

DINÂMICA VEGETACIONAL DE REMANESCENTE SAVÂNICO PROTEGIDO DO FOGO NA REGIÃO SUDESTE DO BRASIL

Marcelo Henrique Ongaro Pinheiro

Universidade Federal de Uberlândia, Instituto de Ciências Exatas e Naturais do Pontal, MG, Brasil
mpinheiro@ufu.br

RESUMO

No estado de São Paulo, localizado no sudeste do Brasil, o cerrado, com muita frequência, é representado por remanescentes não muito extensos. A compreensão sobre os fatores que interferem com a dinâmica desses remanescentes é de suma importância para sua conservação e manejo. Este trabalho apresenta um levantamento florístico e fitossociológico realizado em Corumbataí, São Paulo, em um fragmento de 38,8 ha protegido do fogo por 43 anos. Todos as espécies lenhosas com altura $\geq 1,5$ m (diâmetro $\geq 0,32$ cm) foram amostradas. A prolongada supressão do fogo favoreceu a ocupação do fragmento por espécies sensíveis ao fogo, como *Amaoua guianensis* Aubl. (Rubiaceae) e *Daphnopsis fasciculata* (Meisn.) Nevling. (Thymelaeaceae), em detrimento das espécies savânicas. Comparações dos resultados obtidos por este estudo, com outros realizados no mesmo local em períodos anteriores, contribuíram para o entendimento do impacto ocasionado pelo período de ausência de queimadas.

Palavras-chave: Alterações microclimáticas. Colonização. Fragmentação vegetacional. Ornitocoria.

VEGETATION DYNAMICS OF A FIRE-PROTECTED SAVANNA REMNANT IN THE SOUTHEAST REGION OF BRAZIL

ABSTRACT

In the state of São Paulo, Southeast Brazil, the Cerrado is often represented by small remnants. Understanding the factors that interfere with the dynamics of these remnants is essential for their conservation and management. This study presents a floristic and phytosociological survey carried out in Corumbataí, São Paulo, in a 38.8 ha fragment protected from fire for 43 years. All woody trees ≥ 1.5 m (diameter ≥ 0.32 cm) were sampled. The prolonged fire suppression favored the occupation of the fragment by species sensitive to fire, such as *Amaoua guianensis* Aubl. (Rubiaceae) and *Daphnopsis fasciculata* (Meisn.) Nevling. (Thymelaeaceae), to the detriment of savanna species. Comparisons of our results with previous studies conducted in the same location contributed to the understanding of the impact caused by the period of absence of fires.

Keywords: Microclimatic changes. Colonization. Vegetation fragmentation. Ornithochory.

INTRODUÇÃO

Em remanescentes do cerrado, a supressão de queimadas por longos períodos pode resultar em mudanças vegetacionais significativas, a partir do adensamento da cobertura vegetal, especialmente pela crescente ocupação de espécies lenhosas sensíveis ao fogo (Hoffmann et al., 2012; Durigan e Ratter, 2016). Essas espécies sensíveis ao fogo, frequentemente definidas como espécies florestais, na ausência de queimadas, podem colonizar remanescentes savânicos expandindo sua ocupação (Geiger et al., 2011; Silva et al., 2013; Pinheiro; Azevedo; Monteiro, 2010; Pinheiro et al., 2021). Esse fenômeno vem sendo registrado nas regiões tropicais em todo o mundo, i.e. América do Sul (Abreu et al., 2017; Yang; Crews; Meyer, 2023), África (Cardoso et al., 2021; Fujita, 2021) e Austrália (Bowman, Walsh, Milne, 2001; Banfai e Bowman, 2005). Dessa forma, a expansão de vegetações florestais, em remanescentes savânicos, com a supressão de queimadas, favorece a biota florestal, em detrimento da savânica (Willis, 2006; Pellegrini et al., 2016). Esse fenômeno é um problema recorrente, e vem aumentando nas últimas décadas, especialmente pelo crescente acúmulo CO₂ atmosférico,

propiciando o ganho de biomassa por espécies lenhosas florestais através da denominada fertilização por carbono (Sage, 2020; Stevens et al., 2022).

Modificações vegetacionais em comunidades savânicas, provocadas pela supressão de queimadas, podem ser percebidas através de alterações de composições de espécies e estrutura das populações dessas comunidades, a partir do aumento da densidade de espécies intolerantes ao fogo, muito frequentes em formações florestais (Ratnam et al., 2011; De Deus e oliveira, 2016). Com frequência, autores salientam a importância de estudos florísticos e fitossociológicos, por permitirem análises comparativas entre remanescentes vegetacionais nativos (Schaefer et al., 2016), fornecendo informações para discussões macroecológicas (Pyšek; Chytrý; Jarošík, 2010), que são importantes para a proposição de protocolos de manejo e revegetação (Ruschel; Nodari; Moerschbacher, 2007; Balduíno et al., 2020). Além disso, esses estudos podem oferecer informações importantes sobre espécies e suas relações com determinadas condições ambientais (Ferris e Humphrey, 1999).

O presente estudo caracterizou a composição florística e a estrutura de um remanescente de cerrado que permaneceu protegido de incêndios por 43 anos (Pinheiro; Azevedo; Monteiro, 2010; Pinheiro et al., 2021). Compreendemos que análises sobre florística e estrutura vegetacional poderão oferecer informações valiosas sobre consequências às comunidades savânicas após prolongada supressão de queimadas. Além disso, com as informações obtidas, permite-se entender a dinâmica dos fragmentos savânicos brasileiros que possuem históricos que confirmem a contínua e eficiente supressão de queimadas, tendo em vista a atual proibição do uso do fogo em remanescentes de cerrado (Durigan e Ratter, 2016). Todavia, algumas exceções devem ser mencionadas, como os remanescentes localizados nos municípios de Mogi-Guaçu e Pirassununga, ambos no estado de São Paulo, e em Paraopeba e Uberlândia, municípios de Minas Gerais (Coutinho, 1990; Cardoso et al., 2009).

METODOLOGIA

Caracterização da área de estudo

As análises florística e fitossociológica utilizaram de base de dados obtida de levantamento concluído em 2005, e realizado na reserva de cerrado de 38,8 ha, denominada “Prof. Karl Arens”, pertencente ao Instituto de Biociências da UNESP de Rio Claro. A área de estudo localiza-se no município de Corumbataí (Figura 1), estado de São Paulo, entre as coordenadas 22° 14' S, 47° 40' O e 22°14' S, 47°41' O (Pinheiro; Azevedo; Monteiro, 2010).

A área de estudo abrigava cerradão em 35,7 ha, sendo o restante (3,1 ha) ocupado por cerrado *stricto sensu*. O remanescente permanece, até os dias atuais, isolado de outros remanescentes naturais por plantações de cana-de-açúcar e pastos ao seu redor. O clima foi definido como Cwa segundo sistema de classificação climática de Köppen, ou seja, tropical úmido com período seco entre abril e setembro, e úmido entre outubro e março (Alvares et al., 2014). O solo foi classificado como Latossolo Amarelo, fase arenosa (Pinheiro et al., 2021).

Composição e estrutura vegetacional

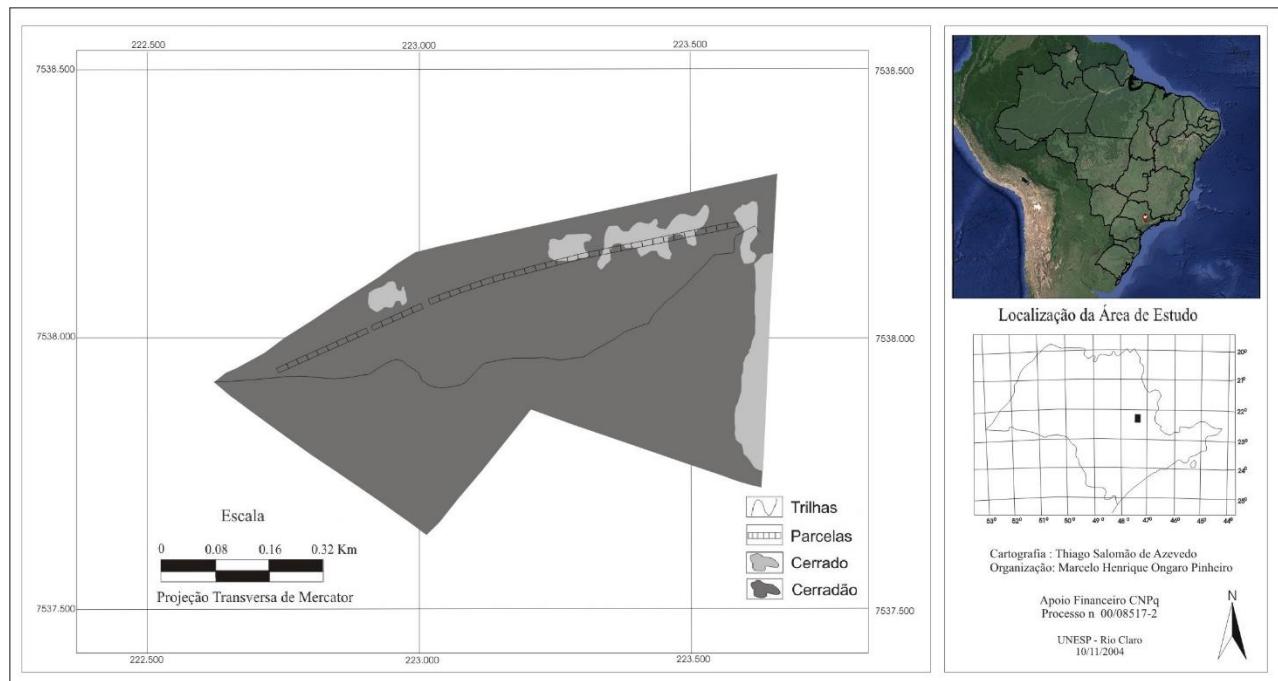
Ao longo de um gradiente topográfico, com declividade de aproximadamente 70 m, foram instaladas 43 parcelas contíguas, ao longo de uma transecção de 860 m de comprimento, alcançando as duas fitofisionomias. Cada parcela tinha 200 m² (10 m x 20 m), totalizando 8.600 m² de área amostral. A fitofisionomia presente em cada parcela (cerrado *stricto sensu* e cerradão) foi definida por análise visual. Todos os indivíduos arbustivo-arbóreos, com pelo menos 1,5 m de altura (diâmetro ≥ 0,32 cm), encontrados no interior das parcelas, foram medidos em suas alturas e perímetros (30 cm do solo). Os indivíduos mortos ainda em pé foram igualmente considerados na análise fitossociológica. A partir dos dados obtidos, calculamos os parâmetros fitossociológicos relativos à densidade, frequência e dominância, além do índice de valor de importância. Calculamos também o índice de diversidade de Shannon-Wiener, conhecido também como H' (Mueller-Dombois e Ellenberg, 2002).

O material botânico fértil foi coletado e incluído no Herbário Rioclarense (HRCB). Quando possível as espécies foram identificadas no momento da coleta. As demais espécies foram identificadas em herbário, através da comparação de suas morfologias com as de exsicatas mantidas em acervo.

Uma listagem florística foi elaborada a partir das espécies arbustivo-arbóreas amostradas, assim como uma tabela onde foram relacionados os parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas, i.e.,

número de indivíduos, número de parcelas de ocorrência, densidade relativa, dominância relativa, frequência relativa, índice de valor de importância (Moro e Martins, 2011).

Figura 1 - Visão geral da área de estudo e localização do município de Corumbataí (SP)



Fontes: satélite MOLDIS / Digital Globe, 2005 e IBGE, 2022.

A densidade relativa (DeR), que representa a porcentagem dos indivíduos amostrados de uma espécie em relação ao número total de indivíduos amostrados, é calculada a partir da equação $DeR = 100 \cdot ne/N$, em que ne é o número de indivíduos amostrados da espécie e ; N é o número total de indivíduos amostrados na comunidade.

Frequência relativa (FrR), por sua vez, que é a relação percentual da frequência absoluta de uma espécie, registrada nas unidades amostrais em que a espécie considerada ocorreu, com a frequência absoluta de todas as espécies amostradas, e é obtida ao calcularmos $FrR = 100 \cdot (FAe/FAt)$, sendo FAe a frequência absoluta da espécie e ; FAt representa o somatório das frequências absolutas de todas as espécies amostradas.

A dominância relativa é a porcentagem da área ocupada pelos indivíduos de uma espécie, em relação à área total ocupada pelos indivíduos de todas as espécies amostradas, e é calculada através da equação $DoR = 100 \cdot (Ae/At)$, sendo Ae a área basal da espécie e ; At é a área basal total, que é o somatório das áreas basais dos indivíduos de todas as espécies amostradas.

O Índice de Valor de Importância (IVI e) de uma espécie determinada descreve a contribuição de uma espécie, para a comunidade vegetal, quanto aos valores obtidos para sua dispersão, sua abundância e seu porte (área basal). O cálculo desse parâmetro resulta do somatório dos três descritores relativos mencionados acima: $IVIe = DeR + FrR + DoR$.

A correta grafia e validade dos nomes científicos das espécies botânicas, bem como das abreviações dos nomes dos autores, foram conferidas através da plataforma de dados REFLORA (2024). A mesma base de dados, por conta da atualização das informações fornecidas, foi utilizada na caracterização das espécies, quanto a habitats de ocorrência, como savânicas, florestais ou generalistas. Para tanto, a partir das informações fornecidas por essa base de dados, uma espécie foi definida como savânica, quando o registro indicava que sua ocorrência era estritamente em formações savânicas. O mesmo procedimento foi adotado para as espécies definidas como florestais, *i.e.*, ocorrências em matas galerias, florestas estacionais, florestas ombrófilas. As generalistas, por sua vez, foram incluídas nesse grupo ecológico por apresentarem ocorrência em diferentes formações vegetacionais, *e.g.*, formações

savânicas e florestais. Portanto, espécies lenhosas desse último grupo foram definidas dessa forma, quando habitam naturalmente diferentes formações vegetacionais (Pinheiro et al., 2021).

RESULTADOS

Composição florística

O cerradão foi a fitofisionomia predominante no remanescente de cerrado estudado nos anos de estudo. Assim, a maior parte das parcelas abrigou cerradão em seus limites, enquanto o cerrado *stricto sensu* foi encontrado entre as parcelas 27 a 43. Entretanto, a possibilidade de influência do cerrado *stricto sensu* sobre a composição de algumas das parcelas, e.g. as parcelas 24 e 25, não deve ser descartada.

A composição florística da área de estudo foi representada por um total de 103 espécies, pertencentes a 43 famílias. Das espécies amostradas e identificadas 26,5% foram definidas como savânicas, 8,8% florestais e 64,7% como generalistas. As três famílias com o maior número de espécies foram Myrtaceae (13 espécies), Fabaceae (11 espécies) e Melastomataceae (7 espécies) (Tabela 1). O índice de diversidade de Shannon-Wiener foi igual a 3,06.

Tabela 1 - Espécies arbustivo-arbóreas e suas respectivas famílias, amostradas no remanescente savânicos de Corumbataí, estado de São Paulo. Notações: espécie de savana (S), espécie florestal (F), espécie generalista (G); grupos ecológicos (GE)

	Famílias/espécies	GE
Annonaceae		
<i>Annona cacans</i> Warm.		F
<i>Annona crassiflora</i> Mart.		S
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.		G
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.		F
Apocynaceae		
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart. & Zucc.		S
Aquifoliaceae		
<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek		G
Araliaceae		
<i>Didymopanax vinosus</i> (Cham. & Schltl.) Marchal		S
Arecaceae		
<i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc.		G
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman		G
Asteraceae		
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.		G
<i>Heterocondylus alatus</i> (Vell.) R.M.King & H.Rob.		G
<i>Moquiniastrum pulchrum</i> (Cabrera) G.Sancho		S
<i>Morithamnus ganophyllus</i> (Mattyf.) R.M.King & H.Rob.		S
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker		F
<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker		G
Bignoniaceae		
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos		S
<i>Jacaranda caroba</i> (Vell.) DC.		S
Burseraceae		
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand		G
Celastraceae		
<i>Monteverdia gonoclada</i> (Mart.) Biral		G
<i>Plenckia populnea</i> Reissek		S
Chrysobalanaceae		
<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth.		G
Combretaceae		
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.		G
Connaraceae		
<i>Connarus suberosus</i> Planch.		S
Erythroxylaceae		

<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E.Schulz	G
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.	G
<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil.	S
Euphorbiaceae	
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	G
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	G
<i>Sebastiania</i> sp.	-
Fabaceae	
<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul	G
<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	S
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	G
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	G
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	G
<i>Leptolobium elegans</i> Vogel	G
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	G
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	G
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	S
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart.	G
<i>Stryphnodendron rotundifolium</i> Mart.	S
Lacistemataceae	
<i>Lacistema aggregatum</i> (P.J. Bergius) Rusby	G
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	S
Lamiaceae	
<i>Vitex polygama</i> Cham.	G
Lauraceae	
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	G
<i>Ocotea acutifolia</i> (Nees) Mez	G
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	G
<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	G
Loganiaceae	
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	F
Lythraceae	
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	G
Malpighiaceae	
<i>Byrsonima coccocolobifolia</i> Kunth	G
<i>Byrsonima intermedia</i> A.Juss.	S
Malvaceae	
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	S
Melastomataceae	
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	G
<i>Miconia flammea</i> Casar.	G
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	G
<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC.	G
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	G
<i>Miconia stenostachya</i> DC.	G
<i>Pleroma stenocarpum</i> (Schrank et Mart. ex DC.) Triana	S
Meliaceae	
<i>Trichilia hirta</i> L.	G
Moraceae	
<i>Ficus pertusa</i> L.f	G
Myristicaceae	
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	G
Myrtaceae	
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	G
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	G
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	G
<i>Eugenia aurata</i> O.Berg	S
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	G
<i>Eugenia puncticolia</i> (Kunth) DC.	G

<i>Myrcia bella</i> Cambess.	S
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	G
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	G
<i>Myrcia neoclusiifolia</i> A.R.Lourenço & E.Lucas	F
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	G
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	G
<i>Siphoneugena guilfoyleiana</i> Proença	F
Nyctaginaceae	
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	S
<i>Neea theifera</i> Oerst.	S
Ochnaceae	
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.	S
Peraceae	
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	G
Phyllanthaceae	
<i>Savia dictyocarpa</i> Müll.Arg.	G
Polygalaceae	
<i>Bredemeyera floribunda</i> Willd.	G
Primulaceae	
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	G
Proteaceae	
<i>Roupala montana</i> Aubl.	G
Rubiaceae	
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	G
<i>Cordiera macrophylla</i> (K.Schum.) Kuntze	G
<i>Palicourea marcgravii</i> A.St.-Hil.	F
<i>Rudgea sessilis</i> (Vell.) Müll.Arg.	F
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltl.) K.Schum.	G
Rutaceae	
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	G
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	G
Salicaceae	
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	G
Sapotaceae	
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	S
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	G
Siparunaceae	
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	G
Styracaceae	
<i>Styrax camporum</i> Pohl	G
<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.	G
Symplocaceae	
<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch ex Benth.	G
Thymelaeaceae	
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	F
Vochysiaceae	
<i>Qualea dichotoma</i> (Mart.) Warm.	S
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	S
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	S
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	S
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	G

Elaboração: o autor.

Estrutura vegetacional

O levantamento fitossociológico da comunidade savântica envolveu o total de 11.507 indivíduos amostrados. Ao somarmos a esse valor o número de árvores e arbustos mortos ainda em pé, a densidade total foi igual a 12.620 indivíduos por hectare. As espécies estão organizadas na Tabela 2

de maneira decrescente quanto ao descritor Índice de Valor de Importância (IVI). As cinco espécies mais numerosas no campo amostral foram *Daphnopsis fasciculata* (2.524 indivíduos), *Amaioua guianensis* (1.452), *Copaifera langsdorffii* (831), *Miconia flammea* (769) e *Ocotea pulchella* (644), representaram cerca de 50% do número total de indivíduos amostrados. Os indivíduos mortos, alguns com porte arbóreo desenvolvido, apresentaram o segundo maior valor para o IVI (23,29). As quatro espécies mais importantes quanto ao IVI, além dos indivíduos mortos, apresentaram o mesmo valor para frequência relativa (Tabela 2), ocorrendo em todo o campo amostral. Outras espécies também foram amostradas em todas as parcelas, como, por exemplo, *A. peregrina* var. *falcata*, *I. cerasifolia*, *D. vinosus*, *S. guianensis*.

A espécie vegetal com maior densidade relativa foi *D. fasciculata*, com 19,92, e obteve 8,05 para dominância relativa (DoR). Contudo, o maior valor para este parâmetro estrutural foi registrado para os indivíduos mortos ainda em pé, 11,46 para DoR. Não obstante, os altos valores para DoR, tanto para *C. langsdorffii*, como para *P. glabrata*, contribuíram significativamente para as posições de destaque quanto ao Índice de Valor de Importância (IVI). *D. fasciculata* foi a espécie mais importante para o IVI. Do total de indivíduos vivos amostrados (11.507), as seis espécies mais importantes para o IVI representaram 57,1% desse total (Tabela 2). Essas seis espécies foram definidas como generalistas, exceto *D. fasciculata*, uma espécie florestal.

Tabela 2 - Valores para os descritores fitossociológicos das populações encontradas nas duas fitofisionomias do cerrado de Corumbataí. **NI** – número de indivíduos. **NA** – número de parcelas de ocorrência. **DeR** – densidade relativa. **DoR** – dominância relativa. **FrR** – frequência relativa. **IVI** – índice de valor de importância

	NI	NA	DeR	DoR	FrR	IVI
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	2514	43	19,92	8,05	3,01	30,98
Indivíduos mortos ainda em pé	1113	43	8,82	11,46	3,01	23,29
<i>Amaioua guianensis</i>	1452	43	11,51	6,45	3,01	20,96
<i>Copaifera langsdorffii</i>	831	43	6,58	8,87	3,01	18,46
<i>Pera glabrata</i>	358	43	2,84	9,98	3,01	15,83
<i>Ocotea pulchella</i>	644	42	5,1	5,68	2,94	13,73
<i>Miconia flammea</i>	769	39	6,09	2,86	2,73	11,69
<i>Siparuna guianensis</i>	783	43	6,2	2,0	3,01	11,22
<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i>	114	39	0,9	4,55	2,73	8,19
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	234	36	1,85	3,6	2,52	7,98
<i>Myrsine umbellata</i>	465	41	3,68	1,05	2,87	7,61
<i>Miconia sellowiana</i>	85	38	0,67	3,99	2,66	7,32
<i>Virola sebifera</i>	233	43	1,85	2,17	3,01	7,03
<i>Rudgea sessilis</i>	409	39	3,24	0,35	2,73	6,32
<i>Vochysia tucanorum</i>	167	39	1,32	2,25	2,73	6,31
<i>Siphoneugena guilfoyleiana</i>	143	21	1,13	3,18	1,47	5,78
<i>Qualea grandiflora</i>	48	22	0,38	3,76	1,54	5,68
<i>Myrcia splendens</i>	216	33	1,71	1,61	2,31	5,63
<i>Myrcia guianensis</i>	194	40	1,54	1,19	2,8	5,53
<i>Dalbergia miscolobium</i>	55	24	0,44	3,37	1,68	5,49
<i>Miconia rubiginosa</i>	157	33	1,24	1,56	2,31	5,11
<i>Eugenia punicifolia</i>	203	42	1,61	0,34	2,94	4,9
<i>Didymopanax vinosus</i>	152	43	1,2	0,09	3,01	4,31
<i>Ilex cerasifolia</i>	113	36	0,9	0,49	2,52	3,9
<i>Styrax camporum</i>	110	34	0,87	0,52	2,38	3,77
<i>Campomanesia guaviroba</i>	155	30	1,23	0,39	2,1	3,72
<i>Ouratea spectabilis</i>	51	21	0,4	1,4	1,47	3,27
<i>Couepia grandiflora</i>	33	13	0,26	2,04	0,91	3,22
<i>Ocotea acutifolia</i>	82	18	0,65	1,05	1,26	2,96
<i>Byrsinima intermedia</i>	55	26	0,44	0,28	1,82	2,53
<i>Roupala montana</i>	35	23	0,28	0,49	1,61	2,38
<i>Xylopia aromaticata</i>	71	18	0,56	0,53	1,26	2,35
<i>Miconia albicans</i>	64	22	0,51	0,2	1,54	2,25

<i>Bauhinia rufa</i>	38	23	0,3	0,04	1,61	1,95
<i>Machaerium acutifolium</i>	27	19	0,21	0,37	1,33	1,91
<i>Eugenia hiemalis</i>	40	20	0,32	0,12	1,4	1,84
<i>Qualea dichotoma</i>	29	14	0,23	0,48	0,98	1,7
<i>Erythroxylum pelleterianum</i>	23	16	0,18	0,01	1,12	1,31
<hr/>						
<i>Pouteria torta</i>	11	6	0,09	0,63	0,42	1,14
<i>Lacistema aggregatum</i>	27	12	0,21	0,03	0,84	1,08
<i>Miconia ligustroides</i>	15	9	0,12	0,07	0,63	0,82
<i>Miconia stenostachya</i>	10	9	0,08	0,04	0,63	0,75
<i>Nectandra megapotamica</i>	19	6	0,15	0,15	0,42	0,72
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	44	4	0,35	0,08	0,28	0,71
<i>Myrcia neoclusiifolia</i>	14	7	0,11	0,07	0,49	0,67
<i>Eriotheca gracilipes</i>	9	6	0,07	0,16	0,42	0,65
<i>Plenckia populnea</i>	7	6	0,06	0,16	0,42	0,63
<i>Erythroxylum suberosum</i>	8	7	0,06	0,03	0,49	0,59
<i>Erythroxylum cuneifolium</i>	10	7	0,08	0,01	0,49	0,58
<i>Bredemeyera floribunda</i>	10	7	0,08	0	0,49	0,57
<i>Jacaranda caroba</i>	8	7	0,06	0,01	0,49	0,56
<i>Guapira noxia</i>	5	5	0,04	0,12	0,35	0,51
<i>Pouteria ramiflora</i>	4	4	0,03	0,2	0,28	0,51
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	3	3	0,02	0,23	0,21	0,47
<i>Syagrus flexuosa</i>	6	4	0,05	0,13	0,28	0,46
<i>Palicourea marcgravii</i>	12	5	0,1	0,01	0,35	0,45
<i>Handroanthus ochraceus</i>	6	5	0,05	0,04	0,35	0,44
<i>Styrax ferrugineus</i>	7	5	0,06	0,01	0,35	0,42
<i>Heterocondylus alatus</i>	7	5	0,06	0	0,35	0,41
<i>Croton floribundus</i>	11	4	0,09	0,03	0,28	0,4
<i>Byrsinima coccobifolia</i>	4	4	0,03	0,07	0,28	0,38
<i>Qualea multiflora</i>	6	4	0,05	0,05	0,28	0,38
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	7	4	0,06	0,01	0,28	0,35
<i>Aspidosperma tomentosum</i>	5	4	0,04	0,02	0,28	0,34
<i>Casearia sylvestris</i>	5	4	0,04	0,02	0,28	0,34
<i>Annona cacans</i>	4	4	0,03	0,02	0,28	0,33
<i>Dimorphandra mollis</i>	4	3	0,03	0,08	0,21	0,33
<i>Morithamnus ganophyllus</i>	4	4	0,03	0,01	0,28	0,33
<i>Stryphnodendron rotundifolium</i>	4	4	0,03	0	0,28	0,32
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	1	1	0,01	0,19	0,07	0,26
<i>Machaerium villosum</i>	3	3	0,02	0,01	0,21	0,25
<i>Pleroma stenocarpum</i>	3	3	0,02	0,01	0,21	0,25
<i>Vitex polygama</i>	1	1	0,01	0,17	0,07	0,25
<i>Ficus pertusa</i>	3	3	0,02	0,01	0,21	0,24
<i>Lafoensia pacari</i>	3	3	0,02	0,01	0,21	0,24
<i>Neea theifera</i>	3	3	0,02	0,01	0,21	0,24
<i>Terminalia glabrescens</i>	2	2	0,02	0,07	0,14	0,23
<i>Myrcia tomentosa</i>	4	2	0,03	0,03	0,14	0,21
<i>Moquiniastrum pulchrum</i>	2	2	0,02	0,01	0,14	0,17
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	3	2	0,02	0	0,14	0,17
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	2	2	0,02	0,01	0,14	0,16
<i>Piptocarpha rotundifolia</i>	2	2	0,02	0,01	0,14	0,16
<i>Stryphnodendron polypyllum</i>	2	2	0,02	0	0,14	0,16
<i>Symplocos pubescens</i>	2	2	0,02	0	0,14	0,16
<i>Trichilia hirta</i>	2	2	0,02	0	0,14	0,16
<i>Persea willdenovii</i>	1	1	0,01	0,03	0,07	0,11
<i>Piptocarpha axillaris</i>	1	1	0,01	0,03	0,07	0,11
<i>Eugenia aurata</i>	2	1	0,02	0,01	0,07	0,1
<i>Protium heptaphyllum</i>	1	1	0,01	0,02	0,07	0,1

<i>Myrcia bella</i>	2	1	0,02	0,01	0,07	0,09
<i>Strychnos brasiliensis</i>	1	1	0,01	0,01	0,07	0,09
<i>Leptolobium elegans</i>	1	1	0,01	0	0,07	0,08
<i>Cordiera macrophylla</i>	1	1	0,01	0	0,07	0,08
<i>Annona crassiflora</i>	1	1	0,01	0	0,07	0,08
<hr/>						
<i>Connarus suberosus</i>	1	1	0,01	0	0,07	0,08
<i>Lacistema hasslerianum</i>	1	1	0,01	0	0,07	0,08
<i>Monteverdia gonoclada</i>	1	1	0,01	0	0,07	0,08
<i>Myrciaria floribunda</i>	1	1	0,01	0	0,07	0,08
<i>Qualea parviflora</i>	1	1	0,01	0	0,07	0,08
<i>Sapium glandulosum</i>	1	1	0,01	0	0,07	0,08
<i>Savia dictyocarpa</i>	1	1	0,01	0	0,07	0,08
<i>Sebastiania sp.</i>	1	1	0,01	0	0,07	0,08
<i>Tocoyena formosa</i>	1	1	0,01	0	0,07	0,08
<i>Xylopia brasiliensis</i>	1	1	0,01	0	0,07	0,08

Elaboração: o autor.

DISCUSSÃO

Ao considerarmos as diferenças entre a densidade total obtida por Cesar et al. (1988), i.e. 9.067 ind./ha, com a do presente trabalho (13.380 ind./ha), além dos resultados espaço-temporais de Pinheiro et al. (2021), torna-se possível avaliar o grau de alterações estruturais da comunidade savântica no cerrado de Corumbataí, a partir do adensamento da vegetação lenhosa. Essas modificações ocorreram a partir da ocupação de espécies arbustivo-arbóreas sensíveis ao fogo, e.g., *A. guianensis*, *C. langsdorffii*, *D. fasciculata* e *R. sessilis* (Pinheiro et al., 2021). Muitas dessas espécies, definidas como florestais ou generalistas, não foram registradas em levantamentos anteriores realizados no mesmo remanescente savântico (Cesar et al., 1988; Pagano; Cesar; Leitão Filho, 1989a; 1989b; Saraiva; Cesar; Monteiro, 1996). Fenômeno similar também foi observado em outras formações savânicas no Brasil, que foram mantidas, igualmente, protegidas de queimadas por muitos anos (Moreira, 2000; Henriques; Hay, 2002). Dessa maneira, supressão de queimadas, por pouco mais de quatro décadas em Corumbataí, foi condição determinante para que a dinâmica vegetacional sofresse modificações significativas, até a realização do presente estudo.

As espécies sensíveis ao fogo teriam alcançado o fragmento savântico, provavelmente, através da avifauna. Por essa razão, a ornitocoria teria contribuído, provavelmente, de maneira significativa para o aumento das taxas de imigração de espécies vegetais, provenientes de remanescentes florestais localizados nas proximidades do remanescente estudado (Pagano; Cesar; Leitão Filho, 1989a; Willis, 2006). Dessa forma, populações de espécies não savânicas poderiam estar sendo renovadas continuamente pela introdução de novos propágulos. Condição que beneficiaria, portanto, espécies cujos frutos e sementes poderiam ser disseminados pela avifauna, e.g., *C. langsdorffii*, *D. fasciculata*, *M. umbellata* e *P. glabrata* (Van der Pijl, 1982; Rossi, 1994; Herrera, 2002; Possete et al., 2015).

Uma importante indicação das consequências das décadas sem ocorrência do fogo, e do alto grau de isolamento da matriz vegetacional savântica (Pinheiro; Azevedo; Monteiro, 2010; Pinheiro et al., 2021), tem relação com o declínio das populações de espécies savânicas. Esse fenômeno decorreria, provavelmente, ao aumento de cobertura vegetal na área de estudo, ocasionando alterações microclimáticas que impactariam essas populações. Podemos citar, como exemplo, *E. gracilipes*, *G. noxia*, *P. ramiflora* e *Q. multiflora*, espécies savânicas que, embora também possam ser afetadas por queimadas frequentes, apresentam maior capacidade de persistir em ambientes sujeitos ao fogo, e com menor cobertura de lenhosas, quando comparadas a espécies florestais (Hoffmann, 2000; 2009). É provável, portanto, que as espécies savânicas estejam encontrando desvantagens competitivas, em ambiente que, progressivamente, apresentou aumento da densidade de lenhosas (Pinheiro et al., 2021), condição que favoreceria espécies florestais e generalistas, pela menor disponibilidade luminosa (Hoffmann e Franco, 2003; Murphy e Bowman, 2012; Bernardino et al., 2022).

Outra consequência da supressão das queimadas foi a constatação do declínio da riqueza de espécies. Essa consideração se baseia na comparação com o estudo realizado na mesma área, por Cesar et al. (1988). Esses autores encontraram 101 espécies, em levantamento realizado em uma área de 3.750 m², a partir da inclusão de vegetais arbustivo-arbóreos com diâmetro basal igual ou superior a 3 cm. O

presente trabalho, mesmo com o aumento do esforço amostral, obteve um número pouco acima do registrado por aqueles autores, ou seja, 103 espécies. Corrobora a consideração de uma riqueza florística prejudicada, no presente estudo, pela competição com espécies ombrófilas, a diferença entre os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), registrado no levantamento desses autores (3,64), para o do presente estudo (3,06). Deve ser destacado ainda que o valor para o H' encontrado neste estudo foi o segundo menor, para comunidades savânicas no estado de São Paulo, entre trabalhos realizados em formações savânicas (Toledo Filho; Leitão Filho; Shepherd, 1989; Giannotti e Leitão Filho, 1992; Durigan; Leitão Filho; Rodrigues, 1994; Batalha; Mantovani; Mesquita Júnior, 2001; Fidelis e Godoy, 2003; Gomes; Martins; Tamashiro, 2004). Quanto a comparações com estudos realizados em outras partes do país, o H' , encontrado no cerrado de Corumbataí, também foi menor (Oliveira Filho e Martins, 1991; Felfili et al., 1992; Costa e Araújo, 2001; Andrade; Felfili; Violatti, 2002; Felfili et al., 2002; Appolinario e Schiavini, 2002; Felfili et al., 2005; Resende et al., 2004).

Outra informação importante, sobre alterações florísticas e estruturais no ambiente savânicos protegido do fogo de Corumbataí, tem relação com alterações de espécies quanto aos maiores valores do IVI. No estudo de Cesar et al. (1988), a espécie mais importante para esse parâmetro foi *M. guianensis*, enquanto *D. fasciculata* figurava em segundo lugar. Ambas as espécies apresentaram, nesse estudo, altos valores para os três descritores relativos, especialmente densidade e dominância. Os valores de frequência relativa, para ambas as espécies estavam muito próximos, indicando distribuição similar no campo amostral. No presente trabalho, contudo, *D. fasciculata* passou a ocupar o primeiro lugar quanto ao IVI, enquanto *M. guianensis* obteve a 18^a posição entre as espécies amostradas, consequência do declínio dos três descritores relativos, especialmente da densidade e dominância relativas (Tabela 2). De maneira geral, as alterações notadas entre as dez espécies mais importantes para o IVI, entre o presente estudo e o de Cesar et al. (1988), relacionaram-se à posterior diminuição do IVI de espécies savânicas que, no levantamento anterior, apresentaram valores mais elevados, como, por exemplo, *O. spectabilis*, *Q. grandiflora* e *V. tucanorum*, além de *M. guianensis*.

A presença de indivíduos mortos ainda em pé pode ser uma indicação das dificuldades encontradas por espécies heliófilas, diante da competição com espécies que se beneficiaram da ausência do fogo, e declínio da luminosidade pelo aumento da cobertura do dossel (Mews et al., 2012; Bond, 2019). Em Corumbataí, o elevado número de indivíduos mortos ainda em pé, 8,8% do número total de indivíduos amostrados, foi superior aos 5% encontrados em savanas do Centro-Oeste brasileiro, estudadas por Felfili e Silva Júnior (1993). Esses mesmos autores consideraram esse valor alto para essa morfoespécie. Vale destacar também que a porcentagem de Corumbataí para os mortos em pé também esteve acima do observado em estudos realizados em remanescentes savânicos em outras partes do país (Maracahipes et al., 2011; Silva et al., 2016; Carneiro et al., 2019).

A provável explicação para padrões florístico-estruturais registrados no cerrado de Corumbataí pelo presente estudo, e as modificações observadas tendo como parâmetro os dados presentes no trabalho de Cesar et al. (1988), provavelmente decorre de limitações enfrentadas por espécies do Cerrado em ambientes com menor disponibilidade de luz (Hoffmann e Franco, 2003; Murphy e Bowman, 2012; Bernardino et al., 2022). Espécies savânicas provenientes de fitofisionomias mais abertas, e que investem mais recursos na produção de sistemas radiculares (Franco, 2002), provavelmente terão dificuldades em permanecer em um ambiente com menor luminosidade (Durigan e Ratter, 2006). Corroboraram essa afirmação os resultados obtidos para algumas espécies frequentes em áreas savânicas, i.e., *C. langsdorffii*, *E. gracilipes* (Ronquim et al., 2003), e *V. tucanorum* (Barbosa; Yamamoto; Válio, 1999). Vale ressaltar que esta família (Vochysiaceae), embora seja muito comum em cerradões, apresentando ampla distribuição em ambientes com níveis intermediários de luminosidade, ela ocorrerá preferencialmente em locais onde possa receber luz direta, durante parte do dia (Barbosa; Yamamoto; Válio, 1999). Assim sendo, é provável que, na ausência prolongada de queimadas, espécies vegetais com limitações fisiológicas similares passariam a encontrar dificuldades consideráveis em áreas savânicas que tivessem aumento de cobertura vegetal, proporcionada pelo aumento do número de arbóreas, como observado em Corumbataí (Pinheiro; Azevedo; Monteiro, 2010; Pinheiro et al., 2021). Essa condição impõe desvantagens competitivas a espécies savânicas, frente à ocupação de espécies adaptadas a ambientes com menor incidência de luz solar (Hoffmann, 1999; Hoffmann e Franco, 2003). Devemos lembrar que, além disso, o fogo é considerado fator regulador do equilíbrio de áreas de contato entre formações savânicas e florestais, i.e., dos estratos herbáceo-subarbustivo e arbustivo-arbóreo (Charles-Dominique et al., 2018; Bernardino et al., 2022).

Os resultados encontrados corroboram as considerações de Coutinho (1990), que descreveu, quanto à influência do fator fogo, que alterações significativas na composição e estrutura de fitofisionomias do cerrado podem ocorrer como consequência da ausência prolongada de queimadas. Entretanto, diante

de condições ambientais tão diversas encontradas no domínio do cerrado (Batalha, 2011), devem ser consideradas ainda influências de outros fatores abióticos, igualmente importantes, para a distribuição de populações vegetais savânicas, como variações do componente edáfico e do relevo (Oliveras e Malhi, 2016; Rossatto e Franco, 2023).

Não obstante, é importante considerar que, em locais de ocorrência do cerrado, onde o solo oferece baixos teores de macronutrientes, a expansão florestal pode ser dificultada (Silva et al., 2013). Todavia, o longo período de supressão de queimadas, no remanescente de Corumbataí, impôs condições ambientais que favoreceram espécies sensíveis ao fogo não muito frequentes em formações florestais no estado de São Paulo, e.g. *D. fasciculata* (Rossi, 2005). Esta seria uma indicação significativa das consequências possíveis, em nível populacional e de comunidades savânicas, de variações prolongadas de ocorrência do fator fogo em remanescentes savânicos (Hoffmann e Moreira, 2002; Andersen, 2003).

Informações relacionadas ao ciclo de queimadas em savanas tropicais é essencial para a proposição de protocolos de manejo de ecossistemas savânicos tropicais (Borghetti et al., 2019), como recomendaram Durigan e Ratter (2016), ao salientarem a importância da adoção e da divulgação do manejo através de queimadas prescritas e controladas. Vale ressaltar ainda que, diante de cenários impostos pelas alterações climáticas (Comer et al., 2015), o conhecimento dos agentes de influência, bióticos e abióticos, para a dinâmica vegetacional do cerrado, conhecido por sua elevada heterogeneidade, é de suma importância para sua conservação (Colli; Vieira; Dianese, 2020; Santos et al., 2022).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho reforça as considerações de inúmeros pesquisadores sobre os riscos, para a preservação da biodiversidade do cerrado, da supressão prolongada de queimadas. E reforça a necessidade do desenvolvimento e adoção de protocolos de manejo, que utilizem queimadas controladas, como o adotado no plano de manejo da Floresta Nacional de Brasília.

O fato de o cerrado apresentar diferenças bióticas e abióticas significativas com outras savanas tropicais, como algumas encontradas na Austrália e no continente africano, impõe, obviamente, que técnicas de manejo, baseadas em queimadas prescritas, sejam desenvolvidas a partir do conhecimento adquirido por pesquisas realizadas no próprio cerrado. Contudo, técnicas de manejo, que utilizem queimadas controladas, desenvolvidas em outras partes do mundo, poderão servir como referência.

De maneira geral, os resultados apresentados cumpriram com o objetivo de contribuir para o entendimento sobre a dinâmica vegetacional de comunidades do cerrado, i.e., cerradão e cerrado stricto sensu, na ausência do fator fogo. Sendo especialmente significativo, por ter sido desenvolvido em um dos poucos remanescentes savânicos nacionais com histórico de completa supressão de queimadas superior a quatro décadas.

AGRADECIMENTOS

Ao caro Prof. Dr. Reinaldo Monteiro, pela inestimável orientação e ensinamentos em nossa convivência acadêmica. Agradeço imensamente aos queridos professores e colegas Vera Scatena, Renata Udulutsch, Antônio Furlan (*in memoriam*), Oswaldo Cesar, Marco Antônio de Assis, Angelo Gilberto Manzatto, Edson Simão, Murillo Bution, Thiago S. de Azevedo e Adelar Mantovani, pela ajuda oferecida em diferentes momentos do trabalho. Agradeço também ao meu caro aluno Henrique Aguiar de Oliveira, pela ajuda com a imagem incluída no trabalho. Finalmente agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS

- ABREU, R. C.; HOFFMANN, W. A.; VASCONCELOS, H. L.; PILON, N. A.; ROSSATTO, D. R.; DURIGAN, G. The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. **Science Advances**, Washington, v. 3, n. 8, p. e1701284, 2017. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1701284>

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol Z*, Stuttgart, v. 22, p. 711-728, 2014. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ANDERSEN, A. N. Burning issues in savanna ecology and management. In: ANDERSEN, A. N.; COOK, G. D.; WILLIAMS, R. J. (Eds.) **Fire in tropical savannas**: the Kapalga experiment. New York: Springer, 2003. p. 1-14. https://doi.org/10.1007/0-387-21515-8_1
- ANDRADE, L. A. Z.; FELFILI, J. M.; VIOLATTI, L. Fitossociologia de uma área de cerrado denso na RECOR-IBGE, Brasília - DF. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 16, n. 2, p. 225-240, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062002000200009>
- APPOLINARIO, V.; SCHIAVINI, I. Levantamento fitossociológico de espécies arbóreas de cerrado (*stricto sensu*) em Uberlândia – Minas Gerais. **Boletim do Herbário Ezequias Paulo Heringer**, Brasília, v. 10, p. 57-75, 2002.
- BALDUÍNO, A. P. D. C.; CORRÊA, R. S.; MUNHOZ, C. B. R.; FARIA JÚNIOR, J. E. Q. D.; BRINGEL, J. B. D. A.; BARROS, L. D. S.; SANTOS, P. M. P. Manipulação de filtros ecológicos para aumentar a cobertura vegetal nativa em jazida tratada com lodo de esgoto no Bioma Cerrado. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 30, p. 436-450, 2020. <https://doi.org/10.5902/1980509836476>
- BANFAI, D. S.; BOWMAN, D. M. J. S. Dynamics of a savanna-forest mosaic in the Australian monsoon tropics inferred from stand structures and historical aerial photography. **Australian Journal of Botany**, Clayton, v. 53, p. 185-194, 2005. <https://doi.org/10.1071/BT04141>
- BARBOSA, A. R.; YAMAMOTO, K.; VÁLIO, I. F. M. Effects of light and temperature on germination and early growth of *Vochysia tucanorum* Mart., Vochysiaceae, in cerrado and forest soil under different radiation levels. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 2, p. 275-280, 1999. <https://doi.org/10.1590/S0100-84041999000500008>
- BATALHA, M. A. O cerrado não é um bioma. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, p. 21-24, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000100001>
- BATALHA, M. A.; MANTOVANI, W.; MESQUITA JÚNIOR, H. N. Vegetation structure in cerrado physiognomies in south-eastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 61, n. 3, p. 475-483, 2001.
- BERNARDINO, P. N.; DANTAS, V. L.; HIROTA, M.; PAUSAS, J. G.; OLIVEIRA, R. S. Savanna-forest coexistence across a fire gradient. **Ecosystems**, Nova Iorque, v. 25, p. 279-290, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00654-4>
- BOND, W. J. **Open ecosystems**: ecology and evolution beyond the forest edge. Oxford: Oxford University Press, 2019. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198812456.001.0001>
- BORGHETTI, F.; BARBOSA, E.; RIBEIRO, L.; RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. South American Savannas. In: SCOGINGS, P. F.; SANKARAN, M. (Eds.) **Savanna Woody Plants and Large Herbivores**. Hoboken: John Wiley and Sons, 2019 p. 77-122. <https://doi.org/10.1002/9781119081111.ch4>
- BOWMAN, D. M.; WALSH, A.; MILNE, D. J. Forest expansion and grassland contraction within a Eucalyptus savanna matrix between 1941 and 1994 at Litchfield National Park in the Australian monsoon tropics. **Global Ecology and Biogeography**, Hoboken, v. 10, p. 535-548, 2001. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2001.00252.x>
- CARDOSO, A. W.; OLIVERAS, I.; ABERNETHY, K. A.; JEFFERY, K. J.; GLOVER, S.; LEHMANN, D.; NDONG, J. E.; WHITE, L. J. T.; MALHI, Y. A distinct ecotonal tree community exists at central African forest-savanna transitions. **Journal of Ecology**, Londres, v. 109, p. 1170-1183, 2021. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13549>
- CARDOSO, E.; MORENO, M. I. C.; BRUNA, E. M.; VASCONCELOS, H. L. Mudanças fitofisionômicas no Cerrado: 18 anos de sucessão ecológica na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia-MG. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 10, p. 254-268, 2009. <https://doi.org/10.14393/RCG103215980>
- CARNEIRO, K. M. S.; REIS, S. M.; MORANDI, P. S.; ELIAS, F.; OLIVEIRA, E. A. D.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; MARIMON, B. S. Estoque e perda de necromassa da vegetação lenhosa em um gradiente fitofisionômico na transição Amazônia-Cerrado. **Rodriguesia**, Rio de Janeiro, v. 70, e02892017, 2019. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201970060>

- CESAR, O.; PAGANO, S. N.; LEITÃO FILHO, H. F.; MONTEIRO, R.; SILVA, O. A.; MARINIS, G.; SHEPHERD, G. J. Estrutura fitossociológica do estrato arbóreo de uma área de vegetação de cerrado no município de Corumbataí (Estado de São Paulo). **Naturalia**, Rio Claro, v. 13, p. 91-101, 1988.
- CHARLES-DOMINIQUE, T.; MIDGLEY, G. F.; TOMLINSON, K. W.; BOND, W. J. Steal the light: shade vs fire-adapted vegetation in forest-savanna mosaics. **New Phytologist**, Hoboken, v. 218, n. 4, p. 1419-1429, 2018. <https://doi.org/10.1111/nph.15117>
- COLLI, G. R.; VIEIRA, C. R.; DIANESE, J. C. Biodiversity and conservation of the Cerrado: recent advances and old challenges. **Biodiversity and Conservation**, Berlim, v. 29, p. 1465-1475, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01967-x>
- COMER, P. J.; PRESSEY, R. L.; HUNTER JR, M. L.; SCHLOSS, C. A.; BUTTRICK, S. C.; HELLER, N. E.; TIRPAK, J. M.; FAITH, D. P.; CROSS, M. S.; SHAFFER, M. L. Incorporating geodiversity into conservation decisions. **Conservation Biology**, Hoboken, v. 29, p. 692-701, 2015. <https://doi.org/10.1111/cobi.12508>
- COSTA, A. A.; ARAÚJO, G. M. Comparação da vegetação arbórea de cerradão e de cerrado na Reserva do Panga, Uberlândia, Minas Gerais. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 15, n. 1, p. 63-72, 2001. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062001000100008>
- COUTINHO, L. M. Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. In: Goldammer, J. G. (Ed.) **Fire in the tropical biota**. Berlim: Springer-Verlag, 1990. p. 81-105. https://doi.org/10.1007/978-3-642-75395-4_6
- DE DEUS, F. F.; OLIVEIRA, P. E. Changes in floristic composition and pollination systems in a "Cerrado" community after 20 years of fire suppression. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 39, p. 1051-1063, 2016. <https://doi.org/10.1007/s40415-016-0304-9>
- DURIGAN, G.; LEITÃO FILHO, H. F.; RODRIGUES, R. R. Phytosociology and structure of a frequently burnt cerrado vegetation in SE-Brazil. **Flora**, Malangue, v. 189, p. 153-160, 1994. [https://doi.org/10.1016/S0367-2530\(17\)30582-0](https://doi.org/10.1016/S0367-2530(17)30582-0)
- DURIGAN, G.; RATTER, J. A. Successional changes in cerrado and cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962–2000. **Edinburgh Journal of Botany**, Edimburgo, v. 63, p. 119-130, 2006. <https://doi.org/10.1017/S0960428606000357>
- DURIGAN, G.; RATTER, J. A. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, Hoboken, p. 11-15, 2016. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12559>
- FELFILI, J. M.; NOGUEIRA, P. E.; SILVA JÚNIOR, M. C.; MARIMON, B. S.; DELITTI, W. B. C. Composição florística e fitossociologia do cerrado sentido restrito no município de Água Boa – MT. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 16, n. 1, p. 103-112, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062002000100012>
- FELFILI, J. M.; SILVA JÚNIOR, M. C. A comparative study of cerrado (*sensu stricto*) vegetation in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 9, p. 277-289, 1993. <https://doi.org/10.1017/S0266467400007306>
- FELFILI, J. M.; SILVA JÚNIOR, M. C.; REZENDE, A. V.; MACHADO, J. W. B.; WALTER, B. M. T.; SILVA, P. E. N.; HAY, J. D. Análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea do cerrado *sensu stricto* na Chapada Pratinha, DF – Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 6, n. 2, p. 27-46, 1992. <https://doi.org/10.1590/S0102-33061992000200003>
- FELFILI, J. M.; SILVA JÚNIOR, M. C.; SEVILHA, A. C.; FAGG, C. W.; WALTER, B. M. T.; NOGUEIRA, P. E.; REZENDE, A. V. Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. **Plant Ecology**, Berlim, v. 175, n. 1, p. 37-46, 2005. <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000048090.07022.02>
- FERRIS, R.; HUMPHREY, J. W. A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. **Forestry**, Oxford, v. 72, p. 313-328, 1999. <https://doi.org/10.1093/forestry/72.4.313>
- FIDELIS, A. T.; GODOY, S. A. P. Estrutura de um cerrado *stricto sensu* na gleba cerrado Pé-de-gigante, Santa Rita do Passa Quatro, SP. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 17, n. 4, p. 531-539, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062003000400006>
- FRANCO, A. C. Ecophysiology of woody plants. 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, 2002. p. 178-197. <https://doi.org/10.7312/oliv12042>

- FUJITA, T. Fire suppression and seed dispersal play critical roles in the establishment of tropical forest tree species in southeastern Africa. **Scientific Reports**, Berlim, v. 11, p. 16391, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-95752-7>
- GEIGER, E. L.; GOTSCHE, S. G.; DAMASCO, G.; HARIDASAN, M.; FRANCO, A. C.; HOFFMANN, W. A. Distinct roles of savanna and forest tree species in regeneration under fire suppression in a Brazilian savanna. **Journal of Vegetation Science**, Hoboken, v. 22, p. 312-321, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01252.x>
- GIANNOTTI, E.; LEITÃO FILHO, H. F. Comparação florística do cerrado da Estação experimental de Itirapina (SP). In: Congresso da Sociedade Botânica de São Paulo, 8. **Anais**[...]. Campinas: Editora da UNICAMP, 1992. p. 21-25.
- GOMES, B. Z.; MARTINS, F. R.; TAMASHIRO, J. Y. Estrutura do cerradão e da transição entre cerradão e floresta paludícola num fragmento da International Paper do Brasil Ltda., em Brotas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n 2, p. 249-262, 2004. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042004000200005>
- HENRIQUES, R. P. B.; HAY, J. D. Patterns and dynamics of plant populations. 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, 2002. p. 140-158. <https://doi.org/10.7312/oliv12042>
- HERRERA, C. M. Seed dispersal by vertebrates. In: HERRERA, C. M.; PELLMYR, O. (Eds.) **Plant-animal interactions**: an evolutionary approach. Oxford: Blackwell Publishing, 2002. p. 185-208.
- HOFFMANN, W. A. Fire and population dynamics of woody plants in a Neotropical savanna: matrix model projections. **Ecology**, Hoboken, v. 80, n. 4, p. 1354-1369, 1999. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1354:FAPDOW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1354:FAPDOW]2.0.CO;2)
- HOFFMANN, W. A. Post-establishment seedling success in the Brazilian cerradão: a comparison of savanna and forest species. **Biotropica**, Gainesville, v. 32, n. 1, p. 62-69, 2000. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00448.x>
- HOFFMANN, W. A.; FRANCO, A. C. Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically independent contrasts. **Journal of Ecology**, Londres, v. 91, n. 3, p. 475-484, 2003. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2003.00777.x>
- HOFFMANN, W. A.; MOREIRA, A. G. The role of fire in population dynamics of woody plants. 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, 2002. p. 159-177. <https://doi.org/10.7312/oliv12042>
- HOFFMANN, W. A.; GEIGER, E. L.; GOTSCHE, S. G.; ROSSATTO, D. R.; SILVA, L. C.; LAU, O. L.; HARIDASAN, M.; FRANCO, A. C. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters**, Oxford, v. 15, p. 759-768, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01789.x>
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Malha Municipal Digital e Áreas Territoriais – Brasil**. 2022. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101998.pdf>. Acesso em: 10. dez. 2023.
- MARACAHIPES, L.; LENZA, E.; MARIMON, B. S.; OLIVEIRA, E. A. D.; PINTO, J. R. R.; MARIMON JUNIOR, B. H. Estrutura e composição florística da vegetação lenhosa em cerrado rupestre na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, p. 133-141, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000100013>
- MEWS, H. A.; MARIMON, B. S.; MARACAHIPES, L.; DE OLIVEIRA, E. A. Análise temporal das distribuições de diâmetros e alturas de uma Floresta Estacional Semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Leste do Mato Grosso, Brasil. **Revista Biota**, Florianópolis, v. 25, n. 2, p. 33-43, 2012. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2012v25n2p33>
- MOREIRA, A. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography**, Hoboken, v. 27, n. 4, p. 1021-1029, 2000. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00422.x>
- MORO, M. F.; MARTINS, F. R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. (Eds.) **Fitossociologia no Brasil**: métodos e estudos de caso. Vol.1. Viçosa: Editora UFV, 2011, p. 174-212.

- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. Caldwell: The Blackbur Press, 2002. 547p. <https://doi.org/10.2307/213332>
- MURPHY, B. P.; BOWMAN, D. M. J. S. What controls the distribution of tropical forest and savanna? **Ecology Letters**, Oxford, v. 15, p. 748-758, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01771.x>
- OLIVEIRA FILHO, A. T.; MARTINS, F. R. A comparative study of five cerrado areas in southern Mato Grosso, Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, Edimburgo, v. 48, n. 3, p. 307-332, 1991. <https://doi.org/10.1017/S0960428600003036>
- OLIVERAS, I.; MALHI, Y. Many shades of green: the dynamic tropical forest–savannah transition zones. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, Londres, v. 371, p. 20150308, 2016. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0308>
- PAGANO, S. N.; CESAR, O.; LEITÃO FILHO, H. F. Composição florística do estrato arbustivo arbóreo da vegetação de cerrado da área de proteção ambiental (APA) de Corumbataí – Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 49, n. 1, p. 37-48, 1989a.
- PAGANO, S. N.; CESAR, O.; LEITÃO FILHO, H. F. Estrutura fitossociológica do estrato arbustivo-arbóreo da vegetação de cerrado da área de proteção ambiental (APA) de Corumbataí – Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 49, n. 1, p. 49-59, 1989b.
- PELLEGRINI, A. F.; SOCULAR, J. B.; ELSEN, P. R.; GIAM, X. Trade-offs between savanna woody plant diversity and carbon storage in the Brazilian Cerrado. **Global Change Biology**, Hoboken, v. 22, p. 3373-3382, 2016. <https://doi.org/10.1111/gcb.13259>
- PINHEIRO, M. H. O.; AZEVEDO, T. S.; MONTEIRO, R. Spatial-temporal distribution of fire-protected savanna physiognomies in Southeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 82, p. 379-395, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652010000200014>
- PINHEIRO, M. H. O.; AZEVEDO, T. S.; FERREIRA, F. L.; MONTEIRO, R. Vegetation patterns and the influence of rainfall after long-term fire suppression on a woody community of a Brazilian savanna. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 93, p. e20191405, 2021. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202120191405>
- POSSETTE, R. F. S.; MIKICH, S. B.; HATSCHBACH, G. G.; RIBAS, O. S.; LIEBSCH, D. Floristic composition and dispersal syndromes in Araucaria Forest remnants in the municipality of Colombo, Paraná state, Brazil. **Check List**, Campinas, v. 11, p. 1771-1771, 2015. <https://doi.org/10.15560/11.5.1771>
- PYŠEK, P.; CHYTRÝ, M.; JAROŠÍK, V. Habitats and land-use as determinants of plant invasions in the temperate zone of Europe. In: PERRINGS, C.; MOONEY, H.; WILLIAMSON, M. (Eds.) **Bioinvasions and globalization: ecology, economics, management and policy**. Oxford: Oxford University Press, p. 66-79, 2010. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199560158.003.0006>
- RATNAM, J.; BOND, W. J.; FENSHAM, R. J.; HOFFMANN, W. A.; ARCHIBALD, S.; LEHMANN, C. E.; ANDERSON, M. T.; HIGGINS, S. I.; SANKARAN, M. When is a 'forest' a savanna, and why does it matter? **Global Ecology and Biogeography**, Hoboken, v. 20, p. 653-660, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00634.x>
- REFLORA – Plantas do Brasil: Resgate Histórico e Herbário Virtual para o Conhecimento e Conservação da Flora Brasileira. **Flora e Funga do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2024. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 14 de mar. 2024.
- RESENDE, I. L. M.; ARAÚJO, G. M.; OLIVEIRA, A. P. A.; OLIVEIRA, A. P.; ÁVILA JÚNIOR, R. S. A comunidade vegetal e as características abióticas de um campo de murundu em Uberlândia, MG. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, n. 1, p. 9-17, 2004. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062004000100002>
- RONQUIM, C. C.; PRADO, C. H. B. A.; PAULA, N. F. Growth and photosynthetic capacity in two woody species of cerrado vegetation under different radiantion availability. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 46, n. 2, p. 243-252, 2003. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132003000200016>
- ROSSATTO, D. R.; FRANCO, A. C. Plant competition across topographic gradients in Neotropical Cerrado Savannas: an isotopic approach. In: MYSTER, R. W. (Ed.) **Neotropical gradients and their analysis**. Cham: Springer, 2023. p. 137-150. https://doi.org/10.1007/978-3-031-22848-3_4

- ROSSI, L. A flora arbóreo-arbustiva da mata da reserva da Cidade Universitária" Armando de Salles Oliveira" (São Paulo, Brasil). **Boletim do Instituto de Botânica**, São Paulo, v. 9, p. 1-105, 1994.
- ROSSI, L. Thymelaeaceae. In: WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G. J.; MELHEM, T. S.; GIULIETTI, A. M. (Coord.) **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: FAPESP, 2005. 4 v. p. 343-349.
- RUSCHEL, A. R.; NODARI, R. O.; MOERSCHBACHER, B. M. Woody plant species richness in the Turvo State park, a large remnant of deciduous Atlantic forest, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, Berlim, v. 16, p. 1699-1714, 2007. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9044-7>
- SAGE, R. F. Global change biology: a primer. **Global Change Biology**, Hoboken, v. 26, p. 3-30, 2020. <https://doi.org/10.1111/gcb.14893>
- SANTOS, G. L.; DELGADO, R. C.; COSTA, E. M.; MAGISTRALI, I. C.; SILVA, C. G.; LARANGEIRA, J. P. B., SILVA, T. P.; SILVA NETO, E. C.; PINHEIRO JUNIOR, C. R.; PEREIRA, M. G. Environmental fragility of wetland soils in the Cerrado biome: implications for conservation and management. **Environmental Earth Sciences**, Berlim, v. 81, p. 525, 2022. <https://doi.org/10.1007/s12665-022-10654-9>
- SARAIVA, L.; CESAR, O.; MONTEIRO, R. Breeding systems of shrubs and trees of a Brazilian savanna. **Arquivos de Biologia e de Tecnologia**, Curitiba, v. 39, n. 4, p. 751-763, 1996.
- SCHAEFER, C. E.G.R.; CORRÊA, G. R.; CANDIDO, H. G.; ARRUDA, D. M.; NUNES, J. A.; ARAUJO, R. W.; RODRIGUES, P. M. S.; FERNANDES FILHO, E. I.; PEREIRA, A. F. S.; BRANDÃO, P. C.; NERI, A. V. The physical environment of rupestrian grasslands (Campos Rupestres) in Brazil: geological, geomorphological and pedological characteristics, and interplays. In: FERNANDES, G. W. (Ed.) **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Cham: Springer, 2016. p. 15-53. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_2
- SILVA, L. C.; HOFFMANN, W. A.; ROSSATTO, D. R.; HARIDASAN, M.; FRANCO, A. C.; HORWATH, W. R. Can savannas become forests? A coupled analysis of nutrient stocks and fire thresholds in central Brazil. **Plant and Soil**, Berlim, v. 373, p. 829-842, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1822-x>
- SILVA, R. A.; PAIXÃO, E. C.; CUNHA, C. N.; FINGER, Z. Fitossociologia da comunidade arbórea de cerrado sensu stricto do Parque Nacional da Chapada dos Guimarães. **Nativa**, Sinop, v. 4, p. 82-86, 2016. <https://doi.org/10.14583/2318-7670.v04n02a05>
- STEVENS, N.; BOND, W.; FEURDEAN, A.; LEHMANN, C. E. Grassy ecosystems in the Anthropocene. **Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto, v. 47, p. 261-289, 2022. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-112420-015211>
- TOLEDO FILHO, D. V.; LEITÃO FILHO, H. F.; SHEPHERD, G. J. Estrutura fitossociológica da vegetação de cerrado em Moji-Mirim (SP). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 1, n. 2, p. 1-12, 1989. <https://doi.org/10.24278/2178-5031.198912118>
- VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlim: Springer-Verlag, 1982. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-00799-0>
- WILLIS, E. O. Protected cerrado fragments grow up and lose even metapopulational birds in central São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 66, p. 829-837, 2006. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000500008>
- YANG, X.; CREWS, K. A.; MEYER, T. Do limits exist on potential woody cover of Brazilian savanna? **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 150, p. 110220, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110220>

Recebido em: 14/03/2024

Aceito para publicação em: 28/05/2024