



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE BIOLOGIA

Bruna Helena de Campos

**CAMPOS NATURAIS DO CERRADO: CARACTERIZAÇÃO,
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**

**CAMPINAS
2023**

Bruna Helena de Campos

**CAMPOS NATURAIS DO CERRADO: CARACTERIZAÇÃO,
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**

Tese apresentada ao Instituto de
Biologia da Universidade Estadual
de Campinas como parte dos
requisitos exigidos para a obtenção
do título de Doutora em Ecologia.

Orientadora: Dra. Giselda Durigan

Coorientadora: Dra. Natashi Pilon Aparecida Lima Pilon

ESTE ARQUIVO DIGITAL CORRESPONDE À
VERSÃO FINAL DA TESE DEFENDIDA PELA
ALUNA BRUNA HELENA DE CAMPOS E
ORIENTADA PELA DRA. GISELDA DURIGAN.

**CAMPINAS
2023**

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca do Instituto de Biologia
Mara Janaina de Oliveira - CRB 8/6972

C157c Campos, Bruna Helena de, 1992-
Campos naturais do Cerrado : caracterização, ecologia e conservação /
Bruna Helena de Campos. – Campinas, SP : [s.n.], 2023.

Orientador: Giselda Durigan.

Coorientador: Natashi Aparecida Lima Pilon.

Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de
Biologia.

1. Ecossistema. 2. Clima. 3. Solos. 4. Fogo. 5. Plantas - Conservação. I.
Durigan, Giselda, 1957-. II. Pilon, Natashi Aparecida Lima, 1990-. III.
Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. IV. Título.

Informações Complementares

Título em outro idioma: Cerrado grasslands : characterization, ecology and conservation

Palavras-chave em inglês:

Biotic communitie

Climate

Soils

Fire

Plant conservation

Área de concentração: Ecologia

Titulação: Doutora em Ecologia

Banca examinadora:

Giselda Durigan [Orientador]

Rafael Silva Oliveira

Marcelo Fragomeni Simon

Vania Regina Pivello

Sandra Cristina Müller

Data de defesa: 11-04-2023

Programa de Pós-Graduação: Ecologia

Identificação e informações acadêmicas do(a) aluno(a)

- ORCID do autor: <https://orcid.org/0000-0003-4028-539X>

- Currículo Lattes do autor: <http://lattes.cnpq.br/1398038413371249>

Campinas, 11 de abril de 2023

COMISSÃO EXAMINADORA

Dra. Giselda Durigan

Dr. Rafael Silva Oliveira

Dr. Marcelo Fragomeni Simon

Dra. Vania Regina Pivello

Dra. Sandra Cristina Müller

Os membros da Comissão Examinadora acima assinaram a Ata de Defesa, que se encontra no processo de vida acadêmica do aluno.

A Ata da defesa com as respectivas assinaturas dos membros encontra-se no SIGA/Sistema de Fluxo de Dissertação/Tese e na Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Biologia.

*Com carinho, amor e muita gratidão, dedico esta tese aos meus pais, Benedito e Márcia, que
nunca mediram esforços para que eu alcançasse meus sonhos*

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer à **Dra. Giselda Durigan**, por ter me aceitado como aluna, mesmo eu não sabendo identificar nenhuma planta do estrato herbáceo (ainda bem que agora eu aprendi algumas tantas!). Sua orientação, parceria, apoio e prontidão de ir em TODAS as expedições de campo foram essenciais para minha formação como ecóloga. Obrigada por todos os conselhos, acadêmicos e pessoais e, especialmente, por toda a paciência ao longo da concretização desta tese.

Agradeço à **Dra. Natashi Pilon**, que além de coorientadora se tornou também uma grande amiga. Não houve uma dúvida que você tenha deixado de me ajudar a responder ou um problema que não tenha sido resolvido. Agradeço a ajuda nos campos, as conversas na Unicamp e os momentos divertidos durante as viagens até Santa Barbie.

À **Dra. Natália Ivanauskas**, pelo auxílio no campo e pelas conversas produtivas sobre fitogeografia, botânica e ecologia.

Agradeço aos membros do **Laboratório de Ecologia e Hidrologia**, pelas valiosas discussões no grupo. Em especial, agradeço à **Andra** e ao **Hudson**, meus amigos e companheiros de pós-graduação, que me auxiliaram na produção de mapas, no R e na troca de ideias.

Aos queridos amigos com quem tive o privilégio de conviver na Unicamp: **Mateus, Prosinha, Wagner e Weverton**. Vocês tornaram minhas idas a Campinas muito mais divertidas. Agradeço pelo suporte durante o período de isolamento e, especialmente, por terem topado as discussões do nosso grupo de estatística. Ao **Mateus**, sou muito grata pelo nosso *Ecology buddies*. Nossas discussões semanais foram essenciais na construção do meu conhecimento de base sobre ecologia de áreas abertas.

Agradeço aos colegas do **Laboratório de Ecologia Funcional** e ao professor **Rafael Oliveira**, por me acolherem na Unicamp, pelas discussões científicas e momentos descontraídos durante o café.

Ao **Instituto de Pesquisas Ambientais**, à **Fundação Florestal**, **ICMBIO**, **Instituto Ambiental do Paraná**, **Instituto Estadual de Florestas**, **Instituto Agrônomo de Campinas**, **Prefeitura Municipal de Três Lagoas** e de **Botucatu**, pela infraestrutura disponibilizada e autorização concedida para a amostragem da vegetação, e a todos os **funcionários** de cada uma das instituições que colaboraram na realização desta pesquisa.

A algumas pessoas generosas que abriram as portas de suas casas para nossa equipe em expedições para as quais não tínhamos alojamento ou recursos disponíveis, nossa gratidão: **Camila Vaz, Fernando Belizotti e Marlene Durigan**.

Agradeço à gestão da **Floresta Estadual de Assis**, pela infraestrutura disponibilizada e, em especial, ao **Adão, Adriano, Alemão, Joãozinho, Honda, Melo e Zé Zildo**, pela ajuda no herbário, na organização das amostras de solo e biomassa, nas produtivas discussões e pela simples companhia.

Ao **Dr. Clayton Alvares**, pelo auxílio na obtenção das variáveis que desejávamos, a partir das melhores bases de dados climáticos, e pela prontidão em esclarecer todas as nossas dúvidas.

Ao **Dr. Hugo de Souza Dias**, pelas preciosas aulas de solos, que possibilitaram a interpretação correta de todas as variáveis edáficas que obtivemos.

A **Lucas Santos**, por ter me ensinado, com toda a paciência, a resgatar o histórico preciso de fogo de cada uma das áreas de estudo.

Às pesquisadoras **Dra. Cássia Munhoz** e **Dra. Soizig Le Stradic**, pela participação no comitê de acompanhamento de pesquisa que resultou nesta tese.

Aos membros que compuseram a pré-banca pelas valiosas sugestões: **Dr. Leandro Maracahipes**, **Dr. Mário Cava** e **Dra. Rosana Kolb**.

Aos membros titulares da comissão examinadora de defesa de tese **Dr. Marcelo Simon**, **Dr. Rafael Oliveira**, **Dra. Sandra Muller** e **Dra. Vânia Pivello**, agradeço a discussão construtiva e as contribuições durante a defesa. Agradeço também aos membros suplentes **Dr. Davi Rossatto**, **Dra. Ingrid Koch** e **Dra. Natalia Ivanauskas**.

À **Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP)**, pela bolsa concedida #2019/03463-8 e pelo financiamento do Projeto Temático Biota Campos (#2020/01378-0). Ao **Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq)**, pela bolsa #140954/2019-8, concedida nos três primeiros anos de doutorado. O presente trabalho foi realizado com apoio da **Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES)** - Código de Financiamento 001.

À concessionária de energia **AES Tietê**, agradecemos imensamente pelo suporte financeiro oferecido para a realização de boa parte das expedições de campo, em plena pandemia e antes que o projeto Biota Campos fosse aprovado pela FAPESP. Em especial, agradeço à bióloga da AES **Raquel Passaretti**, cuja ajuda foi essencial em todas as etapas burocráticas, estando sempre à disposição para viabilizar nosso trabalho.

Aos especialistas com quem pude contar durante a difícil tarefa de chegar ao nome correto de algumas espécies: **Ana Paula Versiane**, **Benoit Loeuille**, **Bruno Walter**, **Elisa Cândido**, **Fred Mazziero**, **Ingrid Koch**, **Milton Groppo**, **Thaise Emílio**, **Thiago Cobra** e **Ulisses Fernandes**.

A **todos os meus amigos**, de Botucatu, Campinas, Holambra e Pedreira, pelo incentivo a seguir em frente na vida acadêmica, pelo companheirismo, pela parceria que construímos ao longo do tempo e pelos finais de semana descontraídos.

Ao **Luís Guilherme**, agradeço pela compreensão nos momentos em que estive ausente, pelo apoio declarado e por fazer questão de me mostrar o quanto valoriza o que eu faço. Agradeço, especialmente, por sempre ter uma palavra pronta para me motivar (ou me fazer rir) quando o desânimo poderia me derrubar.

Aos meus pais, **Benedito e Márcia**, pelo incentivo e apoio incondicional ao longo de todo o caminho que trilhei. Esta tese é mais um sonho realizado e vocês fazem parte disso.

RESUMO

As fisionomias savânicas e campestres ocupam cerca de 20% da superfície terrestre e é recente a preocupação quanto à degradação e perda de biodiversidade. São escassos os estudos que caracterizem a vegetação, os gradientes climáticos, edáficos e de distúrbios a que estes campos estão submetidos, além do pouco conhecimento sobre os fatores responsáveis pela manutenção destes ecossistemas e sobre o estado de conservação dos remanescentes de campos do Cerrado. Visando preencher as lacunas de conhecimento em relação à ecologia dos campos, amostramos 15 remanescentes que preservam fisionomias campestres de Cerrado em cinco estados brasileiros. Em cada sítio instalamos 30 parcelas de 1 m² em uma área de 01 hectare, para caracterização da comunidade vegetal. Obtivemos amostras de solo, descritores climáticos e o histórico de fogo do hectare amostrado. No capítulo I, caracterizamos a diversidade, a estrutura da vegetação, as condições climáticas e edáficas e o histórico de fogo de cada sítio, gerando valores médios para os descritores bióticos e abióticos e sua amplitude de variação. Os solos foram semelhantes quanto ao pH ácido e à baixa fertilidade, mas distintos quanto à textura, saturação por alumínio, matéria orgânica e conteúdo de água no solo. Embora valores médios anuais de precipitação e temperatura não tenham sido muito variáveis, encontramos diferenças nos descritores extremos de clima (e.g., número de dias de geada por ano e temperatura máxima). No capítulo II, analisando como os fatores ambientais estariam influenciando a composição, diversidade e estrutura da vegetação, verificamos que os campos não são modulados por apenas um fator. A composição florística se mostrou primariamente associada a fatores climáticos, como a sazonalidade das chuvas e a temperatura mínima. A diversidade da vegetação mostrou-se positivamente associada à frequência de fogo. Variáveis que representam a fertilidade do solo, a capacidade de água disponível e condições extremas de calor exerceram influência sobre a biomassa aérea e razão da cobertura de não gramínoide:gramínoide. No capítulo III, analisamos o estado de conservação e fatores de ameaça aos campos naturais remanescentes no Cerrado. Quantificamos as espécies vegetais registradas pelo grau de ameaça de extinção e reportamos as principais forças de degradação que desafiam a conservação dos campos. Verificamos que 82% das espécies não foram avaliadas quanto ao risco de extinção e que 2,3% das espécies já são reconhecidas como ameaçadas. Dentre as principais ameaças registramos: (i) invasão por gramíneas exóticas e/ou por espécies do gênero *Pinus*; (ii) supressão de fogo; ambos os processos podendo culminar na extinção de parte da flora típica dos campos. Não encontramos relação entre o tamanho do remanescente e indicadores de diversidade dos sítios. Esta pesquisa possibilitou avanço no campo científico da ecologia de ecossistemas abertos, elucidando os fatores e mecanismos envolvidos na manutenção da sua

diversidade e inferindo sobre as regras de montagem dessas comunidades. Ao identificar os fatores de ameaça aos campos naturais e discutir os desafios para enfrentá-los, os resultados desta pesquisa oferecem suporte a políticas públicas, especialmente em se tratando de ações que visem a conservação e restauração das fisionomias abertas de Cerrado.

ABSTRACT

Savannas and grasslands occupy about 20% of the Earth's surface and it is recent the concern about degradation and biodiversity loss. There are few studies that characterise both the vegetation and the climatic, edaphic, and disturbance gradients to which these grasslands are subjected, besides the poor knowledge about the factors responsible for maintaining open ecosystems and the conservation status of the remnants of Cerrado grasslands. We sampled 15 natural remnants of Cerrado grasslands in five Brazilian states to fill the gaps regarding the ecology of these grasslands. In each site, we installed 30 plots of 1 m² within an area of 01 hectare for the floristic survey and plant community structure sampling. We sampled soil, obtained climate descriptors, and reconstructed the fire history of each site. In the first chapter, we characterised the diversity, vegetation structure, climate, soils, and fire history of each site, generating an overview of the average values for the biotic and abiotic descriptors and their range of variation. The soils were similar in terms of acidic pH and low fertility, but different in terms of texture, aluminium saturation, organic matter content, and soil water content. Although mean annual values of precipitation and temperature were not very variable, we found differences in extreme climate descriptors (e.g., number of frost days in a year and maximum temperature). In the second chapter, we analysed how environmental factors affect the floristic composition, diversity, and structure of the vegetation. We verified that grasslands are not modulated by only one factor. The floristic composition was primarily associated with climatic factors, such as rainfall seasonality and minimum temperature. On the other hand, vegetation diversity was positively associated with fire frequency. Variables representing soil fertility, available water capacity, and extreme heat conditions influenced the the aerial biomass and non-graminoid:graminoid coverage ratio. In the third chapter, we analysed the conservation status and threat factors in the studied Cerrado grasslands. We classified the species by their degree of extinction risk and report the main drivers of degradation that challenge the conservation of these grasslands. We verified that 82% of the registered species were not even evaluated regarding the degree of extinction risk and that 2.3% of the species are already recognized as threatened. Among the main threats, we found: (i) invasion by exotic grasses and/or tree species of the genus *Pinus* and (ii) fire suppression. Both processes may culminate in the extinction of a considerable fraction of the typical flora of natural grasslands. Diversity metrics were unrelated to the remnants size. The knowledge generated by this research advances the scientific field of ecology of open ecosystems, elucidating the factors and mechanisms involved in maintaining their diversity and making it possible to infer the assembly rules of these communities. By identifying the main threats to natural grasslands and discussing the

challenges to face them, the results of this research support public policies, especially when dealing with actions aimed at the conservation and restoration of the open physiognomies of the Cerrado.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	14
-------------------------------	-----------

CAPÍTULO I

Campos do Cerrado: estrutura, composição, condições ambientais e histórico de fogo..	17
---	-----------

Resumo	18
Introdução	19
Material e métodos	20
Resultados	28
Discussão	35
Conclusão	42

CAPÍTULO II

Diferenças na composição florística, na diversidade e na estrutura de campos naturais de Cerrado ao longo de gradientes ambientais	43
---	-----------

Resumo	44
Introdução	45
Material e métodos	47
Resultados	55
Discussão	63
Conclusão	71

CAPÍTULO III

Conservação dos campos naturais: presente e futuro	73
---	-----------

Resumo	74
Introdução	76
Material e métodos	78
Resultados	82
Discussão	89
Conclusão	97

CONCLUSÃO GERAL	99
------------------------------	-----------

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	102
---	------------

ANEXOS CAPÍTULO I	137
--------------------------------	------------

ANEXOS CAPÍTULO II	165
---------------------------------	------------

ANEXO I. Declaração de Bioética e Biossegurança	173
--	------------

ANEXO II. Declaração de direitos autorais	174
--	------------

INTRODUÇÃO GERAL

Percorrendo longas distâncias Brasil afora, botânicos e naturalistas já reportavam há muito tempo a existência dos campos em seus diários (e.g., Carl F. P. von Martius, Auguste de Saint-Hilaire). Estudos abordando campos no Cerrado também não são recentes (Warming 1908; Veloso 1946; Magalhães 1966). Esses relatos antigos já retratavam os campos como áreas naturais, bastante diversas e dominadas por uma camada contínua de gramíneas. Ainda assim, muitos estudiosos das savanas brasileiras, até hoje, negligenciam esses ecossistemas. Além da negligência na academia, os campos têm sido confundidos com vegetação de origem antrópica (e.g., pastos) ou como produtos de degradação florestal (Veldman 2016), ainda que exerçam papel essencial na biodiversidade mundial e na provisão de serviços ecossistêmicos (Murphy et al. 2016).

A confusão entre campos naturais e áreas degradadas ocorre devido às semelhanças na estrutura da vegetação. De fato, diante de olhos não treinados, um campo natural é passível de ser confundido com pastagens plantadas ou áreas degradadas. Embora predominante em ecossistemas abertos, o componente herbáceo é de difícil identificação (Veldman et al. 2015a), o que, somado à prevalência de estudos e ações conservacionistas em ecossistemas florestais (Silveira et al. 2021), leva à subamostragem e até à total desconsideração das plantas pequenas (Walter et al. 2015, Durigan et al. 2018). Estudos que abordam ervas, subarbustos e pequenos arbustos vêm aumentando, com destaque para Tannus & Assis (2004); Munhoz & Felfili (2006); Amaral et al. (2017); Pilon et al. (2017); Souza et al. (2021). Além da composição e estrutura, outro aspecto pouco explorado é o gradiente de condições ambientais a que estes campos estão submetidos, ainda que, há mais de um século, Campos (1912) já mencionasse esse gradiente. Por se estenderem ao longo de extensas faixas de latitude e longitude, as condições ambientais são muito variáveis entre regiões de ocorrência de campos. A variação vai desde chuvas bem concentradas em certo período até chuvas bem distribuídas ao longo do ano; de temperaturas elevadas durante o verão à ocorrência de geadas no inverno; solos arenosos a argilosos; campos com alta a baixa frequência de queimadas. A falta de **caracterização** ampla, seja da vegetação, seja do clima, do solo e dos distúrbios, motivou a elaboração do primeiro capítulo desta tese, cujo objetivo foi ampliar as bases do conhecimento sobre os campos naturais do Cerrado no que diz respeito à sua composição, diversidade, estrutura e condições ambientais e de distúrbios.

Além das informações irrisórias ou espacialmente limitadas sobre a composição, diversidade e estrutura dos campos do Cerrado, pouco se sabe sobre os fatores que modulam os ecossistemas abertos de modo geral (Lehmann et al. 2014; Archibald et al. 2019). Uma vez que os campos são muito variáveis, o entendimento dos processos ou fatores que são responsáveis por esta variabilidade é um desafio amplo e contínuo, que depende do esclarecimento dos papéis essenciais que o clima, o solo e os distúrbios podem exercer na distribuição da vegetação, bem como na sua estrutura (Scholes & Archer 1997; Bond 2008; Lehmann et al. 2011; Staver et al. 2017). Apesar da ampla gama de estudos afirmando que os campos do Cerrado são modulados por fatores edáficos, em especial pela baixa disponibilidade de nutrientes (Eiten 1972; Goodland & Pollard 1973; Silva et al. 2013; Souza et al. 2021; Amaral et al. 2022), outros estudos demonstram que a fertilidade pode ser apenas um fator secundário influenciando os ecossistemas abertos ou pode até mesmo não exercer influência significativa (Toppa 2004; Assis et al. 2011; Staver et al. 2017). O entendimento de que as fisionomias campestres e savânicas não são moduladas por apenas um fator, mas sim pela integração de um conjunto deles, tem emergido de estudos em escala ampla realizados nos últimos 15 anos (Bond 2008; Lehmann et al. 2011; Staver et al. 2011; Lehmann et al. 2014). Porém, ainda existem lacunas importantes e controvérsias no que diz respeito à contribuição relativa dos diferentes fatores na determinação da **diversidade e funcionamento** de ecossistemas abertos no mundo e há evidência de que a hierarquia entre os fatores pode variar entre regiões (Lehmann et al. 2014). O segundo capítulo desta tese trata dessas lacunas e controvérsias, tendo como objetivo verificar se os campos do Cerrado são floristicamente distintos entre si e, neste caso, identificar quais seriam os principais fatores responsáveis pelas diferenças encontradas. Adicionalmente, buscamos elucidar quais fatores modulam a estrutura e influenciam os níveis de diversidade destes campos.

Ainda que o Cerrado seja um *hotspot* de biodiversidade e um dos principais responsáveis pela manutenção e provisão de recursos hídricos no país (problema que atinge diretamente toda a população), sua cobertura original já foi reduzida em mais de 50% (Strassburg et al. 2017), sendo essas áreas convertidas para pastagens, agricultura e plantações de árvores (*afforestation*) (Veldman et al. 2015a). Adicionalmente, podemos citar as invasões biológicas por gramíneas e pinheiros exóticos e a supressão de fogo como agentes de degradação, uma vez que ambos levam ao declínio da biodiversidade vegetal nos campos e alteram a dinâmica e a composição florística (Pivello et al. 1999b; Veldman et al. 2015b; Damasceno et al. 2018; Wieczorkowski & Lehmann 2022). As perdas que acontecem no

Cerrado, especialmente em áreas abertas, são bem menos notificadas do que perdas que ocorrem na Amazônia, por exemplo (Marris 2005; Strassburg et al. 2017). À medida que essas áreas de vegetação nativa vão sendo perdidas, populações inteiras de plantas são dizimadas. Uma vez que o Cerrado é abrigo para mais de 13 mil espécies vegetais, das quais mais de 30% são endêmicas, a avaliação quanto ao risco de extinção se faz extremamente necessária para que medidas possam ser tomadas antes da perda irreversível destas espécies. Mais do que saber quais são as ameaçadas, o reconhecimento das principais ameaças pode ajudar na manutenção e **conservação** dos ecossistemas abertos no Brasil. Partindo desse entendimento, desenvolvemos o terceiro e último capítulo desta tese. De modo geral, buscamos quantificar a proporção de espécies já avaliadas quanto ao risco de extinção e caracterizar as principais ameaças que colocam em risco os campos naturais de Cerrado. Exploramos os tópicos mais relevantes para a conservação dos remanescentes de campos naturais no Cerrado, como a inserção ou não dos sítios de estudo em áreas protegidas, o tamanho dos remanescentes em áreas contínuas, a proximidade de possíveis fontes de distúrbio e a preocupação frente às mudanças climáticas.

O entendimento das características ecológicas dos remanescentes de campos naturais, com suas singularidades e semelhanças, é essencial no desenvolvimento de estratégias de conservação (Overbeck et al. 2022). Identificar os fatores condicionantes da biogeografia dos campos pode otimizar, por exemplo, a seleção de novas áreas protegidas, buscando complementaridade mesmo sem exaustivos levantamentos. A caracterização das comunidades vegetais, a compreensão dos fatores abióticos atuantes sobre esses ecossistemas e a identificação das ameaças à sua conservação são elementos chave também no contexto da restauração de ecossistemas. O êxito dos projetos dependerá, sobretudo, da escolha de espécies adaptadas a cada local segundo os fatores abióticos e as forças de degradação atuantes. A caracterização de ecossistemas de referência facilita a tomada de decisões a respeito do ecossistema almejado em cada projeto e, também, na verificação do sucesso da restauração.

CAPÍTULO I

Campos do Cerrado: estrutura, composição, condições ambientais e histórico de fogo



CAPÍTULO I

Campos do Cerrado: estrutura, composição, condições ambientais e histórico de fogo

Resumo

Os campos são mundialmente conhecidos como responsáveis por importantes serviços ecossistêmicos e, ainda assim, o conhecimento sobre suas características e funcionamento é quase inexistente. Apesar de ocorrerem em amplas latitudes e longitudes, os campos inseridos no Cerrado são subamostrados em relação às demais fisionomias e, quando são objeto de estudo, muitas vezes, apenas o componente lenhoso é considerado. Embora fisionomicamente homogêneos, dominados por um estrato graminoso e com árvores ausentes ou muito esparsas, pouco se sabe sobre a amplitude de condições climáticas, edáficas e de perturbações em que ocorrem esses campos. Para auxiliar no preenchimento desta lacuna, amostramos 15 áreas de campo natural (campos com menos de 20% de cobertura de copas em terrenos secos) em remanescentes de Cerrado nos estados de SP, MG, PR, MS e GO. Caracterizamos as comunidades vegetais pela sua estrutura, riqueza e composição, assim como as condições ambientais em que ocorrem (clima e solo) e o histórico de fogo. Neste primeiro capítulo, apresentamos uma visão panorâmica dos campos estudados. Amostramos, no total, 803 espécies vegetais, das quais cerca de 50% foram registradas em apenas um local, evidenciando a distribuição limitada dessas espécies. Encontramos, em média, 15 espécies/m², com a riqueza total amostrada nas 30 parcelas variando entre locais de 53 a 130. No que diz respeito à comunidade vegetal, esses campos apresentaram cobertura, riqueza, biomassa e composição muito variáveis. Algumas propriedades do solo foram semelhantes (ex. valores baixos de pH e teores de nutrientes), mas outras variaram amplamente entre locais (e.g., textura, saturação de alumínio, teor de matéria orgânica). Enquanto alguns desses campos queimaram mais de dez vezes em cerca de 36 anos, outros não queimaram nenhuma vez. Valores médios anuais de temperatura e precipitação não foram muito distintos entre os campos estudados, mas amplas diferenças foram observadas nos valores extremos para quase todos os descritores climáticos que podem influenciar a vegetação (e.g., o número de dias de geada variou de dois a 26 seis dias/ano, a média das temperaturas máximas variou de 24,9 a 31,6 °C, o índice de sazonalidade de 2 a 17,6 e a evapotranspiração de 700 a 1,100 mm. Destacamos, entre os resultados, a elevada diversidade de plantas (dentro e entre locais), e as amplas diferenças ambientais dissimuladas pela homogeneidade fisionômica.

Palavras-chave: caracterização; clima; ecossistemas abertos; fogo; solo.

Introdução

As savanas e campos tropicais se encaixam no conceito de TGB's (*Tropical Grassy Biomes*), podendo ser campos dominados por uma camada contínua de gramíneas e ervas até savanas com estrato lenhoso denso, mas com menos de 80% de cobertura de copas, sempre associados à ocorrência de fogo (Parr et al. 2014). Estes ecossistemas abertos são responsáveis por diversos serviços ecossistêmicos, como: a manutenção e provisão de recursos hídricos (Honda & Durigan 2016), armazenamento de carbono (Abberton et al. 2010; Wiesmeier et al. 2015; Wigley et al. 2020), abrigo para fauna silvestre (Durigan et al. 2020a) e polinizadores. Os TGB's incluem as savanas e os campos na África, na Austrália e no Brasil, além de outros ecossistemas não florestais ao longo dos trópicos. As fisionomias abertas do Cerrado No Brasil são os representantes dos TGB's (Parr et al. 2014). Apesar de serem considerados um dos biomas mais diversos do mundo, os campos naturais são frequentemente confundidos com pastagens e florestas degradadas que precisam ser restaurados (Noss et al. 2015; Veldman et al. 2015a; Bond 2019; Silveira et al. 2020). Essa confusão histórica se deve principalmente ao fato de que ecossistemas abertos serem subamostrados em comparação a ecossistemas florestais (Walter et al. 2015; Silveira et al. 2021) e, conseqüentemente, pouco se sabe sobre sua estrutura e funcionamento (Bond 2008; Parr et al. 2014; Walter et al. 2015 Silveira et al. 2021).

Fisionomias savânicas e campestres ocorrem em um extenso gradiente de condições ambientais (Brown & Makings 2014) e isso, associado a outros fatores, como fogo e herbivoria, provavelmente explicam a variedade de tipos vegetacionais campestres (Dixon et al. 2014). A heterogeneidade de condições ambientais é uma das responsáveis pela gama de tipos de campos que podem ser encontrados, inclusive dentro do Brasil (Overbeck et al. 2022). Ecossistemas abertos ocupam cerca de 27% do território do país (Overbeck et al. 2022) e podem ser encontrados em todos os biomas brasileiros (IBGE 2019). No Cerrado, nos Campos Sulinos e no Pantanal, fisionomias campestres e savânicas são dominantes, mas também ocorrem como encaves na Mata Atlântica, Caatinga e Amazônia (Overbeck et al. 2022). Nos Campos Sulinos, a vegetação campestre é predominantemente pertencente à família Poaceae (Menezes et al. 2018; Andrade et al. 2019) e está localizada em um gradiente de condições edáficas (Andrade et al. 2019). Os campos do Pantanal apresentam predominância de ervas gramíneas, porém a estrutura da vegetação é especialmente influenciada pelos regimes de inundação e de estresse hídrico (Rebellato & Cunha 2005; Pott et al. 2011). Já nos campos associados à Mata Atlântica há um equilíbrio na riqueza de ervas gramíneas e não gramíneas, sendo um grupo mais predominante que outro em certas paisagens, de acordo com variações edáficas e altitudinais

(Caiafa & Silva 2005; Alves et al. 2016). Os graminoides também são predominantes nas savanas amazônicas (Araújo et al. 2017; Rocha & Neto 2019), porém a estrutura, a composição florística e a diversidade destes ecossistemas estão fortemente relacionadas a fatores hidro-edáficos (Cavalcante et al. 2014; Araújo et al. 2017).

O reconhecimento da necessidade de se estudar ecossistemas abertos não é recente (Hanson & Vorhies 1938). Porém, os remanescentes ainda são muito mal compreendidos e continuam sendo deixados em segundo plano. Levantamentos sobre as fisionomias campestres do Cerrado e seu estrato herbáceo-arbustivo são pouco comuns (Tannus & Assis 2004; Munhoz & Felfili 2006; Meira-Neto et al. 2007; Santos & Munhoz 2012; Pilon et al. 2017), sendo frequentemente voltados apenas para o componente lenhoso da vegetação (Walter et al. 2015). A caracterização da vegetação, das condições ambientais e dos distúrbios que possivelmente ocorrem nestes campos fornece informações importantes sobre o estado de conservação das áreas, além de dados quantitativos que permitem análises mais robustas sobre o funcionamento, a dinâmica e a resiliência destes ecossistemas (Andrade et al. 2019).

Considerando o conhecimento disperso e a relativa negligência que têm recebido nas políticas conservacionistas e na ciência, em comparação com outras fisionomias do Cerrado e com as formações florestais no Brasil, trazemos neste estudo uma visão geral sobre campos de Cerrado, com base em amostragens realizadas em SP, PR, MS, MG e GO. O objetivo deste capítulo é ampliar as bases do conhecimento sobre os campos do Cerrado quanto à estrutura, riqueza e composição das comunidades vegetais e quanto à amplitude de condições ambientais (clima e solo) e regimes de fogo em que ocorrem. Dentro desta tese, essa caracterização será a base para os demais capítulos, em que buscamos explicar as relações entre as comunidades vegetais e os fatores abióticos que as moldaram.

Material e métodos

Áreas de estudo

O estudo foi realizado em 15 remanescentes naturais (Tab. 1; Fig. 1; Fig. S1) que preservam formações campestres de Cerrado em terrenos secos, nos estados de São Paulo, Minas Gerais, Paraná, Mato Grosso do Sul e Goiás. Pelo mapa é possível observar que alguns dos pontos estão localizados em áreas disjuntas de Cerrado e o ponto 11 (P. E. Ibitipoca) está em área de tensão ecológica. Apesar disso, no plano de manejo do Parque há o registro e a caracterização de uma área de Cerrado, além de termos encontrado flora típica de fisionomias

abertas de Cerrado, por este motivo mantivemos o ponto na nossa amostragem. Nessas regiões, campos e savanas formam um *continuum*, sujeito a mudanças temporais em extensão e estrutura da comunidade, portanto, de difícil delimitação (Overbeck et al. 2022). Neste estudo, restringimos a amostragem a locais em que a vegetação é caracterizada por estrato herbáceo-arbustivo contínuo e componente arbóreo ausente ou reduzido a arvoretas ou árvores esparsas, com cobertura de copas abaixo de 20%. Utilizaremos, ao longo do texto, o termo genérico “campo” (correspondente ao termo “*grassland*” na literatura internacional) para se referir à vegetação estudada. Buscamos áreas livres de perturbações, que representassem campos naturais cuja vegetação nunca foi perturbada por mecanização, por plantas invasoras ou por qualquer outra forma de degradação, denominados na literatura internacional como “*old-growth grasslands*” (Veldman et al. 2015a). Em dois casos (Estação Ecológica de Santa Bárbara e Parque Estadual do Guartelá), foram amostradas duas áreas de campo dentro da mesma unidade de conservação, por representarem grandes diferenças, respectivamente, no histórico de fogo e no substrato.

Tabela 1. Localização das áreas de amostragem de campos naturais em regiões de Cerrado. F: frequência de fogo (em número) desde 1985; T: Tempo decorrido entre a última queima e a data da amostragem; s.r.: sem registro de ocorrência de fogo nos anos analisados.

Código	Localidade	Município	Estado	Latitude (S)	Longitude (W)	Altitude (m)	F	T (anos)
1	Estação Ecológica de Santa Bárbara – I (fogo frequente)	Águas de Santa Bárbara	SP	22° 47' 10"	49° 14' 16"	639	10	1
2	Estação Ecológica de Santa Bárbara – II (sem fogo)	Águas de Santa Bárbara	SP	22° 48' 47"	49° 11' 59"	636	2	21
3	Horto Florestal de Botucatu	Botucatu	SP	22° 56' 32"	48° 27' 29"	842	11	0,3
4	Fazenda Itapoã	Itu	SP	23° 22' 01"	47° 12' 24"	790	12	1
5	Parque Estadual do Guartelá – I (substrato rochoso)	Tibagi	PR	24° 34' 04"	50° 15' 03"	1002	0	s.r.
6	Parque Estadual do Guartelá – II (solo profundo)	Tibagi	PR	24° 34' 15"	50° 15' 05"	997	2	31
7	Parque Estadual do Cerrado	Jaguariaíva	PR	24° 10' 20"	49° 40' 02"	825	6	1,5
8	Unidade de Pesquisa e Desenvolvimento de Itararé (IAC)	Itararé	SP	24° 16' 02"	49° 12' 27"	1115	1	25
9	Parque Natural Municipal do Pombo	Três Lagoas	MS	20° 23' 05"	52° 38' 14"	375	9	15
10	Estação Ecológica e Experimental de Itirapina	Itirapina	SP	22° 12' 28"	47° 54' 36"	750	3	12
11	Parque Estadual do Ibitipoca	Lima Duarte	MG	21° 41' 58"	43° 52' 56"	1500	0	s.r.
12	Parque Nacional da Serra da Canastra	Delfinópolis	MG	20° 10' 01"	46° 41' 10"	1350	8	0,1
13	Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus	Pedregulho	SP	20° 12' 44"	47° 26' 36"	970	0	s.r.
14	Parque Estadual do Juquery	Franco da Rocha	SP	23° 20' 33"	46° 40' 26"	840	7	7
15	Parque Nacional das Emas	Mineiros	GO	18° 07' 52"	52° 54' 37"	840	13	1.2

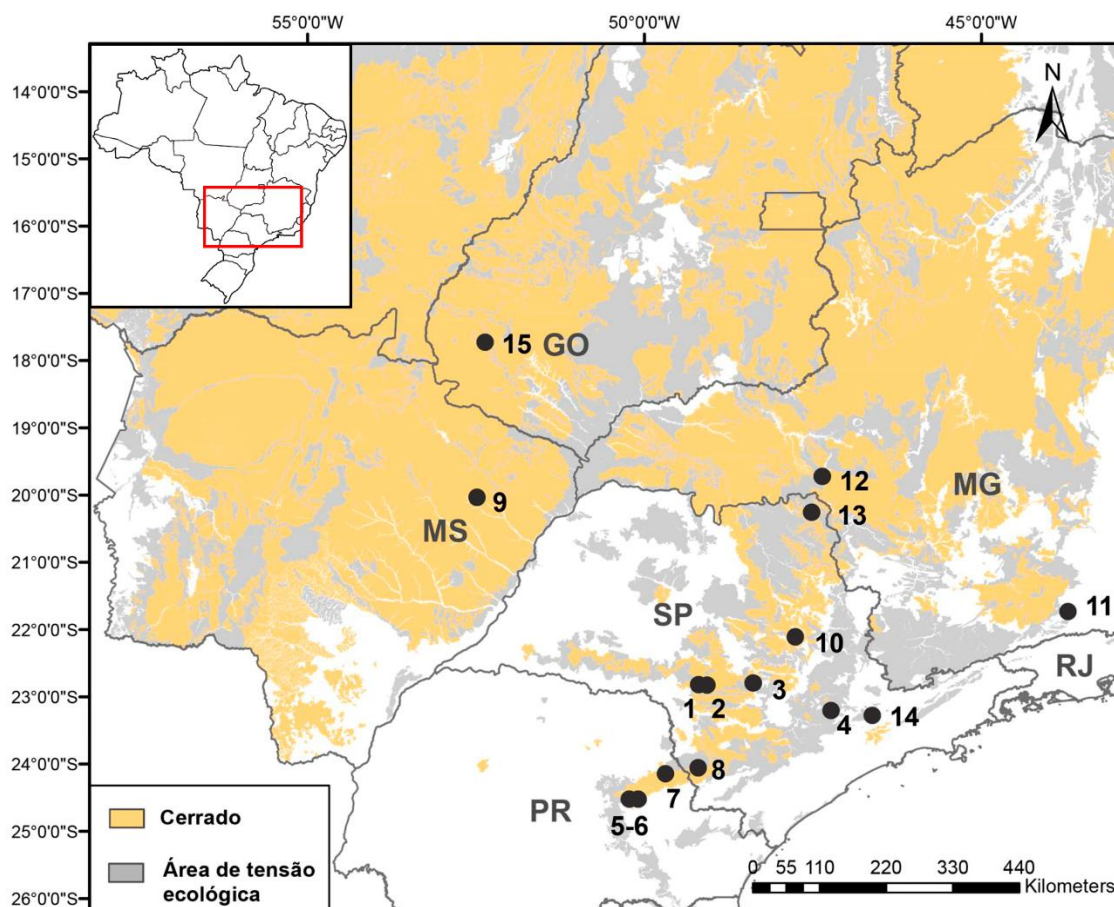


Figura 1. Localização das 15 áreas de estudo. Os números no mapa correspondem aos códigos das áreas descritos na Tabela 1. Como pano de fundo, em laranja e cinza, utilizamos a delimitação das Regiões Fitoecológicas, segundo o IBGE. As áreas de tensão ecológica são regiões de contato entre dois ou mais tipos vegetacionais.

Coleta de dados

Em cada uma das áreas de campo selecionadas (doravante “sítios”), demarcamos uma área de 100 m x 100 m, dentro da qual amostramos 30 parcelas, agrupadas em três transectos de 100 m de extensão (esquema de amostragem na Figura 2). Cabe esclarecer que, nas áreas em que ocorriam espécies invasoras, evitamos os trechos invadidos, uma vez que nosso objetivo era caracterizar a comunidade vegetal de campos naturais não perturbados. Registramos as coordenadas e a altitude de cada um dos quatro vértices desse quadrado, utilizando um GPS Garmin 64s. Em cada um dos sítios medimos a cobertura de copas de árvores, levantamos a flora de toda a área demarcada, amostramos a comunidade vegetal e coletamos amostras de solo. As expedições de coleta de dados foram realizadas, preferivelmente, no verão, evitando-se a estação seca, quando a identificação das espécies é

mais difícil e tende a ocorrer redução na biomassa. Dois dias de trabalho foram necessários em cada local para a amostragem das parcelas (solo, biomassa e comunidade) e levantamento florístico da área como um todo. A partir das coordenadas de cada área amostrada, reconstruímos o histórico de fogo e obtivemos descritores de clima, seguindo os métodos descritos adiante.

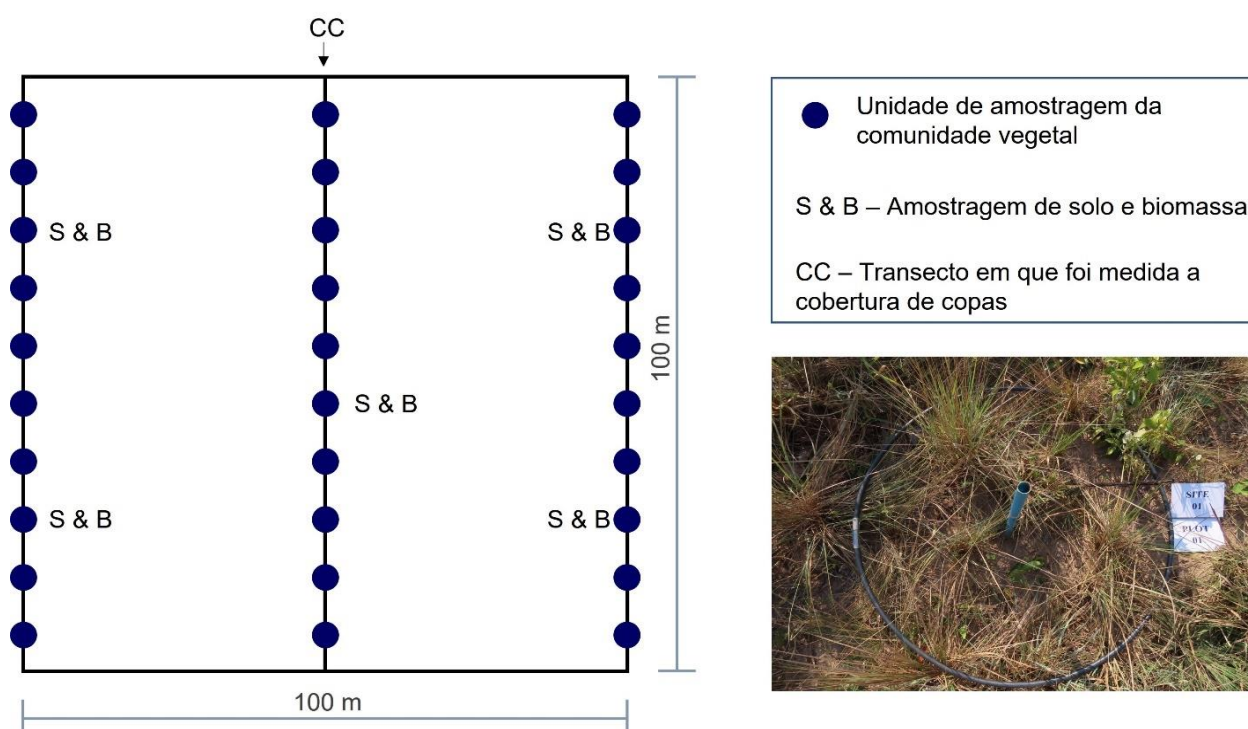


Figura 2. Ilustração da distribuição das unidades amostrais da comunidade vegetal, da cobertura de copas, coleta de amostras de solo e de biomassa. No detalhe, uma das parcelas de amostragem da comunidade vegetal, delimitada por uma circunferência de mangueira PVC com área de 1 m².

Levantamento florístico e cobertura de copas

Em cada um dos sítios, realizamos primeiramente a medição da cobertura de copas, aplicando o método de interceptação de linhas (Canfield 1941), que estima a porcentagem do terreno que é coberta pela projeção das copas e, portanto, não é influenciada por eventual variação entre estações (fenologia). Ao longo do transecto central da área de 100 x 100 m, medimos a projeção de todas as copas de árvores e arvoretas sobre uma trena estendida de 100 m. Dividimos a soma dos valores obtidos por 100, obtendo a cobertura de

copas em porcentagem, para certificação de que a vegetação se enquadrava no critério estabelecido *a priori* (menos de 20% de cobertura de copas).

Para o levantamento florístico geral da área de 01 ha, seguimos o método de “levantamento rápido” (Walter & Guarino 2006). Registramos todas as espécies de plantas vasculares observadas em intervalos de tempo regulares, ao longo de caminhadas abrangendo toda a área amostral, cessando o registro quando, em dois intervalos consecutivos de 15 minutos, foram adicionadas menos de cinco espécies inéditas. Identificamos a maioria das plantas em nível de espécie ainda em campo e, sempre que necessário para confirmar a identificação, coletamos material botânico para identificação posterior (com base na literatura, comparação com material de herbário e consulta a especialistas). Depositamos os testemunhos no Herbário da Universidade Estadual de Campinas (UEC). Classificamos as espécies de acordo com sua forma de crescimento em: ervas não graminoides, ervas graminoides (incluindo gramíneas e ciperáceas), subarbustos, arbustos, árvores, palmeiras, trepadeiras e fetos arborescentes (Abreu et al. 2017; Durigan et al. 2018; Flora do Brasil 2020; Pilon et al. 2021).

Caracterização da comunidade vegetal

Em cada transecto foram dispostas 10 parcelas circulares de 1 m² (Fig. S2) para amostragem da comunidade vegetal, com 10 m de distância entre o ponto central das parcelas (ver Figura 2), totalizando 30 parcelas. Em cada parcela, estimamos visualmente a porcentagem de cobertura por graminoides (Poaceae e Cyperaceae), não graminoides, serapilheira, solo exposto e, quando presente, afloramento de rochas. Todas as espécies vegetais vasculares foram registradas e estimada a cobertura por espécie (porcentagem da parcela ocupada por cada espécie estimada visualmente), adaptado do método proposto por Wikum & Shanholtzer (1978). Em cada parcela, medimos a altura média da vegetação rasteira utilizando uma trena rígida graduada em milímetros. Em cinco das 30 parcelas, definidas sistematicamente *a priori* (ver Figura 2), utilizamos tesoura de poda manual para coletar a biomassa acima do solo de 25% da área da parcela, porção esta definida por aleatorização. Coletamos a biomassa viva ou morta ainda fixa à base das plantas, excluindo, portanto, a serapilheira e descartando todos os caules com espessura superior a 6 mm na base (Newberry et al. 2020). Acondicionamos a biomassa coletada em sacos de TNT devidamente rotulados (Fig. S3), que foram levados à estufa a 60 °C para secagem até peso constante, o que demorou, no máximo, 48 horas. Os sacos contendo a biomassa foram pesados (peso bruto) em balança

eletrônica com precisão de 0,1 g. Após a pesagem, o material vegetal foi descartado e pesamos o saco vazio (eventualmente com partículas de solo que tivessem vindo aderidas ao material verde), para obter o peso líquido da biomassa seca.

Caracterização dos solos

Para caracterização química e granulométrica do solo, utilizamos um trado holandês para obter amostras de duas camadas: i) a camada superficial do solo (0-20 cm), que é onde ocorre o estabelecimento de plântulas, de modo que os filtros que podem impedir a ocorrência de determinada espécie devem atuar especialmente nesta camada; e ii) a camada de 80-100 cm, que melhor representa o substrato mineral. Coletamos as amostras de solo nas mesmas parcelas das amostras de biomassa. Misturamos e homogeneizamos as amostras simples, para a obtenção de uma amostra composta representativa do sítio para cada profundidade. Para cada amostra composta, foram determinados o pH (CaCl_2), fósforo disponível, alumínio trocável (Al^{+3}), soma de bases, matéria orgânica, capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe), saturação por bases (V%), saturação por alumínio (m%) e ferro. As análises granulométricas quantificaram os teores de argila, silte e areia. As análises de solo foram realizadas segundo os protocolos propostos pela Embrapa (2017).

Caracterizamos o perfil do solo de cada sítio por meio de fotografias, mostrando as diferentes camadas até 1 m de profundidade (Fig. S2). Para caracterizar os solos de cada sítio quanto à disponibilidade de água, aplicamos a textura e a profundidade de cada camada do solo conforme equação proposta por Stape (2002). O balanço hídrico sequencial (1958-2021) para cada sítio foi calculado usando o método proposto por Rolim et al. (1998). O extrato do balanço hídrico sequencial contém: (a) déficit hídrico médio anual, em mm; (b) média anual do conteúdo máximo de água no solo, em mm; (c) média anual do conteúdo mínimo de água no solo, em mm.

Caracterização do clima das áreas de estudo

Obtivemos descritores climáticos para cada sítio no período de 1958 – 2021, da base de dados TerraClimate (Abatzoglou et al. 2018; resolução espacial de 4 km). A média histórica para cada variável foi calculada com os dados correspondentes ao período de 1958 a 2021. As variáveis obtidas estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Descritores de clima selecionados para caracterização dos sítios e o detalhamento de cada variável.

Variável	Detalhamento
Precipitação anual (mm)	Média da precipitação anual do período
Índice de sazonalidade (sem unidade)	Razão entre a soma dos valores de precipitação nos três meses mais chuvosos e nos três meses mais secos
Temperatura média (°C)	Média da temperatura média mensal
Temperatura máxima (°C)	Média da temperatura máxima do mês mais quente
Temperatura mínima (°C)	Média da temperatura mínima do mês mais frio
Número de dias de geada por ano (n°)	Média da soma do número de dias de geada registrados por ano
Déficit de Pressão de Vapor – DPV (kPa)	Média do DPV mensal de todo o período
DPV máximo (kPa)	Média do mês de maior DPV de cada ano
DPV mínimo (kPa)	Média do mês de menor DPV de cada ano
Índice de Aridez Severa ou Extrema (sem unidade)	Média do número de meses por ano com índice de aridez inferior a -3 (número) – <i>Palmer drought severity index</i> (PDSI)
Evapotranspiração real anual – ETR (mm)	Média da ETR anual do período

Histórico de fogo

Para reconstruir o histórico de fogo e obter o número de queimas desde 1985 e o intervalo de tempo desde a última queima até a data da amostragem em cada uma das áreas estudadas, utilizamos os registros existentes do Landsat 5 Thematic Mapper (TM), Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) e Landsat 8 Operational Land Imager (OLI). Obtivemos as imagens quinzenais a partir do banco de dados do Earth Explorer do USGS (United States Geological Survey). Todas as imagens foram baixadas como CDR (Landsat Climate Data Record) e convertidas de acordo com o Sistema Geográfico de Coordenadas (UTM). Para esta análise, registramos o histórico de fogo para a área exata delimitada para a amostragem (100 x 100 m). Para detectar as cicatrizes de fogo nas imagens obtidas, combinamos bandas de ondas infravermelho curtas (Alvarado et al. 2017). Padronizamos o

brilho e o contraste em todas as imagens, a fim de diminuir os erros e criamos composições de cores falsas utilizando as bandas 5, 4 e 3 para as imagens Landsat 5 e 7; e as bandas 6, 5 e 4 para as imagens Landsat 8. A utilização desta técnica para resgatar o histórico de fogo resultou em precisão muito superior (verificada em comparação com registros históricos existentes em algumas das áreas de estudo) à obtida por meio de mapeamentos de fogo em larga escala, como os disponibilizados pelo MapBiomas e Instituto de Pesquisas Espaciais – INPE, que não permitem discriminar uma área de apenas 100 m x 100 m.

Resultados

Levantamento florístico

Registramos a ocorrência de 803 espécies vegetais no conjunto total de áreas amostradas, pertencentes a 89 famílias, assim distribuídas em ordem decrescente de proporção de formas de crescimento entre o total de espécies amostradas: 32,8% subarbustos, 22,9% ervas não gramíneas, 15,4% arbustos, 13,2% ervas gramíneas, 11,7% árvores, 2,8% trepadeiras, 0,9% palmeiras e 0,3% fetos arborescentes (listadas na Tabela S1). Cabe destacar que algumas espécies podem se apresentar com mais de uma forma de crescimento e que, nessa quantificação, consideramos apenas a forma mais comum observada durante a amostragem. Apenas 2,1% dessas espécies não puderam ser identificadas nem mesmo em nível de família e 4,5% foram identificadas apenas em nível de família ou até gênero. As cinco famílias com os maiores números de espécies, em ordem decrescente da proporção da riqueza em relação ao conjunto total foram: Asteraceae (19%), Fabaceae (11%), Poaceae (10%), Myrtaceae (5%) e Melastomataceae (4%).

O número total de espécies amostradas por sítio variou de 74 a 189 (média de 134 espécies). Nenhuma espécie foi encontrada em todos os sítios e somente dez espécies ocorreram em mais de 70% das áreas de estudo (Fig. 3; Tab. S1). Entre as dez mais frequentes, sete foram gramíneas – *Andropogon leucostachyus*, *Axonopus marginatus*, *Aristida megapotamica* var. *brevipes*, *Elionurus muticus*, *Gymnopogon spicatus*, *Loudetiopsis chrysothrix* e *Schizachyrium microstachyum* – e três não gramíneas – *Campomanesia adamantium*, *Chaptalia integerrima* e *Psidium grandifolium*. Por outro lado, 52% das espécies foram registradas em apenas um dos locais de estudo.



Figura 3. Espécies de ampla ocorrência, observadas em pelo menos 70% dos sítios amostrados. Fotos por Giselda Durigan e Natashi Pilon.

Caracterização da comunidade vegetal

As copas das raras árvores existentes nos campos amostrados cobrem, em média, 5,90% do terreno, variando de 0 a 19,95% (Fig. 4A). A riqueza de espécies vegetais em 1 m² (que bem representa a diversidade alfa) variou de 8 a 23 espécies (média entre as 30 parcelas dentro de cada local), sendo a média de todos os locais de 15 espécies/m² (Fig. 4B). A riqueza de espécies nas 30 parcelas amostradas variou de 53 a 130, sendo em média de 89 espécies.

A biomassa média variou de 56,8 a 715 g/m² (média de 471 g/m²; Fig. 4C) e a altura média da vegetação do estrato rasteiro de 15 a 60 cm (média de 32 cm; Fig. 4D). A cobertura do terreno pela vegetação variou de 43,6% a 94,2%, sendo em média de 78,8%. Separando-se por tipo de cobertura, a cobertura por gramínoídes variou de 22 a 80% (média geral de 52%) e por não gramínoídes de 9,3 a 45% (média de 26%; Fig. 4E). A proporção de solo exposto foi de 0,1 a 56% (média de 10%) e a de serapilheira de 0 a 25% (média de 8,5%). Dos 15 sítios, somente três apresentaram afloramento de rocha, com cobertura variando de 1,7 a 37% (média de 14,3%).

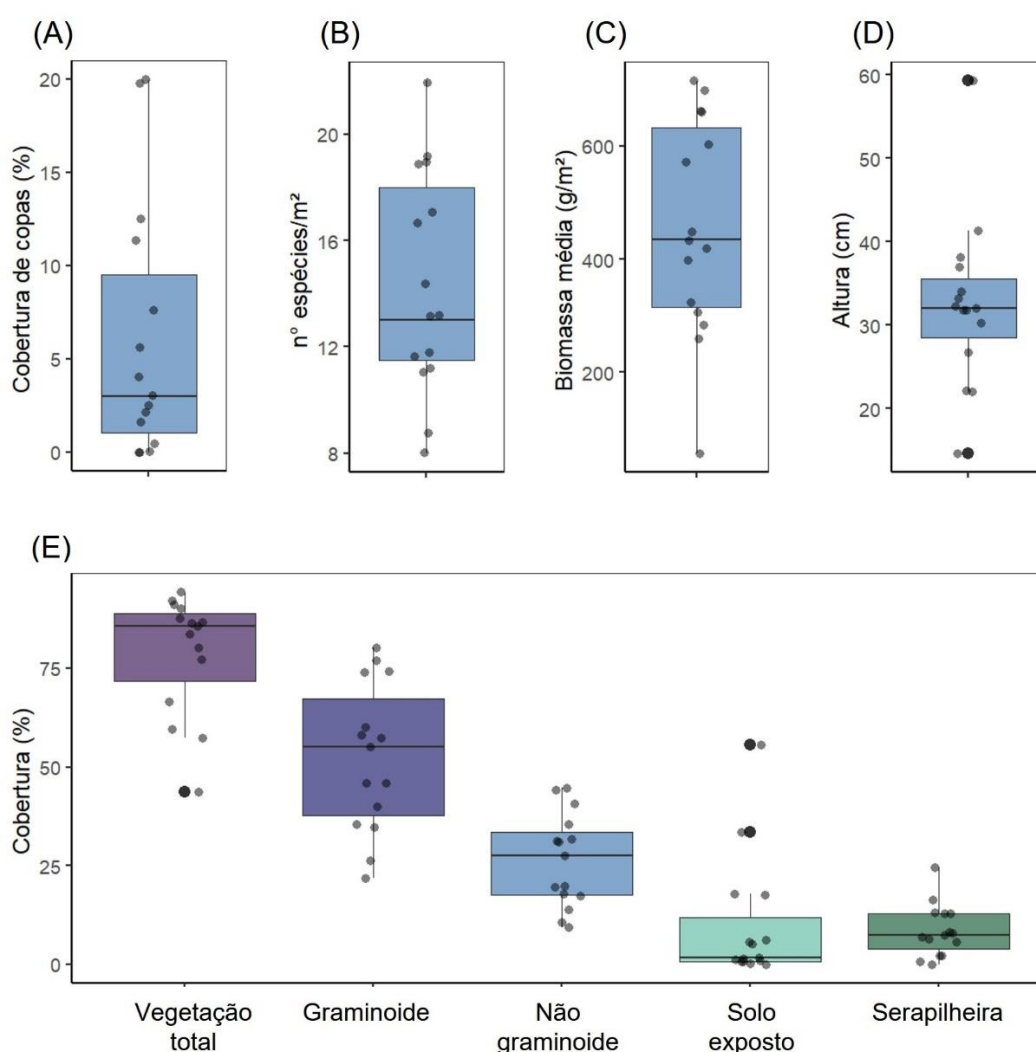


Figura 4. Descritores da comunidade vegetal das 15 áreas de campo de Cerrado amostradas. A) porcentagem de cobertura arbórea; B) riqueza média por parcela de 1 m²; C) biomassa média por m²; D) altura média da vegetação campestre; E) porcentagem de cobertura da parcela por: vegetação total (gramínoídes + não gramínoídes), gramínoídes, não gramínoídes, solo exposto e serapilheira.

solo exposto e serapilheira. Cada círculo pequeno cinza representa o valor médio calculado entre as 30 parcelas amostradas em uma área. A linha central mais grossa representa a mediana e os limites das caixas são os quartis de 25% e 75%. As linhas verticais são as observações mínimas e máximas e os outliers estão representados pelos círculos pretos maiores.

Caracterização dos solos

Os solos dos campos de Cerrado foram muito variáveis em textura (Figuras 5A, B, C; Tab. S2), com teores de argila que variaram de 4,3 a 65,3% (média de 21,1%), areia de 1 a 92,8% (média de 66,5%) e silte de 1,9 a 49,6% (média de 12,3%). Em todas as áreas foi possível amostrar a camada de 0-20 cm de profundidade. Porém, não foi possível amostrar a camada de 80-100 cm em quatro áreas, nas quais a profundidade do solo mostrou-se limitada por substrato rochoso. As análises químicas revelaram alta acidez em todos os solos amostrados, com pH entre 3,7 e 4,5 (média de 4,0; Fig. 5D). A capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe) variou de 7,4 a 25,2 mmolc/dm³ (média de 11,9 mmolc/dm³) na camada de 0-20 cm e de 4,4 a 10,5 mmolc/dm³ (média de 6,9 mmolc/dm³) na camada de 80-100 cm (Fig. 5E). A soma de bases variou de 2,3 a 19,2 (média de 4,8 mmolc/dm³) na camada de 0-20 cm e de 2,3 a 3,3 (média de 2,82 mmolc/dm³) na camada de 80-100 cm (Fig. 5F). O teor de matéria orgânica na camada mais superficial foi muito variável (Fig. 5G). Alumínio foi o cátion dominante (Fig. 5H) e, por isso, a saturação por alumínio (m%) também foi bastante elevada nas áreas de estudo (Fig. 5I). Tanto a saturação por bases (V%) (Fig. 5J) quanto o teor de fósforo (Fig. 5K) apresentaram valores relativamente baixos em ambas as profundidades do solo, indicando baixa fertilidade. Quanto aos micronutrientes, a concentração de ferro (Fe) foi elevada em quase todas as áreas de estudo (Fig. 5L). Com relação ao balanço hídrico superficial, o déficit hídrico (média de vários anos) variou entre locais de 8,1 a 256 mm (média de 91,1 mm; Fig. 5M). O conteúdo mínimo de água no solo variou de 0,2 a 74,8 mm (média de 31,9 mm; Fig. 5N) e o conteúdo máximo variou de 21,5 a 121,5 mm entre locais (média de 86,3 mm; Fig. 5O).

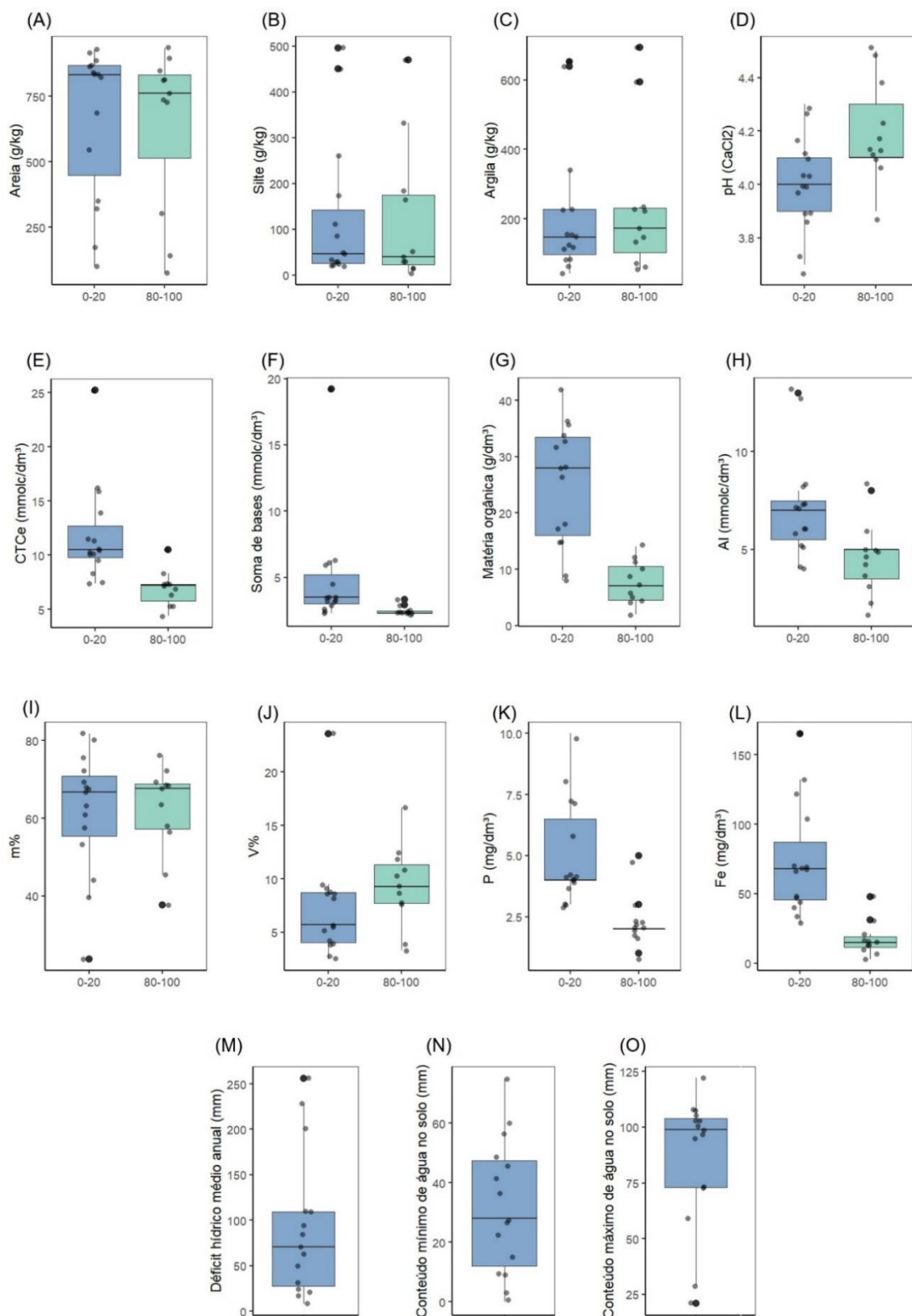


Figura 5. Descritores edáficos das 15 áreas campestres de Cerrado amostradas. *Boxplots* azuis representam as amostras de 0-20 cm de profundidade, *boxplots* verdes representam as amostras de 80 – 100 cm de profundidade. CTCe: Capacidade de troca catiônica efetiva; Al:

Alumínio; m%: saturação por alumínio; V%: saturação por bases P: fósforo; Fe: Ferro. Cada círculo pequeno cinza representa o valor de uma área. A linha central mais espessa representa a mediana e os limites das caixas são os quartis de 25% e 75%. As linhas verticais são as observações mínimas e máximas e os outliers estão representados pelos círculos pretos maiores.

Caracterização do clima das áreas de estudo

Encontramos grande amplitude para algumas variáveis climáticas entre os 15 locais, especialmente quando os valores extremos foram analisados. A precipitação pluviométrica média anual variou de 1224 a 1677 mm (média de 1414 mm; Fig. 6A), mas o índice de sazonalidade oscilou de 2 a 17,6 (Fig. 6B), indicando chuvas muito concentradas em alguns locais e pouco concentradas em outros. A temperatura média anual variou entre locais de 16,7 a 23,6 °C (média de 19,2 °C; Fig. 6C). A média das temperaturas máximas diárias do mês mais quente variou de 24,9 a 31,6 °C (média de 27,6 °C; Fig. 6D) e a média das mínimas do mês mais frio de 5,9 a 12,3 °C (média de 8,7 °C; Fig. 6E), com o número esperado de dias de geada por ano variando entre locais de 1 a 27 dias (média de 12 dias ao ano; Fig. 6F). O déficit de pressão de vapor (DPV) médio variou de 0,47 a 1 kPa (média de 0,67 kPa; Fig. 6G). O maior valor médio mensal do DPV variou entre locais de 0,58 a 1,29 kPa (média de 0,85 kPa; Fig. 6H) e o DPV mínimo de 0,39 a 0,60 (média de 0,53 kPa; Fig. 6I). O número médio de meses por ano em que o índice de aridez foi enquadrado como “severo” ou “extremo” variou de 0,8 até 1,5 meses (média de 1 mês; Fig. 6J). A média de evapotranspiração anual real variou entre 689 e 1115 mm (média de 855 mm; Fig. 6K).

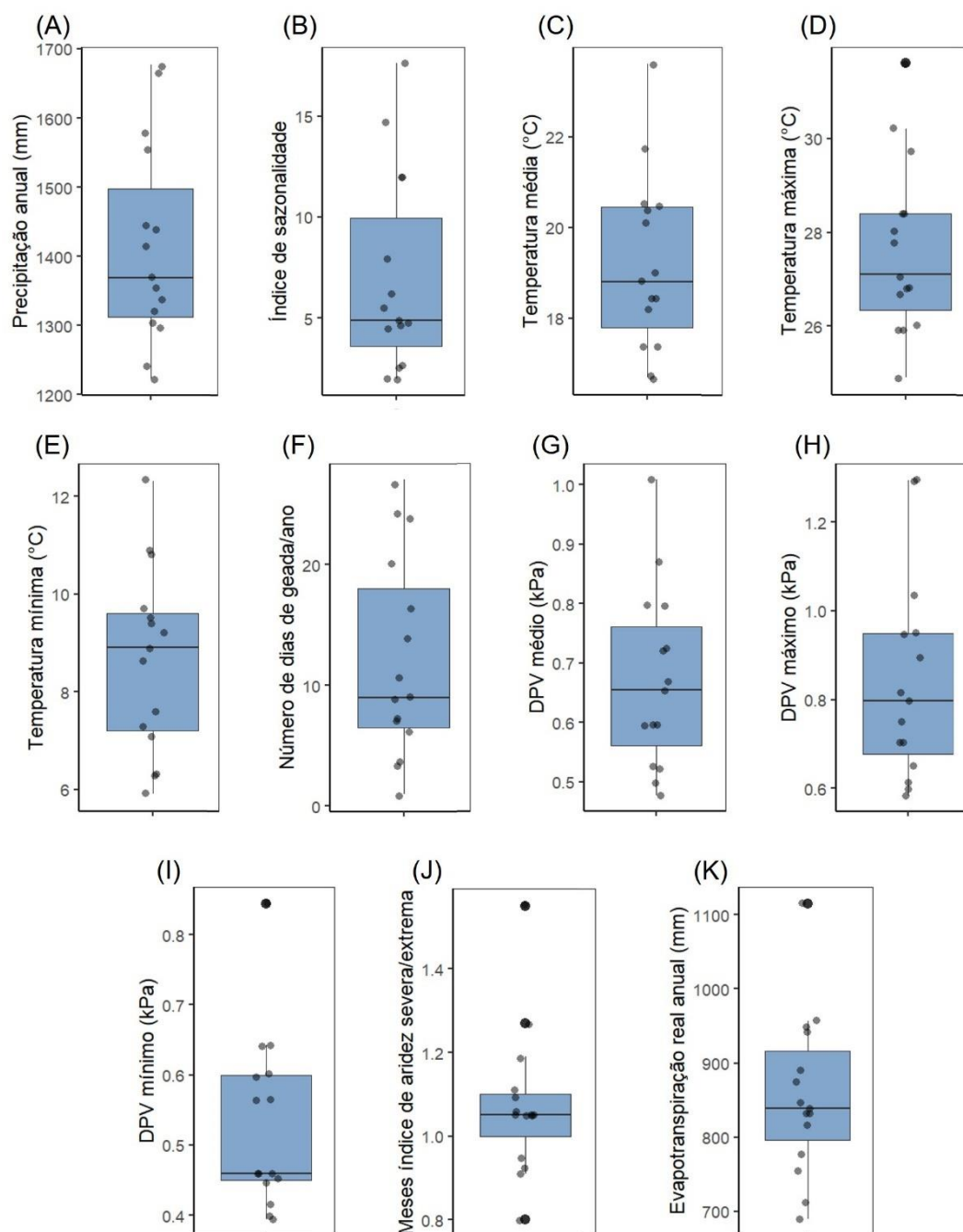


Figura 6. Descritores de clima das 15 áreas campestres de Cerrado amostradas. o detalhamento de como cada variável foi calculada está descrito na Tabela 2. Os *boxplots* apresentam o intervalo de variação dos dados, os quartis e a mediana. DPV: Déficit de Pressão de Vapor. Cada círculo pequeno cinza representa o valor de uma área. A linha central mais espessa representa a mediana e os limites das caixas são os quartis de 25% e 75%. As linhas verticais são as observações mínimas e máximas e os outliers estão representados pelos círculos pretos maiores.

Histórico de fogo nas áreas de estudo

Desde 1985 até a data da coleta de dados em cada área, detectamos 87 eventos de fogo, considerando todas as áreas de estudo. Porém, o número de queimas por área no período analisado variou desde nenhuma até 13 queimas (média de 6 ocorrências de fogo; Tab. 1). Do total de ocorrências de fogo, cerca de 60% ocorreram no inverno, 15% no outono, 15% na primavera e 10% no verão. Sete áreas tiveram até cinco ocorrências de fogo, cinco áreas de seis a dez ocorrências e apenas três áreas queimaram onze vezes ou mais no período analisado. O tempo desde a última queima até a data da amostragem variou desde um mês até 31 anos (média de 10 anos). Seis áreas haviam sido queimadas há menos de dois anos, apenas quatro áreas queimaram pela última vez entre 2 e 25 anos antes da amostragem, duas áreas não foram queimadas por 25 anos ou mais antes da amostragem e três áreas não tiveram ocorrência de fogo no período analisado.

Discussão

Buscávamos, neste estudo, a caracterização da vegetação dos campos de Cerrado em terrenos secos em uma ampla região, estando representados cinco estados e três regiões políticas do Brasil. Também visávamos caracterizar as condições ambientais e o histórico de fogo associados a essa vegetação. Utilizamos um protocolo de amostragem padronizado, para eliminar qualquer viés nos valores médios e de amplitude apresentados para o conjunto de todas as áreas. Os resultados nos mostraram a existência de alguns padrões entre essas comunidades vegetais, como a elevada riqueza de espécies por unidade de área, elevada proporção de ocorrências únicas, cobertura incompleta do terreno pela vegetação rasteira, ou biomassa aérea seca nunca ultrapassando 8 Mg por hectare. Porém, há atributos dessas comunidades com variações muito amplas entre locais, como ocorre com a biomassa, por exemplo, cujo maior valor é mais que 10 vezes superior ao menor valor observado, ou com diferentes proporções de gramíneas e não gramíneas, que resultam em comunidades funcionalmente muito distintas. Também encontramos padrões para algumas variáveis ambientais (e.g., elevada acidez e baixa fertilidade do solo) e, para a maioria das áreas, o que existe é uma ampla variação nas condições ambientais e de histórico de fogo em que ainda existem campos naturais no Cerrado.

Nossa amostragem de 15 áreas de um hectare cada, com um total de 450 parcelas de 1 m², resultou em mais de 800 espécies de plantas registradas. Cabe destacar que nossa

amostragem foi geograficamente restrita, não incluindo boa parte do Cerrado do centro para o norte do país, e que áreas úmidas e rupestres não foram incluídas. Assim, o número total de espécies amostradas neste estudo está certamente muito aquém da riqueza total dos campos do Cerrado. Porém, as variações florísticas e ambientais encontradas dentro da região de estudo permitiram detectar tendências importantes. Outras regiões e fisionomias podem abrigar grande diversidade e riqueza de espécies, principalmente de famílias que são especialmente adaptadas a vegetações campestres (Giulietti et al. 1997; Lenza et al. 2011; Le Stradic et al. 2015; Silveira et al. 2016; Bijos et al. 2017). A utilização de dados ambientais detalhados de solo obtidos em campo e de dados climáticos com resolução de 4 km obtidos de uma base de longo prazo possibilitaram ampliar a compreensão dos ecossistemas estudados.

Riqueza e composição florística

O total de espécies encontradas neste estudo representa aproximadamente 7% das quase 13 mil espécies estimadas para o Cerrado (Flora do Brasil 2020), evidenciando que a biodiversidade de plantas no bioma é imensa e está distribuída em grandes escalas geográficas, dificultando seu registro. As unidades amostrais para o estrato rasteiro da vegetação são usualmente pequenas e acabam resultando em uma porcentagem ínfima dos remanescentes efetivamente amostrada. Quanto às proporções entre formas de crescimento, no conjunto total de áreas de estudo, nossos resultados se assemelham a levantamentos florísticos realizados em áreas de campo já estudadas, onde há o predomínio de espécies herbáceas e subarborescentes (de 40 a 70%) e a porcentagem de espécies arbóreas não ultrapassa 15% (Pilon et al. 2017; Antar & Sano 2019; Keller et al. 2021). As famílias mais ricas em espécies encontradas nas áreas de estudo – Asteraceae, Fabaceae e Poaceae – corroboram o encontrado por Mendonça et al. (2008) em relação ao bioma como um todo, e por Souza et al. (2021) em relação aos campos do Distrito Federal. O compartilhamento de poucas espécies entre os sítios e a ocorrência geograficamente limitada de mais da metade das espécies amostradas evidenciam a alta diversidade entre os campos amostrados e, assim, a importância da sua conservação em ampla escala geográfica.

Nossos dados permitiram explorar a riqueza em dois níveis: na unidade amostral de 1 m², em que o número de espécies representa a diversidade da comunidade, ou seja, quantas espécies diferentes podem compartilhar um espaço tão reduzido, para o sítio (conjunto

de 30 parcelas de cada área), representando a flora local. Embora elevada em comparação com florestas tropicais, onde a diversidade ocorre em escalas maiores, a média de 15 espécies encontradas em 1 m² é inferior ao que tem sido apontado nos raros estudos de fisionomias campestres no Brasil utilizando protocolo amostral semelhante. Como exemplos, Le Stradic et al. (2015) encontraram 29 espécies por m² em campos rupestres na Serra do Espinhaço e, nos Campos Sulinos, Andrade et al. (2019) e Menezes et al. (2022) obtiveram a média geral de 23 espécies por m². Entre as 15 áreas analisadas no presente estudo, o recorde foi de 35 espécies em uma parcela de 1 m² (Parque Estadual do Cerrado – PR), número inferior ao recorde registrado por Menezes et al. (2018) nos Campos Sulinos, de 56 espécies, e muito abaixo do registrado em um campo de altitude (*montane grassland*) na Argentina (89 espécies por m²; Cantero et al. 1999). As plantas do estrato herbáceo-arbustivo do Cerrado apresentam, frequentemente, distribuição agregada, devido à propagação vegetativa em muitas espécies a partir de estruturas subterrâneas como sóboles, rizomas e raízes gemíferas (Durigan et al. 2002). Portanto, é possível que a menor riqueza por m² encontrada nos campos do Cerrado em relação aos demais tipos de campos mencionados seja produto desse padrão de colonização, que favorece a formação de grandes aglomerados monoespecíficos clonais de algumas espécies, como observamos em *Andira humilis*, *Pradosia brevipes*, *Leptobalanus humilis*, *Cordia obtusa*, entre outras.

Conseguimos identificar um pequeno grupo de espécies amplamente distribuídas, com alta probabilidade de serem amostradas em campos naturais do Cerrado. Porém, não podemos apontá-las como “espécies indicadoras dos campos do Cerrado”, uma vez que algumas dessas espécies ocorrem em outros tipos de campo, fora do domínio do Cerrado. Uma rápida busca na base de dados *speciesLink* (2023) mostra, por exemplo, que *Chaptalia integerrima* e *Elionurus muticus* ocorrem em todos os biomas no Brasil, exceto na região Amazônica. E que *Andropogon leucostachyus* ocorre em todo o Brasil, sendo tratado como ruderal ou mesmo como planta daninha (Lorenzi 2008). Assim, a existência dessas espécies, simplesmente, não é um atestado de que se trata de um campo natural de Cerrado.

Semelhanças e diferenças estruturais na vegetação

Embora os campos naturais se diferenciem das demais formações por alguns atributos estruturais genéricos da vegetação, como a baixa cobertura de copas e a existência de um estrato rasteiro parcialmente graminoso que reveste a maior parte do terreno, a análise

desses campos em nível de comunidade mostra mais diferenças do que semelhanças. Analisando apenas os campos do Cerrado em terrenos bem drenados nas nossas 15 áreas de estudo, encontramos a razão entre o maior e o menor valor de até 20 vezes na cobertura do terreno por copas de árvores, 12 vezes na biomassa aérea, 3 vezes na cobertura do solo por graminoides, 4 vezes na cobertura por não graminoides, 55 vezes na proporção de solo exposto e 24 vezes na cobertura de serapilheira. A porcentagem do terreno coberta pela vegetação não variou tanto quanto os outros descritores, sendo o valor médio de 80%, mas o maior valor chega a superar o dobro do menor valor médio registrado.

Solos dos campos: propriedades químicas e físicas

Observamos convergência entre locais nas propriedades fundamentais dos solos, que são todos hiperdistróficos (saturação por bases não ultrapassou 23,6%), com acidez elevada (pH máximo 4,5). Porém, ampla diferença na textura, variando desde solos arenosos até muito argilosos, com predominância dos primeiros (73% das áreas com teor de areia superior a 50%) e isso reflete na capacidade de água disponível para as plantas (Taiz et al. 2017). Embora tenhamos registrado solos com substrato rochoso a menos de 1 m de profundidade em 27% das áreas, em regra os campos do Cerrado estão sobre solos profundos e bem drenados. Entre as 15 áreas, sete se enquadram como solos arenosos, seis se enquadram como solos de textura média e duas como solos argilosos. Apesar de já haver estudos mostrando a variação dos fatores edáficos em gradientes fisionômicos (Ruggiero et al. 2002; Toppa 2004; Ruggiero & Pivello 2005; Assis et al. 2011; Maracahipes-Santos et al. 2017) e em estudos comparando áreas campestres relativamente próximas (Souza et al. 2021), ainda não havia comparações para a mesma fisionomia em áreas distribuídas em extensas distâncias geográficas. Nossos resultados possibilitaram generalizações importantes. A baixa saturação por bases (que bem representa a fertilidade) e a elevada acidez dos solos das áreas amostradas eram esperadas, visto que essas características são predominantes em solos de Cerrado (Furley & Ratter 1988; Haridasan 2008; Mendonça et al. 2008, Lopes & Guilherme 2016). A baixa capacidade de troca de cátions e os elevados níveis de saturação de alumínio, relacionados com a fertilidade e acidez, também são comumente descritos para áreas de Cerrado e, além disso, estudos vêm demonstrando que muitas espécies de plantas endêmicas do Cerrado são tolerantes e algumas até acumuladoras de alumínio (Haridasan 1982; Haridasan 2008; Pasta et al. 2019; Castro et al. 2022).

Amplitude climática entre as áreas de estudo

A influência do clima sobre os diferentes tipos de vegetação é amplamente conhecida há muito tempo em ecologia (Whittaker 1975; Polis 1999; Bond et al. 2005). Valores médios anuais de temperatura e precipitação são amplamente utilizados ainda hoje em modelagens em larga escala (e.g., Porfirio et al. 2014), apesar das suas limitações. Porém, a verdade é que dados médios anuais de temperatura e precipitação não representam os fatores que podem favorecer aumento populacional de algumas espécies ou impedir o estabelecimento de outras. O uso dessas variáveis genéricas se deve, geralmente, à inexistência de informações climáticas mais detalhadas disponíveis ou mesmo à dificuldade em identificar as variáveis que, de fato, representam fatores ecológicos decisivos, como condições extremas de calor, frio e estresse hídrico (Walter et al. 2013; Brown et al. 2018; Stewart et al. 2021).

Se analisado apenas pelos valores médios anuais de precipitação e temperatura em cada local, o clima parece não diferir muito entre as áreas estudadas, com precipitação não inferior a 1200 mm e não superior a 1700 mm, com uma certa sazonalidade caracterizada pela seca nos meses de inverno. Talvez, por essa aparente homogeneidade, durante décadas o clima foi descartado como um fator ecológico relevante influenciando a vegetação no Cerrado (Goodland & Pollard 1973; Furley & Ratter 1988). Porém, essa aparente homogeneidade esconde grandes diferenças quando as condições extremas são analisadas. Amostramos campos em locais onde a média das temperaturas máximas no mês mais quente ultrapassam 30 °C, enquanto em outros os termômetros não registram mais que 25 °C. Há locais onde a ocorrência de geadas é muito pouco provável, mas em 1/3 das áreas estudadas são esperados 10 dias de geada ou mais em um ano. A sazonalidade da chuva chega a ser cinco vezes mais marcada em alguns campos do norte de SP, em MG e GO, comparada a locais mais ao sul. A forte sazonalidade condiz com o clima predominante das áreas de Cerrado, que é tropical úmido-seco, consistindo em duas estações bem definidas, com redução da precipitação e da temperatura durante o inverno (Mendonça & Danni-Oliveira 2007). Em outros locais, principalmente em áreas no limite Sul do estado de São Paulo, ou já pertencentes ao Paraná, o índice de sazonalidade apresentou valores baixos, mais coerentes com clima subtropical úmido-seco, ou seja, pode haver a ocorrência de temperaturas abaixo de 0 °C durante o inverno e a precipitação é homogênea ao longo do ano (Mendonça & Danni-Oliveira 2007). O déficit hídrico chega a ultrapassar 70 mm em um único mês em alguns locais (e.g., Furnas do Bom Jesus, Emas, Pombo), sendo que em outros não ultrapassa 10 mm (campos do PR e sul de SP).

Estudos recentes apontam que, no Cerrado, o clima atua em conjunto com outros fatores, especialmente a textura do solo, na modulação da estrutura, composição e diversidade da vegetação (Amaral et al. 2017; Archibald et al. 2019; Amaral et al. 2022). Considerando que amostramos campos em uma faixa restrita do ponto de vista climático, entre 18° a 24° S de latitude e 43° a 52° W de longitude, e entre 390 e 1500 m de altitude, e ainda assim observamos amplas diferenças nas variáveis climáticas e na disponibilidade de água no solo, a magnitude destas diferenças deverá ser ainda mais pronunciada se projetada para campos distribuídos em toda a área de domínio do Cerrado.

As complexas relações água-solo-planta-atmosfera nos campos do Cerrado

Além das variáveis de clima já bem conhecidas e utilizadas com frequência em estudos ecológicos relacionando vegetação e clima (Lehmann et al. 2011; Jakubka et al. 2017; Bai et al. 2021), é importante destacar que outras variáveis selecionadas neste estudo, como déficit hídrico do solo, déficit de pressão de vapor – DPV, índice de aridez e evapotranspiração real ajudam a representar a disponibilidade de água no sistema. Estas variáveis podem ser fatores chaves influenciando a estrutura, o funcionamento, manutenção e provisão de serviços ecossistêmicos da vegetação (Gao et al. 2015; Yuan et al. 2019). O DPV já foi utilizado para elucidar as relações entre a disponibilidade de água no solo e a fotossíntese em florestas tropicais, por exemplo (Lee et al. 2013; Doughty et al. 2019; Green et al. 2020). Apesar disso, pouco se sabe sobre como o DPV elevado influencia a vegetação em áreas mais secas (Novick et al. 2016), especialmente as que abrigam vegetações e climas heterogêneos (Feldman et al. 2020), como é o caso do Cerrado (Sano et al. 2019). Estas variáveis em conjunto são capazes de mostrar como as condições em determinados campos são extremas e que a quantidade de água disponível no solo e na atmosfera ao longo do ano é muito diferente entre as áreas.

Com fogo ou sem fogo, campos podem existir

Em escala global, diferentes tipos de vegetação são distribuídos de acordo com interações de clima e solo. No entanto, ecossistemas abertos são uma exceção à regra, uma vez que ocorrem em zonas climáticas que também suportam florestas (Bond 2005; Pausas & Bond 2020). Nesses casos, o fogo pode atuar como um fator que previne o estabelecimento e desenvolvimento do componente lenhoso, e assim mantém a fisionomia mais aberta, com a

predominância de espécies intolerantes à sombra (Coutinho 1982; Hoffmann 1998; Durigan & Ratter 2006; Ratajczak et al. 2014; Bond 2021). O fogo é um importante fator de distúrbio em savanas e campos (Moreira 2000; Higgins et al. 2007) e diferentes frequências e intensidades de queima são responsáveis pela dinâmica da vegetação, resultando em diferenças na estrutura (Bond et al. 2005; Munhoz & Amaral 2010), na riqueza (Durigan et al. 2020b; Pilon et al. 2021; Antar et al. 2022) e na rebrota e floração vigorosas (Pilon et al. 2018; Fidelis et al. 2022).

Como regra, fisionomias campestres do Cerrado têm sido associadas a maior frequência de incêndios ou a incêndios de maior intensidade (Eiten 1972; Ratajczak et al. 2014; Conciani et al. 2021). Os campos de cerrado aqui amostrados apresentam amplas diferenças tanto na frequência de queima quanto no tempo desde a última queima ao longo dos anos analisados. Poucas áreas queimaram mais que dez vezes, corroborando o encontrado por Alvarado et al. (2018) e Conciani et al. (2021) em unidades de conservação do estado de SP. Apesar da importância já reconhecida do fogo em ecossistemas abertos (Durigan & Ratter 2016; Pausas & Bond 2021), este ainda é um assunto controverso. Ainda que seja uma alternativa de manejo, as queimas foram proibidas em certos países (Kull 2000; Durigan & Ratter 2016), sendo o fogo considerado destrutivo e visto como uma ameaça. Por esses motivos, a estratégia de manejo que vem sendo adotada é justamente a supressão dos regimes naturais do fogo (Alvarado et al. 2018). Ainda que as leis tenham caminhado para flexibilização do fogo em unidades de conservação, para fins de manejo e experimentação científica, verificamos que a frequência de fogo registrada nas áreas de estudo em geral está muito aquém da esperada com base nos registros históricos de queimas para o Cerrado (Dias 2006).

Em sendo o fogo responsável por manter a vegetação mais aberta, após a supressão deste distúrbio há uma tendência de adensamento de espécies arbóreas e arbustivas, sendo este um dos principais responsáveis pela perda de diversidade em ecossistemas abertos (Bond & Parr 2010; Abreu et al. 2017). Considerando-se que na maior parte das áreas de estudo não houve queima há menos de dez anos, evidencia-se que, pelo menos nessas áreas, o fogo não é fator obrigatório para que os campos naturais estudados continuem existindo. Outros fatores devem estar restringindo a expansão da vegetação arbórea sobre os campos. Porém, é possível que a ausência do fogo tenha reflexos na composição florística e na diversidade desses campos, assuntos que serão investigados nos próximos capítulos desta tese.

Conclusão

Pode-se dizer que os campos do Cerrado se caracterizam por semelhanças na estrutura, como o predomínio de ervas, subarbustos e arbustos, e níveis relativamente homogêneos de cobertura do solo pela vegetação e por serapilheira. Porém, esses campos variam amplamente na cobertura do terreno por graminoides e não graminoides, na riqueza de espécies vegetais por m² e na quantidade de biomassa aérea. Embora os solos dos campos sigam um padrão de composição química, com elevada acidez e saturação por alumínio, esses ecossistemas podem ocorrer em solos desde arenosos até muito argilosos, em áreas com déficit hídrico pronunciado até quase inexistente. Quanto ao clima, se analisados apenas os valores médios de temperatura e precipitação, os campos parecem ser muito semelhantes. Mas, variáveis como a dimensão da sazonalidade da chuva, número de dias de geada, temperaturas máximas e mínimas, são bastante distintas entre os sítios. Ainda que o Cerrado seja considerado um pirobioma, os campos amostrados no presente estudo não se assemelham entre si nem quanto à frequência de fogo, nem quanto ao tempo decorrido desde a última queima. Considerando-se que muito pouco se sabe sobre como essas variações ou semelhanças de clima, solo e distúrbios influenciam a vegetação, este capítulo é um primeiro passo no que diz respeito à caracterização dos campos de Cerrado. As informações aqui apresentadas poderão servir de respaldo para a tomada de decisão, com relação à restauração e manejo de áreas campestres, visto que há uma deficiência de dados que possam ser utilizados como indicadores e referências.

CAPÍTULO II

Diferenças na composição florística, na diversidade e na estrutura de campos naturais de Cerrado ao longo de gradientes ambientais



Caracterizamos os campos quanto à **composição florística, diversidade e estrutura** da vegetação e quanto aos principais fatores abióticos a que estas comunidades estão submetidas (Capítulo 1). Vimos que as características da vegetação são amplamente variáveis e que existe uma heterogeneidade ambiental muito grande. As complexas relações entre a vegetação e os fatores abióticos (clima, solo e histórico de fogo) provavelmente determinarão as diferenças encontradas entre as comunidades vegetais desses campos. Neste capítulo, investigamos a influência relativa desses fatores sobre a composição, diversidade e estrutura das comunidades vegetais em campos naturais de Cerrado.

CAPÍTULO II

Diferenças na composição florística, diversidade e estrutura de campos naturais de Cerrado ao longo de gradientes ambientais

1. Resumo

Ainda que a ecologia tenha focado em resolver a questão se ecossistemas abertos são modulados por fatores edáficos, climáticos ou por distúrbios, não há consenso sobre a contribuição relativa desses fatores na construção das comunidades vegetais campestres. Assim, nosso objetivo foi elucidar a influência relativa dos fatores ambientais e do histórico de fogo sobre a estrutura, diversidade e composição de comunidades vegetais de fisionomias campestres de Cerrado, partindo da premissa de que estes fatores atuam como filtros ecológicos. Utilizamos os dados gerados no Capítulo 1 nas análises do presente capítulo. As variáveis relacionadas à vegetação (composição, diversidade e estrutura) foram utilizadas como variáveis resposta e as variáveis ambientais e de distúrbio como preditoras em regressões múltiplas. Observamos que os sítios explicam 74% das diferenças florísticas encontradas, sendo que só houve sobreposição da composição entre dois conjuntos de sítios. Em ordem decrescente de importância dentro do modelo que explica as diferenças encontradas na composição das comunidades estão: sazonalidade da precipitação, temperatura mínima, CTCe e distância entre sítios. Observamos que a frequência de fogo é um fator que influencia positivamente a riqueza por m² (*proxy* de diversidade alfa). Já a riqueza total (conjunto das 30 parcelas) não foi explicada por nenhuma das variáveis analisadas. A biomassa aérea é positivamente influenciada pela CTCe e pelo conteúdo máximo de água no solo. Adicionalmente, verificamos que a razão entre a cobertura do solo por não gramíneas:gramíneas mostrou-se associada negativamente com a CTCe e pelo V% e positivamente associada com a temperatura máxima do mês mais quente. Nossos resultados indicam que, quando o estrato rasteiro é considerado, os fatores condicionantes são distintos daqueles que explicam as diferenças florísticas quando só as árvores são consideradas. Em uma hierarquia de fatores, podemos destacar o clima influenciando primariamente a composição, o fogo influenciando a diversidade, com clima e solo em conjunto modulando a estrutura dos campos aqui analisados.

Palavras-chave: composição florística; ecossistemas abertos; estrutura; filtros ambientais; riqueza.

2. Introdução

É estimado que cerca de 58% da superfície terrestre global são ocupados por ecossistemas não florestais, sendo que quase metade dessa porcentagem é representada por campos, vegetações arbustivas e savanas (Dinerstein et al. 2017). Apesar de exercerem papéis relevantes na prestação de serviços ecossistêmicos (Scholes & Archer 1997; Van der Werf et al. 2010) e na biodiversidade mundial (Mendonça et al. 2008; Bardgett et al. 2021), os campos naturais estão vulneráveis a diversas ameaças (Veldman et al. 2015b; Durigan & Ratter 2016; Abreu et al. 2017; Bardgett et al. 2021). Além disso, os fatores que determinam a estrutura e a composição deste tipo de vegetação não são bem compreendidos, o que leva a consequências diretas sobre a conservação e a restauração de fisionomias campestres. Historicamente, a ecologia tem focado em resolver se os processos responsáveis pela extensa variação encontrada em ecossistemas abertos são primariamente *bottom-up* (água, solo e nutrientes) ou *top-down* (fogo e herbivoria) (Scholes & Archer 1997; Bond 2008). Apesar de não haver consenso sobre qual a direção predominante das forças atuantes, vem crescendo o reconhecimento de que a variação fisionômica encontrada é resultante da integração dos processos (Sankaran et al. 2004; Sankaran et al. 2005; Bucini & Hanan 2007; Sankaran et al. 2008; Staver et al. 2017; Staver 2018).

Os fatores que determinam a composição e a estrutura da comunidade vegetal em fisionomias dominadas pelo componente arbóreo são relativamente conhecidos, envolvendo relações complexas entre condições climáticas, edáficas e regimes de distúrbio (Staver et al. 2011). Para ecossistemas abertos na África, a distribuição das comunidades herbáceas tem se mostrado modulada principalmente pelo clima (Zerbo et al. 2018). Na Ásia, biomassa, riqueza e composição estão primariamente associadas a faixas altitudinais, as quais estão diretamente associadas a fatores climáticos (Sankaran 2009). Nesses casos, o aumento da altitude indica diminuição na temperatura, aumento da precipitação anual e aumento da duração da estação de crescimento. Em campos da Austrália, a composição florística e a estrutura são mais responsivas a fatores edáficos do que ao histórico de fogo, enquanto a diversidade é primariamente influenciada pela frequência de fogo (Lebbink et al. 2018). Em campos na América do Norte, a riqueza está diretamente relacionada ao aumento na precipitação anual (Cleland et al. 2013). Já para campos rupestres no Brasil, Le Stradic et al. (2015) encontraram nas propriedades do solo a melhor explicação para a diferença na composição e na estrutura da vegetação. Nos campos sulinos, diferentes práticas de manejo (Andrade et al. 2016; Koch et al. 2016) e diferenças no gradiente de precipitação e de

propriedades do solo (Andrade et al. 2019) são os fatores que melhor explicam a distribuição de espécies vegetais.

Para o Cerrado, a análise de fatores condicionantes do gradiente de fisionomias é relativamente comum na literatura, mas os apontamentos variam bastante em relação a qual fator seria o principal responsável pelas diferenças. Com relação ao clima, Cole (1960) e Bourlière & Hadley (1970) apontam a sazonalidade das chuvas como determinante das savanas. Em escala nacional, Bueno et al. (2018) analisaram a distribuição de espécies arbóreas nas diferentes fisionomias do Cerrado e encontraram a disponibilidade de água, a fertilidade do solo e a alta inflamabilidade, como os principais moduladores das diferenças encontradas. O interessante é que a maioria dos estudos são geralmente voltados para a análise do gradiente fisionômico do Cerrado, e em escala local já foram explorados como possíveis fatores: o conteúdo de nutrientes (Goodland 1971a, Goodland 1971b; Goodland & Pollard 1973; Lopes & Cox 1977; Alvim & Araújo 1952; Eiten 1982; Reatto et al. 1998; Moreno et al. 2008; Vourlitis et al. 2013; Maracahipes-Santos et al. 2017), a textura do solo associada à disponibilidade hídrica (Ruggiero et al. 2002; Ruggiero & Pivello 2005; Toppa 2004; Marimon Júnior & Haridasan 2005; Rossi et al. 2005; Juhász et al. 2006; Assis et al. 2011); e a profundidade do lençol freático (Ribeiro et al. 2021). Apesar da extensa lista, são raros os estudos que exploram os fatores edáficos em conjunto com outros fatores abióticos influenciando a composição florística em um mesmo tipo de vegetação (Durigan et al. 2003; Amaral et al. 2017; Amaral et al. 2022). E, desde meados do século passado, com estudos descartando fatores climáticos como relevantes (Rawitscher 1948; Ferri 1955), as atenções se voltaram para os solos e o fogo. Nesse sentido, faltam estudos para uma mesma fisionomia e que utilizem variáveis adequadas para explicar a composição e a estrutura, especialmente para os campos.

Ainda que existam diversos estudos sobre a vegetação dos campos paulistas (Tannus & Assis 2004; Garcia & Pirani 2005; Rossatto et al. 2008; Sasaki & Mello-Silva 2008; Pilon et al. 2017), todos se constituem em análises pontuais e raramente exploram a influência de fatores abióticos sobre a estrutura e composição das comunidades, tornando difícil a tarefa de identificar fatores determinantes de diferentes padrões. Dessa forma, visando contribuir para superar essa lacuna de conhecimento, nosso principal objetivo foi elucidar a influência relativa dos fatores ambientais e do histórico de fogo sobre a estrutura, diversidade e composição de comunidades vegetais de fisionomias campestres de Cerrado. Partimos da premissa de que estes fatores atuam como filtros ecológicos (Weiher et al. 1999) capazes de

gerar diferentes padrões florísticos e estruturais. Especificamente, buscamos responder às seguintes questões: i) A composição florística é similar entre as áreas amostradas? Se não, ii) Qual(is) o(s) principal(is) fatores influenciando a composição de espécies das comunidades vegetais dos campos de Cerrado? iii) Quais os principais fatores modulando a diversidade de espécies e estrutura dessas comunidades? Considerando as espécies que se mostraram comuns entre alguns pares de sítios no capítulo anterior, esperávamos encontrar comunidades com flora parcialmente distinta. Além disso, era esperada uma ordem hierárquica de fatores atuantes na manutenção dessas comunidades. Esperávamos que o clima e o solo se destacassem entre os fatores determinantes da composição de espécies vegetais, uma vez que esses fatores têm sido amplamente associados à distribuição de espécies no Cerrado (Furley & Ratter 1988; Ratter et al. 2003; Bueno et al. 2018). Além disso, esperávamos que a disponibilidade de água no solo e o histórico de fogo exercessem influência, sobretudo, na estrutura e na diversidade dessas comunidades, uma vez que tais relações têm sido consistentemente observadas em ecossistemas abertos (Higgins et al. 2000; Munhoz & Felfili 2006; Staver et al. 2017).

3. Material e métodos

3.1 Áreas de estudo

Selecionamos 15 sítios com remanescentes naturais de fisionomias campestres de Cerrado no estado de São Paulo e em estados vizinhos (GO, MG, MS e PR), apresentados na Tabela 1. Todas as áreas amostradas estão localizadas em terrenos secos e bem drenados, excluindo-se, portanto, campos sujeitos a saturação hídrica do solo. Selecionamos apenas áreas com menos de 20% de cobertura de copas de árvores, utilizando o método de interceptação de linhas (Canfield 1941).

3.2 Caracterização da vegetação: composição e estrutura

Em cada um dos sítios, instalamos 30 parcelas de 1 m², para amostragem da comunidade vegetal, distribuídas em três transectos paralelos de 100 m de comprimento, com 50 m de distância entre eles. Registramos todas as espécies presentes dentro de cada parcela e estimamos a cobertura por espécie visualmente (porcentagem da parcela ocupada por cada espécie), separando em categorias: graminoides (Poaceae, Cyperaceae), não graminoides,

serapilheira, solo exposto e, quando presente, afloramento de rochas (Wikum & Shanholtzer 1978). A identificação botânica em nível de espécie foi realizada em campo sempre que possível. Nos demais casos, coletamos material para identificação posterior, com base na literatura, comparação com material de herbário e consulta a especialistas. Os testemunhos foram depositados no Herbário da Universidade Estadual de Campinas (UEC). Em cada parcela, medimos a altura média da vegetação rasteira, utilizando uma trena rígida graduada em milímetros. Cinco das 30 parcelas, definidas sistematicamente *a priori* (ver Figura 2 do Capítulo 1), foram utilizadas para a coleta de biomassa acima do solo. A coleta foi realizada em 25% da parcela, consistindo em biomassa viva ou morta ainda fixa à base das plantas, excluindo, portanto, a serapilheira e descartando todos os caules com espessura superior a 6 mm na base (Newberry et al. 2020). A biomassa coletada foi acondicionada em sacos de TNT, que foram levados à estufa para secagem até peso constante.

Tabela 1. Localização das áreas de amostragem de campos naturais em regiões de Cerrado. Alt: Altitude.

Código	Localidade	Município	Estado	Latitude (S)	Longitude (W)	Alt. (m)
1. ESB - I	Estação Ecológica de Santa Bárbara – I (fogo frequente)	Águas de Sta Bárbara	SP	22° 47' 10"	49° 14' 16"	639
2. ESB - II	Estação Ecológica de Santa Bárbara – II (sem fogo)	Águas de Sta Bárbara	SP	22° 48' 47"	49° 11' 59"	636
3. BTU	Horto Florestal de Botucatu	Botucatu	SP	22° 56' 32"	48° 27' 29"	842
4. ITA	Fazenda Itapoã	Itu	SP	23° 22' 01"	47° 12' 24"	790
5. GUA – I	Parque Estadual do Guartelá – I (substrato rochoso)	Tibagi	PR	24° 34' 04"	50° 15' 03"	1002
6. GUA – II	Parque Estadual do Guartelá – II (solo profundo)	Tibagi	PR	24° 34' 15"	50° 15' 05"	997
7. CER	Parque Estadual do Cerrado	Jaguariaíva	PR	24° 10' 20"	49° 40' 02"	825
8. ITR	Unidade de Pesquisa e Desenvolvimento de Itararé (IAC)	Itararé	SP	24° 16' 02"	49° 12' 27"	1115
9. POM	Parque Natural Municipal do Pombo	Três Lagoas	MS	20° 23' 05"	52° 38' 14"	375
10. ITI	Estação Ecológica e Experimental de Itirapina	Itirapina	SP	22° 12' 28"	47° 54' 36"	750
11. IBI	Parque Estadual do Ibitipoca	Lima Duarte	MG	21° 41' 58"	43° 52' 56"	1500
12. CAN	Parque Nacional da Serra da Canastra	Delfinópolis	MG	20° 10' 01"	46° 41' 10"	1350
13. FUR	Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus	Pedregulho	SP	20° 12' 44"	47° 26' 36"	970
14. JUQ	Parque Estadual do Juquery	Franco da Rocha	SP	23° 20' 33"	46° 40' 26"	840
15. EMA	Parque Nacional das Emas	Mineiros	GO	18° 07' 52"	52° 54' 37"	840

3.3 Caracterização ambiental e histórico de fogo

3.3.1 Solos

Buscamos caracterizar os solos utilizando descritores que representassem a profundidade, a textura, a capacidade de armazenamento de água e a fertilidade em cada sítio, considerando que entre esses descritores estariam os fatores edáficos capazes de influenciar as comunidades vegetais estudadas. Em cada sítio, nas mesmas parcelas em que coletamos a biomassa, utilizamos um trado holandês para coletar amostras da camada superficial do solo (0-20 cm) para caracterização química e granulométrica. As cinco amostras foram misturadas e homogeneizadas, para obtenção de uma amostra composta representativa do sítio. Foram determinados o pH (CaCl_2), capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe), matéria orgânica, soma de bases, saturação por bases (V%), saturação por alumínio (m%), acidez potencial ($\text{H} + \text{Al}$), fósforo disponível, alumínio trocável (Al^{+3}), potássio, cálcio, magnésio, carbono, enxofre e os micronutrientes: boro, cobre, ferro, manganês e zinco. Foram quantificadas as proporções de argila, silte e areia. As análises de solo foram realizadas segundo os protocolos propostos pela Embrapa (2017).

Perfuramos o solo para determinar a profundidade até o máximo de 1 m, considerando que a existência de substrato rochoso em camadas mais profundas não seria limitante para a vegetação campestre. Utilizamos a textura e a profundidade para caracterizar os solos de cada sítio quanto à disponibilidade de água, segundo a equação proposta por Stape (2002). Também calculamos o balanço hídrico sequencial (1958-2021) para cada sítio, conforme equação proposta por Rolim et al. (1998). O extrato do balanço hídrico sequencial contém: (a) déficit hídrico médio anual, em mm; (b) déficit hídrico máximo anual, em mm; (c) excedente hídrico médio anual, em mm; (d) média anual do conteúdo máximo de água no solo, em mm; (e) média anual do conteúdo mínimo de água no solo, em mm.

3.3.2 Clima

Para cada sítio, buscamos todos os descritores de clima que pudessem representar fatores atuantes na montagem das comunidades vegetais estudadas, tais como estresse por temperaturas muito baixas ou muito altas, deficiência hídrica, baixa umidade do ar ou extremos de radiação. Os descritores de clima foram obtidos da base de dados TerraClimate (Abatzoglou et al. 2018). Os dados são mensais para cada sítio no período de 1958 – 2021, com resolução espacial de 4 km (Tab. 2).

Tabela 2. Descritores de clima selecionados para caracterizar cada sítio e detalhamento de cada variável. Utilizamos a média histórica para cada variável, calculada com os dados correspondentes ao período de 1958 e 2021, obtidos da base TerraClimate (Abatzoglou et al. 2018).

Variável	Detalhamento
Precipitação anual (mm)	Média dos valores de precipitação anual do período
Índice de sazonalidade (sem unidade)	Razão entre a soma dos valores de precipitação nos três meses mais chuvosos e nos três meses menos chuvosos
Temperatura média (°C)	Média dos valores de temperatura média mensal
Temperatura máxima (°C)	Média dos valores de temperatura máxima do mês mais quente
Temperatura mínima (°C)	Média de todos os valores de temperatura mínima do mês mais frio
Número de dias de geada por ano (n°)	Média do número de dias de geada registrados por ano
Radiação mínima (MJ/m ² /dia)	Média dos valores mínimos mensais de radiação registrados dentro de cada ano
Radiação máxima (MJ/m ² /dia)	Média dos valores máximos mensais de radiação registrados dentro de cada ano
Déficit de Pressão de Vapor – DPV (kPa)	Média dos valores mensais de DPV
DPV máximo (kPa)	Média entre os valores médios mensais máximos dentro de cada ano
DPV 0.7 (número)	Média do número de meses por ano com DPV acima de 0,7 kPa
Evapotranspiração real anual (mm)	Média dos valores totais anuais
Evapotranspiração real mensal máxima (mm)	Média dos valores mensais máximos de evapotranspiração
Índice de Aridez Severa ou Extrema (número)	Média do número de meses por ano com índice de aridez inferior a -3 – <i>Palmer drought severity index</i> (PDSI)

3.3.3 Histórico da ocorrência de fogo

Considerando que tanto a frequência de queima quanto o tempo decorrido desde a última queima poderiam, independentemente, influenciar a composição e a estrutura das comunidades estudadas, realizamos a reconstrução do histórico de ocorrência de queimadas em cada sítio, desde 1985 até a data da amostragem. Utilizando as coordenadas geográficas dos vértices da área de 100 x 100 m contendo o grid de 30 parcelas em cada sítio, resgatamos as cicatrizes de incêndio no período, visíveis em imagens de satélite. Utilizamos imagens Landsat 5 Thematic Mapper (TM), Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) e Landsat 8 Operational Land Imager (OLI). As imagens quinzenais foram obtidas a partir do banco de dados do Earth Resources Observation and Science (EROS) Center Science Processing Architecture (ESPA; <https://espa.cr.usgs.gov/>). Todas as imagens foram baixadas como CDR (Landsat Climate Data Record) e convertidas de acordo com o Sistema Geográfico de Coordenadas (UTM). Detectamos as cicatrizes de queima, em todas as imagens Landsat adquiridas, combinando bandas de ondas infravermelho curtas, seguindo o método proposto por Alvarado et al. (2017). Para as imagens Landsat 5 e 7, criamos uma composição de cores falsas utilizando as bandas 5, 4 e 3. Para as imagens Landsat 8, criamos uma composição de cores falsas utilizando as bandas 6, 5 e 4. Além disso, padronizamos o brilho e o contraste em todas as imagens para minimizar os erros.

3.4 Análise de dados

Inicialmente, utilizamos o coeficiente de correlação de Pearson para gerar uma matriz de correlações, a fim de investigar colinearidade entre as variáveis abióticas preditoras (Tab. S3, S4). Nos casos em que o coeficiente de correlação (positiva ou negativa) entre duas variáveis foi superior a 0,70, selecionamos para os modelos apenas uma. Justificamos a escolha de cada variável na Tabela S5.

3.4.1 Ordenação dos sítios pela composição florística

Para visualização da similaridade na composição florística entre os 15 sítios utilizamos o escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com escores construídos a partir de valores do índice de dissimilaridade de Jaccard (Clarke 1993). Os três transectos (três conjuntos de 10 parcelas de 1m²) foram utilizados como réplicas de cada sítio, resultando em 45 conjuntos de dados (n=45). Realizamos a ordenação com base na matriz de

presença/ausência de espécies por transecto. Adicionamos elipses do intervalo de confiança de 95% para checar as sobreposições florísticas. Para detectar diferenças significativas na composição de espécies entre sítios realizamos Análise de Variância Multivariada (PERMANOVA), utilizando a função *adonis* do pacote *vegan*.

3.4.2. Fatores que influenciam a similaridade florística

Para explorar a influência de cada uma das variáveis abióticas sobre a similaridade florística entre os 15 sítios, utilizamos análises de regressão. Primeiramente, excluimos da matriz as espécies que ocorreram em um único local e calculamos a similaridade entre pares de sítios utilizando o índice de Jaccard. Obtivemos o índice de similaridade (variando de 0 a 1) para cada par de sítios, totalizando 105 valores (todos os pares possíveis), que utilizamos nas regressões como variável resposta. Adicionalmente, para cada fator abiótico (solo, clima e fogo), calculamos um índice de similaridade entre os 105 pares de áreas. Este índice de similaridade nada mais é do que a razão entre o menor e o maior valor para a variável X dos dois sítios que compõem cada par, de modo que também variam, hipoteticamente, de 0 a 1. Quanto mais próximo de 1, mais similares são os dois sítios que compõem o par com respeito àquela variável. Quanto mais próximo de 0, mais diferentes. Nas regressões simples, o índice de similaridade de cada descritor abiótico foi utilizado como variável preditora da similaridade florística. A premissa para essas regressões foi que um valor de R^2 significativo para determinado fator evidenciaria que quanto mais semelhantes fossem dois sítios para este fator, mais semelhante seria a composição florística das suas comunidades vegetais. Além das variáveis abióticas, calculamos a distância entre os sítios que formam cada par (em km), para detectarmos possível influência da proximidade entre sítios na similaridade florística.

A partir das regressões lineares simples, selecionamos as variáveis preditoras que viriam a ser utilizadas nas regressões múltiplas, em busca do conjunto de fatores abióticos que melhor explica a similaridade florística entre os sítios (variável resposta). Além do valor significativo de R^2 , levamos em consideração o significado ecológico de cada variável preditora e buscamos incluir nas regressões múltiplas pelo menos um descritor de clima, um de histórico de fogo, um de textura e um de química de solo, além da distância entre os sítios (Fig. S4; S5; Tab. S5). Dessa forma, incluímos na análise as seguintes variáveis, selecionadas *a posteriori*: (i) altitude, em metros; (ii) sazonalidade da precipitação, sem unidade; (iii) temperatura mínima, em °C; (iv) proporção de argila no solo, em porcentagem; (v) CTCe, em mmol/dm³; (vi) conteúdo máximo de água disponível no solo, em mm; (vii) frequência de fogo nos últimos 35

anos, em número; (viii) distância (em linha reta) entre os sítios, em quilômetros. Verificamos o ajuste dos modelos (*goodness of fit*) e investigamos a presença de outliers por meio de análises gráficas (Quinn & Keough 2002). Modelamos as regressões múltiplas com todas as variáveis e aplicamos o procedimento *stepwise backward selection* e o *Akaike information criterion* (AIC) para selecionar as mais explicativas do modelo (Quinn & Keough 2002; Dunn & Smyth 2018). Realizamos, adicionalmente, análise de partição hierárquica de variâncias para as variáveis selecionadas pelo método *stepwise*, a fim de avaliar seus efeitos independentes sobre a variável resposta. Buscando avaliar o efeito isolado de cada variável preditora selecionada pelas regressões múltiplas, ajustamos regressões lineares simples. Todas as análises e gráficos foram realizados utilizando o software R, versão 4.1.2 (R Development Core Team 2021). Para a seleção de modelos utilizamos a função *step* do pacote *stats* e para a partição hierárquica utilizamos o pacote *hier.part* (Walsh & Nally 2013).

Ajustamos um Modelo Aditivo Generalizado (GAM) para cada uma das variáveis preditoras selecionadas pela regressão múltipla e os *scores* oriundos da ordenação por meio da função *ordisurf*, do pacote *vegan* (Oksanen et al. 2018). Esta função permite ajustar uma “*smooth response surface*” dos valores das variáveis preditoras sobre os limites do *biplot* produto da ordenação.

3.4.3 Fatores que influenciam a diversidade e estrutura das comunidades

Para elucidar a influência de fatores abióticos sobre a diversidade e estrutura das comunidades, utilizamos como variáveis resposta os seguintes dados de cada sítio: (i) riqueza média por m²; (ii) riqueza total amostrada (número de espécies registradas nas 30 parcelas de 1m²); (iii) biomassa média (g/m²); (iv) razão entre a cobertura de não gramínoide: gramínoide (NG: G). Utilizamos as variáveis selecionadas a partir da matriz de correlações entre as variáveis abióticas preditoras (procedimento explicitado no item 3.4); realizamos regressões simples buscando identificar as relações mais robustas entre essas variáveis e as variáveis resposta. Na escolha das variáveis preditoras, também levamos em consideração o seu significado ecológico, com base no conhecimento existente (Fig. S6; Tab. S5). Também nas análises de diversidade e estrutura, buscamos incluir pelo menos um descritor de clima, um de histórico de fogo, um de textura e um de química do solo. Dessa forma, incluímos as seguintes variáveis em nossas análises, selecionadas *a posteriori*: (i) temperatura máxima, em °C; (ii) frequência de fogo nos últimos 35 anos, em número; (iii) teor de fósforo, em mg/dm³; (iv)

capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe), em mmol/dm³; (v) teor de alumínio, em mmol/dm³; (vi) proporção de argila, em porcentagem; (vii) conteúdo máximo de água disponível no solo, em mm; e (viii) porcentagem de saturação por bases, em porcentagem. As mesmas variáveis preditoras foram exploradas para cada uma das quatro variáveis resposta.

Verificamos o ajuste dos modelos (*goodness of fit*) e investigamos a presença de outliers por meio de análises gráficas (Quinn & Keough 2002). Utilizamos regressões múltiplas adotando o procedimento *stepwise backward selection* e o *Akaike information criterion* (AIC) para selecionar as variáveis mais explicativas para cada modelo (Quinn & Keough 2002; Dunn & Smyth 2018). Realizamos análise de partição hierárquica de variâncias para as variáveis selecionadas pelo método *stepwise*, a fim de avaliar seus efeitos independentes sobre a variável resposta em cada modelo.

Buscando avaliar o efeito isolado de cada variável preditora selecionada pelas regressões múltiplas, ajustamos regressões lineares simples. Todas as análises e gráficos foram realizados utilizando o software R, versão 4.1.2 (R Development Core Team 2021). Para a seleção de modelos utilizamos a função *step* do pacote *stats* e para a partição hierárquica utilizamos o pacote *hier.part* (Walsh & MacNally 2015).

4. Resultados

4.1. Composição florística

O gráfico da NMDS em nível de transecto das áreas amostradas, mostrou diferenças significativas (Fig. 1), onde os sítios explicaram 74% da variância na composição florística (PERMANOVA, $p < 0,05$), com grande semelhança entre transectos de cada sítio e baixa semelhança entre sítios. Sobreposição na composição florística foi observada em apenas dois conjuntos de áreas, um com dois e outro com três sítios, sendo um formado pelas duas áreas do P.E. Guartelá e o outro pelas duas áreas da E.Ec. Santa Bárbara juntas com o Horto de Botucatu.

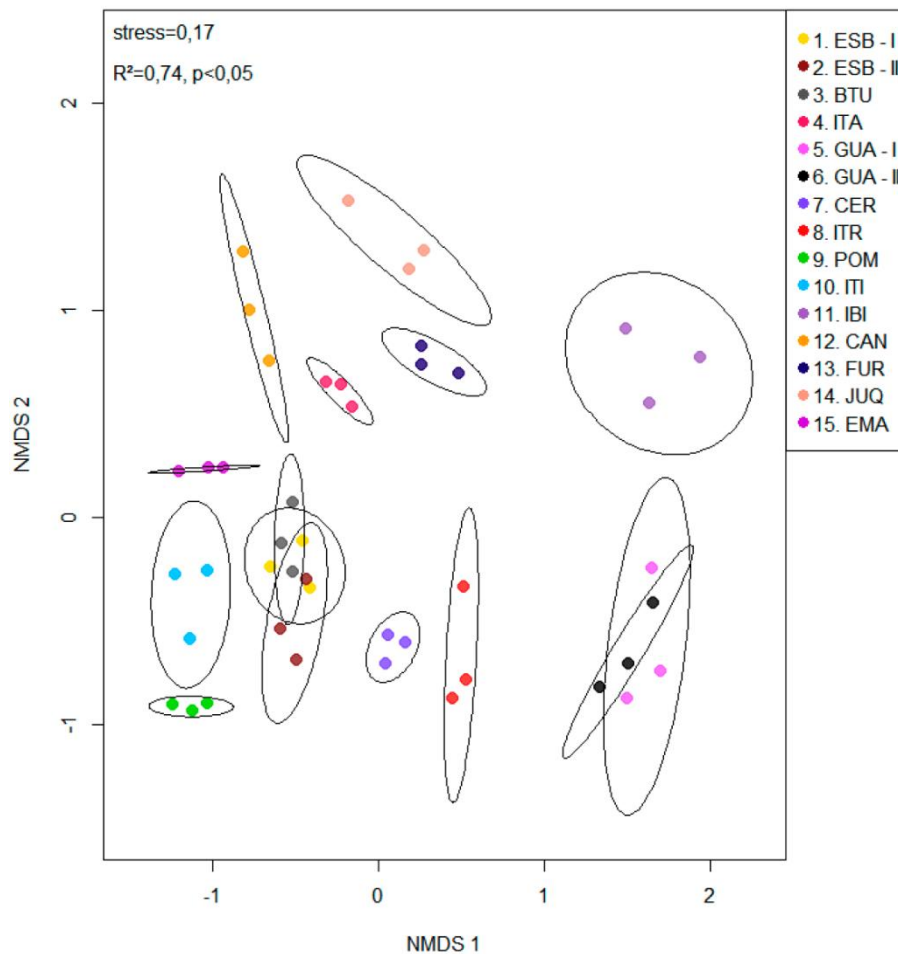


Figura 1. Ordenação das comunidades herbáceo-arbustivas de 15 sítios de campo natural em região de Cerrado, pela sua composição florística, representada por escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS). Cada sítio é representado por três círculos da mesma cor, sendo cada círculo correspondente a um transecto (conjunto de 10 parcelas de 1m²). As elipses representam o intervalo de 95% de confiança do desvio padrão.

4.2 Influência dos fatores ambientais e histórico de fogo na composição florística

As análises realizadas por meio de regressões simples apontaram 31 variáveis abióticas significativamente associadas, em diferentes graus, com a semelhança florística entre sítios (as regressões significativas encontram-se na Figura S4 e S5, nos Anexos do Capítulo II).

Pela regressão múltipla, a sazonalidade das chuvas (relação positiva), a temperatura mínima (relação positiva), a CTCe (relação positiva), a distância entre os sítios (relação negativa) e a frequência de fogo (relação positiva, porém não significativa, $p > 0,05$) explicaram

parte da variação na similaridade florística entre os sítios (Tab. 3, AIC= 537,6; $r^2 = 0,43$). Desta variação, 27% foram explicados pela sazonalidade, 24% pela temperatura mínima, 24% pela CTCe, 18% pela proximidade geográfica entre os sítios e 7% pela frequência de fogo. Quando esses fatores condicionantes da similaridade florística apontados pela regressão múltipla foram analisados separadamente (Figura 2), valores expressivos de R^2 foram obtidos, exceto para a frequência de fogo, que parece exercer pouca ou nenhuma influência sobre a flora dessas comunidades.

Tabela 3. Fatores abióticos que explicaram a semelhança florística entre as comunidades vegetais campestres de Cerrado amostradas. A influência de cada fator sobre a similaridade florística foi categorizada como positiva (+) ou negativa (-). CTCe: Capacidade de troca catiônica efetiva; E.I.: Efeito Independente de cada fator sobre a similaridade florística; AIC: Critério de Informação de Akaike.

Variáveis preditoras	AIC	R^2	E.I.
Sazonalidade* (+)	537,6	0,43	27%
Temperatura mínima* (+)			24%
CTCe* (+)			24%
Distância entre os sítios* (-)			18%
Frequência de fogo (+)			7%
* Significativo ($p < 0,05$)			

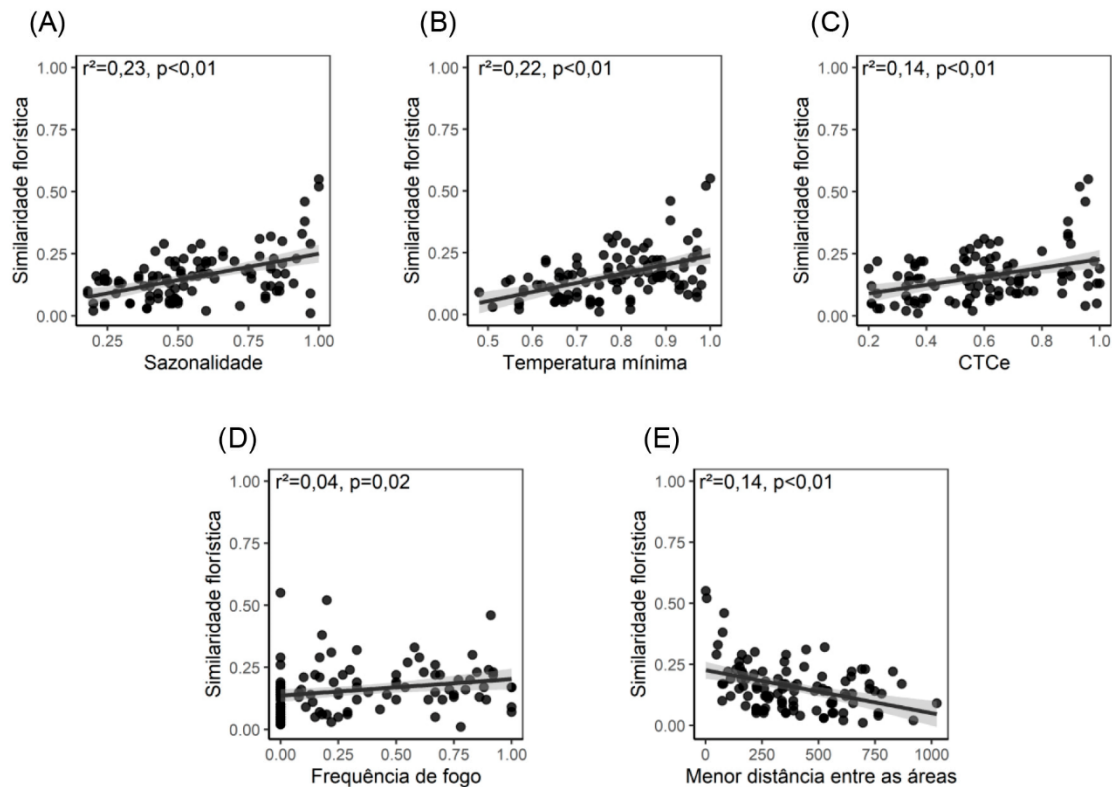


Figura 2. Regressões lineares entre a similaridade florística entre os pares possíveis formados por 15 sítios de vegetação campestre de Cerrado (eixo Y) e o grau de similaridade em fatores abióticos ou distância entre pares de sítios (eixo X). Variáveis preditoras (eixo X): (A) Sazonalidade da chuva; (B) Média das temperaturas mínimas do mês mais frio; (C) Capacidade de Troca de Cátions efetiva (CTCe); (D) Frequência de queimas; (E) Distância entre os sítios. Exceto para a distância entre sítios (em km, figura E), os valores nos eixos X e Y variam de 0 (diferença completa entre dois sítios) até 1 (valores iguais para dois sítios), obtidos para 105 pares de sítios. A área acinzentada representa o erro padrão da análise de regressão.

Confirmando os resultados da regressão múltipla e das regressões simples, a inclusão das variáveis ambientais na análise de ordenação dos sítios aponta que quanto mais semelhante entre dois sítios for a sazonalidade da precipitação (Fig. 3A), a temperatura mínima do mês mais frio (Fig. 3B) e a CTCe (Fig. 3C), mais semelhante será a composição florística de suas comunidades vegetais desses dois sítios. Além de serem significativas, as correlações podem ser consideradas fortes (R^2 entre 0,64 e 0,82; modelo explicando entre 69,6% e 85,9% do desvio). Nesta análise, a sazonalidade das chuvas está mais associada à distribuição dos

sítios ao longo do eixo 2 da NMDS. Por outro lado, a distribuição dos sítios ao longo do eixo 1 da NMDS está associada com temperatura mínima e a CTCe. Por exemplo, a similaridade florística entre os dois sítios do Parque Estadual do Guartelá (sítios 5 e 6) está associada à menor sazonalidade, às mais baixas temperaturas mínimas e aos valores mais elevados de CTCe.

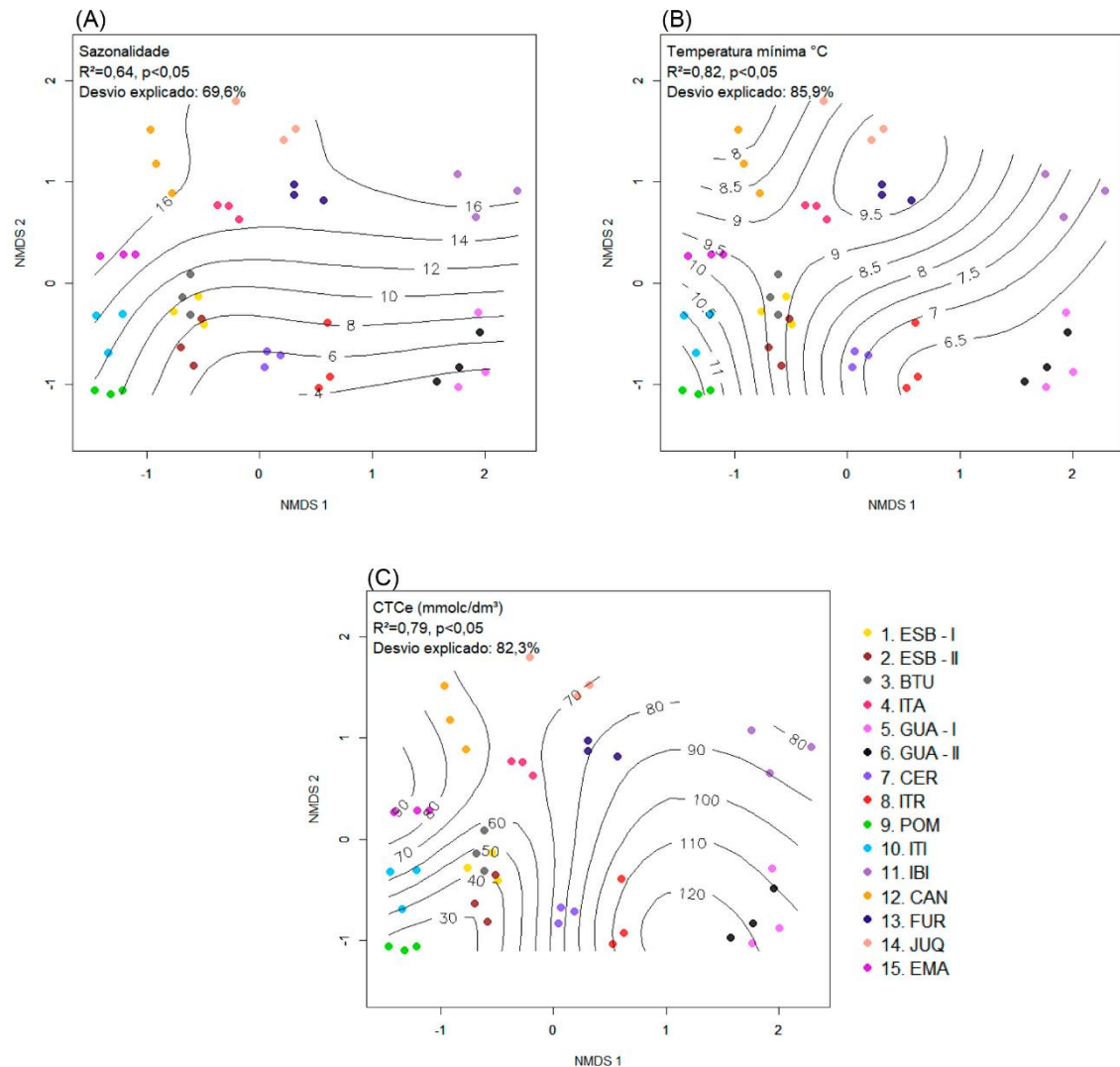


Figura 3. Ordenação das comunidades vegetais de 15 sítios de vegetação campestre de Cerrado pela sua composição, por meio de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) (stress = 0,17), acompanhada de análise “ordisurf” (linhas de cor cinza), que mostra a relação entre a proximidade florística entre sítios e os fatores abióticos que os caracterizam: (A) Sazonalidade da chuva; (B) Média das temperaturas mínimas do mês mais frio; (C) Capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe). Cada sítio é representado por três círculos da mesma cor, cada um representando um transecto (conjunto de 10 parcelas de 1m²).

4.3 Influência dos fatores ambientais e histórico de fogo na diversidade e estrutura das comunidades vegetais

Combinadas, a frequência de fogo (relação positiva) e a proporção de argila no solo (relação positiva, porém, não significativa, $p > 0,05$) explicaram boa parte da variação da riqueza média por m^2 das comunidades campestres amostradas (Tab. 4, AIC = 32,28; $r^2 = 0,58$). Da variação explicada pelo modelo, 74% são atribuídos à frequência de fogo e 26% à proporção de argila. Quando os dois fatores foram analisados separadamente (Fig. 4A-B), somente a frequência de fogo demonstrou influência significativa sobre a riqueza média de espécies por m^2 ($F_{1,13} = 16,27$; $r^2 = 0,52$; $p = 0,001$). Cabe destacar que a riqueza de espécies em um metro quadrado é um bom *proxy* da diversidade alfa da comunidade.

A riqueza total, representada pelas espécies amostradas no conjunto total de 30 parcelas não foi explicada por nenhuma das variáveis analisadas em conjunto no modelo. No entanto, quando analisamos as variáveis separadamente, a riqueza total mostrou-se significativamente relacionada (Fig. S6) com: (i) carbono do solo (relação negativa); (ii) zinco (relação negativa); (iii) temperatura máxima (relação positiva); (iv) número de meses com DPV acima de 0,7 (relação positiva); (v) frequência de queima (relação positiva).

O modelo que melhor explica a variação na biomassa aérea (g/m^2), selecionado pelo menor valor de AIC (153,39; $r^2 = 0,40$; $p = 0,04$; Tab. 4), é composto pela CTCe (relação positiva), pelo conteúdo máximo de água no solo (relação positiva) e pela proporção de argila (relação negativa, porém não significativa, $p > 0,05$), variáveis que explicam 49, 41 e 10% da variação encontrada entre sítios, respectivamente. Quando analisadas separadamente, nenhuma das variáveis selecionadas exerceu influência significativa sobre a biomassa aérea das comunidades estudadas (Fig. 4C-E).

Em conjunto, a temperatura máxima do mês mais quente (relação positiva), a CTCe (relação negativa), V% (relação negativa) e a frequência de fogo (relação positiva, porém não significativa; $p=0,88$) explicaram parte da variação encontrada na razão entre a cobertura do solo por não-graminoides: graminoides (Tab. 4; AIC = 34,06; $r^2 = 0,58$; $p = 0,01$). Desta variação, 43% são explicados pela temperatura máxima, 28% pela CTCe, 21% pelo V% e 8% pela frequência de fogo. Quando os fatores são analisados separadamente, somente a temperatura máxima ($F_{1,13} = 6,08$; $r^2 = 0,27$; $p = 0,02$) influenciou significativamente a razão NG: G (Fig. 4F-I).

Tabela 4. Fatores que explicaram as diferenças na diversidade e estrutura de comunidades campestres de Cerrado amostradas. A influência de cada fator sobre a variável de estrutura foi categorizada como positiva (+) ou negativa (-). CTCe: Capacidade de troca catiônica efetiva; V%: saturação por bases; E.I.: Efeito Independente de cada fator sobre a variável de estrutura; AIC: Critério de Informação de Akaike.

Atributo da vegetação	Variáveis preditoras	AIC	R²	E.I.
Riqueza média por m ²	Frequência de fogo* (+)	32,28	0,58	74%
	Proporção de argila (+)			26%
Riqueza total (30 plots)	nf	nf	nf	nf
Biomassa média (g/m ²)	CTCe* (+)	153,39	0,40	49%
	Conteúdo máximo de água no solo*(+)			41%
	Proporção de argila (-)			10%
Proporção cobertura não graminoide/graminoide	Temperatura máxima do mês mais quente* (+)	34,06	0,58	43%
	CTCe* (-)			28%
	V%* (-)			21%
	Frequência de fogo (-)			8%

* Significativo (p<0,05)

nf – nenhum fator investigado influenciou este atributo da comunidade.

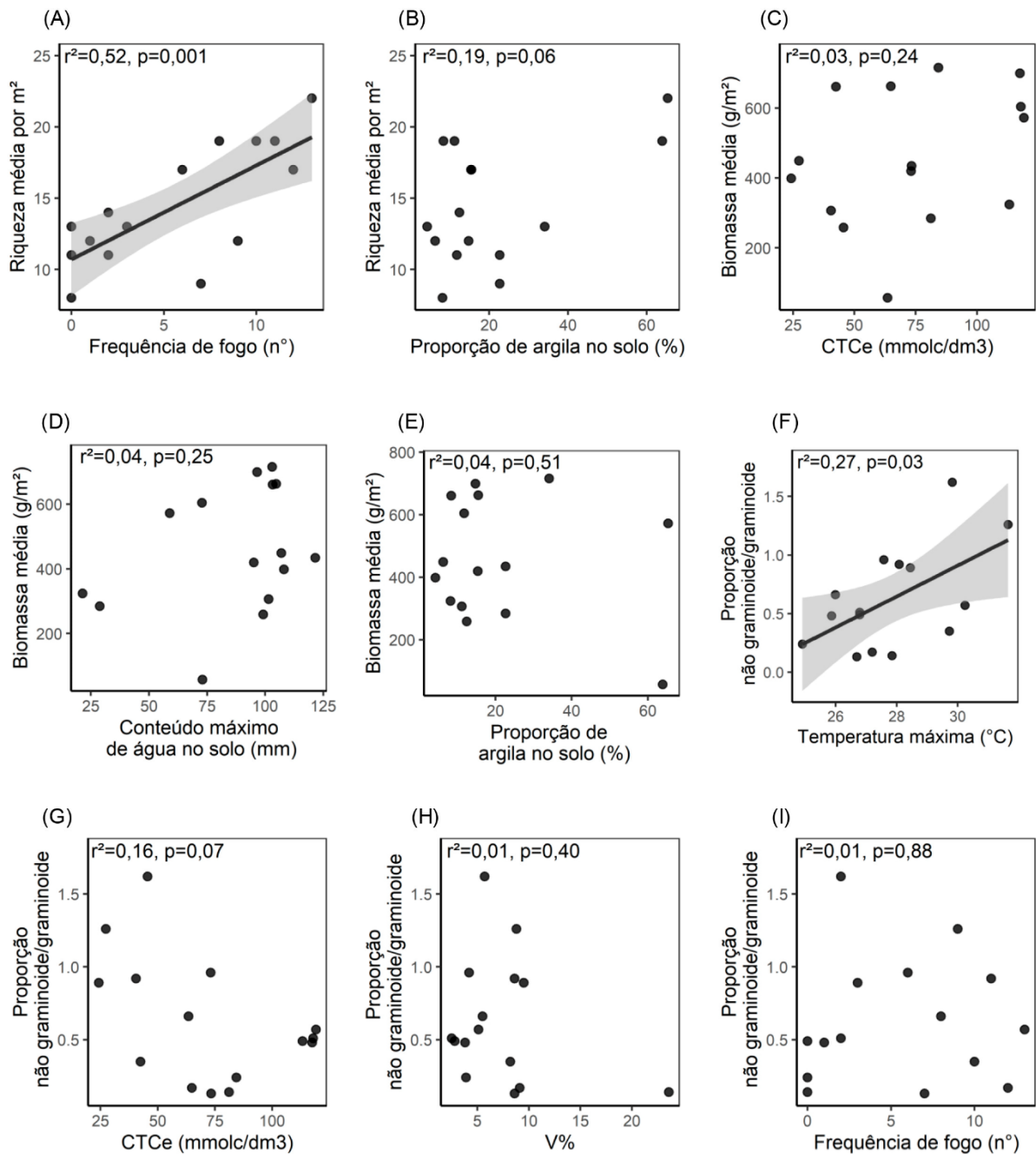


Figura 4. Relação isolada entre cada fator abiótico selecionado nas regressões múltiplas (ver Tabela 3) e as variáveis representativas da diversidade e estrutura das comunidades vegetais. A área acinzentada representa o erro padrão da análise de regressão.

5. Discussão

Neste capítulo, tentamos elucidar quais são os fatores abióticos que modulam as diferenças e semelhanças entre as comunidades vegetais observadas no capítulo anterior. A inclusão de fatores abióticos representativos do solo, do clima e do regime de distúrbio (fogo) facilitou a compreensão de como são formadas as comunidades vegetais de Cerrado em escala local e regional. Identificar os principais fatores moduladores da composição e da estrutura dessas comunidades é crucial para direcionar o manejo, conservação e restauração da vegetação campestre. Demonstramos que o clima (diferenças nas temperaturas mínimas e na sazonalidade das chuvas), em conjunto com a capacidade do solo em disponibilizar nutrientes para as plantas (CTCe) são os fatores mais importantes determinando a composição florística dos sítios avaliados. A frequência de fogo atua como principal determinante da diversidade alfa (espécies/m²), que parece não ser influenciada por nenhum outro fator abiótico. Exceto durante o primeiro ano após o fogo, quando as plantas estão se recuperando da perda total da parte aérea, a quantidade de biomassa aérea acumulada depende da disponibilidade de água e de nutrientes no solo. A proporção de não gramínoide: gramínoide mostrou-se dependente da temperatura atmosférica e da fertilidade do solo. Nossos resultados corroboram a afirmação de diversos autores em estudos recentes que descartam a existência de um fator único modulando a vegetação de savanas, que seria resultante de relações complexas entre fatores climáticos, edáficos e de distúrbio (Bond 2008; Lehmann et al. 2014; Staver et al. 2017; Hejda et al. 2022). Também para o Cerrado, esta complexidade tem sido comprovada (Silva et al. 2013; Dionizio et al. 2018; Amaral et al. 2022).

Regras de montagem também se aplicam aos campos

Nossas análises sugerem que o conjunto de fatores abióticos analisados explica quase 60% da variação na composição florística dos campos amostrados. Ou seja, tais fatores atuam como filtros ambientais que determinam a composição de espécies (Keddy 1992). A sazonalidade da precipitação mostrou-se neste estudo como a variável abiótica com maior poder explicativo dentro do modelo. A sazonalidade das chuvas está relacionada com a disponibilidade de água no solo em cada sítio ao longo do ano e este resultado contraria muitos estudos antigos sobre o Cerrado, que reiteradamente descartaram a falta de água como um fator ecológico importante para a vegetação de Cerrado [Felix Rawitscher (1942-1950) e seus alunos Mercedes Rachid-Edwards (1947- 1956) e Mário G. Ferri (1944-1977)]. A amplitude de variação da sazonalidade desse fator nos sítios amostrados é muito ampla, com a precipitação

dos meses mais chuvosos correspondendo desde 4 até 23 vezes o volume da precipitação dos três meses mais secos. Ou seja, em alguns locais as chuvas são mais concentradas em determinada época do ano, enquanto em outros elas são bem distribuídas ao longo do ano, raramente apresentando período de seca (Áreas 5, 6, 7 e 8, que estão localizadas no Paraná ou no limite Sul do estado de São Paulo). Considerando que as áreas não apresentam níveis de precipitação muito distintos (1200~1700 mm/ano), é a variação na distribuição das chuvas ao longo do ano que pode ocasionar mudanças na composição de espécies (Skarpe 1992; Siebert et al. 2003), uma vez que plântulas de muitas espécies vegetais, mesmo no Cerrado, não são capazes de sobreviver a longos períodos de estiagem, que atuam como um primeiro filtro na composição de espécies das comunidades. Por essa razão, estudos que utilizam a precipitação anual como variável explanatória para atributos da vegetação de Cerrado tendem a encontrar pouca ou nenhuma influência.

Em segundo lugar, explicando a mesma porcentagem do modelo (24%), estão a temperatura mínima e a CTC efetiva, apesar de que, quando comparadas isoladamente, a temperatura mínima teve R^2 maior (0,22) que a CTCe (0,14). As temperaturas mínimas do mês mais frio variaram de 5 a 10 °C entre sítios e estão significativamente correlacionadas com o número de dias de geada por ano que ocorrem em cada sítio (Anexo I). Os dias de geada também são bem variáveis, desde um dia até quase 30 dias em um ano. Assim como ocorre em escala global, o frio extremo é um dos fatores primários que limitam a distribuição de espécies vegetais (Box 1996; Pearce 2001). Geadas ocorrem com certa frequência em áreas de Cerrado (Silberbauer-Gottsberger et al. 1977; Hoffmann et al. 2019). Embora estudos clássicos sobre a vegetação do Cerrado (e.g., Eiten 1972) afirmassem que a geada não seria um fator relevante no bioma, vários estudos recentes têm demonstrado o contrário, com efeitos especialmente sobre a estrutura de comunidades de plantas lenhosas (Muller et al. 2016; Hoffmann et al. 2019; Antonio et al. 2020; Antonio et al. 2021). Porém, pouco se sabe sobre os efeitos da geada sobre o componente herbáceo-arbustivo do Cerrado (Pilon et al. 2022). Com base nas teorias ecológicas, é de se esperar que, em áreas onde as temperaturas mínimas são baixas e com geadas esporádicas, possa ocorrer a seleção de espécies por esse filtro, impedindo o estabelecimento ou mesmo eliminando espécies e indivíduos não adaptados em episódios de geadas muito severas.

Em terceiro lugar, na hierarquia dos filtros ecológicos modulando a composição dos campos do Cerrado, nossas análises apontaram apenas a CTCe. Na verdade, os solos de todos os campos amostrados mostraram-se semelhantes em muitos descritores, sobretudo pela

elevada acidez (valores de pH entre 3,7 e 4,5, ou seja, todos ácidos), teores elevados de alumínio trocável (4 a 13 mmolc/dm³) e valores muito baixos de saturação de bases (inferiores a 25%) e CTCe (não ultrapassando 25 mmolc/dm³) sendo, portanto, todos distróficos. Sendo a única entre todas as variáveis edáficas exploradas que apresentou influência significativa (ainda que relativamente baixa) sobre a composição das comunidades campestres do Cerrado, a CTCe representa a disponibilidade de nutrientes para as plantas. A filtragem relacionada com a CTCe indica que algumas espécies mais exigentes podem não se estabelecer ou ser eliminadas das comunidades pela insuficiência de nutrientes essenciais ao seu desenvolvimento. Ao contrário dos efeitos da geada, que foram negligenciados por décadas, os fatores edáficos, especialmente os relacionados com aspectos nutricionais das plantas, foram considerados por muito tempo como o fator ecológico mais importante, explicando as diferenças entre fisionomias de Cerrado e na composição de espécies entre locais (Alvim & Araújo 1952; Eiten 1972; Goodland & Pollard 1973; Lopes & Cox 1977). Embora alguns estudos buscando validar as relações entre as propriedades químicas dos solos e as comunidades vegetais do Cerrado tenham chegado a relações fracas ou inexistentes (Ruggiero et al. 2002; Marimon Junior & Haridasan 2005; Amorim & Batalha 2007; Dantas & Batalha 2011), ainda existem controvérsias, e há estudos recentes demonstrando a existência dessas relações (Carvalho & Martins 2009; Neri et al. 2012; Viani et al. 2014; Mews et al. 2016). Por outro lado, a influência da textura do solo, que indiretamente representa disponibilidade hídrica, tem sido reportada como fator importante associado à biomassa da vegetação (Toppa 2004; Assis et al. 2011). Cabe destacar que, geralmente, esses estudos são baseados no componente arbóreo da vegetação, sendo negligenciados os campos e o estrato herbáceo de savanas. Os poucos estudos existentes sobre vegetação campestre ou estrato herbáceo de savanas mostram que, mesmo entre áreas fisionomicamente semelhantes, a fertilidade e/ou a textura podem ser fatores relevantes influenciando o estrato herbáceo-arbustivo (Amaral et al. 2017; Lebbink et al. 2018). Nossos resultados colocam as propriedades químicas do solo com um papel secundário na montagem das comunidades campestres do Cerrado, em comparação com a disponibilidade hídrica e a temperatura.

Contra intuitivamente, a proximidade geográfica não esteve entre os principais fatores modulando a composição florística dos campos amostrados, apresentando correlação negativa, como esperado, mas muito baixa. O esperado seria que áreas próximas possibilitassem maior troca de sementes e, portanto, a proporção de espécies compartilhadas seria maior entre locais próximos do que entre locais distantes. A distância geográfica representaria, então, um

filtro biótico à dispersão de propágulos, fundamental na construção das comunidades. Entre os nossos locais de estudo, porém, as distâncias eram muito grandes para que representassem maior ou menor troca entre sítios por agentes dispersores. Entre os 105 pares de sítios, apenas em dois casos a dispersão poderia fazer aumentar a similaridade florística: os dois sítios amostrados em Águas de Santa Bárbara – SP (1 e 2, distantes em 5 km) e os dois sítios amostrados em Tibagi – PR (5 e 6, distantes em 0,3 km). Considerando que a capacidade de dispersão de muitas plantas é limitada, a correlação negativa, ainda que baixa, entre distância com a similaridade florística é certamente decorrente de que os fatores ambientais tendem a ser mais semelhantes entre locais mais próximos, descartando-se a influência de filtros bióticos como fator explicativo da semelhança florística entre sítios. A semelhança ambiental é especialmente climática, o que explica o fato dos dois sítios de Águas de Santa Bárbara e o sítio de Botucatu aparecerem agrupados na NMDS, mesmo estando a 80 km de distância. A similaridade entre variáveis climáticas dos três sítios se aproxima de 1 (valor máximo) e, pelo agrupamento, é possível observar que não há diferenças estatísticas de composição florística entre os três sítios.

A frequência de fogo foi selecionada entre as variáveis que compuseram o melhor modelo para similaridade florística. Porém, não observamos relação significativa com a composição de espécies quando a frequência de fogo foi analisada separadamente e, portanto, descartamos este fator como um filtro de espécies nas áreas de estudo. Apesar de alguns estudos pontuarem a atuação do fogo em mudanças na composição florística de savanas (Loiola et al. 2010), é importante ressaltar que as mudanças em função da ocorrência de fogo em ecossistemas savânicos e campestres são mais comuns em relação à estrutura (Higgins et al. 2007; Van Wilgen et al. 2007; Smith et al. 2013; Lebbink et al. 2018). A inexistência de diferenças na composição florística relacionadas ao histórico de fogo é compreensível, uma vez que espécies típicas de savana são, em sua maioria, resistentes ao fogo, apresentando estratégias distintas que permitem sua persistência no ambiente (Coutinho 1990; Moreira 2000; Loiola et al. 2010; Pilon et al. 2021).

Campos com alta diversidade, porém dependentes de regimes de distúrbio

A frequência de fogo é um fator determinante na riqueza dos campos estudados, pelo menos na escala de parcela. O efeito positivo da passagem do fogo sobre a biodiversidade vegetal de ecossistemas savânicos e campestres já é bem documentado (Palmquist et al. 2014;

Lebbink et al. 2018; Durigan et al. 2020b; Antar et al. 2022). O aumento na riqueza pode ser consequência de quatro processos que ocorrem após o fogo: i) diminuição da competição por luz, uma vez que o fogo causa combustão total ou parcial da serapilheira e da biomassa acumulada das plantas, possibilitando a entrada completa de luz, diminuindo a competição por este recurso (Coutinho 1990; Zimmermann et al. 2010) e promovendo o crescimento de espécies que conseguem se recuperar rápido, como as gramíneas (Sarmiento 1992); ii) a combustão total ou parcial da serapilheira também elimina a barreira mecânica que pode impedir a germinação de várias espécies do estrato rasteiro do Cerrado (Pinheiro et al. 2022); iii) aumento da amplitude térmica diária rente ao solo, pois, nos primeiros meses após o fogo, ocorre aumento da temperatura diurna e queda da temperatura noturna. A deposição de partículas carbonizadas ocasiona redução do albedo, aumentando a absorção da radiação solar e assim aquecendo a superfície (Ward et al. 2012; Fidelis & Blanco 2014). A falta do sombreamento do solo pelas plantas também faz aumentar a temperatura durante o dia. Porém, durante a noite, a falta da vegetação faz cair consideravelmente a temperatura do ar rente ao solo. Assim, espécies que têm a germinação facilitada pela alternância de temperatura podem ser beneficiadas pela passagem do fogo (Kolb et al. 2016; Pinheiro et al. 2022); iv) aumento de solo exposto, com a eliminação completa ou parcial da biomassa aérea promovendo espaço vago para a criação de novos habitats, possibilitando a germinação e propagação vegetativa de espécies intolerantes à sombra do estrato herbáceo-arbustivo (Coutinho 1990; Pilon et al. 2019).

Parte da riqueza média por m² foi explicada pela proporção de argila no solo, ainda que esta associação não tenha sido significativa quando investigada isoladamente. Além disso, pelo gráfico da regressão simples (Fig. 1B), é possível observar que apenas dois sítios (Canastra e Emas) possuem solo na categoria “muito argiloso”. Como esses dois sítios possuem alta riqueza, provavelmente associada à alta frequência de fogo, a correlação entre riqueza e teor de argila não se sustentaria se esses dois sítios fossem eliminados como outliers. Uma vez que as partículas de argila exercem importante papel na capacidade de retenção de água de ecossistemas savânicos e campestres (Furley & Ratter 1988), e muitas vezes estão associadas à maior fertilidade, devido à alta capacidade de reter carbono e nitrogênio orgânicos no solo (Cheshire et al. 2000), seria esperada maior riqueza em solos argilosos. Essa relação foi observada por Souza et al. (2021), quando comparadas três áreas campestres no DF. Porém, Silva et al. (2013) e Lebbink et al. (2018) encontraram justamente o contrário: diminuição da riqueza com o aumento do conteúdo de argila, uma vez que solos com alta proporção de argila favorecem espécies dominantes e mais semelhantes funcionalmente.

Embora o modelo que incluiu um conjunto de variáveis preditoras não tenha sido significativo, a riqueza total se mostrou relacionada à frequência de fogo, sendo o efeito do fogo já bem discutido acima. Além desse fator, o teor de zinco se mostrou negativamente relacionado com a riqueza total. É importante ressaltar que em todos os solos o teor de zinco era baixo, não sendo considerado tóxico (Galvão 2000) e, portanto, a toxidez não seria a causa da menor riqueza onde os teores são mais altos. Por outro lado, em concentrações adequadas, o zinco é nutriente para as plantas (Hafeez et al. 2013). Para o conjunto de áreas estudadas, este elemento mostrou-se positivamente correlacionado com a proporção de gramíneas, que, por sua vez, está negativamente associada à riqueza. Essas relações com o zinco, porém, merecem estudos mais aprofundados para serem elucidadas. Já a temperatura máxima e o número de meses com DPV acima de 0,7 estão altamente correlacionados entre si e ambos estão positivamente correlacionados à evapotranspiração. Em conjunto, todas estas variáveis representam condições de calor e de demanda hídrica. Em locais onde a latitude é menor, a temperatura é maior e há aumento de riqueza, fato já bastante explorado (Mittelbach et al. 2007; Rohde 2016). Cabe ressaltar que todas as associações entre a riqueza total e as variáveis preditoras não foram muito fortes, indicando que, definitivamente, é o conjunto de condições que atua na manutenção da diversidade alfa dos campos naturais do Cerrado. Da mesma forma, é a grande amplitude de fatores abióticos entre áreas de campo distribuídas em diferentes regiões que explica a elevada diversidade gama desses ecossistemas, que se manifesta na baixa similaridade florística entre locais e no número total de espécies amostradas nas 15 áreas (803 espécies), sendo nove vezes o valor médio de riqueza total amostrada em cada sítio (89 espécies).

As complexas relações entre biomassa – água – nutrientes – clima

Apesar de a CTCe, o conteúdo máximo de água no solo e a proporção de argila não apresentarem influência sobre a biomassa quando analisados separadamente, esses fatores, juntos, foram selecionados no modelo preditivo da biomassa dos campos estudados. O valor de R^2 do modelo foi relativamente baixo (0,40), se comparado ao dos modelos que explicam a riqueza e a razão não gramíneas: gramíneas. É importante salientar que as relações entre disponibilidade de nutrientes e de água são complexas, uma vez que a disponibilidade de água afeta a fotossíntese das plantas, a absorção de nutrientes e a atividade de microrganismos do solo (Wang et al. 2012). Nosso modelo apontou influência positiva da CTCe (que pode ser considerada representante da disponibilidade de nutrientes), sobre a biomassa aérea. Essa relação era esperada, uma vez que a CTCe se mostrou positiva e significativamente

correlacionada com o fósforo, como esperado (Anexo 1) e que as baixas disponibilidades de fósforo e de nitrogênio têm sido reportadas como fatores restritivos para o funcionamento de ecossistemas campestres (Menaut et al. 1985; Solbrig et al. 1996).

Mudanças no padrão de precipitação, tanto em volume anual quanto na sazonalidade, são fatores-chaves que podem afetar a estrutura e o funcionamento da vegetação (Scholes & Archer 1997; Sankaran et al. 2005; Bucini & Hanan 2007; Sankaran et al. 2008; Lehmann et al. 2014; D’Onofrio et al. 2018). Neste estudo, a biomassa aérea apresentou-se positivamente relacionada também com a capacidade de armazenamento de água do solo, como já observado anteriormente para o estrato arbóreo do Cerrado (Assis et al. 2011). A quantidade de água disponível para as plantas está relacionada com a precipitação anual, com a capacidade de infiltração e armazenamento, com a textura do solo, com a evapotranspiração e com o regime hidrológico (Kanniah et al. 2010). Todos estes fatores podem influenciar a quantidade de biomassa acumulada, relação muito estreita e já bem conhecida em sistemas como as savanas (Knapp & Smith 2001; Sala et al. 2012; Xu et al. 2018; Pillay & Ward 2022). Não podemos deixar de destacar, porém, que a biomassa acumulada nos campos estudados não foi explicada consistentemente por nenhum dos fatores abióticos quando analisados isoladamente, e que o modelo resultante dos três fatores aqui discutidos explica 40% da variação entre locais. Naturalmente, outros fatores não considerados aqui estão envolvidos nas diferenças em acúmulo de biomassa aérea entre os sítios. Nossas observações em campo apontam para as diferenças de composição florística como uma importante fonte de variação. Muitas espécies têm populações agregadas e o porte distinto dessas espécies resulta em grande variação espacial na biomassa acumulada dentro de uma mesma área de campo. Assim, a variação entre parcelas de 1 m² acaba sendo tão ampla ou ainda maior do que entre sítios distantes.

Estudos mostram que a supressão do fogo por longos períodos em savanas pode resultar em aumento de biomassa, devido ao adensamento de plantas lenhosas (Sankaran et al. 2005; Murphy & Bowman 2012; Stevens et al. 2017). Adicionalmente, este acúmulo pode ocasionar incêndios de alta intensidade (Vogl 1979; D’Antonio 1992). Esperávamos encontrar, nos primeiros anos após a última queima, valores de biomassa inferiores aos de sítios em regime de exclusão do fogo. Porém, entre os cinco sítios com os mais altos valores de biomassa acumulada estão dois que foram amostrados apenas 12 meses após a queima, que tiveram o dobro da biomassa de alguns sítios que não queimavam há mais de 20 anos. De fato, estudos sobre a recuperação da biomassa após o fogo em fisionomias campestres têm demonstrado que, geralmente, a biomassa atinge níveis similares aos de áreas que não foram queimadas em cerca

de um ano (Le Stradic et al. 2018; Le Stradic et al. 2021; Oliveira et al. 2021). A rápida recuperação de campos naturais se deve, especialmente, à elevada capacidade das gramíneas em mobilizar recursos armazenados necessários para o crescimento acelerado depois do distúrbio (Ripley et al. 2015; Wragg et al. 2018).

Cobertura do solo por graminoides e não graminoides

A proporção do terreno coberta por plantas graminoides e não graminoides (ervas e plantas lenhosas) está relacionada com processos ecológicos importantes e, por isso, é um bom descritor da estrutura da vegetação. Ao explorar a influência de fatores abióticos sobre a razão entre a cobertura do terreno por não-graminoides e graminoides, verificamos que maiores temperaturas máximas do mês mais quente são o principal fator determinante deste atributo das comunidades. Quanto mais elevadas as temperaturas máximas, maior tende a ser a razão de não graminoides: graminoides. É importante lembrar que a temperatura máxima está correlacionada com algumas outras variáveis climáticas, como a evapotranspiração, o DPV e o déficit hídrico do solo. Assim, a temperatura máxima representa um conjunto de outras variáveis que caracterizam as condições a que as plantas estão submetidas. O predomínio de não graminoides em função do aumento de temperatura pode ser explicado por dois motivos: i) algumas espécies lenhosas arbustivas e subarbustivas são intolerantes ao frio, ou seja, temperaturas mais altas permitem um reforço na modificação do microclima, possibilitando a expansão de plantas lenhosas nos campos (Ratajczak et al. 2011; D’Odorico et al. 2013); ii) ainda que a vegetação das savanas no geral tenha estratégias para lidar com períodos extremos de déficit hídrico, especialmente quando associados a temperaturas mais altas (O’Brien et al. 2017), essas condições podem resultar na mortalidade de gramíneas (Swemmer et al. 2018; Staver et al. 2019).

Tanto a CTC efetiva quanto a saturação por bases (V%) estiveram negativamente relacionadas com a razão de não graminoides: graminoides, ou seja, quanto mais elevados os níveis de CTCe e V%, menor a razão NG:G. Ainda que as relações tenham sido significativas dentro do modelo selecionado, quando comparadas separadamente, a influência da CTCe foi apenas marginalmente significativa ($p=0,07$) e a de V% não foi significativa. Algumas espécies nativas do Cerrado, especialmente as lenhosas, de fato não são afetadas pela fertilidade do solo de forma positiva (Haridasan 2008; Viani et al. 2014; Lambers et al. 2020). Os graminoides, especialmente da família Poaceae, têm se mostrado responsivos, exibindo crescimento elevado

e aumento da biomassa aérea em função do aumento da fertilidade (Lannes et al. 2016; Oliveira et al. 2022).

A frequência de fogo, apesar de ter sido selecionada pelo modelo, não teve influência significativa na composição funcional das comunidades quando analisada isoladamente. Além disso, a porcentagem de explicação desta variável foi pequena (8%) se comparada com as outras variáveis selecionadas. Seria esperado que a frequência de queimas tivesse efeito negativo sobre a comunidade vegetal se esses campos fossem predominantemente ocupados por espécies arbóreas (Hoffmann & Solbrig 2003; Bond 2008; Medeiros & Miranda 2008), o que não é o caso. De modo geral, as espécies nativas do Cerrado que compõem o estrato herbáceo-arbustivo, sejam elas graminoides ou não graminoides, apresentam características como a rebrota e dispersão de sementes pós-fogo, que permitem a manutenção dos indivíduos na comunidade (Zupo et al. 2020; Pilon et al. 2021; Zironi et al. 2021).

6. Conclusão

Compreender quais são os fatores que modulam a vegetação, como eles interagem entre si e como estão relacionados com a composição, a diversidade e a estrutura de ecossistemas abertos, é um dos maiores desafios quando se fala no avanço da ecologia de fisionomias campestres e savânicas. Neste capítulo, pudemos esclarecer que quando o estrato herbáceo é considerado, os fatores condicionantes são, de modo geral, diferentes dos que têm se mostrado atuantes quando só as árvores são consideradas. A partir das análises realizadas neste estudo, é possível afirmar que, em uma hierarquia de fatores influenciando a comunidade vegetal dos campos de Cerrado, o clima é mais importante do que o solo ou o regime de fogo. A composição é primariamente modulada pela sazonalidade das chuvas, relacionada com o estresse hídrico, e pela temperatura mínima, que está associada à intensidade e duração das geadas, fenômeno ao qual muitas espécies de Cerrado são sensíveis. Em segundo plano, podemos destacar a CTCe (que representa a disponibilidade de nutrientes) e a distância entre os sítios (que na verdade reflete similaridade ambiental), como fatores que explicam o grau de semelhança entre os sítios. A frequência de fogo demonstrou exercer importante papel na manutenção da diversidade alfa dos campos, aumentando a riqueza por m². Entretanto, a riqueza total das 30 parcelas não foi explicada por nenhuma das variáveis avaliadas em conjunto no modelo, ainda que a frequência de fogo, se avaliada separadamente, tenha efeito positivo sobre a riqueza. Verificamos ainda que a CTCe e o conteúdo máximo de água disponível no solo

(capacidade de armazenamento) explicam pequena parcela da variação da biomassa aérea e que a temperatura máxima, a CTCe e o V% explicam as diferenças entre sítios na razão entre não gramíneas: gramíneas. Considerando que o clima é um dos principais fatores atuando nos ecossistemas abertos aqui avaliados, é de se esperar que as mudanças climáticas já estejam exercendo pressão sobre a sobrevivência das espécies e até sobre a estrutura da vegetação.

CAPÍTULO III

Conservação dos campos naturais: presente e futuro



Nos capítulos anteriores, caracterizamos os campos naturais do Cerrado e elucidamos a influência relativa de fatores abióticos na **composição florística, diversidade e estrutura** das comunidades vegetais nos locais de estudo. Neste capítulo, exploramos as principais ameaças a que esses ecossistemas estão submetidos, colocando em risco a sua conservação.

CAPÍTULO III

Conservação dos campos naturais: presente e futuro

1. Resumo

Apesar de ser um dos biomas mais diversos do mundo, o Cerrado tem sofrido com a conversão do uso da terra, com invasões biológicas, fragmentação e mudanças climáticas. Além disso, é evidente a negligência das políticas conservacionistas com ecossistemas abertos, quando comparados a ecossistemas florestais. Dentro do bioma Cerrado, as fisionomias campestres têm sido as mais negligenciadas pela ciência, pelas políticas conservacionistas e pela sociedade. Somados à negligência, os conceitos incorretos sobre os campos têm permitido que as ameaças continuem dizimando populações inteiras de plantas desses ecossistemas, por erros no manejo ou nas estratégias de conservação. Neste estudo, amostramos 15 remanescentes de campos (cobertura de copas menor que 20%) em áreas de 01 hectare em cada local de estudo. Com base nos dados obtidos e observações do contexto em que estão inseridos esses remanescentes, discutimos aqui aspectos da conservação dos campos do Cerrado. A partir do levantamento florístico realizado nessas áreas, classificamos as espécies que obtiveram identificação completa quanto ao risco de extinção. Também descrevemos os sítios amostrados quanto a: inserção em áreas protegidas, tamanho do fragmento, riqueza e diversidade β da comunidade. Adicionalmente, registramos, em cada sítio, os principais fatores, internos e externos, que poderiam oferecer ameaça à conservação, categorizados em: invasão biológica por espécies vegetais, supressão do fogo, usos da terra no entorno, e distância de aglomerações urbanas, rodovias e áreas de cultivo. Das 748 espécies avaliadas, 2,3% já se encontram em alguma categoria de risco de extinção. Porém, considerando-se que mais de 80% das espécies amostradas não foram avaliadas quanto ao seu status de ameaça, é de se esperar que a verdadeira proporção de espécies ameaçadas ultrapasse 10%. Dentre os 15 sítios amostrados, apenas três não se encontram legalmente protegidos. Os remanescentes de campo amostrados variaram consideravelmente em área (de 12 a 127 mil hectares), mas 80% deles têm menos de 1000 ha. A soma das áreas amostradas no Estado de São Paulo, que são as últimas existentes, é irrisória, denunciando que os campos do Cerrado paulista foram dizimados desde o seu mapeamento há 60 anos. Também observamos que, em cerca de 11 dos 15 sítios, a conservação já está ameaçada por plantas invasoras, sendo *Urochloa decumbens* a espécie mais frequente. Outra ameaça preocupante é a supressão do fogo, com 40% dos sítios há mais de 20 anos sem queimar, prevendo-se extinções locais e até o desaparecimento dos campos, nos casos em que tendem a

ser substituídos por vegetação arbórea. Os efeitos da fragmentação, do adensamento e das invasões biológicas podem todos ser potencializados pela mudança climática, já que a migração das espécies para climas mais adequados é impedida pela fragmentação. O uso da terra mais frequente no entorno dos remanescentes é vegetação nativa (outras fisionomias), seguida por agricultura, que vem substituindo gradativamente as antigas pastagens, que predominavam há 20 anos. A distância de aglomerações urbanas, rodovias e áreas de cultivo é inferior a 20 km em quase todos os sítios. Apesar das ameaças concretas de perda de área e de descaracterização previsível do hábitat campestre pelo adensamento lenhoso, não detectamos relação entre o tamanho do fragmento e os indicadores de diversidade alfa da comunidade vegetal. Verificamos que os vetores de ameaça à biodiversidade e funcionamento dos campos naturais não são os mesmos que atuam sobre remanescentes florestais, levando à necessidade de estratégias distintas para a conservação e a restauração dos ecossistemas abertos do Cerrado.

Palavras-chave: ameaças; campos; Cerrado; conservação; invasão; supressão do fogo

2. Introdução

Cerca de 50% do Cerrado já foi convertido para agricultura, pastagens e florestas plantadas (Strassburg et al. 2017). Porém, essas perdas continuam a receber menos atenção do que as perdas que ocorrem na Amazônia e na Mata Atlântica, por exemplo (Ratter et al. 1997; Marris 2005; Strassburg et al. 2017). Essa negligência é ainda mais evidente quando se fala sobre a perda de fisionomias não florestais (Lapola et al. 2014; Gibbs et al. 2015). A degradação e a conversão dos campos naturais inseridos no Cerrado ocorrem muitas vezes sem que a sociedade perceba e sem que essas perdas sejam sequer quantificadas.

O Cerrado é a savana com a flora mais rica do mundo (Forzza et al. 2012; Murphy et al. 2016; Borghetti et al. 2019), abrigando quase 13.000 espécies vegetais, das quais aproximadamente 4.000 são endêmicas (Flora do Brasil 2020) e mais de 600 se encontram ameaçadas de extinção (Martinelli & Moraes 2013). Até pouco tempo, ainda se acreditava que alguns distúrbios, como o gado e fogo, estavam associados à perda de diversidade (Domingues & Bermann 2012; Morand 2020). No entanto, estudos recentes têm demonstrado que o gado em baixa densidade não prejudica a vegetação nativa, e pode contribuir para que não ocorra o adensamento lenhoso, associado à perda de diversidade (Capozzelli et al. 2020). O pastejo também contribui para controlar a cobertura e biomassa de espécies exóticas invasoras, como a braquiária (Durigan et al. 2022). Quanto ao fogo, acreditava-se que este era um fator de degradação e não um fator natural (Ferri 1943; Dansereau 1947; Goodland & Ferri 1979). No entanto, o entendimento de que no Cerrado o fogo é natural e que a vegetação é adaptada a ele não demorou muito para começar a ser consolidado (Coutinho 1982; Mistry 1998; Miranda et al. 2002; Pivello 2017). No caso de fisionomias campestres, a supressão do fogo é que atua como vilã, e as consequências e os prejuízos à vegetação e à fauna só têm sido demonstrados e quantificados recentemente (Durigan & Ratter 2016; Pilon et al. 2018; Pilon et al. 2021).

Por outro lado, existem fatores bióticos que efetivamente ameaçam os campos, como plantas exóticas invasoras, destacando-se as espécies dos gêneros *Pinus* (especialmente no Sul do Cerrado) e *Urochloa* (braquiária). Plantas invasoras alteram a estrutura de comunidades de plantas nativas de duas formas: i) por meio de interações biológicas; ii) pela interferência nas condições de crescimento das espécies nativas (disponibilidade de luz, processos edáficos e hidrológicos) (Wilcove et al. 1998; Rosenzweig 2001; Van Wilgen et al. 2001). As perdas de biodiversidade em ambos os casos são substanciais (Almeida-Neto et al. 2010; Abreu & Durigan 2011) e os métodos de controle de invasão são distintos entre tipos de vegetação, entre espécies invasoras e a depender do estágio do processo de invasão, devendo

ser o problema tratado caso a caso. A invasão por braquiária pode ser controlada por meio de técnicas que combinam fogo, capina e herbicida (Assis et al. 2020). Porém os custos são elevados e é difícil aplicar as técnicas em larga escala. Já no caso do *Pinus*, o corte na base de indivíduos maiores e a queima subsequente, que elimina os indivíduos menores e a camada de acículas, mostrou-se eficaz para o controle de invasões maciças (Durigan et al. 2020a).

Apesar de terem se intensificado os estudos sobre a ecologia de ecossistemas abertos do Cerrado nos últimos anos (Tannus & Assis 2004; Munhoz & Felfili 2006; Amaral et al. 2017; Pilon et al. 2017; Souza et al. 2021), são raros os estudos que tratam da biologia da conservação desses ecossistemas (e.g., Durigan et al. 2007; Françoso et al. 2015; Mendonça et al. 2015; Bonanomi et al. 2019; Velazco et al. 2019). Avançamos no conhecimento sobre a biogeografia (Amaral et al. 2017), o funcionamento (Souza et al. 2021; Amaral et al. 2022) e até sobre o papel dos distúrbios (Durigan et al. 2020b; Antar et al. 2022; Durigan et al. 2022; Pilon et al. 2022) em campos naturais do Cerrado. No Capítulo 2 desta tese, elucidamos os fatores que influenciam a composição de espécies de plantas desses campos. Mas a conservação desses ecossistemas depende da compreensão dos fatores de ameaça e de suas consequências, para que possam ser enfrentados. Não sabemos sequer a composição das paisagens em que estão inseridos os campos naturais, qual é o status de ameaça das espécies que os compõem, e se os fatores de ameaça identificados estão levando à perda de diversidade.

Considerando todos esses aspectos, este capítulo teve como objetivo caracterizar as principais ameaças à conservação dos campos de Cerrado. Buscamos responder às seguintes questões: i) qual é a proporção das espécies dos campos naturais do Cerrado que já foram avaliadas quanto ao risco de extinção e quantas estão categorizadas como ameaçadas? ii) Como são as áreas remanescentes estudadas em termos de status de proteção, tamanho e diversidade? iii) Quais são os fatores de ameaça mais frequentes? iv) A diversidade de espécies de plantas está relacionada com os atributos dos fragmentos e fatores de ameaça? Consideramos que o diagnóstico resultante das respostas obtidas contribuirá para a tomada de decisões relativas não só às áreas de estudo, mas a outros remanescentes de campo natural que ainda possam ser protegidos em regiões de Cerrado.

3. Material e métodos

3.1 Áreas de estudo

Realizamos a amostragem em 15 remanescentes de campo natural em regiões de Cerrado, nos estados de São Paulo, Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul e Paraná (Tabela 1). Restringimos este estudo a áreas localizadas em terrenos secos e bem drenados, que não estivessem submetidos a efeitos de saturação hídrica. Estabelecemos como critério que seria considerada “campo” a vegetação caracterizada por uma camada contínua do componente herbáceo-arbustivo e com a presença de árvores ou arvoretas esparsas, cujas copas não ultrapassassem 20% de cobertura do terreno. O recorte da área para realização da amostragem da comunidade vegetal em cada local foi de 01 hectare.

3.2 Levantamento florístico, avaliação e classificação das espécies

Realizamos o levantamento florístico de um hectare em cada sítio seguindo o método de “Levantamento rápido” (Walter & Guarino 2006). Este método consiste na realização de caminhadas abrangendo toda a área amostral e o registro de todas as espécies que vão sendo observadas em intervalos de tempo regulares. A amostragem cessou quando, em dois intervalos consecutivos de 15 minutos, foram adicionadas à lista menos de cinco espécies inéditas. Identificamos todos os registros em nível de espécie ainda em campo. Quando isso não foi possível, coletamos material para identificação posterior com base na literatura, comparação com material de herbário e consulta a especialistas. Os testemunhos foram depositados no Herbário da Universidade Estadual de Campinas (UEC).

3.2.1 Avaliação quanto ao grau de ameaça

Selecionamos apenas as espécies com identificação completa para classificação quanto ao grau de ameaça, seguindo a Lista Vermelha Brasileira proposta pelo Centro Nacional de Conservação da Flora (CNCFlora 2022). Essa classificação utiliza categorias de ameaça estabelecidas pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN): Criticamente em perigo (CR), Em perigo (EN), Vulnerável (VU), Quase ameaçada (NT), Menos preocupante (LC), Deficiente de dados (DD) e Não avaliadas (NE).

Tabela 1. Localização das áreas de amostragem de campos naturais em regiões de Cerrado. A área do remanescente de vegetação campestre foi estimada a partir de imagens disponíveis na plataforma Google Earth. Alt: Altitude. *queima experimental; ** Manejo Integrado do Fogo (MIF) implementado.

Código	Localidade	Município	Estado	Área (ha)	Latitude (S)	Longitude (W)	Alt. (m)
1	Estação Ecológica de Santa Bárbara – I (fogo frequente)*	Águas de Sta Bárbara	SP	270	22° 47' 10"	49° 14' 16"	639
2	Estação Ecológica de Santa Bárbara – II (sem fogo)	Águas de Sta Bárbara	SP	600	22° 48' 47"	49° 11' 59"	636
3	Horto Florestal de Botucatu	Botucatu	SP	12	22° 56' 32"	48° 27' 29"	842
4	Fazenda Itapoã	Itu	SP	125	23° 22' 01"	47° 12' 24"	790
5	Parque Estadual do Guartelá – I (substrato rochoso)	Tibagi	PR	865	24° 34' 04"	50° 15' 03"	1002
6	Parque Estadual do Guartelá – II (solo profundo)	Tibagi	PR	865	24° 34' 15"	50° 15' 05"	997
7	Parque Estadual do Cerrado*	Jaguariaíva	PR	13	24° 10' 20"	49° 40' 02"	825
8	Unidade de Pesquisa e Desenvolvimento de Itararé (IAC)	Itararé	SP	53	24° 16' 02"	49° 12' 27"	1115
9	Parque Natural Municipal do Pombo	Três Lagoas	MS	380	20° 23' 05"	52° 38' 14"	375
10	Estação Ecológica e Experimental de Itirapina	Itirapina	SP	850	22° 12' 28"	47° 54' 36"	750
11	Parque Estadual do Ibitipoca	Lima Duarte	MG	760	21° 41' 58"	43° 52' 56"	1500
12	Parque Nacional da Serra da Canastra**	Delfinópolis	MG	127200	20° 10' 01"	46° 41' 10"	1350
13	Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus	Pedregulho	SP	45	20° 12' 44"	47° 26' 36"	970
14	Parque Estadual do Juquery	Franco da Rocha	SP	1240	23° 20' 33"	46° 40' 26"	840
15	Parque Nacional das Emas**	Mineiros	GO	121000	18° 07' 52"	52° 54' 37"	840

3.3 Caracterização dos remanescentes de campo estudados

3.3.1 Status de proteção das áreas de estudo

Classificamos todos os remanescentes estudados quanto à sua inserção em áreas protegidas (sem risco de conversão), assim categorizadas: unidades de conservação no âmbito (i) federal; (ii) estadual; (iii) municipal; (iv) terras públicas não protegidas como unidade de conservação; ou (v) propriedade privada não protegida.

3.3.2 Tamanho do fragmento de vegetação nativa onde o campo está inserido

Medimos o tamanho da área contínua de vegetação campestre natural em que se insere a área de estudo (em hectares). Consideramos apenas as áreas campestres e savânicas em terrenos secos. A medida foi obtida por meio de imagens disponíveis na plataforma Google Earth. Quando a imagem mais recente disponível era antiga, utilizamos o mapa base do ArcGis com a imagem mais recente disponibilizada pelo programa.

3.3.3 Riqueza por parcela

Para obter a riqueza média por parcela de 1 m², que é um indicador de riqueza utilizado em campos naturais em diferentes regiões do mundo, instalamos 30 parcelas, distribuídas em três transectos paralelos de 100 m de comprimento, com 50 m de distância entre eles. Registramos todas as espécies presentes dentro de cada parcela e calculamos o valor médio por parcela para cada sítio.

3.3.4 Diversidade β e componente de substituição

Os dados de presença e ausência das espécies por parcela e por transecto (10 parcelas por transecto) de cada sítio foram utilizados para estimar a diversidade beta, utilizando o índice de Sørensen (β_{sor}), que representa a dissimilaridade entre as comunidades. Este índice pode ser particionado em dois componentes: o componente de substituição e o componente de aninhamento. Neste caso, calculamos em seguida apenas o componente de substituição (índice de dissimilaridade de Simpson, β_{sim}), que se refere à magnitude de substituição de espécies por outras espécies entre uma parcela/transecto e outro. Esse componente varia entre 0 e 1,

sendo que quanto mais próximo de 1, maior a substituição de espécies entre as unidades amostrais. O cálculo foi realizado utilizando o pacote “*betapart*” no R (Baselga & Orme 2012).

3.4 Caracterização das ameaças

3.4.1 Espécies vegetais invasoras

Em cada remanescente estudado, registramos a presença de espécies vegetais invasoras. Se presentes, registramos a espécie e categorizamos o processo de invasão em: ausente; manchas esparsas; somente nas bordas da vegetação; área parcialmente invadida.

3.4.2 Supressão do regime de queima

Utilizamos o tempo decorrido desde a última queima (anos), resgatado a partir de cicatrizes de fogo em imagens de satélite (procedimentos descritos no Capítulo II), como indicador para avaliar possível efeito da supressão de queima sobre a diversidade vegetal. Classificamos cada sítio em uma das seguintes categorias: queimou pelo menos uma vez nos 10 anos anteriores à amostragem; queimou pelo menos uma vez entre 11 e 20 anos anteriores a amostragem; não queima há mais de 20 anos.

3.4.3 Uso da terra no entorno

Classificamos o(s) uso(s) da terra no entorno de cada um dos remanescentes de campo estudados em: i) vegetação nativa: áreas de vegetação nativa com outras fisionomias (floresta, cerradão, cerrado *sensu stricto*); ii) Agricultura: culturas diversas, incluindo café, soja, milho, cana-de-açúcar; iii) Silvicultura: plantações de eucalipto ou pinus. iv) Pastagem: áreas utilizadas para criação de gado (com gramíneas nativas ou exóticas); v) espelho d’água (represa).

3.4.4 Distância de rodovias, aglomerações urbanas e áreas de cultivo

Medimos a menor distância (em quilômetros) entre a área de amostragem dentro do sítio e a rodovia (estadual ou federal), a aglomeração urbana e a área de cultivo mais próximas. A medida foi realizada por meio de imagens do Google Earth.

3.5 Análise de dados

3.5.1 Relação entre riqueza de cada sítio e o tamanho do fragmento

Para explorar uma possível relação entre diversidade e tamanho do remanescente de campo, utilizamos regressões lineares simples. Utilizamos como variáveis resposta: (i) riqueza média por m²; (ii) riqueza total registrada na área amostral de um hectare. Como variável preditora utilizamos o tamanho do fragmento de campo em que a amostragem foi realizada.

3.5.2 Relação entre o componente de substituição da diversidade β e a supressão de fogo

Utilizamos regressões lineares simples para verificar a existência de relação entre a substituição de espécies entre parcelas e entre transectos de cada sítio com a supressão de fogo. Utilizamos como variável resposta os seguintes dados de cada sítio: (i) componente de substituição entre parcelas; (ii) componente de substituição entre transectos. O tempo decorrido desde a última queima foi utilizado como variável preditora. Os sítios em que não foi observada ocorrência de fogo durante o período abrangido pelo resgate do histórico foram excluídos das análises.

Verificamos o ajuste dos modelos (*goodness of fit*) e investigamos a presença de outliers por meio de análises gráficas (Quinn & Keough 2002). Todas as análises e gráficos foram realizados utilizando o software R, versão 4.1.2 (R Development Core Team 2021).

4. Resultados

4.1 Levantamento total, avaliação e classificação das espécies

Do total de 803 espécies registradas, 55 tiveram identificação incompleta. Entre as 748 espécies com binômio completo (Tab. S1), 102 encontram-se sob baixo risco de extinção (LC – 13,6%), dez estão quase ameaçadas (NT – 1,3%) e seis estão na categoria dados insuficientes (DD – 0,8%). Dezesete espécies estão sob risco de extinção (2,3%; Tab. 2), sendo duas na categoria vulnerável (VU – 0,3%), 12 em perigo (EN – 1,6%) e três criticamente em perigo de extinção (CR – 0,4%). Porém, mais de 80% das espécies identificadas (613 espécies) ainda não foram categorizadas quanto ao risco de extinção (Fig. 1).

Tabela 2. Lista de espécies sob risco de extinção segundo dados do CNCFlora, categoria de ameaça em que se encontra e o número de sítios em que foram amostradas.

Espécie	Grau de ameaça	nº de sítios
<i>Anemopaegma arvense</i> (Vell.) Stellfeld ex de Souza	Em perigo	5
<i>Arthropogon xerachne</i> Ekman	Criticamente em perigo	1
<i>Chrysolaena dusenii</i> (Malme) Dematt.	Em perigo	1
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	Em perigo	1
<i>Digitaria neesiana</i> Henrard	Em perigo	1
<i>Dyckia tuberosa</i> (Vell.) Beer	Criticamente em perigo	5
<i>Eryngium scirpinum</i> Cham.	Em perigo	1
<i>Evolvulus riedelii</i> Meisn.	Em perigo	3
<i>Lafoensia nummularifolia</i> A.St.-Hil.	Vulnerável	1
<i>Leandra hatschbachii</i> Brade	Em perigo	1
<i>Lessingianthus zuccarinianus</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	Vulnerável	1
<i>Myrceugenia bracteosa</i> (DC.) D.Legrand & Kausel	Em perigo	1
<i>Myrsine glazioviana</i> Warm.	Em perigo	1
<i>Pseudotrimezia juncifolia</i> (Klatt) Lovo & A.Gil	Criticamente em perigo	4
<i>Rhynchospora tenuis</i> Link	Em perigo	2
<i>Spigelia rojasiana</i> Kraenzl.	Em perigo	2
<i>Stevia leptophylla</i> Sch.Bip. ex Baker.	Em perigo	1

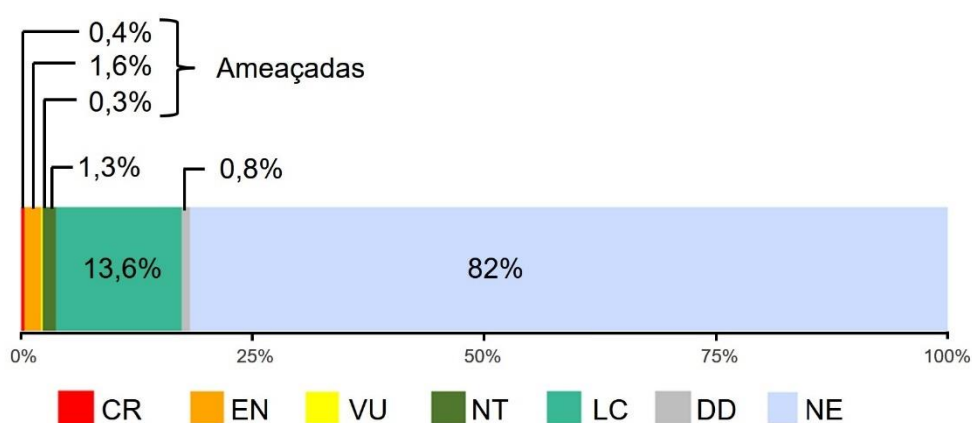


Figura 1. Porcentagem de espécies em cada categoria: Criticamente em perigo (CR), Em perigo (EN), Vulnerável (VU), Quase ameaçada (NT), Menos preocupante (LC), Deficiente de dados (DD) e Não avaliadas (NE).

4.2 Caracterização dos remanescentes de campo natural estudados

Apenas dois sítios amostrados estão em Unidades de Conservação de âmbito federal: Parque Nacional da Serra da Canastra e Parque Nacional das Emas. Nove estão em unidades de conservação estaduais: Parque Estadual do Juquery, Parque Estadual do Ibitipoca, Parque Estadual do Guartelá (I e II), Parque Estadual do Cerrado, Parque Estadual das Furnas do Jesus, Estação Ecológica de Santa Bárbara (sítios I e II) e Estação Ecológica de Itirapina. Um sítio está em unidade de conservação municipal (Parque Municipal Natural do Pombo) e dois estão em terras de propriedade do Estado, mas que não são formalmente designadas como unidades de conservação (Horto Florestal de Botucatu e Unidade de Pesquisa e Desenvolvimento de Itararé). Apenas uma área se encontra em propriedade privada, estando legalmente desprotegida (Fazenda Itapoã).

Os remanescentes de campo onde os sítios estão inseridos possuem dimensões variadas. O Horto Florestal de Botucatu possui a menor área, com apenas 12 hectares e o sítio no maior fragmento foi o Parque Nacional da Serra da Canastra, com 127 mil hectares. A média de riqueza entre todas as áreas de estudo, apresentada no Capítulo 1, foi de 15 espécies por m². O Parque Nacional das Emas foi o sítio com a maior riqueza média, com 22 espécies/m². A menor média foi registrada na área rupestre do Parque Estadual do Guartelá, com 8 espécies/m². Já o componente de substituição da diversidade β entre parcelas foi muito elevado e semelhante entre todas as áreas, oscilando entre 0,86 e 0,91. Isso significa que as parcelas de um mesmo sítio eram bastante heterogêneas entre si em sua composição de espécies. O mesmo componente, se calculado entre os três transectos dentro de cada sítio (10 m²) ficou entre 0,26 e 0,55, o que significa transectos ainda heterogêneos, mas menos do que o observado entre as parcelas.

4.3 Ameaças à conservação da diversidade e dos ecossistemas

Dentre os 15 sítios, somente quatro não apresentaram invasão por plantas exóticas (Fig. 2A). Em cinco sítios, a invasão foi observada somente nas bordas; em um sítio havia manchas esparsas de invasão no meio da vegetação nativa e em cinco sítios a área encontrava-se parcialmente invadida. Dos onze sítios com invasão, em sete registramos apenas uma espécie invasora. Em três foram registradas duas espécies e em um sítio foram registradas três espécies invasoras. Na maioria dos casos (91%) a espécie invasora era a gramínea africana *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster (Fig. 2B). Em 37% dos sítios, registramos invasão por espécies

do gênero *Pinus* e em 18% registramos *Melinis minutiflora* P.Beauv, outra espécie de gramínea africana.

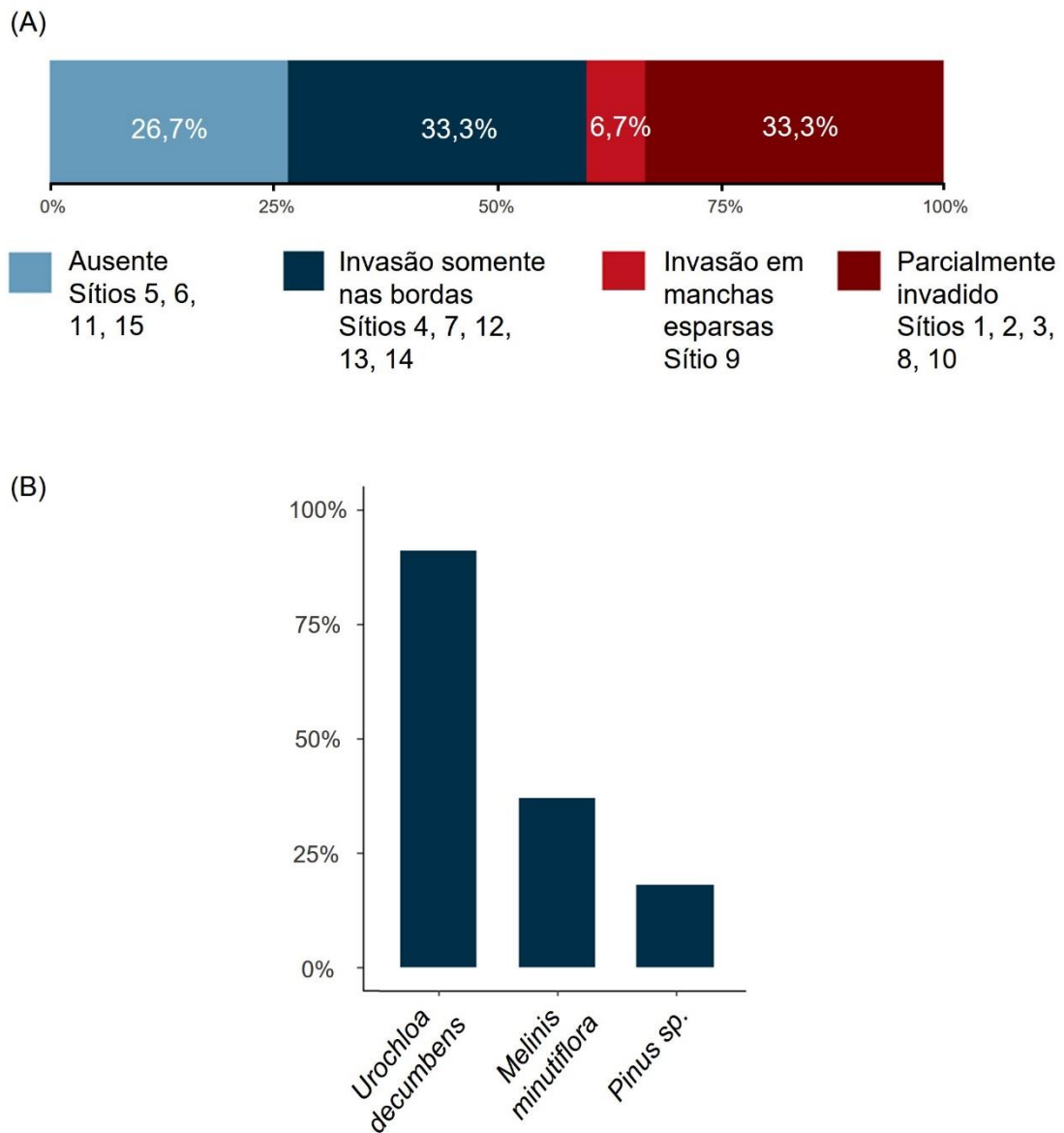


Figura 2. Situação de 15 sítios de campo natural em relação à invasão por espécies exóticas em região de Cerrado. A) Porcentagem de sítios em cada categoria de invasão e indicação dos locais; B) Frequência de ocorrência das espécies invasoras entre os sítios.

Ao analisar o conjunto de áreas pelo histórico de fogo, encontramos que 47% dos sítios queimaram pelo menos uma vez nos 10 anos que antecederam a amostragem (Fig. 3); 13% dos sítios queimaram pela última vez entre 11 e 20 anos antes da amostragem, 20% não queimam há mais de 20 anos e 20% não apresentaram registro de fogo durante o período analisado. Dentre os sítios que apresentaram pelo menos uma queima recente, dois têm

implementado o Manejo Integrado do Fogo (MIF) (sítios 12 e 15), e outros dois têm implementado queimas experimentais (sítios 1 e 7).

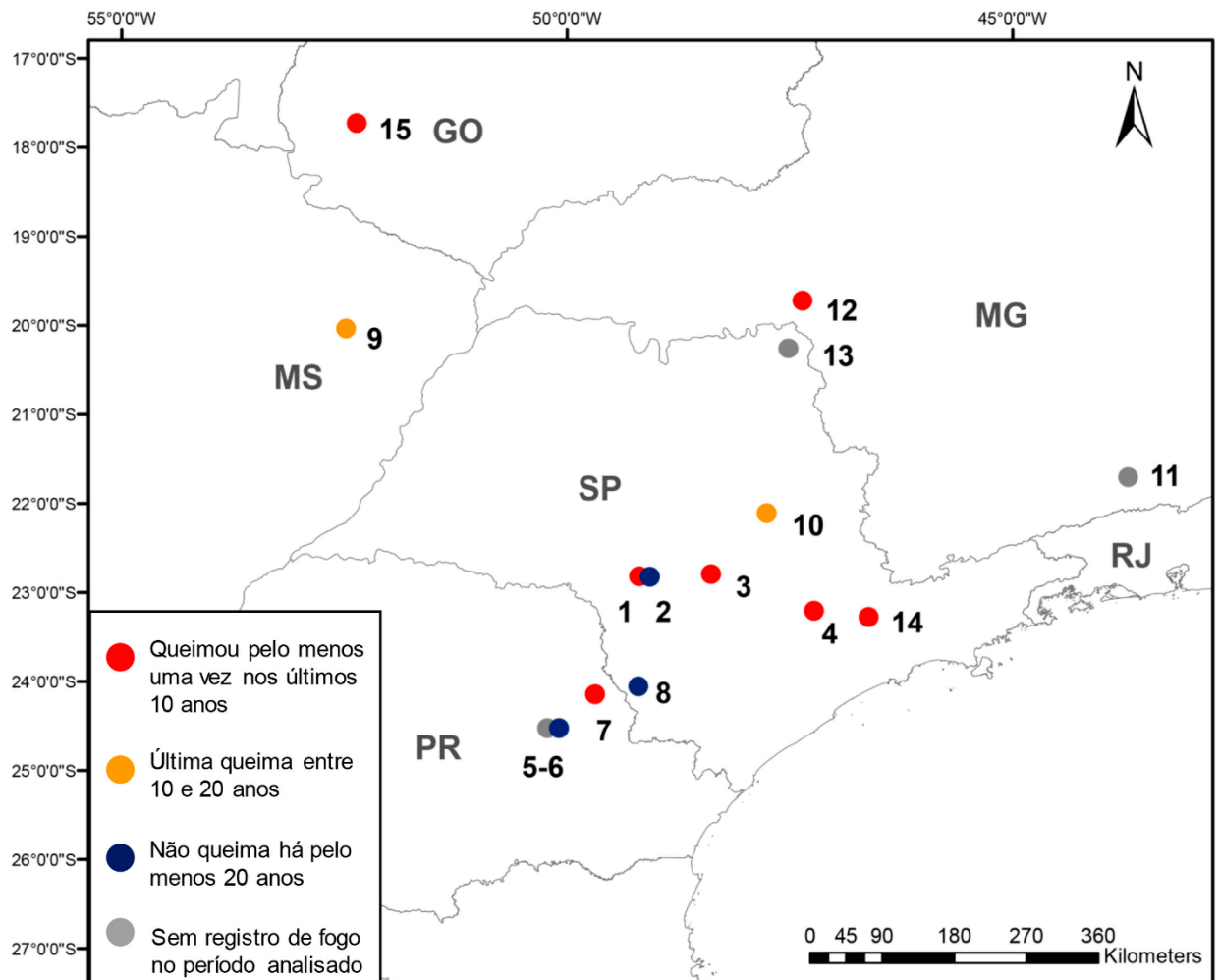


Figura 3. Localização das 15 áreas de estudo e tempo decorrido desde a última queima. Os números no mapa correspondem aos códigos das áreas descritos na Tabela 1.

Em todos os sítios existe vegetação nativa caracterizada por outras fisionomias naturais circundando o campo estudado em pelo menos parte do perímetro (Fig. 4). Além da vegetação nativa, em 13 sítios o fragmento de campo faz divisa com sistemas produtivos, áreas urbanizadas ou rodovias. O segundo uso da terra mais frequente foi agricultura (presente junto a pelo menos parte da divisa em 67% dos sítios), pastagem (40%), silvicultura (33%) e, em último lugar, espelho d'água (represa), em 7% dos fragmentos.

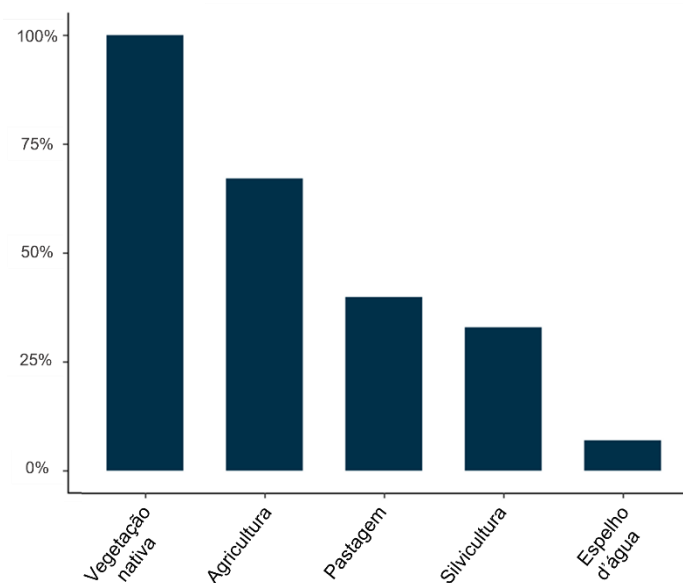


Figura 4. Frequência do tipo de uso da terra no entorno das áreas amostradas. Vegetação nativa – inclui áreas naturais ocupadas por outros tipos de vegetação nativa que não campo; Agricultura – plantação de cana; soja, café. Silvicultura – plantações de *Pinus* sp. e Eucalipto.

Quanto às distâncias entre a área de amostragem da comunidade em cada sítio e aglomerações urbanas, a média foi de 13 km. O sítio 3 foi o mais próximo de alguma aglomeração (1 km) e o sítio 15 foi o mais distante (39 km; Fig. 5). Já para a distância entre os sítios e a rodovia mais próxima, a média foi de 7 km. O sítio mais próximo de rodovia foi o sítio 14 (1 km) e o sítio 15 foi o mais distante (26 km). Áreas de cultivo agrícola estiveram relativamente próximas de todos os sítios, a maioria a menos de 5 km. Porém, a área agrícola mais próxima do sítio 9 localiza-se a 80 km da área de estudo, elevando a média para 8 km.

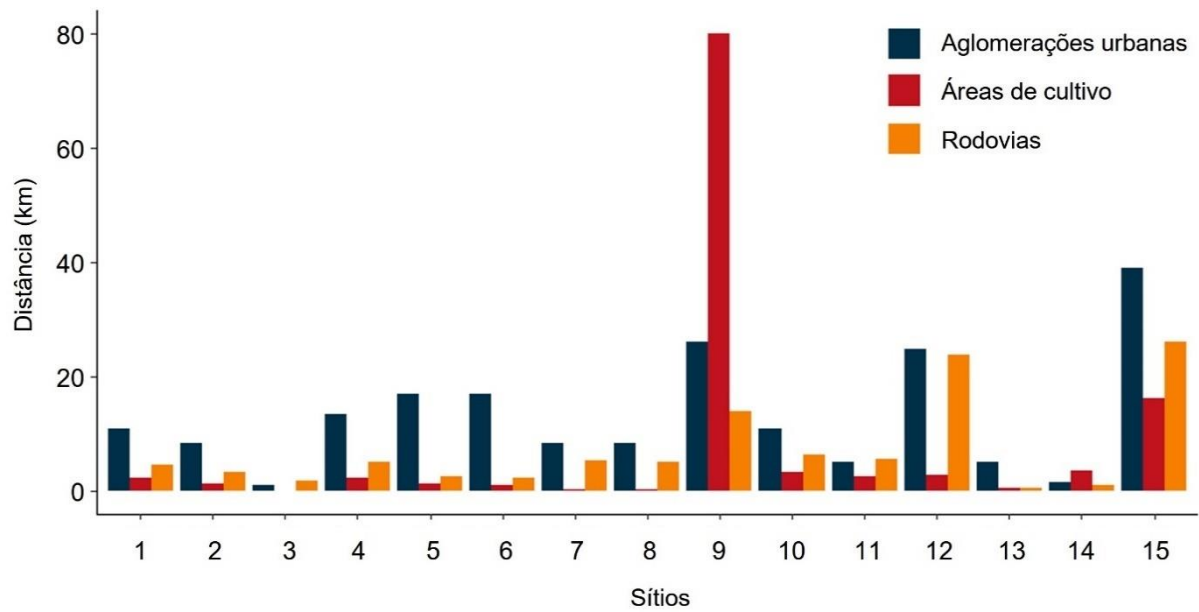


Figura 5. Distância (km) entre cada sítio e: aglomerações urbanas; áreas de cultivo agrícola; rodovias.

4.4 Relações entre riqueza e substituição de espécies

As características das comunidades vegetais não parecem ser diretamente influenciadas pela maioria dos fatores de ameaça investigados. Nem a riqueza por m² e nem a riqueza total do sítio mostraram-se associadas com o tamanho da área de campo natural remanescente (Fig. 6A, B). Também não observamos relação entre a diversidade beta calculada entre parcelas de 1 m² (Fig. 6C) e transectos (Fig. 6D) e o tempo desde a última queima.

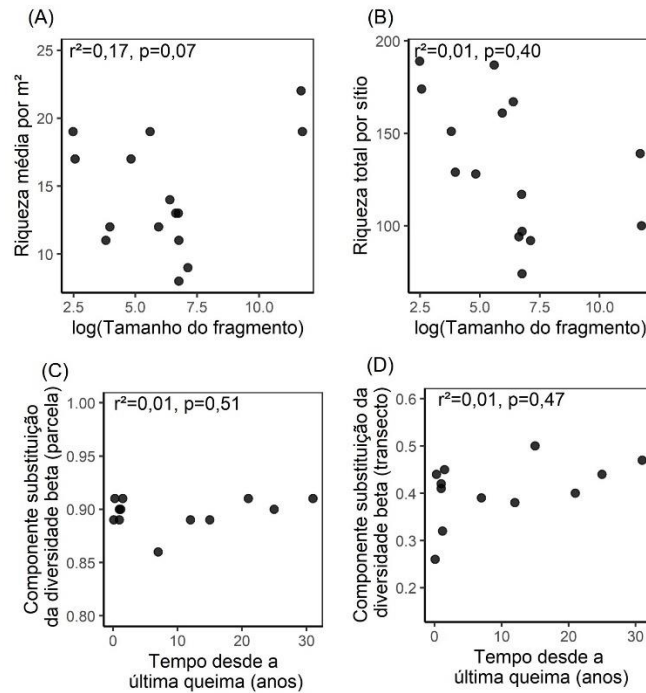


Figura 6. Regressões lineares entre as variáveis de diversidade dos campos naturais e os fatores de ameaça investigados. A) Riqueza média por m² vs. tamanho do remanescente de campo. B) Riqueza total vs. tamanho do fragmento. C) Componente de substituição da diversidade beta entre parcelas (1 m²) vs. tempo decorrido desde a última queima; D) Componente de substituição da diversidade beta entre transectos (10 m²) vs. tempo decorrido desde a última queima.

5. Discussão

Neste capítulo, exploramos os campos naturais do Cerrado pelo prisma de ameaças às suas espécies e às áreas remanescentes desses ecossistemas. Quantificamos espécies ameaçadas em diferentes níveis e investigamos se a riqueza ou a diversidade beta são afetadas por métricas da paisagem e uso da terra no entorno dos remanescentes. Registramos diversas espécies já consideradas oficialmente como ameaçadas, mas verificamos que mais de 80% das espécies amostradas ainda não foram avaliadas quanto ao grau de ameaça. Cabe destacar que Santana & Simon (2022) também verificaram que 85% das espécies que ocorrem na região conhecida como MATOPIBA (estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia) também não foram avaliadas. A lentidão do processo de avaliação enfraquece consideravelmente a eficácia desta ferramenta para a conservação das espécies, pois é de se supor que o número de espécies ameaçadas nas áreas de estudo seja quatro vezes maior que o que já foi avaliado.

Provavelmente, muitas espécies serão extintas antes que sejam avaliadas. Quanto aos fatores que usualmente são tratados como ameaça aos ecossistemas naturais, além da conversão da vegetação, a presença de plantas invasoras, e entre essas especialmente a braquiária (*U. decumbens*), é a principal ameaça à integridade dos campos de Cerrado. Considerando estudos recentes que mostram os benefícios do fogo para a vegetação campestre (Valentin-Silva et al. 2021; Antar et al. 2022; Fidelis et al. 2022) e as perdas esperadas de biodiversidade devido ao adensamento lenhoso quando o fogo é eliminado (Berthrong et al. 2012; Ratajczak et al. 2014; Abreu et al. 2017; Bombo et al. 2022; Wieczorkowski & Lehmann 2022), a supressão de fogo por longos períodos na maioria das áreas merece atenção e providências. Por outro lado, alguns fatores que efetivamente ameaçam a conservação de florestas não se mostraram efetivos em comprometer a diversidade dos campos. Por exemplo, observamos que nem a riqueza e nem a diversidade (em nível de parcela ou em nível de sítio) está relacionada com o tamanho da área de campo remanescente. Todas essas relações serão detalhadas nos tópicos seguintes.

Ameaças às espécies vegetais

As ameaças à biodiversidade em nível de espécies têm sido quantificadas com base nas listas vermelhas, que se baseiam nas categorias de ameaça estabelecidas pela IUCN (Rodrigues et al. 2006; Le Breton et al. 2019). A elevada proporção de espécies ainda não avaliadas ou com dados insuficientes registrada em nosso estudo, agravada pela dificuldade de identificação taxonômica das plantas observadas, evidencia a carência de pesquisas que subsidiem análises de risco de extinção para a flora campestre do Cerrado. Métodos padronizados de esforço amostral em trechos georreferenciados aumentam a acurácia dos registros por localidade, contribuindo com informações relevantes para a revisão de listas vermelhas (Syfert et al. 2014; Le Breton et al. 2019). A falta de avaliação, associada à subnotificação de ocorrências de espécies ameaçadas, pode dificultar severamente ações de conservação. Considerando-se o ritmo acelerado de conversão ou degradação dos campos naturais do Cerrado, dificilmente as perdas poderão ser contabilizadas com precisão.

Ameaças pela perda de hábitat

A perda de hábitat é, usualmente, associada ao desmatamento, que é uma mudança abrupta na paisagem, facilmente visível e quantificável quando se trata de vegetação arbórea. Em se tratando de campos, as estimativas são imprecisas, dadas as limitações tecnológicas em diferenciar campos naturais de pastagens, agricultura ou áreas degradadas (Veldman 2016).

Mas a perda de hábitat, no caso de campos tropicais, não se dá apenas pelo desmatamento. Tem ocorrido perda de hábitat campestre de maneira gradual e imperceptível devido ao adensamento da vegetação arbórea em diferentes regiões do mundo (Stevens et al. 2017) e, também, devido a invasões biológicas (Pivello et al. 1999b; Van Wilgen et al. 2020; Prass et al. 2022), dois fatores que serão tratados nos tópicos seguintes.

A maior garantia contra a perda de hábitat por conversão do uso da terra está nas áreas protegidas formalmente como Unidades de Conservação - UCs. Áreas protegidas são globalmente reconhecidas como um dos pilares da conservação da biodiversidade (Margules et al. 2002). Porém, as UCs e outras áreas protegidas existentes não são suficientes e raramente representam igualmente todos os biomas em uma região ou país. A elevada proporção de espécies que foram registradas em apenas uma das áreas deste estudo (52%; Capítulo 1), assim como as elevadas taxas de turnover dentro de um mesmo sítio, apontam para a realidade de que muitas espécies não estão protegidas em nenhuma UC. No Brasil, o desequilíbrio nos esforços de proteção entre os biomas vem sendo apontado há tempos, sendo que o Cerrado é um dos menos protegidos (Barr et al. 2011; Overbeck et al. 2015; Sano et al. 2019), apesar de ser considerado um dos *hotspots* globais para a conservação da biodiversidade (Mittermeier et al. 1999; Myers et al. 2000). As áreas protegidas só são efetivas se a perda de hábitats e mudanças ecológicas profundas puderem ser detectadas e prevenidas nessas áreas (Ahrends et al. 2010).

As áreas incluídas no presente estudo foram selecionadas, acima de tudo, com base na qualidade de seus ecossistemas e, por isso, apenas três entre os 15 sítios estão fora de unidades de conservação. Os 12 sítios que estão dentro de UCs estão integralmente protegidos contra a força destrutiva mais imediata e radical sobre o Cerrado, que é o desmatamento e conversão da vegetação nativa para outros usos da terra (Ratter et al. 1997; Klink & Machado 2005; Durigan 2012; Beuchle et al. 2015; Strassburg et al. 2017). Porém, o único sítio que está em propriedade privada e os dois sítios que estão em terras públicas não protegidas legalmente como UCs estão sujeitos à conversão, já que as leis vigentes não protegem os campos de Cerrado (Pilon et al. 2017). No Brasil, as áreas que fazem parte do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC são protegidas pela Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000 (Brasil 2011). Outras leis, menos restritivas, protegem ecossistemas naturais dentro de Terras Indígenas, territórios quilombolas, etc. A Lei de Proteção da Vegetação Nativa – LPVN (Lei 12.651, de maio de 2012) deveria proteger os campos naturais pelo menos em Reservas Legais e Áreas de Preservação Permanente dentro de propriedades particulares. Porém, essa lei não tem sido eficaz em conter o desmatamento de fisionomias campestres do Cerrado, mal

compreendidas, não mapeadas e de difícil fiscalização. Além disso, existem extensas áreas com vegetação de Cerrado que excedem a proteção exigida pela LPVN e que, portanto, poderão ser desmatadas dentro da lei (Durigan 2010). Um erro adicional tem sido detectado no Cadastro Ambiental Rural – CAR, em que extensas áreas de campos naturais que estão dentro de áreas destinadas à Reserva Legal não foram quantificadas como vegetação nativa. Assim, são entendidas como passivo ambiental e, portanto, como áreas a serem “restauradas”, o que geralmente significa plantio de árvores.

Como exemplos da fragilidade dos sítios de estudo que não estão dentro de UC, temos o caso do sítio localizado na “Fazenda Itapoã”. Registramos ali três espécies que estão classificadas como “Criticamente em perigo” e podem ser extintas desta localidade a qualquer momento, uma vez que a propriedade se encontra sob forte pressão de expansão urbana. Somado a isso, a área de campo não está nos mapas de vegetação nativa remanescente e, portanto, é como se não existisse, de modo que sua conversão não será sequer percebida pelos órgãos licenciadores e fiscalizadores. O Horto Florestal de Botucatu pertence ao Governo Estadual de SP. Porém, não tem proteção garantida. Espécies ameaçadas já haviam sido registradas nessa área por Pilon et al. (2017) e nosso estudo aponta ali mais duas espécies em risco de extinção. No sítio que está inserido na Estação Experimental de Itararé, que é uma unidade de experimentação agrícola, encontramos duas espécies ameaçadas. Se há espécies ameaçadas em terras públicas que não são UCs, essas espécies não estão protegidas, porque a concessão dessas áreas para a iniciativa privada encontra respaldo na lei. Estando em SP, nem a LPVN e nem a Lei do Cerrado garantem a proteção de fisionomias campestres.

Considerando que selecionamos áreas em bom estado de conservação e que somente dois sítios estão inseridos em fragmentos relativamente grandes (mais que 120 mil hectares, ambos fora do estado de SP), sendo que nos demais as áreas de campo são inferiores a 10.000 ha, é evidente o estado de fragmentação desses ecossistemas. Isso já é um fato para o Cerrado (Carvalho et al. 2009; França et al. 2015) e para outros ecossistemas abertos ao redor do mundo (Cully et al. 2003; Gott et al. 2015) e tem duas consequências imediatas: redução da área de hábitat e isolamento dos fragmentos remanescentes (Saunders et al. 1991; Fahrig 2003). Isso torna impossível a movimentação das espécies de plantas na paisagem, para colonizarem outras áreas. A fragmentação pode interferir em interações bióticas como a polinização e a dispersão de sementes entre populações (Lennartsson 2002) e, assim, afetar populações de espécies que antes eram estáveis (Joshi et al. 2006). Além disso, muitas espécies de ecossistemas campestres não possuem capacidade de dispersão a longas distâncias, algumas

não excedendo alguns poucos metros, uma vez que a proporção de espécies de campos que possuem dispersão autocórica é maior em comparação com a zoocoria e anemocoria (Peres 2016). Dessa forma, a colonização de outros habitats por essas espécies é limitada.

Ameaças à qualidade do habitat das fisionomias campestres do Cerrado: plantas invasoras e supressão do fogo

A quantificação dos remanescentes de vegetação nativa nos mapas (Beuchle et al. 2015; Sano et al. 2019) esconde a realidade de que muitos remanescentes de vegetação campestre estão parcial ou totalmente comprometidos pela perda de qualidade do habitat. Além de modificar processos ecológicos mantenedores da composição e funcionamento dos ecossistemas, as mudanças afetam toda a biodiversidade de plantas (Wieczorkowski & Lehmann 2022), microrganismos (Hu et al. 2021) e também toda a fauna de vertebrados (Spatz et al. 2017; Stanton et al. 2018; Boone et al. 2022) e invertebrados (Arnan et al. 2018; Neves et al. 2021; Carvalho et al. 2022) que dependem das fisionomias campestres para sobreviver. Entre as ameaças já conhecidas destacam-se as invasões biológicas (Simberloff et al. 2013; Bellard et al. 2016) e o adensamento arbóreo (Alofs & Fowler 2013; Veldman et al. 2015b; Abreu et al. 2017).

A baixa porcentagem de sítios amostrados (27%) sem nenhum grau de invasão biológica (observações em todo o fragmento de campo em que se insere a área de estudo), volta nossa atenção ao fato de que espécies exóticas invasoras são uma ameaça real aos campos naturais do Cerrado. Invasão maciça em parte da área ou em manchas por toda a área foram registradas em 40% das áreas de estudo. A percepção da gravidade do problema, especialmente quando se trata de gramíneas africanas, não é recente (Klink 1996; Pivello et al. 1999ab; Durigan et al. 2007). Espécies de *Pinus* vêm sendo reportadas como altamente invasoras de campos e savanas no Brasil (Zanchetta & Diniz 2006; Vasquez et al. 2007; Abreu & Durigan 2011). Essas árvores foram registradas dentro de 37% das áreas de estudo, sem contar as áreas em que essas espécies foram erradicadas, mas invadem campos nativos na vizinhança (e.g. Parque Estadual do Guartelá). Erradicar espécies invasoras e restaurar os ecossistemas invadidos são ações que têm se mostrado inviáveis em larga escala para vegetação campestre, ainda que existam experiências bem-sucedidas em caráter experimental. Para as espécies de gramíneas invasoras africanas, estudos vêm sendo realizados para tentar promover algum tipo de manejo eficaz (Martins et al. 2017; Assis et al. 2020; Damasceno & Fidelis 2020) e os

conhecimentos sobre o controle da invasão por *Pinus* foram sintetizados em Durigan et al. (2020a).

A perda de qualidade do hábitat, ou mesmo de área de hábitat campestre devido ao adensamento lenhoso, é um desastre ecológico previsível e que vem ocorrendo em diferentes regiões do mundo (Sankaran et al. 2005; Murphy & Bowman 2012). Entre as causas do adensamento, a mais comum é a supressão do fogo. Conforme demonstrado no capítulo II, a ocorrência de fogo nos campos naturais é vantajosa, já que a riqueza de espécies está positivamente associada à frequência de queimas. Diversos estudos têm demonstrado que o fogo beneficia a vegetação do Cerrado (Fidelis & Zirondi 2021; Zirondi et al. 2021; Antar et al. 2022; Rodrigues & Fidelis 2022), e outros estudos demonstram que a supressão do fogo leva rapidamente à perda das propriedades do hábitat e, conseqüentemente, a perdas de diversidade (Souza et al. 2022; Wieczorkowski & Lehmann 2022). Além disso, estudos também indicam que o manejo do fogo em ecossistemas como o Cerrado reduzem as emissões de gases de efeito estufa (Russell-Smith et al. 2013; Russell-Smith et al. 2017). Apesar de todos os benefícios já bem conhecidos, na maioria das áreas protegidas como UCs e nas APPs e Reservas Legais de propriedades rurais continuam sendo adotadas políticas de supressão total do fogo (Durigan & Ratter 2016; Schmidt et al. 2016).

Em 40% das áreas amostradas neste estudo, nenhum incêndio ocorreu nos últimos 20 anos. Menos da metade das áreas teve pelo menos uma queima há menos de dez anos. E as três áreas com queimas mais frequentes (Sítios 1, 13 e 15) são as únicas que têm sido objeto de manejo do fogo. A maioria das áreas de estudo está em regiões propensas à colonização dos campos por espécies arbóreas mediante a supressão do fogo (Pinheiro & Durigan 2009; Abreu et al. 2017; Rosan et al. 2019) e, se o manejo do fogo não for restabelecido, essas manchas de campo tendem a desaparecer, como é visível na E.Ec. Sta Bárbara (SP), no P.E. do Cerrado em Jaguariaíva (PR), ou no P.E. das Furnas do Bom Jesus (Pedregulho, SP) e no P.M. do Pombo (Três Lagoas, MS). Os remanescentes de campo amostrados por este estudo no estado de SP somam apenas 3.195 ha dessa vegetação e, na nossa busca inicial por áreas de estudo, não detectamos outras áreas de interesse além dessas. Considerando-se que, em 1965, Borgonovi & Chiarini mapearam 459.000 ha de campo em SP (imagens de 1962), é fácil depreender que esses ecossistemas estão praticamente extintos no estado. Esses campos, em sua quase totalidade, foram convertidos em agricultura, pastagem ou silvicultura e, além disso, Durigan & Ratter (2006) já denunciavam a transformação dos campos paulistas pelo adensamento,

substituídos pelo cerrado *stricto sensu* e, mais frequentemente, pelo cerradão, devido à supressão do fogo.

Ameaças à biodiversidade provenientes de atividades humanas no entorno

Na maioria dos casos, os campos estudados ainda estão rodeados por vegetação nativa, e isso provavelmente se deve ao fato de que poucas áreas estão fora de unidades de conservação. Apesar disso, registramos ao longo do perímetro desses campos áreas ocupadas por silvicultura, agricultura e pastagem. Embora estudos anteriores tenham apontado pastagem como o uso da terra mais comumente registrado ao redor dos remanescentes de Cerrado em todo o Brasil (Sano et al. 2001) ou no Estado de São Paulo (Durigan et al. 2007), este não foi o uso mais frequente entre os que detectamos ao redor dos remanescentes de campo estudados em 2020-2021, registrado em 40% das áreas. Atualmente, agricultura é mais frequente do que pastagem, sendo que encontramos junto à divisa de 67% dos fragmentos. Os estudos mencionados basearam-se em mapeamentos realizados há pelo menos 20 anos e a discrepância com nossas observações reflete as rápidas mudanças no uso da terra que ocorreram nessas duas décadas, com a forte expansão da agricultura e da silvicultura sobre antigas áreas de pastagem ou mesmo de vegetação nativa no Cerrado. Do ponto de vista da conservação dos campos, por um lado, essas mudanças foram positivas, ao diminuir a pressão de propágulos de gramíneas invasoras sobre os campos naturais. Porém, por outro lado, pastagens são o ambiente produtivo mais semelhante às savanas e campos naturais, permitindo a sobrevivência de parte da flora nativa (Cava et al. 2017) e abrigando muitas espécies da fauna do Cerrado (Dalle-Laste et al. 2019).

Rodovias e aglomerações urbanas são tidas como fatores de ameaça aos ecossistemas naturais. Mas, entre os remanescentes estudados, raros estão próximos de rodovias ou áreas urbanizadas, destacando-se o PE Juquery e o Horto Florestal de Botucatu. Para vegetação herbáceo-arbustiva, os poucos estudos existentes sobre o assunto no Cerrado não encontraram mudanças na riqueza ou na estrutura da comunidade que pudessem estar relacionadas ao efeito de borda (Santos & Santos 2008; Mendonça et al. 2015). Porém, estudos indicam que as curtas distâncias entre as rodovias e áreas de cultivo e os remanescentes de campo podem facilitar a entrada e aumentar a abundância de espécies invasoras e ruderais (Hoffmann et al. 2004; Ansong & Pickering 2013; Seabloom et al. 2013).

A resiliência das comunidades aos fatores externos

Para avaliar a integridade da comunidade vegetal dos campos estudados, utilizamos como indicadores a diversidade alfa (número de espécies/m²), a diversidade beta pelo *turnover* entre parcelas e entre transectos. Utilizando esses indicadores como variáveis-resposta, investigamos a influência dos prováveis fatores de ameaça à diversidade dos campos. Entre todos os fatores investigados (tamanho do fragmento e tempo de supressão do fogo), apenas o tempo sem fogo parece influenciar as comunidades. Esperávamos encontrar maior riqueza e menor substituição de espécies, tanto entre parcelas quanto entre transectos, quanto mais recente tivesse sido a última queima, uma vez que o fogo estimula a reprodução, aumenta consideravelmente a produção de sementes e diminui a competição. Ou seja, o fogo aumenta a probabilidade de que as espécies se espalhem por toda a área, aumentando a resiliência das comunidades. Não observamos essa relação nem entre parcelas de 1 m² e nem entre transectos. No caso das parcelas de 1 m², embora forneçam uma boa medida de diversidade alfa de fisionomias campestres, não representam a composição da comunidade, havendo casos em que uma única espécie ocupava toda a parcela, inflando o *turnover*. Apesar de serem mais representativos, os transectos também não foram capazes de demonstrar que a supressão do fogo faz com que as espécies ocorram de forma mais agregada.

Esperávamos encontrar correlação negativa entre a riqueza e o tamanho dos fragmentos, o que não se confirmou. A falta de associação entre a riqueza das comunidades e o tamanho dos remanescentes de campo contraria os pressupostos da Biologia da Conservação. Aparentemente, regras válidas para florestas não se confirmam nos campos do Cerrado e esta constatação conduz à necessidade de se repensarem os esforços para conservação, que usualmente priorizam fragmentos grandes, intactos e conectados a outros fragmentos (Fischer et al. 2009). Fragmentos pequenos têm sido geralmente negligenciados em iniciativas de conservação, mesmo quando desempenham papéis expressivos na preservação da biodiversidade e de funções ecossistêmicas (e.g. espécies endêmicas) (Fischer & Lindenmayer 2002). Por outro lado, os poucos estudos existentes sobre ecossistemas campestres apontam que, mesmo em fragmentos isolados e de tamanho reduzido, é possível encontrar elevada diversidade alfa (Wilson et al. 2012; Pilon et al. 2017). Essas peculiaridades conduzem à necessidade de se repensarem os critérios utilizados para quantificar o valor de remanescentes campestres para a conservação (Fischer & Lindenmayer 2002; Herrera et al. 2017), principalmente para fragmentos que são pequenos, mas podem ser representativos de ecossistemas negligenciados e ameaçados (Monteiro et al. 2018).

Mudanças climáticas e o futuro dos campos naturais do Cerrado

Como demonstrado no capítulo II, a biogeografia das espécies das fisionomias campestres está fortemente associada ao clima, muito mais do que ao solo. No atual cenário de mudanças climáticas, os pulsos hidrológicos, os distúrbios naturais e principalmente as condições de temperatura e a sazonalidade das chuvas que mantinham a elevada biodiversidade desses ecossistemas tendem a mudar. Conforme essas condições mudam, ultrapassando os limites históricos de variação, as regiões adequadas para a sobrevivência das espécies também mudam no espaço (Chen et al. 2011; Alves & Loeuille 2022). Assim, as áreas atuais de ocorrência deixarão de ser o hábitat ideal (ótimo ecológico) para muitas das espécies que compõem estes ecossistemas (Jezkova & Wiens 2016). O risco de extinção de espécies, não só de plantas, decorrente das mudanças climáticas é alto, especialmente na América do Sul (Urban 2015). No caso dos campos, a elevada resiliência mediante fatores locais de vizinhança poderá sucumbir mediante as mudanças esperadas no clima.

6. Conclusão

Os campos naturais remanescentes no Cerrado são hoje pequenas ilhas dispersas em uma extensa matriz de usos da terra, ainda sujeitos à conversão, a não ser que estejam dentro de áreas protegidas. Porém, mesmo dentro de áreas protegidas, encontram-se ameaçados por plantas invasoras e pela supressão do fogo, colocando em xeque a ocorrência em unidade de conservação como critério para não inserir uma espécie na lista vermelha de ameaçadas. Essas ilhas de campo são tesouros pouco conhecidos e muito negligenciados por todos os setores da sociedade, que guardam elevada biodiversidade e muitas espécies raras e ameaçadas, as quais estão longe de ser devidamente reconhecidas como tal. A falta de avaliação, associada à subnotificação de ocorrências de espécies ameaçadas, pode impactar severamente ações de conservação, especialmente porque a presença de espécies ameaçadas é, hoje, o único instrumento legal capaz de impedir a destruição de um campo natural que não esteja em unidade de conservação. Nossos resultados apontam especialmente para a gravidade das invasões biológicas, que estão gradativamente consumindo a maioria dos raros campos remanescentes. As políticas de prevenção e combate a incêndios, em vez de protegerem, acabam prejudicando os campos, ao favorecerem a colonização por espécies arbóreas da vizinhança e o adensamento, que pode levar à completa transformação em uma fisionomia florestal. Em meio a tantas ameaças, porém, é uma boa surpresa que a diversidade alfa das comunidades vegetais dos campos de Cerrado não parece sofrer influência dos usos da terra na vizinhança e nem é

prejudicada pelo tamanho reduzido dos remanescentes. O desafio, então, consiste em controlar os fatores de degradação que já atuam dentro desses remanescentes, por meio de ações efetivas de manejo e restauração das fisionomias campestres. Cabe destacar, ainda, que os resultados obtidos neste diagnóstico mostram que os vetores de ameaça à biodiversidade e funcionamento dos campos naturais não são os mesmos que atuam sobre remanescentes florestais, levando à necessidade de estratégias distintas para a conservação e a restauração dos ecossistemas abertos do Cerrado em relação às estratégias adotadas globalmente para florestas.

CONCLUSÃO GERAL

A falta de reconhecimento e de inclusão de ecossistemas abertos em políticas públicas, mesmo sendo ecossistemas imprescindíveis para a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas e conservação de biodiversidade (Bardgett et al. 2021), torna as fisionomias campestres alvo das maiores taxas de degradação (Dudley et al. 2020). A caracterização da estrutura, da diversidade e da composição de fisionomias campestres é importante para que a comunidade científica e o público leigo comecem a prestar atenção para a alta diversidade dos ecossistemas brasileiros. A compreensão dos fatores que modulam as diferentes características dos campos é imprescindível no entendimento do seu funcionamento e, posteriormente, dos efeitos que possam vir a acontecer diante de mudanças climáticas. Somada às mudanças climáticas, existem também ameaças que afetam diretamente a integridade destes campos. O estudo que fundamentou esta tese foi desenvolvido na interface destas três vertentes: caracterização, ecologia e conservação.

No primeiro capítulo foi possível observar que os campos de Cerrado são altamente variáveis. Seja na estrutura, na diversidade ou na composição. Além destas características, o gradiente de condições ambientais em que esses campos ocorrem é bastante variável. Os campos do Cerrado podem estar situados em áreas com solos rasos ou profundos, solos com boa ou má drenagem, áreas submetidas a chuvas bem distribuídas ao longo do ano até áreas com período de seca bem pronunciado e longo. Também foi possível observar que a frequência de fogo nos campos muda muito de uma área para outra, com áreas que foram queimadas 10 vezes nos últimos 35 anos e áreas que sequer queimaram uma vez. A publicação de informações básicas como essas pode ser muito útil para a tomada de decisões acerca de ecossistemas que dependem de manejo para a manutenção de sua biodiversidade (Pillar & Vélez 2010; Menezes et al. 2018).

Ilustrada a variabilidade dos campos naturais, exploramos os fatores que são responsáveis por tais diferenças. No segundo capítulo, dentre um conjunto de variáveis que representavam as condições edáficas, climáticas e de histórico de fogo, elencamos os principais fatores moduladores das diferenças observadas na composição, na estrutura e na diversidade dos campos do Cerrado. De modo geral, observamos forte influência do clima na composição de espécies, isto é, áreas com climas semelhantes apresentaram flora mais semelhante. Além disso, encontramos correlação significativa entre variáveis climáticas e a composição e entre histórico de fogo e riqueza de espécies, de modo que as mudanças climáticas iminentes colocam em risco as espécies vegetais do Cerrado, podendo acelerar extinções. Observamos também que

características como a disponibilidade de água e a textura do solo são fatores importantes modulando a estrutura da vegetação.

A importância do clima e da consequente disponibilidade de água como principais moduladores de diversas características dos campos só acentua a preocupação com as mudanças climáticas. A abordagem do terceiro capítulo traz essa preocupação com o futuro, mas também evidencia os problemas do presente. A maioria dos campos que amostramos está protegida, pelo menos da conversão, por estarem dentro de Unidades de Conservação. Mas, invasões biológicas por capins africanos e/ou espécies de *Pinus* continuam ocorrendo de maneira acentuada e provavelmente convertendo campos íntegros e diversos em áreas degradadas com baixa diversidade. Nesses casos, ações de manejo que tentem prevenir ou controlar invasões devem ser prioritárias. Observando-se o efeito benéfico do fogo sobre a diversidade dos campos, deduz-se que a supressão deste fator natural de distúrbio também ameaça os campos naturais remanescentes, hoje afetando principalmente unidades de conservação submetidas a políticas conservacionistas de “fogo-zero”. Ainda que a literatura sobre o fogo em ecossistemas abertos tropicais não tenha chegado a um consenso sobre um possível regime ideal de queimas (Rodrigues & Fidelis 2022), há evidências suficientes dos efeitos deletérios da supressão total do fogo para que se afirme, sem medo de errar, que não queimar é a pior opção.

Tivemos a oportunidade, ao longo desta pesquisa, de conhecer em detalhe os campos naturais do Cerrado em um número relativamente grande de locais, representando boa parte da área de ocorrência do bioma. Porém, a constatação da ampla variação entre esses campos estudados nos dá a certeza de que conhecemos uma porção ínfima da sua biodiversidade e até mesmo da sua diversidade ambiental. Geralmente desconhecidas e pouco coletadas, para a grande maioria das espécies de plantas que ainda existem, não temos ideia sequer do quanto estão ameaçadas. Além dos fatores de degradação relacionados com o manejo inadequado, as alarmantes taxas de conversão do bioma não contabilizam campos sem árvores e, portanto, esses ecossistemas e suas espécies estão desaparecendo sem que se perceba. Na Década da Restauração, o senso comum ainda é de que “restaurar é plantar árvores” e essa passa ser uma ameaça adicional aos campos naturais, hoje considerados por muitos como “áreas prioritárias para reflorestamento”. Para piorar a situação, a irreversibilidade da degradação dos campos naturais se coloca como uma realidade, uma vez que a avaliação das raras experiências em busca de técnicas de restauração de vegetação campestre mostram que dificilmente se poderá recuperar algo equivalente ao que foi perdido no que diz respeito à biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos (Pilon et al. 2023). Tudo isso coloca os campos naturais em grau extremo de

fragilidade e desamparo, se comparados aos demais biomas no Brasil, exigindo esforços concentrados da academia, de formuladores de políticas, de gestores de áreas protegidas, etc. em iniciativas voltadas à conservação do que ainda existe de campos naturais íntegros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abatzoglou, J.T., Dobrowski, S.Z., Parks, S.A., & Hegewisch, K.C. 2018. TerraClimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958-2015. *Scientific Data* 5: 1–12.
- Abberton, M., Conant, R., & Batello, C. 2010. Grassland carbon sequestration: management policy and economics. *Proceedings of the Workshop on the role of grassland carbon sequestration in the mitigation of climate change* 11: 1–338.
- Abreu, R.C.R., & Durigan, G. 2011. Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. *Plant Ecology and Diversity* 4: 269–278.
- Abreu, R.C.R., Hoffmann, W.A., Vasconcelos, H.L., Pilon, N.A., Rossatto, D.R., & Durigan, G. 2017. The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Science Advances* 3: 1–8.
- Ahrends, A., Burgess, N.D., Milledge, S.A.H., Bulling, M.T., Fisher, B., Smart, J.C.R., Clarke, G.P., Mhoro, B.E., & Lewis, S.L. 2010. Predictable waves of sequential forest degradation and biodiversity loss spreading from an African city. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107: 14556–14561.
- Almeida-Neto, M., Prado, P.I., Kubota, U., Bariani, J.M., Aguirre, G.H., & Lewinsohn, T.M. 2010. Invasive grasses and native Asteraceae in the Brazilian Cerrado. *Plant Ecology* 209: 109–122.
- Alofs, K.M., & Fowler, N.L. 2013. Loss of native herbaceous species due to woody plant encroachment facilitates the establishment of an invasive grass. *Ecology* 94: 751–760.
- Alvarado, S.T., Fornazari, T., Cóstola, A., Morellato, L.P.C., & Silva, T.S.F. 2017. Drivers of fire occurrence in a mountainous Brazilian Cerrado savanna: Tracking long-term fire regimes using remote sensing. *Ecological Indicators* 78: 270–281.
- Alvarado, S.T., Silva, T.S.F., & Archibald, S. 2018. 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* 218: 79–87.
- Alves, F.V.S., & Loeuille, B.F.P. 2022. The future scenario of an iconic tree from the Brazilian Cerrado: Perspectives on *Eremanthus* Less. (Asteraceae) Conservation. *Brazilian Journal*

of Botany 45: 1345–1357.

- Alves, R.G., Zaú, A.S., & Oliveira, R.R. 2016. Flora dos campos de altitude em quatro áreas do Maciço Do Itatiaia, nos estados do Rio de Janeiro e Minas Gerais, Brasil. *Pesquisas, Botânica* 69: 109–140.
- Alvim, P.T., & Araújo, W.A. 1952. El suelo como factor ecológico en el desarrollo de la vegetación en el centro- oeste del Brasil. *Turrialba* 2: 153–160.
- Amaral, A.G., Bijos, N.R., Moser, P., & Munhoz, C.B.R. 2022. Spatially structured soil properties and climate explain distribution patterns of herbaceous-shrub species in the Cerrado. *Plant Ecology* 223: 85–97.
- Amaral, A.G., Munhoz, C.B.R., Walter, B.M.T., Aguirre-Gutiérrez, J., & Raes, N. 2017. Richness pattern and phytogeography of the Cerrado herb–shrub flora and implications for conservation. *Journal of Vegetation Science* 28: 848–858.
- Amorim, P.K., & Batalha, M.A. 2007. Soil-vegetation relationships in hyperseasonal cerrado, seasonal cerrado, and wet grassland in Emas National Park (central Brazil). *Acta Oecologica* 32: 319–327.
- Andrade, B.O., Bonilha, C.L., Ferreira, P.M.A., Boldrini, I.I., & Overbeck, G.E. 2016. Highland grasslands at the southern tip of the atlantic forest biome: Management options and conservation challenges. *Oecologia Australis* 20: 37–61.
- Andrade, B.O., Bonilha, C.L., Overbeck, G.E., Vélez-Martin, E., Rolim, R.G., Bordignon, S.A.L., Schneider, A.A., Vogel Ely, C., Lucas, D.B., Garcia, É.N., dos Santos, E.D., Torchelsen, F.P., Vieira, M.S., Silva Filho, P.J.S., Ferreira, P.M.A., Trevisan, R., Hollas, R., Campestrini, S., Pillar, V.D., & Boldrini, I.I. 2019. Classification of South Brazilian grasslands: Implications for conservation. *Applied Vegetation Science* 22: 168–184.
- Ansong, M., & Pickering, C. 2013. Are weeds hitchhiking a ride on your car? A systematic review of seed dispersal on cars. *PLoS ONE* 8: 1–11.
- Antar, G.M., Pivello, V.R., Gerolamo, C.S., Nogueira, A., & Sano, P.T. 2022. Herb–subshrub diversity in open savanna sites with distinct fire regimes in the Jalapão region, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 38: 331–339.
- Antar, G.M., & Sano, P.T. 2019. Angiosperms of dry grasslands and savannahs of Jalapão, the largest conserved Cerrado area in Brazil. *Rodriguesia* 70: e04002017.

- Antonio, A.C., Hoffmann, W.A., & Rossatto, D.R. 2021. The role of morpho-physiological traits in frost tolerance of neotropical savanna trees. *Trees* 35: 1687–1696.
- Antonio, A.C., Scalón, M.C., & Rossatto, D.R. 2020. The role of bud protection and bark density in frost resistance of savanna trees. *Plant Biology* 22: 55–61.
- Araújo, M.A.M., Rocha, A.E.S., Miranda, I.S., & Barbosa, R.I. 2017. Hydro-edaphic conditions defining richness and species composition in savanna areas of the northern Brazilian Amazonia. *Biodiversity Data Journal* 5: e13829.
- Archibald, S., Bond, W.J., Hoffmann, W., Lehmann, C., Staver, C., & Stevens, N. 2019. Distribution and Determinants of Savannas. In: Scogings, P.F. & Sankaran, M. (Eds.), *Savanna Woody Plants and Large Herbivores*. New Jersey: John Wiley & Sons.
- Arnan, X., Andersen, A.N., Gibb, H., Parr, C.L., Sanders, N.J., Dunn, R.R., Angulo, E., Baccaro, F.B., Bishop, T.R., Boulay, R., Castracani, C., Cerdá, X., Toro, I. Del, Delsinne, T., Donoso, D.A., Elten, E.K., Fayle, T.M., Fitzpatrick, M.C., Gómez, C., Grasso, D.A., Grossman, B.F., Guénard, B., Gunawardene, N., Heterick, B., Hoffmann, B.D., Janda, M., Jenkins, C.N., Klimes, P., Lach, L., Laeger, T., Leponce, M., Lucky, A., Majer, J., Menke, S., Mezger, D., Mori, A., Moses, J., Munyai, T.C., Paknia, O., Pfeiffer, M., Philpott, S.M., Souza, J.L.P., Tista, M., Vasconcelos, H.L., & Retana, J. 2018. Dominance–diversity relationships in ant communities differ with invasion. *Global Change Biology* 24: 4614–4625.
- Aronson, J., Durigan, G., & Brancalion, P.H.S. 2011. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. *IF Série Registros* 44: 1–38.
- Assis, A.C.C., Coelho, R.M., da Pinheiro, E.S., & Durigan, G. 2011. Water availability determines physiognomic gradient in an area of low-fertility soils under Cerrado vegetation. *Plant Ecology* 212: 1135–1147.
- Assis, G.B., Pilon, N.A.L., Siqueira, M.F., & Durigan, G. 2020. Effectiveness and costs of invasive species control using different techniques to restore cerrado grasslands. *Restoration Ecology* 29: 1–9.
- Bai, X., Zhao, W., Wang, J., & Ferreira, C.S.S. 2021. Precipitation drives the floristic composition and diversity of temperate grasslands in China. *Global Ecology and Conservation* 32: e01933.

- Bardgett, R.D., Bullock, J.M., Lavorel, S., Manning, P., Schaffner, U., Ostle, N., Chomel, M., Durigan, G., L. Fry, E., Johnson, D., Lavalley, J.M., Le Provost, G., Luo, S., Png, K., Sankaran, M., Hou, X., Zhou, H., Ma, L., Ren, W., Li, X., Ding, Y., Li, Y., & Shi, H. 2021. Combatting global grassland degradation. *Nature Reviews Earth and Environment* 2: 720–735.
- Barr, L.M., Pressey, R.L., Fuller, R.A., Segan, D.B., McDonald-Madden, E., & Possingham, H.P. 2011. A new way to measure the world's protected area coverage. *PLoS ONE* 6: e24707.
- Baselga, A., & Orme, C.D.L. 2012. Betapart: An R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 808–812.
- Bellard, C., Cassey, P., & Blackburn, T.M. 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters* 12: 20150623.
- Berthrong, S.T., Piñeiro, G., Jobbágy, E.G., & Jackson, R.B. 2012. Soil C and N changes with afforestation of grasslands across gradients of precipitation and plantation age. *Ecological Applications* 22: 76–86.
- Beuchle, R., Grecchi, R.C., Shimabukuro, Y.E., Seliger, R., Eva, H.D., Sano, E., & Achard, F. 2015. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. *Applied Geography* 58: 116–127.
- Bijos, N.R., Eugênio, C.U., Mello, T. de R., Souza, G.F. de, & Munhoz, C.B. 2017. Plant species composition, richness, and diversity in the palm swamps (veredas) of Central Brazil. *Flora* 236–237: 94–99.
- Bombo, A.B., Beatriz, B., & Alessandra, G. 2022. Fire exclusion changes belowground bud bank and bud-bearing organ composition jeopardizing open savanna resilience. *Oecologia* 199: 153–164.
- Bonanomi, J., Tortato, F.R., Gomes, R. de S.R., Penha, J.M., Bueno, A.S., & Peres, C.A. 2019. Protecting forests at the expense of native grasslands: Land-use policy encourages open-habitat loss in the Brazilian cerrado biome. *Perspectives in Ecology and Conservation* 17: 26–31.
- Bond, W.J. 2005. Large parts of the world are brown or black: A different view on the “Green

- World” hypothesis. *Journal of Vegetation Science* 16: 261–266.
- Bond, W.J. 2008. What Limits Trees in C₄ Grasslands and Savannas? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39: 641–659.
- Bond, W.J. 2019. Open ecosystems: ecology and evolution beyond the forest edge. Oxford: Oxford University Press.
- Bond, W.J. 2021. Out of the shadows: ecology of open ecosystems. *Plant Ecology and Diversity* 14: 205–222.
- Bond, W.J., & Parr, C.L. 2010. Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biological Conservation* 143: 2395–2404.
- Bond, W.J., Woodward, F.I., & Midgley, G.F. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist* 165: 525–538.
- Boone, W.W., Albrecht, A.A., Conrad, J.R., Lechowicz, C.J., Hellgren, E.C., & McCleery, R.A. 2022. Shrub encroachment threatens persistence of an endemic insular wetland rodent. *Journal of Mammalogy* 103: 1182–1193.
- Borghetti F., Barbosa E., Ribeiro L., Ribeiro, J.F., & Walter, B.M.T. 2019. South American Savannas. In: Scogings, P.F. & Sankaran, M. (Eds.) *Savanna woody plants and large herbivores*. New Jersey: John Wiley & Sons, pp. 110–140.
- Borgonovi, M., & Chiarini, J. V. 1965. Cobertura vegetal do Estado de São Paulo. *Boletim Científico do Instituto Agrônômico do Estado de São Paulo* 24: 159–172.
- Bourlière, F., & Hadley, M. 1970. The ecology of tropical savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 1: 125–152.
- Box, E.O. 1996. Plant functional types and climate at the global scale. *Journal of Vegetation Science* 7: 309–320.
- Brasil. 2011. Ministério do Meio Ambiente. SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000; Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002; Decreto nº 5.746, de 5 de abril de 2006. Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas: Decreto nº 5.758, de 13 de abril de 2006. Brasília, DF: MMA, 2011, pp. 76.
- Brown, D.E., & Makings, E. 2014. *A guide to North American grasslands*. University of

Arizona for the Boyce Thompson Southwestern Arboretum.

- Brown, B.J., McLaughlin, B.C., Blakey, R. V., & Morueta-Holme, N. 2018. Future vulnerability mapping based on response to extreme climate events: Dieback thresholds in an endemic California oak. *Diversity and Distributions* 24: 1186–1198.
- Bucini, G., & Hanan, N.P. 2007. A continental-scale analysis of tree cover in African savannas. *Global Ecology and Biogeography* 16: 593–605.
- Bueno, M.L., Dexter, K.G., Pennington, R.T., Pontara, V., Neves, D.M., Ratter, J.A., & de Oliveira-Filho, A.T. 2018. The environmental triangle of the Cerrado Domain: Ecological factors driving shifts in tree species composition between forests and savannas. *Journal of Ecology* 106: 2109–2120.
- Caiafa, A.N., & Silva, A.F. 2005. Composição florística e espectro biomórfico de um campo de altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais - Brasil. *Rodriguésia* 56: 163–176.
- Campos, G. 1912. Mappa Florestal. Ministério da Agricultura, Indústria e Commercio, Serviço Geológico e Mineralógico do Brasil, Rio de Janeiro. pp. 102.
- Canfield, R.H. 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Journal of Forestry* 39: 388–394.
- Cantero, J.J., Pärtel, M., & Zobel, M. 1999. Is species richness dependent on the neighbouring stands? An analysis of the community patterns in mountain grasslands of central Argentina. *Oikos* 87: 346–354.
- Capozzelli, J.F., Miller, J.R., Debinski, D.M., & Schacht, W.H. 2020. Restoring the fire–grazing interaction promotes tree–grass coexistence by controlling woody encroachment. *Ecosphere* 11: e02993.
- Carvalho, F.M.V., De Marco, P., & Ferreira, L.G. 2009. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation* 142: 1392–1403.
- Carvalho, D.A., & Martins, F.R. 2009. Shrub and tree species composition in the Cerrados of Southwest Minas Gerais. *Cerne* 15: 142–154.
- Carvalho, R.L., Vieira, J., Melo, C., Silva, A.M., Tolentino, V.C.M., Neves, K., Vaz de Mello,

- F., Andersen, A.N., & Vasconcelos, H.L. 2022. Interactions between land use, taxonomic group and aspects and levels of diversity in a Brazilian savanna: Implications for the use of bioindicators. *Journal of Applied Ecology* 59: 2642–2653.
- Castro, L.M.R., Vinson, C.C., da Gordo, S.M.C., Williams, T.C.R., Cury, N.F., de Souza, M.C., & Pereira, L.A.R. 2022. Molecular and physiological aspects of plant responses to aluminum: what do we know about Cerrado plants? *Revista Brasileira de Botânica* 45: 545–562.
- Cava, M.G.B., Pilon, N.A.L., Ribeiro, M.C., & Durigan, G. 2017. Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. *Journal of Applied Ecology* 55: 1164–1172.
- Cavalcante, C. de O., Flores, A.S., & Barbosa, R.I. 2014. Fatores edáficos determinando a ocorrência de leguminosas herbáceas em savanas amazônicas. *Acta Amazonica* 44: 379–385.
- Chen, I.C., Hill, J.K., Ohlemüller, R., Roy, D.B., & Thomas, C.D. 2011. Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science* 333: 1024–1026.
- Cheshire, M. V., Dumat, C., Fraser, A.R., Hillier, S., & Staunton, S. 2000. The interaction between soil organic matter and soil clay minerals by selective removal and controlled addition of organic matter. *European Journal of Soil Science* 51: 497–509.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community. *Australian Journal of Ecology* 18: 117–143.
- Cleland, E.E., Collins, S.L., Dickson, T.L., Farrer, E.C., Gross, K.L., Gherardi, L.A., Hallett, L.M., Hobbs, R.J., Hsu, J.S., Turnbull, L., & Suding, K.N. 2013. Sensitivity of grassland plant community composition to spatial vs. temporal variation in precipitation. *Ecology* 94: 1687–1696.
- CNCFlora - Centro Nacional de Conservação da Flora. 2022. Disponível em: <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/listavermelha>. Acessado em 10 de Dezembro de 2022.
- Cole, M.M. 1960. Cerrado, Caatinga and Pantanal: The distribution and origin of the savanna vegetation of Brazil. *The Geographical Journal* 126: 168–179.
- Conciani, D., Santos, L., Silva, T.S.F., Durigan, G., & Alvarado, S.T. 2021. Human-climate interactions shape fire regimes in the Cerrado of São Paulo state, Brazil. *Journal for Nature*

- Conservation* 61: 126006.
- Coutinho, L. M. 1982. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. In: Huntley BJ, Walker BH (Eds.) *Ecology of tropical savannas*. Berlin: Springer, pp. 273-291.
- Coutinho, L.M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. In: Goldammer, J.G. (Eds.). *Fire in the tropical biota: Ecosystem processes and global changes*. Berlin: Springer, pp. 82–105.
- Cully, A.C., Cully, J.F., & Hiebert, R.D. 2003. Invasion of Exotic Plant Species in Tallgrass Prairie Fragments. *Conservation Biology* 17: 990–998.
- D’Antonio, C. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 63–87.
- D’Odorico, P., He, Y., Collins, S., De Wekker, S.F.J., Engel, V., & Fuentes, J.D. 2013. Vegetation-microclimate feedbacks in woodland-grassland ecotones. *Global Ecology and Biogeography* 22: 364–379.
- D’Onofrio, D., von Hardenberg, J., & Baudena, M. 2018. Not only trees: Grasses determine African tropical biome distributions via water limitation and fire. *Global Ecology and Biogeography* 27: 714–725.
- Dalle-Laste, K.C., Durigan, G., & Andersen, A.N. 2019. Biodiversity responses to land-use and restoration in a global biodiversity hotspot. *Austral Ecology* 44: 313–326.
- Damasceno, G., & Fidelis, A. 2020. Abundance of invasive grasses is dependent on fire regime and climatic conditions in tropical savannas. *Journal of Environmental Management* 271: 111016.
- Damasceno, G., Souza, L., Pivello, V.R., Gorgone-Barbosa, E., Giroldo, P.Z., & Fidelis, A. 2018. Impact of invasive grasses on Cerrado under natural regeneration. *Biological Invasions* 20: 3621–3629.
- Dansereau, P. 1947. The distribution and structure of Brazilian forests. *The Forestry Chronicle* 23: 261–277.
- Dantas, V. de L., & Batalha, M.A. 2011. Vegetation structure: Fine scale relationships with soil in a cerrado site. *Flora* 206: 341–346.
- Dias, B.F.S. 2006. Degradação Ambiental: Os Impactos do Fogo sobre a biodiversidade do

- Cerrado. In: Garay, I & Becker, B. (Eds.) *Dimensões Humanas da Biodiversidade: O desafio de novas relações homem-natureza no século XXI*, Petrópolis: Editora Vozes.
- Dinerstein, E., Olson, D., Joshi, A., Vynne, C., Burgess, N.D., Wikramanayake, E., Hahn, N., Palminteri, S., Hedao, P., Noss, R., Hansen, M., Locke, H., Ellis, E.C., Jones, B., Barber, C.V., Hayes, R., Kormos, C., Martin, V., Crist, E., Sechrest, W., Price, L., Baillie, J.E.M., Weeden, D., Suckling, K., Davis, C., Sizer, N., Moore, R., Thau, D., Birch, T., Potapov, P., Turubanova, S., Tyukavina, A., De Souza, N., Pintea, L., Brito, J.C., Llewellyn, O.A., Miller, A.G., Patzelt, A., Ghazanfar, S.A., Timberlake, J., Klöser, H., Shennan-Farpón, Y., Kindt, R., Lillesø, J.P.B., Van Breugel, P., Graudal, L., Voge, M., Al-Shammari, K.F., & Saleem, M. 2017. An ecoregion-based approach to protecting half the terrestrial realm. *BioScience* 67: 534–545.
- Dionizio, E.A., Costa, M.H., De Almeida Castanho, A.D., Pires, G.F., Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Lenza, E., Pimenta, F.M., Yang, X., & Jain, A.K. 2018. Influence of climate variability, fire and phosphorus limitation on vegetation structure and dynamics of the Amazon-Cerrado border. *Biogeosciences* 15: 919–936.
- Dixon, A.P., Faber-Langendoen, D., Josse, C., Morrison, J., & Loucks, C.J. 2014. Distribution mapping of world grassland types. *Journal of Biogeography* 41: 2003–2019.
- Domingues, M.S., & Bermann, C. 2012. O arco de desflorestamento na amazônia: Da pecuária à soja. *Ambiente e Sociedade* 15: 1–22.
- Doughty, R., Köhler, P., Frankenberg, C., Magney, T.S., Xiao, X., Qin, Y., Wu, X., & Moore, B. 2019. TROPOMI reveals dry-season increase of solar-induced chlorophyll fluorescence in the Amazon forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 116: 22393–22398.
- Dudley, N., Petersen, I., Campari, J., Periago, M., Miñarro, F., Siqueira, C., Rincón, S., Rendón, E., Kauffman, M., Burns, A., & Pereladova, O. 2020. Grassland and Savannah Ecosystems - An urgent need for conservation and sustainable management. Local Habitat Action Plan for Cambridgeshire and Peterborough.
- Dunn, P.K., & Smyth, G.K. 2018. *Generalized linear models with examples in R* (Vol. 53). New York: Springer.
- Durigan, G. 2010. O futuro do cerrado mediante o Código Florestal. *Ciência e Cultura* 4–5.

- Durigan, G. 2012. Cerrado: O trade-off entre a conservação e o desenvolvimento. *Parcerias Estratégicas* 15: 243–251.
- Durigan G., Abreu, R.C.R., Pilon, N.A.L., Ivanauskas, N.M., Virillo, C.B., Pivello, V.R. 2020a. Invasão por *Pinus* spp.: Ecologia, prevenção, controle e restauração. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente, Instituto Florestal.
- Durigan, G., Nishikawa, D.L.L., Rocha, E., da Silveira, É.R., Pulitano, F.M., Regalado, L.B., Carvalhaes, M.A., Paranaguá, P.A., & Ranieri, V.E.L. 2002. Caracterização de dois estratos da vegetação em uma área de cerrado no município de Brotas, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 16: 251–262.
- 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. 2020b. No net loss of species diversity after prescribed fires in the Brazilian savanna. *Frontiers in Forests and Global Change* 3: 1–15.
- Durigan, G., Pilon, N.A.L., Assis, G.B., Souza, F.M., & Baitello, J.B. 2018. *Plantas pequenas do Cerrado*. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo – SP.
- Durigan, G., Pilon, N.A.L., Souza, F.M., Melo, A.C.G., Scorzoni, D., & Silvana, R. 2022. Low intensity cattle grazing is better than cattle exclusion to drive secondary savannas toward the features of native Cerrado vegetation. *Biotropica* 54: 789–800.
- Durigan, G., & Ratter, J.A. 2006. Successional changes in cerrado and cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962-2000. *Edinburgh Journal of Botany* 63: 119–130.
- Durigan, G., & Ratter, J.A. 2016. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology* 53: 11–15.
- Durigan, G., Ratter, J.A., Bridgewater, S., de Siqueira, M.F., & Franco, G.A.D.C. 2003. Padrões fitogeográficos do cerrado paulista sob uma perspectiva regional. *Hoehnea*.
- Durigan, G., de Siqueira, M.F., & Franco, G.A.D.C. 2007. Threats to the Cerrado remnants of the State of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola* 64: 355–363.
- Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review* 38: 201–341.

- Embrapa. 2017. Manual de métodos de análise de solo. Embrapa, Brasília.
- Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487–515.
- Feldman, A.F., Gianotti, D.J.S., Trigo, I.F., Salvucci, G.D., & Entekhabi, D. 2020. Land-atmosphere drivers of landscape-scale plant water content loss. *Geophysical Research Letters* 47: e2020GL090331.
- Ferri, M.G. 1943. Observações sobre Lagoa Santa. *Ceres* 4: 1–16.
- Ferri, M.G. 1955. Contribuição ao conhecimento da ecologia do Cerrado e da Caatinga. Estudo Comparativo da Economia D'água de sua Vegetação. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade de São Paulo. Botânica* 12: 7–170.
- Fidelis, A., & Blanco, C. 2014. Does fire induce flowering in Brazilian subtropical grasslands? *Applied Vegetation Science* 17: 690–699.
- Fidelis, A., & Zironi, H.L. 2021. And after fire, the Cerrado flowers: A review of post-fire flowering in a tropical savanna. *Flora* 280: 151849.
- Fidelis, A., Zironi, H.L., Rossatto, D.R., & Zanzarini, V. 2022. Fire stimulates grass flowering in the Cerrado independent of season. *Journal of Vegetation Science* 33: e13125.
- Fischer, J., & Lindenmayer, D.B. 2002. Small patches can be valuable for biodiversity conservation: two case studies on birds in southeastern Australia. *Biological Conservation* 106: 129–136.
- Fischer, J., Sherren, K., Stott, J., Zerger, A., Warren, G., & Stein, J. 2009. Toward landscape-wide conservation outcomes in Australia's temperate grazing. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8: 69–74.
- Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >.
- Forzza, R.C., Baumgratz, J.F.A., Bicudo, C.E.M., Canhos, D.A.L., Carvalho, A.A., Coelho, M.A.N., Costa, A.F., Costa, D.P., Hopkins, M.G., Leitman, P.M., Lohmann, L.G., Lughadha, E.N., Maia, L.C., Martinelli, G., Menezes, M., Morim, M.P., Peixoto, A.L., Pirani, J.R., Prado, J., Queiroz, L.P., Souza, S., Souza, V.C., Stehmann, J.R., Sylvestre, L.S., Walter, B.M.T., & Zappi, D.C. 2012. New Brazilian floristic list highlights conservation challenges. *BioScience* 62: 39–45.

- Foy, C.D. 1988. Plant adaptation to acid, aluminum-toxic soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 19: 959–987.
- Françoso, R.D., Brandão, R., Nogueira, C.C., Salmona, Y.B., Machado, R.B., & Colli, G.R. 2015. Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado biodiversity hotspot. *Natureza e Conservacao* 13: 35–40.
- Furley, P.A., & Ratter, J.A. 1988. Soil resources and plant communities the central Brazilian cerrado and their development. *Journal of Biogeography* 15: 97–108.
- Galvão, E.Z. 2000. *Correção da deficiência de micronutrientes em solos de Cerrado para a cultura da ervilha*. Brasília: Embrapa Cerrados, pp. 2. (Guia Técnico do Produtor Rural, 29).
- Gao, X., Zhao, X., Si, B.C., Brocca, L., Hu, W., & Wu, P. 2015. Catchment-scale variability of absolute versus temporal anomaly soil moisture: Time-invariant part not always plays the leading role. *Journal of Hydrology* 529: 1669–1678.
- Garcia, R.J.F., & Pirani, J.R. 2005. Análise florística, ecológica e fitogeográfica do Núcleo Curucutu, Parque Estadual da Serra do Mar (São Paulo, SP), com ênfase nos campos junto à crista da Serra do Mar. *Hoehnea* 32: 1–48.
- Gibbs, H.K., Rausch, L., Munger, J., Schelly, I., Morton, D.C., Noojipady, P., Soares-Filho, B., Barreto, P., Micol, L., & Walker, N.F. 2015. Brazil's soy moratorium. *Science* 347: 377–378.
- Giulietti, A. M., Pirani, J. R., & Harley, R.M. 1997. Espinhaço range region: Eastern Brazil. In Davis, S.D., Heywood, V.H., Herrera-MacBryde, O., Villa-Lobos, J. & Hamilton, A.C. (Eds.), *Centres of Plant Diversity*, pp. 397–404. Oxford: World Wildlife Fund and International Union for Conservation of Nature and Natural Resource.
- Goodland, R. 1971 (a). A physiognomic analyses of the “cerrado” vegetation of the central Brazil. *Journal of Ecology* 59: 411–419.
- Goodland, R. 1971 (b). Oligotrofismo e alumínio no cerrado. In: Ferri, M. G. (coord.) III Simpósio sobre o Cerrado. São Paulo, Universidade de São Paulo, pp. 44–50.
- Goodland, R.J., & Ferri, M.G. 1979. *Ecologia do Cerrado*. São Paulo, Editora da Universidade de São Paulo.

- Goodland, R., & Pollard, R. 1973. The Brazilian Cerrado vegetation: a fertility gradient. *The Journal of Ecology* 61: 219–224.
- Gott, B., Williams, N.S.G., & Antos, M. 2015. Humans and grasslands - a social history. In: *Land of Sweeping Plains Managing and Restoring the Native Grasslands of Southeastern Australia*. Melbourne: CSIRO Publishing.
- Green, J.K., Berry, J., Ciais, P., Zhang, Y., & Gentine, P. 2020. Amazon rainforest photosynthesis increases in response to atmospheric dryness. *Science Advances* 6: 1–10.
- Haddad, N.M., Tilman, D., & Knops, J.M.H. 2002. Long-term oscillations in grassland productivity induced by drought. *Ecology Letters* 5: 110–120.
- Hafeez, B. M. K. Y., Khanif, Y. M., & Saleem, M. 2013. Role of zinc in plant nutrition-a review. *American Journal of Experimental Agriculture* 3: 374–391.
- Hanson, C.H., & Vorhies, C.T. 1938. Need for research on grasslands. *The Scientific Monthly* 46: 230–241.
- Haridasan, M. 1982. Aluminium accumulation by some cerrado native species of central Brazil. *Plant and Soil* 65: 265–273.
- Haridasan, M. 2008. Nutritional adaptations of native plants of the cerrado biome in acid soils. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 20: 183–195.
- Hejda, M., Čuda, J., Pyšková, K., Zambatis, G., Foxcroft, L.C., MacFadyen, S., Storch, D., Tropek, R., & Pyšek, P. 2022. Water availability, bedrock, disturbance by herbivores, and climate determine plant diversity in South-African savanna. *Scientific Reports* 12: 1–19.
- Herrera, L.P., Sabatino, M.C., Jaimes, F.R., & Saura, S. 2017. Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome in South America. *Biodiversity and Conservation* 26: 3465–3479.
- Higgins, S.I., Bond, W.J., February, E.C., Bronn, A., Euston-Brown, D.I.W., Enslin, B., Govender, N., Rademan, L., O'Regan, S., Potgieter, A.L.F., Scheiter, S., Sowry, R., Trollope, L., & Trollope, W.S.W. 2007. Effects of four decades of fire manipulation on woody vegetation structure in savanna. *Ecology* 88: 1119–1125.
- Higgins, S.I., Bond, W.J., & Trollope, W.S.W. 2000. Fire, resprouting and variability: A recipe for grass-tree coexistence in savanna. *Journal of Ecology* 88: 213–229.

- Hoffmann, W.A. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: The relative importance of sexual and vegetative reproduction. *Journal of Applied Ecology* 35: 422–433.
- Hoffmann, W.A., Lucatelli, V.M.P.C., Silva, F.J., Azevedo, I.N.C., Marinho, M.D.S., Albuquerque, A.M.S., Lopes, A.D.O., & Moreira, S.P. 2004. Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. *Diversity and Distributions* 10: 99–103.
- Hoffmann, W.A., Pilon, N.A.L., Flake, S.W., Rossatto, D.R., Durigan, G., & Carolina, N. 2019. Rare frost events reinforce tropical savanna–forest boundaries. *Journal of Ecology* 107: 468–477.
- Hoffmann, W.A., & Solbrig, O.T. 2003. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. *Forest Ecology and Management* 180: 273–286.
- Honda, E.A., & Durigan, G. 2016. Woody encroachment and its consequences on hydrological processes in the savannah. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 371: 20150313.
- Hu, X., Li, X.Y., Zhao, Y., Gao, Z., & Zhao, S.J. 2021. Changes in soil microbial community during shrub encroachment process in the Inner Mongolia grassland of northern China. *Catena* 202: 105230.
- IBGE. 2019. Biomas e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250 000. Rio de Janeiro.
- Jakubka, D., Lessmeister, A., Hahn, K., Traore, S., Schumann, K., Thiombiano, A., & Bernhardt-Römermann, M. 2017. Effects of climate, habitat and land use on the cover and diversity of the savanna herbaceous layer in Burkina Faso, West Africa. *Folia Geobotanica* 52: 129–142.
- Jezkova, T., & Wiens, J.J. 2016. Rates of change in climatic niches in plant and animal populations are much slower than projected climate change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283: 20162104.
- Joshi, J., Stoll, P., Rusterholz, H.P., Schmid, B., Dolt, C., & Baur, B. 2006. Small-scale experimental habitat fragmentation reduces colonization rates in species-rich grasslands. *Oecologia* 148: 144–152.

- Juhász, C.E.P., Cursi, P.R., Cooper, M., Oliveira, T.C., & Rodrigues, R.R. 2006. Dinâmica físico-hídrica de uma topossequência de solos sob savana florestada (cerradão) em Assis, SP. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 30: 401–412.
- Kanniah, K.D., Beringer, J., & Hutley, L.B. 2010. The comparative role of key environmental factors in determining savanna productivity and carbon fluxes: A review, with special reference to Northern Australia. *Progress in Physical Geography* 34: 459–490.
- Keddy, P.A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3: 157–164.
- Keller, V.C., Pereira-Silva, E.F.L., & Hardt, E. 2021. High richness, new occurrences, and threatened species in a savanna grassland remnant in the largest Brazilian metropolis. *Check List* 17: 507–549.
- Killham, K. 1994. *Soil ecology*. New York: Cambridge University Press.
- Klink, C.A. 1996. Germination and seedling establishment of two native and one invading African grass species in the Brazilian cerrado. *Journal of Tropical Ecology* 12: 139–147.
- Klink, C.A., & Machado, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19: 707–713.
- Knapp, A.K., & Smith, M.D. 2001. Variation among biomes in temporal dynamics of aboveground primary production. *Science* 291: 481–484.
- Koch, C., Conradi, T., Gossner, M.M., Hermann, J.M., Leidinger, J., Meyer, S.T., Overbeck, G.E., Weisser, W.W., & Kollmann, J. 2016. Management intensity and temporary conversion to other land-use types affect plant diversity and species composition of subtropical grasslands in southern Brazil. *Applied Vegetation Science* 19: 589–599.
- Kolb, R.M., Pilon, N.A.L., & Durigan, G. 2016. Factors influencing seed germination in Cerrado grasses. *Acta Botanica Brasilica* 30: 87–92.
- Körner, C. 2007. The use of “altitude” in ecological research. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 569–574.
- Kull, C.A. 2000. Deforestation, erosion, and fire: degradation myths in the environmental history of Madagascar. *Environment and History* 6: 423–450.
- Lambers, H., de Britto Costa, P., Oliveira, R.S., & Silveira, F.A.O. 2020. Towards more

- sustainable cropping systems: lessons from native Cerrado species. *Theoretical and Experimental Plant Physiology* 32: 175–194.
- Lambers, H., & Oliveira, R.S. 2019. *Plant physiological ecology*, 3rd edn. Cham: Springer.
- Lannes, L.S., Bustamante, M.M.C., Edwards, P.J., & Olde Venterink, H. 2016. Native and alien herbaceous plants in the Brazilian Cerrado are (co-)limited by different nutrients. *Plant and Soil* 400: 231–243.
- Lapola, D.M., Martinelli, L.A., Peres, C.A., Ometto, J.P.H.B., Ferreira, M.E., Nobre, C.A., Aguiar, A.P.D., Bustamante, M.M.C., Cardoso, M.F., Costa, M.H., Joly, C.A., Leite, C.C., Moutinho, P., Sampaio, G., Strassburg, B.B.N., & Vieira, I.C.G. 2014. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nature Climate Change* 4: 27–35.
- Le Breton, T.C., Zimmer, H.C., Gallagher, R.V., Cox, M., Allen, S., Auld, T.D. 2019. Using IUCN criteria to perform rapid assessments of at-risk taxa. *Biodiversity and Conservation* 28: 863–883.
- Le Stradic, S., Cancian, L., Roumet, C., & Fidelis, A. 2021. Variation in biomass allocation and root functional parameters in response to fire history in Brazilian savannas. *Journal of Ecology* 109: 4143–4157.
- Le Stradic, S., Buisson, E., & Fernandes, G.W. 2015. Vegetation composition and structure of some neotropical mountain grasslands in Brazil. *Journal of Mountain Science* 12: 864–877.
- Le Stradic, S., Hernandez, P., Fernandes, G.W., & Buisson, E. 2018. Regeneration after fire in campo rupestre: Short- and long-term vegetation dynamics. *Flora* 238: 191–200.
- Lebbink, G., Fensham, R., & Cowley, R. 2018. Vegetation responses to fire history and soil properties in grazed semi-arid tropical savanna. *Rangeland Journal* 40: 271–285.
- Lee, J.E., Frankenberg, C., Van Der Tol, C., Berry, J.A., Guanter, L., Boyce, C.K., Fisher, J.B., Morrow, E., Worden, J.R., Asefi, S., Badgley, G., & Saatchi, S. 2013. Forest productivity and water stress in Amazonia: Observations from GOSAT chlorophyll fluorescence. *Tohoku Journal of Experimental Medicine* 280: 20130171.
- Lehmann, C.E.R., Anderson, T.M., Sankaran, M., Higgins, S.I., Archibald, S., Hoffmann, W.A., Hanan, N.P., Williams, R.J., Fensham, R.J., Felfili, J., Hutley, L.B., Ratnam, J., San Jose, J., Montes, R., Franklin, D., Russell-Smith, J., Ryan, C.M., Durigan, G., Hiernaux,

- P., Haidar, R., Bowman, D.M.J.S., & Bond, W.J. 2014. Savanna vegetation-fire-climate relationships differ among continents. *Science* 343: 548–552.
- Lehmann, C.E.R., Archibald, S.A., Hoffmann, W.A., & Bond, W.J. 2011. Deciphering the distribution of the savanna biome. *New Phytologist* 191: 197–209.
- Lemos, R.C., & Santos, R.D. 1984. Manual de descrição e coleta de solo no campo. 2.ed. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; Embrapa-SNLCS.
- Lennartsson, T. 2002. Extinction thresholds and disrupted plant-pollinator interactions in fragmented plant populations. *Ecology* 83: 3060–3072.
- Lenza, E., Pinto, J.R.R., Pinto, A. de S., Maracahipes, L., & Bruziguessi, E.P. 2011. Comparação da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de cerrado rupestre na Chapada dos Veadeiros, Goiás, e áreas de cerrado sentido restrito do Bioma Cerrado. *Revista Brasileira de Botânica* 34: 247–259.
- Lira-Martins, D., Nascimento, D.L., Abrahão, A., Britto, P. de, D'Angioli, A.M., Valézio, E., Rowland, L., & Oliveira, R.S. 2022. Soil properties and geomorphic processes influence vegetation composition , structure , and function in the Cerrado Domain. *Plant and Soil* 476: 549–588.
- Loiola, P. de P., Cianciaruso, M.V., Silva, I.A., & Batalha, M.A. 2010. Functional diversity of herbaceous species under different fire frequencies in Brazilian savannas. *Flora* 205: 674–681.
- Lopes, A.S., & Cox, F.R. 1977. Cerrado vegetation in Brazil: an edaphic gradient. *Agronomy Journal* 69: 828–831.
- Lopes, A.S., & Guilherme, L.R.G. 2016. A career perspective on soil management in the Cerrado region of Brazil. *Advances in Agronomy* 137: 1–72.
- Lorenzi, H. 2008. *Plantas daninhas do Brasil*. Nova Odessa: Editora Plantarum.
- Magalhães, G.M. 1966. Sobre os Cerrados de Minas Gerais. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 38: 59–69.
- Maracahipes-Santos, L., Lenza, E., Santos, J.O., Mews, H.A., & Oliveira, B. 2017. Effects of soil and space on the woody species composition and vegetation structure of three Cerrado phytophysionomies in the Cerrado-Amazon transition. *Brazilian Journal of Biology* 77:

830–839.

- Margules, C.R., Pressey, R.L., & Williams, P.H. 2002. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of Biosciences* 27: 309–326.
- Marimon Junior, B.H., & Haridasan, M. 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado sensu stricto em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19: 913–926.
- Marris, E. 2005. The forgotten ecosystem. *Nature* 437: 944–945.
- Martinelli G., & Moraes M.A. 2013. *Livro Vermelho da Flora do Brasil*. Primeira Edição. Rio de Janeiro, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.
- Martins, C.R., Hay, J.D.V., Scaléa, M., & Malaquias, J.V. 2017. Management techniques for the control of *Melinis minutiflora* P. Beauv. (molasses grass): Ten years of research on an invasive grass species in the Brazilian Cerrado. *Acta Botanica Brasilica* 31: 546–554.
- McGrath, J.M., Spargo, J., & Penn, C.J. 2014. Soil Fertility and Plant Nutrition. *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems* 5: 166–184.
- Medeiros, M.B., & Miranda, H.S. 2008. Post-fire resprouting and mortality in Cerrado woody plant species over a three-year period. *Edinburgh Journal of Botany* 65: 53–68.
- Meira-Neto, J.A.A., Martins, F.R., & Valente, G.E. 2007. Floristic composition and biological spectra in Santa Barbara Ecological Station, Brazil. *Revista Arvore* 31: 907–922.
- Menaut, J.C., Barbault, R., Lavelle, P., & Lepage, M. 1985. African savannas: biological systems of humification and mineralization. In Tothill, J.C., & Mott, J.J., (Eds.) *Ecology and management of the world's savannas*, Canberra: Australian Academy of Science.
- Mendonça, A.H., Russo, C., Melo, A.C.G., & Durigan, G. 2015. Edge effects in savanna fragments: a case study in the cerrado. *Plant Ecology and Diversity* 8: 493–503.
- Mendonça, F., & Danni-Oliveira, I.M. 2007. *Climatologia: noções básicas e climas do Brasil*. São Paulo: Oficina de textos.
- Mendonça, R.C., Felfili, J.M., Walter, B.M.T., Silva-Júnior, M.C., Rezende, A.V., Filgueiras, T.S., Nogueira, P.E., & Fagg, C. 2008. Flora vascular do bioma Cerrado: checklist com

- 12.356 espécies. In: Sano, S.M., Almeida, S.P., & Ribeiro, J.F. (Eds.), *Flora Vascular do Bioma Cerrado Checklist*. Planaltina: Embrapa Cerrados.
- Menezes, L.S., Ely, C.V., Lucas, D.B., Minervini-Silva, G.H., Boldrini, I.I., & Overbeck, G.E. 2018. Plant species richness record in Brazilian Pampa grasslands and implications. *Revista Brasileira de Botânica* 41: 817–823.
- Menezes, L.S., Ely, C. V., Lucas, D.B., Minervini-Silva, G.H., Vélez-Martin, E., Hasenack, H., Trevisan, R., Boldrini, I.I., Pillar, V.D., & Overbeck, G.E. 2022. Reference values and drivers of diversity for South Brazilian grassland plant communities. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 94: 1–20.
- Mews, H.A., Pinto, J.R.R., Eisenlohr, P. V., & Lenza, E. 2016. No evidence of intrinsic spatial processes driving Neotropical savanna vegetation on different substrates. *Biotropica* 48: 433–442.
- Miranda, H.S., Bustamante, M.M.C., & Miranda, A.C. 2002. The fire factor. In: Oliveira, P.S., Marquis, R.J. (Eds). *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna*. New York: Columbia University Press.
- Mistry, J. 1998. Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: An ecological review. *Progress in Physical Geography* 22: 425–448.
- Mittelbach, G.G., Schemske, D.W., Cornell, H. V., Allen, A.P., Brown, J.M., Bush, M.B., Harrison, S.P., Hurlbert, A.H., Knowlton, N., Lessios, H.A., McCain, C.M., McCune, A.R., McDade, L.A., McPeck, M.A., Near, T.J., Price, T.D., Ricklefs, R.E., Roy, K., Sax, D.F., Schluter, D., Sobel, J.M., & Turelli, M. 2007. Evolution and the latitudinal diversity gradient: Speciation, extinction and biogeography. *Ecology Letters* 10: 315–331.
- Mittermeier, R.A., Myers, N., & Mittermeier, C. G. 1999. Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Mexico City: Cemex, S.A.
- Monteiro, L., Machado, N., Martins, E., Pougy, N., Verdi, M., Martinelli, G., & Loyola, R. 2018. Conservation priorities for the threatened flora of mountaintop grasslands in Brazil. *Flora* 238: 234–243.
- Morand, S. 2020. Emerging diseases, livestock expansion and biodiversity loss are positively related at global scale. *Biological Conservation* 248: 108707.
- Moreno, M.I.C., Schiavini, I., & Haridasan, M. 2008. Fatores edáficos influenciando na

- estrutura de fitofisionomias do Cerrado. *Caminhos de Geografia* 9: 173–194.
- Moreira, A.G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in central Brazil. *Journal of Biogeography* 27: 1021–1029.
- Mota, G.S., Luz, G.R., Mota, N.M., Silva Coutinho, E., Veloso, M.D.D.M., Fernandes, G.W., & Nunes, Y.R.F. 2018. Changes in species composition, vegetation structure, and life forms along an altitudinal gradient of rupestrian grasslands in south-eastern Brazil. *Flora* 238: 32–42.
- Muller, K., O'Connor, T.G., & Henschel, J.R. 2016. Impact of a severe frost event in 2014 on woody vegetation within the Nama-Karoo and semi-arid savanna biomes of South Africa. *Journal of Arid Environments* 133: 112–121.
- Munhoz, C.B.R., & Amaral, A.G. 2010. Efeito do fogo no estrato herbáceo-subarbustivo do Cerrado. In: Miranda, H.S. (org.) *Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: Projeto Fogo*, pp. 93–102. IBAMA, Brasília.
- Munhoz, C.B.R., & Felfili, J.M. 2006. Floristics of the herbaceous and subshrub layer of a moist grassland in the cerrado biosphere reserve (Alto Paraíso de Goiás), Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 63: 343–354.
- Murphy, B.P., Andersen, A.N., & Parr, C.L. 2016. The underestimated biodiversity of tropical grassy biomes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 371: 20150319.
- Murphy, B.P., & Bowman, D.M.J.S. 2012. What controls the distribution of tropical forest and savanna? *Ecology Letters* 15: 748–758.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- Neri, A. V., Schaefer, C.E.G.R., Silva, A.F., Souza, A.L., Ferreira-Junior, W.G., & Meira-Neto, J.A.A. 2012. The influence of soils on the floristic composition and community structure of an area of Brazilian Cerrado vegetation. *Edinburgh Journal of Botany* 69: 1–27.
- Neves, K., Santos, B., Schultz, T., & Gotzek, D. 2021. Woody encroachment affects multiple dimensions of ant diversity in a neotropical savanna. *Oecologia*.
- Newberry, B., Power, C., Abreu, R., Durigan, G., Roassatto, D., & Hoffmann, W. 2020.

- Flammability thresholds or flammability gradients? Determinants of fire across savanna-forest transitions. *New Phytologist* 228: 910–921
- Noss, R.F., Platt, W.J., Sorrie, B.A., Weakley, A.S., Means, D.B., Costanza, J., & Peet, R.K. 2015. How global biodiversity hotspots may go unrecognized: Lessons from the North American Coastal Plain. *Diversity and Distributions* 21: 236–244.
- Novick, K.A., Ficklin, D.L., Stoy, P.C., Williams, C.A., Bohrer, G., Oishi, A.C., Papuga, S.A., Blanken, P.D., Noormets, A., Sulman, B.N., Scott, R.L., Wang, L., & Phillips, R.P. 2016. The increasing importance of atmospheric demand for ecosystem water and carbon fluxes. *Nature Climate Change* 6: 1023–1027.
- O’Brien, M.J., Engelbrecht, B.M., Joswig, J., Pereyra, G., Schuldt, B., Jansen, S., Kattge, J., Landhäusser, S.M., Levick, S.R., Preisler, Y., Väänänen, P., & Macinnis-Ng, C. 2017. A synthesis of tree functional traits related to drought-induced mortality in forests across climatic zones. *Journal of Applied Ecology* 54: 1669–1686.
- Oksanen, J., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O’Hara, R., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B. Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., 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. 2018. Vegan: Community ecology package. R package vegan, vers. 2 (2-1), 2015.
- Oliveira, A.C.C., Forti, V.A., & Viani, R.A.G. 2022. Fertility responses of a native grass: technology supporting native plant production for restoration in Brazil. *Restoration Ecology* 30: 1–10.
- Oliveira, P.E., & Gibbs, P.E. 2002. Pollination and Reproductive Biology in Cerrado Plant Communities. In: Oliveira, P.S., Marquis, R.J. (Eds.). *The cerrados of Brazil: Ecology and natural history of a neotropical savana*. Columbia University Press, pp. 329–348.
- Oliveira, U., Soares-Filho, B., de Souza Costa, W.L., Gomes, L., Bustamante, M., & Miranda, H. 2021. Modeling fuel loads dynamics and fire spread probability in the Brazilian Cerrado. *Forest Ecology and Management* 482: 118889.
- Overbeck, G.E., Vélez-martin, E., Menezes, S., Anand, M., Baeza, S., Carlucci, M.B., Michele, S., Durigan, G., Fidelis, A., Guido, A., Moro, M.F., Munhoz, B.R., Reginato, M., Rodrigues, R.S., Fermina, M., Sampaio, A.B., Barbosa, H., Fernando, A.O., Sosinski,

- Ê.E., Staude, I.R., Temperton, V.M., Turchetto, C., Veldman, W., Viana, P.L., & Zappi, D.C. 2022. Placing Brazil's grasslands and savannas on the map of science and conservation. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 56: 125687.
- Overbeck, G.E., Vélez-Martin, E., Scarano, F.R., Lewinsohn, T.M., Fonseca, C.R., Meyer, S.T., Müller, S.C., Ceotto, P., Dadalt, L., Durigan, G., Ganade, G., Gossner, M.M., Guadagnin, D.L., Lorenzen, K., Jacobi, C.M., Weisser, W.W., & Pillar, V.D. 2015. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and Distributions* 21: 1455–1460.
- Palmquist, K.A., Peet, R.K., & Weakley, A.S. 2014. Changes in plant species richness following reduced fire frequency and drought in one of the most species-rich savannas in North America. *Journal of Vegetation Science* 25: 1426–1437.
- Parr, C.L., Lehmann, C.E.R., Bond, W.J., Hoffmann, W.A., & Andersen, A.N. 2014. Tropical grassy biomes: Misunderstood, neglected, and under threat. *Trends in Ecology and Evolution* 29: 205–213.
- Pasta, P.C., Durigan, G., Moraes, I.C.F., Ribeiro, L.F., Haminiuk, C.W.I., & Branco, I.G. 2019. Physicochemical properties, antioxidant potential and mineral content of *Miconia albicans* (Sw.) Triana: a fruit with high aluminium content. *Revista Brasileira de Botânica* 42: 209–216.
- Pausas, J.G., & Bond, W.J. 2021. Alternative biome states challenge the modelling of species' niche shifts under climate change. *Journal of Ecology* 109: 3962–3971.
- Pausas, J.G., & Bond, W.J. 2020. Alternative biome states in terrestrial ecosystems. *Trends in Plant Science* 25: 250–263.
- Pavinato, P.S., Rocha, G.C., Cherubin, M.R., Harris, I., Jones, D.L., & Withers, P.J.A. 2020. Map of total phosphorus content in native soils of Brazil. *Scientia Agricola* 78: 1–5.
- Pearce, R.S. 2001. Plant freezing and damage. *Annals of Botany* 87: 417–424.
- Peres, M.K. 2016. Estratégias de dispersão de sementes no bioma cerrado: considerações ecológicas e filogenéticas. Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade de Brasília, Brasília.
- Pillay, T., & Ward, D. 2022. Experimental drought suppresses grass productivity and passive warming promotes tree sapling performance: Insights from African savanna species. *Acta*

Oecologia 114: 103813.

- Pillar, V. de P., & Vélez, E. 2010. Extinção dos Campos Sulinos em unidades de conservação: Um fenômeno natural ou um problema ético? *Natureza e Conservação* 8: 84–86.
- Pilon, N.A.L. 2019. Efeitos de distúrbios naturais e da supressão do fogo na diversidade e estrutura do estrato herbáceo-arbustivo do Cerrado. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Pilon, N.A.L., Campos, B.H., Durigan, G., Cava, M.G.B., Rowland, L., Schmidt, I., Sampaio, A., & Oliveira, R.S. 2023. Challenges and directions for open ecosystems biodiversity restoration: An overview of the techniques applied for Cerrado. *Journal of Applied Ecology* 00: 1–10.
- Pilon, N.A.L., Cava, M.G.B., Hoffmann, W.A., Abreu, R.C.R., Fidelis, A., & Durigan, G. 2021. The diversity of post-fire regeneration strategies in the cerrado ground layer. *Journal of Ecology* 109: 154–166.
- Pilon, N.A.L., Cava, M.G.B., Hoffmann, W.A., Abreu, R.C.R., Rossatto, D.R., & Durigan, G. 2022. Effects and response of the Cerrado ground-layer to frost along the canopy cover gradient. *Oecologia* 200: 199–207.
- Pilon, N.A.L., Cava, M.G.B., Nalon, M.A., Zimback, L., & Durigan, G. 2017. Riqueza, relevância e estratégias para a conservação de fisionomias campestres do Cerrado no Horto Florestal de Botucatu, SP, Brasil. *Revista do Instituto Florestal* 29: 19–37.
- Pilon, N.A.L., Hoffmann, W.A., Abreu, R.C.R., & Durigan, G. 2018. Quantifying the short-term flowering after fire in some plant communities of a cerrado grassland. *Plant Ecology and Diversity* 11: 259–266.
- Pinheiro, E.D.S., & Durigan, G. 2009. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 32: 441–454.
- Pinheiro, L.F., Kansbock, L., Rossatto, D.R., & Kolb, R.M. 2022. Woody plant encroachment constrains regeneration of ground-layer species in a neotropical savanna from seeds. *Austral Ecology* 47: 674–684.
- Pivello, V.R., 2017. Fire management for biological conservation in the Brazilian cerrado. In: Mistry, J., Berardi, A. (Eds.), *Savannas and Dry Forests*. Routledge, Abingdonon Thames.

- Pivello, V.R., Carvalho, V.M.C., Lopes, P.F., Peccinini, A.A., & Rosso, S. 1999a. Abundance and distribution of native and alien grasses in a “cerrado” (Brazilian savanna) biological reserve. *Biotropica* 31: 71–82.
- Pivello, V.R., Shida, C.N., & Meirelles, S.T. 1999b. Alien grasses in Brazilian savannas: A threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 8: 1281–1294.
- Polis, G.A. 1999. Why are parts of the world green? multiple factors control productivity and the distribution of biomass. *Oikos* 86: 3–15.
- Porfirio, L.L., Harris, R.M.B., Lefroy, E.C., Hugh, S., Gould, S.F., Lee, G., Bindoff, N.L., & Mackey, B. 2014. Improving the use of species distribution models in conservation planning and management under climate change. *PLoS ONE* 9: 1–21.
- Pott, A., Oliveira, A.K.M., Damasceno-Junior, G.A., & Silva, J.S.V. 2011. Plant diversity of the Pantanal wetland. *Brazilian Journal of Biology* 71: 265–273.
- Prass, M., Ramula, S., Jauni, M., Setälä, H., & Kotze, D.J. 2022. The invasive herb *Lupinus polyphyllus* can reduce plant species richness independently of local invasion age. *Biological Invasions* 24: 425–436.
- Quinn, G.P., & Keough, M. J. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. New York: Cambridge University Press.
- R Development Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ratajczak, Z., Nippert, J.B., Briggs, J.M., & Blair, J.M. 2014. Fire dynamics distinguish grasslands, shrublands and woodlands as alternative attractors in the central great plains of North America. *Journal of Ecology* 102: 1374–1385.
- Ratajczak, Z., Nippert, J.B., Hartman, J.C., & Ocheltree, T.W. 2011. Positive feedbacks amplify rates of woody encroachment in mesic tallgrass prairie. *Ecosphere* 2: 1–14.
- Ratter, J.A., Bridgewater, S., & Ribeiro, J.F. 2003. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: Comparison of the woody vegetation of 376 areas. *Edinburgh Journal of Botany* 60: 57–109.
- Ratter, J.A., Ribeiro, J.F., & Bridgewater, S. 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* 80: 223–230.

- Rawitscher, F. 1948. The water economy of the vegetation of the “Campos Cerrados” in Southern Brazil. *Journal of Ecology* 36: 237–268.
- Reatto, A., Correia, J.R., & Spera, S.T. 2008. Solos do Bioma do Cerrado: aspectos pedológicos. In Sano, S.M., Almeida, S.P., Ribeiro, J.F. (Eds.) *Cerrado: ecologia e flora*. Embrapa Cerrados, Brasília.
- Rebellato, L., & Cunha, C.N. 2005. Efeito do “fluxo sazonal mínimo da inundação” sobre a composição e estrutura de um campo inundável no Pantanal de Poconé, MT, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19: 789–799.
- Ribeiro, J.W.F., Pilon, N.A.L., Rossatto, D.R., Durigan, G., & Kolb, R.M. 2021. The distinct roles of water table depth and soil properties in controlling alternative woodland-grassland states in the Cerrado. *Oecologia* 195: 641–653.
- Ripley, B., Visser, V., Christin, P.A., Archibald, S., Martin, T., & Osborne, C. 2015. Fire ecology of C3 and C4 grasses depends on evolutionary history and frequency of burning but not photosynthetic type. *Ecology* 96: 2679–2691.
- Rocha, A.E.S., & Neto, S.V.C. 2019. Florística e fitossociologia do estrato herbáceo/arbustivo em 19 áreas de savanas amazônicas, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais* 14: 159–181.
- Rodrigues, A.S.L., Pilgrim, J.D., Lamoreux, J.F., Hoffmann, M., & Brooks, T.M. 2006. The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 71–76.
- Rodrigues, C.A., & Fidelis, A. 2022. Should we burn the Cerrado? Effects of fire frequency on open savanna plant communities. *Journal of Vegetation Science* 33: e13159.
- Rohde, K. 2016. Latitudinal gradients in species diversity : the search for the primary cause. *Oikos* 65: 514–527.
- Rolim, G.S., Sentelhas, P.C., & Barbieri, V. 1998. Planilhas no ambiente EXCEL TM para os cálculos de balanços hídricos: normal, sequencial, de cultura e de produtividade real e potencial. *Revista Brasileira de Agrometeorologia* 6: 133–137.
- Ronquim, C.C. 2010. *Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais*. Embrapa, Campinas.
- Rosan, T.M., Aragão, L.E.O.C., Oliveras, I., Phillips, O.L., Malhi, Y., Gloor, E., & Wagner,

- F.H. 2019. Extensive 21st-century woody encroachment in South America's savanna. *Geophysical Research Letters* 46: 6594–6603.
- Rosenzweig, M.L. 2001. The four questions: What does the introduction of exotic species do to diversity? *Evolutionary Ecology Research* 3: 361–367.
- Rossatto, D.R., Toniato, M.T.Z., & Durigan, G. 2008. Flora fanerogâmica não-arbórea do cerrado na Estação Ecológica de Assis, Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* 31: 409–424.
- Rossi M., Mattos, I.F.A., Coelho, R.M., Menk, J.R.F., Rocha, F.T., Pfeifer, R.M., De Maria, I.C. 2005. Relação solos/vegetação em área natural no Parque Estadual de Porto Ferreira, São Paulo. *Revista do Instituto Florestal* 17: 45–61.
- Ruggiero, P.G.C., Batalha, M.A., Pivello, V.R., & Meirelles, S.T. 2002. Soil vegetation relationships in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous forest, Southeastern Brazil. *Plant Ecology* 160: 1–16.
- Ruggiero, P.G.C., & Pivello, V.R. 2005. As relações entre a vegetação e o meio físico do Cerrado Pé-de-Gigante - O solo e a comunidade vegetal. In: Pivello, V.R., Varanda, E.M. (Eds.). *O Cerrado Pé-de-Gigante (Parque Estadual de Vassununga, SP) - Ecologia e Conservação*. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, pp. 174–188.
- Russell-Smith, J., Cook, G.D., Cooke, P.M., Edwards, A.C., Lendrum, M., Meyer, C.P., & Whitehead, P.J. 2013. Managing fire regimes in north Australian savannas: Applying Aboriginal approaches to contemporary global problems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11: e55–e63.
- Russell-Smith, J., Monagle, C., Jacobsohn, M., Beatty, R.L., Bilbao, B., Millán, A., Vessuri, H., & Sánchez-Rose, I. 2017. Can savanna burning projects deliver measurable greenhouse emissions reductions and sustainable livelihood opportunities in fire-prone settings? *Climatic Change* 140: 47–61.
- Sala, O.E., Gherardi, L.A., Reichmann, L., Jobbágy, E., & Peters, D. 2012. Legacies of precipitation fluctuations on primary production: Theory and data synthesis. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 367: 3135–3144.
- Sankaran, M. 2009. Diversity patterns in savanna grassland communities: Implications for conservation strategies in a biodiversity hotspot. *Biodiversity and Conservation* 18: 1099–

1115.

- Sankaran, M. 2019. Droughts and the ecological future of tropical savanna vegetation. *Journal of Ecology* 107: 1531–1549.
- Sankaran, M., Hanan, N.P., Scholes, R.J., Ratnam, J., Augustine, D.J., Cade, B.S., Gignoux, J., Higgins, S.I., Le Roux, X., Ludwig, F., Ardo, J., Banyikwa, F., Bronn, A., Bucini, G., Caylor, K.K., Coughenour, M.B., Diouf, A., Ekaya, W., Feral, C.J., February, E.C., Frost, P.G.H., Hiernaux, P., Hrabar, H., Metzger, K.L., Prins, H.H.T., Ringrose, S., Sea, W., Tews, J., Worden, J., & Zambatis, N. 2005. Determinants of woody cover in African savannas. *Nature* 438: 846–849.
- Sankaran, M., Ratnam, J., & Hanan, N.P. 2004. Tree-grass coexistence in savannas revisited - Insights from an examination of assumptions and mechanisms invoked in existing models. *Ecology Letters* 7: 480–490.
- Sankaran, M., Ratnam, J., & Hanan, N. 2008. Woody cover in African savannas: The role of resources, fire and herbivory. *Global Ecology and Biogeography* 17: 236–245.
- Sano, S.M., Almeida, S.P., & Ribeiro, J.F. 2008. Cerrado: Ecologia e Flora. 2vols. Embrapa Cerrados, Brasília.
- Sano, E.E., Jesus, E.T., & Bezerra, H.S. 2001. Uso de um sistema de informações geográficas para quantificação de áreas remanescentes do Cerrado. Embrapa Cerrados, Brasília.
- Sano, E.E., Rodrigues, A.A., Martins, E.S., Bettiol, G.M., Bustamante, M.M.C., Bezerra, A.S., Couto, A.F., Vasconcelos, V., Schüller, J., & Bolfe, E.L. 2019. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. *Journal of Environmental Management* 232: 818–828.
- Santana, J.C.O., & Simon, M.F. 2022. Plant diversity conservation in an agricultural frontier in the Brazilian Cerrado. *Biodiversity and Conservation* 31: 667–681.
- Santos, F.F. de M., & Munhoz, C.B.R. 2012. Diversidade de espécies herbáceo-arbustivas e zonação florística em uma vereda no Distrito Federal. *Heringeriana* 6: 21–27.
- Santos, A.M.D.M., & Santos, B.A. 2008. Are the vegetation structure and composition of the shrubby Caatinga free from edge influence? *Acta Botanica Brasilica* 22: 1077–1084.
- Sarmiento, G. 1992. Adaptive strategies of perennial grasses in South American savannas. *Journal of Vegetation Science* 3: 325–336.

- Sasaki, D., & Mello-Silva, R. de. 2008. Levantamento florístico no cerrado de Pedregulho, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 22: 187–202.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., & Margules, C.R. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* 5: 18–32.
- Schmidt, I.B., Fonseca, C.B., Ferreira, M.C., & Sato, M.N. 2016. Implementação do programa piloto de Manejo Integrado do Fogo em três Unidades de Conservação do Cerrado. *Biodiversidade Brasileira* 6: 55–70.
- Scholes, R.J., & Archer, S.R. 1997. Tree-grass interactions in savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 517–544.
- Seabloom, E.W., Borer, E.T., Buckley, Y., Cleland, E.E., Davies, K., Firn, J., Harpole, W.S., Hautier, Y., Lind, E., Macdougall, A., Orrock, J.L., Prober, S.M., Adler, P., Alberti, J., Michael Anderson, T., Bakker, J.D., Biederman, L.A., Blumenthal, D., Brown, C.S., Brudvig, L.A., Caldeira, M., Chu, C., Crawley, M.J., Daleo, P., Damschen, E.I., D’Antonio, C.M., Decrappeo, N.M., Dickman, C.R., Du, G., Fay, P.A., Frater, P., Gruner, D.S., Hagenah, N., Hector, A., Helm, A., Hillebrand, H., Hofmockel, K.S., Humphries, H.C., Iribarne, O., Jin, V.L., Kay, A., Kirkman, K.P., Klein, J.A., Knops, J.M.H., La Pierre, K.J., Ladwig, L.M., Lambrinos, J.G., Leakey, A.D.B., Li, Q., Li, W., Mcculley, R., Melbourne, B., Mitchell, C.E., Moore, J.L., Morgan, J., Mortensen, B., O’Halloran, L.R., Pärtel, M., Pascual, J., Pyke, D.A., Risch, A.C., Salguero-Gómez, R., Sankaran, M., Schuetz, M., Simonsen, A., Smith, M., Stevens, C., Sullivan, L., Wardle, G.M., Wolkovich, E.M., Wragg, P.D., Wright, J., & Yang, L. 2013. Predicting invasion in grassland ecosystems: Is exotic dominance the real embarrassment of richness? *Global Change Biology* 19: 3677–3687.
- Siebert, F., Bredenkamp, G.J., & Siebert, S.J. 2003. A comparison of Mopaneveld vegetation in South Africa, Namibia and Zimbabwe. *Bothalia* 33: 121–134.
- Silberbauer-Gottsberger, I., Morawetz, W., & Gottsberger, G. 1977. Frost damage of cerrado plants in Botucatu, Brazil, as related to the geographical distribution of the species. *Biotropica* 9: 253–261.
- Silva, D.M., Batalha, M.A., & Cianciaruso, M.V. 2013. Influence of fire history and soil properties on plant species richness and functional diversity in a neotropical savanna. *Acta Botanica Brasilica* 27: 490–497.

- Silva, M.C., Moonlight, P., Oliveira, R.S., Pennington, R.T., & Rowland, L. 2022. Toward diverse seed sourcing to upscale ecological restoration in the Brazilian Cerrado. *Frontiers in Ecology and Evolution* 10: 1045591.
- Silveira, F.A.O., Arruda, A.J., Bond, W., Durigan, G., Fidelis, A., Kirkman, K., Oliveira, R.S., Overbeck, G.E., Sansevero, J.B.B., Siebert, F., Siebert, S.J., Young, T.P., & Buisson, E. 2020. Myth-busting tropical grassy biome restoration. *Restoration Ecology* 28: 1067–1073.
- Silveira, F.A.O., Negreiros, D., Barbosa, N.P.U., Buisson, E., Carmo, F.F., Carstensen, D.W., Conceição, A.A., Cornelissen, T.G., Echternacht, L., Fernandes, G.W., Garcia, Q.S., Guerra, T.J., Jacobi, C.M., Lemos-Filho, J.P., Le Stradic, S., Morellato, L.P.C., Neves, F.S., Oliveira, R.S., Schaefer, C.E., Viana, P.L., & Lambers, H. 2016. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant and Soil* 403: 129–152.
- Silveira, F.A.O., Ordóñez-Parra, S.C.A., Moura, L.C., Schmidt, I.B., Andersen, A.N., Bond, W., Buisson, E., Durigan, G., Fidelis, A., & Oliveira, R.S. 2021. Biome Awareness Disparity is BAD for tropical ecosystem conservation and restoration. *Journal of Applied Ecology* 59: 1967–1975.
- Simberloff, D., Martin, J.L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., & Vilà, M. 2013. Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution* 28: 58–66.
- Simpson, K.J., Jardine, E.C., Archibald, S., Forrestel, E.J., Lehmann, C.E.R., Thomas, G.H., & Osborne, C.P. 2020. Resprouting grasses are associated with less frequent fire than seeders. *New Phytologist* 230: 832–844.
- Skarpe, C. 1992. Dynamics of savanna ecosystems. *Journal of Vegetation Science* 3: 293–300.
- Smith, M.D., Van Wilgen, B.W., Burns, C.E., Govender, N., Potgieter, A.L.F., Andelman, S., Biggs, H.C., Botha, J., & Trollope, W.S.W. 2013. Long-term effects of fire frequency and season on herbaceous vegetation in savannas of the Kruger National Park, South Africa. *Journal of Plant Ecology* 6: 71–83.
- Solbrig, O.T., Medina, E., & Silva, J.F. 1996. Determinants of tropical savannas. In Solbrig, O.T., Medina, E. and Silva, J.F., (Eds.). *Biodiversity and savanna ecosystem processes*,

Ecological Studies, vol. 121, Berlin: Springer.

- Souza, G.F. de, Almeida, R.F., Bijos, N.R., Fagg, C.W., & Munhoz, C.B.R. 2021. Herbaceous-shrub species composition, diversity and soil attributes in moist grassland, shrub grassland and savanna in Central Brazil. *Brazilian Journal of Botany* 44: 227–238.
- Souza, G.F., Ferreira, M.C., & Munhoz, C.B.R. 2022. Decrease in species richness and diversity, and shrub encroachment in Cerrado grasslands: A 20 years study. *Applied Vegetation Science* 25: e12668.
- Spatz, D.R., Zilliacus, K.M., Holmes, N.D., Butchart, S.H.M., Genovesi, P., Ceballos, G., Tershy, B.R., & Croll, D.A. 2017. Globally threatened vertebrates on islands with invasive species. *Science Advances* 3: 1–12.
- Stanton, R.A., Boone, W.W., Soto-Shoender, J., Fletcher, R.J., Blaum, N., & McCleery, R.A. 2018. Shrub encroachment and vertebrate diversity: A global meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography* 27: 368–379.
- Stape, J.L. 2002. Production ecology of clonal eucalyptus plantation in northeastern Brazil. Tese (Pós Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade do Colorado, Fort Collins.
- Staver, A.C. 2018. Prediction and scale in savanna ecosystems. *New Phytologist* 219: 52–57.
- Staver, A.C., Archibald, S., & Levin, S.A. 2011. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. *Science* 334: 230–232.
- Staver, A.C., Botha, J., & Hedin, L. 2017. Soils and fire jointly determine vegetation structure in an African savanna. *New Phytologist* 216: 1151–1160.
- Staver, A.C., Wigley-Coetsee, C., & Botha, J. 2019. Grazer movements exacerbate grass declines during drought in an African savanna. *Journal of Ecology* 107: 1482–1491.
- Stevens, N., Lehmann, C.E.R., Murphy, B.P., & Durigan, G. 2017. Savanna woody encroachment is widespread across three continents. *Global Change Biology* 23: 235–244.
- Stewart, B.B., Elith, J., Fedrigo, M., Kasel, S., Roxburgh, S.H., Bennett, L.T., Chick, M., Fairman, T., Leonard, S., Kohout, M., Cripps, J.K., Durkin, L., & Nitschke, C. 2021. Climate extreme variables generated using monthly time-series data improve predicted. *Ecography* 44: 626–639.
- Strassburg, B.B.N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R.,

- Latawiec, A.E., Oliveira Filho, F.J.B., De Scaramuzza, C.A.M., Scarano, F.R., Soares-Filho, B., & Balmford, A. 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology and Evolution* 1: 1–3.
- Swemmer, A.M., Bond, W.J., Donaldson, J., Hempson, G.P., Malherbe, J., & Smit, I.P.J. 2018. The ecology of drought - A workshop report. *South African Journal of Science* 114: 9–11.
- Syfert, M.M., Joppa, L., Smith, M.J., Coomes, D.A., Bachman, S.P., & Brummitt, N.A. 2014. Using species distribution models to inform IUCN Red List assessments. *Biological Conservation* 177: 174–184.
- Taiz, L., Zeiger, E., Moller, I. max, & Murphy, A. 2017. *Fisiologia e desenvolvimento vegetal*. Artmed Editora.
- Tannus, J.L.S., & Assis, M.A. 2004. Composição de espécies vasculares de campo sujo e campo úmido em área de cerrado, Itirapina - SP, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 27: 489–506.
- Tilman, D., Haddi, A.E., & Elhaddi, A. 2011. Drought and Biodiversity in Grasslands. *Oecologia* 89: 257–264.
- Toppa, R.H. 2004. Estrutura e diversidade florística das diferentes fisionomias de Cerrado e suas correlações com o solo na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Urban, M.C. 2015. Accelerating extinction risk from climate change. *Science* 348: 571–573.
- Valentin-Silva, A., Alves, V.N., Tunes, P., & Guimarães, E. 2021. Fire does not change sprouting nor flowering, but affects fruiting phenology in a Neotropical savanna community. *Flora* 283: 151901.
- Van der Werf, G.R., Randerson, J.T., Giglio, L., Collatz, G.J., Mu, M., Kasibhatla, P.S., Morton, D.C., Defries, R.S., Jin, Y., & Van Leeuwen, T.T. 2010. Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997–2009). *Atmospheric Chemistry and Physics* 10: 11707–11735.
- Van Wilgen, B.W., Govender, N., & Biggs, H.C. 2007. The contribution of fire research to fire management: A critical review of a long-term experiment in the Kruger National Park, South Africa. *International Journal of Wildland Fire* 16: 519–530.

- Van Wilgen, B.W., Measey, J., Richardson, D.M., & Wilson, J.R. 2020. *Biological Invasions in South Africa*. Springer Nature.
- Van Wilgen, B.W., Richardson, D.M., Maitre, D.C.L.E., Marais, C., & Magadlela, D. 2001. The economic consequences of alien plant invasions: Examples of impacts and approaches to sustainable management in South Africa. *Environment, Development and Sustainability* 3: 145–168.
- Vasquez, A.G., Nogueira, A.S., Kirchner, F.F., & Berger, R. 2007. Uma síntese da contribuição do gênero *Pinus* para o desenvolvimento sustentável no Sul do Brasil. *Floresta* 37: 445–450.
- Velazco, S.J.E., Villalobos, F., Galvão, F., & De Marco Júnior, P. 2019. A dark scenario for Cerrado plant species: Effects of future climate, land use and protected areas ineffectiveness. *Diversity and Distributions* 25: 660–673.
- Veldman, J.W. 2016. Clarifying the confusion: Old-growth savannahs and tropical ecosystem degradation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 371: 20150306.
- Veldman, J.W., Buisson, E., Durigan, G., Fernandes, G.W., Le Stradic, S., Mahy, G., Negreiros, D., Overbeck, G.E., Veldman, R.G., Zaloumis, N.P., Putz, F.E., & Bond, W.J. 2015a. Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13: 154–162.
- 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. 2015b. Where tree planting and forest expansion are bad for biodiversity and ecosystem services. *BioScience* 65: 1011–1018.
- Veloso, H. P. 1946. Considerações gerais sobre a vegetação do Estado de Mato Grosso: I – notas preliminares sobre o Cerrado. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* 44: 579–603.
- Viani, R.A.G., Rodrigues, R.R., Dawson, T.E., Lambers, H., & Oliveira, R.S. 2014. Soil pH accounts for differences in species distribution and leaf nutrient concentrations of Brazilian woodland savannah and seasonally dry forest species. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 16: 64–74.
- Vogl, R.J. 1979. Some basic principles of grassland fire management. *Environmental Management* 3: 51–57.

- Vourlitis, G.L., de Almeida Lobo, F., Lawrence, S., Codolo de Lucena, I., Pinto, O.B., Dalmagro, H.J., Carmen, E., Rodriguez, O., & de Souza Nogueira, J. 2013. Variations in Stand Structure and Diversity along a Soil Fertility Gradient in a Brazilian Savanna (Cerrado) in Southern Mato Grosso. *Soil Science Society of America Journal* 77: 1370–1379.
- Walsh, C., & Mac Nally, R. 2022. hier. part: hierarchical partitioning. R package. URL: <http://cran.r-project.org/web/packages/hier.part/hier.part.pdf>
- Walter, B.M.T., Durigan, G., Munhoz, C. B. R., Ribeiro, J. F. 2015. Fitofisionomias do Cerrado: classificação, métodos e amostragens fitossociológicas. In: Eisenlohr, P.V., & Felfili, J.M. *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos*. Viçosa-MG: Editora UFV, vol. II, pp. 183-212.
- Walter, B.M.T., & Guarino, E. de S.G. 2006. Comparação do método de parcelas com o “levantamento rápido” para amostragem da vegetação arbórea do Cerrado sentido restrito. *Acta Botanica Brasilica* 20: 285–297.
- Walter, J., Jentsch, A., Beierkuhnlein, C., & Kreyling, J. 2013. Ecological stress memory and cross stress tolerance in plants in the face of climate extremes. *Environmental and Experimental Botany* 94: 3–8.
- Wang, L., Katjiua, M., D’Odorico, P., & Okin, G.S. 2012. The interactive nutrient and water effects on vegetation biomass at two African savannah sites with different mean annual precipitation. *African Journal of Ecology* 50: 446–454.
- Wani, Z.A., Khan, S., Bhat, J.A., Malik, A.H., Alyas, T., Pant, S., Siddiqui, S., Moustafa, M., & Ahmad, A.E. 2022. Pattern of β -diversity and plant species richness along vertical gradient in Northwest Himalaya, India. *Biology* 11: 1–17.
- Ward, D.S., Kloster, S., Mahowald, N.M., Rogers, B.M., Randerson, J.T., & Hess, P.G. 2012. The changing radiative forcing of fires: Global model estimates for past, present and future. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12: 10857–10886.
- Warming, E. 1908. Lagoa Santa: contribuição para a Geographia Phytobiologica. Trad. A. Loefgren. Imprensa Oficial do Estado de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Weiher, E., Keddy, P.A., Box, P.O., Station, A., & Kin, C. 1999. Assembly rules, null models, and trait dispersion: new questions from old patterns. *Oikos* 74: 159–164.

- Weil, R.R., Brady, N.C. 2016 The nature and properties of soils. Reino Unido: Pearson.
- Whittaker, R.H. 1975. *Communities and ecosystems*. New York: McMillan.
- Wieczorkowski, J.D., & Lehmann, C.E.R. 2022. Encroachment diminishes herbaceous plant diversity in grassy ecosystems worldwide. *Global Change Biology* 28: 5532–5546.
- Wiesmeier, M., Munro, S., Barthold, F., Steffens, M., Schad, P., & Kögel-Knabner, I. 2015. Carbon storage capacity of semi-arid grassland soils and sequestration potentials in northern China. *Global Change Biology* 21: 3836–3845.
- Wigley, B.J., Augustine, D.J., Coetsee, C., Ratnam, J., & Sankaran, M. 2020. Grasses continue to trump trees at soil carbon sequestration following herbivore exclusion in a semiarid African savanna. *Ecology* 101: 1–10.
- Wikum, D.A., & Shanholtzer, G.F. 1978. Application of the Braun-Blanquet cover-abundance scale for vegetation analysis in land development studies. *Environmental Management* 2: 323–329.
- Wilcove, D.S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., & Losos, E. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States: Assessing the relative importance of habitat destruction, alien species, pollution, overexploitation, and disease. *BioScience* 48: 607–615.
- Wilson, J.B., Peet, R.K., Dengler, J., & Pärtel, M. 2012. Plant species richness: The world records. *Journal of Vegetation Science* 23: 796–802.
- Wragg, P.D., Mielke, T., & Tilman, D. 2018. Forbs, grasses, and grassland fire behaviour. *Journal of Ecology* 106: 1983–2001.
- Xu, X., Medvigy, D., Trugman, A.T., Guan, K., Good, S.P., & Rodriguez-Iturbe, I. 2018. Tree cover shows strong sensitivity to precipitation variability across the global tropics. *Global Ecology and Biogeography* 27: 450–460.
- Yao, Z., Xin, Y., Yang, L., Zhao, L., & Ali, A. 2022. Precipitation and temperature regulate species diversity, plant coverage and aboveground biomass through opposing mechanisms in large-scale grasslands. *Frontiers in Plant Science* 13: 1–12.
- Yuan, W., Zheng, Y., Piao, S., Ciais, P., Lombardozzi, D., Wang, Y., Ryu, Y., Chen, G., Dong, W., Hu, Z., Jain, A.K., Jiang, C., Kato, E., Li, S., Lienert, S., Liu, S., Nabel, J.E.M.S., Qin, Z., Quine, T., Sitch, S., Smith, W.K., Wang, F., Wu, C., Xiao, Z., & Yang, S. 2019.

- Increased atmospheric vapor pressure deficit reduces global vegetation growth. *Science Advances* 5: 1–13.
- Zanchetta, D., & Diniz, F.V. 2006. Estudo da contaminação biológica por *Pinus* spp. em Três Diferentes Áreas na Estação Ecológica de Itirapina (SP, Brasil). *Revista do Instituto Florestal* 18: 1–14.
- Zerbo, I., Bernhardt-Römermann, M., Ouédraogo, O., Hahn, K., & Thiombiano, A. 2018. Diversity and occurrence of herbaceous communities in West African savannas in relation to climate, land use and habitat. *Folia Geobotanica* 53: 17–39.
- Zimmermann, J., Higgins, S.I., Grimm, V., Hoffmann, J., & Linstädter, A. 2010. Grass mortality in semi-arid savanna: The role of fire, competition and self-shading. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12: 1–8.
- Zirondi, H.L., Ooi, M.K.J., & Fidelis, A. 2021. Fire-triggered flowering is the dominant post-fire strategy in a tropical savanna. *Journal of Vegetation Science* 32: 1–11.
- Zupo, T., Daibes, L.F., Pausas, J.G., & Fidelis, A. 2020. Post-fire regeneration strategies in a frequently burned Cerrado community. *Journal of Vegetation Science* 32: e12968.

ANEXOS CAPÍTULO I



Figura S1. Vista das áreas de amostragem e a localidade de cada sítio.

ANEXOS CAPÍTULO I



Figura S2. Parcelas circulares de 1 m², dispostas para caracterização da comunidade vegetal. No detalhe, à direita de cada foto de parcela, amostras do perfil do solo de cada sítio (0 – 100 cm) para classificação quanto à restrição imposta por substrato rochoso. (A) Estação Ecológica de Santa Bárbara I; (B) Estação Ecológica de Santa Bárbara II; (C) Horto Florestal de Botucatu; (D) Fazenda Itapoã; (E) Parque Estadual do Guartelá I; (F) Parque Estadual do Guartelá II; (G) Parque Estadual do Cerrado; (H) Unidade de Pesquisa e Desenvolvimento de Itararé; (I) Parque Natural Municipal do Pombo; (J) Estação Ecológica e Experimental de Itirapina; (K) Parque

Estadual do Ibitipoca; (L) Parque Nacional da Serra da Canastra; (M) Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus; (N) Parque Estadual do Juquery; (O) Parque Nacional das Emas.

ANEXOS CAPÍTULO I



Figura S3. Sacos de TNT contendo a biomassa coletada de 25% da área de cada parcela (0,25 m²)

ANEXOS CAPÍTULO I

Tabela S1. Espécies amostradas em 15 áreas campestres de Cerrado nos estados de São Paulo, Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso do Sul e Paraná. As espécies foram classificadas de acordo com o número de sítios em que ocorreram, quanto ao grau de ameaça e de acordo com suas formas de crescimento. A classificação em relação à forma de crescimento foi baseada nas observações de campo, literatura e bases de dados que disponibilizam a descrição e distribuição de espécies vegetais (Sano et al. 2008; Durigan et al. 2018; Flora do Brasil 2020; *SpeciesLink*). A classificação das espécies em relação ao grau de ameaça foi baseada na Lista Vermelha Brasileira proposta pelo Centro Nacional de Conservação da Flora (CNCFlora 2022). Essa classificação utiliza categorias de ameaça estabelecidas pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN): Criticamente em perigo (CR), Em perigo (EN), Vulnerável (VU), Quase ameaçada (NT), Menos preocupante (LC), Deficiente de dados (DD) e Não avaliadas (NE).

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
Acanthaceae			
<i>Dyschoriste hygrophiloides</i> (Nees) Kuntze	1	erva	NE
<i>Ruellia bulbifera</i> Lindau	6	erva	LC
<i>Ruellia geminiflora</i> Kunth	5	subarbusto	NE
<i>Ruellia multifolia</i> var. <i>viscosissima</i> (Nees) C.Ezcurra	3	subarbusto	NE
Amaranthaceae			
<i>Alternanthera regelii</i> (Seub.) Schinz	1	subarbusto	NE
<i>Froelichia procera</i> (Seub.) Pedersen	5	erva	DD
<i>Gomphrena elegans</i> Mart.	1	erva	LC
<i>Gomphrena graminea</i> Moq.	2	subarbusto	LC
<i>Gomphrena macrocephala</i> A.St.-Hil.	6	erva	LC
<i>Pfaffia gnaphaloides</i> (L.f.) Mart.	3	subarbusto	LC
<i>Pfaffia jubata</i> Mart.	3	subarbusto	LC
<i>Pfaffia tuberosa</i> (Spreng.) Hicken	7	subarbusto	NE
Anacardiaceae			
<i>Anacardium humile</i> A.St.-Hil.	7	subarbusto	LC
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	1	árvore	LC
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	1	árvore	NE
Anemiaceae			
<i>Anemia raddiana</i> Link	5	erva	NE
Anemiaceae	1	erva	NE
Annonaceae			
<i>Annona coriacea</i> Mart.	7	árvore	LC
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	7	árvore	NE
<i>Annona dioica</i> A.St.-Hil.	4	arbusto	LC
<i>Annona nutans</i> (R.E.Fr.) R.E.Fr.	5	arbusto	NE
<i>Duguetia furfuracea</i> (A.St.-Hil.) Saff.	7	arbusto	LC

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
<i>Duguetia glabriuscula</i> (R.E.Fr.) R.E.Fr.	1	arbusto	LC
<i>Guatteria sellowiana</i> Schltdl.	1	árvore	LC
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	2	árvore	LC
Apiaceae			
<i>Eryngium canaliculatum</i> Cham. & Schltdl.	3	erva	NE
<i>Eryngium junceum</i> Cham. & Schltdl.	2	erva	NE
<i>Eryngium juncifolium</i> (Urb.) Mathias & Constance	8	erva	NE
<i>Eryngium pohlianum</i> Urb.	1	erva	NE
<i>Eryngium scirpinum</i> Cham.	1	erva	EN
Apocynaceae			
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	1	árvore	NE
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart. & Zucc.	1	árvore	LC
<i>Barjonia erecta</i> (Vell.) K.Schum.	1	subarbusto	LC
<i>Barjonia laxa</i> Malme	2	subarbusto	NE
<i>Blepharodon bicuspidatum</i> E.Fourn.	5	trepadeira	LC
<i>Ditassa linearis</i> Mart.	1	subarbusto	NT
<i>Forsteronia glabrescens</i> Müll.Arg.	2	trepadeira	NE
<i>Forsteronia pubescens</i> A.DC.	1	trepadeira	NE
<i>Hemipogon acerosus</i> Decne.	2	subarbusto	NE
<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll. Arg.) Woodson	1	árvore	NE
<i>Mandevilla coccinea</i> (Hook. & Arn.) Woodson	2	subarbusto	LC
<i>Mandevilla emarginata</i> (Vell.) C.Ezcurra	1	subarbusto	NE
<i>Mandevilla illustris</i> (Vell.) Woodson	4	subarbusto	NE
<i>Mandevilla longiflora</i> (Desf.) Pichon	3	subarbusto	NE
<i>Mandevilla petraea</i> (A.St.-Hil.) Pichon	1	subarbusto	NE
<i>Mandevilla pohliana</i> (Stadelm.) A.H.Gentry	6	subarbusto	NE
<i>Minaria acerosa</i> (Mart.) T.U.P.Konno & Rapini	1	subarbusto	LC
<i>Oxypetalum arnottianum</i> H.Buek ex E.Fourn.	1	subarbusto	NT
<i>Oxypetalum capitatum</i> Mart.	2	subarbusto	LC
<i>Oxypetalum capitatum</i> subsp. <i>angustum</i> Malme	5	subarbusto	NE
<i>Oxypetalum erectum</i> Mart.	1	subarbusto	NE
<i>Oxypetalum sublanatum</i> Malme	1	subarbusto	NE
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	1	árvore	NE
Aquifoliaceae			
<i>Ilex asperula</i> Rissek	2	arbusto	NE
Araliaceae			
<i>Didymopanax macrocarpus</i> (Cham. & Schltdl.) Seem.	2	árvore	NE
<i>Didymopanax vinosus</i> (Cham. & Schltdl.) Marchal	1	arbusto	NE
<i>Hydrocotyle exigua</i> (Urb.) Malme	1	erva	DD
Arecaceae			
<i>Allagoptera campestris</i> (Mart.) Kuntze	5	palmeira	NE
<i>Attalea exigua</i> Drude	1	palmeira	NE

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
<i>Butia paraguayensis</i> (Barb.Rodr.) Bailey	4	palmeira	LC
<i>Syagrus emasensis</i> Noblick & Lorenzi	1	palmeira	NE
<i>Syagrus loefgrenii</i> Glassman	3	palmeira	NE
<i>Syagrus petraea</i> (Mart.) Becc.	1	palmeira	NE
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	2	palmeira	LC
Asteraceae			
<i>Achyrocline alata</i> (Kunth) DC.	1	erva	NE
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	9	erva	NE
<i>Acmella bellidioides</i> (Sm.) R.K.Jansen	1	erva	NE
<i>Ageratum fastigiatum</i> (Gardner) R.M.King & H.Rob.	2	subarbusto	NE
<i>Aldama arenaria</i> (Baker) E.E.Schill. & Panero	1	subarbusto	NE
<i>Aldama discolor</i> (Baker) E.E.Schill. & Panero	1	subarbusto	NE
<i>Aldama kunthiana</i> (Gardner) E.E.Schill. & Panero	1	erva	NE
<i>Aldama pilosa</i> (Baker) E.E.Schill. & Panero	1	subarbusto	NE
<i>Aldama robusta</i> (Gardner) E.E.Schill. & Panero	2	subarbusto	NE
<i>Aldama squalida</i> (S.Moore) E.E.Schill. & Panero	1	subarbusto	NE
<i>Aspilia foliacea</i> (Spreng.) Baker	6	subarbusto	NE
<i>Aspilia leucoglossa</i> Malme	1	subarbusto	NE
<i>Aspilia montevidensis</i> (Spreng.) Kuntze	1	erva	NE
<i>Aspilia reflexa</i> (Sch.Bip. ex Baker) Baker	2	erva	NE
<i>Austroeupatorium inulaefolium</i> (Kunth) R.M.King & H.Rob.	2	arbusto	NE
<i>Ayapana amygdalina</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	1	subarbusto	NE
<i>Baccharis aphylla</i> (Vell.) DC.	2	subarbusto	NE
<i>Baccharis caprariifolia</i> DC.	2	arbusto	NE
<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	3	subarbusto	NE
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	8	arbusto	NE
<i>Baccharis helichrysoides</i> DC.	1	arbusto	NE
<i>Baccharis humilis</i> Sch.Bip. ex Baker	1	subarbusto	NE
<i>Baccharis itatiaiae</i> Wawra	1	subarbusto	NE
<i>Baccharis ligustrina</i> DC.	1	arbusto	NE
<i>Baccharis linearifolia</i> (Lam.) Pers.	3	arbusto	NE
<i>Baccharis montana</i> DC.	1	arbusto	NE
<i>Baccharis myriocephala</i> DC.	1	subarbusto	NE
<i>Baccharis pauciflosculosa</i> DC.	1	arbusto	NE
<i>Baccharis sessiliflora</i> Vahl	5	subarbusto	NE
<i>Baccharis uncinella</i> DC.	1	arbusto	NE
<i>Baccharis</i> sp.	1	subarbusto	NE
<i>Barrosoa betonicaeformis</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	2	subarbusto	NE
<i>Bidens gardneri</i> Baker	1	erva	NE
<i>Calea clauseniana</i> Baker	1	erva	LC
<i>Calea cuneifolia</i> DC.	1	subarbusto	NE

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
<i>Calea cymosa</i> Less.	4	subarbusto	LC
<i>Calea parvifolia</i> (DC.) Baker	2	subarbusto	NE
<i>Calea triantha</i> (Vell.) Pruski	3	subarbusto	NE
<i>Campuloclinium chlorolepis</i> (Baker) R.M.King & H.Rob.	3	subarbusto	NE
<i>Campuloclinium hirsutum</i> Gardner	1	arbusto	NE
<i>Campuloclinium macrocephalum</i> (Less.) DC.	4	arbusto	NE
<i>Chaptalia integerrima</i> (Vell.) Burkart	10	erva	NE
<i>Chaptalia piloselloides</i> (Vahl) Baker	3	erva	NE
<i>Chionolaena arbuscula</i> DC.	1	subarbusto	NE
<i>Chresta plantaginifolia</i> (Less.) Gardner	1	erva	NE
<i>Chresta scapigera</i> (Less.) Gardner	1	erva	NE
<i>Chresta sphaerocephala</i> DC.	4	arbusto	LC
<i>Chromolaena campestris</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	4	subarbusto	NE
<i>Chromolaena chaseae</i> (B.L.Rob.) R.M.King & H.Robinson	2	subarbusto	NE
<i>Chromolaena cinereoviridis</i> (Sch.Bip. ex Baker) R.M.King & H.Robinson	1	subarbusto	NE
<i>Chromolaena congesta</i> (Hook. & Arn.) R.M.King & H.Rob.	6	subarbusto	NE
<i>Chromolaena horminoides</i> DC.	1	subarbusto	NE
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	6	arbusto	NE
<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schr. ex DC.) R.M.King & H.Rob.	1	arbusto	NE
<i>Chromolaena oxylepis</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	3	arbusto	NE
<i>Chromolaena palmaris</i> (Baker) R.M.King & H.Rob.	1	subarbusto	NE
<i>Chromolaena pedalis</i> (Sch.Bip. ex Baker) R.M.King & H.Robinson	2	subarbusto	NE
<i>Chromolaena squalida</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	9	arbusto	NE
<i>Chrysolaena desertorum</i> (Mart. ex DC.) Dematt.	1	erva	NE
<i>Chrysolaena dusenii</i> (Malme) Dematt.	1	subarbusto	EN
<i>Chrysolaena obovata</i> (Less.) Dematt.	6	subarbusto	NE
<i>Chrysolaena platensis</i> (Spreng.) H.Rob.	2	subarbusto	NE
<i>Chrysolaena propinqua</i> (Hieron.) H.Rob.	1	erva	NE
<i>Chrysolaena simplex</i> (Less.) Dematt.	2	subarbusto	NE
<i>Chrysolaena</i> sp.	1	subarbusto	NE
<i>Clibadium armanii</i> (Balb.) Sch.Bip. ex O.E.Schulz	1	arbusto	NE
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	3	erva	NE
<i>Elephantopus biflorus</i> (Less.) Sch.Bip.	1	erva	NE
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC.	1	erva	NE
<i>Enydra anagallis</i> Gardner	1	erva	LC
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	1	árvore	NE
<i>Grazielia gaudichaudeana</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	1	subarbusto	NE

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
<i>Grazielia intermedia</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	1	arbusto	NE
<i>Grazielia multifida</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	3	subarbusto	NE
<i>Heterocondylus pumilus</i> (Gardner) R.M.King & H.Rob.	1	subarbusto	LC
<i>Hoehnephytum trixoides</i> (Gardner) Cabrera	2	subarbusto/arbusto	LC
<i>Hololepis pedunculata</i> (DC. ex Pers.) DC.	1	arbusto	LC
<i>Ichthyothere connata</i> S.F.Blake	1	subarbusto	LC
<i>Ichthyothere mollis</i> Baker	1	subarbusto	NE
<i>Inulopsis stenophylla</i> Dusén	2	erva	NE
<i>Isostigma peucedanifolium</i> (Spreng.) Less.	1	subarbusto	LC
<i>Koanophyllon myrtilloides</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	1	subarbusto	NE
<i>Lepidaploa barbata</i> (Less.) H.Rob.	1	subarbusto	NE
<i>Lepidaploa chamissonis</i> (Less.) H.Rob.	2	arbusto	NT
<i>Lepidaploa rufogrisea</i> (A.St.-Hil.) H.Rob.	1	arbusto	NE
<i>Lessingianthus argyrophyllus</i> (Less.) H.Rob.	1	subarbusto	NE
<i>Lessingianthus bardanoides</i> (Less.) H.Rob.	5	arbusto	NE
<i>Lessingianthus brevifolius</i> (Less.) H.Rob.	4	subarbusto	NE
<i>Lessingianthus buddleiifolius</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	2	subarbusto	NE
<i>Lessingianthus cephalotes</i> (DC.) H.Rob.	1	subarbusto	NE
<i>Lessingianthus durus</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	1	arbusto	NE
<i>Lessingianthus glabratus</i> (Less.) H.Rob.	2	subarbusto	NE
<i>Lessingianthus grandiflorus</i> (Less.) H.Rob.	6	subarbusto	NT
<i>Lessingianthus psilophyllus</i> (DC.) H.Rob.	1	subarbusto	NE
<i>Lessingianthus roseus</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	1	subarbusto	NE
<i>Lessingianthus sancti-pauli</i> (Hieron.) Dematt.	2	subarbusto	NE
<i>Lessingianthus tomentellus</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	6	subarbusto	NE
<i>Lessingianthus zuccarinianus</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	1	arbusto	VU
<i>Lucilia acutifolia</i> (Poir.) Cass.	2	erva	NE
<i>Lucilia lycopodioides</i> (Less.) S.E.Freire	7	erva	NE
<i>Mikania cordifolia</i> (L.f.) Willd.	4	trepadeira	NE
<i>Mikania nummularia</i> DC.	2	subarbusto	NE
<i>Mikania oblongifolia</i> DC.	5	subarbusto	LC
<i>Mikania officinalis</i> Mart.	3	erva	NE
<i>Mikania sessilifolia</i> DC.	2	subarbusto	NE
<i>Mikania virgata</i> B.L.Rob.	1	subarbusto	NE
<i>Moquiniastrium barrosoae</i> (Cabrera) G. Sancho	7	arbusto	NE
<i>Moquiniastrium polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	4	arbusto	NE
<i>Moquiniastrium pulchrum</i> (Cabrera) G.Sancho	5	arbusto	NE
<i>Orthopappus angustifolius</i> (Sw.) Gleason	6	erva	NE
<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	4	árvore	NE
<i>Plagiocheilus tanacetoides</i> Haenke ex DC.	1	erva	NE
<i>Podocoma bellidifolia</i> Baker	1	erva	NE
<i>Podocoma hieraciifolia</i> (Poir.) Cass.	2	erva	NE

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
<i>Porophyllum angustissimum</i> Gardner	1	erva	NE
<i>Porophyllum lanceolatum</i> DC.	1	subarbusto	NE
<i>Praxelis capillaris</i> (DC.) Sch.Bip.	1	erva	NE
<i>Praxelis kleinoides</i> (Kunth) Sch. Bip.	2	erva	NE
<i>Praxelis sanctopaulensis</i> (B.L.Rob.) R.M.King & H.Rob.	1	subarbusto	NE
<i>Pterocaulon alopecuroides</i> (Lam.) DC.	1	erva	NE
<i>Pterocaulon angustifolium</i> DC.	3	erva	NE
<i>Pterocaulon rugosum</i> (Vahl) Malme	5	subarbusto	NE
<i>Pterocaulon virgatum</i> (L.) DC.	1	erva	NE
<i>Richterago radiata</i> (Vell.) Roque	4	subarbusto	NE
<i>Stenocephalum hexanthum</i> Sch.Bip.	1	subarbusto	NE
<i>Stenocephalum megapotamicum</i> (Spreng.) Sch.Bip.	6	subarbusto	NE
<i>Stenocephalum tragiaefolium</i> (DC.) Sch.Bip.	1	subarbusto	NE
<i>Stevia leptophylla</i> Sch.Bip. ex Baker.	1	erva	EN
<i>Stevia lundiana</i> DC.	1	erva	NE
<i>Stevia veronicae</i> DC.	1	erva	NE
<i>Symphyopappus reticulatus</i> Baker	2	arbusto	NE
<i>Symphyotrichum regnellii</i> (Baker) G.L.Nesom	1	subarbusto	NE
<i>Trichocline speciosa</i> Less.	2	subarbusto	NE
<i>Trichogonia attenuata</i> G.M.Barroso	2	subarbusto	NE
<i>Trichogonia villosa</i> (Spreng.) Sch.Bip. ex Baker	1	subarbusto	NE
<i>Trixis nobilis</i> (Vell.) Katinas	2	arbusto	NE
<i>Verbesina sordescens</i> DC.	1	arbusto	NE
<i>Vernonanthura brasiliiana</i> (L.) H.Rob.	1	arbusto	NE
<i>Vernonanthura chamaedrys</i> (Less.) H.Rob.	1	arbusto	NE
<i>Vernonanthura crassa</i> (Vell.) H.Rob.	3	arbusto	NE
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	1	árvore	NE
<i>Vernonanthura ignobilis</i> (Less.) H.Rob.	1	subarbusto	NE
<i>Vernonanthura oligactoides</i> (Less.) H.Rob.	3	arbusto	NE
<i>Vernonanthura oligolepis</i> (Sch.Bip. ex Baker) H.Rob.	2	subarbusto	NE
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis	1	arbusto	NE
<i>Vernonanthura westiniana</i> (Less.) H.Rob.	1	arbusto	NE
Asteraceae 1	1	-	NE
Asteraceae 2	1	-	NE
Asteraceae 3	1	-	NE
Asteraceae 4	1	-	NE
Asteraceae 5	1	-	NE
Asteraceae 6	1	-	NE
Bignoniaceae			
<i>Anemopaegma arvense</i> (Vell.) Stellfeld ex de Souza	5	subarbusto	EN
<i>Anemopaegma glaucum</i> Mart. ex DC.	2	subarbusto	NE
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	7	árvore	NE

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
<i>Jacaranda caroba</i> (Vell.) DC.	2	arbusto	NE
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	1	árvore	NE
<i>Jacaranda decurrens</i> Cham.	4	subarbusto	NE
<i>Jacaranda oxyphylla</i> Cham.	6	arbusto	NE
<i>Jacaranda rufa</i> Silva Manso	3	arbusto	NE
<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	2	trepadeira	NE
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	2	árvore	NE
<i>Zeyheria montana</i> Mart.	2	arbusto	LC
Boraginaceae			
<i>Euploca salicoides</i> (Cham.) J.I.M.Melo & Semir	1	subarbusto/ erva	LC
Bromeliaceae			
<i>Ananas ananassoides</i> (Baker) L.B.Sm.	2	erva	NE
<i>Bromelia balansae</i> Mez	2	erva	LC
<i>Dyckia tuberosa</i> (Vell.) Beer	5	erva	CR
<i>Dyckia</i> sp.	1	erva	NE
Cactaceae			
Cactaceae	1	erva	NE
Calophyllaceae			
<i>Kielmeyera abdita</i> Saddi	1	subarbusto	NE
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	2	árvore	NE
<i>Kielmeyera grandiflora</i> (Wawra) Saddi	3	árvore	NE
<i>Kielmeyera pumila</i> Pohl	1	subarbusto	NE
<i>Kielmeyera rubriflora</i> Cambess.	1	arbusto/ árvore	NE
<i>Kielmeyera variabilis</i> Mart. & Zucc.	2	subarbusto	NE
Campanulaceae			
<i>Lobelia camporum</i> Pohl	2	erva	NE
<i>Wahlenbergia brasiliensis</i> Cham.	2	erva	NE
Caryocaraceae			
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	7	árvore	LC
Caryophyllaceae			
<i>Polycarpaea corymbosa</i> (L.) Lam.	1	erva	NE
Celastraceae			
<i>Peritassa campestris</i> (Cambess.) A.C. Sm.	7	subarbusto	NE
<i>Plenckia populnea</i> Reissek	6	árvore	NE
<i>Tontelea micrantha</i> (Mart.) A.C. Sm.	6	subarbusto	NE
Chrysobalanaceae			
<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	2	árvore	NE
<i>Leptobalanus humilis</i> (Cham. & Schltdl.) Sothers & Prance	4	subarbusto	NE
<i>Parinari obtusifolia</i> Hook.f.	3	subarbusto	NE

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
Clethraceae			
<i>Clethra scabra</i> Pers.	4	árvore	LC
Commelinaceae			
<i>Commelina erecta</i> L.	2	erva	NE
Connaraceae			
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	5	árvore	NE
<i>Rourea induta</i> Planch.	2	arbusto	LC
Convolvulaceae			
<i>Bonamia sphaerocephala</i> (Dammer) Ooststr.	1	subarbusto	NE
<i>Distimake digitatus</i> (Spreng.) A.R. Simões & Staples	3	subarbusto	NE
<i>Distimake macrocalyx</i> (Ruiz & Pav.) A.R. Simões & Staples	1	subarbusto	NE
<i>Distimake maragniensis</i> (Choisy) Petrongari & Sim.-Bianch.	1	erva	NE
<i>Distimake tomentosus</i> (Choisy) Petrongari & Sim.-Bianch.	3	subarbusto	NE
<i>Evolvulus fuscus</i> Meisn.	3	subarbusto	NT
<i>Evolvulus macroblepharis</i> Mart.	1	erva	NE
<i>Evolvulus pterocaulon</i> Moric.	1	subarbusto	NE
<i>Evolvulus riedelii</i> Meisn.	3	erva	EN
<i>Evolvulus sericeus</i> Sw. var. <i>sericeus</i>	8	subarbusto	NE
<i>Evolvulus sericeus</i> var. <i>holosericeus</i> (Kunth) Ooststr.	6	subarbusto	NE
<i>Evolvulus serpylloides</i> Meisn.	1	erva	NE
<i>Ipomoea delphinioides</i> Choisy	3	erva	NE
<i>Ipomoea procumbens</i> Mart. ex Choisy	1	trepadeira	NE
<i>Ipomoea procurrens</i> Meisn.	5	trepadeira	NE
<i>Jacquemontia sphaerostigma</i> (Cav.) Rusby	1	trepadeira	NE
Cucurbitaceae			
<i>Cayaponia espelina</i> (Silva Manso) Cogn.	5	erva	LC
<i>Melothria campestris</i> (Naudin) H. Schaef. & S.S. Renner	2	erva	NE
Cyatheaceae			
<i>Cyathea atrovirens</i> (Langsd. & Fisch.) Domin	1	feto arborescente	NE
Cyperaceae			
<i>Bulbostylis conifera</i> (Kunth) C.B. Clarke	1	graminoide	NE
<i>Bulbostylis fimbriata</i> (Nees) C.B. Clarke	6	graminoide	NE
<i>Bulbostylis hirtella</i> (Schrad.) Urb.	8	graminoide	NE
<i>Bulbostylis junciformis</i> (Kunth) C.B. Clarke	4	graminoide	NE
<i>Bulbostylis paradoxa</i> (Spreng.) Lindm.	3	graminoide	NE
<i>Bulbostylis sphaerocephala</i> (Boeckeler) C.B. Clarke	1	graminoide	NE
<i>Bulbostylis</i> sp.	1	erva	NE
<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	6	graminoide	NE
<i>Cyperus odoratus</i> L.	1	graminoide	NE
<i>Eleocharis capillacea</i> Kunth	1	graminoide	NE

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	4	graminoide	NE
<i>Lagenocarpus rigidus</i> Nees	3	graminoide	NE
<i>Rhynchospora albiceps</i> Kunth	7	graminoide	NE
<i>Rhynchospora consanguinea</i> (Kunth) Boeckeler	1	graminoide	NE
<i>Rhynchospora globosa</i> (Kunth) Roem. & Schult.	2	graminoide	NE
<i>Rhynchospora loefgrenii</i> Boeckeler	1	graminoide	NE
<i>Rhynchospora tenuis</i> Link	2	graminoide	EN
<i>Rhynchospora warmingii</i> Boeckeler	4	graminoide	LC
<i>Scleria hirtella</i> Sw.	1	graminoide	NE
Cyperaceae	1	graminoide	NE
Dicksoniaceae			
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	1	feto arborescente	EN
Dilleniaceae			
<i>Curatella americana</i> L.	2	árvore	NE
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	7	arbusto	NE
Ebenaceae			
<i>Diospyros lasiocalyx</i> (Mart.) B.Walln.	8	árvore	LC
Eriocaulaceae			
<i>Actinocephalus polyanthus</i> (Bong.) Sano	1	erva	NE
<i>Comanthera caespitosa</i> (Wikstr.) L.R.Parra & Giul.	1	erva	NE
<i>Paepalanthus leiseringii</i> Ruhland	1	erva	NE
<i>Paepalanthus planifolius</i> (Bong.) Körn	2	erva	NE
<i>Syngonanthus nitens</i> Ruhland	1	erva	NE
Erythroxylaceae			
<i>Erythroxylum campestre</i> A.St.-Hil.	9	subarbusto	NE
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E.Schulz	4	arbusto	NE
<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	1	árvore	NE
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	1	árvore	NE
<i>Erythroxylum microphyllum</i> A.St.-Hil.	4	arbusto	NE
<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil.	9	árvore	NE
<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	1	árvore	NE
Euphorbiaceae			
<i>Acalypha velamea</i> Baill.	1	subarbusto	NE
<i>Bernardia spartioides</i> (Baill.) Müll.Arg.	3	erva	NE
<i>Cnidosculus albomaculatus</i> (Pax) I.M. Johnst.	1	subarbusto	NE
<i>Croton abaitensis</i> Baill.	1	subarbusto	NE
<i>Croton antisiphiliticus</i> Mart.	7	subarbusto	NE
<i>Croton campestris</i> A.St.-Hil.	5	subarbusto	NE
<i>Croton cinerellus</i> Müll.Arg.	1	arbusto	NE
<i>Croton didrichsenii</i> G.L.Webster	2	subarbusto	NE
<i>Croton glandulosus</i> L.	5	erva	NE
<i>Croton glechomifolius</i> Müll.Arg.	2	erva	DD

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
<i>Croton lundianus</i> (Didr.) Müll.Arg.	1	erva	NE
<i>Croton odontadenius</i> Müll.Arg.	1	subarbusto	NE
<i>Croton pedicellatus</i> Kunth	1	subarbusto	NE
<i>Croton sclerocalyx</i> (Didr.) Müll.Arg.	1	subarbusto	NE
<i>Croton serpyllifolius</i> Baill.	2	subarbusto	NE
<i>Croton subvillosus</i> Müll.Arg.	1	subarbusto	NE
<i>Dalechampia adscendens</i> (Müll. Arg.) Müll. Arg.	1	subarbusto	NE
<i>Dalechampia weddelliana</i> Baill.	1	subarbusto	LC
<i>Euphorbia potentilloides</i> Boiss.	4	erva	NE
<i>Euphorbia setosa</i> (Boiss.) Müll.Arg.	1	erva	NE
<i>Manihot gracilis</i> Pohl	1	subarbusto	NE
<i>Microstachys bidentata</i> (Mart. & Zucc.) F.Dietr.	1	subarbusto	NE
<i>Microstachys serrulata</i> (Mart.& Zucc.) F.Dietr	4	subarbusto	NE
<i>Sapium haemospermum</i> Müll.Arg.	1	arbusto/ árvore	NE
<i>Tragia uberabana</i> Müll.Arg.	1	erva	NE
Fabaceae			
<i>Aeschynomene selloi</i> Vogel	2	subarbusto	LC
<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul	2	árvore	NE
<i>Ancistrotropis peduncularis</i> (Kunth) A. Delgado	1	trepadeira	NE
<i>Andira humilis</i> Mart. ex Benth.	9	subarbusto	NE
<i>Andira vermifuga</i> (Mart.) Benth.	1	árvore	LC
<i>Arachis oteroi</i> Krapov. & W.C.Greg.	1	erva	NE
<i>Bauhinia holophylla</i> (Bong.) Steud.	4	arbusto	NE
<i>Betencourtia martii</i> (DC.) L.P.Queiroz	3	subarbusto	NE
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	1	árvore	NT
<i>Centrosema angustifolium</i> (Kunth) Benth.	3	trepadeira	NE
<i>Centrosema bracteosum</i> Benth.	1	trepadeira	LC
<i>Cerradicola boavista</i> (Vell.) L.P.Queiroz	1	erva	NE
<i>Cerradicola decumbens</i> (Benth.) L.P.Queiroz	3	subarbusto	LC
<i>Cerradicola diversifolia</i> (Benth.) L.P.Queiroz	1	subarbusto	NE
<i>Cerradicola heringeri</i> (Burkart) L.P.Queiroz	1	subarbusto	NE
<i>Chamaecrista calycioides</i> (DC. ex Collad.) Greene	2	subarbusto	NE
<i>Chamaecrista cathartica</i> (Mart.) H.S.Irwin & Barneby	7	arbusto	NE
<i>Chamaecrista desvauxii</i> (Collad.) Killip var. <i>desvauxii</i>	3	erva	NE
<i>Chamaecrista desvauxii</i> var. <i>langsдорffii</i> (Kunth ex Vogel)	1	subarbusto	NE
H.S.Irwin & Barneby			
<i>Chamaecrista desvauxii</i> var. <i>mollissima</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby	1	subarbusto	NE
<i>Chamaecrista fagonioides</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	3	erva	NE
<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene	4	subarbusto	NE
<i>Chamaecrista linearifolia</i> (G.Don) H.S.Irwin & Barneby	1	arbusto	LC
<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	3	subarbusto	NE

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
<i>Chamaecrista polita</i> (H.S.Irwin & Barneby) H.S.Irwin & Barneby	1	subarbusto	NE
<i>Chamaecrista punctata</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	1	subarbusto	NE
<i>Chamaecrista ramosa</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	1	subarbusto	NE
<i>Chamaecrista ramosa</i> var. <i>parvifoliola</i> (H.S.Irwin) H.S.Irwin & Barneby	6	subarbusto	NE
<i>Chamaecrista rotundifolia</i> (Pers.) Greene	1	subarbusto	NE
<i>Clitoria densiflora</i> (Benth.) Benth.	3	subarbusto	LC
<i>Collaea stenophylla</i> (Hook. & Arn.) Benth.	1	arbusto	NE
<i>Crotalaria balansae</i> Micheli	4	erva	NE
<i>Crotalaria breviflora</i> DC.	1	subarbusto	NE
<i>Crotalaria flavicoma</i> Benth.	1	subarbusto	NE
<i>Crotalaria micans</i> Link	1	subarbusto	NE
<i>Crotalaria pallida</i> var. <i>obovata</i> (G.Don) Polhill	1	subarbusto	NE
<i>Ctenodon falcatus</i> (Poir.) D.B.O.S.Cardoso, P.L.R.Moraes & H.C.Lima	6	subarbusto	NE
<i>Ctenodon oroboides</i> (Benth.) D.B.O.S.Cardoso, P.L.R.Moraes & H.C.Lima	1	subarbusto	NE
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	2	árvore	NE
<i>Desmanthus tathuyensis</i> Hoehne	3	subarbusto	NE
<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	1	subarbusto	NE
<i>Desmodium arechavaletae</i> Burkart	1	subarbusto	NE
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	5	árvore	NE
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	1	árvore	NE
<i>Eriosema campestre</i> Benth. var. <i>campestre</i>	3	subarbusto	NE
<i>Eriosema campestre</i> var. <i>macrophyllum</i> (Grear) Fortunato	6	subarbusto	NE
<i>Eriosema crinitum</i> (Kunth) G.Don	4	subarbusto	NE
<i>Eriosema grearii</i> Cândido & Fort.-Perez	1	arbusto	NE
<i>Eriosema heterophyllum</i> Benth.	6	subarbusto	NE
<i>Eriosema longifolium</i> Benth.	1	subarbusto	NE
<i>Galactia benthamiana</i> Micheli	2	subarbusto	LC
<i>Indigofera bongardiana</i> (Kuntze) Burkart	1	erva	LC
<i>Leptolobium dasycarpum</i> Vogel	2	árvore	NE
<i>Leptolobium elegans</i> Vogel	6	árvore	NE
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	4	árvore	NE
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	1	árvore	NE
<i>Mimosa alleniana</i> Morong	2	subarbusto	NE
<i>Mimosa clausenii</i> Benth.	1	arbusto	NE
<i>Mimosa debilis</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	6	subarbusto	NE
<i>Mimosa dolens</i> subsp. <i>callosa</i> (Benth.) Barneby	2	subarbusto	NE
<i>Mimosa dolens</i> subsp. <i>eriophylla</i> (Benth.) Barneby	3	subarbusto	NE
<i>Mimosa dolens</i> var. <i>acerba</i> (Benth.) Barneby	2	subarbusto	NE

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
<i>Mimosa dolens</i> var. <i>latifolia</i> (Benth.) Barneby	1	arbusto	NE
<i>Mimosa dolens</i> var. <i>rigida</i> (Benth.) Barneby	3	subarbusto	NE
<i>Mimosa gracilis</i> var. <i>brevissima</i> Barneby	1	subarbusto	NE
<i>Mimosa gracilis</i> var. <i>capillipes</i> (Benth.) Barneby	3	subarbusto	NE
<i>Mimosa gymnas</i> Barneby	1	subarbusto	NE
<i>Mimosa hilariana</i> Barneby	1	subarbusto	NE
<i>Mimosa micropteris</i> Benth. var. <i>micropteris</i>	1	arbusto	NE
<i>Mimosa radula</i> Benth.	1	subarbusto	NE
<i>Mimosa xanthocentra</i> Mart.	4	subarbusto	NE
<i>Nanogalactia pretiosa</i> (Burkart) L.P.Queiroz	1	erva	NE
<i>Periandra mediterranea</i> (Vell.) Taub.	3	arbusto	NE
<i>Rhynchosia corylifolia</i> Mart. ex Benth.	1	erva	NE
<i>Rhynchosia platyphylla</i> Benth.	1	subarbusto	NE
<i>Senna rugosa</i> (G.Don) H.S.Irwin & Barneby	2	arbusto	NE
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	4	árvore	LC
<i>Stryphnodendron rotundifolium</i> Mart.	7	árvore	NE
<i>Stylosanthes acuminata</i> M.B.Ferreira & Sousa Costa	5	subarbusto	NE
<i>Stylosanthes bracteata</i> Vogel	3	subarbusto	NE
<i>Stylosanthes gracilis</i> Kunth	3	subarbusto	NE
<i>Tachigali aurea</i> Tul.	1	árvore	NE
<i>Tephrosia adunca</i> Benth.	1	subarbusto	NE
<i>Zornia burkartii</i> Vanni	2	subarbusto	NE
<i>Zornia crinita</i> (Mohlenbr.) Vanni	1	erva	NE
<i>Zornia cryptantha</i> Arechav.	1	subarbusto	NE
<i>Zornia reticulata</i> Sm.	4	erva	NE
Fabaceae	1	arbusto	NE
Gentianaceae			
<i>Calolisianthus pendulus</i> (Mart.) Gilg	1	erva	NE
<i>Calolisianthus speciosus</i> (Cham. & Schltdl.) Gilg	2	erva	NE
<i>Deianira nervosa</i> Cham. & Schltdl.	1	erva	NE
<i>Schultesia</i> sp.	1	erva	NE
Gesneriaceae			
<i>Sinningia allagophylla</i> (Mart.) Wiehler	1	erva	NE
Gleicheniaceae			
<i>Dicranopteris flexuosa</i> (Schrud.) Underw.	4	erva	NE
Iridaceae			
<i>Gelasine coerulea</i> (Vell.) Ravenna	1	erva	NT
<i>Pseudotrimezia juncifolia</i> (Klatt) Lovo & A.Gil	4	erva	CR
<i>Sisyrinchium hasslerianum</i> Baker	2	erva	NE
<i>Sisyrinchium incurvatum</i> Gardner	1	erva	NE
<i>Sisyrinchium purpurellum</i> Ravenna	2	erva	NE
<i>Sisyrinchium restioides</i> Spreng.	6	erva	NE

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
<i>Sisyrinchium weirii</i> Baker	4	erva	NE
<i>Trimezia brevicaulis</i> Ravenna	1	erva	LC
Krameriaceae			
<i>Krameria tomentosa</i> A.St.-Hil.	1	subarbusto	LC
Lamiaceae			
<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	8	árvore	NE
<i>Cantinoa plectranthoides</i> (Benth.) Harley & J.F.B.Pastore	1	subarbusto	NE
<i>Cyanocephalus lippoides</i> (Pohl ex Benth.) Harley & J.F.B.Pastore	1	subarbusto	NE
<i>Eriope crassipes</i> Benth.	6	erva	LC
<i>Gymneia interrupta</i> (Pohl ex Benth.) Harley & J.F.B.Pastore	2	erva	NE
<i>Hypenia pauliana</i> (Epling) Harley	2	subarbusto	NE
<i>Hyptis caespitosa</i> A.St.-Hil. ex Benth.	1	erva	NE
<i>Hyptis campestris</i> Harley & J.F.B.Pastore	3	erva	NE
<i>Hyptis nudicaulis</i> Benth.	2	subarbusto	NE
<i>Hyptis remota</i> Pohl ex Benth.	1	subarbusto	NE
<i>Rhabdocaulon lavanduloides</i> (Benth.) Epling	1	erva	NE
<i>Salvia brevipes</i> Benth.	1	erva	NE
<i>Salvia minarum</i> Briq.	2	erva	NE
Lauraceae			
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	1	árvore	NE
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	2	árvore	NE
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	1	árvore	LC
Lentibulariaceae			
<i>Utricularia</i> sp.	2	erva	NE
Loganiaceae			
<i>Spigelia rojasiana</i> Kraenzl.	2	erva	EN
Loranthaceae			
<i>Tripodanthus acutifolius</i> (Ruiz & Pav.) Tiegh.	1	trepadeira	NE
Lycopodiaceae			
<i>Palhinhaea cernua</i> (L.) Franco & Vasc.	3	erva	NE
<i>Phlegmariurus</i> sp.	1	erva	NE
Lythraceae			
<i>Cuphea glutinosa</i> Cham. & Schltdl.	2	subarbusto	LC
<i>Cuphea hyssopoides</i> A.St.-Hil.	1	subarbusto	NE
<i>Cuphea inaequalifolia</i> Koehne	1	subarbusto	NE
<i>Cuphea linarioides</i> Cham. & Schltdl.	2	subarbusto	LC
<i>Cuphea micrantha</i> Kunth	3	erva	NE
<i>Cuphea sessiliflora</i> A.St.-Hil.	1	subarbusto	NE
<i>Cuphea thymoides</i> Cham. & Schltdl.	1	subarbusto	NE
<i>Diplusodon sessiliflorus</i> Koehne	1	subarbusto	NE

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
<i>Diplusodon virgatus</i> Pohl	1	arbusto	NE
<i>Lafoensia nummularifolia</i> A.St.-Hil.	1	subarbusto	VU
Malpighiaceae			
<i>Aspicarpa pulchella</i> (Griseb.) O'Donnell & Lourteig	5	subarbusto	NE
<i>Banisteriopsis argyrophylla</i> (A.Juss.) B.Gates	1	trepadeira/ subarbusto	NE
<i>Banisteriopsis campestris</i> (A.Juss.) Little	9	arbusto	NE
<i>Banisteriopsis malifolia</i> (Nees & Mart.) B.Gates	1	arbusto	NE
<i>Banisteriopsis stellaris</i> (Griseb.) B.Gates	2	arbusto/ trepadeira	NE
<i>Banisteriopsis variabilis</i> B.Gates	1	trepadeira	NE
<i>Byrsonima basiloba</i> A.Juss.	1	árvore	NE
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	5	árvore	LC
<i>Byrsonima intermedia</i> A.Juss.	8	arbusto	NE
<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.	2	arbusto/ árvore	NE
<i>Byrsonima rigida</i> A.Juss.	1	subarbusto	LC
<i>Byrsonima rupestris</i> Francener & Mamede	1	subarbusto	NE
<i>Byrsonima variabilis</i> A.Juss.	4	arbusto	LC
<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.	8	subarbusto/ árvore	NE
<i>Camarea hirsuta</i> A.St.-Hil.	2	subarbusto	LC
<i>Galphimia australis</i> Chodat	1	subarbusto	NE
<i>Galphimia brasiliensis</i> (L.) A.Juss.	1	erva	NE
<i>Glicophyllum salicifolium</i> (A.Juss.)	1	subarbusto	NE
<i>Heteropterys campestris</i> A.Juss.	1	subarbusto/ trepadeira	NE
<i>Heteropterys umbellata</i> A.Juss.	1	arbusto	NE
<i>Mascagnia cordifolia</i> (A.Juss.) Griseb.	1	trepadeira	NE
<i>Peixotoa tomentosa</i> A.Juss.	2	arbusto	NE
<i>Pterandra pyroidea</i> A.Juss.	1	arbusto	LC
<i>Stigmaphyllon lalandianum</i> A.Juss.	2	trepadeira	NE
Malvaceae			
<i>Byttneria hatschbachii</i> Cristóbal	1	subarbusto	NE
<i>Byttneria oblongata</i> Pohl	5	subarbusto	LC
<i>Byttneria ramosissima</i> Pohl	1	subarbusto	NE
<i>Byttneria sagittifolia</i> A. St.-Hil.	1	subarbusto	NE
<i>Byttneria</i> sp.	1	subarbusto	NE
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	2	árvore	NE
<i>Krapovickasia macrodon</i> (A.DC.) Fryxell	3	erva	NE
<i>Pavonia rosa-campestris</i> A.St.-Hil.	1	subarbusto	NE
<i>Peltaea polymorpha</i> (A.St.-Hil.) Krapov. & Cristóbal	8	subarbusto	NE
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart.) A.Robyns	1	árvore	NE
<i>Pseudobombax tomentosum</i> (Mart.) A.Robyns	1	árvore	LC
<i>Sida ciliaris</i> L.	2	subarbusto	NE

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
<i>Sida glaziovii</i> K.Schum.	2	arbusto	NE
<i>Sida linifolia</i> Cav.	1	erva	NE
<i>Sida viarum</i> A.St.-Hil.	1	subarbusto	NE
<i>Waltheria communis</i> A.St.-Hil.	4	erva	LC
Malvaceae	1	subarbusto	NE
Mayacaceae			
<i>Mayaca sellowiana</i> Kunth	1	erva	NE
Melastomataceae			
<i>Acisanthera alsinaefolia</i> (Mart. & Schrank ex DC.) Triana	2	subarbusto	NE
<i>Cambessedesia espora</i> (A.St.-Hil. ex Bonpl.) DC.	4	erva	NE
<i>Chaetogastra gracilis</i> (Bonpl.) DC.	3	subarbusto	NE
<i>Chaetostoma armatum</i> (Spreng.) Cogn.	3	arbusto	NE
<i>Leandra aurea</i> (Cham.) Cogn.	4	arbusto	NE
<i>Leandra erostrata</i> (DC.) Cogn.	1	subarbusto	NE
<i>Leandra hatschbachii</i> Brade	1	subarbusto	EN
<i>Leandra melastomoides</i> Raddi	1	arbusto	NE
<i>Leandra regnellii</i> (Triana) Cogn.	2	arbusto	NE
<i>Leandra</i> sp.	1	subarbusto	NE
<i>Macairea radula</i> (Bonpl.) DC.	2	árvore	NE
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	8	arbusto/ árvore	NE
<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	1	arbusto	NE
<i>Miconia corallina</i> Spring	1	árvore	NE
<i>Miconia flammea</i> Casar.	1	árvore	NE
<i>Miconia hyemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin	2	arbusto	NE
<i>Miconia leucocarpa</i> DC.	1	arbusto	NE
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	5	árvore	NE
<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC.	1	arbusto	NE
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	3	árvore	NE
<i>Miconia stenostachya</i> DC.	2	arbusto	NE
<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Cogn.	2	arbusto/ árvore	NE
<i>Miconia</i> sp.	1	subarbusto	NE
<i>Microlicia fasciculata</i> Mart. ex Naudin	1	subarbusto	LC
<i>Ossaea congestiflora</i> (Naudin) Cogn.	1	subarbusto	NE
<i>Pleroma quartelaense</i> F. S. Mey & R. Goldenb.	1	arbusto	NE
<i>Pleroma hatschbachii</i> (Wurdack) P.J.F.Guim.&Michelang.	1	arbusto	NE
<i>Pleroma martiale</i> (Cham.) Triana	3	arbusto	NE
<i>Pleroma stenocarpum</i> (Schrank et Mart. ex DC.) Triana	1	árvore	NE
<i>Pleroma ursinum</i> (Cham.) Triana	1	subarbusto	NE
<i>Trembleya parviflora</i> (D.Don) Cogn.	2	arbusto	NE
Melastomataceae	1	arbusto	NE
Menispermaceae			
<i>Cissampelos ovalifolia</i> DC.	9	subarbusto	NE

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
<i>Cissampelos pareira</i> L.	1	trepadeira	LC
Microteaceae			
<i>Microtea celosioides</i> Moq. ex Sennikov & Sukhor.	1	erva	NE
Moraceae			
<i>Dorstenia brasiliensis</i> Lam.	2	erva	LC
Myrtaceae			
<i>Blepharocalyx myriophyllus</i> (Casar.) Morais & Sobral	1	arbusto	NE
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	1	arbusto/ árvore	LC
<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O.Berg	10	arbusto	NE
<i>Campomanesia pubescens</i> (Mart. ex DC.) O.Berg	2	arbusto	LC
<i>Campomanesia rufa</i> (O.Berg) Nied.	1	arbusto	LC
<i>Eugenia angustissima</i> O.Berg	1	subarbusto	LC
<i>Eugenia anomala</i> D.Legrand	6	subarbusto	LC
<i>Eugenia arenosa</i> Mattos	1	subarbusto	LC
<i>Eugenia aurata</i> O.Berg	1	árvore	LC
<i>Eugenia bimarginata</i> DC.	6	subarbusto	NE
<i>Eugenia corrientina</i> Barb.Rodr.	1	arbusto	NE
<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC.	2	subarbusto	NE
<i>Eugenia langsdorffii</i> O.Berg	1	subarbusto	NE
<i>Eugenia livida</i> O.Berg	3	subarbusto	NE
<i>Eugenia pitanga</i> (O.Berg) Nied.	4	subarbusto	NE
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	7	árvore	NE
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	1	arbusto/ árvore	NE
<i>Eugenia sellowiana</i> DC.	3	subarbusto	NE
<i>Eugenia sonderiana</i> O.Berg	1	arbusto	NE
<i>Eugenia suberosa</i> Cambess.	1	árvore	NE
<i>Myrceugenia bracteosa</i> (DC.) D.Legrand & Kausel	1	árvore	EN
<i>Myrcia bella</i> Cambess.	3	árvore	NE
<i>Myrcia cardiaca</i> O.Berg	1	arbusto	NE
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	3	árvore	LC
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	1	árvore	NE
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	3	árvore	NE
<i>Myrcia uberavensis</i> O.Berg	1	arbusto	NE
<i>Myrcia variabilis</i> DC.	1	árvore	LC
<i>Myrciaria cuspidata</i> O.Berg	3	arbusto	LC
<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg	2	subarbusto/ árvore	NE
<i>Psidium australe</i> Cambess.	4	subarbusto	NE
<i>Psidium firmum</i> O.Berg	3	arbusto	LC
<i>Psidium grandifolium</i> Mart. ex DC.	11	arbusto	LC
<i>Psidium guineense</i> Sw.	1	arbusto/ árvore	NE
<i>Psidium laruotteanum</i> Cambess.	7	arbusto/ árvore	NE
<i>Psidium salutare</i> var. <i>pohlium</i> (O.Berg) Landrum	4	árvore	NE

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
Myrtaceae 1	1	árvore	NE
Myrtaceae 2	1	árvore	NE
Ochnaceae			
<i>Ouratea floribunda</i> (A.St.-Hil.) Engl.	3	subarbusto	NE
<i>Ouratea humilis</i> (A.St.-Hil.) Engl.	1	subarbusto	NE
<i>Ouratea nervosa</i> (A.St.-Hil.) Engl.	1	subarbusto	NE
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.	7	árvore/ arbusto	LC
Opiliaceae			
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook.f.	1	árvore	NE
Orchidaceae			
<i>Cattleya crispata</i> (Thunb.) Van den Berg	1	erva	NT
<i>Epistephium sclerophyllum</i> Lindl.	3	erva	NE
<i>Galeandra</i> sp.	1	erva	NE
<i>Gomesa warmingii</i> (Rchb.f.) M.W.Chase & N.H.Williams	1	erva	LC
<i>Prescottia oligantha</i> (Sw.) Lindl.	1	erva	NE
<i>Zygopetalum maculatum</i> (Kunth) Garay	1	erva	NT
Orchidaceae 1	1	erva	NE
Orchidaceae 2	1	erva	NE
Orobanchaceae			
<i>Buchnera lavandulacea</i> Cham. & Schltdl.	3	erva	NE
<i>Esterhazyia splendida</i> J.C.Mikan	1	arbusto/ subarbusto	NE
Oxalidaceae			
<i>Oxalis conorrhiza</i> Jacq.	1	erva	NE
<i>Oxalis hirsutissima</i> Mart. & Zucc.	1	subarbusto	NE
<i>Oxalis myriophylla</i> A.St.-Hil.	1	subarbusto	NE
Passifloraceae			
<i>Passiflora lepidota</i> Mast.	1	subarbusto	NE
Peraceae			
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	3	árvore	NE
Phyllanthaceae			
<i>Phyllanthus orbiculatus</i> Rich.	1	erva	NE
Plantaginaceae			
<i>Angelonia integerrima</i> Spreng.	1	erva	LC
<i>Scoparia dulcis</i> L.	2	erva	NE
Poaceae			
<i>Agonium leptocladum</i> (Hack.) Clayton	5	graminoide	LC
<i>Agrostis montevidensis</i> Spreng. ex Nees	1	graminoide	NE
<i>Andropogon bicornis</i> L.	2	graminoide	NE
<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	14	graminoide	NE
<i>Andropogon virgatus</i> Desv.	2	graminoide	NE
<i>Anthaenantia lanata</i> (Kunth) Benth.	5	graminoide	NE

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
<i>Aristida jubata</i> (Arechav.) Herter	4	graminoide	NE
<i>Aristida megapotamica</i> var. <i>brevipes</i> Henrard	10	graminoide	NE
<i>Aristida recurvata</i> Kunth	1	graminoide	NE
<i>Aristida riparia</i> Trin.	4	graminoide	NE
<i>Aristida setifolia</i> Kunth	1	graminoide	NE
<i>Aristida torta</i> (Nees) Kunth	1	graminoide	NE
<i>Arthropogon villosus</i> Nees	1	graminoide	LC
<i>Arthropogon xerachne</i> Ekman	1	graminoide	CR
<i>Axonopus aureus</i> P. Beauv.	9	graminoide	LC
<i>Axonopus brasiliensis</i> (Spreng.) Kuhlman	6	graminoide	NE
<i>Axonopus leptostachyus</i> (Flüggé) Hitchc.	1	graminoide	NE
<i>Axonopus marginatus</i> (Trin.) Chase	13	graminoide	NE
<i>Axonopus pellitus</i> (Nees ex Trin.) Hitchc. & Chase	9	graminoide	NE
<i>Axonopus polystachyus</i> G.A. Black	1	graminoide	NE
<i>Axonopus pressus</i> (Nees ex Steud.) Parodi	7	graminoide	LC
<i>Axonopus siccus</i> (Nees) Kuhlman	8	graminoide	NE
<i>Calamagrostis viridiflavescens</i> (Poir.) Steud. var. <i>viridiflavescens</i>	1	graminoide	NE
<i>Ctenium cirrosum</i> (Nees) Kunth	1	graminoide	DD
<i>Danthonia secundiflora</i> J.Presl	2	graminoide	NE
<i>Digitaria corynotricha</i> (Hack.) Henrard	1	graminoide	LC
<i>Digitaria insularis</i> (L.) Fedde	2	graminoide	NE
<i>Digitaria neesiana</i> Henrard	1	graminoide	EN
<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase	5	graminoide	NE
<i>Elionurus muticus</i> (Spreng.) Kuntze	10	graminoide	NE
<i>Elionurus planifolius</i> Renvoize	1	graminoide	NE
<i>Eragrostis leucosticta</i> Nees ex Döll	2	graminoide	NE
<i>Eragrostis lugens</i> Nees	5	graminoide	NE
<i>Eragrostis maypurensis</i> (Kunth) Steud.	1	graminoide	NE
<i>Eragrostis polytricha</i> Nees	3	graminoide	NE
<i>Eragrostis solida</i> Nees	2	graminoide	NE
<i>Eustachys distichophylla</i> (Lag.) Nees	1	graminoide	NE
<i>Gymnopogon foliosus</i> (Willd.) Nees	3	graminoide	NE
<i>Gymnopogon spicatus</i> (Spreng.) Kuntze	10	graminoide	NE
<i>Imperata brasiliensis</i> Trin.	3	graminoide	NE
<i>Loudetia flammida</i> (Trin.) C.E.Hubb.	1	graminoide	LC
<i>Loudetiopsis chrysothrix</i> (Nees) Conert	10	graminoide	NE
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka*	1	graminoide	NE
<i>Mesosetum ferrugineum</i> (Trin.) Chase	2	graminoide	LC
<i>Oedochloa procurrens</i> (Nees ex Trin.) C.Silva & R.P.Oliveira	5	graminoide	NE
<i>Otachyrium versicolor</i> (Döll) Henrard	3	graminoide	NE

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
<i>Panicum campestre</i> Nees ex Trin.	1	graminoide	NE
<i>Panicum olyroides</i> Kunth var. <i>olyroides</i>	4	graminoide	NE
<i>Panicum olyroides</i> var. <i>hirsutum</i> Henrard	6	graminoide	NE
<i>Panicum repens</i> L.	1	graminoide	NE
<i>Panicum sellowii</i> Nees	1	graminoide	NE
<i>Paspalum ammodes</i> Trin.	6	graminoide	NE
<i>Paspalum carinatum</i> Humb. & Bonpl. ex Flügge	9	graminoide	NE
<i>Paspalum cordatum</i> Hack.	5	graminoide	NE
<i>Paspalum dasytrichium</i> Dusén ex Swallen	1	graminoide	NE
<i>Paspalum erianthum</i> Nees ex Trin.	2	graminoide	NE
<i>Paspalum foliiforme</i> S.Denham	1	graminoide	NE
<i>Paspalum gardnerianum</i> Nees	5	graminoide	NE
<i>Paspalum guenoarum</i> Arechav.	2	graminoide	NE
<i>Paspalum hyalinum</i> Nees ex Trin.	5	graminoide	NE
<i>Paspalum lachneum</i> Nees ex Steud.	4	graminoide	NE
<i>Paspalum maculosum</i> Trin.	1	graminoide	NE
<i>Paspalum pectinatum</i> Nees ex Trin.	9	graminoide	NE
<i>Paspalum polyphyllum</i> Nees	5	graminoide	NE
<i>Paspalum rupium</i> Renvoize	1	graminoide	NE
<i>Saccharum asperum</i> (Nees) Steud.	1	graminoide	NE
<i>Schizachyrium condensatum</i> (Kunth) Nees	2	graminoide	NE
<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R.Arrill. & Izag.	10	graminoide	NE
<i>Schizachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston	3	graminoide	NE
<i>Schizachyrium tenerum</i> Nees	5	graminoide	NE
<i>Schizachyrium</i> sp.	1	graminoide	NE
<i>Sorghastrum minarum</i> (Nees) Hitchc.	3	graminoide	NE
<i>Sporobolus aeneus</i> (Trin.) Kunth	4	graminoide	NE
<i>Sporobolus cubensis</i> Hitchc.	5	graminoide	NE
<i>Trachypogon macroglossus</i> Trin.	2	graminoide	NE
<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze	9	graminoide	NE
<i>Trachypogon vestitus</i> Andersson	5	graminoide	NE
<i>Trichanthecium cyanescens</i> (Nees ex Trin.) Zuloaga & Morrone	1	graminoide	NE
<i>Trichanthecium schwackeanum</i> (Mez) Zuloaga & Morrone	2	graminoide	NE
<i>Tristachya leiostachya</i> Nees	9	graminoide	NE
Poaceae 1	1	graminoide	NE
Poaceae 2	1	graminoide	NE
Poaceae 3	1	graminoide	NE
Poaceae 4	1	graminoide	NE

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
Polygalaceae			
<i>Asemeia extraaxillaris</i> (Chodat) J.F.B.Pastore & J.R.Abbott	1	erva	NE
<i>Asemeia hebeclada</i> (DC.) J.F.B.Pastore & J.R.Abbott	1	erva	NE
<i>Asemeia hirsuta</i> (A.St.-Hil. & Moq.) J.F.B.Pastore & J.R.Abbott	4	erva	NE
<i>Asemeia violacea</i> (Aubl.) J.F.B.Pastore & J.R.Abbott	1	erva	NE
<i>Monnina richardiana</i> A.St.-Hil. & Moq.	2	subarbusto	NE
<i>Polygala cuspidata</i> DC.	1	erva	NE
<i>Polygala longicaulis</i> Kunth	2	erva	NE
<i>Polygala nudicaulis</i> A.W.Benn.	2	erva	LC
<i>Polygala tenuis</i> DC.	1	erva	NE
<i>Polygala timoutoides</i> Chodat	1	erva	NE
Polypodiaceae			
<i>Serpocaulon latipes</i> (Langsd. & Fisch.) A.R.Sm.	4	erva	NE
<i>Serpocaulon</i> sp.	1	erva	NE
Portulacaceae			
<i>Portulaca frieseana</i> Poelln.	1	erva	NE
<i>Portulaca mucronata</i> Link	1	erva	NE
Primulaceae			
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	2	árvore	NE
<i>Myrsine glazioviana</i> Warm.	1	arbusto	EN
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	4	árvore	NE
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	4	árvore	NE
Proteaceae			
<i>Roupala montana</i> Aubl.	3	árvore	NE
Pteridaceae			
<i>Lytoneuron lomariaceum</i> (Kunze ex Klotzsch) Yesilyurt	3	erva	LC
<i>Myriopteris myriophylla</i> (Desv.) Sm.	1	erva	NE
<i>Pityrogramma</i> sp.	1	erva	NE
Rhamnaceae			
<i>Frangula sphaerosperma</i> (Sw.) Kartesz & Gandhi	2	árvore	NE
Rubiaceae			
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich.	1	arbusto/ árvore	NE
<i>Borreria poaya</i> (A.St.-Hil.) DC.	6	erva	NE
<i>Borreria verticillata</i> (L.) G.Mey.	2	erva	NE
<i>Borreria</i> sp.	1	erva	NE
<i>Coccocypselum condalia</i> Pers.	1	erva	NE
<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	2	arbusto	NE
<i>Cordia humilis</i> (K.Schum.) Kuntze	1	arbusto	NE
<i>Cordia obtusa</i> (K.Schum.) Kuntze	4	subarbusto	NE
<i>Declieuxia cordigera</i> Mart. & Zucc. ex Schult. & Schult.f.	1	erva	LC

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
<i>Declieuxia dusenii</i> Standl.	1	erva	NE
<i>Declieuxia fruticosa</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Kuntze	5	erva	LC
<i>Galianthe grandifolia</i> E.L.Cabral	5	subarbusto	NE
<i>Galianthe liliifolia</i> (Standl.) E.L.Cabral	1	subarbusto	NE
<i>Galium hypocarpium</i> (L.) Endl. ex Griseb.	1	erva	NE
<i>Galium megapotamicum</i> Spreng.	1	erva	NE
<i>Hexasepalum radula</i> (Willd.) Delprete & J.H.Kirkbr.	1	subarbusto	NE
<i>Mitracarpus hirtus</i> (L.) DC.	9	erva	NE
<i>Mitracarpus</i> sp.	1	erva	NE
<i>Palicourea rigida</i> Kunth	8	subarbusto/ arbusto	NE
<i>Richardia stellaris</i> (Cham. & Schltdl.) Steud.	2	erva	NT
<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	1	árvore	NE
<i>Sabicea brasiliensis</i> Wernham	3	subarbusto	NE
<i>Spermacoce eryngioides</i> (Cham. & Schltdl.) Kuntze	1	erva	NE
<i>Tocoyena brasiliensis</i> Mart.	1	arbusto	NE
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum.	3	arbusto	NE
Rutaceae			
<i>Hortia oreadica</i> Groppo et al.	1	arbusto	NE
Salicaceae			
<i>Casearia altiplanensis</i> Sleumer	1	subarbusto	NE
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	4	árvore	NE
Santalaceae			
<i>Thesium aphyllum</i> Mart. ex A. DC.	2	erva	LC
Sapindaceae			
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	1	árvore	NE
<i>Serjania cissoides</i> Radlk.	1	trepadeira	NE
<i>Serjania erecta</i> Radlk.	2	arbusto	NE
<i>Serjania lethalis</i> A.St.-Hil.	2	trepadeira	NE
<i>Talisia angustifolia</i> Radlk.	1	subarbusto	LC
<i>Urvillea ulmacea</i> Kunth	1	trepadeira	NE
Sapotaceae			
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	3	árvore	NE
<i>Pouteria subcaerulea</i> Pierre ex Dubard	1	subarbusto	LC
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	3	árvore	LC
<i>Pradosia brevipes</i> (Pierre) T.D.Penn.	8	subarbusto	LC
Smilacaceae			
<i>Smilax fluminensis</i> Steud.	5	trepadeira/ subarbusto	NE
Solanaceae			
<i>Cestrum mariquitense</i> Kunth	1	arbusto	NE
<i>Schwenckia americana</i> Rooyen ex L. var. <i>americana</i>	4	erva	NE

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
<i>Schwenckia americana</i> var. <i>angustifolia</i> J.A.Schmidt	1	erva	NE
<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	6	arbusto	NE
<i>Solanum palinacanthum</i> Dunal	4	erva	NE
<i>Solanum paniculatum</i> L.	1	arbusto	NE
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	1	árvore	LC
Styracaceae			
<i>Styrax camporum</i> Pohl	1	árvore	NE
Symplocaceae			
<i>Symplocos revoluta</i> Casar.	2	árvore	NE
Turneraceae			
<i>Piriqueta aurea</i> (Cambess.) Urb.	7	erva/ subarbusto	NE
<i>Piriqueta emasensis</i> Arbo	1	erva/ subarbusto	DD
<i>Piriqueta rosea</i> (Cambess.) Urb.	2	erva/ subarbusto	NE
<i>Turnera hilaireana</i> Urb.	1	erva/ subarbusto	LC
<i>Turnera oblongifolia</i> Cambess.	3	erva/ subarbusto	NE
Urticaceae			
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	1	árvore	NE
Verbenaceae			
<i>Glandularia lobata</i> (Vell.) P.Peralta & Thode	1	subarbusto	NE
<i>Lantana camara</i> L.	1	arbusto	NE
<i>Lantana fucata</i> Lindl.	1	arbusto	NE
<i>Lantana trifolia</i> L.	1	subarbusto	NE
<i>Lippia lupulina</i> Cham.	6	subarbusto	NE
<i>Lippia origanoides</i> Kunth	6	arbusto	NE
<i>Lippia stachyoides</i> Cham.	1	subarbusto	NE
<i>Verbena hirta</i> Spreng.	1	erva	LC
Violaceae			
<i>Pombalia velutina</i> (Schulze-Menz) Paula-Souza	1	erva	DD
Vitaceae			
<i>Cissus erosa</i> Rich.	2	trepadeira/ arbusto	NE
Vochysiaceae			
<i>Qualea dichotoma</i> (Mart.) Warm.	1	árvore	NE
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	4	árvore	NE
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	1	árvore	NE
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	3	árvore	NE
Xyridaceae			
<i>Xyris asperula</i> Mart.	3	erva	NE
<i>Xyris jupicai</i> Rich.	1	erva	NE
<i>Xyris melanopoda</i> L.B.Sm. & Downs	1	erva	NE
<i>Xyris tortula</i> Mart.	1	erva	NE

Espécie	nº de sítios	Forma de crescimento	Grau de ameaça
Indeterminadas			
Indeterminada 1	1	-	NE
Indeterminada 2	1	-	NE
Indeterminada 3	1	-	NE
Indeterminada 4	1	-	NE
Indeterminada 5	1	-	NE
Indeterminada 6	1	-	NE
Indeterminada 7	1	-	NE
Indeterminada 8	1	-	NE
Indeterminada 9	1	-	NE
Indeterminada 10	1	-	NE
Indeterminada 11	1	-	NE
Indeterminada 12	1	-	NE
Indeterminada 13	1	-	NE
Indeterminada 14	1	-	NE
Indeterminada 15	1	-	NE
Indeterminada 16	1	-	NE
Indeterminada 17	1	-	NE

ANEXOS CAPÍTULO I

Tabela S2. Classificação textural da camada superficial do solo (0-20 cm) dos sítios amostrados. A classificação foi realizada utilizando o triângulo textural (Lemos & Santos 1984), de acordo com as proporções de areia, argila e silte.

Textura do solo	Sítios
Areia	Estação Ecológica de Santa Bárbara I, Parque Natural Municipal do Pombo, Estação Ecológica e Experimental de Itirapina
Areia franca	Estação Ecológica de Santa Bárbara II, Horto Florestal de Botucatu, Parque Estadual do Guartelá I e II
Franca	Parque Estadual do Juquery
Franca-arenosa	Parque Estadual do Cerrado, Unidade de Pesquisa e Desenvolvimento (IAC)
Franca-argilosa-arenosa	Parque Estadual do Ibitipoca, Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus
Franca-siltosa	Fazenda Itapoã
Muito argilosa	Parque Nacional da Serra da Canastra, Parque Nacional das Emas

ANEXOS CAPÍTULO II

Tabela S3. Tabela com os coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis edáficas para investigação de colinearidade. Valores sombreados de cinza apresentaram correlação significativa. P – fósforo; M.O. – matéria orgânica; C – carbono; K – potássio; Ca – cálcio; Mg – magnésio; H_Al – acidez trocável; Al – alumínio; SB – soma de bases; CTC – capacidade de troca catiônica efetiva; V – saturação por bases (V%); m – saturação por alumínio (m%); S – enxofre; Cu – cobre; Zn – zinco; Fe – ferro; Mn – manganês; B – boro; Areia – proporção de areia; Arg – proporção de argila; Sil – proporção de silte; D_md – déficit hídrico médio anual; D_mx – déficit hídrico máximo anual; E_md – excedente hídrico médio anual; C_mx – conteúdo máximo de água no solo; C_mn – conteúdo mínimo de água no solo.

	P	M.O.	C	pH	K	Ca	Mg	H_Al	Al	SB	CTC	V	m	S	Cu	Zn	Fe	Mn	B	Areia	Arg	Sil	D_md	D_mx	E_md	C_mx	C_mn
P	1,00																										
M.O.	0,50	1,00																									
C	0,49	1,00	1,00																								
PH	-0,51	-0,09	-0,09	1,00																							
K	-0,03	0,50	0,48	0,19	1,00																						
Ca	-0,12	0,18	0,17	0,30	0,79	1,00																					
Mg	-0,18	0,11	0,10	0,20	0,78	0,92	1,00																				
H_Al	0,64	0,91	0,90	-0,18	0,32	0,05	-0,05	1,00																			
Al	0,63	0,40	0,39	-0,93	-0,04	-0,25	-0,15	0,45	1,00																		
SB	-0,13	0,22	0,21	0,27	0,86	0,98	0,96	0,07	-0,19	1,00																	
CTC	0,61	0,92	0,91	-0,14	0,43	0,17	0,07	0,99	0,42	0,19	1,00																
V	-0,38	-0,27	-0,27	0,27	0,57	0,86	0,89	-0,44	-0,35	0,86	-0,32	1,00															
m	0,30	-0,18	-0,18	-0,73	-0,70	-0,85	-0,72	-0,02	0,63	-0,82	-0,12	-0,69	1,00														
S	0,06	0,67	0,69	0,19	0,19	-0,09	-0,11	0,51	0,02	-0,05	0,49	-0,35	-0,11	1,00													
Cu	-0,43	0,18	0,18	0,60	0,76	0,82	0,77	-0,07	-0,54	0,83	0,04	0,72	-0,92	0,15	1,00												
Zn	0,45	0,58	0,57	-0,36	0,53	0,16	0,29	0,43	0,52	0,27	0,45	0,05	-0,01	0,17	0,11	1,00											
Fe	0,73	0,79	0,78	-0,12	0,27	0,05	-0,04	0,92	0,35	0,06	0,91	-0,39	-0,03	0,32	-0,10	0,45	1,00										
Mn	-0,30	-0,27	-0,29	0,15	0,47	0,65	0,64	-0,32	-0,24	0,65	-0,23	0,73	-0,50	-0,43	0,55	-0,10	-0,28	1,00									
B	-0,03	-0,29	-0,29	0,12	-0,25	0,05	-0,04	-0,19	-0,19	-0,03	-0,19	0,12	-0,07	-0,14	-0,07	-0,41	-0,25	0,28	1,00								
Areia	0,27	-0,45	-0,45	-0,66	-0,40	-0,21	-0,04	-0,24	0,45	-0,20	-0,26	0,01	0,59	-0,59	-0,55	-0,03	-0,10	0,12	0,16	1,00							
Arg	-0,14	0,43	0,43	0,72	0,30	0,17	0,03	0,33	-0,49	0,16	0,34	-0,09	-0,53	0,67	0,41	-0,16	0,24	-0,16	-0,12	-0,86	1,00						
Sil	-0,32	0,30	0,31	0,34	0,38	0,18	0,05	0,04	-0,23	0,18	0,06	0,10	-0,44	0,27	0,51	0,25	-0,12	-0,02	-0,14	-0,79	0,36	1,00					
D_md	-0,29	-0,37	-0,38	0,49	0,11	0,51	0,45	-0,40	-0,52	0,44	-0,34	0,62	-0,51	-0,34	0,37	-0,46	-0,36	0,40	0,37	-0,07	0,18	-0,09	1,00				
D_mx	-0,30	-0,33	-0,33	0,57	0,12	0,51	0,42	-0,38	-0,59	0,44	-0,32	0,59	-0,56	-0,22	0,41	-0,50	-0,35	0,35	0,35	-0,19	0,31	-0,04	0,99	1,00			
E_md	0,07	0,72	0,72	0,20	0,55	0,17	0,20	0,58	0,03	0,25	0,60	-0,10	-0,27	0,80	0,29	0,43	0,51	-0,16	-0,32	-0,49	0,59	0,18	-0,33	-0,26	1,00		
C_mx	-0,54	-0,55	-0,53	0,13	-0,52	-0,46	-0,47	-0,51	-0,36	-0,50	-0,56	-0,21	0,23	-0,21	-0,15	-0,44	-0,50	-0,16	0,08	0,06	-0,25	0,19	-0,18	-0,17	-0,42	1,00	
C_mn	-0,02	0,06	0,07	-0,27	-0,13	-0,37	-0,34	0,21	0,20	-0,34	0,16	-0,42	0,33	-0,05	-0,22	0,17	0,22	-0,15	-0,21	0,18	-0,34	0,08	-0,77	-0,80	0,03	0,56	1,00

ANEXOS CAPÍTULO II

Tabela S4. Tabela com os coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis climáticas e de frequência de fogo para investigação de colinearidade. Valores sombreados de cinza apresentaram correlação significativa. Alt - altitude; Prec – precipitação anual; Saz – índice de sazonalidade; T_med – temperatura média; T_max – temperatura máxima; T_min – temperatura mínima; Dia_G – número de dias de geada por ano; Rad_min – radiação mínima; Rad_max – radiação máxima; DPV_med – déficit de pressão de vapor médio; DPV_max – déficit de pressão de vapor máximo; DPV_07 – número de meses médio por ano com DPV acima de 0,7 kPa; EVP_max – evapotranspiração real mensal máxima; Arid – índice de aridez severa ou extrema; Fogo_T – tempo decorrido desde a última queima; Fogo_F – frequência de fogo.

	Alt	Prec	Saz	T_med	T_max	T_min	Dia_G	Rad_min	Rad_max	DPV_med	DPV_max	DPV_07	EVP_max	I_arid	Fogo_T	Fogo_F
Alt	1,00															
Prec	0,82	1,00														
Saz	0,34	0,67	1,00													
T_med	-0,77	-0,32	0,27	1,00												
T_max	-0,87	-0,52	-0,02	0,94	1,00											
T_min	-0,67	-0,22	0,44	0,95	0,81	1,00										
Dia_G	0,64	0,26	-0,48	-0,89	-0,76	-0,96	1,00									
Rad_min	-0,05	0,44	0,84	0,65	0,44	0,70	-0,69	1,00								
Rad_max	-0,12	-0,31	-0,60	-0,24	-0,04	-0,41	0,44	-0,47	1,00							
DPV_med	-0,66	-0,25	0,16	0,91	0,93	0,76	-0,67	0,58	-0,07	1,00						
DPV_max	-0,50	0,02	0,39	0,89	0,84	0,79	-0,70	0,79	-0,23	0,94	1,00					
DPV_07	-0,73	-0,40	0,07	0,89	0,94	0,73	-0,69	0,47	-0,04	0,97	0,86	1,00				
EVP_max	-0,90	-0,56	-0,04	0,94	0,96	0,82	-0,76	0,38	0,01	0,89	0,77	0,90	1,00			
I_arid	-0,54	-0,18	0,00	0,68	0,67	0,51	-0,41	0,36	0,16	0,74	0,68	0,69	0,72	1,00		
Fogo_T	0,37	0,32	0,02	-0,32	-0,33	-0,30	0,45	-0,16	0,42	-0,15	-0,14	-0,24	-0,26	-0,15	1,00	
Fogo_F	-0,42	-0,25	0,05	0,47	0,46	0,46	-0,53	0,32	-0,36	0,29	0,31	0,29	0,39	0,26	-0,89	1,00

ANEXOS CAPÍTULO II

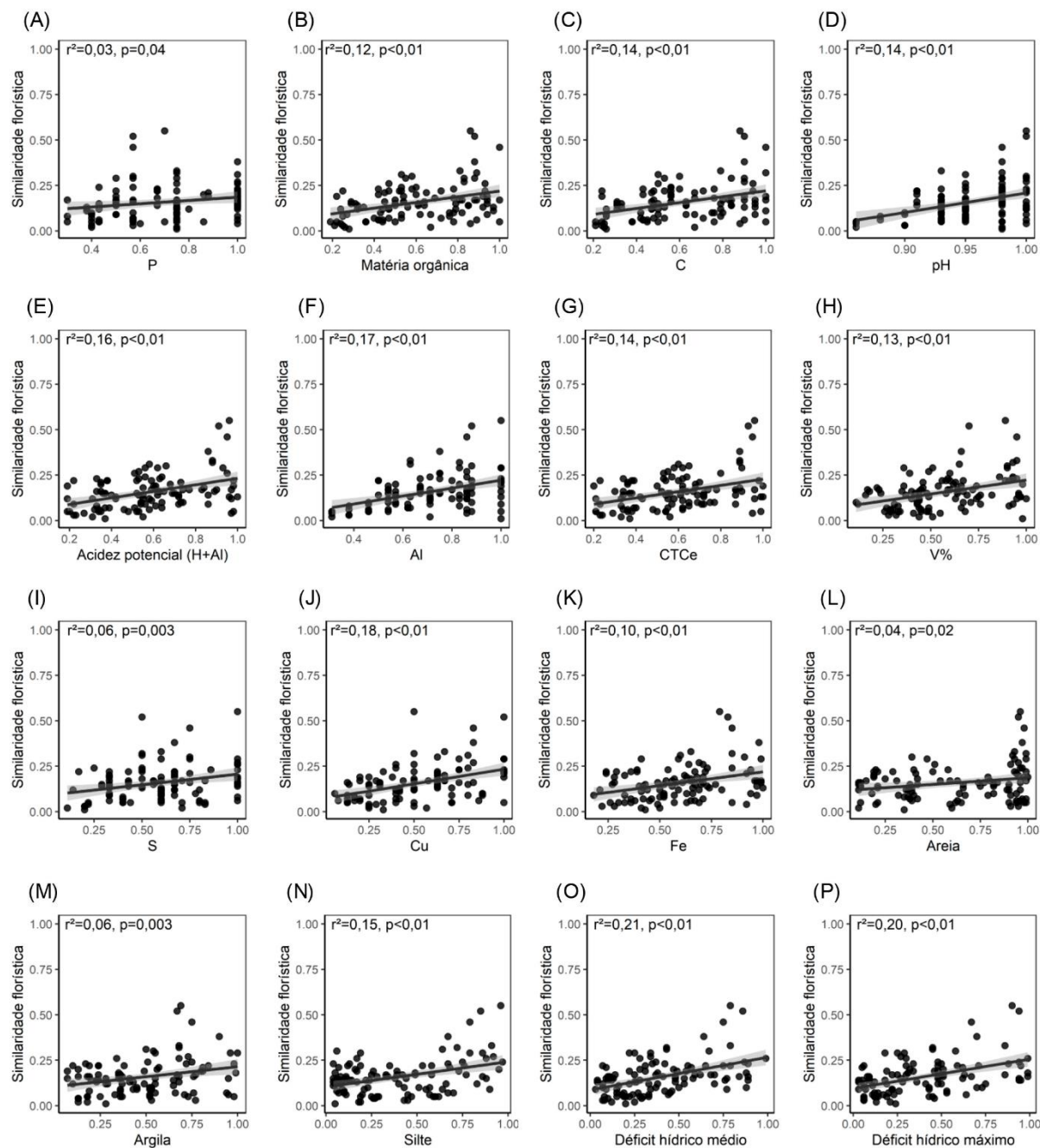


Figura S4. Regressões lineares entre a similaridade florística (eixo Y) e a similaridade em fatores edáficos (eixo X) entre 15 sítios de vegetação campestre de Cerrado. Variáveis predictoras (eixo X): (A) Fósforo; (B) Matéria orgânica; (C) Carbono; (D) pH; (E) Acidez potencial; (F) Alumínio; (G) Capacidade de troca de cátions (CTCe); (H) Saturação por bases; (I) Enxofre; (J) Cobre; (K) Ferro; (L) Areia; (M) Argila; (N) Silte; (O) Déficit hídrico médio do solo; (P) Déficit hídrico máximo do solo. Os valores nos eixos X e Y variam de 0 (diferença completa entre dois sítios) até 1 (valores iguais para dois sítios), obtidos para 105 pares de sítios. A área acinzentada representa o erro padrão da análise de regressão.

ANEXOS CAPÍTULO II

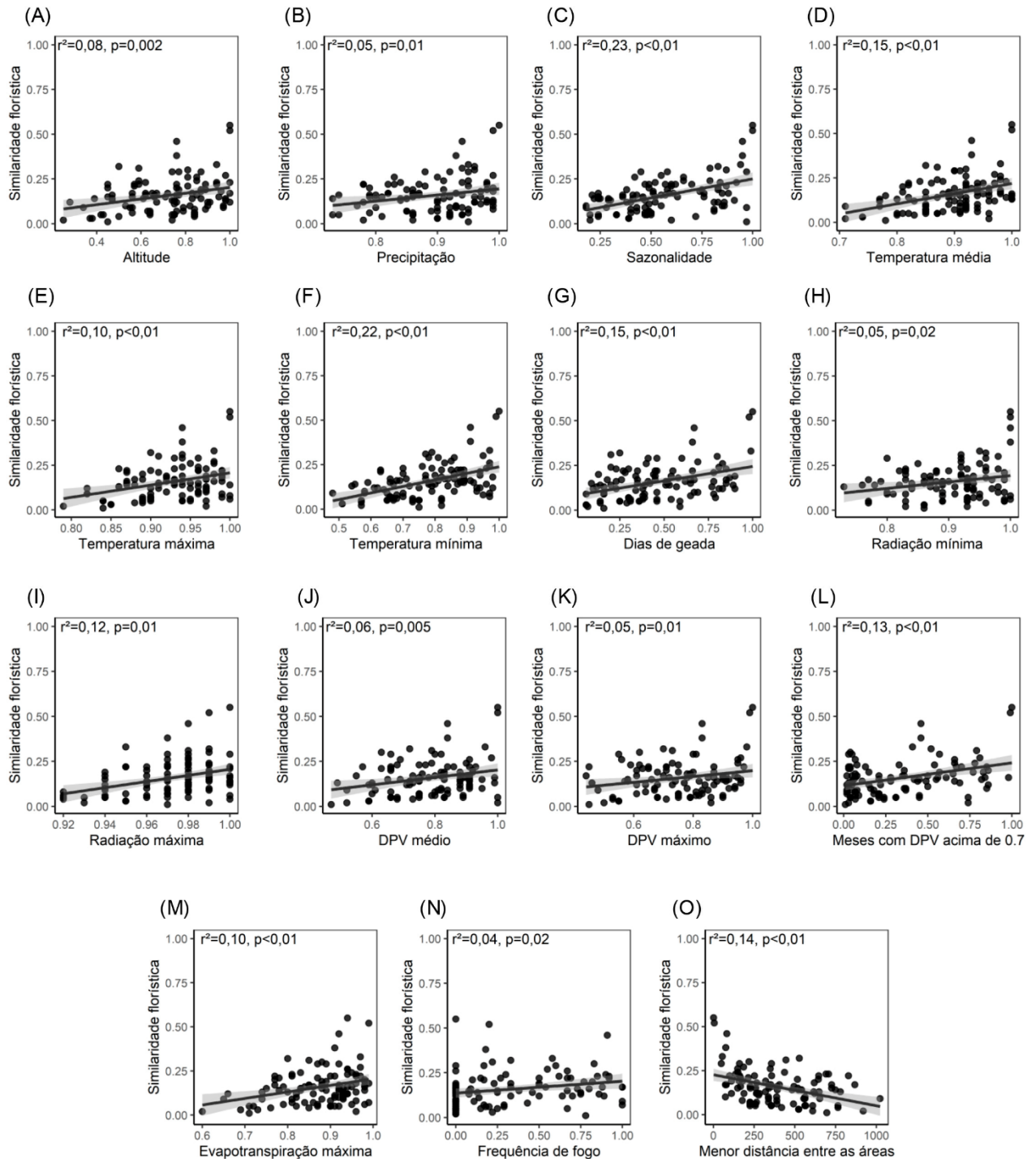


Figura S5. Regressões lineares entre a similaridade florística (eixo Y) e a similaridade de fatores climáticos, frequência de fogo e distância entre as áreas (eixo X) entre 15 sítios de vegetação campestre de Cerrado. Variáveis predictoras (eixo X): (A) Altitude; (B) Precipitação anual; (C) Sazonalidade das chuvas; (D) Temperatura média; (E) Temperatura máxima do mês mais quente; (F) Temperatura mínima do mês mais frio; (G) Número de dias de geada ao ano;

(H) Radiação mínima; (I) Radiação máxima; (J) DPV médio; (K) DPV máximo; (L) Número de meses com DPV acima de 0.7; (M) Evapotranspiração máxima; (N) Frequência de fogo; (O) Menor distância entre as áreas. Exceto para a distância entre sítios (em km, figura O), os valores nos eixos X e Y variam de 0 (diferença completa entre dois sítios) até 1 (valores iguais para dois sítios), obtidos para 105 pares de sítios. A área acinzentada representa o erro padrão da análise de regressão.

ANEXOS CAPÍTULO II

Tabela S5. Descritores ambientais utilizados como variáveis preditoras nos modelos de composição florística e estrutura dos sítios amostrados e o detalhamento com a justificativa da escolha de cada um deles.

Variável selecionada	Detalhamento
Altitude	Selecionamos a altitude como uma das variáveis preditoras, pois esta variável pode representar um conjunto de fatores que influenciam as comunidades. Com o aumento da altitude há a diminuição da temperatura e da produtividade primária, mudanças no balanço hídrico e na umidade relativa do ar, além de maior radiação ultravioleta (Körner 2007). Esses fatores, em conjunto, podem limitar de alguma forma a distribuição das espécies e a estrutura das comunidades (Mota et al. 2018; Wani et al. 2022).
Índice de sazonalidade das chuvas	O índice de sazonalidade representa a amplitude de variação no volume de chuva entre os meses mais chuvosos e os meses mais secos. Quanto maior este índice, mais pronunciada é a seca. O estresse hídrico, no caso das plantas, pode se configurar como um fator de estresse na fisiologia, afetando a produção de biomassa, a riqueza e a composição de ecossistemas abertos (Haddad et al. 2002; Tilman et al. 2011).
Temperatura mínima e máxima	Escolhemos as temperaturas máxima e mínima como variáveis preditoras nas análises de estrutura e composição, respectivamente, pois estavam altamente correlacionadas com outras variáveis (ver Tabela S4) que, em conjunto, representam todo o estresse a que estas comunidades estão sujeitas: evapotranspiração, DPV, temperatura mínima, dias de geada, índice de aridez. As temperaturas extremas, neste caso, são de fácil entendimento e têm sido associadas à biodiversidade, estrutura e composição de comunidades campestres (Hoffmann et al. 2019; Yao et al. 2022).
Argila	Selecionamos a argila como variável preditora devido à sua capacidade de retenção de água. A disponibilidade de água pode atuar diretamente na dinâmica dos nutrientes no solo e da sua absorção pelas plantas (Marimon Junior & Haridasan 2005). Por outro lado, se a proporção de argila for extremamente alta, apesar de ter água retida no solo, ela não estará disponível para as plantas (Killhan 1994; Lambers & Oliveira 2019). Isso ocorre devido ao fato de as partículas de argila terem maior superfície de contato e poros muito menores. Cabe destacar que o teor de argila é altamente correlacionado (inversamente) com o teor de areia.

Conteúdo máximo de água no solo	A disponibilidade de água é um fator chave e determinante da estrutura e do funcionamento de áreas abertas, uma vez que pode ocasionar até a morte, tanto de indivíduos lenhosos quanto de indivíduos herbáceos (Sankaran 2019). Esta variável expressa o volume máximo que cada solo pode armazenar, segundo a sua profundidade e textura.
Frequência de fogo	O fogo é um componente natural nos campos tropicais e um dos responsáveis por moldar a estrutura das fisionomias campestres. Este distúrbio natural pode atuar na seleção de espécies não adaptadas, interferir na riqueza e na fenologia das comunidades (Simpson et al. 2020; Pilon et al. 2021).
Fósforo	O fósforo é um dos componentes da adenosina di e tri-fosfato (ADP e ATP), e do RNA e DNA. Uma vez que esse nutriente é escasso nos solos do Cerrado (Pavinato et al. 2020; Lira-Martins et al. 2022), inserimos essa variável como preditora, pelo seu papel essencial na maioria dos processos de desenvolvimento das plantas, como crescimento vigoroso e desenvolvimento de partes reprodutivas (McGrath et al. 2014).
CTCe	Selecionamos a CTC efetiva como variável preditora, especialmente pela sua relação com a capacidade de trocar cátions entre os minerais e a solução do solo (Weil & Brady 2016). Essa relação interfere diretamente na disponibilidade de nutrientes para as plantas. Além disso, a CTCe está correlacionada com a matéria orgânica e carbono (ver Tabela S3) e pode ser considerada uma medida de fertilidade do solo: quanto maior a CTCe, maior a fertilidade (Weil & Brady 2016).
Alumínio	O teor de alumínio nos solos do cerrado é geralmente elevado (Lopes & Guilherme 2016). Ainda que muitas plantas tenham a capacidade de suportar essa condição e algumas até de acumular este elemento, a toxidez do alumínio pode ser um fator limitante no crescimento e na produtividade da vegetação (Haridasan 1982; Foy 1988).
V%	A saturação por bases é outro indicativo das condições de fertilidade do solo. Um valor baixo de V% pode significar que há quantidade reduzida de cátions, como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+} , saturando as cargas negativas, ou seja, quanto menor o V%, geralmente menos fértil é o solo (Ronquim 2010).

ANEXOS CAPÍTULO II

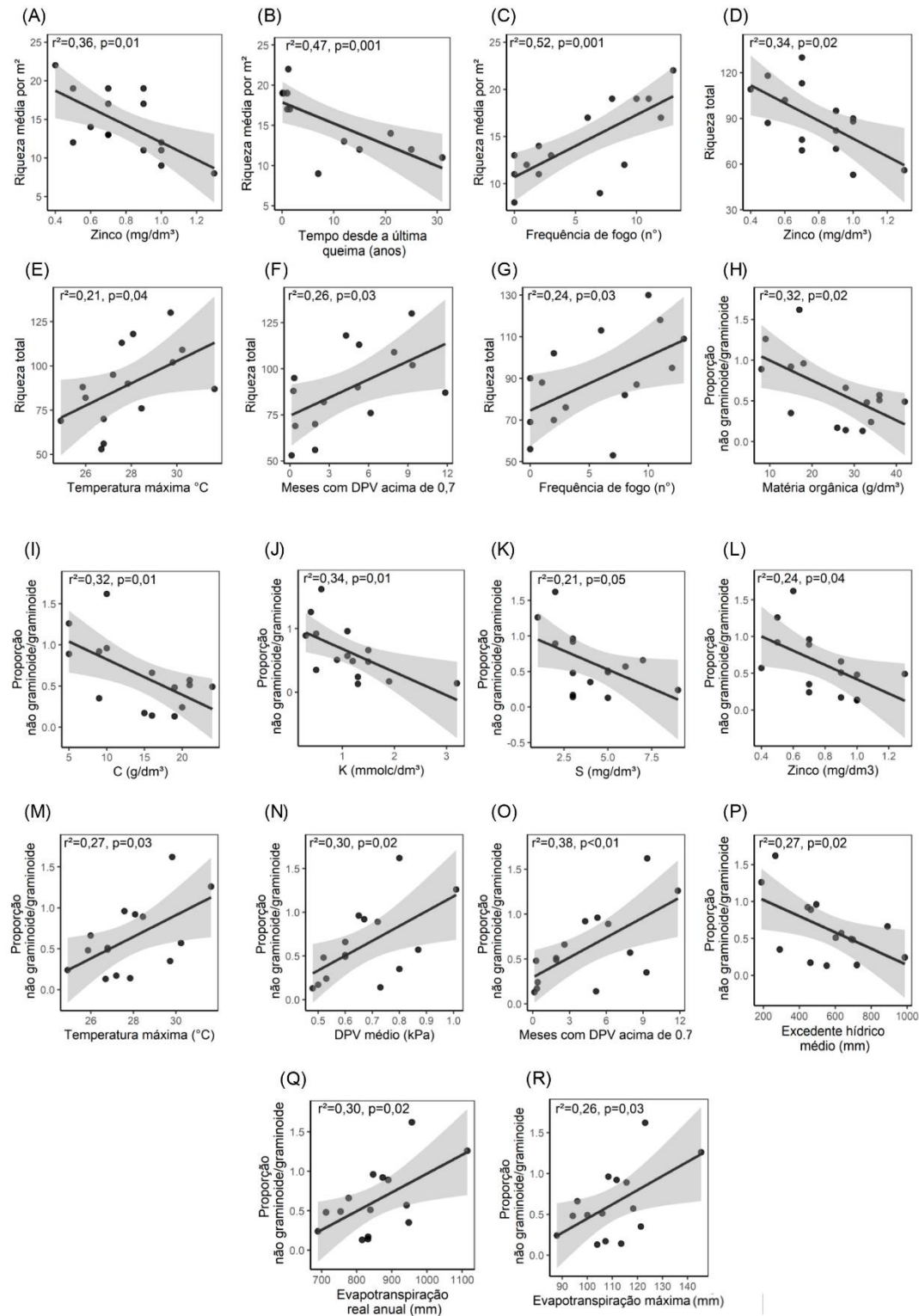


Figura S6. Regressões lineares significativas entre atributos de estrutura e diversidade da vegetação e variáveis ambientais. A área acinzentada representa o erro padrão da análise de regressão.

ANEXO I. Declaração de Bioética e Biossegurança



COORDENADORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO
INSTITUTO DE BIOLOGIA

Universidade Estadual de Campinas

Caixa Postal 6109. 13083-970, Campinas, SP, Brasil



DECLARAÇÃO

Em observância ao **§5º do Artigo 1º da Informação CCPG-UNICAMP/001/15**, referente a Bioética e Biossegurança, declaro que o conteúdo de minha Tese de Doutorado, intitulada ***“Campos naturais do Cerrado: caracterização, ecologia e conservação”***, desenvolvida no Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Biologia da Unicamp, não versa sobre pesquisa envolvendo seres humanos, animais ou temas afetos a Biossegurança.

Assinatura: Bruna Helena de Campos Nome do(a) aluno(a): Bruna Helena de Campos

Assinatura: Giselda Durigan Nome do(a) orientador(a):

Data: 12/05/2023

ANEXO II. Declaração de direitos autorais**Declaração**

As cópias de artigos de minha autoria ou de minha co-autoria, já publicados ou submetidos para publicação em revistas científicas ou anais de congressos sujeitos a arbitragem, que constam da minha Dissertação/Tese de Mestrado/Doutorado, intitulada "**Campos naturais do Cerrado: caracterização, ecologia e conservação**", não infringem os dispositivos da Lei n.º 9.610/98, nem o direito autoral de qualquer editora.

Campinas, 12 de Maio de 2023

Assinatura : Bruna Helena de Campos

Nome do(a) autor(a): **Bruna Helena de Campos**

RG n.º 33.437.222-7

Assinatura : Giselda Durigan

Nome do(a) orientador(a): **Giselda Durigan**

RG n.º 6.957.729-8