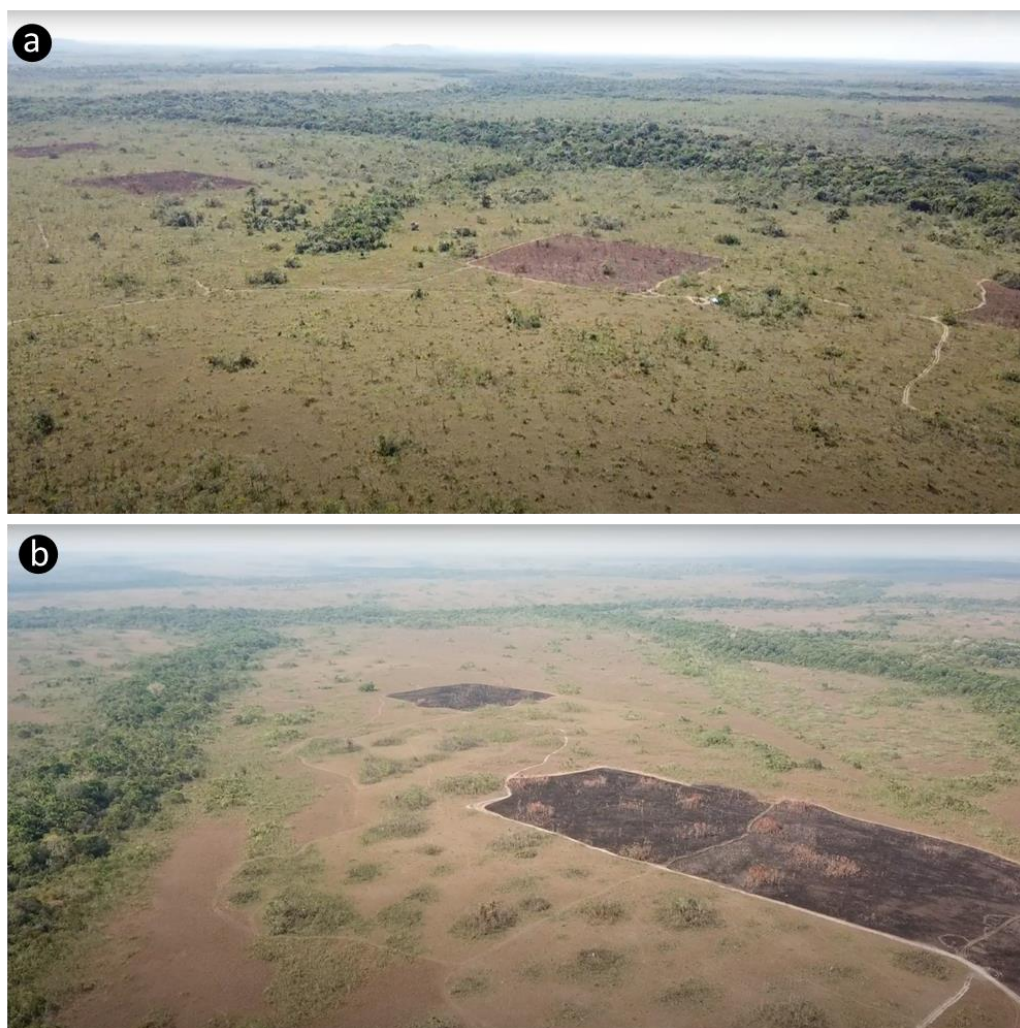


Figura 4. Visão panorâmica das Zonas experimentais A (a) e B (b), nos meses de maio e agosto de 2019, respectivamente. Fonte: organizado pelo autor; D. B. Alves (2019).

Diferentemente da Zona A, a Zona B se mantém alagada durante grande parte do período chuvoso (**Figura 5**), configurando-se em termos de classificação de sazonalidade climática como uma savana hiperestacional (SARMIENTO, 1984) — sujeita a estresses de seca e de chuva. Já a Zona A é considerada uma fisionomia de savana estacional, de acordo com os critérios do mesmo autor. Os arbustos e árvores, compostos por espécies típicas de Cerrado (por exemplo *Bonyunia antoniifolia* Progel., *Vochysia haenkeana* Mart., *Guatteria maypurensis* Kunth e *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart.) ocorrem de uma maneira mais dispersa na Zona A em comparação a Zona B, onde se encontram de forma mais agrupada dentro dos murundus.

As localizações das Zonas experimentais foram selecionadas de acordo com o seguintes critérios: (i) estão compostas por fisionomias representativas em relação às áreas de vegetação aberta do ECCA; ii) sem a presença de espécies invasoras em sua composição florística; iii) estão excluídas do fogo há pelo menos 10 anos; iv) dispõem de uma continuidade espacial com a mesma fisionomia vegetal para acomodar um número suficiente de réplicas; v) estão localizadas próximas à base operacional do PNCA, já que se trata de uma área protegida de difícil acesso (ALVES et al., 2022).



Figura 5. Detalhe de um setor da Zona experimental B, com o solo encharcado ao final de janeiro de 2019. Fonte: autor (2019).

4.2 Desenho experimental

O desenho experimental está vinculado a um estudo mais amplo, denominado *Campos Amazônicos Fire Experiment* (ALVES et al., 2022), no qual se busca avaliar a relação de dados de satélite com a dinâmica de acúmulo de material combustível e com as respostas do fogo de distintas épocas do ano nos diferentes estratos da vegetação, liderado por pesquisadores da UNESP/Rio Claro, em parceria com a UNIR e com a equipe de gestão do PNCA, do ICMBio.

Cada zona experimental dispõe de 15 parcelas permanentes de 1 hectare cada (100x100 m), totalizando 30 parcelas nas duas zonas (**Figura 6**), sendo que dentro de cada uma delas foi estabelecida uma subparcela de 40x40 metros para a avaliação dos efeitos do fogo nos distintos estratos da vegetação. As parcelas têm uma distância mínima de 20 metros entre elas e a distribuição dos tratamentos aplicados foi definida de forma aleatória. Na totalidade da subparcela de 40x40 metros, foram amostradas todas as árvores, enquanto em duas parcelas de 5x5 metros foram amostrados os arbustos e sub-arbustos — amostragens estas que foram analisadas no contexto de outros estudos liderados pelo Dr. Antônio Laffayette Pires da Silveira (UNIR).

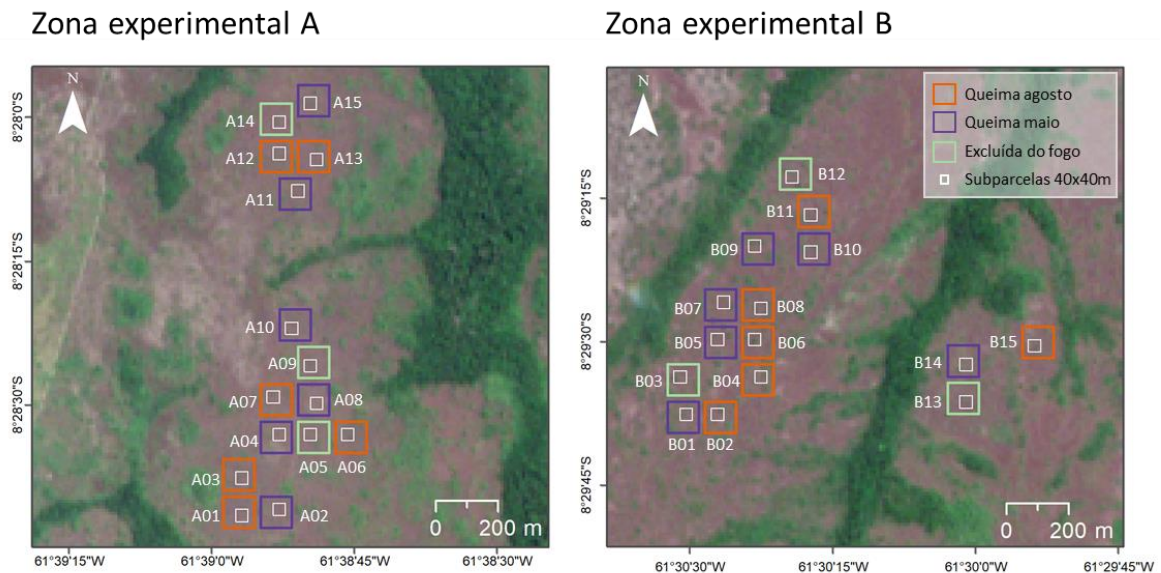


Figura 6. Distribuição das parcelas e subparcelas nas Zonas experimentais A e B, com a identificação dos tratamentos aplicados. Fonte: adaptado de Alves et al. (2022, p. 4).

O presente estudo foca na avaliação do estrato herbáceo, que conta com a amostragem de 8 plots permanentes de 1x1 m cada, distribuídos aleatoriamente dentro de cada subparcela de 40x40 m (**Figura 7**), totalizando 120 plots em cada Zona. A distribuição dos plots respeita uma distância mínima de 3 metros entre eles, que são posicionados excluindo áreas sombreadas

por árvores ou com a presença de arbustos, focando o levantamento do estrato herbáceo nas espécies de gramíneas e ervas. Foram avaliadas as seguintes variáveis por plot: (i) número de espécies; (ii) porcentagem de cobertura de cada espécie; (iii) porcentagem de cobertura vegetal em relação ao solo exposto.

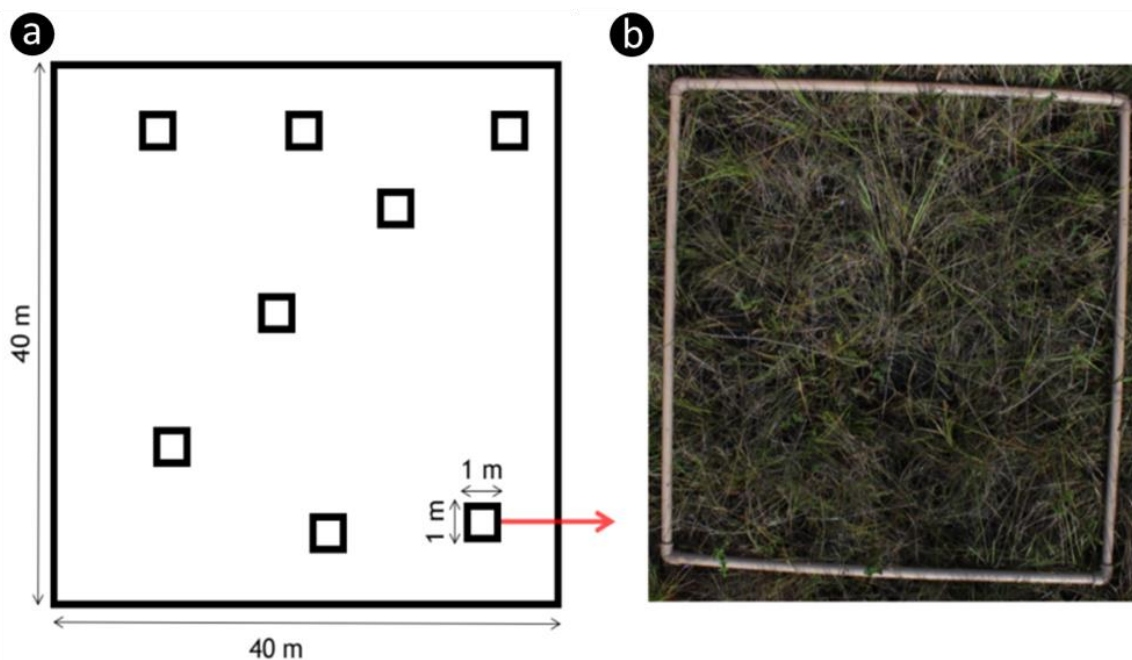


Figura 7. a) Exemplo da distribuição de 8 plots de levantamento do estrato herbáceo dentro de uma subparcela de 40x40 m; b) Foto vertical de fevereiro de 2019 de um dos plots de 1x1 m levantados. Fonte: organizado pelo autor.

Em cada zona experimental, as parcelas foram tratadas da seguinte maneira: seis foram queimadas no início da seca (mês de maio de 2019); seis foram queimadas no meio da estação seca (mês de agosto de 2019); e três foram excluídas de fogo (**Figura 6**). Nessa subdivisão de tratamentos, as queimas das parcelas em maio simularam queimas prescritas habituais (realizadas pela gestão da UC nos meses de início da seca), enquanto as queimas das parcelas em agosto buscaram simular um fogo no período do ano em que historicamente se concentram os grandes incêndios ocorridos na área. Cada queima se constituiu como um evento individual, para evitar o estabelecimento de pseudorréplicas das amostragens, e foi realizada durante uma das duas campanhas: entre 19 e 25 de maio de 2019 ou entre 22 e 26 de agosto de 2019. Os experimentos foram realizados em uma franja horária similar (entre 11h e 16h), e queimaram predominantemente a favor do vento. Todas as queimas foram conduzidas pela Brigada de Incêndios do PNCA, para garantir a segurança dos experimentos (ALVES et al., 2022).

4.3 Coleta de dados

Os levantamentos dos estratos herbáceos foram realizados em duas campanhas. A primeira foi feita no mês de fevereiro de 2019, antes dos tratamentos de fogo. Nessa campanha, o presente autor atuou ainda como estagiário do Herbário Rondoniense João Geraldo Kuhlmann (RON), vinculado ao Departamento de Biologia da UNIR. Já a segunda campanha ocorreu em abril de 2021, dois ciclos chuvosos após os tratamentos de fogo aplicados no ano de 2019. Inicialmente, o segundo levantamento estava previsto para o início do ano de 2020, um ciclo chuvoso após a realização dos tratamentos, mas, devido às intercorrências causadas pela COVID-19, acabou sendo realizado no ano seguinte.

As espécies encontradas nos plots foram inicialmente nomeadas em morfotipos, para posteriormente serem identificadas, tombadas e armazenadas no RON, com base no apoio de contato de uma rede de especialistas. Grande parte dos morfotipos foi fotografada e coletada em campo, e o material fotográfico foi realizado de forma detalhada (incluindo fotos da folha, flor, fruto e hábito) e em alta resolução, utilizando câmera fotográfica Canon T5i equipada com lente Canon EF-S 18-135mm. O enriquecimento desse material fotográfico realizou-se por meio de novas idas a campo ao PNCA, mais precisamente nos meses de maio e agosto de 2022, visando ampliar o número de registros de morfotipos fotografados em período fértil.

As coletas foram realizadas por meio de caminhamentos (FILGUEIRAS et al., 1994), nos quais toda a extensão ao redor das parcelas foi percorrida e os espécimes que se encontravam em estágio reprodutivo foram coletados e prensados. Em laboratório, esse material foi seco em uma estufa de ar quente a 60°C entre 2 e 3 dias, e foi retirado para posteriormente ser tombado e armazenado na coleção do Herbário RON.

4.4 Análise dos dados

O conjunto de dados derivados dos levantamentos de campo realizados nos anos de 2019 e 2021 foi inicialmente planilhado e preparado para importação no software *R* 4.1.2. A preparação incluiu a atualização da nomenclatura dos morfotipos de acordo com os avanços que foram sendo obtidos na identificação de espécies, além da inclusão de uma nova coluna reescalando a variável de “porcentagem de cobertura de cada espécie” de cada plot, para que, somado à estimativa de quantidade de solo exposto por parcela, se obtivesse um total de 100%, gerando um dado de abundância relativa para cada espécie. Em ambiente *R*, fez-se uso do *package* “Vegan” (OKSANEN et al., 2011) para o processamento e análises de variáveis ecológicas dos dados obtidos nos levantamentos. Esse *package*, que leva o nome abreviado do

termo “*vegetation analysis*”, permite derivar métricas ecológicas para caracterização e análise de riqueza e abundância de espécies.

Primeiramente, a análise dos resultados se concentrou na caracterização da flora herbácea de cada zona experimental, realizada combinando o conjunto de dados dos levantamentos de 2019 e 2021, independentemente dos tratamentos aplicados. A partir da sistematização dos levantamentos, foi derivada a abundância de cada morfotipo por zona experimental, identificando através do Diagrama de Venn as espécies comuns e exclusivas de cada área. Para descrever com mais detalhes a comparação das áreas, foram geradas curvas de acúmulo de espécies de cada zona experimental, e extraídos dados de riqueza (número de morfotipos encontrados), diversidade de Shannon (H') [1] (SHANNON, 1948) e equidade de Pielou (J') [2] (PIELOU, 1966),

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad [1]$$

$$J' = \frac{H'}{\ln(S)} \quad [2]$$

onde S é igual ao número de espécies e p_i é abundância relativa de cada espécie. Além desses índices, também faz-se uso do índice de Jaccard (J) (JACCARD, 1912; TANIMOTO, 1958),

$$J = \frac{C}{A + B + C} \quad [3]$$

no qual A é igual ao número de espécies exclusivas de determinada área amostrada, B é o número de espécies exclusivas de uma segunda amostragem a ser comparada, e C é número de espécies comum em ambas as amostragens.

O índice de Shannon é um indicador bastante utilizado em estudos ecológicos para a comparação da diversidade, já que considera riqueza e equabilidade da distribuição de espécies, variando geralmente entre 1,5 e 3,5 (raramente acima de 5), sendo que, quanto maior o valor, maior é a diversidade estimada. Já o índice de Pielou avalia como é a uniformidade de distribuição entre as espécies, variando de 0 (nenhuma uniformidade) a 1 (distribuição equalitária de todas as espécies). Por fim, o índice de Jaccard é utilizado para comparar a semelhança entre duas amostragens, variando de 0 (nenhuma similaridade) a 1 (similaridade total).

Em um segundo momento, os dados de cada levantamento foram agrupados por tratamento (excluídas do fogo, queimadas no início da seca e queimadas no meio da seca) e por zona experimental (Zona A e Zona B). Igualmente à etapa anterior, foram extraídos dados ecológicos (riqueza, diversidade de Shannon e equidade de Pielou), comparando cada tratamento aplicado, assim como a variação de abundância relativa de cada espécie encontrada. Por meio de uma Análise de Variâncias (ANOVA) *Two-Way*, foi verificado se há diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) entre a variação da riqueza de espécies observada (diferença do número de espécies encontrado em 2021 — depois dos tratamentos de fogo — e em 2019 — antes dos tratamentos de fogo), considerando como variáveis categóricas o tipo de tratamento de fogo e a zona experimental (diferença entre o número de espécies de 2021 e 2019 ~ grupos de tratamento de fogo \times grupos de zona experimental). Para checar entre quais grupos se verificam as diferenças estatísticas encontradas no teste ANOVA, fez-se uso do teste *post-hoc* de Tukey ($p < 0,05$). Previamente à aplicação desses testes, comprovou-se que os dados cumpriam os requisitos de normalidade e homocedasticidade por meio dos testes de Kolmogorov-Smirnov ($p > 0,05$) e de Levene ($p > 0,05$), respectivamente.

O mesmo teste de ANOVA foi aplicado para avaliar a regeneração vegetal após os tratamentos aplicados, com base nos dados de porcentagem de cobertura vegetal em relação ao solo exposto (diferença da porcentagem do solo exposto em 2021 e 2019). Mais precisamente, testou-se se, após dois ciclos chuvosos, há diferenças na porcentagem de cobertura vegetal em relação ao solo exposto entre as parcelas queimadas em início e meio de seca e não queimadas, nas duas zonas experimentais investigadas.

Por fim, as coletas e os materiais fotográficos de cada morfotipo identificado foram organizados para qualificar o conhecimento sobre a flora herbácea local. Ressalta-se que esse material já contava com avanços parciais desenvolvidos pela equipe do Herbário RON, advindas das campanhas realizadas pela equipe nos Campos Amazônicos desde 2018. Com base na catalogação e na descrição de cada identificação de morfotipos realizada, foi gerada uma versão inicial de um guia de espécies de herbáceas do ECCA, contando tanto com o material fotográfico detalhado que foi desenvolvido, como com informações de hábito, distribuição e características morfológicas de espécies obtidas nas plataformas/herbários virtuais do Re flora (REFLORA, 2022) e do SpeciesLink (SPECIESLINK, 2022).

5 RESULTADOS

5.1 Relações entre a riqueza e a abundância de espécies

5.1.1 Como é a composição da flora herbácea nas áreas estudadas?

Os dados sintetizados dos levantamentos de 2019 e 2021 resultaram na determinação de 52 morfotipos, dos quais 19 (36,5%) tiveram identificação alcançada até o nível de espécie, 20 (38,5%) até o nível de gênero e 13 (25%) até o nível de família; outros três (5,8%) morfotipos seguem indeterminados (**Tabela 1**). Um maior detalhamento das identificações de cada um dos morfotipos listados pode ser verificado na seção 5.2.

Tabela 1. Lista de morfotipos subdivididos em nível de Família, Gênero e Espécie (* = Espécie de família indeterminada).

N	Família	Gênero	Espécie	Morfotipo	Nº Coletor
1	Bromeliaceae	Dyckia	<i>Dyckia leptostachya</i> Baker	Dyckia leptostachya	—
2	Cyperaceae	Bulbostylis	<i>Bulbostylis lanata</i> (Kunth) Lindm.	Bulbostylis lanata	Laurentino, J.S. 107
3	Cyperaceae	Rhynchospora	<i>Rhynchospora filiformis</i> Vahl	Rhynchospora filiformis	Laurentino, J.S. 68
4	Cyperaceae	Rhynchospora	<i>Rhynchospora barbata</i> (Vahl) Kunth	Rhynchospora barbata	Laurentino, J.S. 48
5	Cyperaceae	Rhynchospora	—	Rhynchospora sp2	Laurentino, J.S. 49
6	Cyperaceae	Rhynchospora	—	Rhynchospora sp3	Laurentino, J.S. 60
7	Cyperaceae	Scleria	<i>Scleria cyperina</i> (Kunth)	Scleria cyperina	Laurentino, J.S. 117
8	Cyperaceae	—	—	Cyperaceae sp1	Laurentino, J.S. 56
9	Cyperaceae	—	—	Cyperaceae sp2	Laurentino, J.S. 105
10	Cyperaceae	—	—	Cyperaceae sp3	Laurentino, J.S. 103
11	Cyperaceae	—	—	Cyperaceae sp4	—
12	Droseraceae	Drosera	<i>Drosera cayennensis</i> Sagot ex Diels	Drosera cayennensis	Laurentino, J.S. 47
13	Eriocaulaceae	Comanthera	—	Comanthera sp1	Laurentino, J.S. 95
14	Eriocaulaceae	Paepalanthus	<i>Paepalanthus chiquitensis</i> Herzog	Paepalanthus chiquitensis	—
15	Eriocaulaceae	Syngonanthus	<i>Syngonanthus densiflorus</i> (Körn.) Ruhland	Syngonanthus densiflorus	Laurentino, J.S. 54
16	Eriocaulaceae	Syngonanthus	<i>Syngonanthus nitens</i> Ruhland	Syngonanthus nitens	Laurentino, J.S. 71
17	Eriocaulaceae	Syngonanthus	<i>Syngonanthus tenuis</i> (Kunth) Ruhland	Syngonanthus tenuis	Laurentino, J.S. 53
18	Eriocaulaceae	Syngonanthus	—	Syngonanthus sp1	Laurentino, J.S. 72
19	Eriocaulaceae	Syngonanthus	—	Syngonanthus sp2	Laurentino, J.S. 87
20	Eriocaulaceae	Syngonanthus	—	Syngonanthus sp3	Laurentino, J.S. 81
21	Eriocaulaceae	Syngonanthus	—	Syngonanthus sp4	Laurentino, J.S. 83
22	Lentibulariaceae	Genlisea	—	Genlisea sp1	—
23	Lentibulariaceae	Utricularia	<i>Utricularia simulans</i> Pilg.	Utricularia simulans	Laurentino, J.S. 88
24	Lentibulariaceae	Utricularia	—	Utricularia sp1	Gonçalves, K.S. 276
25	Lentibulariaceae	Utricularia	—	Utricularia sp2	—
26	Loganiaceae	Spigelia	—	Spigelia sp1	Laurentino, J.S. 75
27	Lythraceae	Cuphea	<i>Cuphea xanthopetala</i> S.A.Graham & T.B.Cavalc.	Cuphea xanthopetala	Vieira, M.G. 148
28	Orchidaceae	Epistephium	<i>Epistephium sclerophyllum</i> Lindl.	Epistephium sclerophyllum	Laurentino, J.S. 78
29	Poaceae	Raddiella	<i>Raddiella esenbeckii</i> (Steud.)	Raddiella esenbeckii	Laurentino, J.S. 67
30	Poaceae	Trichanthecium	<i>Trichanthecium nervosum</i> (Lam.) Zuloaga & Morrone	Trichanthecium nervosum	Laurentino, J.S. 66
31	Poaceae	—	—	Poaceae sp1	Laurentino, J.S. 82
32	Poaceae	—	—	Poaceae sp2	Laurentino, J.S. 51
33	Poaceae	—	—	Poaceae sp3	Laurentino, J.S. 114
34	Poaceae	—	—	Poaceae sp4	—
35	Poaceae	—	—	Poaceae sp5	Laurentino, J.S. 62
36	Poaceae	—	—	Poaceae sp6	Laurentino, J.S. 63
37	Poaceae	—	—	Poaceae sp8	Laurentino, J.S. 64
38	Poaceae	—	—	Poaceae sp9	Laurentino, J.S. 125
39	Poaceae	—	—	Poaceae sp10	Laurentino, J.S. 55
40	Polygalaceae	Polygala	<i>Polygala adenophora</i> DC.	Polygala adenophora	Laurentino, J.S. 76
41	Polygalaceae	Polygala	<i>Polygala timoutou</i> Aubl.	Polygala timoutou	—
42	Rubiaceae	Perama	<i>Perama galioides</i> (Kunth) Poir.	Perama galioides	Laurentino, J.S. 85
43	Selaginellaceae	Selaginella	—	Selaginella sp1	Gonçalves, K.S. 256
44	Xyridaceae	Abolboda	<i>Abolboda cf. macrostachya</i> Spruce ex Malme	Abolboda macrostachya	Gonçalves, K.S. 264
45	Xyridaceae	Xyris	—	Xyris sp1	Laurentino, J.S. 90
46	Xyridaceae	Xyris	—	Xyris sp2	Laurentino, J.S. 74
47	Xyridaceae	Xyris	—	Xyris sp3	Laurentino, J.S. 91

48	Xyridaceae	Xyris	—	Xyris sp4	Laurentino, J.S. 106
49	Xyridaceae	Xyris	—	Xyris sp5	Laurentino, J.S. 112
50	INDET*	—	—	Indeterminado 01	Laurentino, J.S. 102
51	INDET*	—	—	Indeterminado 02	—
52	INDET*	—	—	Indeterminado 03	Laurentino, J.S. 77

Os morfotipos estão identificados em 13 famílias diferentes, sendo que as que mais se destacam são Poaceae (21,2%), Cyperaceae (19,2%), Eriocaulaceae (17,3%) e Xyridaceae (11,5%), que juntas representam 69,2% da composição florística (**Figura 8**). Outras famílias, tais como Lentibulariaceae e Polygalaceae, também se destacam, com quatro e dois morfotipos identificados, respectivamente.

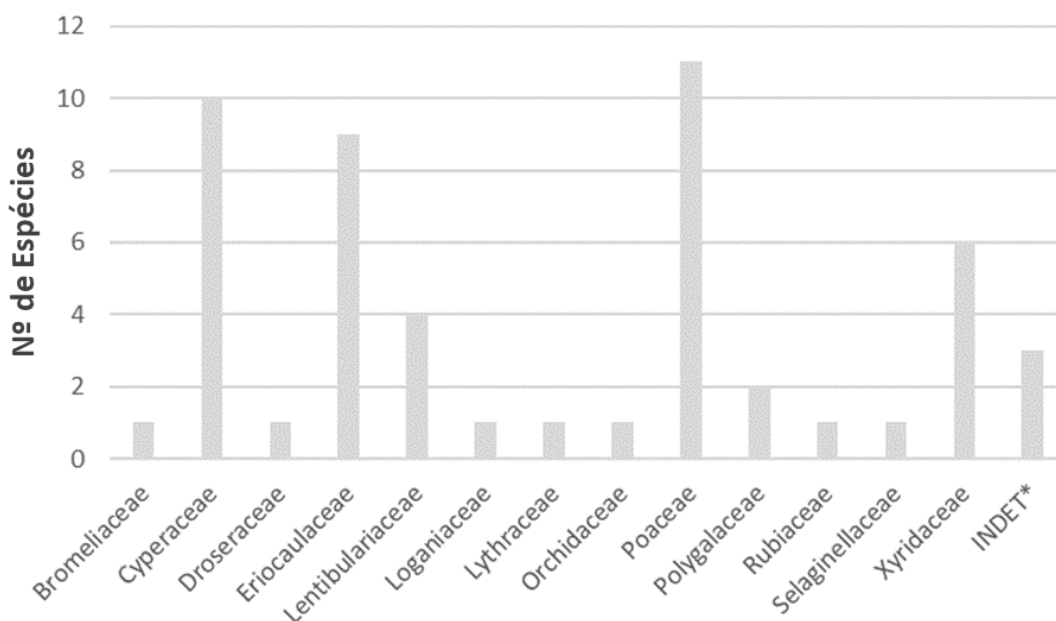


Figura 8. Número de morfotipos agrupados por famílias no conjunto de levantamentos realizados (n = 52); *: Espécies de família indeterminada. Fonte: organizado pelo autor.

Em termos de composição e abundância de espécies em cada zona experimental, é possível observar um alto grau de similaridade entre a dominância de espécies da Zona experimental A e da B (**Figura 9**). Entre as dez espécies mais abundantes de cada zona experimental, há uma similaridade de 70% de espécies, sendo o morfotipo *Rynchospora* sp3 o mais dominante em ambos. Há destaque ainda para a dominância das espécies *Trichantheicum nervosum* (2ª na Zona A e 3ª na Zona B) e *Scleria cyperina* (3ª na Zona A e 4ª na Zona B).

Entre as diferenças observadas, destaca-se ainda que a dominância do morfotipo *Rynchospora* sp3 é maior na Zona A, ocupando em média 33,5% da sua composição, em comparação com a Zona B, onde ocupa valores médios 15,5% inferiores. Em termos específicos, 80,8% dos morfotipos foram identificados nas duas zonas experimentais, correspondendo a um índice de Jaccard de 0,81, que revela alta similaridade da composição do estrato herbáceo das duas áreas.

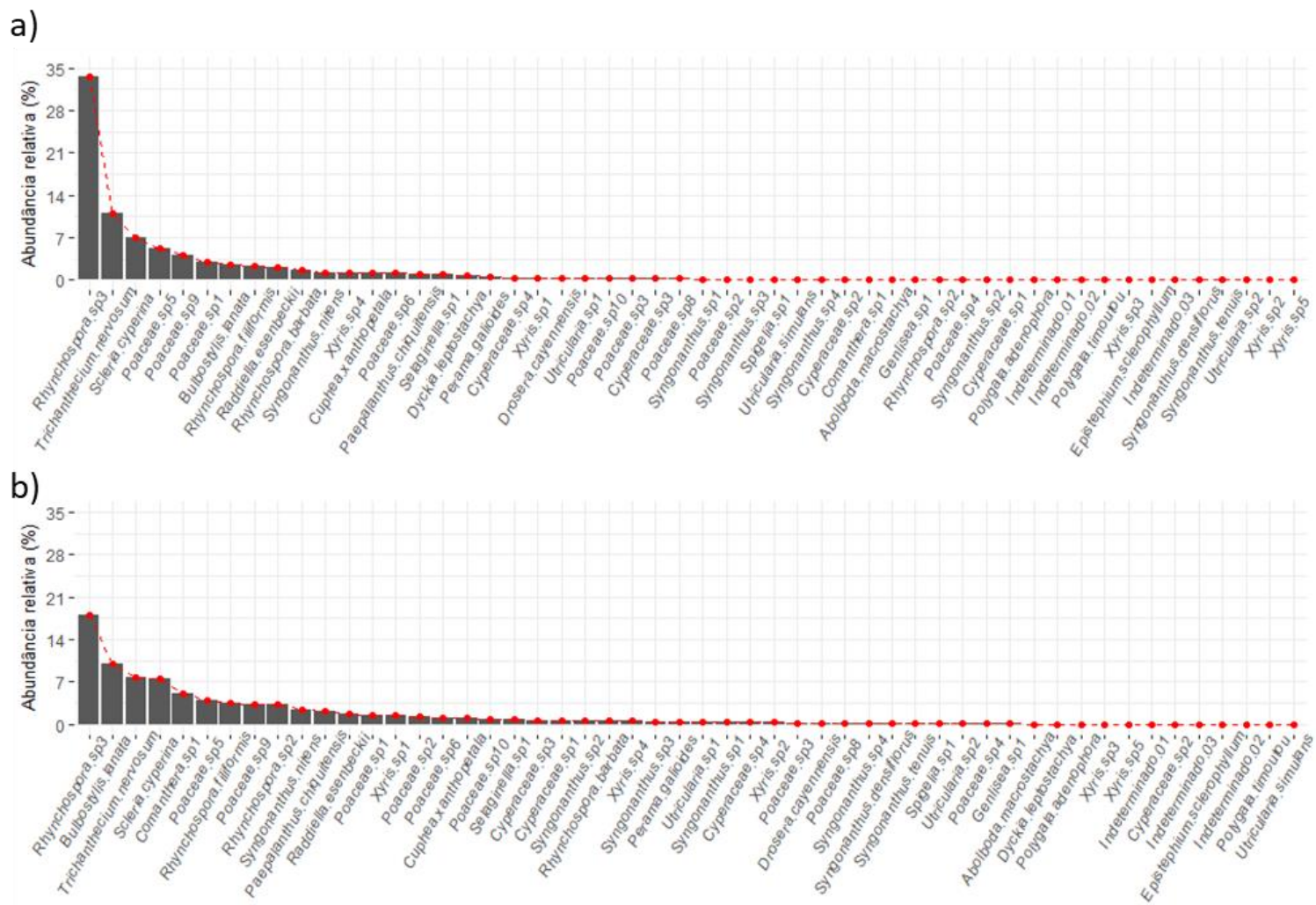


Figura 9. Abundância de cada morfotipo nas Zonas experimentais A (a) e B (b), com base nos dados dos levantamentos de 2019 e 2021. Fonte: organizado pelo autor.

A maior riqueza da Zona B (quatro morfotipos identificados a mais) é acompanhada de uma distribuição mais equitativa entre as espécies, refletindo em valores superiores dos índices Pielou (0,73) e de diversidade de Shannon (2,84) em comparação à Zona A (0,60 e 2,28, respectivamente) (**Figura 10**). *Polygala timoutou*, *Utricularia simulans* e um morfotipo com identificação ainda não solucionada (Indeterminado 02) foram os exclusivamente encontrados na Zona experimental A, enquanto *Epistephium sclerophyllum*, *Syngonanthus densiflorus*, *Syngonanthus tenuis*, *Utricularia* sp2, *Xyris* sp2, *Xyris* sp5 e um morfotipo também com identificação ainda indeterminada (Indeterminado 03) foram os exclusivamente encontrados na Zona experimental B.

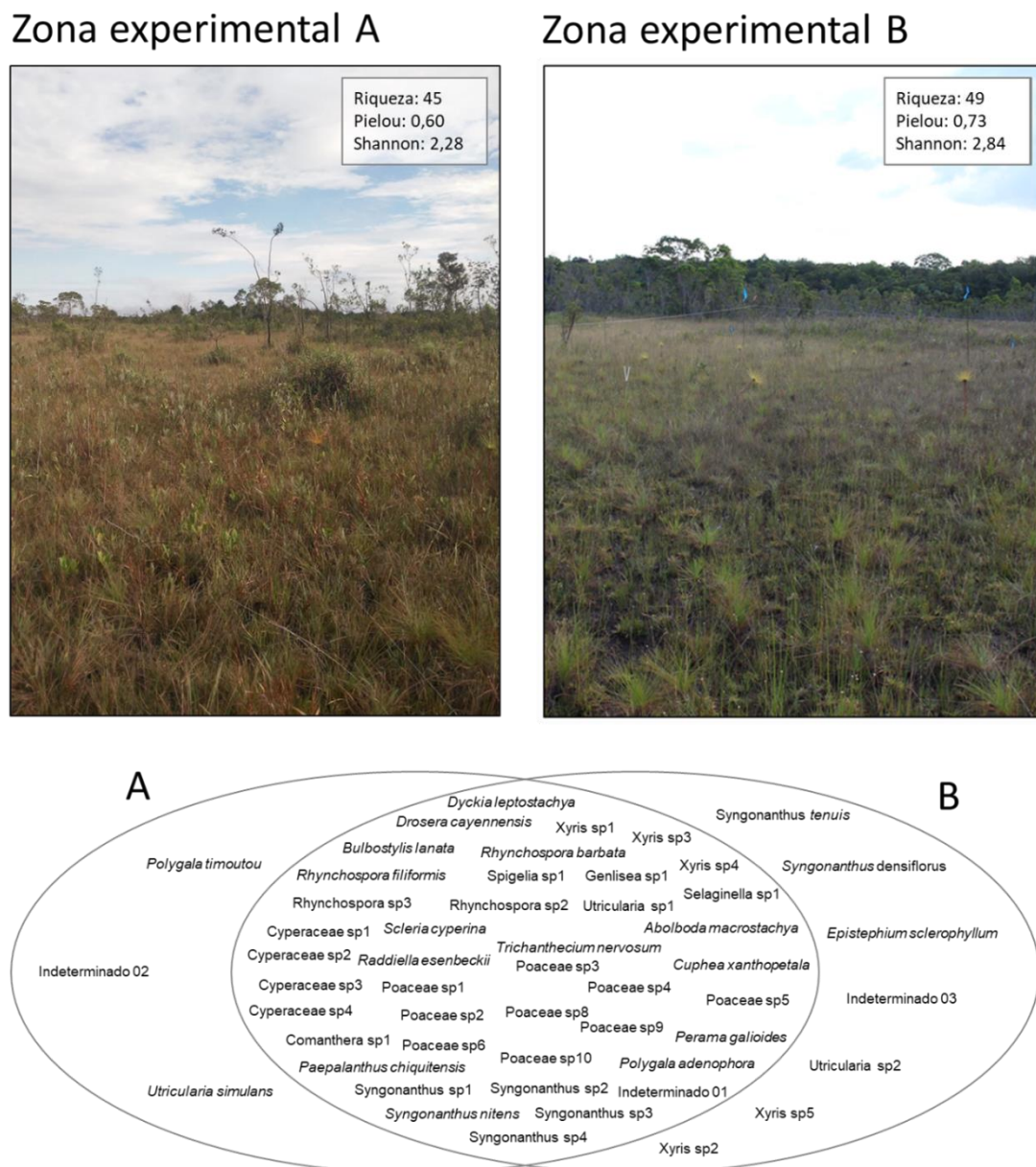


Figura 10. Semelhanças e diferenças na composição do estrato herbáceo das Zonas experimentais A e B. Acima, apresenta-se uma fotografia representativa de cada uma das áreas estudadas; abaixo apresenta-se um Diagrama de Venn, onde é possível verificar os morfotipos comuns e exclusivos identificados. Fonte: fotos do autor (2019).

A diferença no número de espécies na composição das zonas experimentais também é verificada através da curva de acúmulo de espécies (**Figura 11**). Apesar de a forma da curva demonstrar que, em ambas as zonas, a maior estabilidade da relação entre o esforço amostral e a riqueza observada se inicia a partir de aproximadamente 20 m² amostrados, observa-se que na Zona B é maior a probabilidade de identificar um maior número de espécies com um menor esforço amostral (**Figura 11a**). Quando avaliadas as Zonas A e B conjuntamente (**Figura 11b**), a maior estabilidade da curva de acúmulo se inicia a partir de aproximadamente 40 m² amostrados.

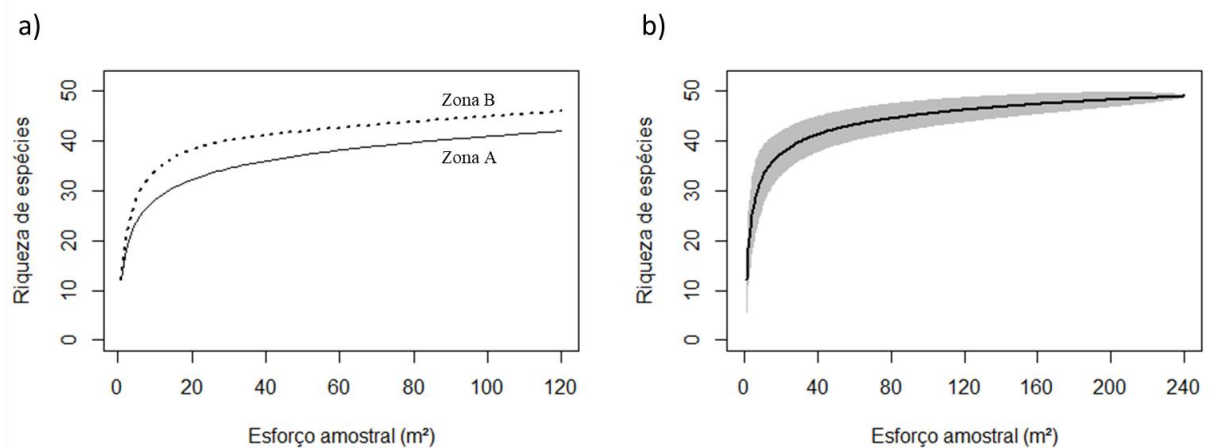


Figura 11. Curvas de acúmulo de espécies com base nos dados do levantamento de 2021 ($n = 120$, por zona amostral), para as Zonas experimentais A e B (a) e para o conjunto de dados combinados das duas áreas (b). Fonte: organizado pelo autor.

5.1.2 Como os tratamentos de fogo afetaram a riqueza e a abundância de espécies?

A comparação dos levantamentos realizados demonstra como os tratamentos de fogo aplicados influenciaram na riqueza de espécies nas duas zonas experimentais (**Figura 12**). Tanto na Zona A (**Figura 12a**) como na Zona B (**Figura 12b**), os valores de riqueza se alteram após a passagem do fogo em comparação com as áreas dele excluídas, com magnitudes de variação similares nas queimas de início e meio seca. A avaliação combinada dos dados das duas áreas de estudo (**Figura 12c**) demonstra que, enquanto o número médio de espécies se manteve estável entre $22,8 \pm 4,53$ (média \pm desvio padrão) e $23,8 \pm 4,57$ nas parcelas excluídas do fogo, nas parcelas queimadas em maio e em agosto esses valores médios aumentaram (de $23,0 \pm 4,95$ para $27,8 \pm 3,80$ espécies em maio; e de $22,6 \pm 4,83$ para $27,7 \pm 3,25$ espécies em agosto).

Combinado a esse aumento de espécies, observou-se um aumento da diversidade de Shannon, que é verificado tanto ao comparar os dois levantamentos (antes e depois do fogo) nos grupos de parcelas de queimas de maio e agosto, como na comparação dos valores observados nas parcelas de controle (excluídas do fogo) em comparação às tratadas com fogo

exclusivamente no levantamento pós-fogo (**Tabela 2**). Os dados completos de cada parcela amostrada estão disponíveis no **Apêndice I** (Tabela I_a).

Na Zona A, o número médio de espécies aumentou 32,5% nas parcelas tratadas com fogo de início de seca, e 37,5% nas parcelas tratadas com fogo de meio de seca, comparando os dados dos levantamentos de 2019 e 2021, ao mesmo tempo em que nas parcelas excluídas do fogo essa variação foi de 6,9%. Esse aumento notável da riqueza nas parcelas tratadas com fogo também se viu refletido nos valores de diversidade de Shannon, que passaram de 1,71 para 2,25 no grupo de queimas de início de seca, e de 1,81 para 2,43 nas queimadas em agosto. Por outro lado, no índice de Pielou, as diferenças foram de menor magnitude, variando entre 0,68 e 0,75 entre os distintos tratamentos não queimados e queimados nos dados de 2021 em comparação com os dados de 2019.

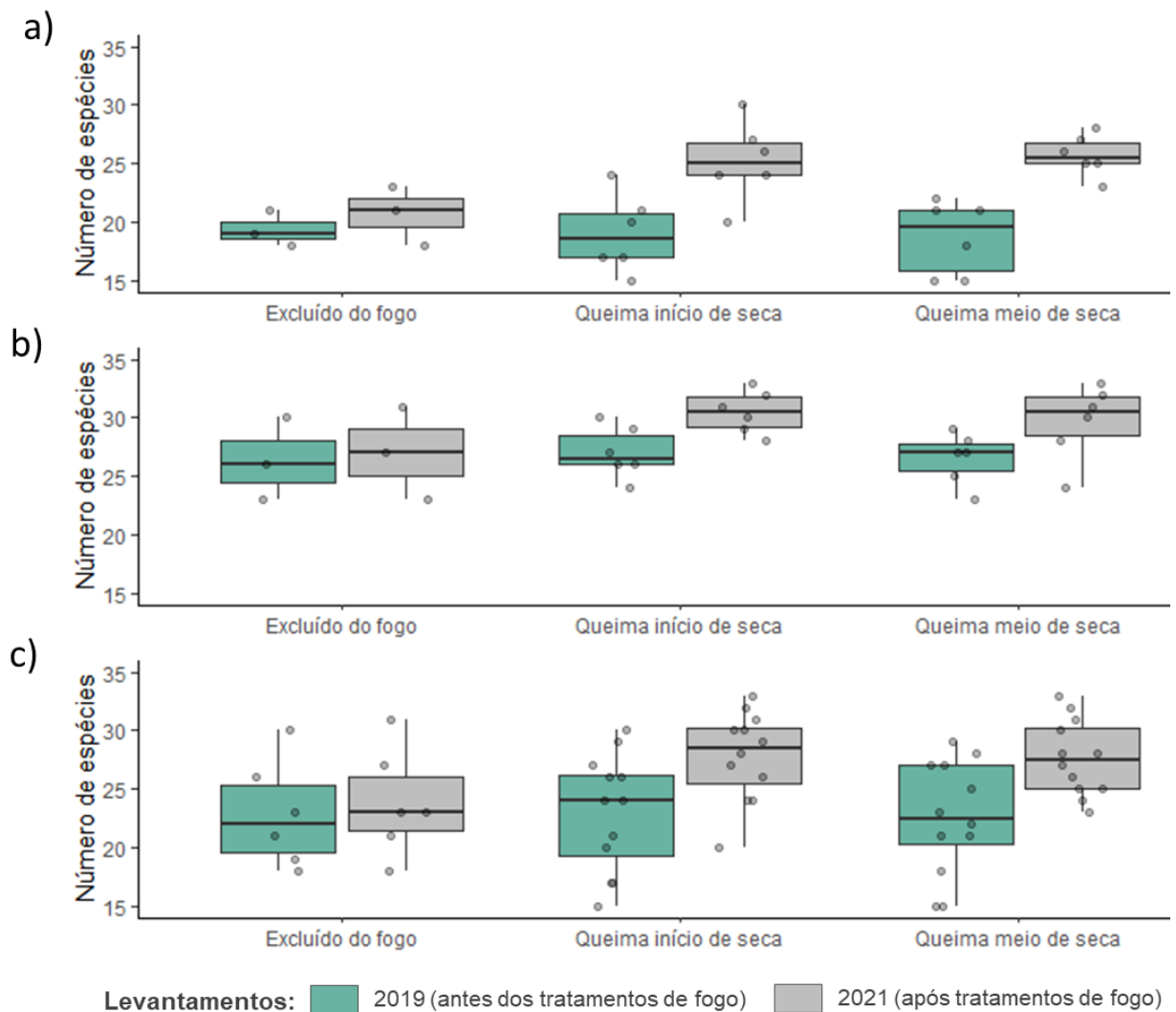


Figura 12. Comparativo da riqueza de espécies observada em cada tratamento de fogo nos dois levantamentos (2019 e 2021), considerando os dados exclusivos das Zonas A (a) e B (b), e combinando os dados das duas Zonas (c). A barra central dos boxplots apresentam a mediana de cada grupo, enquanto os pontos são os valores de riqueza de cada observação. Fonte: organizado pelo autor.

Tabela 2. Valores médios dos indicadores ecológicos derivados dos levantamentos de 2019 e 2021, agrupados por tratamento de fogo e zona experimental.

Zona	Tratamento de fogo	Levantamento 2019 (antes dos tratamentos de fogo)			Levantamento 2021 (após tratamentos de fogo)		
		Número espécies	Shannon	Pielou	Número espécies	Shannon	Pielou
Zona A	Excluído do fogo	19,33 ± 1,52	1,89	0,64	20,67 ± 2,51	2,06	0,68
	Queima início de seca	19,00 ± 3,28	1,71	0,58	25,17 ± 3,37	2,25	0,70
	Queima meio de seca	18,67 ± 3,14	1,81	0,62	25,67 ± 1,75	2,43	0,75
Zona B	Excluído do fogo	26,33 ± 3,51	2,26	0,69	27,00 ± 4,00	2,41	0,73
	Queima início de seca	27,00 ± 2,19	2,58	0,78	30,50 ± 1,87	2,75	0,81
	Queima meio de seca	26,50 ± 2,16	2,47	0,75	29,67 ± 3,26	2,70	0,80
Zonas A e B	Excluído do fogo	22,83 ± 4,53	2,07	0,66	23,83 ± 4,57	2,23	0,71
	Queima início de seca	23,00 ± 4,95	2,14	0,68	27,83 ± 3,80	2,50	0,75
	Queima meio de seca	22,58 ± 4,83	2,14	0,69	27,67 ± 3,25	2,56	0,77

Já em relação à Zona B, em que a riqueza média é em geral superior à da Zona A, a variação do número de espécies com os tratamentos de fogo também é notada, ainda que em magnitudes inferiores. As parcelas queimadas apresentaram um aumento de 13% e 11,9% do número médio de espécies tratadas com fogo de maio e de agosto, respectivamente, enquanto nas parcelas excluídas do fogo esse aumento foi de 2,6%. O índice de Pielou foi de 0,73 nas parcelas excluídas de fogo, e variou entre 0,81 e 0,80 nas parcelas tratadas com queima de início e de final de seca, respectivamente. Porém, igualmente ao observado na Zona A, a baixa variabilidade e a comparação com os valores observados na comparação entre os levantamentos de 2019 e 2021 não sugere uma forte influência dos dois tratamentos de fogo na uniformidade de distribuição de espécies dois ciclos chuvosos após o fogo. Também da mesma forma que observado na Zona A, os valores de diversidade de Shannon apresentaram tendências de aumento nas parcelas queimadas (de 2,58 para 2,75 no grupo de queimas de início de seca; e de 2,47 para 2,70 no grupo de queimas de meio de seca), ainda que nas parcelas não queimadas esses valores também tenham apresentado aumento de 6,7% (de 2,26 para 2,41).

Os resultados do teste *two-way* ANOVA demonstram a existência de diferenças estatisticamente significativas entre as variações do número de espécies (de 2019 a 2021) entre os grupos de tratamento de fogo aplicado ($F = 6,108$; $p = 0,007$) e também entre as duas zonas experimentais ($F = 9,056$; $p = 0,006$) (**Tabela 3**). Quando avaliada a interação entre os grupos de tratamento de fogo e as zonas experimentais, tais diferenças estatísticas não foram comprovadas ($F = 0,812$; $p = 0,456$). As diferenças entre os grupos de tratamento de fogo ocorrem entre as parcelas queimadas no início ou meio de seca em comparação a áreas não queimadas, mas não entre os grupos de queima de início de seca e queima em meio de seca (**Tabela 4**).

Tabela 3. Resultados do teste *two-way* ANOVA, verificando a existência de diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05 = *$) na variação do número de espécies entre os grupos de tratamento de fogo e zonas experimentais.

Grupos	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Média dos quadrados	F	p
Tratamentos de fogo	2	75,58	37,79	6,108	0,007*
Zonas experimentais	1	56,03	56,03	9,056	0,006*
Tratamentos de fogo e zonas experimentais	2	10,05	5,03	0,812	0,456
Residuais	24	148,50	6,19	—	—

Tabela 4. Resultados do teste *post-hoc* de Tukey, demonstrando entre quais grupos de tratamento de fogo se observam as diferenças estatísticas ($p < 0,05 = *$) na variação da riqueza de espécies do teste ANOVA.

Comparativo entre grupos de tratamento	Diferença das médias	Intervalo de confiança de 95%	p
Queima início de seca x Excluída do fogo	3,83	(0,727; 6,939)	0,014*
Queima meio de seca x Excluída do fogo	4,08	(0,977; 7,189)	0,008*
Queima meio de seca x Queima início de seca	0,25	(-2,286; 2,786)	0,967

Em termos de composição de espécies, a visualização dos Diagramas de Venn (**Figura 13**) auxilia na interpretação das espécies que foram identificadas como comuns ou exclusivas em cada tratamento de fogo e zona experimental. A combinação dos dados das Zonas A e B apresentou um aumento do número de espécies identificadas — de 45 para 50 — entre os levantamentos de 2019 (**Figura 13a**) e de 2021 (**Figura 13b**). Nessa variação, sete espécies novas foram amostradas (*Cyperaceae* sp2, Indeterminado 03, *Polygala timoutou*, *Spigelia* sp1, *Syngonanthus* sp4, *Utricularia simulans*, *Xyris* sp3), enquanto a espécie *Epistephium sclerophyllum* e o morfotipo Indeterminado 02 não foram encontradas no segundo levantamento.

Avaliando cada zona individualmente, também foi possível identificar um crescimento do número de espécies entre os levantamentos de 2019 (**Figura 13a**) e de 2021 (**Figura 13b**), em que a Zona A passou de 37 para 44 espécies, e a Zona B, de 42 para 46 espécies. Na Zona A, deixaram de ocorrer três espécies (*Abolboda macrostachya*, Indeterminado 02 e *Rhynchospora* sp2), e surgiram dez registros novos (*Cyperaceae* sp2, *Epistephium sclerophyllum*, Indeterminado 03, Poaceaeo sp4, *Polygala adenophora*, *Polygala timoutou*, *Spigelia* sp4, *Syngonanthus* sp4, *Utricularia simulans* e *Xyris* sp3). Enquanto isso, na Zona B, duas espécies (*Epistephium sclerophyllum* e Indeterminado 01) deixaram de ocorrer e surgiram seis espécies (*Abolboda macrostachya*, *Cyperaceae* sp2, Indeterminado 03, *Spigelia* sp1, *Syngonanthus* sp4 e *Xyris* sp3).

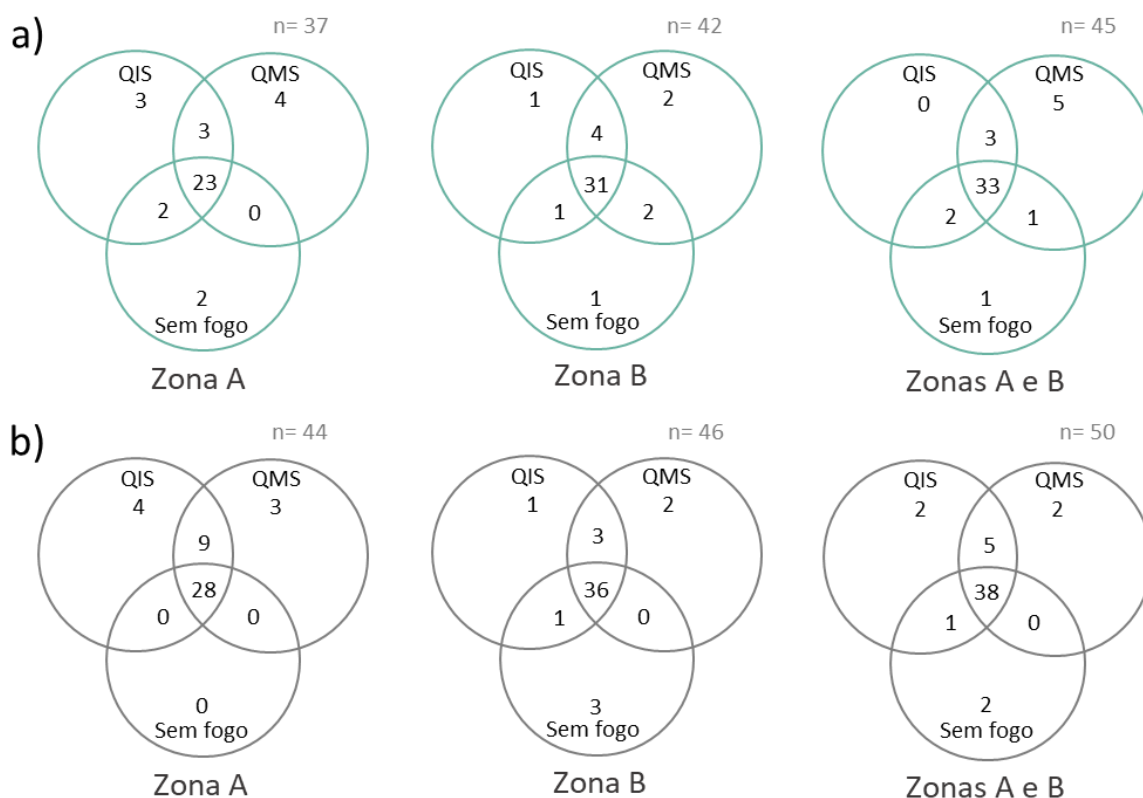


Figura 13. Diagramas de Venn indicando o número de espécies (n) comuns e exclusivas de cada tratamento de fogo (Sem fogo; QIS — queima de início de seca; e QMS — queima de meio de seca), agrupando os dados por zona experimental (Zona A; Zona B; e Zonas A e B conjuntamente) e de acordo com os levantamentos realizados: em 2019 — antes dos tratamentos de fogo (a) — e em 2021 — após os tratamentos de fogo (b). Fonte: organizado pelo autor.

A comparação dos diagramas derivados dos levantamentos de 2019 e de 2021 demonstram que o aumento do número de espécies é acompanhado por uma continuidade da concentração maior de espécies comuns entre os diferentes grupos de parcelas amostradas. Nos dados combinados das Zonas A e B de 2021, as espécies comuns a todos os tratamentos de fogo representam 76 % do total de espécies amostradas. Das sete espécies que surgiram apenas nos levantamentos de 2021: cinco apareceram exclusivamente em parcelas que passaram pelo fogo (duas delas nas parcelas queimadas no início e no meio de seca — *Cyperaceae* sp2 e *Utricularia simulans*; duas delas ocorreram apenas em parcelas queimadas no meio de seca — Indeterminado 03 e *Polygala timoutou*; e uma apenas em parcelas queimadas em início de seca — *Xyris* sp3); e duas passaram a aparecer nos três tratamentos (*Spigelia* sp1 e *Syngonanthus* sp4). As primeiras cinco citadas correspondem a possíveis espécies beneficiadas pelos tratamentos de fogo, que têm a seguinte distribuição na amostragem:

- *Cyperaceae* sp2 — passou a ocorrer em cinco parcelas tratadas com fogo de meio de seca (A01, A06, A12, A13 e B06) e em três tratadas com fogo de início de seca (A04, A11 e A15), e predominantemente em parcelas da Zona experimental A;

- *Utricularia simulans* — foi amostrada apenas nas parcelas A02 (fogo início de seca), A03 e A07 (fogo de meio de seca) do levantamento de 2021;
- *Xyris* sp3 — foi amostrada em 2021 em parcelas de tratamento de fogo início de seca, tanto na Zona A (no plot 04 da parcela A11), onde ocupava 1%, como na Zona B (plot 03 da parcela A01), onde ocupava 4% da amostra;
- Indeterminado 03 — ocorreu em apenas um plot da parcela B15 (tratada com fogo de meio de seca) no levantamento de 2021, ocupando apenas 1% da amostra;
- *Polygala timoutou* — ocorreu apenas em 2021 na parcela A03 (plot 06), onde foi aplicado tratamento de fogo meio de seca, ocupando apenas 1% da amostra.

A essas espécies se somam quatro casos específicos de espécies que ficaram restritas à amostragem das parcelas tratadas com fogo de maio ou agosto de 2021. *Polygala adenophora* ocorria no levantamento em parcelas sem fogo (B12), fogo em início de seca (B14) e fogo em meio de seca (B02), passando a ocorrer apenas nas parcelas B02 e B07 em 2021. Poaceae sp8 apareceu restrita às amostragens de parcelas queimadas tanto no levantamento de 2019 (sete parcelas do grupo de início de seca e seis parcelas do grupo de meio de seca), como em 2021 (seis parcelas queimadas no início de seca e cinco parcelas queimadas no meio de seca), bem distribuídas entre as zonas A e B. *Dyckia leptostachya*, nos levantamentos de 2019 e 2021, aparece na amostragem de tratamento de fogo em meio de seca, ambas da Zona A, aparecendo adicionalmente em 2021 em uma parcela tratada com fogo de início de seca da Zona B. Por fim está o caso do morfotipo Indeterminado 01, que em 2019 esteve presente em três parcelas da amostragem de fogo em início de seca (A11, A15 e B01) e passou a ocorrer apenas em uma dessas parcelas em 2021 (A11).

Em contrapartida, em relação à identificação de possíveis espécies sensíveis à ocorrência do fogo, além das duas espécies que deixaram de aparecer entre os levantamentos (*Epistephium sclerophyllum* e Indeterminado 02), outras duas espécies passaram a ser exclusivas apenas do grupo de parcelas excluídas do fogo: *Abolboda macrostachya* e *Xyris* sp5. Todas elas ocupam porções reduzidas da amostragem, conforme detalhado abaixo:

- *Epistephium sclerophyllum* — ocorreu apenas no levantamento de 2019, em um plot da parcela A06, que foi submetido a fogo de meio de seca;
- Indeterminado 02 — ocorreu apenas no levantamento de 2019, em um plot da parcela A07, que foi submetido a fogo de início de seca;
- *Abolboda macrostachya* — foi amostrada no levantamento de 2019 em dois plots da parcela A07, ocupando aproximadamente 6% de cada plot. Após o tratamento de fogo

de início de seca realizado, ela deixou de ser registrada na parcela A07 no levantamento de 2021, passando a aparecer apenas em um plot na parcela B13 (excluída do fogo); — *Xyris* sp5 — foi amostrada em 2019 em apenas um plot da parcela B04, ocupando aproximadamente 1%. Tal parcela foi tratada com fogo de fim de seca e a espécie não voltou a ocorrer nesse setor da amostragem, mas sim passou a ocorrer na parcela B12 (excluída do fogo).

Há ainda alguns casos singulares, como o da espécie *Syngonanthus densiflorus*, amostrada apenas em áreas excluídas do fogo ou que passaram por queimas de início de seca da Zona B, nos dois levantamentos realizados; e da espécie Poaceae sp4, que aparece nos diagramas como exclusiva do controle (excluída do fogo) da Zona B nos levantamentos de 2019 e 2021, mas que foi registrada na Zona A em parcelas queimadas em início e meio de seca (parcelas A02 e A03, respectivamente) no levantamento de 2021.

Para além da composição florística, os dados sugerem que os tratamentos de fogo influenciaram na variação da abundância relativa de cada espécie, observada nos dados agrupados das Zonas A e B (**Figura 14**). Os mesmos dados foram contabilizados separadamente para as Zonas experimentais A e B no **Apêndice II** (Figura II_{a-b}).

Um destaque relevante é observado no comportamento da espécie mais dominante das amostragens (*Rynchospora* sp3), que, no comparativo dos tratamentos, demonstrou uma redução de sua abundância relativa nas parcelas queimadas com fogo de início ou meio de seca. Concretamente, nas parcelas queimadas em início de seca, registrou-se uma redução de 30,0% para 19,9% entre os levantamentos pré-fogo (2019) e dois ciclos chuvosos após o fogo (2021), enquanto nas parcelas queimadas em meio de seca essa variação foi de 30,6% para 18,9%. Ao mesmo tempo, nas parcelas excluídas do fogo, a espécie apresentou uma estabilidade na sua abundância relativa média (28,6% em 2019 e 30,8% em 2021). Um comportamento similar se observou em outras espécies de destaque, tais como *Trichantheicum nervosum*, mas esta apresentou reduções de sua abundância em uma magnitude inferior (de 10,1% para 6,0% nas queimas de início de seca; e de 11,7% para 8,9% nas queimas de meio de seca).

Por outra parte, algumas espécies apresentaram aumentos de sua abundância relativa após os tratamentos de fogo. No caso das espécies *Rynchospora barbata*, Poaceae sp10, Cyperaceae sp4 e *Utricularia* sp1, o aumento da abundância relativa nas parcelas queimadas observado entre os levantamentos foi acompanhado por uma estabilidade das proporções de ocupação dessas espécies nas parcelas excluídas do fogo. Nos casos da *Bulbostylis lanata*, *Paepalanthus chiquitensis*, Poaceae sp1, *Xyris* sp1 e Poaceae sp5, esse aumento da abundância

nas parcelas queimadas foi acompanhado por aumentos proporcionalmente similares ou ligeiramente menores nas parcelas excluídas do fogo. Já em relação à espécie *Scleria cyperina*, o aumento da sua proporção nas parcelas queimadas ocorreu ao mesmo tempo em que se registrou uma queda de sua abundância nas parcelas excluídas do fogo, de 13,4% para 7,1% entre 2019 e 2021.

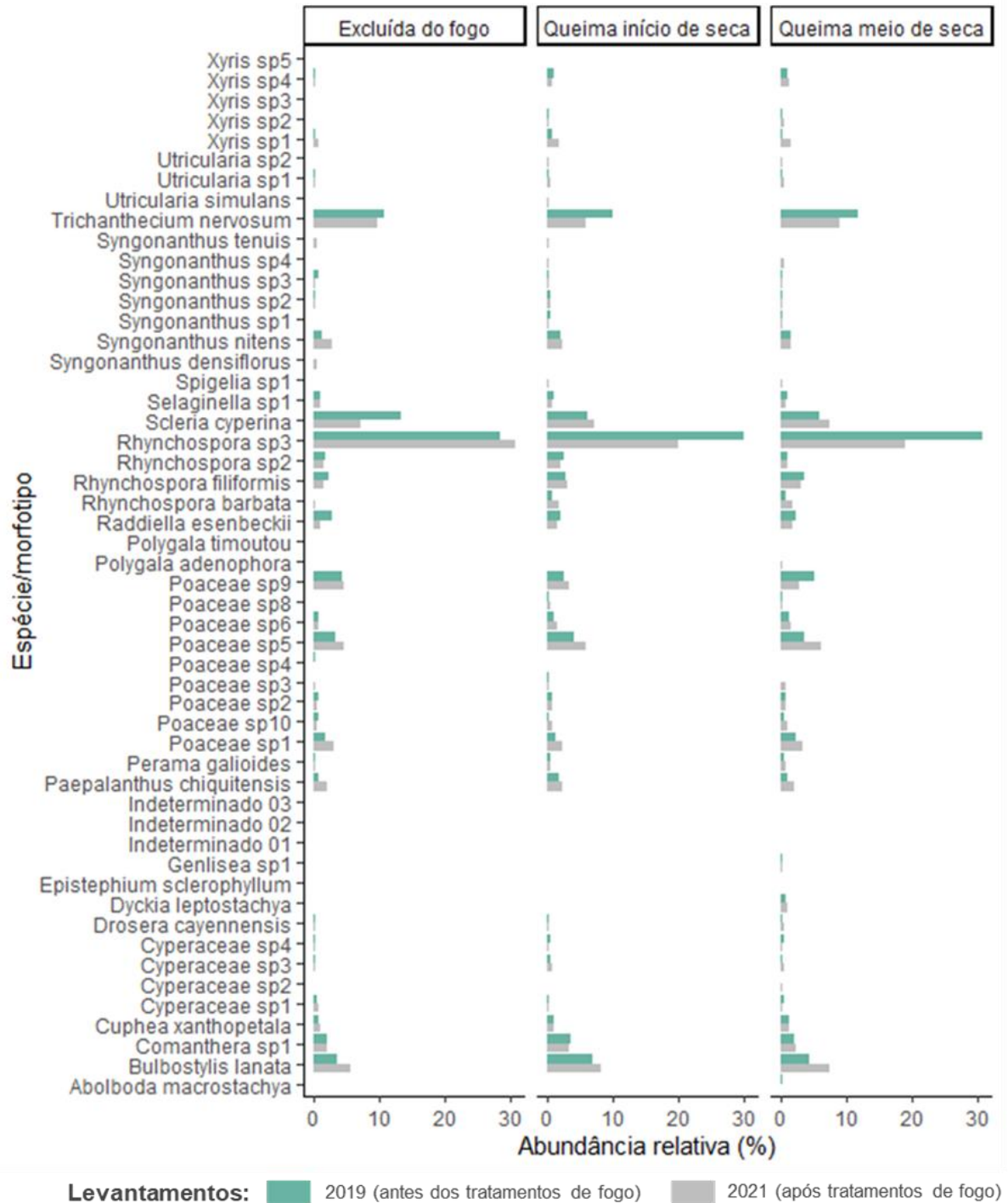


Figura 14. Variação dos valores médios da abundância relativa de cada espécie/morfotipo identificado, contabilizando os dados das Zonas experimentais A e B em conjunto. Os dados estão divididos por tratamento de fogo, e a coloração das barras representa a data do levantamento. Fonte: organizado pelo autor.

Por fim, destacam-se alguns casos específicos *Xyris* sp4 e Poaceae sp9, em que o tipo de fogo resultou em diferentes variações registradas. No caso da *Xyris* sp4, as parcelas tratadas com fogo de início de seca registraram uma diminuição de 0,99% para 0,72% entre os levantamentos de 2019 e 2021, ao mesmo tempo em que as parcelas tratadas com fogo de meio de seca aumentaram de 1,06% para 1,18% entre sua abundância relativa. Já com a espécie Poaceae sp9, a variação da abundância relativa dos fogos de início de seca (de 3,38% para 5,13%) foi acompanhada de uma variação de 5,13% para 2,65% nas parcelas tratadas com fogo de meio de seca. Em ambos os casos, as variações observadas entre as parcelas excluídas do fogo apresentaram relativa estabilidade: de 0,24% para 0,25% para *Xyris* sp4 e de 4,47% para 4,56% para Poaceae sp9.

5.1.3 Que efeitos são observados na regeneração da cobertura vegetal em relação ao solo exposto?

Após dois anos dos tratamentos de fogo aplicados, os subtotais de cobertura vegetal em relação ao solo exposto estimado para as parcelas queimadas foram ligeiramente menores que o observado nas parcelas excluídas do fogo (Figura 15). As parcelas queimadas, independentemente da zona experimental e do tipo de fogo, apresentaram um aumento médio da superfície de solo exposto de $4,07\% \pm 5,69\%$ (média \pm desvio padrão) no comparativo entre os levantamentos de 2019 e de 2021. Enquanto isso, as parcelas de controle (excluídas do fogo) se mantiveram estáveis com percentuais de cobertura vegetal entre $85,22\% \pm 3,31\%$ e $85,50\% \pm 2,36\%$. Tomando como base os dados de 2021, o conjunto de parcelas excluídas do fogo apresenta em média $14,50\% \pm 2,36\%$ de cobertura de solo exposto, enquanto as parcelas queimadas em início de seca e meio de seca apresentam médias de $18,89\% \pm 4,03\%$ e $19,53\% \pm 2,71\%$, respectivamente.

Porém, a aplicação do teste *two-way* ANOVA não confirma a existência de diferenças estatisticamente significativas entre a variação dos valores percentuais de solo exposto entre os diferentes tratamentos de fogo ($F = 1,443$; $p = 0,256$) nem entre as duas zonas experimentais ($F = 0,030$; $p = 0,865$), e tampouco na interação entre grupos dessas duas categorias ($F = 0,036$; $p = 0,965$) (**Tabela 5**). Isso sinaliza que, apesar das diferenças percentuais verificadas, dois anos após os tratamentos de fogo a cobertura vegetal do estrato herbáceo das parcelas queimadas já apresentavam um grau de regeneração vegetal que torna o quantitativo de solo exposto similar ao observado nas parcelas excluídas do fogo.

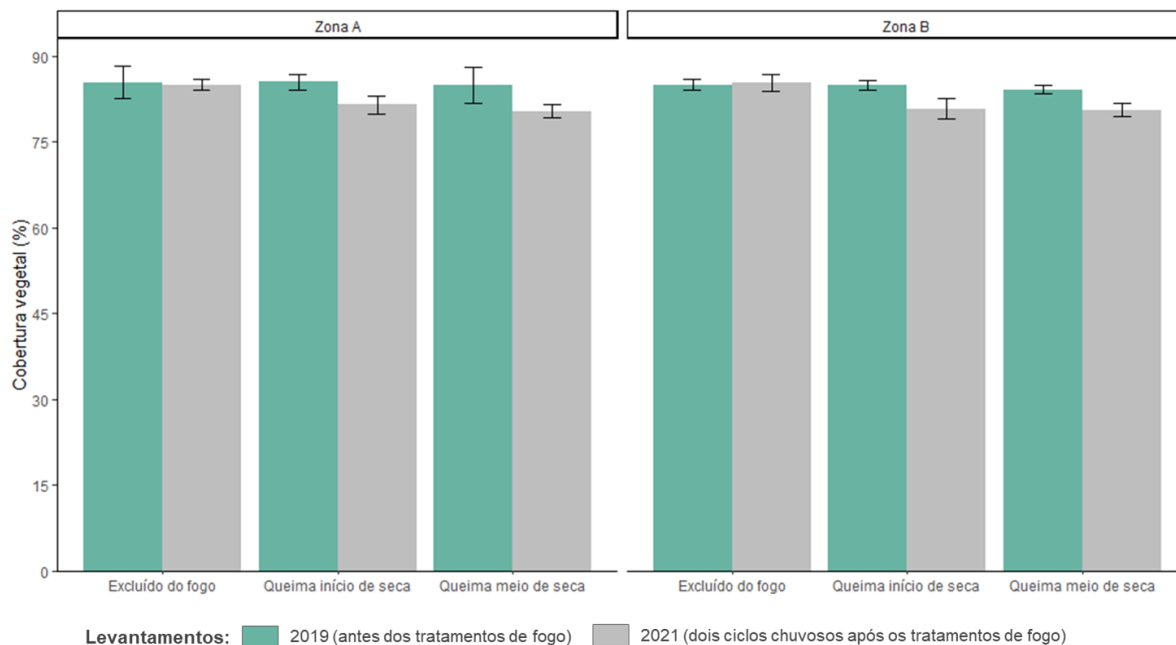


Figura 15. Variação dos dados de cobertura vegetal (%) entre os levantamentos realizados em 2019 e 2021, agrupados por zona experimental e tratamento de fogo. Cada barra é acompanhada da representação da sua respectiva barra de erro (média \pm desvio padrão). Fonte: organizado pelo autor.

Tabela 5. Resultados do teste *two-way* ANOVA, verificando a existência de diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) na variação da porcentagem de cobertura de solo exposto entre os grupos de tratamento de fogo e zonas experimentais.

Grupos	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Média dos quadrados	F	p
Tratamentos de fogo	2	91,00	45,50	1,443	0,256
Zonas experimentais	1	0,9	0,94	0,030	0,865
Tratamentos de fogo e zonas experimentais	2	2,2	1,12	0,036	0,965
Residuais	24	756,5	31,52	-	-

5.2 Avanços na identificação de espécies da flora herbácea

Foram identificados 52 morfotipos diferentes da flora herbácea no total, dos quais 19 a nível de espécie, distribuídos em 20 gêneros e 13 famílias. A seguir se detalham algumas características morfológicas relacionadas a eles, conforme a listagem abaixo.

5.2.1 Morfotipos identificados até nível de espécies

Os 19 morfotipos a nível de espécie estão listados a seguir:

- **Bromeliaceae**

Espécie: *Dyckia leptostachya* Baker (Figura 16).

Erva com 1,50 m. Folha estreito-triangular, margens espinescentes; Inflorescência axilar, ereta; Flores sésseis, polísticas, laranja claro.

Distribuição: Centro-Oeste (Mato Grosso, Mato Grosso do Sul); Sul (Paraná). Nova ocorrência para o estado de Rondônia.

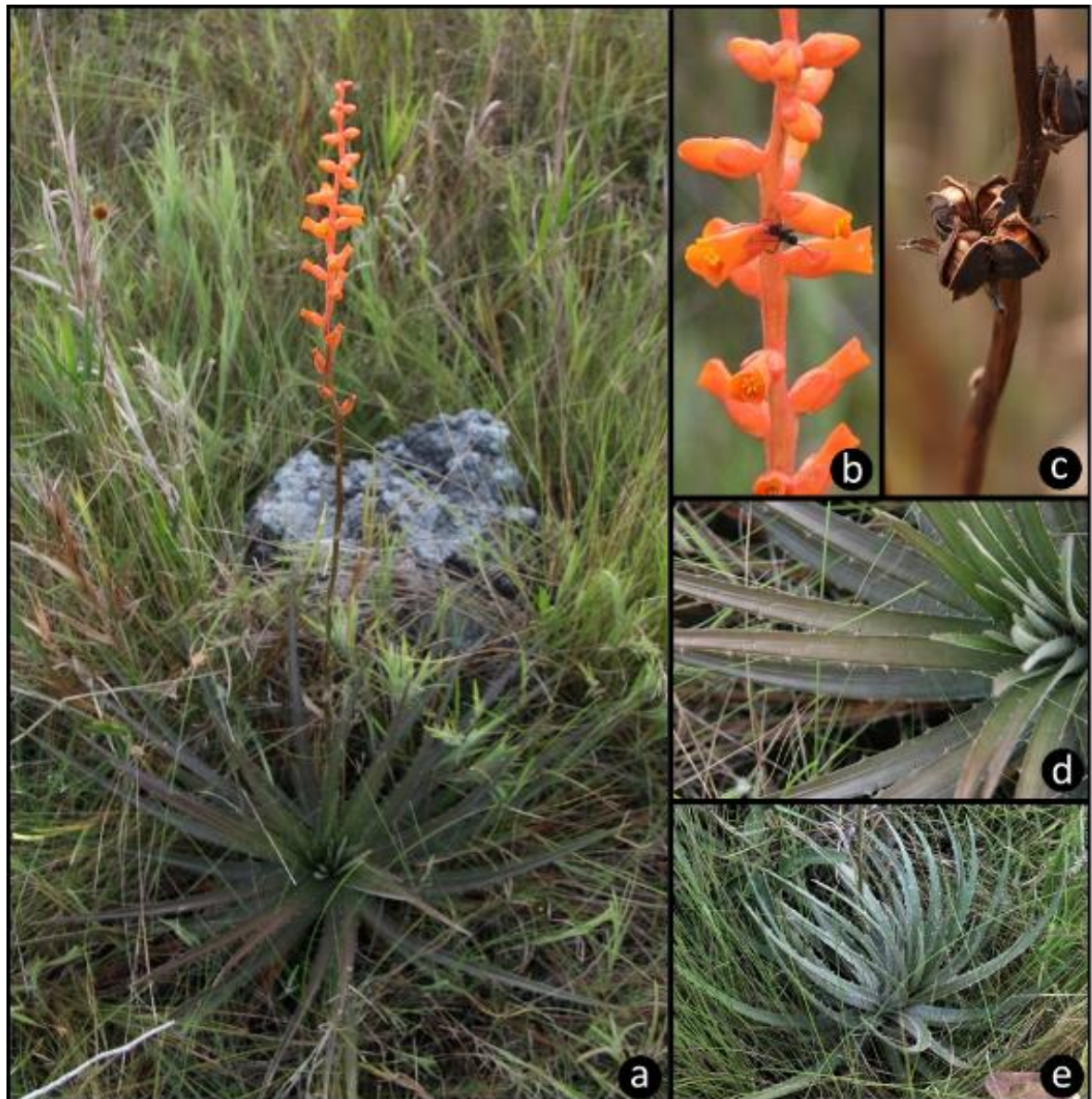


Figura 16. *Dyckia leptostachya* Baker. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Fruto seco; **D:** Folhas; **E:** Roseta foliar.

- **Cyperaceae**

Espécie: *Bulbostylis lanata* (Kunth) Lindm. (Figura 17).

Erva com 1,20 m. Raiz com eixo subterrâneo perene espessado; Folhas glabras com base pilosa branca, bainha coriácea/lanosa; Inflorescência uniespiculada, espiguetas ovoide/elipsoide(s).

Distribuição: Norte (Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima); Nordeste (Bahia, Ceará, Maranhão, Piauí, Sergipe).



Figura 17. *Bulbostylis lanata* (Kunth) Lindm. **A:** Hábito; **B-C:** Inflorescência masculina e feminina; **D:** Folhas; **E:** Roseta foliar.

- **Cyperaceae**

Espécie: *Rhynchospora barbata* (Vahl) Kunth (Figura 18).

Erva com 50 cm. Folhas basais, glabras adaxialmente e vilosas abaxialmente; Inflorescência em capítulo, globoso marrom claro, filete branco, antera amarela; brácteas verdes, bráctea basal mais longa.

Distribuição: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul); Sudeste (Minas Gerais).

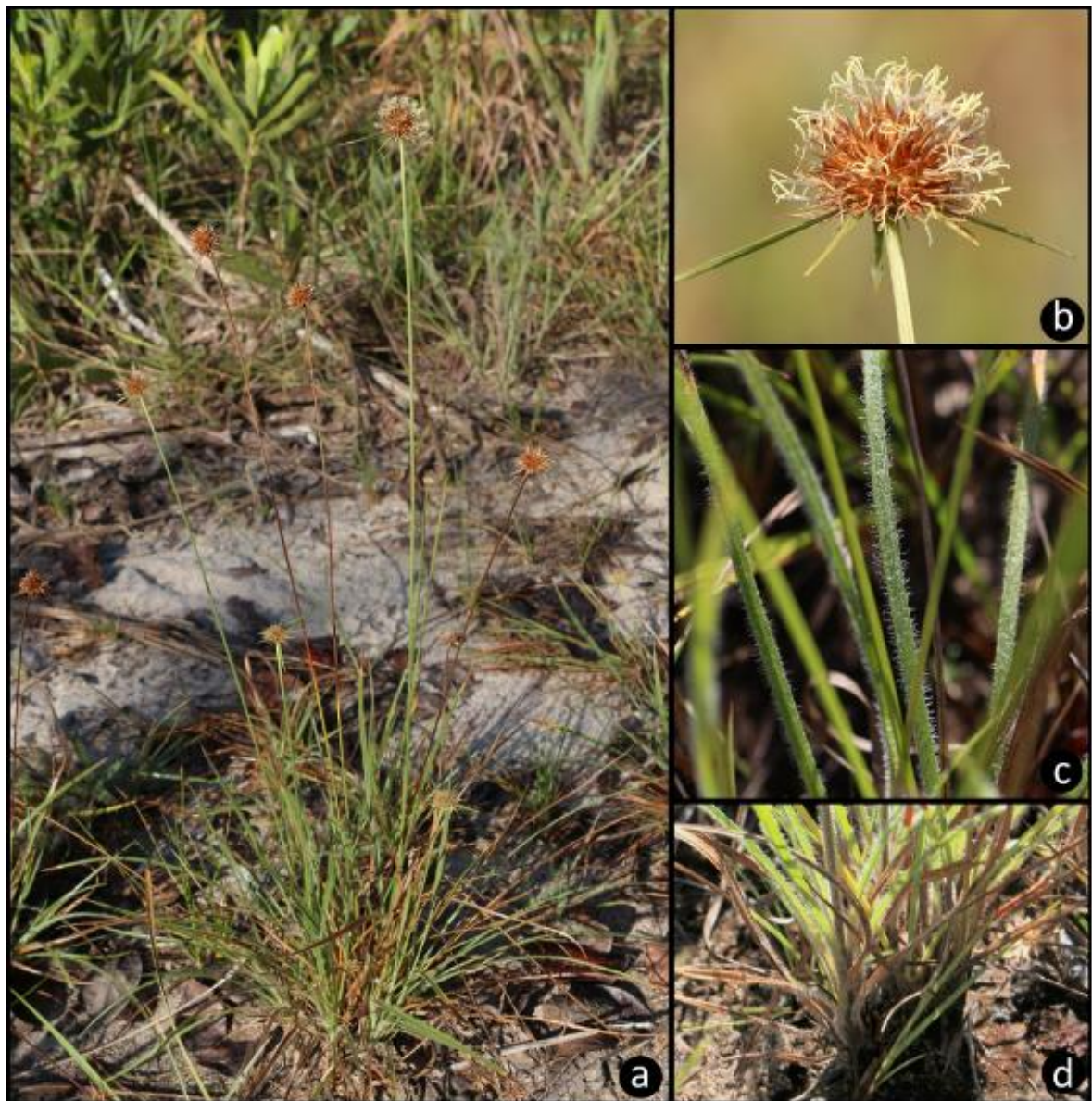


Figura 18. *Rhynchospora barbata* (Vahl) Kunth. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folhas; **D:** Base cespitosa.

- **Cyperaceae**

Espécie: *Rhynchospora filiformis* Vahl (Figura 19).

Erva com 40 cm. Folhas filiformes, glabras; Inflorescência em espiguetas ramificadas cor laranja com estames amarelados.

Distribuição: Norte (Pará, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Sergipe); Centro-Oeste (Goiás, Mato Grosso); Sudeste (Minas Gerais).
Nova ocorrência para o estado de Rondônia.



Figura 19. *Rhynchospora filiformis* Vahl. **A:** Inflorescência; **B:** Folhas; **C:** Base cespitosa.

- **Cyperaceae**

Espécie: *Scleria cyperina* (Kunth) (Figura 20).

Descrição: Erva com 1,30 m, monoica. Folhas com bainha apical alada; Inflorescência espiguetada verde amarelada, pistilada na base dos ramos e estaminadas no ápice dos ramos, brácteas involucrais, raquis glabra.

Distribuição: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Minas Gerais).



Figura 20. *Scleria cyperina* (Kunth). **A:** Hábito; **B:** Inflorescência paniculiforme; **C:** Parte adaxial da folha; **D:** Parte abaxial da folha; **E:** Bainha áptera.

- **Droseraceae**

Espécie: *Drosera cayennensis* Sagot ex Diels (Figura 21).

Erva em solo encharcado com 8 cm. Folhas verdes avermelhadas com tricomas vermelhos, formato espatuladas, indumento glanduloso, estípula retangular; Inflorescência com base ereta, pedúnculo vermelho com tricomas brancos; Flor branca, anteras amarelas.

Distribuição: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso).



Figura 21. *Drosera cayennensis* Sagot ex Diels. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folhas.

- **Eriocaulaceae**

Espécie: *Paepalanthus chiquitensis* Herzog (Figura 22).

Erva com 1,50 m. Folhas com margem ciliada, tricomas brancos; Inflorescência em capítulos brancos.

Distribuição: Norte (Amazonas, Rondônia, Tocantins); Nordeste (Piauí); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Minas Gerais, São Paulo).

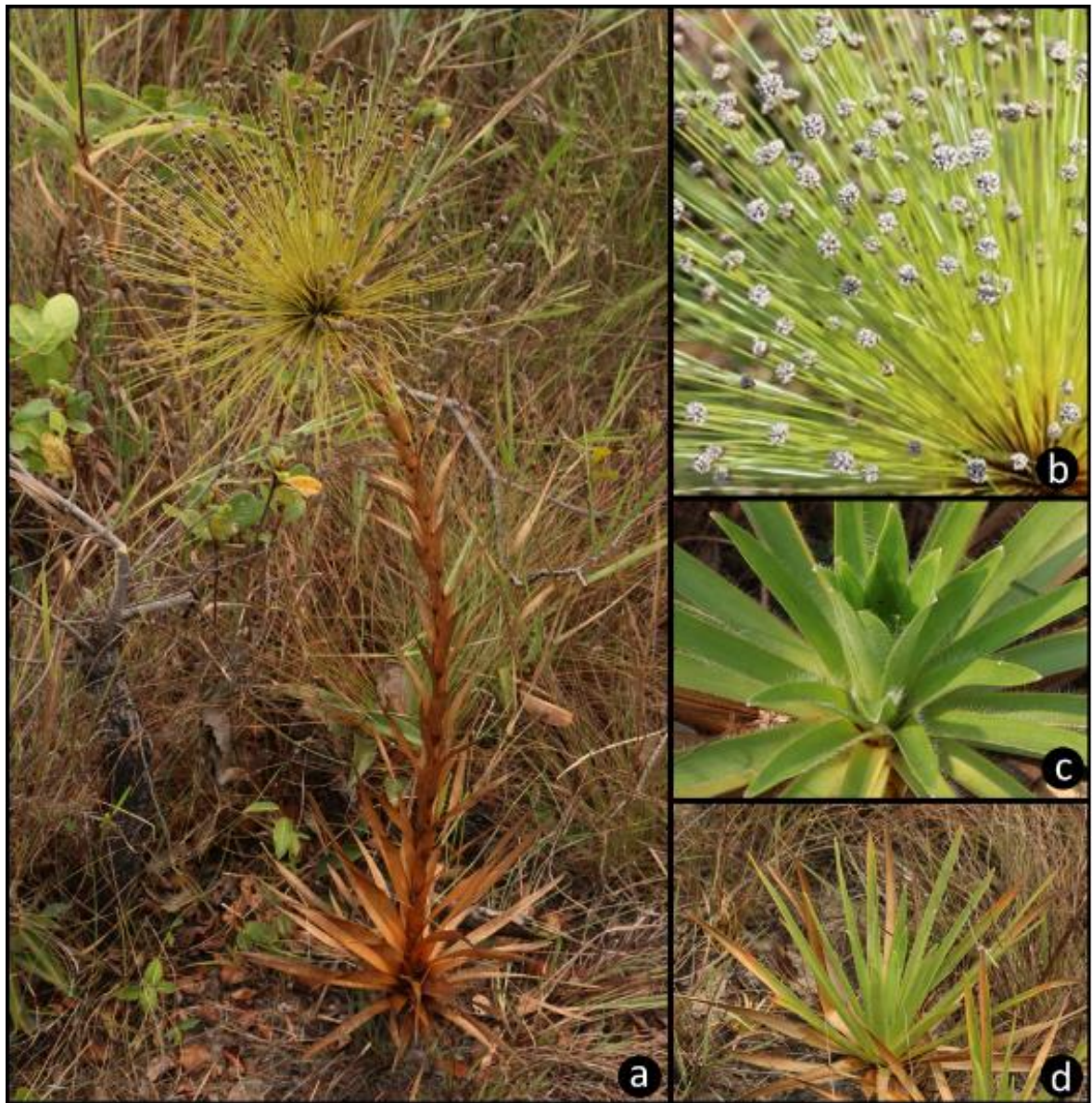


Figura 22. *Paepalanthus chiquitensis* Herzog. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folhas; **D:** Roseta foliar.

- **Eriocaulaceae**

Espécie: *Syngonanthus nitens* Ruhland (Figura 23).

Erva com 40 cm. Folhas glabrescentes, planas, recurvadas; Inflorescência em capítulo, esbranquiçado, unissexual, escapos dourados.

Distribuição: Norte (Amazonas, Rondônia, Tocantins); Nordeste (Bahia, Ceará, Piauí, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso); Sudeste (Minas Gerais, São Paulo); Sul (Paraná).



Figura 23. *Syngonanthus nitens* Ruhland. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folhas; **D:** Roseta foliar.

- **Eriocaulaceae**

Espécie: *Syngonanthus densiflorus* (Körn.) Ruhland (Figura 24).

Erva com 35 cm. Folhas com disposição no caule, cespitosa em roseta solitária, lanceoladas, linear, planas com ápice obtuso arredondado, indumento piloso na área adaxial e abaxial.

Distribuição: Norte (Pará, Roraima, Tocantins); Nordeste (Bahia, Maranhão, Piauí); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso); Sudeste (Minas Gerais, São Paulo). Nova ocorrência para o estado de Rondônia.



Figura 24. *Syngonanthus densiflorus* (Körn.) Ruhland. **A:** Brácteas espiraladas das sinflorescências; **B:** Hábito; **C:** Roseta foliar.

- **Eriocaulaceae**

Espécie: *Syngonanthus tenuis* (Kunth) Ruhland (Figura 25).

Erva com 40 cm. Folhas agrupadas em posição recurvada, forma linear, ápice agudo e obtuso, indumento glabro; Inflorescência com brácteas involucrais das séries internas obovadas, cor neve, mais longas que o disco de flores.

Distribuição: Norte (Amazonas, Amapá, Pará, Roraima, Tocantins); Centro-Oeste (Mato Grosso). Nova ocorrência para o estado de Rondônia.



Figura 25. *Syngonanthus tenuis* (Kunth) Ruhland. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folhas; **D:** Roseta foliar.

- **Lentibulariaceae**

Espécie: *Utricularia simulans* Pilg. (Figura 26).

Erva com 10 cm. Flor com corola amarela, palato da corola giboso na cor amarela ou laranja, brácteas com margens fimbriadas; Folhas laminar simples, uninérvea.

Distribuição: Norte (Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Minas Gerais, São Paulo).



Figura 26. *Utricularia simulans* Pilg. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folha; **D:** Base com raízes finas.

- **Lythraceae**

Espécie: *Cuphea xanthopetala* S.A.Graham & T.B.Cavalc. (Figura 27).

Erva com 16 cm. Folhas com pecíolo articulado subséssil, base obtusa, limbo linear/lanceolada com margem ciliada e superfícies das lâminas glabras; Flores alternas, seis pétalas amarelas, guia de néctar marrom claro.

Distribuição: Norte (Amazonas); Centro-Oeste (Mato Grosso). Nova ocorrência para o estado de Rondônia.

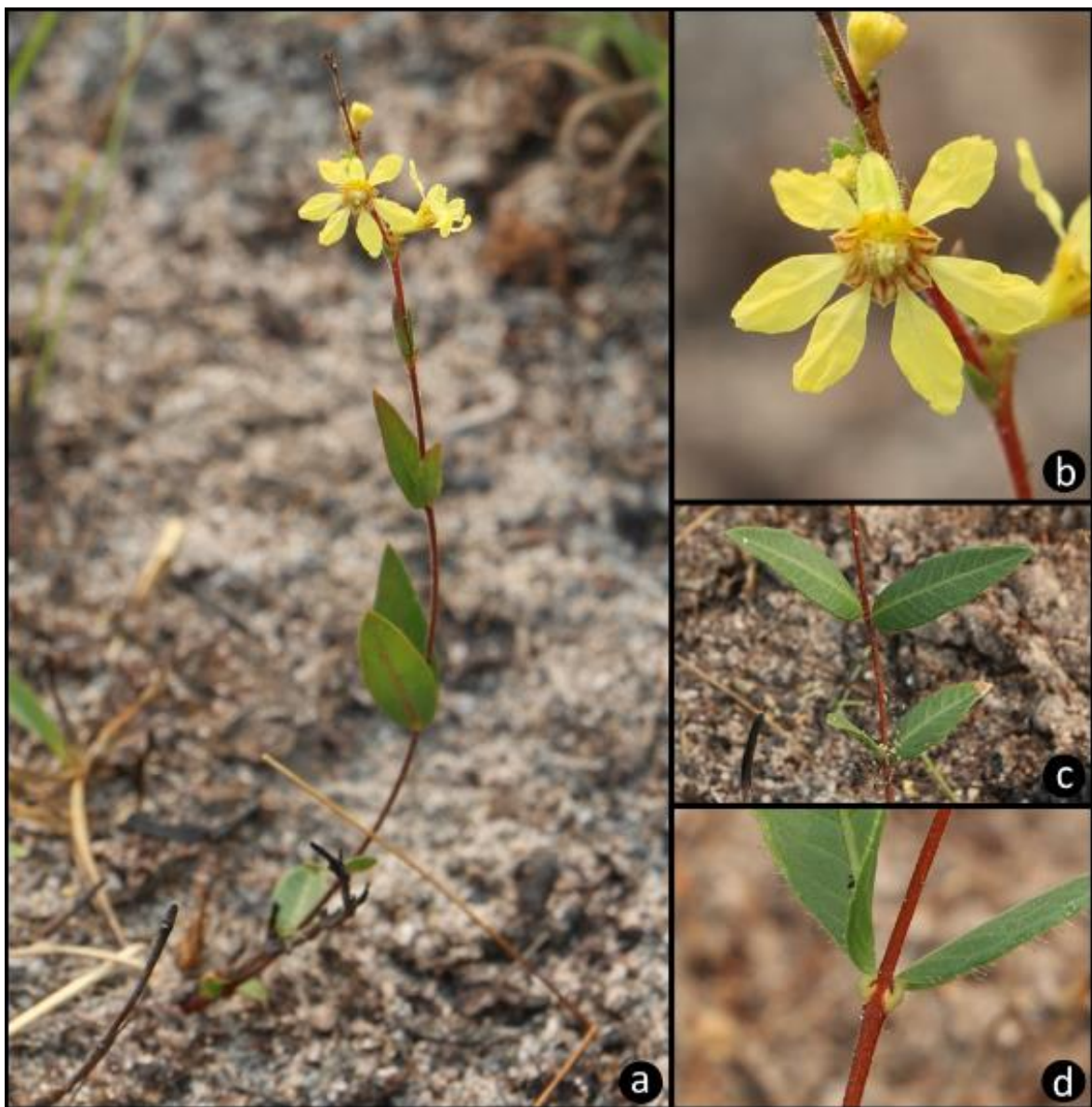


Figura 27. *Cuphea xanthopetala* S.A.Graham & T.B.Cavalc. **A:** Hábito; **B:** Flor; **C-D:** Folhas opostas cruzadas.

- **Orchidaceae**

Espécie: *Epistephium sclerophyllum* Lindl. (Figura 28).

Erva com 1,20 m. Folhas simples, alternas, glabras, base sésil; Flor com cor magenta.

Distribuição: Norte (Rondônia, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Maranhão, Rio Grande do Norte, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo); Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina). Nova ocorrência para o estado de Rondônia.

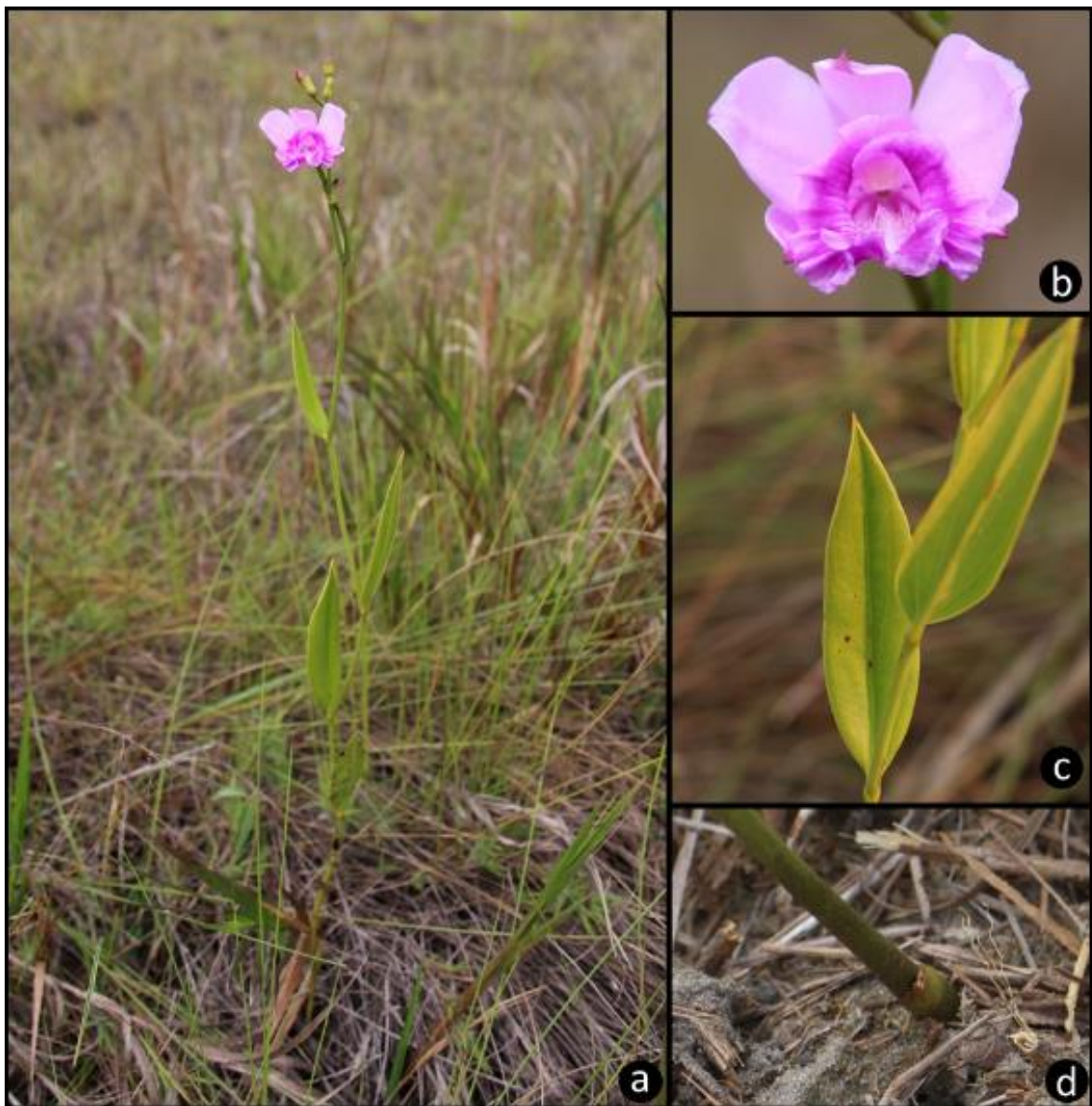


Figura 28. *Epistephium sclerophyllum* Lindl. **A:** Hábito; **B:** Flor; **C:** Folha; **D:** Base do caule.

- **Poaceae**

Espécie: *Raddiella esenbeckii* (Steud.) (Figura 29).

Erva com 30 cm. Folhas glabras com margens basais ciliadas, algumas com leve coloração roxa; Caule piloso; Inflorescência tipo espiguetas com estames brancos, pilosa.

Distribuição: Norte (Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Bahia, Maranhão, Piauí); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Minas Gerais, São Paulo); Sul (Paraná).

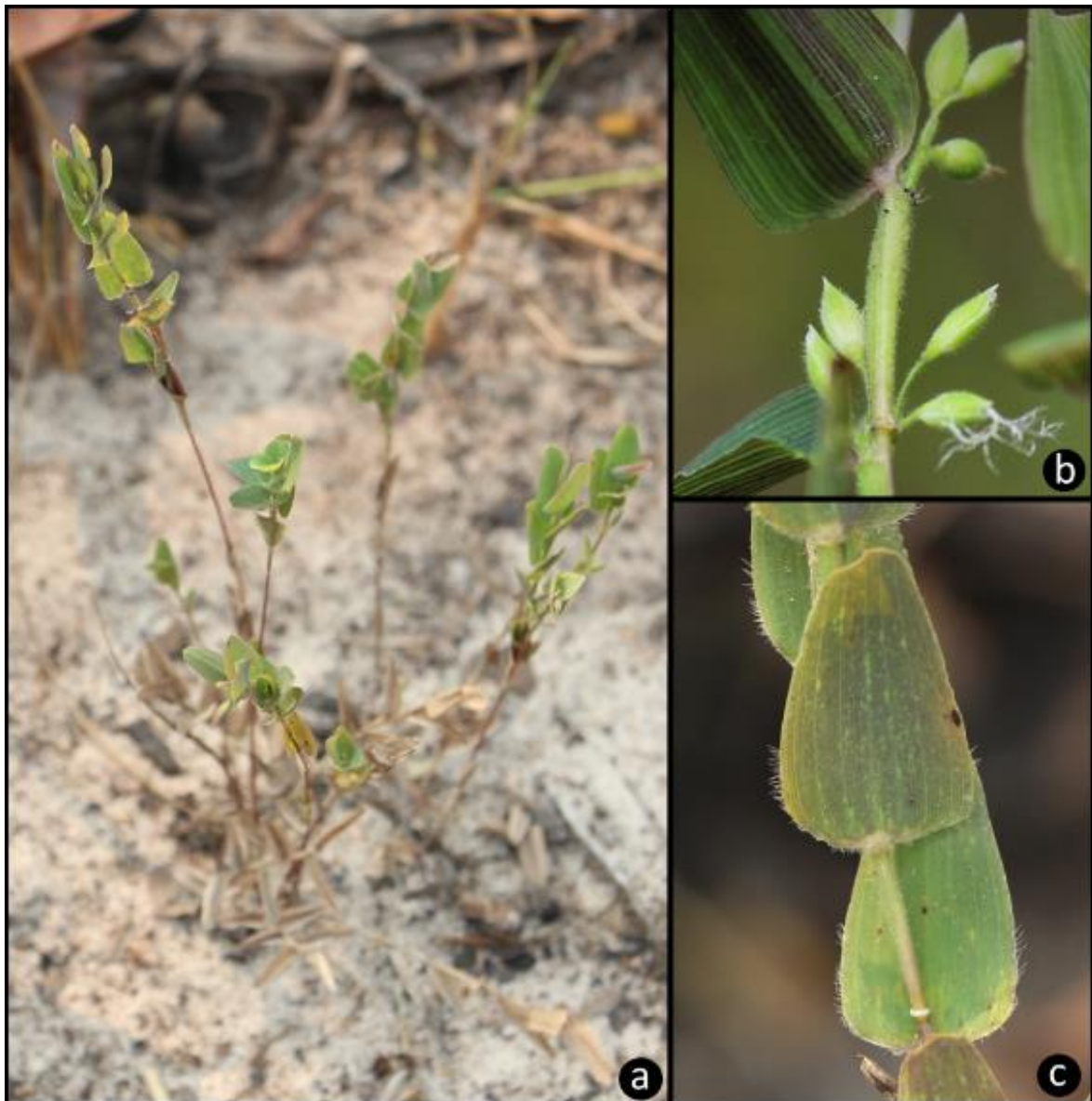


Figura 29. *Raddiella esenbeckii* (Steud.) **A:** Hábito; **B:** Espiguetas; **C:** Folhas.

- **Poaceae**

Espécie: *Trichantheicum nervosum* (Lam.) Zuloaga & Morrone. (Figura 30).

Erva com 80cm. Folhas basalmente amplexicaule com margem ciliada e contorno rosado; Inflorescência racemosa, terminal com espiguetas.

Distribuição: Norte (Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima); Nordeste (Bahia, Ceará); Centro-Oeste (Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Rio de Janeiro).



Figura 30. *Trichantheicum nervosum* (Lam.) Zuloaga & Morrone. **A:** Hábito; **B-C:** Inflorescência; **D:** Bainha amplexicaule; **E:** Base; **F:** Disposição das folhas alternas.

- **Polygalaceae**

Espécie: *Polygala adenophora* DC. (Figura 31).

Erva com 10cm. Folhas alternas, forma linear e lanceolada, membranácea, verde com manchas rosadas; Inflorescência com brácteas glabra; Flor com cor rósea.

Distribuição: Norte (Amazonas, Amapá, Pará, Roraima, Tocantins); Nordeste (Bahia, Maranhão, Rio Grande do Norte); Centro-Oeste (Goiás, Mato Grosso); Sudeste (Minas Gerais).
Nova ocorrência para o estado de Rondônia.

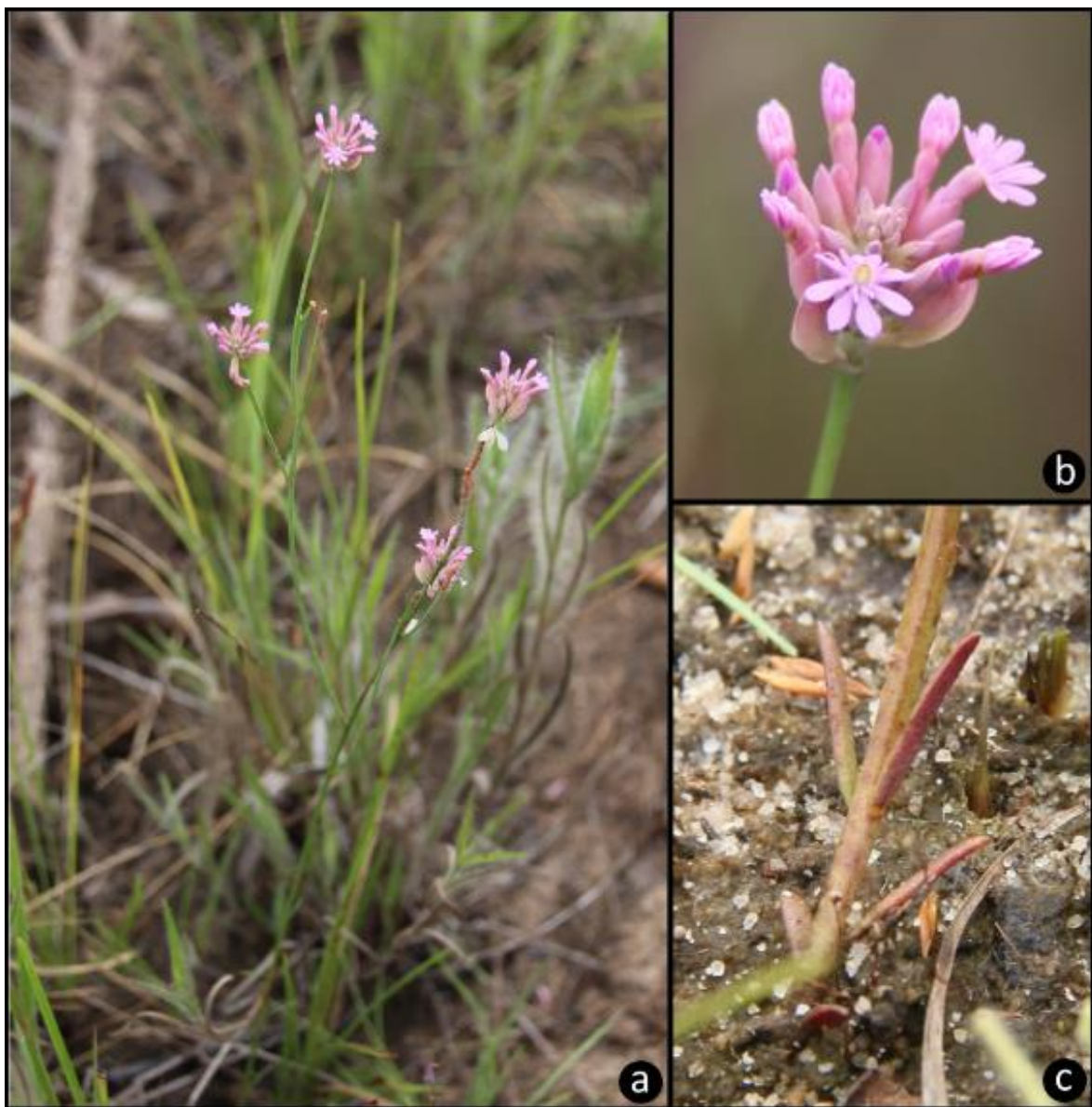


Figura 31. *Polygala adenophora* DC. A: Hábito; B: Inflorescência; C: Folhas e base.

- **Polygalaceae**

Espécie: *Polygala timoutou* Aubl. (Figura 32).

Erva com 20 cm de altura. Folhas lineares e lanceoladas, textura membranácea, pintas rosadas ao longo de toda a folha, mas principalmente na parte abaxial e sobre a nervura central e margens; Inflorescência com brácteas glabras, verde claro com detalhes rosa escuro no ápice da inflorescência.

Distribuição: Norte (Amazonas, Amapá, Pará, Roraima, Tocantins); Nordeste (Bahia, Maranhão, Rio Grande do Norte); Centro-Oeste (Goiás, Mato Grosso); Sudeste (Minas Gerais). Nova ocorrência para o estado de Rondônia.

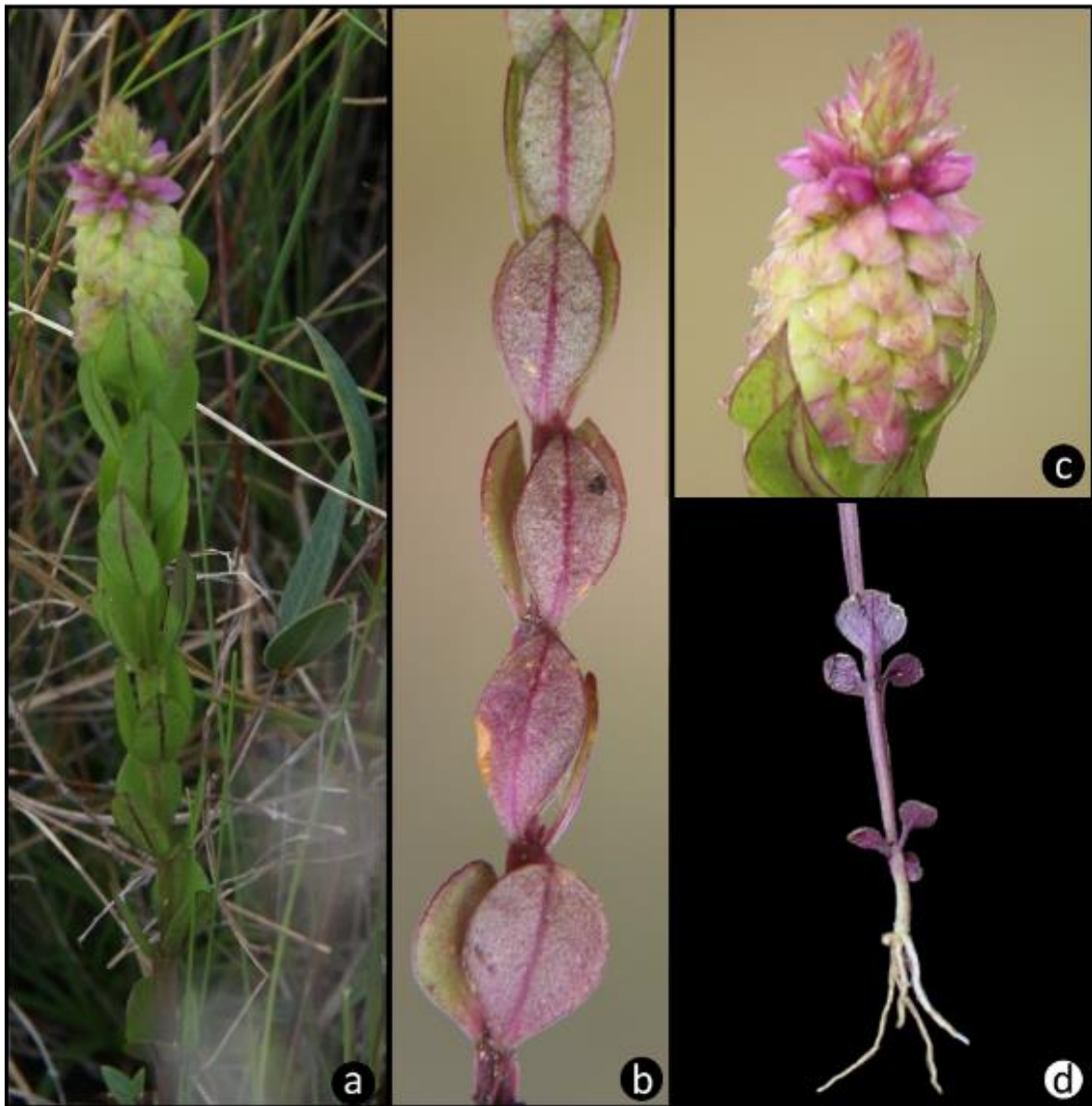


Figura 32. *Polygala timoutou* Aubl. **A:** Hábito; **B:** Folhas; **C:** Inflorescência; **D:** Base com raízes finas.

- **Rubiaceae**

Espécie: *Perama galioides* (Kunth) Poir. (Figura 33).

Erva com 10 cm. Folha sésseis, opostas cruzadas, com tricomas brancos, caule avermelhado próximo à base; Flor amarela, brácteas amarelas e pilosas.

Distribuição: Norte (Amazonas, Roraima); Centro-Oeste (Mato Grosso). Nova ocorrência para o estado de Rondônia.



Figura 33. *Perama galioides* (Kunth) Poir. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Disposição das folhas **D:** Base e raiz.

- **Xyridaceae**

Espécie: *Abolboda* cf. *macrostachya* Spruce ex Malme (Figura 34).

Erva com 50 cm. Folhas lineares e lanceoladas, ápice agudo e base glabra; Inflorescência em pedúnculo simples, espiga elipsóide; Flor com pétalas púrpuras, estames brancos e carpelo branco com estilete púrpuro-esbranquiçado.

Distribuição: Norte (Amazonas, Roraima); Centro-Oeste (Mato Grosso). Nova ocorrência para o estado de Rondônia.



Figura 34. *Abolboda* cf. *macrostachya* Spruce ex Malme. **A:** Hábito; **B:** Flores; **C:** Folhas; **D:** Roseta foliar.

5.2.2 Morfotipos identificados até nível de gênero

Um total de 17 morfotipos foram identificados a nível de gênero, conforme a listagem a seguir:

- **Cyperaceae**

Morfotipo: *Rhynchospora* sp2 (Figura 35).

Erva com 60 cm. Folhas lineares, lanceoladas e bordas ciliadas; Inflorescência com capitulo com espiguetas cor creme/branca, filetes esbranquiçados e anteras amareladas, brácteas ciliadas, base da bráctea esbranquiçada.

Distribuição do gênero: registrado em todo o Norte, Nordeste, Centro-Oeste e Sudeste.

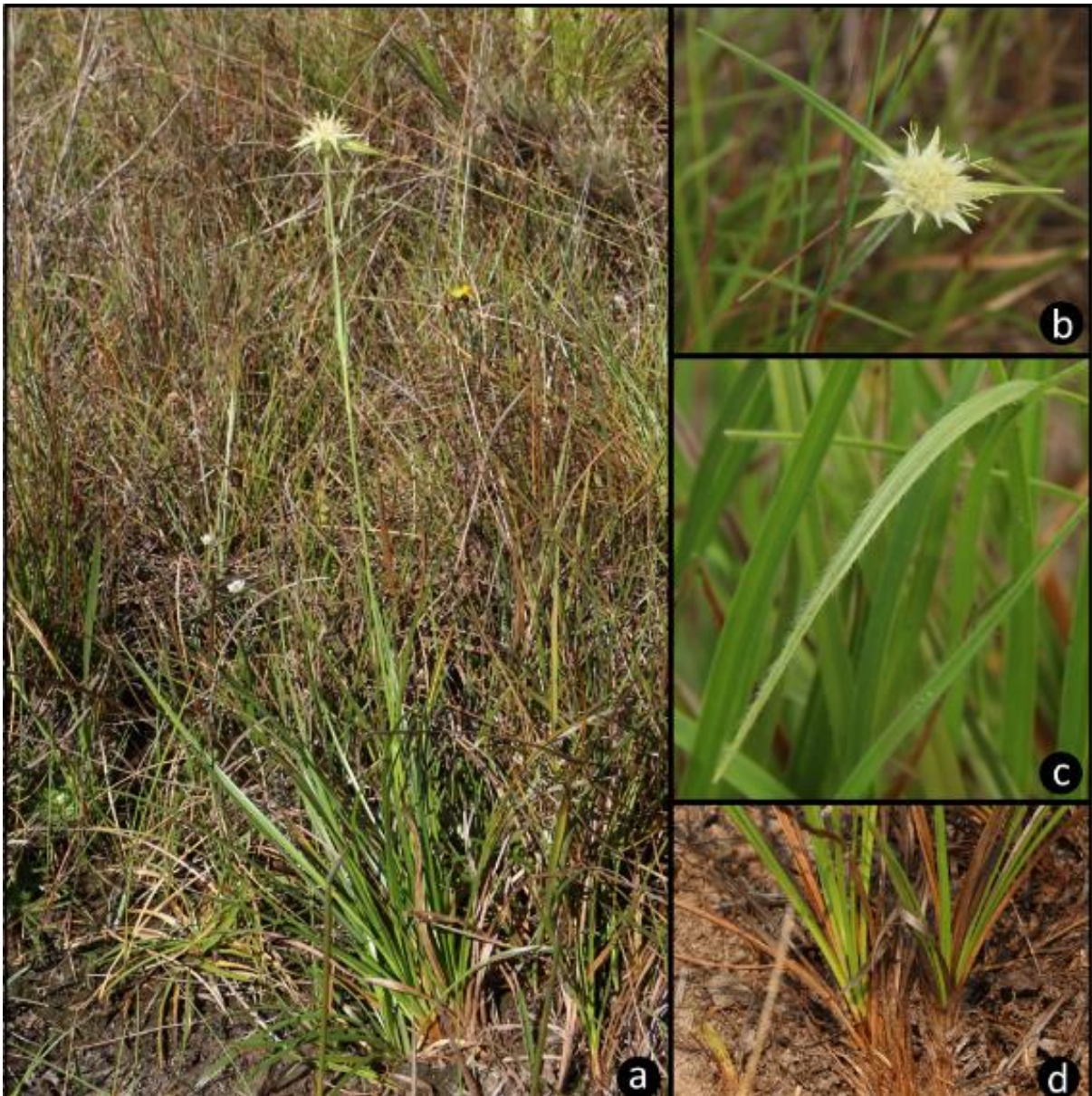


Figura 35. *Rhynchospora* sp2. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folhas; **D:** Base.

- **Cyperaceae**

Morfotipo: *Rhynchospora* sp3 (Figura 36).

Erva com 50 cm. Folhas acículas com pilosidade que se perde até o ápice da folha; Inflorescência em espiguetas marrom e glumela cor ferrugínea.

Distribuição: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo); Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina). Alcinha: “capim gasolina”.



Figura 36. *Rhynchospora* sp3. **A:** Hábito; **B:** Ápice da folha; **C:** Lâmina foliar; **D-E:** Inflorescência; **F:** Base caespitosa.

- **Eriocaulaceae**

Morfotipo: *Comanthera* sp1 (Figura 37).

Erva com 50 cm. Folhas com nervuras espessadas em ambas as faces; Inflorescência em capítulo com flores brancas.

Distribuição: Norte (Amazonas, Pará, Rondônia, Tocantins); Nordeste (Bahia, Maranhão, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo); Sul (Paraná).



Figura 37. *Comanthera* sp1. **A:** Hábito; **B-C:** Inflorescência; **D:** Folha; **E:** Roseta foliar.

- **Eriocaulaceae**

Morfotipo: *Syngonanthus* sp1 (Figura 38).

Erva com 8 cm. Folhas com tricomas longos, brancos e espaçados.

Distribuição: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo); Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina). Alcunha: “*Syngonanthus* sp2”.



Figura 38. *Syngonanthus* sp1. **A:** Hábito; **B:** Base da roseta foliar; **C:** Folha.

- **Eriocaulaceae**

Morfotipo: *Syngonanthus* sp2 (Figura 39).

Erva com 10 cm. Folhas glabras, agrupadas em posição recurvada; Inflorescência tipo capítulo, esbranquiçado e com pedúnculo piloso.

Distribuição: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo); Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina). Alcunha: “*Syngonanthus glabra*”.



Figura 39. *Syngonanthus* sp2. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Verticilos de brácteas ao longo do eixo; **D:** Base da roseta foliar.

- **Eriocaulaceae**

Morfotipo: *Syngonanthus* sp3 (Figura 40).

Erva com 20 cm. Folhas pilosas brancas; Inflorescência em capítulo cor creme.

Distribuição: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo); Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina). Alcunha: “*Syngonanthus míni*”.

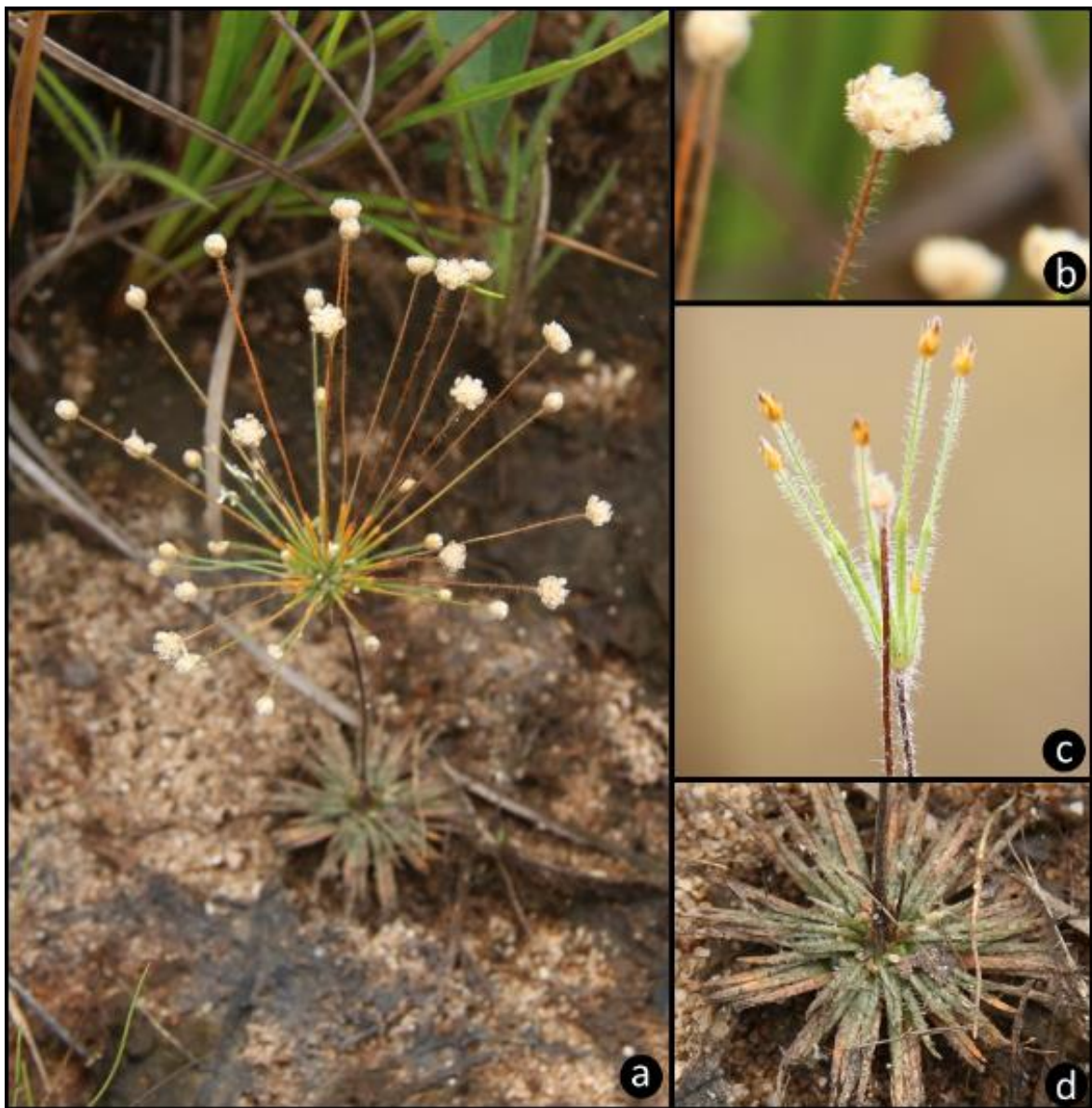


Figura 40. *Syngonanthus* sp3. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Escapo piloso das inflorescências; **D:** Roseta foliar.

- **Eriocaulaceae**

Morfotipo: *Syngonanthus* sp4 (Figura 41).

Erva com 10 cm. Folha com tricomas esbranquiçados; Inflorescência em capítulos cor creme.

Distribuição: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo), Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina). Alcinha: “*Syngonanthus míni* sp2”.



Figura 41. *Syngonanthus* sp4. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Roseta foliar.

- **Lentibulariaceae**

Morfotipo: *Genlisea* sp1 (Figura 42).

Erva terrícola. Folhas orbiculares glabras.

Distribuição: Norte (Amazonas, Pará, Roraima, Tocantins); Nordeste (Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Rio Grande do Norte, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo); Sul (Paraná, Santa Catarina).



Figura 42. *Genlisea* sp1. **A:** Hábito em fragmento de solo retirado em solo encharcado.

- **Lentibulariaceae**

Morfotipo: *Utricularia* sp1 (Figura 43).

Erva com 8 cm. Folhas ausentes; Flor amarela.

Distribuição: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo); Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina).



Figura 43. *Utricularia* sp1. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Base.

- **Lentibulariaceae**

Morfotipo: *Utricularia* sp2 (Figura 44).

Erva com 8 cm. Folhas basifixas, alternas e similares a uma glândula; Inflorescência ramificada, brácteas brancas e ao longo do dia muda para tonalidade lilás claro; Flor com corola amarela.

Distribuição: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo); Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina).

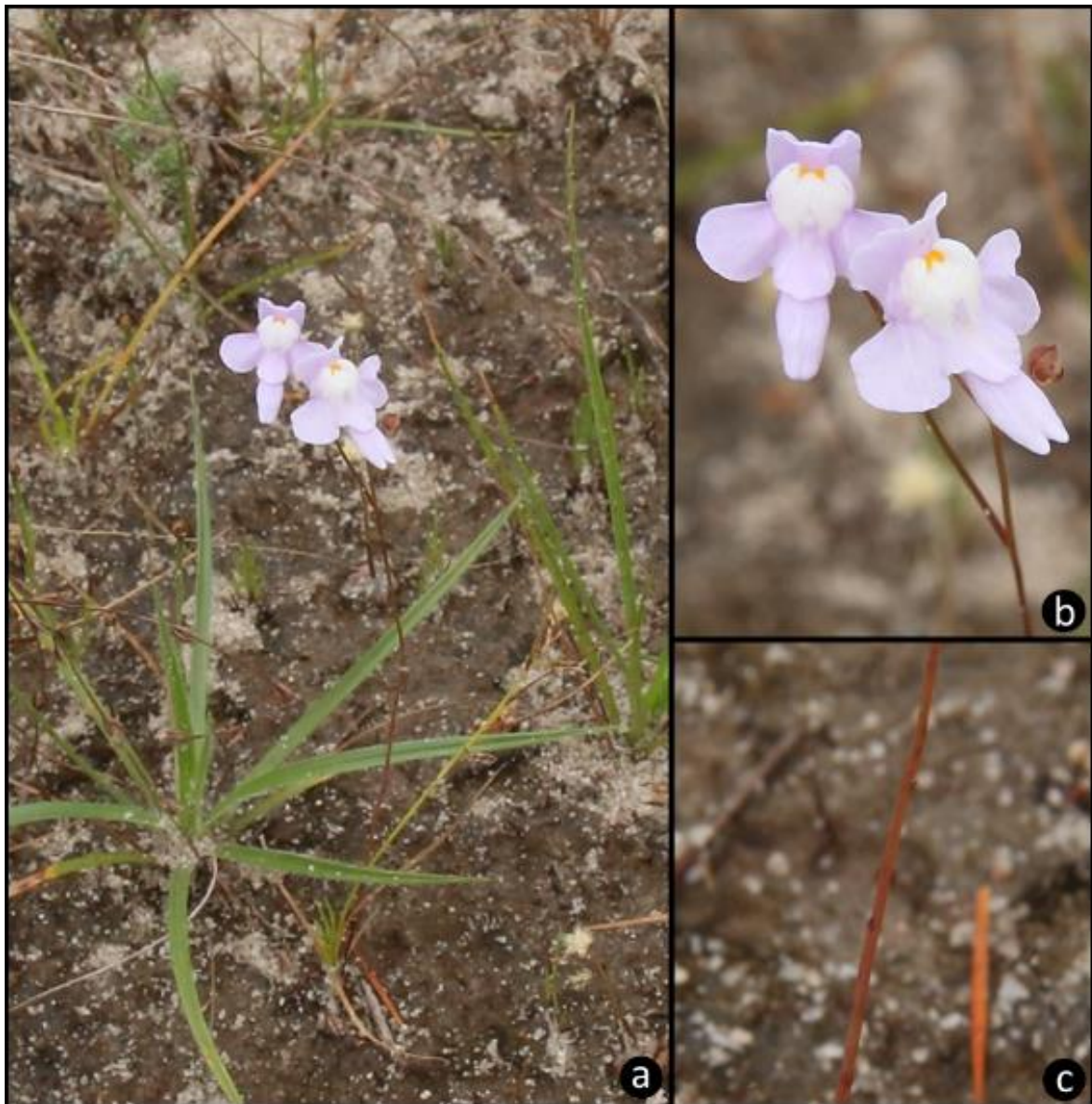


Figura 44. *Utricularia* sp2. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Base.

- **Loganiaceae**

Morfotipo: *Spigelia* sp1 (Figura 45).

Erva com 14 cm de altura. Flor com pentâmera lilás com gineceu cor gelo e androceu com antera cor creme; Folhas opostas cruzadas, glabras e suculentas.

Distribuição: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe); Centro-Oeste (Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo); Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina).

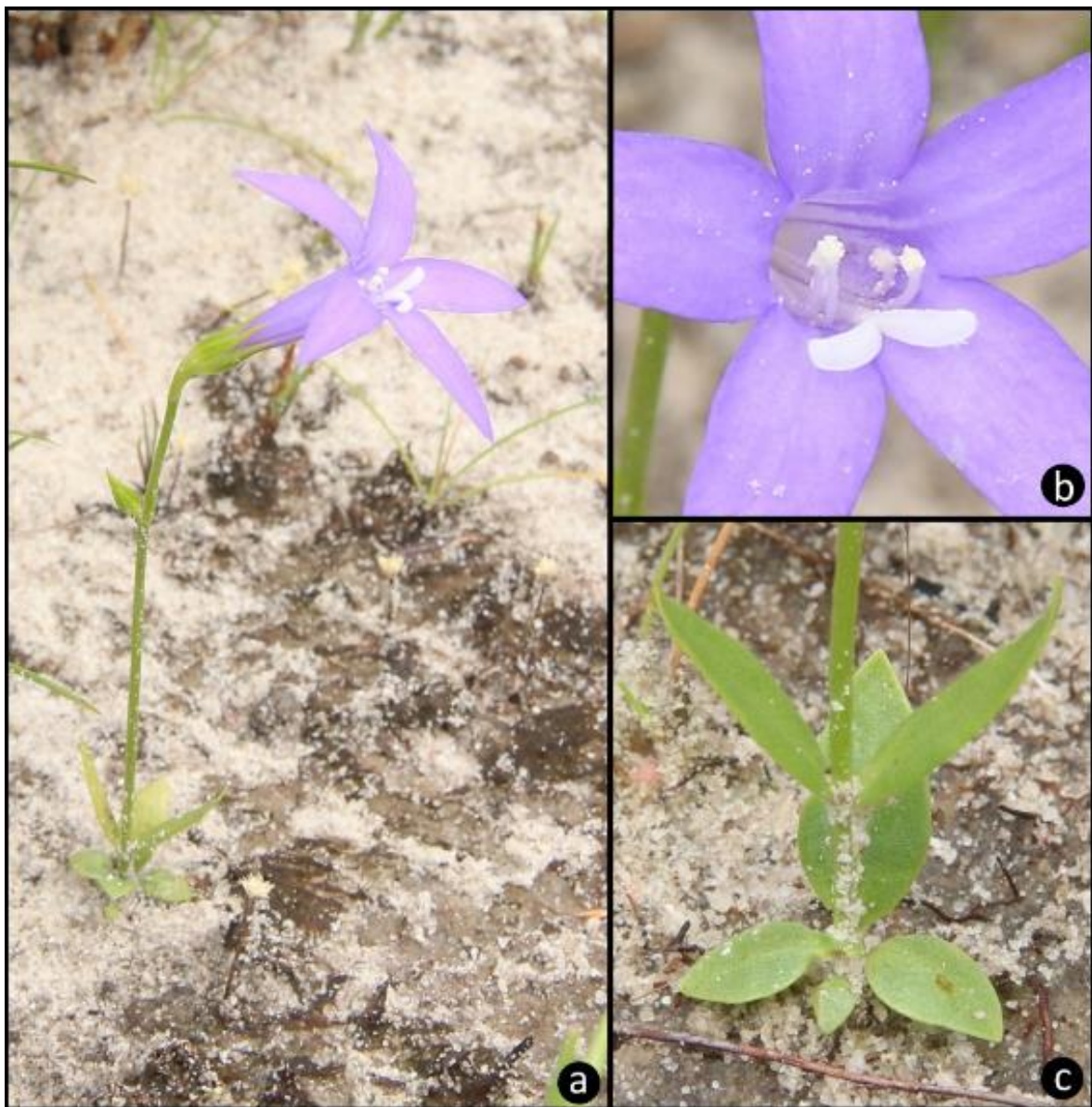


Figura 45. *Spigelia* sp1. **A:** Hábito; **B:** Flor; **C:** Folhas e base.

- **Selaginellaceae**

Morfotipo: *Selaginella* sp1 (Figura 46).

Erva terrícola com 5 cm. Folhas ramificadas.

Distribuição: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo); Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina).



Figura 46. *Selaginella* sp1. **A:** Hábito; **B:** Folhas e base.

- **Xyridaceae**

Morfotipo: *Xyris* sp1 (Figura 47).

Erva com 45 cm. Folhas acícula e glabras; Flor com pétalas com estames e estaminódios amarelos e com borda arredondada e sutilmente serrilhada.

Distribuição: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo); Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina). Alcunha: “*Xyris torto*”.

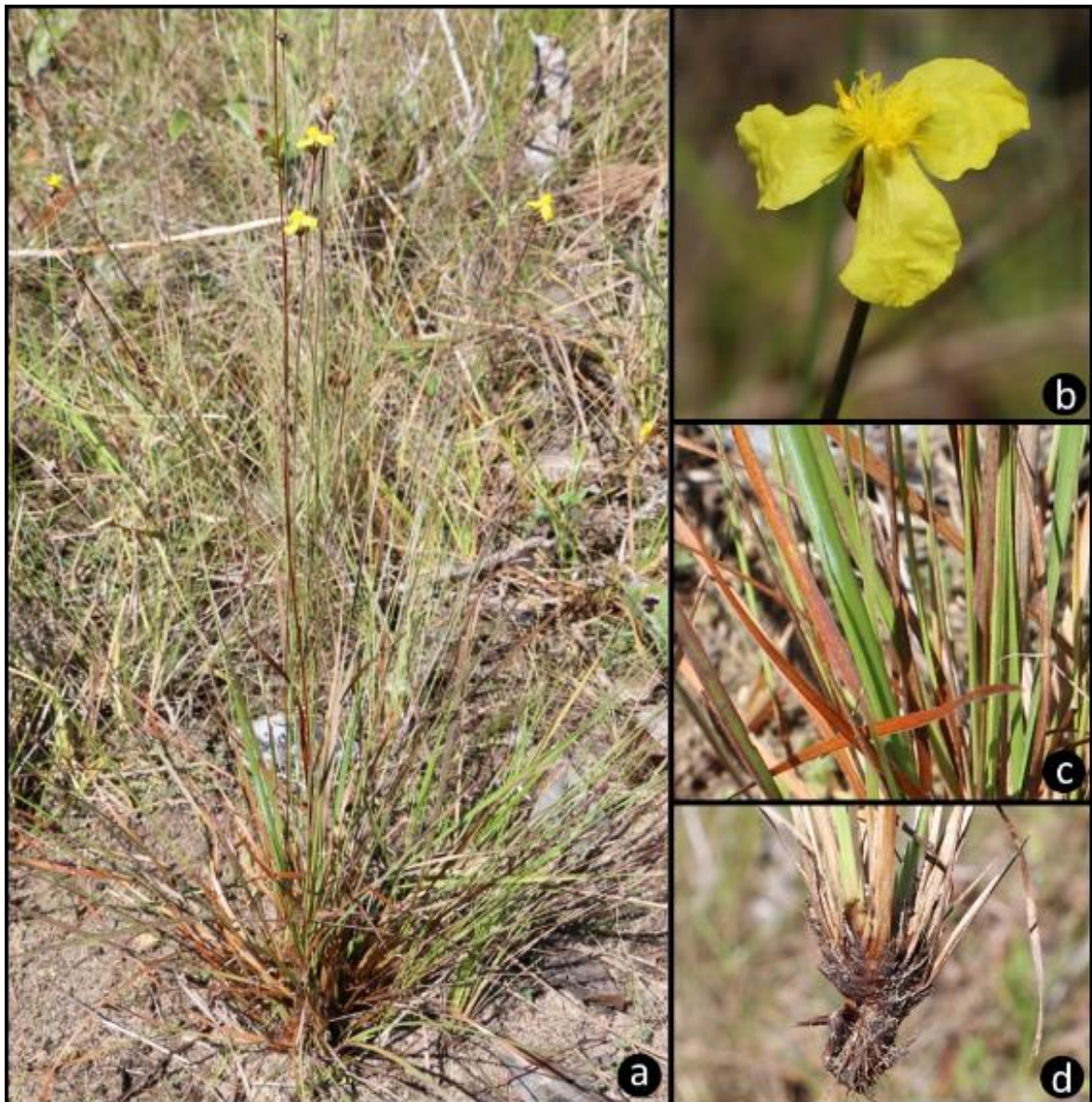


Figura 47. *Xyris* sp1. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folha; **D:** Base submersa.

- **Xyridaceae**

Morfotipo: *Xyris* sp2 (Figura 48).

Erva com 20 cm. Folhas acículas com base e ápice marrom avermelhado, glabras; Flor com pétalas, estame e estaminódio amarelos e com borda serrilhada.

Distribuição: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo); Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina). Alcunha: “*Xyris* palmada”.

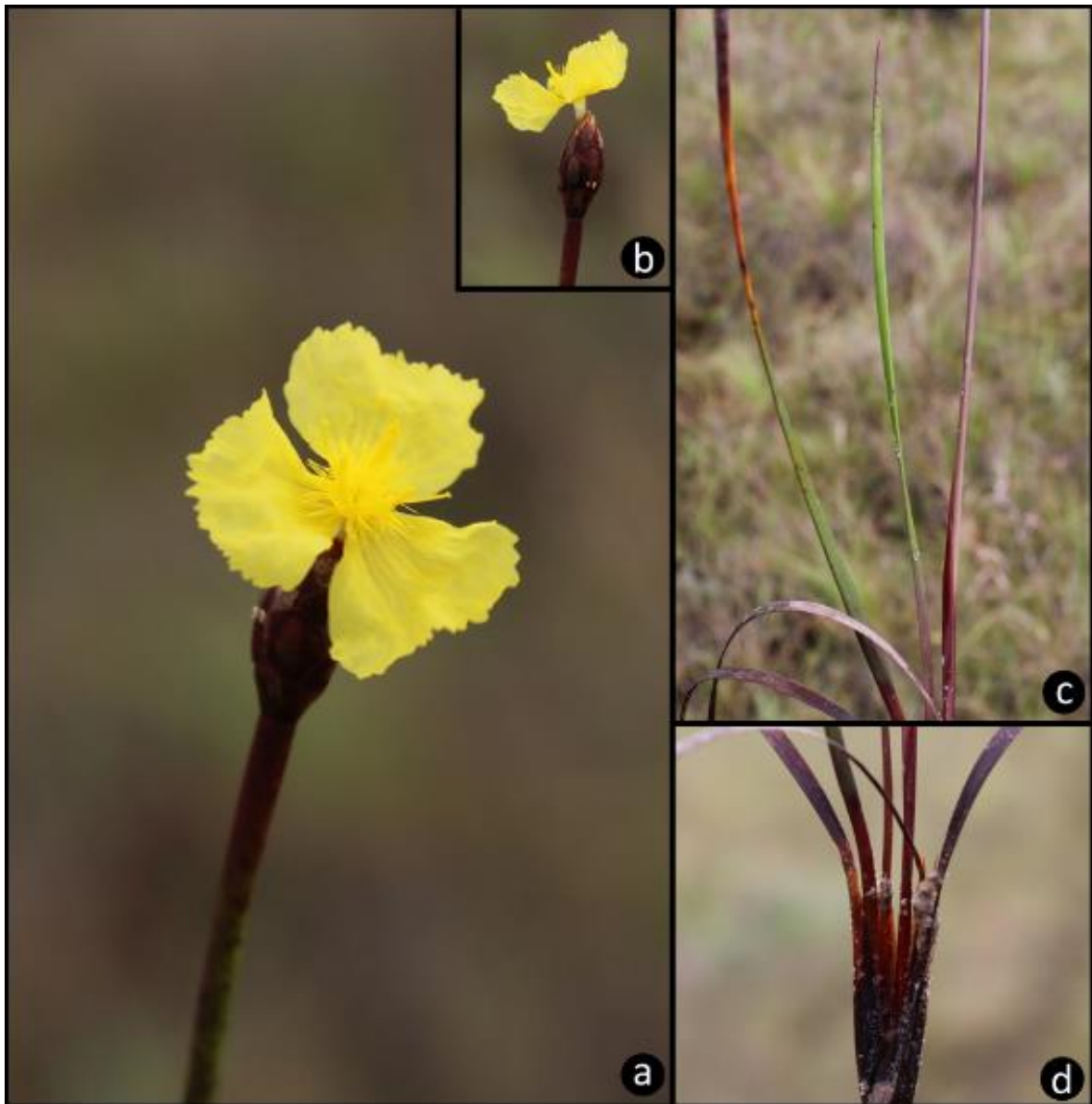


Figura 48. *Xyris* sp2. **A-B:** Inflorescência; **C:** Folha; **D:** Base foliar.

- **Xyridaceae**

Morfotipo: *Xyris* sp3 (Figura 49).

Erva com 7 cm. Folhas verdes com base e ápice avermelhado, glabra; Inflorescência amarela; Flor com estame e estaminódio amarelos e com borda serrilhada.

Distribuição: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo); Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina). Alcinha: “*Xyris míni*”.



Figura 49. *Xyris* sp3. **A:** Hábito; **B:** Flor; **C:** Folhas; **D:** Base foliar.

- **Xyridaceae**

Morfotipo: *Xyris* sp4 (Figura 50).

Erva com 8 cm. Folhas glabras, lâmina ereta com base foliar equinada; Flor com botão e brácteas cor ferrugíneas.

Distribuição: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo); Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina). Alcinha: “*Xyris* coroa”.

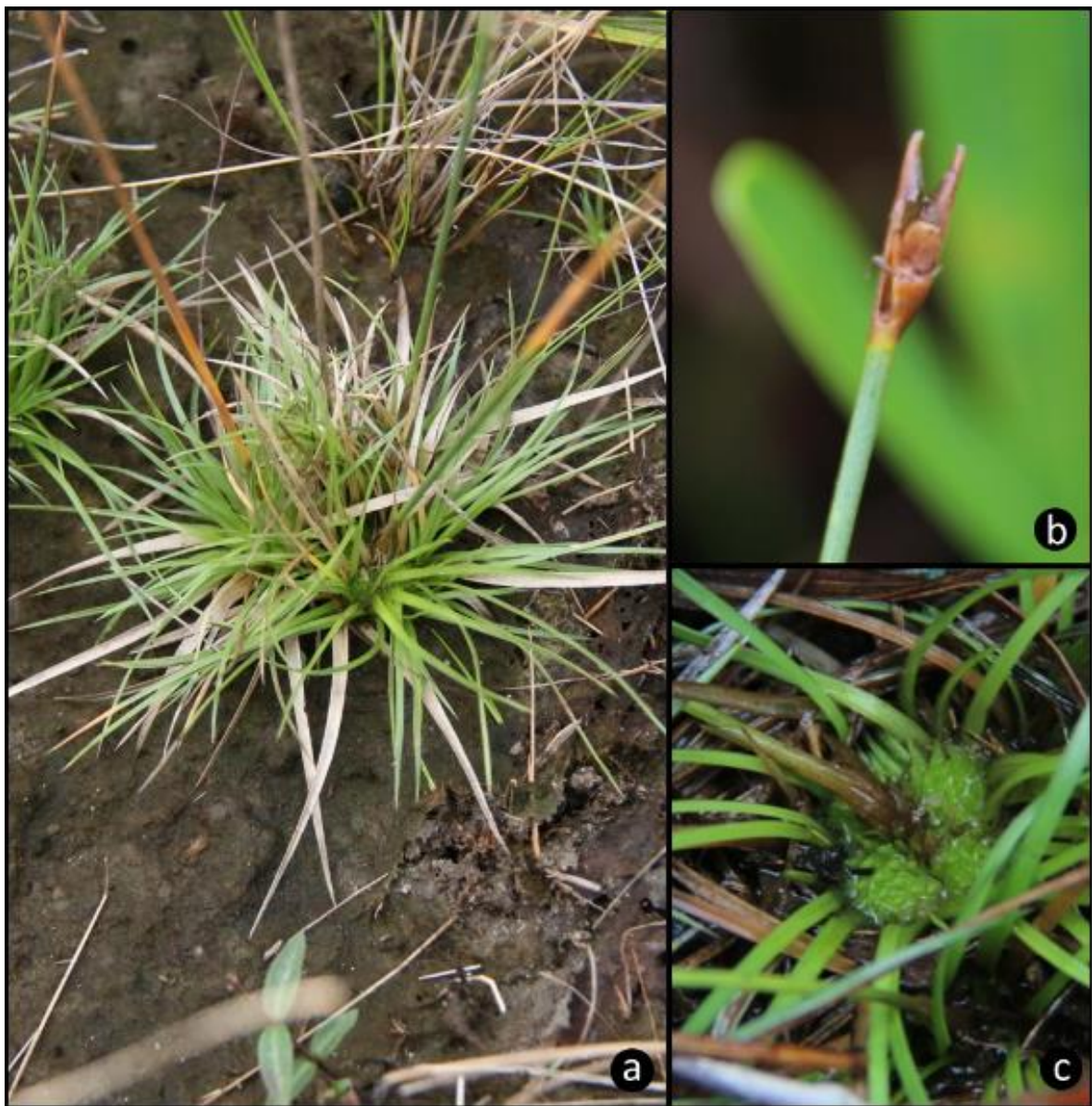


Figura 50. *Xyris* sp4. **A:** Hábito; **B:** Botão floral; **C:** Roseta foliar.

- **Xyridaceae**

Morfotipo: *Xyris* sp5 (Figura 51).

Erva com 10 cm. Folhas avermelhadas.

Distribuição: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo); Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina). Alcinha: “*Xyris* palmada *red*”.

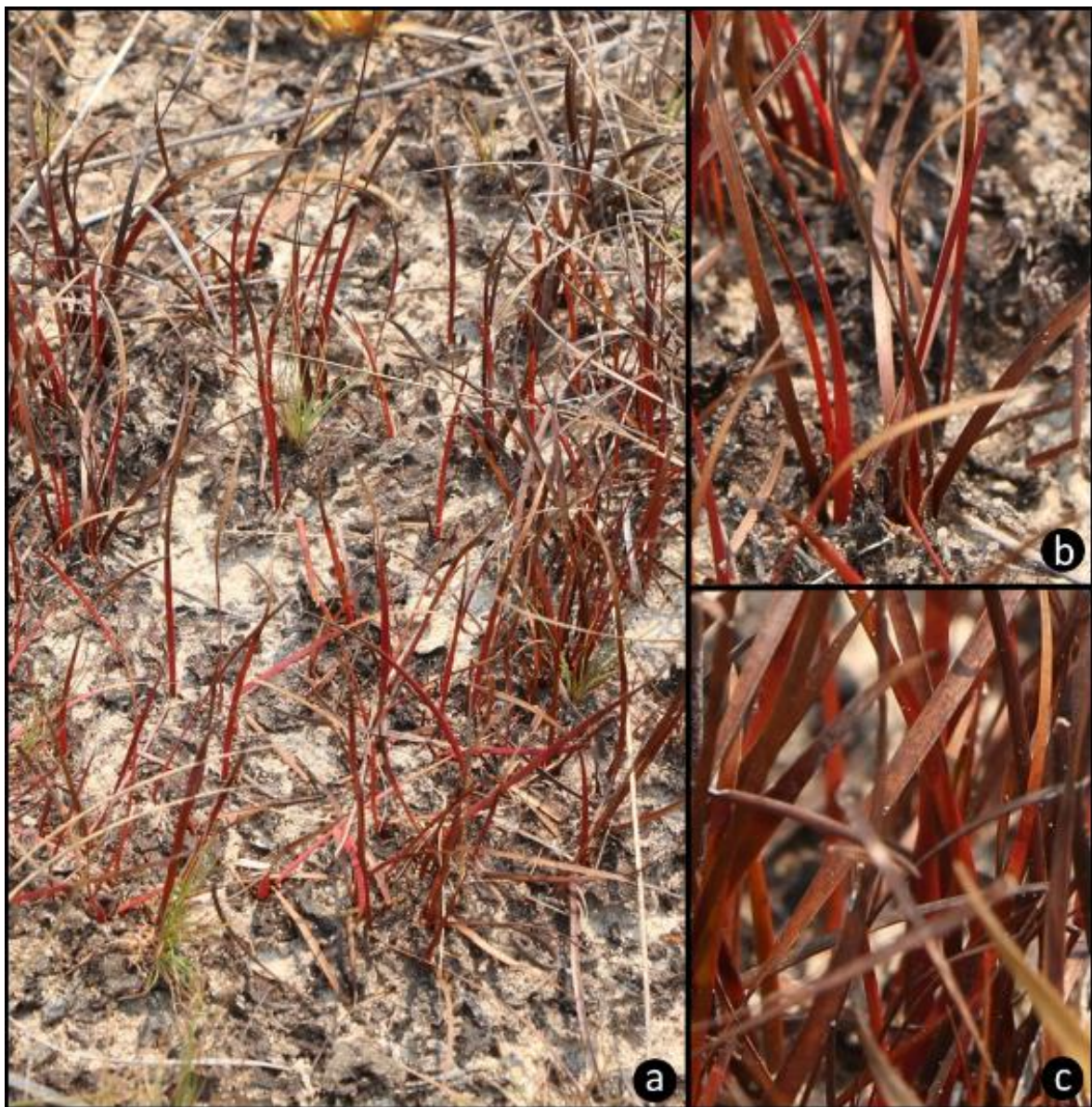


Figura 51. *Xyris* sp5. A: Hábito; B-C: Folhas.

5.2.3 Morfotipos identificados a nível de família

Foram identificados a 13 morfotipos a nível de família, como listado a seguir:

- **Cyperaceae**

Morfotipo: Cyperaceae sp1 (Figura 52).

Erva com 40 cm. Folhas basais, torcidas e glabras; Inflorescência com bráctea verde com inflorescência pilosa com glumela cor ferrugínea.

Distribuição: em todo o Norte; Nordeste; Centro-Oeste; Sudeste; Sul. Alcinha: “*Xyris* sp1”.



Figura 52. Cyperaceae sp1. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folhas; **D:** Base foliar.

- **Cyperaceae**

Morfotipo: Cyperaceae sp2 (Figura 53).

Erva com 40 cm. Folhas lineares, lanceoladas e pilosas; Inflorescência em espiguetas ferrugíneas.

Distribuição: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo); Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina). Alcinha: “Cenourinha míni”.

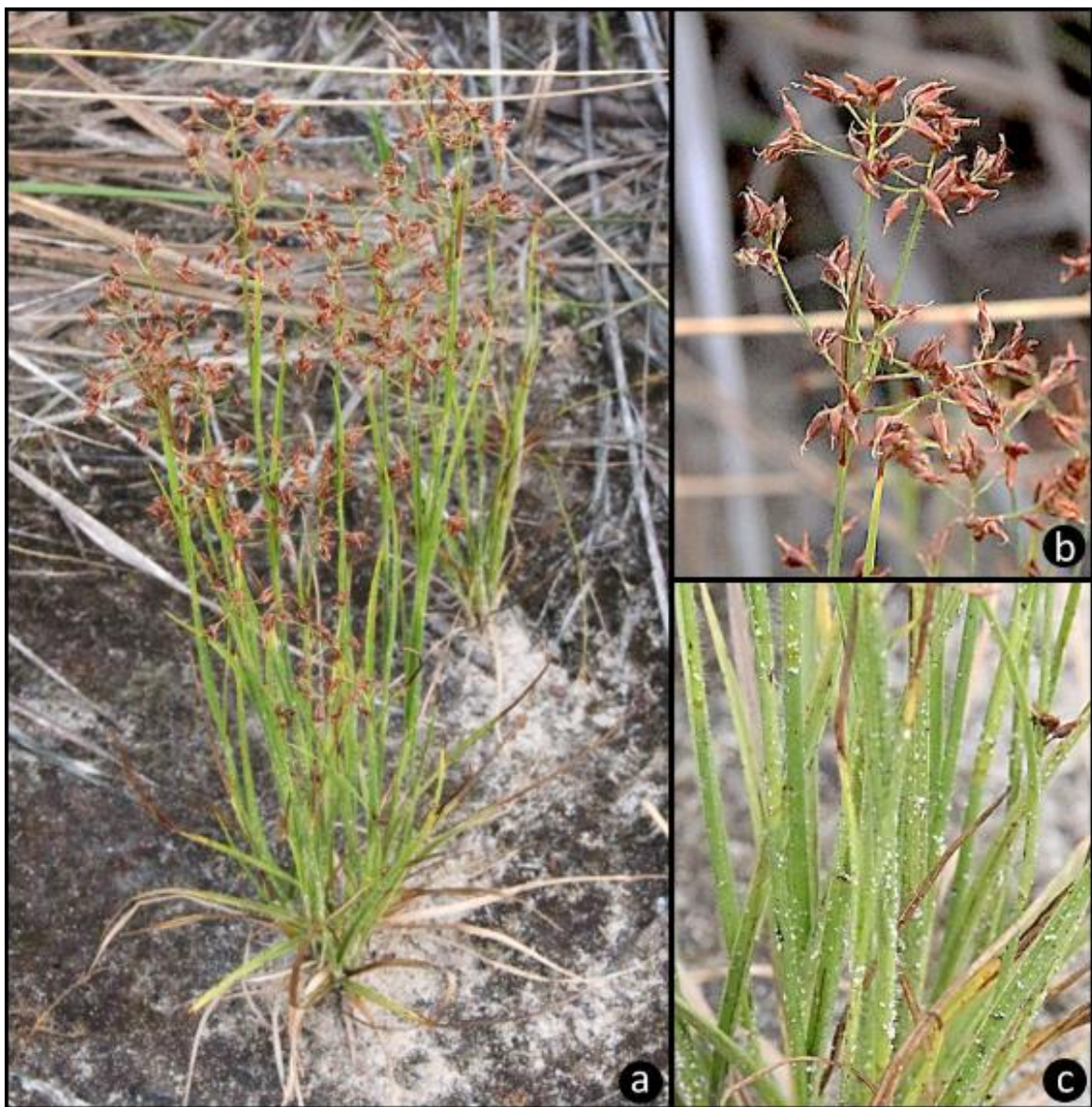


Figura 53. Cyperaceae sp2. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folhas.

- **Cyperaceae**

Morfotipo: Cyperaceae sp3 (Figura 54).

Erva com 35 cm. Folhas lineares, lanceoladas com bordas ciliadas; Inflorescência com espigas verdes com base e ápice roxa.

Distribuição: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo); Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina). Alcinha: “Cenourinha verde”.



Figura 54. Cyperaceae sp3. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folha; **D:** Base.

- **Cyperaceae**

Morfotipo: Cyperaceae sp4 (Figura 55).

Erva com de 40 cm. Folhas lineares, lanceoladas e margens ciliadas; Inflorescência em espiguetas em capítulo verde amarelado, bráctea verde.

Distribuição: Norte; Nordeste; Centro-Oeste; Sudeste; Sul. Alcinha: “Piloso agulha”.

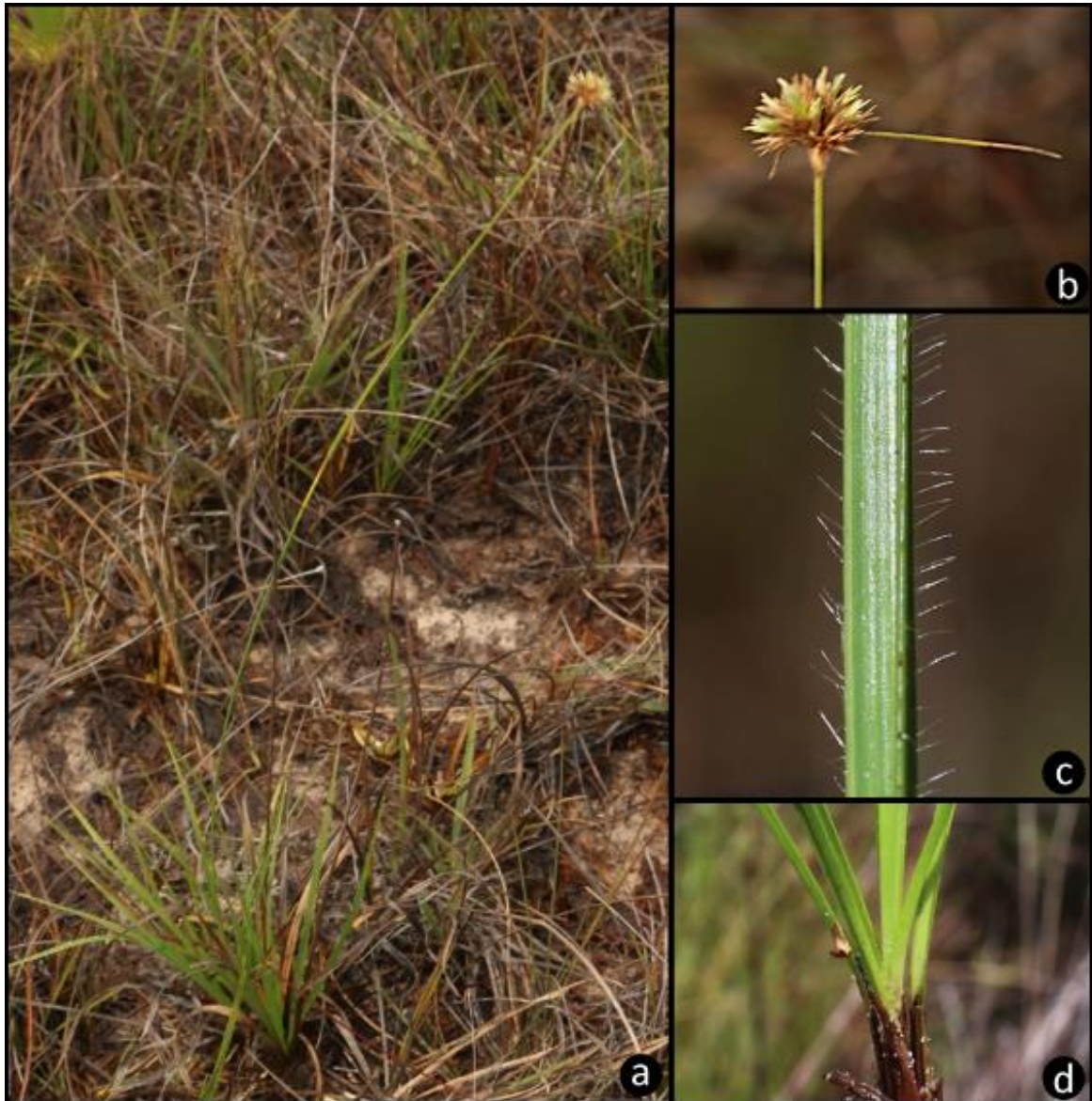


Figura 55. Cyperaceae sp4. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folha; **D:** Base foliar.

- **Poaceae**

Morfotipo: Poaceae sp1 (Figura 56).

Erva com 85 cm. Folhas basalmente cordadas, amplexicaule, pilosas em ambas as faces; Inflorescência verde amarelada; Flor com estigma lilás e anteras escuras.

Distribuição: Norte; Nordeste; Centro-Oeste; Sudeste; Sul. Alcinha: “Piloso grande”.

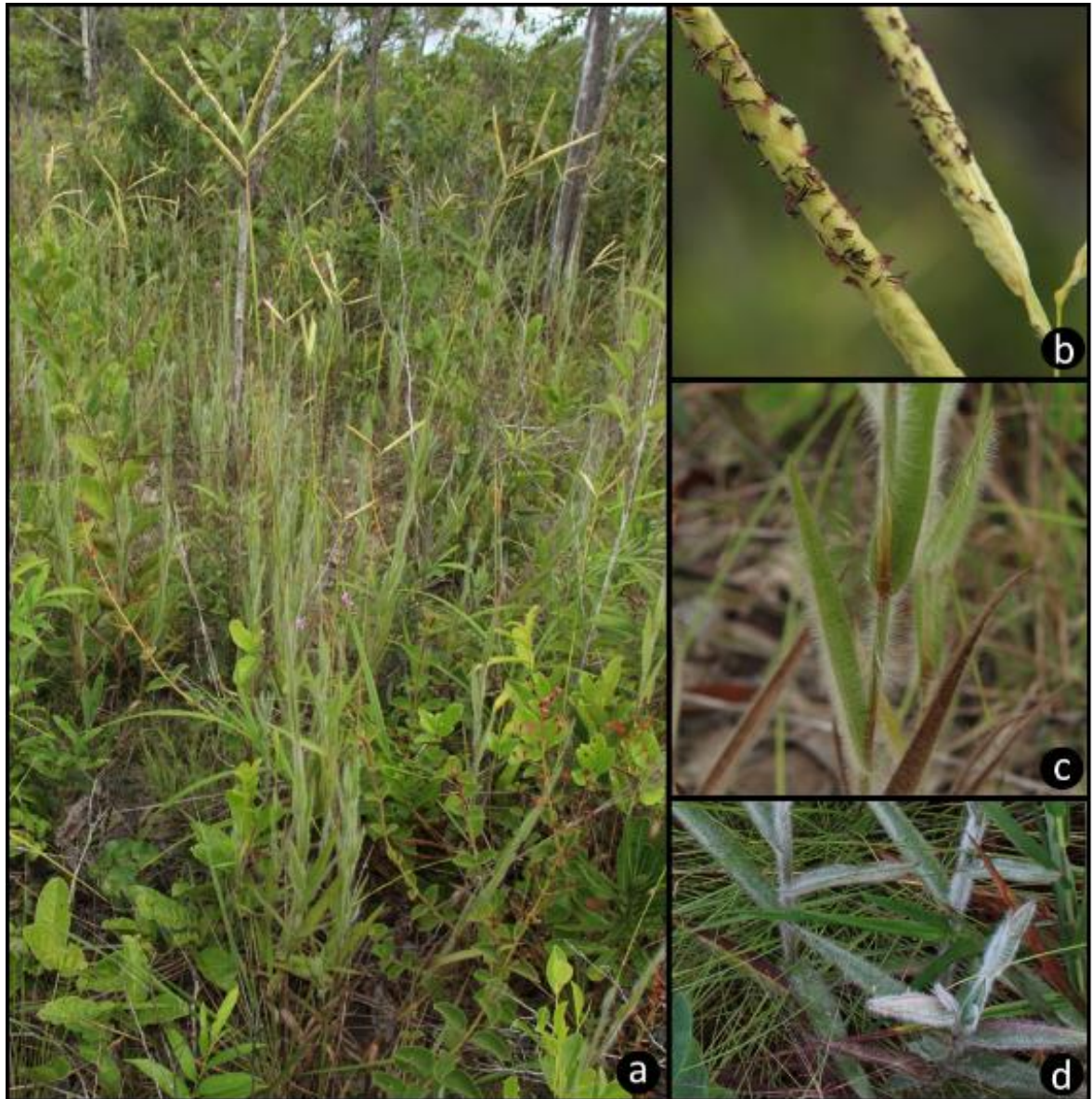


Figura 56. Poaceae sp1. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folhas; **D:** Base foliar.

- **Poaceae**

Morfotipo: Poaceae sp2 (Figura 57).

Erva com 45 cm. Inflorescência em espiga verde amarelada; Folhas basalmente cordadas, filiformes, glabras.

Distribuição: Norte; Nordeste; Centro-Oeste; Sudeste; Sul.



Figura 57. Poaceae sp2. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folha.

- **Poaceae**

Morfotipo: Poaceae sp3 (Figura 58).

Erva com 50 cm. Folhas lanceoladas, glabras em ambas as faces.

Distribuição: Norte; Nordeste; Centro-Oeste; Sudeste; Sul.

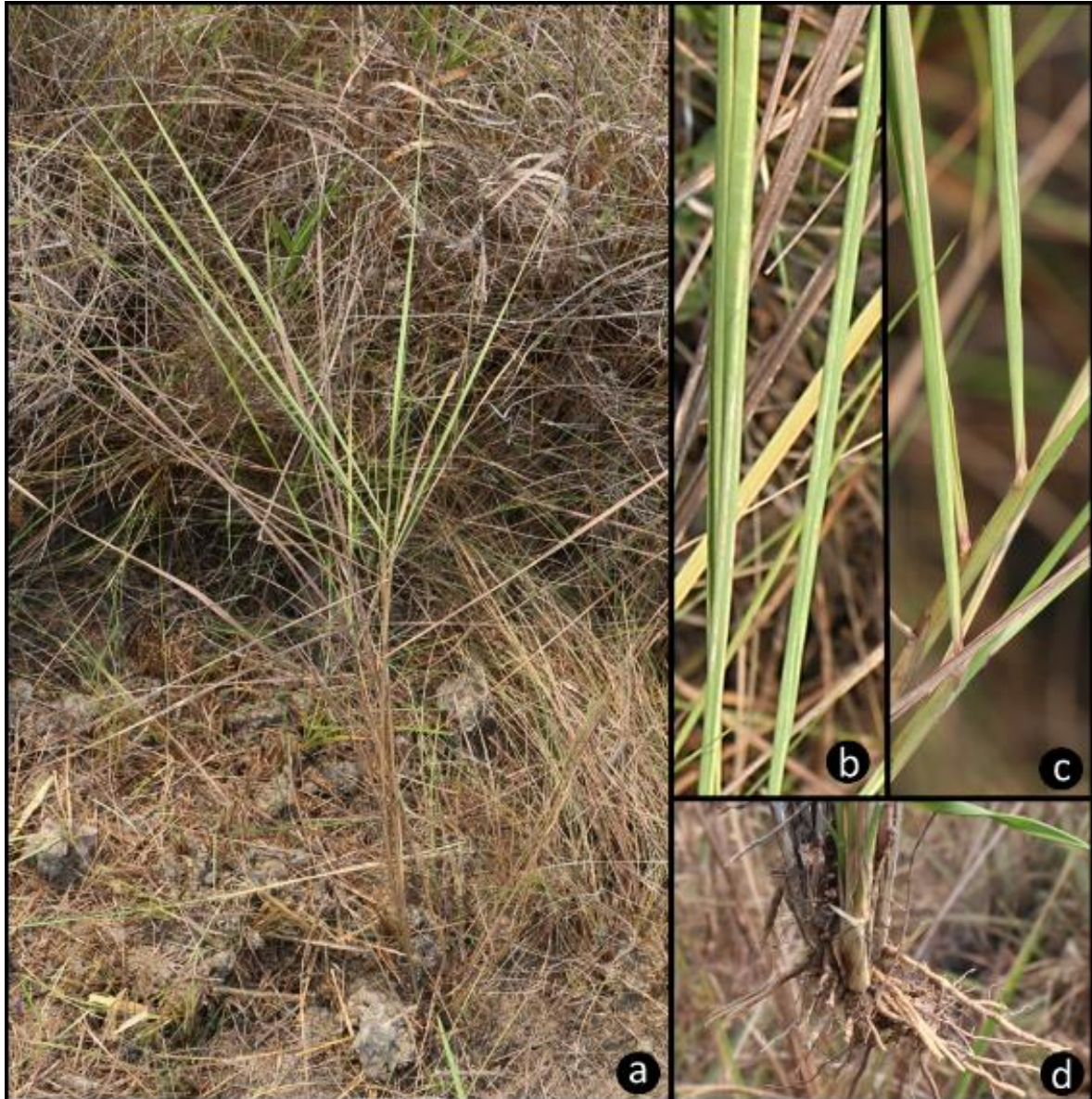


Figura 58. Poaceae sp3. **A:** Hábito; **B-C:** Folhas; **D:** Base foliar.

- **Poaceae**

Morfotipo: Poaceae sp4 (Figura 59).

Erva com 65 cm. Folhas lanceoladas, glabras em ambas as faces, porém com base pilosa envolvendo o caule.

Distribuição: Norte; Nordeste; Centro-Oeste; Sudeste; Sul.



Figura 59. Poaceae sp4. **A:** Hábito; **B-C:** Folhas; **D:** Base foliar.

- **Poaceae**

Morfotipo: Poaceae sp5 (Figura 60).

Erva com 35 cm. Folhas basalmente cordadas, pilosas e caule avermelhado na base foliar.

Distribuição: Norte; Nordeste; Centro-Oeste; Sudeste; Sul. Alcinha: “Piloso pequeno”.



Figura 60. Poaceae sp5. **A:** Hábito; **B-C:** Folhas; **D:** Base.

- **Poaceae**

Morfotipo: Poaceae sp6 (Figura 61).

Erva com 25 cm. Folhas basais, acículas e pilosas em ambas as faces.

Distribuição: Norte; Nordeste; Centro-Oeste; Sudeste; Sul. Alcinha: “Piloso fino”.



Figura 61. Poaceae sp6. **A:** Hábito; **B:** Folha; **C:** Base foliar.

- **Poaceae**

Morfotipo: Poaceae sp8 (Figura 62).

Erva com 45 cm. Folhas lineares, lanceoladas pilosas na face abaxial e glabras na face adaxial.

Distribuição: Norte; Nordeste; Centro-Oeste; Sudeste; Sul. Alcinha: “Piloso agulha AB”.



Figura 62. Poaceae sp8. **A:** Hábito; **B:** Estrutura reprodutora seca; **C:** Folhas; **D:** Base foliar.

- **Poaceae**

Morfotipo: Poaceae sp9 (Figura 63).

Erva com 50 cm de altura. Folhas acículas com ápice agudo e base pilosa.

Distribuição: Norte; Nordeste; Centro-Oeste; Sudeste; Sul. Alcinha: “Capim agulha”.

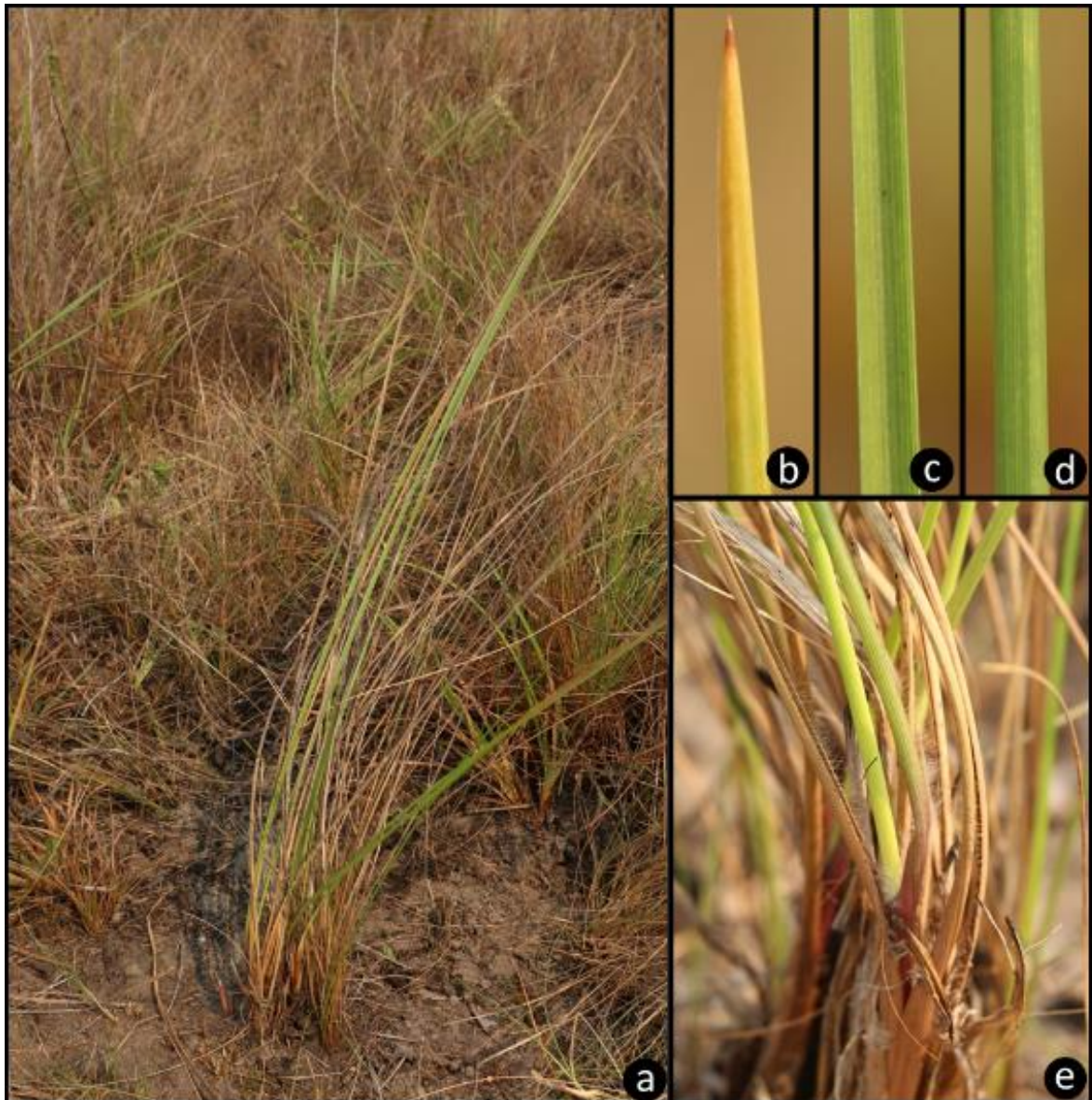


Figura 63. Poaceae sp9. **A:** Hábito; **B-C-D:** Ápice, meio e base da folha; **E:** Base.

- **Poaceae**

Morfotipo: Poaceae sp10 (Figura 64).

Erva com 40 cm. Folhas lanceoladas, glabras em ambas as faces; Inflorescência espiga amarelada.

Distribuição: em todo o Norte; Nordeste; Centro-Oeste; Sudeste; Sul. Alcinha: “Vassourinha”.

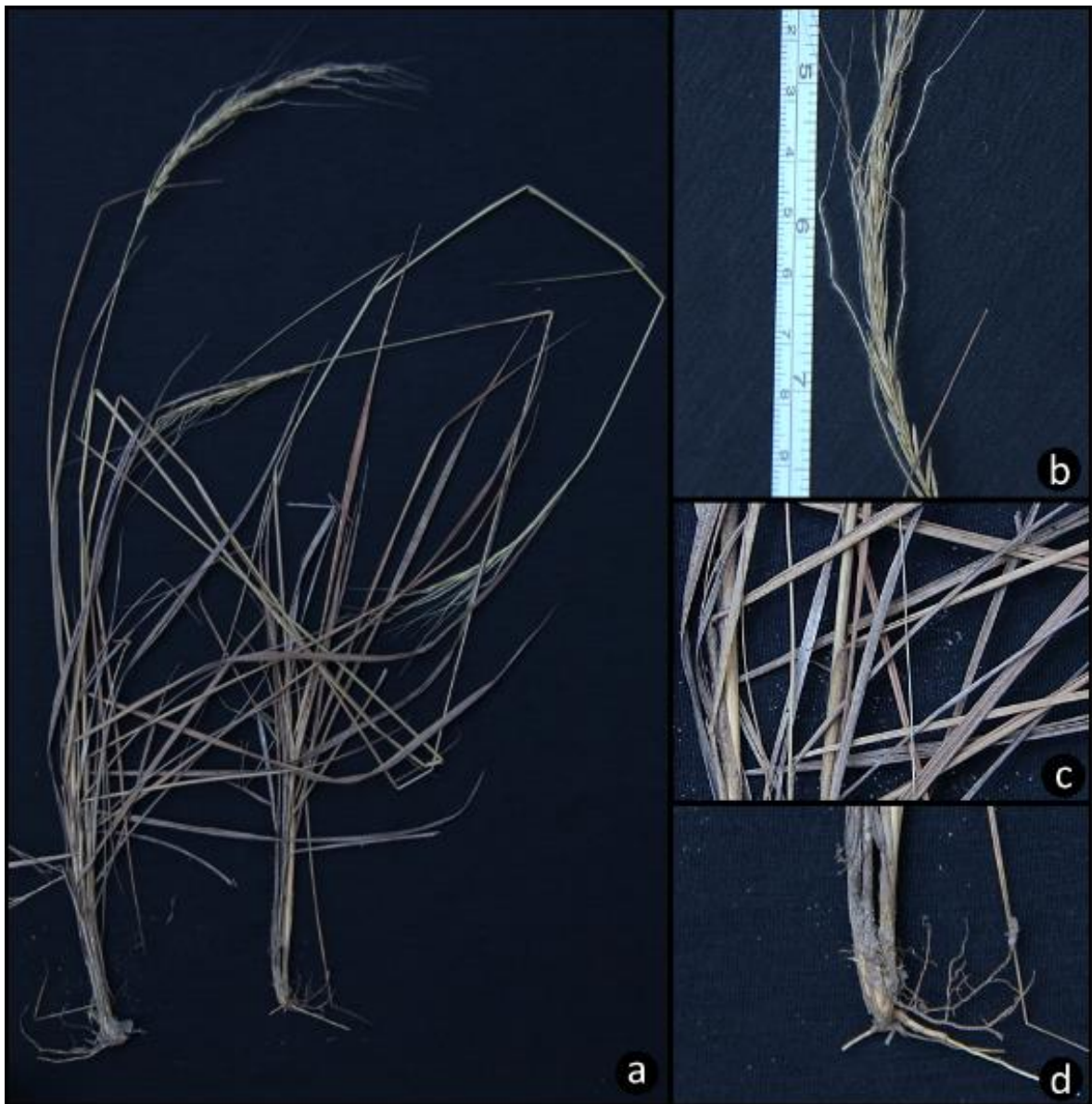


Figura 64. Poaceae sp10. **A:** Hábito; **B:** Inflorescência; **C:** Folhas; **D:** Base foliar.

5.2.3 Morfotipos sem identificação

Entre os morfotipos, três se mantiveram indeterminados, sendo o Indeterminado 02 sem registro fotográfico, como listado a seguir:

- **Morfotipo:** Indeterminado 01 (Figura 65).

Erva com 35 cm de altura. Folhas simples, alternas com borda serrilhada; Flor amarela.



Figura 65. Indeterminado 01. **A:** Inflorescência; **B:** Folha.

- **Morfotipo:** Indeterminado 02.

Descrição: (sem foto).

- **Morfotipo:** Indeterminado 03 (Figura 66).

Erva com 14 cm de altura. Folhas opostas cruzadas e membranáceas; Flor com corola amarela, pétalas brancas que mudam de cor para lilás com o passar do dia.

Distribuição: Norte (Acre, Amazonas, Amapá, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins); Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe); Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso); Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo); Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina). Alcinha: “*Polygala* sp3”.



Figura 66. Indeterminado 03. **A:** Hábito; **B:** Flor ao abrir; **C:** Folhas e base.

6 DISCUSSÃO

6.1 Da composição e dos efeitos da época do fogo na flora herbácea dos Campos Amazônicos

A composição florística do estrato herbáceo das áreas amostradas resultou na individualização de um total de 52 morfotipos de plantas, sendo que as duas Zonas experimentais apresentaram alta similaridade, compartilhando mais de 80% das espécies. O registro de maior riqueza de espécies na Zona B (quatro espécies a mais) em comparação com a Zona A de certa forma surpreende, já que o fato de a primeira passar grande parte do período chuvoso alagada poderia supor um filtro biológico que restringisse o estabelecimento de mais espécies. Assim, interpreta-se que esse alagamento está possibilitando que um número sensivelmente maior de espécies se estabeleça em comparação com a Zona A, onde se identificaram três espécies exclusivas, frente a um total de sete identificadas na Zona B.

O número total de espécies encontrado é similar ao observado por Rocha e Costa-Neto (2019) ao estudarem a flora herbáceo-arbustiva de 19 savanas amazônicas localizadas no Amazonas, Amapá, Pará e Roraima. Eles identificaram uma riqueza média de 51 espécies por área, tendo alcançado a identificação de 390 espécies no total. Porém, esse número de espécies é inferior quando comparado à riqueza observada em áreas amostradas do Cerrado core, tais como a Estação Ecológica de Santa Bárbara, em Águas de Santa Bárbara, no estado de São Paulo, com um total de 130 espécies (ABREU et al., 2017); a Fazenda Água Limpa, situada ao sul do Distrito Federal, com 163 espécies (MUNHOZ; FELFILI, 2006); e a Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, com 187 espécies (SANTOS, 2019). Essa diferença na riqueza de espécies entre as áreas core do Cerrado e das savanas amazônicas era esperada, tendo sido registrada na literatura, entre outros aspectos, como efeito do isolamento biogeográfico em fragmentos reduzidos (EITEN, 1994).

Com os tratamentos de fogo aplicados (queima de início de seca e meio de seca), foi observado um aumento do número de espécies, comparando o levantamento realizado em 2019 (antes do fogo) com o de 2021 (dois ciclos chuvosos após o fogo). Esse aumento foi acompanhado de uma estabilidade na riqueza de espécies observada nas parcelas excluídas do fogo, conferindo consistência aos resultados. A associação de exclusão de fogo e perda de diversidade nas savanas brasileiras vem sendo bastante discutida na literatura nos últimos anos, com resultados consistentes observados em áreas do Cerrado brasileiro e outras savanas do mundo (ABREU et al., 2017; STEVENS et al., 2017; VELDMAN et al., 2015). Os resultados demonstram, portanto, que nas savanas amazônicas os efeitos do fogo também geram um aumento da diversidade de espécies do estrato herbáceo, mesmo se tratando de zonas

biogeograficamente isoladas e com níveis maiores de precipitação anual em comparação com áreas core do Cerrado.

Esse aumento da riqueza de espécies herbáceas em ambos os tratamentos de fogo (queima de início e meia de seca) pode ser explicado pelo fato de que a passagem do fogo interfere na competição entre as espécies ao consumir a parte aérea das suas plantas. Como efeito, certas espécies que antes poderiam estar dormentes no banco de sementes passam a germinar, tanto como resposta à temperatura do fogo ou à fumaça gerada por ele (ZIRONDI; SIVEIRA; FIDELIS, 2019) como pela ausência de sombreamento e consequente passagem da luz solar no solo, especialmente nas duas áreas que levavam mais de dez anos sem ser queimadas. Cabe ainda destacar, conforme discutido na seção 3.3, que as espécies do estrato herbáceo desses ecossistemas têm múltiplas estratégias de resposta regenerativa ao fogo (PILON et al., 2021), associadas a processos evolutivos da flora com a presença de regimes naturais de queima, sugerindo que a fonte de propágulos disponíveis para uma potencial recolonização permanece alta após uma década de exclusão de fogo.

Em termos específicos do efeito da época do fogo, não se observaram diferenças estatisticamente significativas entre a variação do número de espécies de herbáceas em áreas queimadas no início e no meio de seca, apenas no comparativo dessas áreas queimadas com as áreas excluídas do fogo. É importante mencionar que a intensidade do fogo registrada nos experimentos foi aproximadamente 3,5 vezes maior na queima de meio de seca em comparação com a de início de seca (ALVES et al., 2022) (**Figura 67**). Ou seja, a nível de comunidade de herbáceas, a riqueza de espécies aumentou em magnitudes similares nas parcelas queimadas em início e meio de seca em comparação à variação observada nas parcelas excluídas do fogo, mesmo se tratando de fogos com comportamentos muito diferentes.

Os efeitos da época do fogo observados se restringem à variação da abundância relativa de duas espécies: *Xyris* sp4 e *Poaceae* sp9. No caso da primeira, a comparação dos levantamentos de 2019 e de 2021 assinala uma redução da sua abundância nas parcelas tratadas com fogo de início de seca, ao mesmo tempo que sua abundância nas parcelas tratadas com fogo de meio de seca aumenta. Já com *Poaceae* sp9 ocorre o contrário: sua abundância aumenta como resposta ao fogo de início de seca e diminui como resposta ao fogo de final de seca. Esses dados sugerem que essas espécies poderiam se beneficiar com a ocorrência do fogo em determinada época do ano, podendo ter associação com a sua fenologia reprodutiva. Cabe, neste caso, o desenvolvimento de estudos mais específicos, com amostragens mais robustas e

direcionadas a indivíduos dessas duas espécies, para confirmar ou descartar esse comportamento.

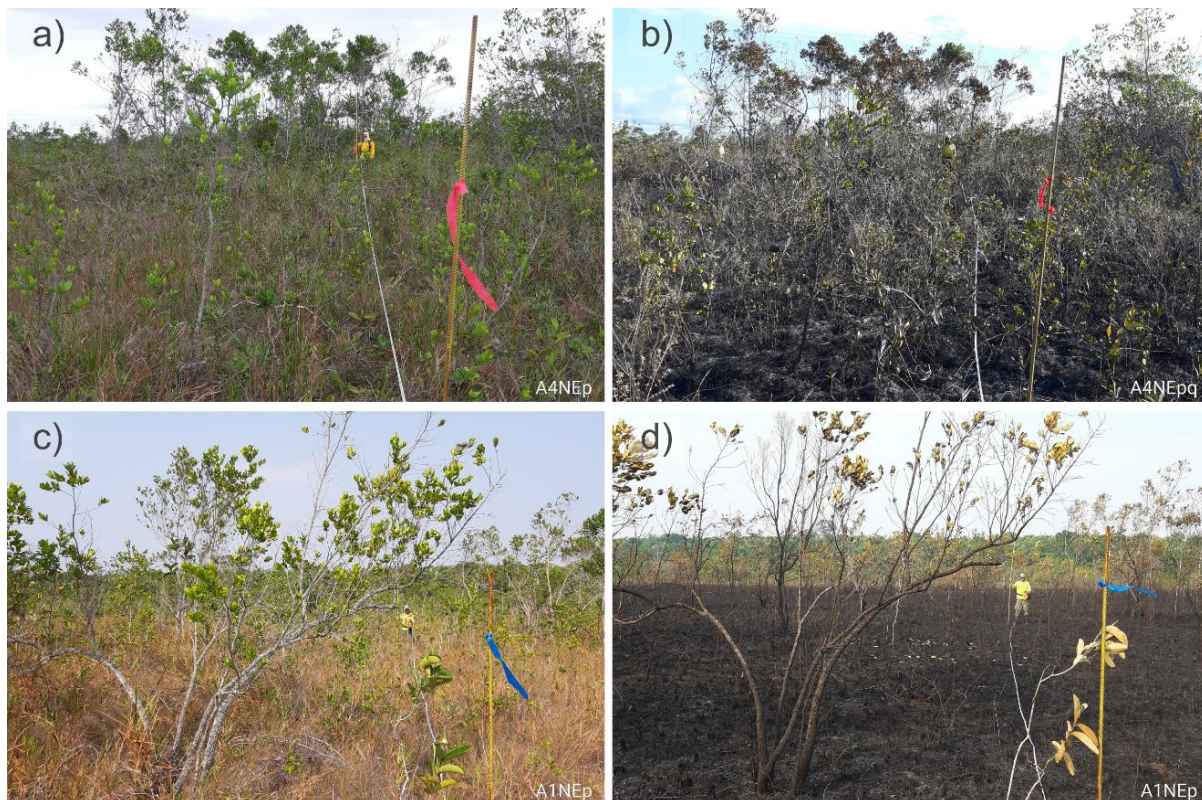


Figura 67. Fotografias de antes e depois da queima demonstrando as diferenças entre o efeito do fogo em um experimento no início da seca (a-b) e meio de seca (c-d), nas parcelas A04 e A01, respectivamente, ambas na Zona A. Fonte: Alves et al. (2022, p. 8). Fonte: organizado pelo autor.

Ambos os tipos de fogo geraram uma queda nos níveis de dominância do morfotipo *Rynchospora* sp3, a espécie mais dominante nas duas zonas experimentais. Refere-se a uma erva que se desenvolve em forma de touceira, e o seu adensamento gera sombreamento do solo. Logo, a queda nos níveis de dominância dessa espécie pode ser um dos fatores explicativos do aparecimento de cinco novas espécies amostradas exclusivamente nas parcelas tratadas com fogo de início ou final de seca no levantamento de 2021. Entre essas espécies, possivelmente beneficiadas pela passagem do fogo, destacaram-se a *Cyperaceae* sp2 (que passou a aparecer em oito parcelas queimadas — cinco de meio de seca e três de início de seca — e não apareceu em parcelas excluídas do fogo em 2021 nem em todo o levantamento de 2019) e a *Utricularia simulans* (que passou a aparecer em três parcelas queimadas — uma de início de seca e duas de meio de seca — e também não foi amostrada nas parcelas excluídas do fogo em 2021 nem em nenhuma parcela do levantamento de 2019). As outras três espécies que apresentaram esse mesmo comportamento (*Xyris* sp3, *Polygala timotou* e Indeterminado 03) ocupam porções

muito reduzidas da amostra de pós-fogo, ocorrendo em apenas uma ou duas parcelas que passaram pelo fogo. Destaca-se ainda que, mais do que passar a aparecer no segundo levantamento, algumas espécies passaram a ter uma abundância maior nas parcelas tratadas com fogo em comparação às não queimadas, com destaque para as espécies *Rynchospora barbata*, Poaceae sp10, Cyperaceae sp4 e *Utricularia* sp1.

Por outro lado, há quatro espécies que podem ser elencadas entre as possíveis espécies sensíveis ao fogo: *Epistephium sclerophyllum*, Indeterminado 02, *Abolboda macrostachya* e *Xyris* sp5. No caso das duas primeiras, ambas ocorreram em apenas uma unidade amostral dos levantamentos de 2019 que posteriormente passaram por fogo (a primeira de início de seca e a segunda de meio de seca), e estiveram ausentes nos levantamentos de 2021. Nos casos da *Abolboda macrostachya* e *Xyris* sp5, ambas estiveram presentes nos dois levantamentos, mas no segundo estão restritas a parcelas excluídas do fogo. Entretanto, as quatro espécies acima mencionadas possuem uma distribuição muito restrita na amostra, sendo necessários estudos específicos ou com amostragens mais robustas para verificar se efetivamente se tratam de espécies sensíveis ao fogo.

Ainda em termos de amostragem, é importante ponderar que, apesar de os dois levantamentos terem sido realizados em época do ano similar (final do período chuvoso), há uma diferença entre os meses de coleta dos dados (2019 — fevereiro; 2021 — abril). A isso também se soma o fato de que o desenho amostral do projeto como um todo privilegiou um maior número de réplicas às parcelas tratadas com fogo em comparação às excluídas dele. Ambos os casos podem influenciar na identificação ou não de certos morfotipos de mais rara distribuição na comparação dos dois levantamentos, o que pode explicar certas inconsistências tais como a identificação de quatro novos morfotipos nas parcelas excluídas do fogo no levantamento de 2021 em comparação ao realizado em 2019.

Ainda assim, do ponto de vista da análise da comunidade, o aumento da riqueza de espécies nas parcelas queimadas em início ou meio de seca em comparação às excluídas do fogo não se observa apenas comparando os resultados dos levantamentos de 2021, nos quais a amostragem é desbalanceada (número de parcelas queimadas amostradas é maior que o número de parcelas excluídas do fogo). A mesma tendência é observada comparando a variação que os grupos amostrais de parcelas queimadas no início e no meio de seca apresentaram entre o levantamento de 2019 (antes dos tratamentos de fogo) e 2021 (dois ciclos chuvosos após o fogo), nos quais a amostragem é igualmente balanceada. Essa convergência também é observada ao analisar a variação dos dados de quantidade de cobertura vegetal em relação ao

solo exposto, que mostram que o comparativo das estimativas entre parcelas excluídas do fogo e queimadas do levantamento de 2021 é detectado com a mesma magnitude no comparativo dos dados de 2019 e 2021 no grupo de parcelas tratadas com fogo de início e meio de seca. Ou seja, apesar de os dados apresentarem limitações para contrastar a ocorrência ou não de certas espécies de mais rara distribuição na amostragem, os resultados demonstram consistência para obtenção de inferências genéricas a nível de comunidade do estrato herbáceo.

Ressalta-se que os estudos aqui analisados estão sendo continuados utilizando o mesmo desenho experimental para avaliar os efeitos da frequência do fogo sobre a comunidade de herbáceas do PNCA. Mais especificamente, os grupos de parcelas queimados em início de seca e meio de seca foram divididos em dois grupos de frequência (queimas bienais e queimas trienais), resultando no balanceamento amostral das 30 parcelas experimentais em cinco grupos (seis parcelas de queimas de início de seca bienais; seis parcelas de queimas de início de seca trienais; seis parcelas de queimas de meio de seca bienais; seis parcelas de queimas de meio de seca trienais; e seis parcelas excluídas do fogo). Os tratamentos já foram reproduzidos nos anos de 2021 e 2022, sendo que para este ano está previsto um novo levantamento, das parcelas queimadas em 2021 e das excluídas do fogo. Prevê-se, portanto, seguir colaborando com a compreensão da flora herbácea em ecossistemas de savana amazônica e suas relações com a ocorrência do fogo.

6.2 Possíveis repercussões no contexto do PMIF do PNCA

Ao incluírem queimas no início de seca (final de maio), os experimentos aqui analisados simulam, por um lado, os efeitos que podem decorrer de queimas prescritas habituais, realizadas pela gestão da UC principalmente nos meses iniciais de seca para controlar o acúmulo de material combustível e reduzir o número de grandes incêndios na área (ICMBIO, 2022). Por outro lado, os experimentos de queima de meio de seca (final de agosto/início de setembro) simulam efeitos de fogo no período de maior ocorrência de grandes incêndios na região, o pico da estação seca (ALVES; PÉREZ-CABELLO, 2017).

Do ponto de vista do estrato herbáceo, os resultados suportam que, independentemente da época do fogo, após dois ciclos chuvosos a regeneração da proporção de cobertura vegetal já atinge valores médios superiores a 80% em relação ao solo exposto, dados similares aos valores observados antes do fogo. Esse dado conecta-se com as estimativas de biomassa aérea analisadas no contexto geral do projeto, onde se observa que, dois ciclos chuvosos após os experimentos, as parcelas queimadas com fogo em início e meio de seca recuperam 83,5% e 81,8% de sua biomassa área, respectivamente, em comparação com o total que existia

previamente à aplicação dos tratamentos (ALVES et al., 2022). Ou seja, dois anos após a ocorrência do fogo, a cobertura vegetal do estrato herbáceo já apresenta continuidade espacial e dispõe de biomassa suficiente para propagação de uma ignição de fogo (seja ela antrópica ou natural), ressaltando a importância de que não haja descontinuidade de ações de PMIF que visem a fragmentação de material combustível para que se atinjam os objetivos de evitar a ocorrência de grandes incêndios na região.

Combinado aos resultados discutidos na seção prévia, os dados sugerem que o uso de queimas prescritas nos meses iniciais de seca pode gerar um aumento na diversidade de espécies do estrato herbáceo das fisionomias de campo sujo estacional e de variações de campo limpo e sujo hiperestacional do PNCA, em comparação a áreas de exclusão de fogo. Também é possível interpretar que, para a comunidade de herbáceas, a ocorrência de um incêndio em um período crítico do ano também pode resultar em aumento da riqueza de espécies em comparação a áreas excluídas do fogo. Dessa forma, é possível fundamentar que, considerando a comunidade de espécies do estrato herbáceo presente nas fisionomias abertas dos Campos Amazônicos, as atuais ações de MIF conduzidas no PNCA podem ser justificadas do ponto de vista ecológico, para além dos interesses de fragmentação do material combustível para redução de grandes incêndios. Entretanto, observou-se a existência de certas espécies que podem ser beneficiadas ou prejudicadas de acordo com o tipo de fogo ou com a ausência dele, dando indícios da importância de que a consolidação dos mosaicos de fragmentação de combustível busque incluir, além de áreas tratadas com fogo em distintas épocas, áreas específicas que estejam excluídas dele.

Por fim, é relevante ponderar que os experimentos aqui analisados avaliam apenas o efeito da época do fogo sobre a flora, sobre áreas que estavam há mais de 10 anos sem fogo. Outros aspectos do regime, tais como os possíveis efeitos da frequência de ocorrência do fogo e suas interações com a flora e a fauna, devem ser devidamente estudados e considerados no contexto de otimização das políticas de MIF aplicadas.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo buscou caracterizar os efeitos da época do fogo sobre a dinâmica da flora herbácea em áreas de savana amazônica, tendo como área de estudo o maior enclave de Cerrado da Amazônia Meridional, situados em áreas do PNCA. A comparação dos levantamentos realizados em 2019 (antes da aplicação dos tratamentos de fogo) e em 2021 (dois ciclos chuvosos após os tratamentos de fogo) demonstra que a riqueza da comunidade de ervas do estrato herbáceo apresentou um aumento significativo nas parcelas tratadas com fogo de início de seca e de meio de seca, ambas em comparação com as variações observadas nas parcelas não queimadas. Comparando especificamente os grupos de parcelas tratadas com fogo em duas épocas do ano diferentes, o aumento de espécies observado foi similar. Conclui-se, portanto, que a época do fogo não influenciou na variação da riqueza de espécies, mas sim a ocorrência ou não de fogo, tanto para a fisionomia de campo sujo estacional (Zona A) quanto para a de variações de campo limpo e campo sujo hiperestacional (Zona B).

Em termos de variação da abundância, em ambas as áreas os dois tipos de fogo influenciaram na diminuição da abundância da espécie mais dominante (*Rynchospora* sp3), favorecendo uma distribuição mais equitativa das espécies. Também se verificou que, passados dois ciclos chuvosos após a realização das queimas de início e meio de seca, a regeneração da cobertura vegetal em relação ao solo exposto atinge níveis similares aos observados nas parcelas excluídas do fogo, e não há diferenças estatisticamente significativas em comparação com as estimativas de cobertura vegetal realizadas no levantamento pré-fogo.

Destaca-se que entender e gerar informações a respeito da relação do fogo e das formações vegetais é um objetivo prioritário estabelecido pelo Plano de Manejo do PNCA, documento de referência para a gestão dessa UC (ICMBIO, 2016). Prévio à condução destes estudos, o conhecimento da flora local esteve muito restrito às campanhas pontuais de coletas realizadas nos estudos de criação da UC. Com a realização destes experimentos de queima, abriu-se uma grande oportunidade de se conhecerem em detalhes as relações entre a diferente composição florística da área e o fogo. Assim, espera-se ser possível que esse entendimento seja estendido à comparação entre distintos regimes de queimas em épocas de seca e em intervalos de anos diferentes, por meio de novas pesquisas, considerando a sua fundamental importância para o manejo do fogo e a preservação da biodiversidade dos ecossistemas campestres e savânicos da Amazônia.

REFERÊNCIAS

- ABREU, R.C.; HOFFMANN, W.A.; VASCONCELOS, H.L.; PILON, N.A.; ROSSATTO, D.R.; DURIGAN, G. The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. **Science advances**, v. 3, n. 8, p. e1701284, 2017.
- ARCHIBALD, S. Managing the human component of fire regimes: lessons from Africa. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 371, n. 1696, p. 20150346, 2016.
- ALVARADO, S. T.; SILVA, T. S. F.; ARCHIBALD, S.. Management impacts on fire occurrence: A comparison of fire regimes of African and South American tropical savannas in different protected areas. **Journal of Environmental Management**, v. 218, p. 79–87, 2018.
- ALVES, D.B.; PÉREZ-CABELLO, F. Multiple remote sensing data sources to assess spatio-temporal patterns of fire incidence over Campos Amazônicos Savanna Vegetation Enclave. **Science of The Total Environment**, v. 601–602, p. 142–158, 2017.
- ALVES, D. B.; FIDELIS, A.; PÉREZ-CABELLO, F.; ALVARADO, S.T.; CONCIANI, D. E.; CAMBRAIA, B. C.; SILVEIRA, A. L. P.; SILVA, T. S. F. Impact of image acquisition lag-time on monitoring short-term postfire spectral dynamics in tropical savannas: the Campos Amazônicos Fire Experiment. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 16, n. 03, p. 1–24, 2022.
- ALVES, D. B.; ALVARADO, S. T. Variação espaço-temporal da ocorrência do fogo nos biomas brasileiros com base na análise de produtos de sensoriamento remoto. **Geografia**, v. 44, n. 2, p. 321-345, 2019.
- ANDERSEN, A.N., COOK, G.D., WILLIAMS, R.J. Burning for conservation in Australian tropical savannas: implications from the Kapalga fire experiment. **Austral Ecology**, v. 30, p. 155–167, 2001.
- ANTAR, G.M.; PIVELLO, V.R.; GEROLAMO, C.S.; NOGUEIRA, A.; SANO, P.T. Herb-subshrub diversity in open savanna sites with distinct fire regimes in the Jalapão region, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 38, n. 6, p. 331-339, 2022.
- BARBOSA, R.; NASCIMENTO, S.P.D.; AMORIM, P.A.F.D.; SILVA, R.F.D.. Notas sobre a composição arbóreo-arbustiva de uma fisionomia das savanas de Roraima, Amazônia Brasileira. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 2, p. 323-329, 2005.
- BATALHA, M.A. Hyperseasonal cerrado, a new brazilian vegetation form. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, n. 4, p. 735–738, 2005.
- BATISTA, E.K.L., RUSSELL-SMITH, J., FRANÇA, H., FIGUEIRA, J.E.C. An evaluation of contemporary savanna fire regimes in the Canastra National Park, Brazil: Outcomes of fire suppression policies. **Journal of Environmental Management**, v. 205, p. 40–49, 2018.
- BENGTSSON, J.; BULLOCK, J. M.; EGOH, B.; EVERSON, C.; EVERSON, T.; O'CONNOR, T.; O'FARRELL, P. J.; SMITH, H. G.; LINDBORG, R. Grasslands — more important for ecosystem services than you might think. **Ecosphere**, v. 10, n. 2, 2019.

BERLINCK, C.N.; BATISTA, E.K.L. Good fire, bad fire: It depends on who burns. **Flora**, v. 268, p. 151610, 2020.

BERLINCK, C. N.; LIMA, L. H. A. Implementação do Manejo Integrado do Fogo em Unidades de Conservação Federais no Brasil, **Biodiversidade Brasileira**, v. 11, n. 2, p. 128–138, 2021.

BIGIO, N. C.; SECCO, R. D. S.; ESSER, H. J.; ALVES, D. B.; SILVEIRA, A. L. P.; RAMOS, R. S.; ANJOS, C.B.; GONÇALVES, K. D. S. *Mabea dalyana* (Euphorbiaceae-Hippomaneae): a new subshrub with xylopodia endemic to the savannas of the Brazilian Amazon. **Acta Botanica Brasilica**, n. 36, 2022.

BOND, W.J.; VAN WILGEN; B.W. Surviving fires — vegetative and reproductive responses. IN: BOND, W.J.; VAN WILGEN; B.W. **Fire and plants: Population and Community Biology Series**, v. 14, Londres, Inglaterra: Chapman & Hall, 1996. Disponível em: < https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-009-1499-5_3#chapter-info >. Acesso em: 18 jan. 2023.

BOND, W.J. Ancient grasslands at risk. *Science*, v. 351, n. 6269, p. 120-122, 2016.

BRASIL. Lei n. 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 19 jul. 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm> Acesso em: 23 dez. 2022.

BUISSON, E.; LE STRADIC, S.; SILVEIRA, F.A.O.; DURIGAN, G.; OVERBECK, G. E.; FIDELIS, A.; FERNANDES, G.W.; BOND, W.J.; HERMANN, J.M.; MAHY, G.; ALVARADO, S.T.; ZALOUMIS, N.P.; VELDMAN, J. W. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy wood-lands. **Biological Reviews**, v. 94, p. 590–609, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/br.v.12470>> Acesso em: 18 jan. 2023.

CARVALHO, W.D., MUSTIN, K. The highly threatened and little known Amazonian savannahs. **Nature Ecology & Evolution** 1, 100-124, 2017.

CONCIANI, D.E.; SANTOS, L.P.; SILVA, T.S.F.; DURIGAN, G.; ALVARADO, S.T. Human-climate interactions shape fire regimes in the Cerrado of São Paulo state, Brazil. **Journal for Nature Conservation**, v. 61, p. 126006, 2021.

CORRÊA, V. V. **Influência do fogo na estrutura e dinâmica da vegetação arbustiva-arbórea em mancha de savana isolada na Amazônia Oriental**. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais da Amazônia), Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, 2019.

CASTILLO, M. I. N. **Ancient Genetic Landscape of Archaeological Human Remains from Panama, South America and Oceania Described Through STR Genotype Frequencies and Mitochondrial DNA Sequences**. Tese de Doutorado, Georg-August Universität Göttingen, Göttingen, 2021.

COUTINHO, L.M. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, p. 57-63, 1977.

COUTINHO, L.M. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado: I. A temperatura do solo durante as queimadas. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 1, p. 93-96, 1978.

COUTO-SANTOS, F.R.; LUIZÃO, F.J.; CARNEIRO FILHO, A. The influence of the conservation status and changes in the rainfall regime on forest-savanna mosaic dynamics in Northern Brazilian Amazonia. **Acta Amazonica**, v. 44, n. 2, p. 197–206, 2014.

DIAS, B.F.S. Cerrados: Uma caracterização. In: DIAS, B.F.S, (ed.), **Alternativas de Desenvolvimento dos Cerrados: Manejo e Conservação dos Recursos Naturais Renováveis**. Brasília: IBAMA, Ministério do Meio Ambiente. 1992.

DANTAS, V.L.; BATALHA, M.A.; PAUSAS, J.G. Fire drives functional thresholds on the savanna–forest transition. **Ecology**, v. 94, n. 11, p. 2454-2463, 2013.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 1, p. 11–15, 2016.

DURIGAN, G.; PILON, N. A. L.; ASSIS, G. B.; SOUZA, F. M.; BAITELLO, J. B. **Plantas Pequenas do Cerrado: Biodiversidade Negligenciada**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2018.

DURIGAN, G.; PILON, N.A.L.; ABREU, R.C.R.; HOFFMANN, W.A.; MARTINS, M.; FIORILLO, B.F.; ANTUNES, A.Z.; CARMIGNOTTO, A.P.; MARAVALHAS, J.B.; VIEIRA, J.; VASCONCELOS, H.L. No net loss of species diversity after prescribed fires in the Brazilian savanna. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 3, p. 13, 2020.

DURIGAN, G. Zero-fire: not possible nor desirable in the Cerrado of Brazil. *Flora Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants* v. 268, p. 151612, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151612>>. Acesso em: 16 jan. 2023.

EITEN, G. Vegetação do Cerrado In: PINTO, M. N. Coord. **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. 2.ed. Brasília: UnB/ SEMATEC, p. 9-65, 1994.

FIDELIS, A.; ROSALEM, P.; ZANZARINI, V.; CAMARGOS, L. S.; MARTINS, A. R. From ashes to flowers: a savanna sedge initiates flowers 24 h after fire. **Ecology**, v. 100, n. 5, p. 1–4, 2019.

FIDELIS, A.; ZIRONDI, H.L.; ROSSATTO, D.R.; ZANZARINI, V. Fire stimulates grass flowering in the Cerrado independent of season. **Journal of Vegetation Science**, p. e13125, 2022.

FILGUEIRAS, T.S.; NOGUEIRA, P.E.; BROCHADO, A.L.; GUALA, G.F. Caminhamento: um método expedito para levantamentos florísticos qualitativos. **Cadernos de Geociências**, v. 12, n. 1, p. 39-43, 1994.

FORD, P.L. Grasslands and savannas. In: CILEK, V. (Ed.). **Earth Systems: History and natural variability** — Vol. III, Oxford, United Kingdom: EOLSS Publishers/UNESCO, 2009.

FURLEY P.A.; REES R.M.; RYAN C.M.; SAIZ, G. Savanna burning and the assessment of long-term fire experiments with particular reference to Zimbabwe. **Progress in Physical Geography**, 32: 611–634, 2008.

GOMES, L.; MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. da C. How can we advance the knowledge on the behavior and effects of fire in the Cerrado biome? **Forest Ecology and Management**, v. 417, n. February, p. 281–290, 2018.

GOMES, F.; SANTOS, L.J.; MANIESI, V.; BASTOS, A. Contato lito-geomorfológico e as composições fitofisionômicas do Parque Nacional dos Campos Amazônicos — AM/RO. In: SINAGEO — Paisagem e Geodiversidade, XII, 2018, **Anais [...]**, Crato, Ceará. Disponível em: <<https://www.sinageo.org.br/2018/trabalhos/5/5-423-1432.html>> Acesso em: 16 jan. 2023.

GORGONE-BARBOSA, E. **A relação entre fogo e uma gramínea invasora no Cerrado: o fogo pode ser utilizado como uma estratégia de controle?** Tese de doutorado (Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal), Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2016.

HAFFER, J.; PRANCE, G.T. Impulsos climáticos da evolução na Amazônia durante o Cenozóico: sobre a teoria dos Refúgios da diferenciação biótica. **Estudos avançados**, v. 16, p. 175-206, 2002.

HARDESTY, J.; MYERS, R.; FULKS, W. Fire, ecosystems and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. **Fire Management**, v. 22, n. 4, p. 78–87, 2005.

HAYAKAWA, E.H.; ROSSETTI, D.F. Late quaternary dynamics in the Madeira river basin, southern Amazonia (Brazil), as revealed by paleomorphological analysis. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, n. 87, v. 1, p. 29-49, 2015.

HOFFMANN, W.A.; MOREIRA, A.G. The role of fire in population dynamics of woody plants, In: OLIVEIRA, P.S., MARQUIS, R., **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. Columbia University Press, New York, EUA, pp. 139–177, 2002.

ICMBIO, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de Manejo do Parque Nacional dos Campos Amazônicos**. Brasília, Brasil: Ministério do Meio Ambiente (MMA), 2016.

ICMBIO, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de Manejo Integrado do Fogo do Parque Nacional dos Campos Amazônicos**. Porto Velho, Brasil: Ministério do Meio Ambiente (MMA), 2022.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**, Rio de Janeiro, 2012.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Biomass e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250 000 / IBGE**, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro: IBGE, 2019.

JACCARD, P. The distribution of the flora in the Alpine Zone. **New Phytologist**, v. 11, n. 2, p. 37–50, 1912.

KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L.; WARD, D. E. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado. **Journal of ecology**, 519-531, 1994.

KNAPP, E.E.; ESTES, B.L.; SKINNER, C.N. **Ecological Effects of Prescribed Fire Season: A Literature Review and Synthesis for Managers**, Washington, Estados Unidos: United States Department of Agriculture Forest Service, 2009. Disponível em: <<https://digitalcommons.unl.edu/jfspsynthesis/4/>>. Acesso em: 18 jan. 2023.

LE STRADIC, S.; SILVEIRA, F.A.O.; BUISSON, E.; CAZELLES, K; CARVALHO, V.; FERNANDES, G.W. Diversity of germination strategies and seed dormancy in herbaceous species of campo rupestre grasslands. **Austral Ecology**, n. 2, p. 537–546. 2015.

LIMA, M.J.; CASTRO, A.B.; LIMA, A.P.; MAGNUSSON, W.E.; LANDEIRO, V.L.; FADINI, R.F.. Influência do regime de queimadas sobre a riqueza e composição florística de uma savana isolada na Amazônia — PELD Oeste do Pará. **Oecologia Australis**, n. 24, 301-316, 2020. DOI:10.4257/oeco.2020.2402.06.

MAGNUSSON, W. E.; LIMA, A. P.; ALBERNAZ, A. L.; SANAIOTTI, T. M.; GUILLAUMET, J. L. Composição florística e cobertura vegetal das savanas na região de Alter do Chão, Santarém — PA. **Brazilian Journal of Botany**, v. 31, n. 1, 2008.

MAPBIOMAS. **Projeto Mapbiomas** — Coleção 7 da série anual de mapas de cobertura e uso de solo do Brasil, 2022. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/>>. Acesso em: 10 jan. 2023.

MARENGO, J. A.; LIEBMANN, B.; KOUSKY, V. E.; FILIZOLA, N. P.; WAINER, I. C. Onset and end of the rainy season in the Brazilian Amazon Basin. **Journal of Climate**, v. 14, n. 5, p. 833–852, 2001.

MAURIN, O.; DAVIES, T.J.; BURROWS, J.E.; DARU, B.H.; YESSOUFOU, K.; MUASYA, A.M.; BANK, M.; BOND, W.J. Savanna fire and the origins of the ‘underground forests’ of Africa. **New Phytologist**, v. 204, n. 1, p. 201–214, 2014.

MENDONÇA, R. C.; FELFILI, J.M.; WALTER, B.M.T.; SILVA JÚNIOR, M.C.; REZENDE, A.V.; FILGUEIRAS, T.S.; NOGUEIRA, P.E. E FAGG, C.W. Flora Vascular do Bioma Cerrado — Checklist com 12.356 espécies. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. E RIBEIRO, J.F. (Eds.) — **Cerrado: ambiente e flora**. 2º vol. Planaltina, EMBRAPA, p. 421-443, 2008.

MILLER, R.G.; TANGNEY, R.; ENRIGHT, N.J.; FONTAINE, J.B.; MERRITT, D.J.; OOI, M.K.J.; RUTHROF, K.X.; MILLER, B.P. Mechanisms of fire seasonality effects on plant populations. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 34, n. 12, p. 1104-1117, 2019.

MIRANDA, I. S.; CARNEIRO FILHO, A. Similaridade florística de algumas savanas amazônicas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, v. 10, p. 249-267, 1994.

MIRANDA, H. S. **Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado**: Projeto Fogo. 2ed. ed. Brasília, Brasil: IBAMA, 2010.

MIRANDA, H.S.; SATO, M.N.; NASCIMENTO NETO, W.; AIRES, F.S. Fires in the cerrado, the Brazilian savanna. IN: COCHRANE, M.A. (ed.). **Tropical fire ecology: Climate Change, Land Use, and Ecosystem Dynamics**. Chicester, Reino Unido: Springer Berlin Heidelberg, p. 427-450, 2009.

MIRANDA, I. S.; ALMEIDA, S. S.; DANTAS, P. J. Florística e estrutura de comunidades arbóreas em cerrados de Rondônia, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 4, p. 419-430, 2006.

MITSCH, W.J.; BERNAL, B.; HERNANDEZ, M.A. Ecosystem services of wetlands, *International Journal of Biodiversity Science*, **Ecosystem Services & Management**, v.11, n.1, p. 1-4, 2015.

MOREIRA, A.G. Effects of fire protection on savanna structure in central Brazil. **Journal of Biogeography**, n. 27, p. 1021–1029, 2000.

MOTTA, P. E. F.; CURI, N.; FRANZMEIER, D. F. Relation of soils and geomorphic surfaces in the Brazilian Cerrado. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Ed.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York, EUA: Columbia University Press, 2002. p. 13–32.

MUNHOZ, C. B. R.; FELFILI, J. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 3, p. 671-685, 2006.

MURPHY, B. P.; COCHRANE, M. A.; RUSSELL-SMITH, J. Prescribed burning protects endangered tropical heathlands of the Arnhem Plateau, northern Australia. **Journal of Applied Ecology**, n. 52, p. 980–991, 2015.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000.

MYERS, R. L. **Convivendo com o Fogo** — Manutenção dos ecossistemas e subsistência com o manejo integrado do fogo. Tradução: MARGARET BATALHA. Tallahassee, Estados Unidos da America: The Nature Conservancy, 2006.

OKSANEN, J.; SIMPSON, G.L.; BLANCHET, F.G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; SZOEC, E.; WAGNER, H.; BARBOUR, M.; BEDWARD, M.; BOLKER, B.; BORCARD, D.; CARVALHO, G.; CHIRICO, M.; CACERES, M.D.; DURAND, S.; EVANGELISTA, H.B.A.; FITZJOHN, R.; FRIENDLY, M.; FURNEAUX, B.; HANNIGAN, G.; HILL, M.O.; LAHTI, L.; MCGLINN, D., OUELLETTE, M.H.; CUNHA, E.R.; SMITH, T.; STIER, A.; BRAAK, C.J.F.T.; WEEDON, J. **Vegan: Community Ecology Package** [R package version 1.17-6], 2011.

OVERBECK, G. E.; VÉLEZ-MARTIN, E.; MENEZES, L. S.; ANAND, M.; BAEZA, S.; CARLUCCI, M; DE-CHOUM, M. S.; DURIGAN, G.; FIDELIS, A.; GUIDO, A.; MORO, M. F.; MUNHOZ, C. B. R.; RIGINATO, M.; RODRIGUES, R. S.; ROSENFELD, M. F.; SAMPAIO, A. B.; SILVA, F. H. B.; SILVEIRA, F. A.; SOSINS-KI JR, E. E.; STAUDE, I.; TEMPERTON, V. M.; TURCHETTO, C.; VELDMAN, J. W.; VIANNA, P. L.; ZAPPI, D. C.; MÜLLER, S. C. Placing Brazil's grasslands and savannas on the map of science and conservation. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**. v.1, n 56, p. 1-19, 2022.

OMETTO, J. P.; SOUZA-NETO, E. R.; TEJADA, G. Land Use, Land Cover and Land Use Change in the Brazilian Amazon (1960–2013). In: NAGY, L.; FORSBERG, B. R.;

- ARTAXO, P. (Ed.). **Interactions between biosphere, atmosphere and human land use Amazon Basin**. Ecological Studies. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, p. 369–384, 2016.
- PARR, C. L.; LEHMANN, C. E.; BOND, W. J.; HOFFMANN, W. A.; ANDERSEN, A. N. Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. **Trends in ecology & Evolution**, v. 29, n. 4, p. 205-213, 2014.
- PAUSAS, J. G.; KEELEY, J. E. A burning story: the role of fire in the history of life. **BioScience**, v. 59, n. 7, p. 593-601, 2009.
- PAUSAS, J. G.; BOND, W. J. On the Three Major Recycling Pathways in Terrestrial Ecosystems. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 35, n. 9, p. 767–775, 2020.
- PIELOU, E.C.C. The measurement of diversity in different types of biological collections. **Journal of Theoretical Biology**, n. 13, p. 131–144, 1966.
- PILON, N.A.; CAVA, M.G.; HOFFMANN, W.A.; ABREU, R.C.; FIDELIS, A.; DURIGAN, G. The diversity of post-fire regeneration strategies in the Cerrado ground layer. **Journal of Ecology**, v. 109, n. 1, p. 154-166, 2021.
- PINHEIRO, E.S.; DURIGAN, G. Diferenças florísticas e estruturais entre fitofisionomias do cerrado em Assis, SP, Brasil. **Revista Árvore**, v. 36, n. 1, 2012.
- PIVELLO, V. R. The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. **Fire ecology**, v. 7, n. 1, p. 24-39, 2011.
- PRANCE, G. T. Islands in Amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**. Series B: Biological Sciences, v. 351, n. 1341, p. 823-833, 1996.
- RAMOS-NETO, M. B.; PIVELLO, V. R. Lightning fires in a Brazilian savanna National Park: rethinking management strategies. **Environmental management**, v. 26, n. 6, p. 675-684, 2000.
- RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation: comparison of the woody vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany**, n. 60, p. 57–109, 2003.
- REFLORA, **Herbário Virtual**, 2022. Disponível em: <<https://reflora.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/>>. Acesso em: 12 set. 2022.
- RIBEIRO, JF; WALTER, B.M.T. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO,S.M.; ALMEIDA,S.P.; RIBEIRO, J.F. **Cerrado: ecologia e flora**, Planaltina: Embrapa Cerrados, p. 153-212, 2008.
- RISSI, M. N.; BAEZA, M. J.; GORGONE-BARBOSA, E.; ZUPO, T.; FIDELIS, A. Does season affect fire behaviour in the Cerrado? **International Journal of Wildland Fire**, v. 26, n. 5, p. 427-433, 2017.
- ROCHA, A.E.S.; MIRANDA, I.S. Cobertura vegetal, biomassa aérea e teor de proteína do estrato herbáceo de ambiente savânico no município de Maracanã, Pará, Brasil. **Revista Brasileira De Biociências**, v. 10, n. 4, 2012.

ROCHA, A. E. S. D.; MIRANDA, I. D. S.; COSTA NETO, S. V. D.. Composição florística e chave de identificação das Poaceae ocorrentes nas savanas costeiras amazônicas, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 44, n. 3, p. 301–314, 2014.

ROCHA, A. E. S.; COSTA NETO, S. V. Florística e fitossociologia do estrato herbáceo/arbustivo em 19 áreas de savanas amazônicas, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, v. 14, n. 2, p. 159-181, 2019.

ROSSETTI, D.F.; VALERIANO, M.M.; THALES, M. An abandoned estuary within Marajó Island: Implications for late Quaternary paleogeography of northern Brazil. **Estuaries and Coasts**, n. 30, p. 813–826, 2007.

RUSSELL-SMITH, J.; COOK, G. D.; COOKE, P. M.; EDWARDS, A. C.; LENDRUM, M.; MEYER, C. P.; WHITEHEAD, P. J. Managing fire regimes in north Australian savannas: Applying aboriginal approaches to con-temporary global problems. **Frontiers in Ecology and the Environment**, n. 11, p. e55–e63, 2013.

SANAIOTTI, T.M. **The woody flora and soils of seven Brazilian Amazonian dry savanna areas**. Tese de Doutorado (Biological and Molecular Sciences), University of Stirling, Scotland, UK. 1996.

SANAIOTTI, T. M. Comparação fitossociológica de quatro savanas de Roraima. In: BARBOSA, R.I.; FERREIRA, E.J.G.; CASTELLÓN, E.G. **Homem, ambiente e ecologia no estado de Roraima**, Boa Vista: INPA, 1997.

SANTOS, A. C. Efeitos de diferentes regimes de queima sobre o estrato herbáceo-subarbustivo da vegetação em áreas de manejo integrado do fogo no Cerrado. **Dissertação** (Mestrado em Ecologia), Universidade de Brasília, Brasília, 2019.

SARMIENTO, G. **The ecology of neotropical savannas**, Londres, Inglaterra: Harvard University Press, 1984.

SATO, M. N.; MIRANDA, H. S.; MAIA, J. M. F. O fogo e o estrato arbóreo do Cerrado: efeitos imediatos e de longo prazo. In: MIRANDA, H. S. **Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: resultados do Projeto Fogo**. IBAMA/MMA, p. 77-91, 2010.

SPECIESLINK, **Sistema de coleções científicas**, 2022. Disponível em: <<https://specieslink.net/>>. Acesso em: 12 set. 2022.

SCHMIDT, I. B.; SAMPAIO, A. B.; BORGHETTI, F. Efeitos da época de queima sobre a reprodução sexuada e estrutura populacional de *Heteropterys pteropetala* (Adr. Juss.), Malpighiaceae, em áreas de Cerrado sensu stricto submetidas a queimas bienais. **Acta Botanica Brasileira**, v. 19, n. 4, p. 927–934, 2005.

SCHMIDT, I. B.; SAMPAIO, M. B.; FIGUEIREDO, I. B.; TICKTIN, T. Fogo e artesanato de capim-dourado no Jalapão — usos tradicionais e consequências ecológicas. **Biodiversidade brasileira**, v. 2, p. 67-85, 2011.

SCHMIDT, I.B.; MOURA, L.C.; FERREIRA, M.C.; ELOY, L.; SAMPAIO, A.B.; DIAS, P.A.; BERLINCK, C.N. Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. **Journal of Applied Ecology**, 2018.

SCOTT, A. C.; GLASSPOOL, I. J. The diversification of Paleozoic fire systems and fluctuations in atmospheric oxygen concentration. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 103, n. 29, p. 10861–10865, 2006.

SHANON, C.E. A mathematical theory of communication. **Bell System Technical Journal**, n. 27 (jul-oct), p. 379-423, 1948.

SILVEIRA, L., DE ALMEIDA JACOMO, A.T., DINIZ FILHO, J.A.F., RODRIGUES, F.H.G. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. **Oryx** 33, 108–114, 1999.

SILVEIRA, F.A.O.; ORDÓÑEZ-PARRA, C.A.; MOURA, L.C.; SCHMIDT, I.B.; ANDERSEN, A.N.; BOND, W.; BUISSON, E.; DURIGAN, G.; FIDELIS, A.; OLIVEIRA, R.S.; PARR, C.; ROWLAND, L.; VELDMAN, J.W.; PENNINGTON, R.T. Biome Awareness Disparity is BAD for tropical ecosystem conservation and restoration. **Journal of Applied Ecology**, v. 59, n. 8, p. 1967–1975, 2022.

SIMON, M.F.; GREYER, R.; QUEIROZ, L.P.; SKEMA, C.; PENNINGTON, R. T.; HUGHES, C. E. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 48, p. 20359-20364, 2009.

SOLBRIG, O. T. The Diversity of the Savanna Ecosystem. **Ecological Studies**, 1996.

STEVENS, N.; LEHMANN, C. E.R.; MURPHY, B. P.; DURIGAN, G. Savanna woody encroachment is widespread across three continents. **Global Change Biology**, v. 23, n. 1, p. 235–244, 2017.

TANIMOTO, T. T. **Elementary mathematical theory of classification and prediction**, IBM Internal Report, 1958.

WEISER, V.L.; CAVASSAN, O.; SOUZA, A. R.; ALMEIDA, M. V.; ALARCON, R. T.; BANNACH, G. Caracterização térmica do súber de espécies do cerrado. **Brazilian Journal of Thermal Analysis**, v. 4, n.4, p. 47-49, 2015.

WWF-Brasil/ World Wildlife Found do Brasil. **Unidades de Conservação no Brasil**, 2019. Disponível em: < https://wwfbr.awsassets.panda.org/downloads/factsheet_uc_tema03_v2.pdf > Acesso em: 11 out. 2022.

VELDMAN, J. W.; OVERBECK, G. E.; NEGREIROS, D.; MAHY, G.; LE STRADIC, S.; FERNANDES, G. W.; DURIGAN, G.; BUISSON, E.; PUTZ, F. E.; BOND, W. J. Where tree planting and forest expansion are bad for biodiversity and ecosystem services. **BioScience**, v. 65, n. 10, p. 1011–1018, 2015.

ZIRONDI, H. L.; SILVEIRA, F.A.O.; FIDELIS, A. Fire effects on seed germination: Heat shock and smoke on permeable vs impermeable seed coats. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 253, p. 98-106, 2019.

APÊNDICES

Apêndice I. Conjunto de informações derivadas dos levantamentos de 2019 e 2021 por parcela amostral.

Tabela Ia. Indicadores derivados dos levantamentos 2019 e 2021 para cada parcela amostral.

Zona	Tratamento	Parcela	Levantamento 2019 (antes dos tratamentos de fogo)				Levantamento 2021 (após tratamentos de fogo)				
			Riqueza	Shannon	Pielou	Solo exposto (%)	Riqueza	Shannon	Pielou	Solo exposto (%)	
Zona A	Excluída do fogo	A05	18	1,94	0,67	17,50	21	2,35	0,77	17,07	
		A09	19	1,52	0,52	8,87	18	1,61	0,56	11,42	
		A14	21	2,20	0,72	17,31	23	2,20	0,70	14,46	
	Queima início de seca	A02	24	2,48	0,78	13,77	26	2,78	0,85	17,84	
		A04	20	1,94	0,65	19,32	27	2,52	0,76	25,60	
		A08	15	1,00	0,37	10,00	20	1,77	0,59	19,65	
		A10	17	1,60	0,56	11,58	24	2,12	0,67	17,15	
		A11	21	1,69	0,56	15,57	30	2,18	0,64	17,45	
	Queima meio de seca	A15	17	1,56	0,55	17,02	24	2,13	0,67	13,40	
		A01	15	1,41	0,52	7,69	23	2,23	0,71	21,65	
		A03	15	2,00	0,74	8,77	26	2,42	0,74	19,56	
		A06	18	1,38	0,48	20,08	27	2,66	0,81	17,63	
		A07	21	2,18	0,72	27,76	25	2,44	0,76	15,00	
	Zona B	Excluída do fogo	A12	22	2,24	0,73	12,39	25	2,44	0,76	21,20
			A13	21	1,64	0,54	13,50	28	2,39	0,72	22,72
B03			26	2,35	0,72	16,86	23	2,33	0,74	16,91	
Queima início de seca		B12	23	2,15	0,69	14,72	27	2,15	0,65	15,00	
		B13	30	2,29	0,67	13,41	31	2,75	0,80	12,12	
		B01	30	2,86	0,84	18,81	31	2,79	0,81	18,59	
		B05	29	2,50	0,74	14,69	32	2,69	0,77	15,92	
		B07	27	2,53	0,77	14,80	33	2,71	0,78	21,12	
		B09	26	2,64	0,81	15,75	29	2,87	0,85	20,75	
Queima meio de seca		B10	24	2,70	0,85	14,23	30	2,86	0,84	25,84	
		B14	26	2,23	0,68	12,44	28	2,60	0,78	13,35	
		B02	29	2,51	0,75	19,21	31	2,75	0,80	22,97	
		B04	23	2,24	0,71	13,68	24	2,31	0,73	15,41	
		B06	27	2,63	0,80	15,12	32	2,90	0,84	22,25	
		B08	28	2,29	0,69	14,50	30	2,62	0,77	19,41	
	B11	25	2,64	0,82	16,56	28	2,87	0,86	18,61		
	B15	27	2,52	0,76	16,09	33	2,71	0,78	17,99		

Apêndice II. Abundância relativa de cada espécie/morfotipo identificado, agrupada por zona experimental.

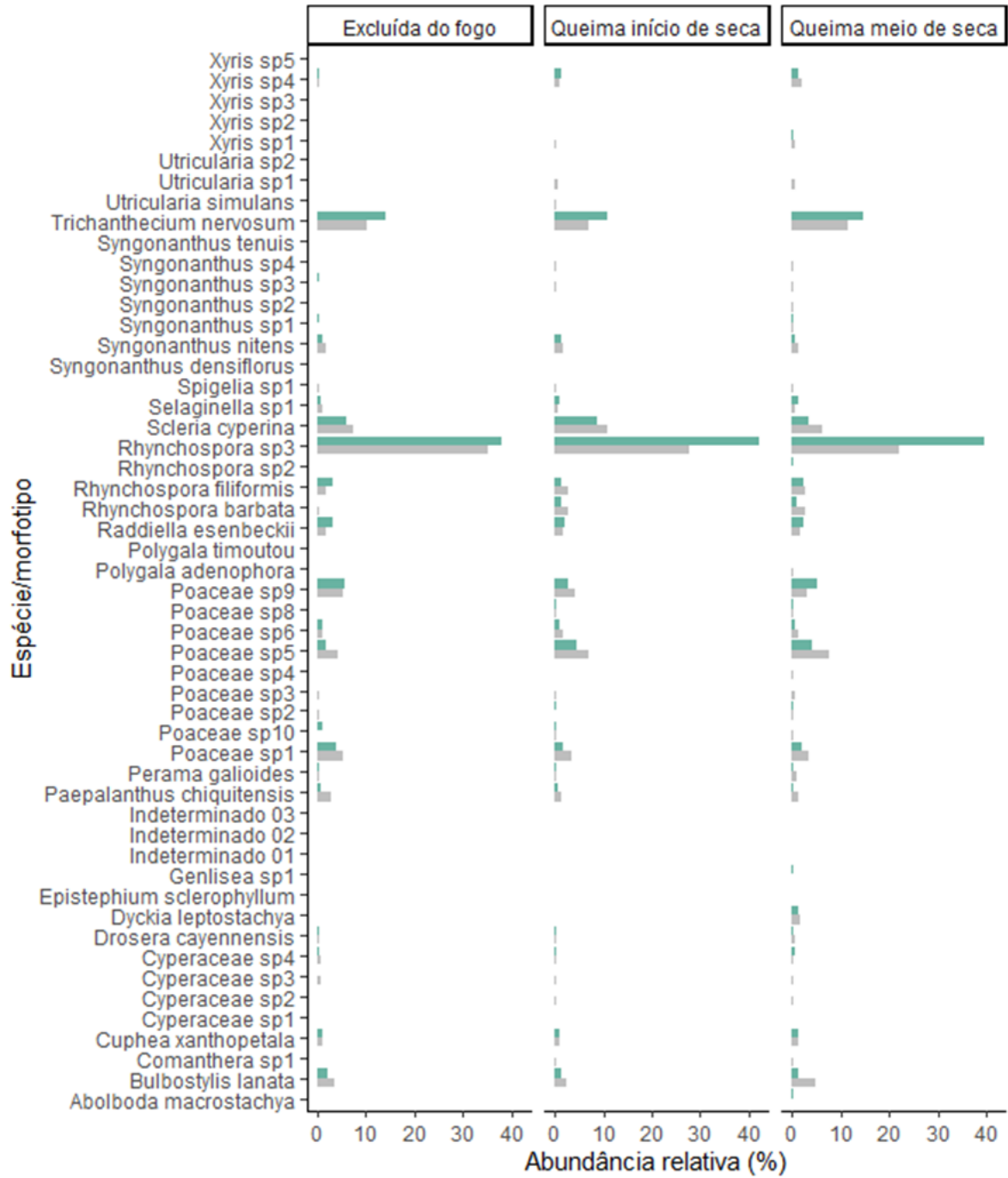


Figura IIa. Variação dos valores médios da abundância relativa de cada espécie/morfotipo identificado, contabilizando os dados da Zona experimental A. Os dados estão divididos por tratamento de fogo, e a coloração das barras representa a data do levantamento. Fonte: organizado pelo autor.

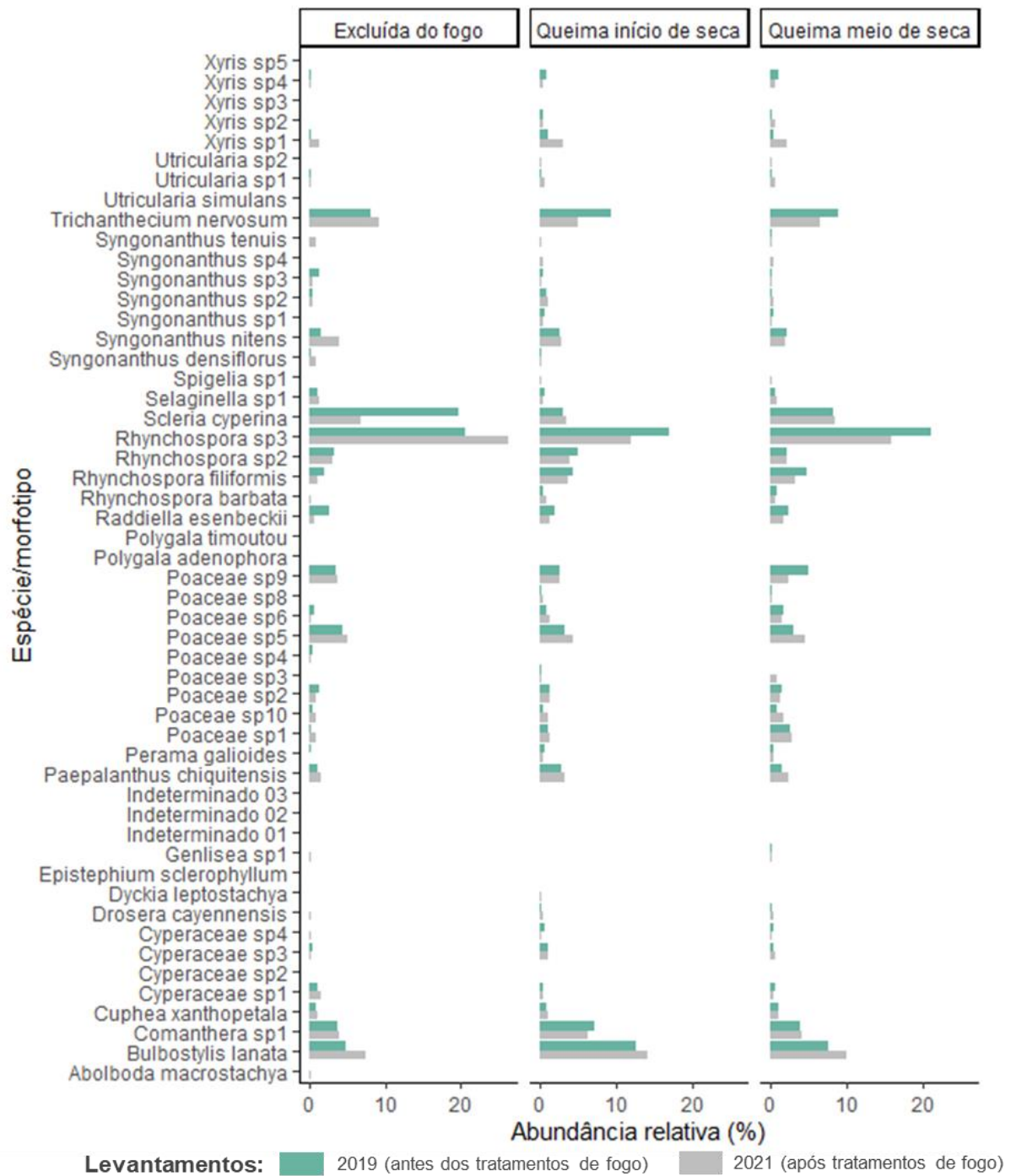


Figura IIb. Variação dos valores médios da abundância relativa de cada espécie/morfotipo identificado, contabilizando os dados da Zona experimental B. Os dados estão divididos por tratamento de fogo, e a coloração das barras representa a data do levantamento. Fonte: organizado pelo autor.