

# CONSEQUÊNCIAS DO CORTE PERIÓDICO DO COMPONENTE LENHOSO DA VEGETAÇÃO DE CERRADO

**ANDRÉ LUIZ GILES**

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências, Câmpus de Botucatu, UNESP, para obtenção do título de Mestre no Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Botânica), Área de concentração em Morfologia e Diversidade Vegetal.

**Botucatu-SP**

**2016**

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA  
“Julio de Mesquita Filho”

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU

CONSEQUÊNCIAS DO CORTE PERIÓDICO DO COMPONENTE  
LENHOSO DA VEGETAÇÃO DE CERRADO

**ANDRÉ LUIZ GILES**

**PROF<sup>a</sup> DR<sup>a</sup> ANDRÉIA ALVES REZENDE**  
**ORIENTADORA**

**PROF. DR. OSMAR CAVASSAN**  
**CO-ORIENTADOR**

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências,  
Câmpus de Botucatu, UNESP, para obtenção do  
título de Mestre no Programa de Pós-Graduação em  
Ciências Biológicas (Botânica) Botânica, Área de  
concentração Morfologia e Diversidade vegetal.

**Botucatu-SP**  
**2016**

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. TRATAMENTO DA INFORM.  
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CÂMPUS DE BOTUCATU - UNESP  
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: ROSEMEIRE APARECIDA VICENTE-CRB 8/5651

Giles, Andre Luiz.

Consequências do corte periódico do componente lenhoso da vegetação de cerrado / Andre Luiz Giles. - Botucatu, 2016

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Biociências de Botucatu

Orientador: Andréia Alves Rezende

Coorientador: Osmar Cavassan

Capes: 20300000

1. Cerrados. 2. Savanas. 3. Comunidades vegetais.  
4. Fatores Abióticos. 5. Botânica - Classificação.

Palavras-chave: Cerrado; Comunidades vegetais; Espécies savânicas; Fatores abióticos; Perturbação antrópica.

# ***Dedicatória***

***Dedico essa dissertação de mestrado aos meus Pais, José e Elisabete, essenciais para realização dos meus sonhos, meus estudos. Um simples "Obrigado" não refletiria a minha imensa gratidão a eles.***

## **Agradecimentos**

*Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de mestrado concedida.*

*À professora Dr<sup>a</sup> Andréia Alves Rezende pelo apoio à pesquisa, atenção e prontidão com os compromissos como orientadora.*

*Ao Professor Dr<sup>o</sup> Osmar Cavassan por todos esses anos de orientação, atenção paciência e contribuição para minha formação profissional e pessoal. Obrigado por ter mostrado o início do longo caminho acadêmico, por todos os conselhos, todas as conversas, dicas, puxões de orelha e por estar sempre de prontidão para me atender. Será sempre admirado como amigo e professor.*

*À professora Dr<sup>a</sup> Veridiana de Lara Weiser pela contribuição no trabalho, por ser amiga, “psicóloga” e por estar sempre disposta a me ajudar.*

*Aos taxonomistas Prof Dr<sup>o</sup> Marcos Sobral, João Aranha, Dr<sup>a</sup> Fátima Salimena, Dr<sup>o</sup> Jimi Nakagima entre outros que não irei me recordar. Obrigado pela ajuda na identificação das espécies.*

*À colega Msc. Sabrina Anselmo Joanitti, pela ajuda nas coletas, discussões sobre carreira acadêmica, conselhos e conversas. Muito obrigado.*

*Aos colegas de Herbário da UNESP, Thaís Araújo, Bruno Francisco do Santos, Camila Mello Rodrigues, Camila Campanha, pela ajuda em campo e na coleta de dados.*

*Ao diretor do Jardim Botânico Municipal de Bauru, Luiz Carlos de Almeida Neto, pela autorização concedida para a realização deste trabalho.*

*Aos funcionários do Jardim Botânico Municipal de Bauru pelo apoio técnico.*

*À CPFL, pela suspensão do corte da vegetação sob a linha de transmissão de energia até quando meus trabalhos cessassem.*

*Aos Amigos Danilo Costa, Renato Martins Chaves, Luiz Arão, Mateus Zanella e Rafael Whitacker pela ajuda e perrengues nas incursões noturnas ao campo.*

*À amiga Sarah Cassa, pela ajuda demasiada na coleta de dados em campo e laboratório.*

*À amiga de pós-graduação Thayssa Rabello Schley, pela discussões, ajudas nos trâmites burocráticos e por ser minha companheira de pós graduação.*

*Ao Curso “Ecologia da Floresta Amazônica” e aos amigos realizados nessa fantástica experiência. Obrigado pela contribuição na minha formação profissional.*

*Aos meus Pais, José e Elisabete e irmãos, Alexandre e Alessandra, pela ajuda e incentivo aos estudos acadêmicos.*

*Aos demais colegas que contribuíram de alguma forma para a realização desse trabalho.*

**OBRIGADO!**

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b> .....	1
<b>ABSTRACT</b> .....	2
<b>CONSIDERAÇÕES INICIAIS</b> .....	3
<b>Introdução Geral</b> .....	3
<b>Objetivo Geral da Dissertação</b> .....	5
<b>Organização da Dissertação</b> .....	6
<i>Capítulo 1 - O corte periódico do componente lenhoso do cerradão favorece espécies de formações savânicas</i> .....	11
<b>Resumo</b> .....	12
<b>Introdução</b> .....	14
<b>Métodos</b> .....	16
<b>Coleta de dados</b> .....	16
<b>Análise dos dados</b> .....	17
<b>Resultados</b> .....	18
<i>Capítulo 2 - O desenvolvimento de espécies savânicas em áreas florestais perturbadas é determinado pela intensidade luminosa</i> .....	37
<b>Resumo</b> .....	38
<b>INTRODUÇÃO</b> .....	39
<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	43
<b>Área de estudo</b> .....	43
<b>Amostragem de solo</b> .....	44
<b>Fatores ambientais físicos</b> .....	45
<b>Chegada de propágulos reprodutivos</b> .....	47

<b>RESULTADOS.....</b>	<b>48</b>
<b>Alterações nas comunidades vegetais perturbadas e os fatores edáficos e as condições abióticas .....</b>	<b>48</b>
<b>Alterações nas comunidades vegetais perturbadas e os fatores edáficos e as condições abióticas .....</b>	<b>63</b>
<b>Alterações nas comunidades vegetais perturbadas e a chegada de propágulos .....</b>	<b>66</b>
<b>Capítulo 3 - A resiliência do cerradão depende da disponibilidade de recursos no solo? .....</b>	<b>79</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>80</b>
<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>81</b>
<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>83</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>99</b>
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>104</b>
<b>APÊNDICE .....</b>	<b>105</b>
<b>APÊNDICE A – Lista florística das áreas experimentais do município de Bauru, estado de São Paulo. ....</b>	<b>105</b>
<b>APÊNDICE B – Valores médios e desvio padrão das variáveis edáficas obtidas nas áreas amostradas do município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil. Legenda: A2 e A3= áreas perturbadas, A1 e A4= áreas não perturbadas, A1 e A2= áreas próximas ao fundo de vale, A3 e A4 = áreas próximas ao topo de morro, Areia; Argila e Silte (g/kg), MO= matéria orgânica (g/dm<sup>3</sup>), pH= potencial hidrogeniônico (mmolc/dm<sup>3</sup>), K= potássio (mmolc/dm<sup>3</sup>), Ca= cálcio (mmolc/dm<sup>3</sup>), Mg= magnésio (mmolc/dm<sup>3</sup>), H+Al= ácido potencial (mmolc/dm<sup>3</sup>), Al= alumínio (mmolc/dm<sup>3</sup>), m= saturação de alumínio (%), B= boro (mg/d<sup>3</sup>), Cu= cobre (mg/d<sup>3</sup>), Fe= ferro (mg/d<sup>3</sup>), Mn= manganês (mg/d<sup>3</sup>), Zn= zinco (mg/d<sup>3</sup>), SB= soma de bases (mg/d<sup>3</sup>), CTC= capacidade de troca catiônica (%), V= saturação de bases (%). ....</b>	<b>111</b>
<b>APÊNDICE C – Valores médios e desvio padrão das variáveis edáficas obtidas nas áreas experimentais do município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil. Legenda: areia, argila e silte (g/kg), MO= matéria orgânica (g/dm<sup>3</sup>), pH= potencial hidrogeniônico (mmolc/dm<sup>3</sup>), K=</b>	

potássio (mmolc/dm<sup>3</sup>), Ca= cálcio (mmolc/dm<sup>3</sup>), Mg= magnésio (mmolc/dm<sup>3</sup>), H+Al= ácido potencial (mmolc/dm<sup>3</sup>), Al= alumínio (mmolc/dm<sup>3</sup>), m= saturação de alumínio (%), B= boro (mg/d<sup>3</sup>), Cu= cobre (mg/d<sup>3</sup>), Fe= ferro (mg/d<sup>3</sup>), Mn= manganês (mg/d<sup>3</sup>), Zn= zinco (mg/d<sup>3</sup>), SB= soma de bases (mg/d<sup>3</sup>), CTC= capacidade de troca catiônica (%), V= saturação de bases (%). ..... **112**



GILES, A. L. **CONSEQUÊNCIAS DO CORTE PERIÓDICO DO COMPONENTE LENHOSO DA VEGETAÇÃO DE CERRADO**. 2016. 100 F. DISSERTAÇÃO (MESTRADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – BOTÂNICA) – INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU, UNESP - UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA, BOTUCATU, 2016.

## RESUMO

O cerrado em seu sentido amplo apresenta fisionomias que englobam formações campestres, savânicas e florestais, que estão associadas a uma interação de fatores, principalmente climáticos, edáficos e históricos de perturbação. É evidente que na ausência de qualquer agente perturbador, formações vegetais abertas, como campo e savana, se adensem pelo aumento no recrutamento de espécies arbóreas, transformando-se em formações florestais. O contrário também ocorre, formações florestais na presença de incêndios frequentes modificam-se para formações abertas, como savana e campo. No entanto, aqui mostramos que essa evolução é ocasionada por outro agente perturbador além do fogo. Demonstramos que a perturbação pelo corte periódico do componente lenhoso em fisionomia florestal favorece a instalação de espécies mais frequentes em formações savânicas. O principal fator ecológico que se modifica com a perturbação é o microclima, principalmente pelo aumento na intensidade luminosa. Esse aumento provavelmente age na quebra de dormência do banco de sementes e no auxílio do desenvolvimento de espécies que provavelmente rebrotaram através de estruturas subterrâneas. O solo não apresentou diferenças físico-químicas capazes de favorecer ou ser um fator determinante na seleção de espécies campestres ou savânicas nas áreas perturbadas. O que constatamos é que a quantidade de recursos no solo influencia as respostas das comunidades vegetais de cerradão após a perturbação. Desse modo, a supressão do componente lenhoso do cerradão induz mudanças florísticas discretas nas comunidades vegetais sobre solo com maior quantidade de nutrientes, menor acidez e menores teores de alumínio e variações mais acentuadas em ambientes com solo de menor quantidade de nutrientes, mais ácido e com maiores teores de alumínio. Isso indica que ambientes com maior disponibilidade de recursos conseguem se recuperar mais rapidamente que os ambientes com menor disponibilidade de recursos, conferindo maior resiliência após um evento de perturbação.

GILES, A. L. **THE CONSEQUENCES OF THE PERIODIC CUTTING OF THE WOODY COMPONENT OF CERRADO VEGETATION.** 2016. 100 F. DISSERTAÇÃO (MESTRADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – BOTÂNICA) – INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU, UNESP - UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA, BOTUCATU, 2016.

### ABSTRACT

The *cerrado sensu lato* includes physiognomies such as field, savanna and forest formations, which are associated with an interaction of factors, especially climate, soil and disturbance history. There is evidence that, in the absence of a disturbing agent, open plant formations, such as fields and savannas, become denser after an increase in the recruiting of tree species and convert to forest formations. The opposite also occurs: forest formations burned by frequent fires change into savanna and field formations. However, here, we demonstrate that other disturbing agent, besides fire, causes this evolution, it is the periodical cutting of the woody component that leads to the establishment in forest formations of species more frequent in savanna formations. The main ecological factor that changes after this disturbance is the microclimate, as a result of an increase in light intensity, which probably breaks seed dormancy and helps the growth of species that have probably resprout from underground structures. We have not found physicochemical differences in the soil that could lead to or act as a determining factor in the selection of savanna species or change the composition of the community. However, we confirmed that the responses of woodland savanna plant communities to disturbance, associated with the higher light derived from canopy suppression, are more intense in environments with lower nutrient soils. Therefore, the cutting of the woody component of the woodland savanna leads to subtle floristic changes in plant communities on soils with higher levels of nutrients, lower acidity, and lower aluminum content, and to sharper changes in environments with soils with lower levels of nutrients, higher acidity, and higher aluminum content. It means that environments with higher resource availability manage to recover faster than environments with lower resource availability, which contributes to greater resilience to disturbance.

## CONSIDERAÇÕES INICIAIS

### Introdução Geral

A vegetação do cerrado está associada a uma interação de fatores abióticos, como os climáticos, os edáficos, os ligados à ação do fogo e os bióticos como a presença de herbivoria (COUTINHO, 1978; RIBEIRO, WALTER, 2008). A variação desses fatores, ocasionada por eventos naturais ou antrópicos, confere ao cerrado diferenças fisionômicas e florísticas na vegetação. Essas diferenças podem ser expressas em um gradiente fisionômico campo, savana e floresta, caracterizada pela ocorrência de diferentes proporções da vegetação arbustivo-arbórea e herbáceo-subarbustiva (COUTINHO, 1978).

O aumento da biomassa lenhosa em função do aumento da fertilidade do solo é bem conhecido por diversos autores (GOODLAND, FERRI, 1979; GOODLAND, POLLARD, 1973; LOPES, COX, 1977; RATTER, 1971; SILVA, 1993; TOPPA, 2004) e a evolução fisionômica campo-floresta estaria relacionada com os fatores físico-químicos do solo. Esse gradiente fisionômico encontrado no cerrado possui correlação positiva com teores de fósforo, potássio, cálcio e magnésio (RUGGIERO, PIVELLO, 2005; RUGGIERO et al., 2002). Esses nutrientes aumentam no sentido campo sujo-cerradão. Além disso, os teores de ferro e alumínio diminuem com o aumento da densidade de plantas lenhosas na vegetação. Outros estudos indicam que o adensamento da vegetação é limitado pela profundidade do lençol freático, no qual a presença de águas superficiais restringe o desenvolvimento de raízes de determinadas espécies lenhosas, diminuindo a biomassa dessas áreas (ROSSATTO et al., 2012). Desse modo, não há consenso sobre as variações fisionômicas e o aumento da fertilidade como uma relação de causa e efeito direta, o que parece evidente é que a estrutura fisionômica pode modificar-se em uma determinada ordem de fatores ecológicos que atuam como filtros ambientais, primariamente pela ação do fogo (HOFFMANN et al., 2009), posteriormente pelas condições nutricionais do solo e por fim pela disponibilidade de água no solo (ROSSATTO et al., 2012).

As variações fisionômicas decorrentes da ação do fogo dependem da frequência e intensidade desse tipo de perturbação. Loefgren (1898), Lund (1835) e Saint-Hilaire

(1827) acreditavam que o cerrado seria a vegetação primária no cerrado e que, pela ação de incêndios frequentes, algumas áreas se transformaram em fisionomias abertas de campo e de cerrado *stricto sensu*. Isso se deve ao fato do componente lenhoso, predominante no cerrado, ser mais sensível à ação do fogo e, quando submetido a queimadas frequentes, tende a ter sua densidade reduzida e assim, modificar suas fisionomias para campos cerrados, campos sujos e até campos limpos (COUTINHO, 2002). O inverso também pode ocorrer, fisionomias campestres e savânicas de cerrado quando protegidas da perturbação por um longo período, podem se transformar em fisionomias florestais (BOWMAN et al., 2001; DURIGAN, RATTER, 2006; HOPKINS, JENKIN, 1962; PINHEIRO, DURIGAN, 2009; PINHEIRO et al., 2010; SAN JOSE, FARINAS 1991; SWAINE et al., 1992).

O avanço das formações florestais sobre as campestres é explicado pela situação climática favorável as primeiras, ou seja, um clima quente e úmido em baixas latitudes nos últimos 7.000 anos (LEDRU et al., 1996; LEDRU, SALGADO-LABOURIAU, LORSCHREITER, 1998). Contribuem para esta alteração também, a eliminação do pastejo (ARCHER, SCIFRES, BASSHAN, 1988; CARMEL, KADMON, 1999; DURIGAN, RATTER, 2006) e das queimadas (MEIRELLES, KLINK, SILVA, 1997; PIVELLO, COUTINHO, 1996). Essas mudanças não são verificadas apenas no âmbito fisionômico, mas também na composição de espécies (DURIGAN; RATTER, 2006). Portanto, é lógico supor que o contrário pode acontecer, formações originalmente de cerrado submetidas a perturbações frequentes ocasionadas pelo corte do componente lenhoso, a mudança ocorre no sentido contrário, ou seja, formando fisionomias abertas de cerrado. Esperamos que essas mudanças possam ser verificadas no âmbito florístico, no qual as possíveis modificações nas condições ambientais ocasionadas pela perturbação facilitem o desenvolvimento de espécies não-florestais.

O estabelecimento de espécies florestais pode ser limitado na savana pela elevada intensidade de luz e temperatura, bem como pela baixa quantidade de nutrientes ou disponibilidade de água em relação à floresta. Como resultado, o estabelecimento e crescimento de algumas espécies florestais são menores na savana aberta e podem ser facilitados sob o sombreamento ocasionado pela presença de árvores adultas de cerrado que conseguem suportar melhor o estresse hídrico e a baixa quantidade de nutrientes (HOFFMANN, 1996; KELLMAN, MIYANISHI, HIEBERT, 1985). Contudo, em alguns casos espécies florestais que invadem áreas de savana possuem maiores taxas de crescimento que espécies típicas dessa vegetação (ROSSATTO et al., 2009). Isso sugere

que apesar dos recursos do solo serem limitados, em alguns casos isso não impede o desenvolvimento de espécies florestais. Portanto, diferenças ambientais, ecológicas e fisiológicas irão determinar a distribuição de espécies florestais e savânicas, desempenhando assim um papel importante na dinâmica de sucessão savana-floresta (HOFFMANN, FRANCO, 2003; HOFFMANN, ORTHEN, FRANCO 2004; HOFFMANN et al., 2009; HOFFMANN et al., 2012; LONGMAN, JENÍK, 1992; ROSSATTO et al., 2009). Além disso, essa dinâmica de sucessão campo-floresta é acompanhada de mudanças nos fatores físicos, como temperatura, umidade e luminosidade, criando no sub-bosque ambientes favoráveis ao desenvolvimento de espécies menos resistentes a altas temperaturas, baixa umidade e alta intensidade luminosa, à medida que o dossel vai sendo formado.

Essas alterações florísticas e microclimáticas a longo prazo podem ocasionar uma modificação na composição edáfica. Áreas de savanas podem possuir produtores primários com diferentes hábitos, acarretando a utilização estratificada do espaço e a competição por recursos (MEDINA, 1996). Portanto, a composição de espécies e a abundância relativa nos ambientes savânicos podem afetar a disponibilidade de nutrientes. A relação entre fisionomia e fertilidade do solo também pode ser resultante de diferentes históricos de fogo e perturbações da vegetação (GOODLAND; POLLARD, 1973). Logo, podemos esperar que as comunidades vegetais do cerrado sob condições distintas de nutrientes no solo, possuam diferentes respostas a perturbação frequente pelo corte raso. Essas características conduzem a dinâmica na vegetação, sendo que atuação de determinados fatores ecológicos pode ocasionar mudanças florísticas na comunidade e o aumento ou a diminuição da biomassa aérea.

### **Objetivo Geral da Dissertação**

Investigar os padrões florísticos, microclimáticos e edáficos em comunidades vegetais de cerradão após a perturbação recorrente pelo corte periódico do componente lenhoso.

## Organização da Dissertação

Essa dissertação possui três capítulos e pretende discutir os efeitos da perturbação recorrente na vegetação florestal de cerrado.

No **capítulo 1** dessa dissertação focamos na perturbação como agente modificador da fisionomia e da composição florística da comunidade. Nós demonstramos que formações originalmente florestais (cerradão) submetidas a perturbações frequentes pelo corte raso formam áreas de formações savânicas (campo sujo, campo cerrado e cerrado *stricto sensu*). Isso ocorre em áreas de cerradão constantemente perturbadas pelo corte bienal do componente lenhoso. Essas áreas apresentam composição florística e estrutura de abundância mais semelhantes às formações abertas de cerrado (campo sujo, campo cerrado e cerrado *stricto sensu*) do que áreas de cerradão.

No **capítulo 2** procuramos entender quais modificações nas condições bióticas e abióticas são ocasionadas pelo corte do componente lenhoso. Nesse capítulo demonstramos que o estabelecimento de espécies campestres e savânicas em áreas outrora ocupadas por espécies de cerradão é principalmente influenciado pelo aumento na intensidade luminosa e que os fatores edáficos não são determinantes na mudança na composição florística em áreas perturbadas.

No **capítulo 3** focamos em verificar se a disponibilidade de recursos no solo influencia a resiliência do cerradão após uma perturbação. Demonstramos que formações florestais de cerrado com maior disponibilidade de recursos são mais resilientes que formações florestais de cerrado com menor disponibilidade de recursos.

## Referências

ARCHER, S.; SCIFRES, C.; BASSHAN, C. R. Autogenic succession in a subtropical savanna: conversion of grassland to thorn woodland. *Ecological Monographs*, Texas, v. 58, n. 2, p. 111-127, Jun. 1988.

BOWMAN, D. M. J. S.; 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*, v. 10, n. 5, p. 535-548, Jun. 2001.

CARMEL, Y.; KADMON, R. Effects of grazing and topography on long-term vegetation changes in a Mediterranean ecosystem in Israel. *Plant Ecology*, v. 145, n. 2, p. 243-254, Jun. 1999.

COUTINHO, L. M. O Bioma do cerrado. In: KLEIN, A. L. (Org.). *Eugen Warming e o cerrado brasileiro: um século depois*. São Paulo: Editora UNESP, 2002. p. 77-91.

COUTINHO, L. M. O conceito de cerrado. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 17-23, 1978.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. Successional changes in cerradão and cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962-2000. *Edinburgh Journal of Botany*, Cambridge, v. 63, n.1, p. 119-130, Aug. 2006.

GOODLAND, R.; FERRI, M. G. *Ecologia do cerrado*. Belo Horizonte/São Paulo: Itatiaia/EDUSP, 1979. 198 p.

GOODLAND, R.; POLLARD, R. The Brazilian cerrado vegetation: a fertility gradient. *Journal of Ecology*, v. 61, n. 1, p. 219-224, Mar. 1973.

HOFFMANN, W. A. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. *Journal of Ecology*, v. 84, n. 3, p. 383-393, Jun. 1996.

HOFFMANN, W. A.; ADASME, R.; HARIDASAN, M.; T. DE CARVALHO, M.; GEIGER, E. L.; PEREIRA, M. A. B.; GOTSCH, S. G.; FRANCO, A. C. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. *Ecology*, v. 90, n. 5, p. 1326-1337, Mai. 2009.

HOFFMANN, W. A.; FRANCO, A. C. Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically independent contrasts. *Journal of Ecology*, v. 91, n. 3, p. 475-484, Mai. 2003.

HOFFMANN, W. A.; GEIGER, E. L.; GOTSCH, S. G.; ROSSATTO, D. R.; SILVA, L. C. R.; 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*, v. 15, n. 7, p. 759-768, Mai. 2012.

HOFFMANN, W. A.; ORTHEN, B.; FRANCO, A. C. Constraints to seedling success of savanna and forest trees across the savanna-forest boundary. *Oecologia*, v. 140, n. 2, p. 252-260, Jul. 2004.

HOPKINS, B.; JENKIN, R. N. Vegetation of the Olokemeji Forest Reserve, Nigeria: I. General features of the reserve and the research sites. *The Journal of Ecology*, v. 50, n. 3, p. 559-598, Nov. 1962.

KELLMAN, M. E.; MIYANISHI, K.; HIEBERT, P. Nutrient retention by savanna ecosystems: II. Retention after fire. *Journal of Ecology*, v. 73, n. 3, p. 953-962, Nov. 1985.

LEDRU, M.; BRAGA, P. I. S.; SOUBIÈS, F.; FOURNIER, M.; Martin, L.; SUGUIO, K.; TURCQ, B. The last 50,000 years in the Neotropics (Southern Brazil): evolution of vegetation and climate. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, v. 123, n. 1, p. 239-257, Jul.1996.

LEDRU, M.; SALGADO-LABOURIAU, M.; LORSCHBITTER, M. L. Vegetation dynamics in southern and central Brazil during the last 10,000 yr BP. *Review of Palaeobotany and Palynology*, v. 99, n. 2, p. 131-142, Jan. 1998.

LOEFGREN, A. Ensaio para uma distribuição dos vegetais nos diversos grupos florísticos no estado de São Paulo. *Boletim da Comissão Geográfica e Geológica*, São Paulo, v. 11, p. 1-50, 1898.

LONGMAN, K. A.; JENÍK, J. Forest-savanna boundaries: general considerations. In: FURLEY, P. A.; PROCTER, J.; RATTER, J. A. (eds.). *Nature and dynamics of the forest-savanna boundaries*. London: Chapman & Hall, 1992. p. 3-20.

LOPES, A. S.; COX, F. R. A survey of the fertility status of surface soils under



“Cerrado” vegetation in Brazil. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, v. 41, n. 4, p. 742-747, Jul./Aug. 1977.

LUND, P. W. Bemaerkninger over vegetation paa de indre hogsletter of Brasilien, isaer i plantehistorisk henseende Kgl., *Danske Videnskabernes Selskab Skrifter*, v. 6, p. 145-188, 1835.

MEDINA, E. Biodiversity and nutrient relations in savanna ecosystems: interactions between primary producers, soil microorganisms, and soils. In: SOLBRIG, O. T.; MEDINA, E.; SILVA, J. F. (eds.). *Biodiversity and savanna ecosystem process*. New York: Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 1996. p. 45-57.

MEIRELLES, M. L.; KLINK, C. A.; SILVA, J. C. S. Un modelo de estado y transiciones para el cerrado brasileño. *Ecotropicos*, v. 10, n.2, p. 45-50, Jul. 1997.

PINHEIRO, E. S.; DURIGAN, G. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 32, n. 3, p. 441-454, jul. 2009.

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*, v. 82, n. 2, p. 379-395, Jun. 2010.

PIVELLO, V. R.; COUTINHO, L. M. A quantitative successional model to assist in the management of Brazilian cerrados. *Forest Ecology and Management*, v. 87, n. 1, p.127-138, Oct. 1996.

RATTER, J. A. Some notes on two types of cerradão occurring in north eastern Mato Grosso. In: FERRI, M. G. (Coord.). *Simpósio sobre o cerrado*. v. 3, São Paulo: Edgard Blücher, 1971. p. 100-102.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (eds.). *Cerrado: Ecologia e flora*. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 2008. p. 89-152.

ROSSATTO, D. R.; HOFFMANN, W. A.; FRANCO, A.C. Differences in growth patterns between co-occurring forest and savanna trees affect the forest–savanna boundary. *Functional Ecology*, v. 23, n. 4, p. 689-698, Abr. 2009.

ROSSATTO, D. R.; SILVA, L. D. C. R.; VILLALOBOS-VEGA, R.; STERNBERG, L. D. S. L.; FRANCO, A. C. Depth of water uptake in woody plants relates to groundwater level and vegetation structure along a topographic gradient in a neotropical savanna. *Environmental and Experimental Botany*, v. 77, p. 259-266, Abr. 2012.

SAN JOSÉ, J. J.; FARINAS, M. R. Temporal changes in the structure of a Trachypogon savanna protected for 25 years. *Acta Ecologica*, v.12, n. 2, p. 247, 1991.

SAINT-HILAIRE, A. *Voyage aux sources du Rio de San Francisco et dans la province de Goyaz*. Paris: Berlin Imprimeur, 1827.

SILVA, J. G. M. *Relações solo-vegetação como instrumento para o manejo da vegetação do cerrado no Triângulo Mineiro*. 1993. 136 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 1993.

SWAINE, M. D.; HAWTHORNE, W. D.; ORGLE, T. K. The effects of fire exclusion on savanna vegetation at Kpong, Ghana. *Biotropica*, v. 24, n. 2, p. 166-172, Jun. 1992.

TOPPA, R. H. *Estrutura e diversidade florística das diferentes fisionomias de cerrado e suas correlações com o solo na Estação Ecológica de Jataí*, Luiz Antônio, SP. 2004. 149 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2004.

***Capítulo 1 - O corte periódico  
do componente lenhoso do  
cerradão favorece espécies de  
formações savânicas***

Artigo segue as normas de *Journal of Vegetation Science*.

## **O corte periódico do componente lenhoso do cerradão favorece espécies de formações savânicas**

André Luiz Giles, Osmar Cavassan, Veridiana de Lara Weiser & Andréia Alves Rezende

**Giles, A. L.** (andregiles74@yahoo.com.br)<sup>1</sup>,

**Cavassan, O.** (corresponding author, cavassan@fc.unesp.br)<sup>2</sup>,

**Weiser, V. de L.** (veriweiser@hotmail.com)<sup>2</sup>,

**Rezende, A. A.** (rezende\_bot@yahoo.com.br)<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Botânica), Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista-UNESP, Caixa Postal 510, Distrito de Rubião Júnior, s/n, 18.618-970, Botucatu, SP, Brasil.

<sup>2</sup> Departamento de Ciências Biológicas, Faculdade de Ciências, Universidade Estadual Paulista-UNESP, Av. Eng. Luiz Edmundo Carrijo Coube, 14-01, 17033-360 Bauru, SP, Brasil.

### **Resumo**

#### **Pergunta**

Considerando áreas de cerradão localizadas em ambientes de alta densidade populacional, que sofrem perturbações recorrentes pelo corte raso do componente lenhoso nós questionamos: essas áreas se modificam para áreas de formações savânicas?

#### **Localização**

Cerradão no sudeste do Brasil.

#### **Métodos**

Delimitamos quatro áreas com 500 m<sup>2</sup> cada, duas áreas controle (cerradão não perturbado) e duas áreas experimentais (cerradão perturbado). Para verificar a modificação na composição de espécies, amostramos em cada área as plantas do estrato arbustivo-arbóreo e do estrato herbáceo-subarbustivo, utilizando o método de parcelas. Para avaliar se o corte do componente lenhoso do cerradão favorece a mudança para uma composição florística mais característica de formações savânicas, realizamos a análise de similaridade de Bray-Curtis entre as áreas amostradas e entre elas e outras áreas de cerrado no Brasil. Posteriormente ordenamos os dados da abundância da flora em todas as áreas por meio da análise de correspondência destendenciada (DCA), a fim de obter a ordenação das diferentes formações em função dos possíveis gradientes ambientais ao longo dos eixos. Os dados de abundância das comunidades foram analisados utilizando a análise de variância multivariada permutacional (Permanova).

### **Resultados**

As áreas amostradas periodicamente perturbadas pelo corte do componente lenhoso apresentaram espécies frequentemente encontradas em campo sujo, campo cerrado e cerrado *stricto sensu*, enquanto que áreas não perturbadas permaneceram com espécies que ocorrem em cerradão. A riqueza em espécies por família, a diversidade de espécies e a densidade foram distintas nas duas comunidades, perturbadas e não perturbadas. As áreas de cerradão periodicamente perturbadas pelo corte do componente lenhoso mostraram composição florística e estrutura de abundância mais semelhantes às áreas com formações savânicas (campo sujo, campo cerrado e cerrado *stricto sensu*) do que áreas de cerradão não perturbadas.

### **Conclusões**

Áreas originais de cerradão, quando submetidas a perturbações frequentes pelo corte raso do componente lenhoso formam áreas de formações savânicas. Essa evolução decorrente

da perturbação gera ambientes com maior disponibilidade de luz que podem ser colonizados por espécies intolerantes a sombra ou com melhores habilidades competitivas as novas condições ambientais proporcionadas pela perturbação.

## **Introdução**

Os ecossistemas tropicais possuem padrões distintos de distribuição de cobertura vegetal ao longo de gradientes ambientais formando áreas campestres, savânicas e florestais (Coutinho 1978; Eiten 1990; Ribeiro & Walter 1998, Bond 2008). Os limites dessas formações correlacionam-se à variação de fatores climáticos, edáficos e os ligados à ação do fogo e ao pastejo (Murphy & Bowman 2012). Entretanto, a distribuição dos ecossistemas savânicos e florestais não possui um estado estável (Warman & Moles 2009; Staver et al. 2011a) podendo variar em escala regional e global. Desse modo, áreas campestres e savânicas podem se transformar em áreas florestais em função de controle *bottom-up*, baseado em disponibilidade de recursos, provenientes do solo (Askew et al. 1970) e das condições de topografia e drenagem (Beard 1953); e controle *top-down*, fundamentado em perturbações como fogo e pastejo (Bowman 2000; Bond et al. 2005). Portanto, um único fator dificilmente explica a expansão e retração desses ecossistemas em escalas locais e continentais.

A expansão florestal sobre formações savânicas e campestres depende da retroalimentação entre variáveis biológicas e ambientais, como regimes de perturbação frequente (Murphy & Bowman 2012), podendo ser de origem antrópica ou natural. A perturbação pelo fogo e pastejo, em particular, controla a expansão das formações florestais impedindo o aumento da biomassa aérea em formações savânicas e campestres (Trapnell 1959; Swaine et al. 1992). Isso ocorre devido às espécies arbóreas serem mais sensíveis a ação do fogo e menos resilientes a ação de animais pastadores (Hoffmann &

Moreira 2002; Augustine & McNaughton 2004; Simon et al. 2009; Brando et al. 2012). Portanto, a evolução florestal, em detrimento das formações campestres e savânicas, ocorre quando há a exclusão do agente perturbador como o fogo (Hopkins 1992; Swaine et al. 1992; Pivello & Coutinho 1996; King et al. 1997; Meirelles et al. 1997) ou eliminação do pastejo (Archer et al. 1988; Carmel & Kadmon 1999; Durigan & Ratter 2006). Entretanto, essa expansão florestal só é possível quando as condições de disponibilidade de recursos no solo permitem o desenvolvimento de espécies arbóreas mais exigentes em água e nutrientes (Beard 1953; Ash 1988; Bowman 2000; Bond 2008; Lloyd et al. 2008).

A frequência da perturbação também pode afetar a dinâmica na vegetação das savanas na América do Sul, como o cerrado brasileiro, modificando a composição florística de suas fisionomias. O cerrado *lato sensu* é um complexo de formações oreádicas, que inclui o campo limpo de formação campestre; campo sujo, campo cerrado e cerrado *stricto sensu* de formação savânica e cerradão de formação florestal (Coutinho 1978). Há consenso de que na ausência de perturbação, principalmente pela ação do fogo (Durigan & Ratter 2006, Pinheiro & Durigan 2009), áreas de campo cerrado se modificaram para cerrado *stricto sensu* e, às vezes, cerradão e áreas de cerrado *stricto sensu* tornaram-se vegetação de transição, cerradão-floresta estacional semidecidual (Durigan et al. 2003; Kronka et al. 1993). Essas mudanças não ocorrem apenas no âmbito fisionômico, mas também são acompanhadas de mudanças na composição florística. Em comunidades ecotonais (cerradão-floresta estacional semidecidual), as populações de espécies não arbóreas exigentes de luz diminuíram ou desapareceram em algumas áreas (Durigan & Ratter 2006). Essas espécies podem se regenerar apenas em grandes clareiras, em bordas de cerradão ou em vegetação de transição. Por outro lado, espécies tolerantes

à sombra tendem a aumentar e se tornarem dominantes em áreas ecotonais (Durigan & Ratter 2006).

Áreas de cerrado localizadas em ambientes de alta densidade populacional sofrem perturbações recorrentes pelo corte raso do componente lenhoso, que pode causar modificações na estrutura da comunidade vegetal. Assim, como admitimos que na ausência de perturbação as formações campestres convergem para cerrado e floresta estacional, é lógico supor o contrário. Desse modo, nesse trabalho nosso objetivo foi avaliar se áreas de cerrado na presença de perturbação convergem para áreas de campo sujo, campo cerrado e cerrado *stricto sensu*. Respostas à ação frequente de queimadas já foram exaustivamente estudadas e parecem comprovar essa relação. No entanto, aqui propomos que essa evolução é ocasionada por outro agente perturbador além do fogo. Nossa hipótese é de que formações originalmente de cerrado submetidas a perturbações frequentes pelo corte raso de árvores e arbustos formam áreas de formações savânicas (campo sujo, campo cerrado e cerrado *stricto sensu*). Esperamos que áreas de cerrado constantemente perturbadas pelo corte do componente lenhoso apresentem composição florística e estrutura de abundância mais semelhantes ao campo sujo, campo cerrado e cerrado *stricto sensu* do que outras áreas de cerrado.

## **Métodos**

### **Coleta de dados**

Realizamos nosso estudo no município de Bauru, na região centro-oeste do estado de São Paulo, sudeste do Brasil, sob o clima Cwa (Koeppen 1948). Delimitamos quatro áreas com 500 m<sup>2</sup> cada: duas áreas controle (cerrado não perturbado) e duas áreas experimentais (cerrado perturbado) com histórico de 30 anos de corte da vegetação (Cavassan 1990).



A1: área de cerradão sem indicadores de perturbação recente, compreendida entre as coordenadas 22°20'50.00"-52.41"S e 49°20'46.29"-49.86"W.

A2: área de cerradão perturbada, ocorrendo sob a linha de transmissão de energia elétrica, submetida ao corte bienual do componente lenhoso e compreendida entre as coordenadas 22°20'51.33"-54.60"S e 49°20'46.99"-51.00"W.

A3: área de cerradão perturbada, ocorrendo sob a linha de transmissão de energia elétrica, submetida ao corte bienual do componente lenhoso e compreendida entre as coordenadas 22°20'53.26"-56.51"S e 49°20'20.97"-24.83"W.

A4: área de cerradão sem indicadores de perturbação recente, compreendida entre as coordenadas 22°20'58.93"- 58.80"S e 49°20'25.48"-25.65"W.

Para verificar a modificação na composição de espécies amostramos o estrato arbustivo-arbóreo (estrato lenhoso) utilizando 20 parcelas de 5 m x 5 m em cada área e inventariamos todos os indivíduos com pelo menos um metro de altura enraizados dentro das parcelas. Para amostrar o estrato herbáceo-subarbustivo (estrato regenerativo), delimitamos 20 parcelas de 2,5 m x 2,5 m, instaladas dentro das parcelas utilizadas para a amostragem do estrato lenhoso. Todos os indivíduos com menos de 1 m de altura e mais de 30 cm de altura e enraizados nas parcelas, foram considerados pertencentes ao estrato regenerativo.

### **Análise dos dados**

Elaboramos uma lista florística, utilizando a classificação de Smith et al. (2008) para as espécies de pteridófitas e a Angiosperm Phylogeny Group (APG III 2009) e as atualizações mais recentes do Angiosperm Phylogeny Website (Stevens 2001 onwards) para as angiospermas.

Para medir a diversidade de espécies nas áreas perturbadas e não perturbadas, calculamos o índice de diversidade de Shannon e Wiener ( $H' = - \sum p_i \ln p_i$ ), na base logarítmica natural.

Para avaliar se o corte do componente lenhoso do cerradão favorece a mudança para uma composição florística mais característica de formações savânicas (campo sujo, campo cerrado e cerrado *stricto sensu*), realizamos a análise de similaridade de Bray-Curtis entre as áreas amostradas e, entre elas e outras áreas de formações savânicas e florestais de cerrado no Brasil (Mantovani 1987; Cavassan 1990; Cardoso, Moreno & Guimarães 2002; Durigan et al. 2002; Pinheiro, Monteiro & Cesar 2002; Fidelis & Godoy 2003; Assunção & Felfili 2004; Pereira-Silva et al. 2004; Fina & Monteiro 2009; Araújo et al. 2012; Ferreira & Cardoso 2013; Giácomo et al. 2013). Uniformizamos as listas florísticas exibidas em cada trabalho quanto ao nome válido de cada espécie, usando como referência The Plant List (2013). Elaboramos um dendrograma pela análise de agrupamento da média de grupo (UPGMA) a partir da matriz de similaridade de Bray-Curtis. Posteriormente, ordenamos os dados de abundância da flora das áreas de cerrado por meio da análise de correspondência destendenciada (DCA), a fim de obter a ordenação das diferentes formações em função dos possíveis gradientes ambientais ao longo dos eixos (Hill & Gauch Jr. 1980). Os dados de abundância das comunidades foram analisados utilizando análise de variância multivariada permutacional (Permanova) com 9999 aleatorizações.

## **Resultados**

As áreas amostradas periodicamente perturbadas pelo corte do componente lenhoso apresentaram espécies frequentemente encontradas em campo sujo, campo cerrado e cerrado *stricto sensu*, enquanto que áreas não perturbadas permaneceram com

espécies que frequentemente ocorrem em cerradão (Apêndice A). A riqueza em espécies por família, a diversidade de espécies e a densidade foram distintas nas duas comunidades, perturbadas e não perturbadas. A família Asteraceae foi melhor representada nas áreas perturbadas, enquanto Fabaceae, nas áreas não perturbadas (Tab. 1).

Tabela 1 – Número de espécies, família mais rica em espécies, índice de diversidade de Shannon e Wiener, densidade absoluta por estrato, em todas as áreas amostradas no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil. Legenda: H' = índice de diversidade de Shannon e Wiener, DA = densidade absoluta por estrato, indivíduos/hectare.

	Áreas não perturbadas		Áreas perturbadas	
	Área 1	Área 4	Área 2	Área 3
<b>Número de espécies</b>	85		163	
<b>Família mais rica em H'</b>	FABACEAE (18.8%)		ASTERACEAE (17.8%)	
<b>H'</b>	3.299		4.014	
<b>DA (Ind/ha)- estrato</b>	9100	8480	12540	14380
<b>DA (Ind/ha) - estrato</b>	10480	6560	12160	6880

As áreas amostradas de cerradão periodicamente perturbadas pelo corte do componente lenhoso apresentaram uma comunidade com uma estrutura de abundância e composição florística distintas das áreas amostradas de cerradão não perturbadas  $R=0,48$ ;  $p=0,038$ ). A similaridade florística entre as áreas perturbadas (A2 e A3) e as áreas não perturbadas (A1 e A4) foi de 24,4%.

Verificamos na análise de agrupamento (Fig. 1) uma clara separação do grupo formado por todas as listas florísticas obtidas em formações florestais (grupo 1) do outro que representa a florística das formações savânicas e campestres (grupo 2) ( $F=1,651$ ,  $p<0,001$ ). As áreas não perturbadas de cerradão A1 e A4 pertencem ao grupo 1, assim como o estrato lenhoso da área perturbada A2. A área perturbada A3 e o estrato regenerativo da área perturbada A2 agruparam-se com o grupo 2.

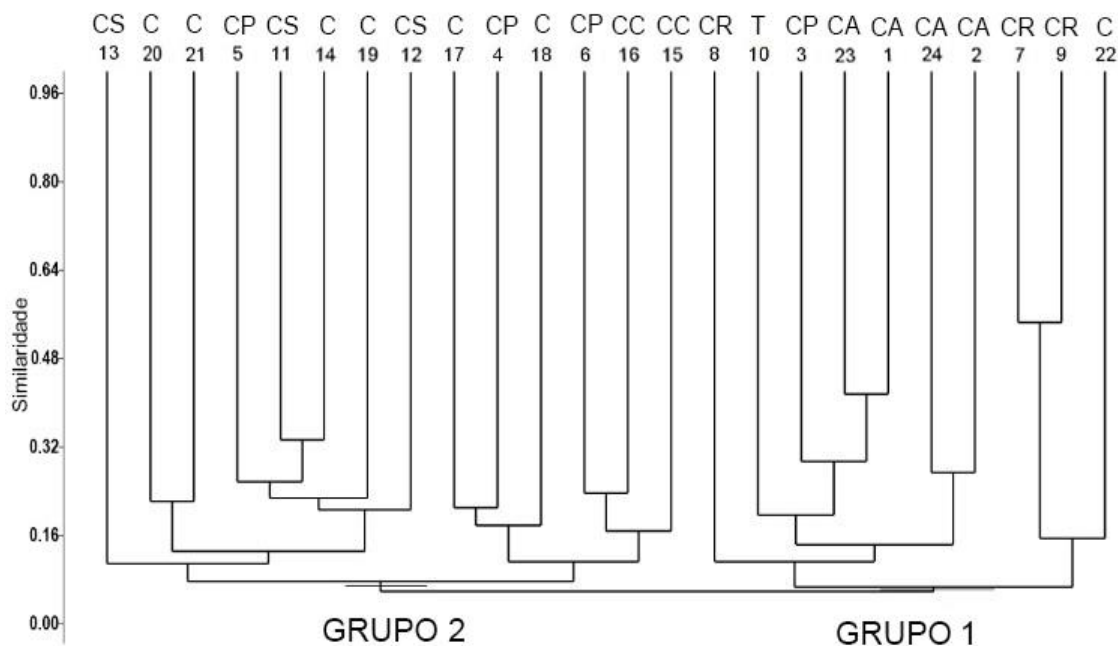


Figura 1 – Análise de agrupamento das floras de áreas de cerrado nos estados de São Paulo, Minas Gerais, Goiás e Distrito Federal e as áreas amostradas no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil ( $F=1,664$ ;  $p=0,0001$ ,  $IC=95\%$ , Permutação=9999).  
 Legenda: 1= cerradão em Bauru-SP (A1 - estrato lenhoso), 2= cerradão em Bauru-SP (A1 - estrato regenerativo), 3= cerradão perturbado em Bauru-SP (A2 - estrato lenhoso), 4= cerradão perturbado em Bauru-SP (A2 - estrato regenerativo), 5= cerradão perturbado em Bauru-SP (A3 - estrato lenhoso), 6= cerradão perturbado em Bauru-SP (A3 - estrato regenerativo), 7= cerradão em Luís Antônio-SP, 8= cerradão em Pirassununga-SP, 9= cerradão em Bauru-SP, 10= transição cerradão-floresta estacional semidecidual em Bauru-SP, 11= campo sujo em Catalão-GO, 12= campo sujo em Pirapitinga-MG, 13= campo sujo em Silvânia-GO, 14= cerrado *stricto sensu* em Perdizes-MG, 15= campo cerrado em Mogi-Guaçu-SP, 16= campo cerrado em Itirapina-SP, 17= cerrado *stricto sensu* em Mogi-Guaçu-SP, 18= cerrado *stricto sensu* em Itirapina-SP, 19= cerrado *stricto sensu* no Distrito Federal-DF, 20= cerrado *stricto sensu* em Brotas-SP (estrato arbustivo-arbóreo), 21= cerrado *stricto sensu* em Brotas-SP (estrato regenerativo), 22= cerrado *stricto sensu* em Santa Rita do Passa Quatro-SP, 23= cerradão em Bauru-SP (A4 - estrato lenhoso), 24= cerradão em Bauru-SP (A4 - estrato regenerativo). C= cerrado *strictu sensu*, CA= cerradão amostrado, CC= campo cerrado, CP= cerrado perturbado amostrado CR= cerradão, CS= campo sujo.

No eixo 1 da ordenação constatamos um gradiente de aumento de biomassa aérea, no qual ocorre a separação entre formações savânicas e florestais. As áreas amostradas não perturbadas de cerradão (A1 e A4) agruparam-se com as outras áreas de formações florestais. A área amostrada perturbada de cerradão (A3) agrupou-se com as outras áreas

de formações savânicas. Vale ressaltar que a área amostrada perturbada de cerradão A2 está compreendida entre as áreas de formações savânicas e florestais. O estrato lenhoso de A2 está mais próximo das formações florestais e o estrato regenerativo de A2 das formações savânicas (Fig. 2). Isso sugere que determinados fatores ecológicos não condicionados pelo corte, podem estar agindo nesse local, facilitando a rebrota de espécies de cerradão.

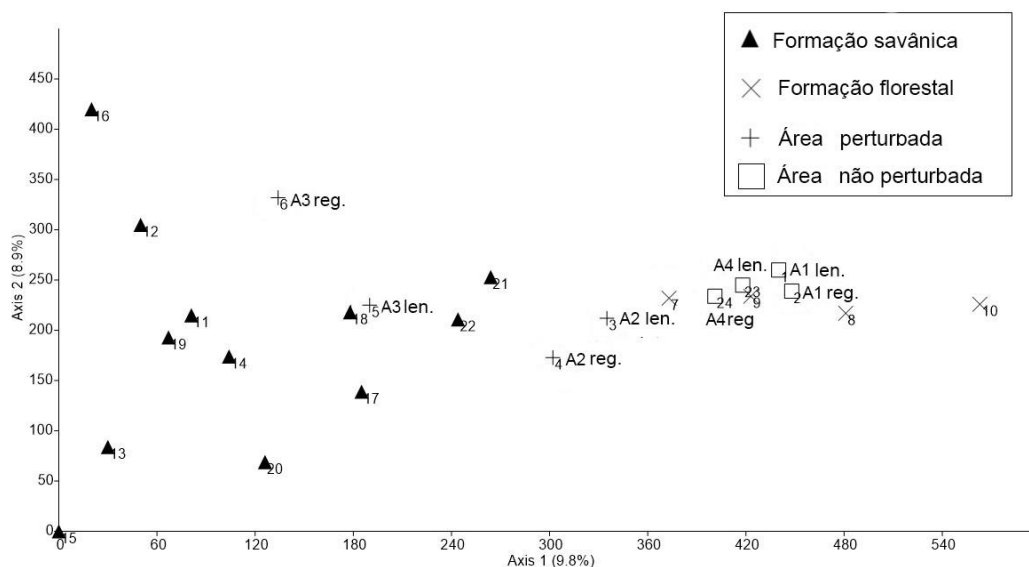


Figure 2 – Análise de correspondência destendenciada dos dados de abundância das floras das áreas de cerrado nos estados de São Paulo, Minas Gerais, Goiás e Distrito Federal e as áreas amostradas no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil. 1= cerradão em Bauru-SP (A1 - estrato lenhoso), 2= cerradão em Bauru-SP (A1 - estrato regenerativo), 3= cerradão perturbado em Bauru-SP (A2 - estrato lenhoso), 4= cerradão perturbado em Bauru-SP (A2 - estrato regenerativo), 5= cerradão perturbado em Bauru-SP (A3 - estrato lenhoso), 6= cerradão perturbado em Bauru-SP (A3 - estrato regenerativo), 7= cerradão em Luís Antônio-SP, 8= cerradão em Pirassununga-SP, 9= cerradão em Bauru-SP, 10= transição cerradão-floresta estacional semidecidual em Bauru-SP, 11= campo sujo em Catalão-GO, 12= campo sujo em Pirapitinga-MG, 13= campo sujo em Silvânia-GO, 14= cerrado *stricto sensu* em Perdizes-MG, 15= campo cerrado em Mogi-Guaçu-SP, 16= campo cerrado em Itirapina-SP, 17= cerrado *stricto sensu* em Mogi-Guaçu-SP, 18= cerrado *stricto sensu* em Itirapina, 19= cerrado *stricto sensu* no Distrito Federal-DF, 20= cerrado *stricto sensu* em Brotas-SP (estrato lenhoso), 21= cerrado *stricto sensu* em Brotas-SP (estrato regenerativo), 22= cerrado *stricto sensu* em Santa Rita do Passa Quatro-SP, 23= cerradão em Bauru-SP (A4 - estrato lenhoso), 24= cerradão em Bauru-SP (A4 - estrato regenerativo).

## Discussão

Os resultados indicam que o cerrado periodicamente perturbado pelo corte do componente lenhoso tem uma estrutura e composição florística mais próxima ao campo sujo, campo cerrado e cerrado *stricto sensu* do que áreas de cerrado. Portanto, áreas originalmente de formação florestal, quando submetidas a perturbações frequentes pelo corte raso do componente lenhoso formam áreas de formações savânicas. Essa evolução sucessional decorrente da perturbação gera novos ambientes capazes de serem colonizados por espécies intolerantes a sombra ou com melhores habilidades competitivas as novas condições ambientais proporcionadas pelo distúrbio (Gehlhausen et al. 2000; Pohlman et al. 2006).

Considerando que a distribuição florestal está intimamente ligada à disponibilidade de água e às condições nutricionais no solo (Cole 1986; Sarmiento 1992; Ruggiero et al. 2002), a evolução de formações florestais para savânicas nas áreas perturbadas poderia ser decorrente de alterações edáficas ou até mesmo manchas de solo. Contudo, isso parece improvável, pois as áreas de cerrado não perturbadas amostradas encontram-se a menos de 10 metros das áreas perturbadas e, além disso, há registros históricos que essas áreas são de formação florestal (cerrado) há pelo menos 30 anos (Cavassan 1990). Isso indica que são áreas que suportam o aumento da biomassa e, portanto, possuem condições edáficas semelhantes às áreas não perturbadas. Desse modo, as diferenças fisionômicas condicionadas pelas dessemelhanças observadas na composição florística não são determinadas por variações edáficas e sim, pela perturbação recorrente pelo corte raso do componente lenhoso, que atua como controle *top-down* na comunidade estudada (Bond 2008), selecionando espécies de formações savânicas.

A modificação na composição florística das áreas perturbadas, proporcionada pela alteração nas condições ecológicas e ambientais, pode ser constatada na maior riqueza

em espécies da família Asteraceae. Essa família é melhor representada em áreas savânicas ou campestres (Mantovani & Martins 1993; Batalha & Martins 2002; Tannus & Assis 2004), enquanto que Fabaceae é melhor representada em áreas de floresta (Cavassan 1990). As espécies de Asteraceae possuem frutos do tipo cipsela que são anemocóricos e em sua maioria, germinam sob luz contínua (Felippe 1990). O corte do componente lenhoso pode ter ocasionado o aumento da ventilação na área, facilitando a dispersão e a chegada desses propágulos, que provavelmente germinaram no local em função do possível aumento da intensidade luminosa após a perturbação.

O agrupamento de ambos os estratos da área perturbada A3 com formações savânicas demonstra maior afinidade florística com esses ambientes. Contudo, a localização da área perturbada A2 no eixo 1 indica ser uma área de transição entre savana e floresta. Essa localização é devido à alta abundância de espécies lenhosas de cerradão que rebrotam rapidamente após o corte raso e que pode ser decorrente de um controle *bottom-up*, em função da maior disponibilidade de recursos no solo (Bond 2008) na área A2. Isso ocasiona a coexistência de espécies florestais, em função da maior disponibilidade de recurso no solo, e espécies savânicas, em função do corte raso que pode ter modificado as condições de luminosidade no local.

O clima, especificamente os níveis de precipitação, é o principal fator determinante na distribuição de florestas (Murphy & Bowman 2012). No entanto, em algumas escalas de paisagens regionais essa relação se rompe e fatores edáficos e topográficos são claramente importantes (Ratter 1971; Goodland & Pollard 1973; Lopes & Cox 1977; Goodland & Ferri 1979; Silva 1993; Toppa 2004). Além disso, como verificado nesse estudo, as altas frequências de corte raso do componente lenhoso atuam como fator de seleção de espécies de formações savânicas em áreas outrora ocupadas por formação florestal. Portanto, esse tipo de perturbação, em alta frequência, pode gerar

fronteiras que abrangem poucos metros entre áreas de formações florestal e savânica, podendo determinar os limites de distribuição das mesmas em escalas espaciais pequenas.

Os limites entre campos, savanas e florestas são dinâmicos e considerados como estados estáveis alternativos (Hirota et al. 2011; Staver et al. 2011b). Essas formações contrastantes podem existir indefinidamente sob um conjunto idêntico de condições ambientais exógenas, como níveis de precipitação e temperatura, devido à estabilização por retroalimentações biológicas positivas (Lehmann et al. 2014). Um exemplo disso é a ação do fogo, no qual incêndios frequentes reduzem a densidade de árvores (Bucini & Hanan 2007) ou inversamente, a densidade de árvores reduz a frequência de incêndios. Esse processo controla a expansão florestal em detrimento de áreas abertas (Warman & Moles 2009; Hirota et al. 2011; Staver et al. 2011b). Nesse estudo, nas mesmas condições ambientais exógenas, o principal responsável por exercer esse controle é a atividade recorrente do corte do componente lenhoso. Contudo, essa perturbação, ao contrário do fogo, não controla essa modificação por meio de retroalimentações positivas. Parece provável que o corte do componente lenhoso pode facilitar ação de outros fatores, como alteração microclimática, agindo na seleção de espécies no local e posteriormente facilitando a presença de outros tipos de agentes perturbadores, como o fogo.

O corte do componente lenhoso determina mudanças bruscas na cobertura vegetal, disponibilidade de luz, temperatura e umidade relativa. A implicação desse tipo de perturbação pode estar no possível aumento nos níveis de incêndios nessas áreas. Isso pode ocorrer devido a possível diminuição da umidade relativa do ar, variação da temperatura e o aumento na velocidade do vento que pode ocasionar efeito facilitador para propagação do fogo (Bowman 2000; Hoffmann et al. 2009). O aumento nos níveis de incêndios pode atuar como retroalimentações adicionais no controle dessas formações. Portanto, ação de um único fator não é suficiente para explicar a distribuição das



formações campestres, savânicas e florestais. No entanto, pode-se afirmar que o manejo do fogo combinado com o corte raso do componente lenhoso pode auxiliar no controle fisionômico de unidades de conservação evitando grandes perdas da biodiversidade vegetal em savanas tropicais, especialmente no cerrado brasileiro.

Finalmente, a mudança fisionômica ocasionada pelo corte recorrente do componente lenhoso gera um aumento da diversidade de plantas no estrato herbáceo. É conhecido que 2/3 da flora do cerrado brasileiro pertence ao estrato herbáceo-subarbustivo (Castro et al. 1999; Ratter et al. 2003) e uma das maiores dificuldades em restaurar esse ecossistema está na recuperação desse estrato. As técnicas de restauração são voltadas para recuperação do estrato arbóreo por meio da introdução ou facilitação do desenvolvimento de espécies lenhosas. As áreas onde o corte do componente lenhoso é necessário para manutenção da rede elétrica constituem, portanto, locais potenciais para resgate de plântulas e plantas herbáceas, além de transplante de solo para áreas de cerrado que necessitam ser recuperadas.

## **Referências**

APG III 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161: 105–121.

Araújo, W.S., Porfirio Junior, E.D., Francener, A. & Hall, C.F. 2012. Composição florística e estrutura fitossociológica de áreas de campo sujo e cerrado sentido restrito na Floresta Nacional de Silvânia, Goiás, Brasil. *INSULA Revista de Botânica* 41: 42–58.

- Archer, S., Scifres, C. & Basshan, C.R. 1988. Autogenic succession in a subtropical savanna: conversion of grassland to thorn woodland. *Ecological Monographs* 58: 111–127.
- Ash, J. 1988. The location and stability of rainforest boundaries in north-eastern Queensland, Australia. *Journal of Biogeography* 15: 619–630.
- Askew, G.P., Moffatt, D.J., Montgomery, R.F., & Searl, P.L. 1970. Interrelationships of soils and vegetation in the savanna-forest boundary zone of North-Eastern Mato Grosso. *Geographical Journal* 136: 370–376.
- Assunção, S.L. & Felfili, J.M. 2004. Fitossociologia de um fragmento de cerrado *sensu stricto* na APA do Paranoá, DF, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 18: 903–909.
- Augustine, D.J. & McNaughton, S.J. 2004. Regulation of shrub dynamics by native browsing ungulates on East African rangeland. *Journal of Applied Ecology* 41: 45–58.
- Batalha, M.A. & Martins, F.R. 2002. The vascular flora of the cerrado in Emas National Park (Goiás, Central Brazil). *Sida* 20: 295–311.
- Beard, J.S. 1953. The savanna vegetation of northern tropical America. *Ecological Monographs* 23: 149–215.
- Bond, W.J. 2008. What limits trees in C<sub>4</sub> grasslands and savannas? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39: 641–659.

- 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.
- Bowman, D.M.J.S. 2000. *Australian rainforests: islands of green in a sea of fire*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Brando, P.M., Nepstad, D.C., Balch, J.K., Bolker, B., Christman, M.C., Coe, M. & Putz, F.E. 2012. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. *Global Change Biology* 18: 630–641.
- Bucini, G. & Hanan, N.P. 2007. A continental-scale analysis of tree cover in African savannas. *Global Ecology and Biogeography* 16: 593–605.
- Cardoso, E., Moreno, M.I.C. & Guimarães, A.J.M. 2002. Estudo fitossociológico em área de cerrado *sensu stricto* na estação de pesquisa e desenvolvimento ambiental galheiro - Perdizes, MG. *Caminhos de Geografia* 3: 30–43.
- Carmel, Y. & Kadmon, R. 1999. Effects of grazing and topography on long-term vegetation changes in a Mediterranean ecosystem in Israel. *Plant Ecology* 145: 243–254.
- Castro, A.A.J.F., Martins, F.R., Tamashiro, J.Y. & Shepherd, G.J. 1999. How rich is the flora of Brazilian cerrados? *Annals of the Missouri Botanical Garden* 86: 192–224.

Cavassan, O. 1990. *Florística e fitossociologia da vegetação lenhosa em um hectare de cerrado no Parque Ecológico Municipal de Bauru (SP)*. Ph.D. thesis, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, BR.

Cole, M.M. 1986. *The savannas, biogeography and geobotany*. Academic Press, London, UK.

Coutinho, L.M. 1978. O conceito de cerrado. *Revista Brasileira de Botânica* 1: 17–23.

Durigan, G., Nishikawa, D.L.L., Rocha, E., Silveira, E.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. & Ratter, J.A. 2006. Successional changes in cerradão and cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962-2000. *Edinburgh Journal of Botany* 63: 119–130.

Durigan, G., Siqueira, M.F., Franco, G.A.D.C., Bridgewater, S. & Ratter, J.A. 2003. The vegetation of priority areas for cerrado conservation in São Paulo State, Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 60: 217–241.

Eiten, G. 1990. Vegetação do cerrado. In: Pinto, M.N. (ed.) *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectiva*, pp. 9–65. Universidade de Brasília, Brasília, DF, BR.

- Felippe, G.M. 1990. Germinação de *Bidens gardneri* Baker, uma planta anual dos cerrados. *Hoehnea* 17: 7–11.
- Ferreira, F.S.O. & Cardoso, E. 2013. Estrutura fitossociológica de campo sujo no município de Catalão - GO. *Caminhos de Geografia* 14: 110–119.
- Fidelis, A.T. & Godoy, S.A.P. 2003. Estrutura de um cerrado *stricto sensu* na Gleba Cerrado Pé-de-Gigante, Santa Rita do Passa Quatro, SP. *Acta Botanica Brasilica* 17: 531–539.
- Fina, B.G. & Monteiro, R. 2009. Estudo da estrutura da comunidade arbustivo-arbórea de uma área de cerradão, município de Pirassununga (SP). *Neotropical Biology and Conservation* 4: 40–48.
- Gehlhausen, S.M., Schwartz, M.W., & Augspurger, C.K. 2000. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments *Plant Ecology* 147: 21-35.
- Giácomo, R.G., Carvalho, D.C., Pereira, M.G., Souza, A.B. & Gaudi, T.D. 2013. Florística e fitossociologia em áreas de campo sujo e cerrado *sensu stricto* na estação ecológica de Pirapitinga -MG. *Ciência Florestal* 23: 29–43.
- Goodland, R. & Ferri, M.G. 1979. *Ecologia do cerrado*. Itatiaia/EDUSP, Belo Horizonte/São Paulo, BR.
- Goodland, R. & Pollard, R. 1973. The Brazilian cerrado vegetation: a fertility gradient. *Journal of Ecology* 61: 219–224.

- Hill, M.O. & Gauch Jr, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47–58.
- Hirota, M., Holmgren, M., Van Nes, E.H. & Scheffer, M. 2011. Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. *Science* 334: 232–235.
- Hoffmann, W.A., Adasme, R., Haridasan, M., de Carvalho, M.T., Geiger, E.L., Pereira, M.A., Gotsch, S.J. & Franco, A.C. 2009. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. *Ecology* 90: 1326–1337.
- Hoffmann, W.A. & Franco, A.C. 2003. Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically independent contrasts. *Journal of Ecology* 91: 475–484.
- Hoffmann, W.A. & Moreira, A.G. 2002. 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*, pp. 159–177. Columbia University Press, Columbia University, NY, US.
- Hopkins, B. 1992. Ecological processes at the forest–savanna boundary. In: Furley, P.A., Ratter, J.A. & Procter, J. (eds.) *Nature and dynamics of the forest-savanna boundaries*, pp. 21–33. Chapman & Hall, London, UK.

King, J., Moutsinga, J.B. & Doufoulon, G. 1997. Conversion of anthropogenic savanna to production forest through fire-protection of the forest-savanna edge in Gabon, Central Africa. *Forest Ecology and Management* 94: 233–247.

Koepfen, W. 1948. *Climatología*. Fondo de Cultura Economica, MX.

Kronka, F.J.N., Matsukuma, C.K., Nalon, M.A., Cali, I.H.D., Rosse, M., Mattos, J.F.A., Shin-Ike, M.S. & Pontinha, A.A.S. 1993. *Inventário Florestal do Estado de São Paulo*. Secretaria do Meio Ambiente, Instituto Florestal, São Paulo, BR.

Lehmann, C.E., Anderson, T.M., Sankaran, M., Higgins, S.I., Archibald, S., Hoffmann, W.A., Hanan, N.P., Williams, R.J., Fensham, R.J. (...) & Bond, W.J. 2014. Savanna vegetation-fire-climate relationships differ among continents. *Science* 343: 548–552.

Lloyd, J., Bird, M.I., Vellen, L., Miranda, A.C., Veenendaal, E.M., Djagbletey, G., Miranda, H.S., Cook, G. & Farquhar, G.D. 2008. Contributions of woody and herbaceous vegetation to tropical savanna ecosystem productivity: a quasi-global estimate. *Tree Physiology* 28: 451–468.

Lopes, A.S. & Cox, F.R. 1977. A survey of the fertility status of surface soils under “cerrado” vegetation in Brazil. *Soil Science Society of America Journal*. 41: 742–747.

Mantovani, W. 1987. *Análise florística e fitossociológica do estrato herbáceo-subarbustivo do cerrado na Reserva Biológica de Moji Guaçu e em Itirapina*. Ph.D.

thesis, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, BR.

Mantovani, W. & Martins, F.R. 1993. Florística do cerrado na Reserva Biológica de Moji-Guaçu - SP. *Acta Botanica Brasilica* 7: 33–59.

Meirelles, M.L., Klink, C.A. & Silva, J.C.S. 1997. Un modelo de estado y transiciones para el cerrado brasileño. *Ecotropicos* 10: 45–50.

Murphy, B.P. & Bowman, D.M.J.S. 2012. What controls the distribution of tropical forest and savanna? *Ecology Letters* 15: 748–758.

Pereira-Silva, E.F.L., Santos, J.E., Kageyama, P.Y. & Hardt, E. 2004. Florística e fitossociologia dos estratos arbustivo e arbóreo de um remanescente de cerradão em uma Unidade de Conservação do estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* 27: 533–544.

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, M.H.O., Monteiro, R. & Cesar, O. 2002. Levantamento fitossociológico da floresta estacional semidecidual do Jardim Botânico de Bauru, São Paulo. *Naturalia* 27: 145–164.

Pivello, V.R. & Coutinho, L.M. 1996. A qualitative successional model to assist in the management of Brazilian cerrados. *Forest Ecology and Management* 87: 127–138.



- Pohlman, C.L., Turton, S.M., & Goosem, M. 2007. Edge effects of linear canopy openings on tropical rain forest understory microclimate *Biotropica* 39: 62-71.
- Ratter, J.A. 1971. Some notes on two types of cerradão occurring in north eastern Mato Grosso. In: Ferri, M.G. (ed.) *III Simposio sobre o cerrado*, pp. 100–102, Edgard Blucher/EDUSP, São Paulo, SP, BR.
- 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.
- Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado. In: Sano, S.M. & Almeida S.P. (eds.) *Cerrado: ambiente e flora*, pp. 89–166. Embrapa-CPAC, Planaltina, GO, BR.
- 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.
- Sarmiento, G. 1992. Adaptive strategies of perennial grasses in South American savannas. *Journal of Vegetation Science* 3: 325–336.
- Silva, J.G.M. 1993. *Relações solo-vegetação como instrumento para o manejo da vegetação do cerrado no Triângulo Mineiro*. Ph.D. thesis, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, BR.

Simon, M.F., Grether, R., de Queiroz, L.P., Skema, C., Pennington, R.T., & Hughes, C.E. 2009. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 20359–20364.

Smith, A.R., Pryer, K.M., Schuettpelz, E., Korall, P., Schneider, H. & Wolf, P.G. 2008. Fern classification. In: Ranker, T.A. & Haufler, C.H. (eds.) *The Biology and evolution of ferns and lycophytes*, pp. 419–467. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Staver, A.C., Archibald, S. & Levin, S.A. 2011a. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. *Science* 334: 230–232.

Staver, A.C., Archibald, S. & Levin, S. 2011b. Tree cover in sub-Saharan Africa: rainfall and fire constrain forest and savanna as alternative stable states. *Ecology* 92: 1063–1072.

Stevens, P.F. 2001 onwards. Angiosperm Phylogeny Website. Version 13.  
<http://www.mobot.org/MOBOT/research/APweb/> (last access on December 2, 2015).

Swaine, M.D., Hawthorne, W.D. & Orgle, T.K. 1992. The effects of fire exclusion on savanna vegetation at Kpong, Ghana. *Biotropica* 24: 166–172.

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.

The Plant List 2013. Version 1.1. <http://www.theplantlist.org> (last access on December 2, 2015).

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*. Ph.D. thesis, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, BR.

Trapnell, C.G. 1959. Ecological results of woodland and burning experiments in Northern Rhodesia. *Journal of Ecology* 47: 129–168.

Warman, L. & Moles, A.T. 2009. Alternative stable states in Australia's wet tropics: a theoretical framework for the field data and a field-case for the theory. *Landscape Ecology* 24: 1–13.

21/01/2016

ScholarOne Manuscripts

 Journal of Vegetation Science

# Submission Confirmation

 Print

---

Thank you for your submission

---

**Submitted to**  
Journal of Vegetation Science

**Manuscript ID**  
JVS-RA-03473

**Title**  
The periodic cutting of the woody component of woodland savannas favors species of savanna formations

**Authors**  
Gies, André  
Cavassan, Osmar  
Weiser, Veridiana  
Rezende, Andréia

**Date Submitted**  
21-Jan-2016

---

---

[Author Dashboard](#)

---

© Thomson Reuters | © ScholarOne, Inc., 2015. All Rights Reserved.  
ScholarOne Manuscripts and ScholarOne are registered trademarks of ScholarOne, Inc.  
ScholarOne Manuscripts Patents #7,257,767 and #7,263,655.

[@ScholarOneNews](#) | [System Requirements](#) | [Privacy Statement](#) | [Terms of Use](#)

***Capítulo 2 - O desenvolvimento  
de espécies savânicas em áreas  
florestais perturbadas é  
determinado pela intensidade  
luminosa***

Artigo segue as normas de *Journal of Tropical Ecology*.

## **O desenvolvimento de espécies savânicas em áreas florestais perturbadas é determinado pela intensidade luminosa**

André Luiz Giles<sup>12,\*</sup>, Osmar Cavassan<sup>2</sup>, Veridiana de Lara Weiser<sup>2</sup> e Andréia Alves Rezende<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Botânica), Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista-UNESP, Caixa Postal 510, Distrito de Rubião Júnior, s/n, 18.618-970, Botucatu, SP, Brasil.

<sup>2</sup> Departamento de Ciências Biológicas, Faculdade de Ciências, Universidade Estadual Paulista-UNESP, Av. Eng. Luiz Edmundo Carrijo Coube, 14-01, 17033-360 Bauru, SP, Brasil.

\* Autor para correspondência: andregiles74@yahoo.com.br

### **Resumo**

Os ecossistemas florestais, savânicos e campestres podem ser entendidos como “estados estáveis alternativos” que são mediados por retroalimentações biológicas positivas, como a perturbação pelo fogo. Há evidências que na ausência de qualquer agente perturbador, formações vegetais como campo e savana, se adensam pelo aumento no recrutamento de espécies arbóreas, transformando-se em formação florestal. Entretanto, o adensamento na vegetação e o recrutamento de espécies arbóreas também são dependentes da disponibilidade de nutrientes ou disponibilidade de água no solo. Por outro lado, o estabelecimento de espécies savânicas em áreas de floresta pode ser limitado pelo sombreamento ocasionado pela presença de dossel, que também pode influenciar a chegada de propágulos reprodutivos que são facilitados por mecanismos de dispersão de

frutos e sementes. Em geral, as perturbações podem ocasionar alterações nos fatores ecológicos que influenciam a composição florística nos ambientes. Desse modo, pretendemos avaliar quais fatores ecológicos determinam a estrutura e composição florística das comunidades de áreas florestais perturbadas pelo corte raso do componente lenhoso. Aqui nós mostramos que os fatores físico-químicos do solo não são os principais agentes na seleção de espécies em áreas perturbadas cujo histórico de perturbação é recente o suficiente para não modificar a composição edáfica e que o estabelecimento de espécies savânicas em áreas outrora ocupadas por espécies florestais é influenciado pelo aumento da luminosidade em ambientes florestais perturbados. Esse aumento favorece o desenvolvimento de espécies savânicas que mantiveram sementes ou sua estrutura subterrânea persistentes no solo. A chegada de sementes e frutos não parece influenciar fortemente a composição da comunidade formada após a perturbação. Assim, esperamos que esse padrão seja recorrente em áreas florestais onde a perturbação ocasione o aumento da luminosidade e as condições edáficas diminuam a capacidade de regeneração arbórea.

**Palavras-chave:** banco de gemas, banco de sementes, cerrado, espécies savânicas, fatores abióticos, fatores edáficos, perturbação, regeneração natural.

## INTRODUÇÃO

O avanço das formações florestais sobre as campestres e savânicas (Durigan & Ratter 2006, Mitchard *et al.* 2009, Wigley *et al.* 2010) pode ser explicado pelas variações anuais nas taxas de precipitação e pela elevação na concentração de CO<sub>2</sub> atmosférico, favorecendo o crescimento de espécie arbóreas e o aumento na taxa de assimilação de carbono nas plantas lenhosas (Bond & Midgley 2000, Bowman *et al.* 2010, Wigley *et al.*

2010). Contudo, essa expansão pode ser limitada pela presença de incêndios, pastejo e disponibilidade de nutrientes no solo.

Os ecossistemas florestais, savânicos e campestres podem ser entendidos como “estados estáveis alternativos” que são mediados por retroalimentações biológicas positivas, como a perturbação pelo fogo (Staver *et al.* 2011). As altas frequências de fogo em savanas limitam o recrutamento de espécies de formações florestais, que tendem a ser mais facilmente mortas por incêndios recorrentes (Hoffmann *et al.* 2009). Portanto, incêndios em áreas florestais podem ocasionar a abertura dessas fisionomias, transformando-as em formações campestres e savânicas (Bucini & Hanan 2007). Há evidências que na ausência de qualquer agente perturbador, formações vegetais como campo e savana, se adensam pelo aumento no recrutamento de espécies arbóreas, transformando-se em formação florestal (Kronka *et al.* 1993, Durigan *et al.* 2003, Durigan & Ratter 2006). Entretanto, o adensamento na vegetação e o recrutamento de espécies arbóreas também são dependente da disponibilidade de recursos no solo. Desse modo, existe um gradiente de fertilidade no qual há um aumento de macronutrientes e diminuição de pH e alumínio no sentido campo-savana-floresta (Goodland & Ferri 1979, Goodland & Pollard 1973, Lopes & Cox 1977, Ratter 1971, Silva 1993, Toppa 2004). Essas mudanças não são verificadas apenas no âmbito fisionômico, mas também no florístico. No primeiro capítulo desta dissertação constatamos que em formações originalmente de cerradão submetidas a perturbações frequentes pelo corte do componente lenhoso formam savanas. Áreas originais de cerradão, quando submetidas a perturbações frequentes pelo corte raso do componente lenhoso formam áreas de formações savânicas.

A conhecida dinâmica de sucessão campo-floresta também é acompanhada de mudanças nos fatores físicos, como temperatura, umidade e luminosidade, criando no



sub-bosque ambientes favoráveis ao desenvolvimento de espécies menos resistentes a altas temperaturas, baixa umidade e tolerantes a sombra, à medida que o dossel se forma (Murphy & Bowman 2012, Hoffmann *et al.* 2012b). O estabelecimento de espécies florestais em áreas de savana pode ser limitado principalmente pela disponibilidade de água no período seco (Rossatto *et al.* 2013b), bem como pela baixa quantidade de nutrientes, afetando a taxa de expansão florestal sob savanas (Hoffmann 1996, Kellman *et al.* 1985, Rossatto *et al.* 2009, Hoffmann *et al.* 2012a). Entretanto, o desenvolvimento dessas espécies florestais também depende da chegada de propágulos reprodutivos que são facilitados por mecanismos de dispersão de frutos e sementes (Okubo & Levin 1989). Inversamente, sabemos que a perturbação causada pelo corte do componente lenhoso podem criar condições abióticas diferentes daquelas encontradas em ambiente florestal não perturbado. A supressão da barreira física dos diferentes estratos lenhosos pode facilitar a chegada de propágulos reprodutivos. Portanto, o aumento da riqueza e da abundância de espécies de savana em áreas florestais perturbadas pode ser devido ao corte do componente lenhoso que facilita a chegada de propágulos dessas espécies.

As alterações florísticas ocasionadas pela expansão dos ambientes florestais podem ocasionar uma modificação na estrutura e funcionalidade do ecossistema, bem como na composição edáfica (Halpern & Spies 1995, Larsen 1994, Willis *et al.* 1997). Áreas de savanas podem possuir produtores primários com diferentes hábitos, acarretando uma utilização estratificada do espaço e da competição por recursos (Rossatto *et al.* 2013b). Espécies arbóreas possuem sistemas radiculares profundos que permitem o acesso a fontes de água mais estáveis o ano todo, enquanto que herbáceas e gramíneas possuem raízes intermediárias ou superficiais, acarretando padrões distintos de uso da água no solo (Rossatto *et al.* 2013b, Rossatto *et al.* 2014). Portanto, a diferença na composição de espécies, a abundância relativa nos ambientes savânicos e o aporte de

serapilheira mais rica em nutrientes podem afetar as propriedades químicas e biológicas do solo (Medina, 1996, Paiva *et al.* 2015, Silva *et al.* 2013). Além disso, a relação entre formação vegetal e fertilidade do solo também pode ser resultante de diferentes históricos de fogo (Goodland & Pollard 1973). Desse modo, o solo pode ser um dos fatores responsáveis pelas modificações na composição florística ocasionada pela perturbação recorrente (Ver capítulo 1). Entretanto, sabemos que áreas florestais como o cerrado possuem solos com alta quantidade de nutrientes quando comparadas as áreas de campo e savana (Ruggiero *et al.* 2002, Ruggiero & Pivello 2005). Assim, áreas com formação florestal que se modificaram para áreas abertas por históricos recentes de perturbação, provavelmente devem possuir as mesmas condições edáficas que as formações florestais não perturbadas.

As possíveis variações dos fatores abióticos em ambientes outrora recobertos por cerrado ocasionadas pelo corte do componente lenhoso, geram alterações na composição florística da comunidade. Podemos supor que as condições microclimáticas são muito mais sensíveis à perturbação do que as condições edáficas que necessitam de um tempo maior para alterações da microbiota detritívora e decompositora e consequente alteração da sua composição química após a presença de um distúrbio. Desse modo, avaliamos quais fatores determinam a estrutura e composição florística das comunidades de áreas perturbadas pelo corte raso do componente lenhoso. Elaboramos a hipótese de que o estabelecimento de espécies savânicas em áreas outrora ocupadas por espécies de cerrado é influenciado pelas alterações microclimáticas em ambientes perturbados e que os fatores edáficos não são determinantes na mudança na composição florística em áreas perturbadas. Esperamos que ocorra um aumento na intensidade luminosa, diminuição da umidade relativa do ar e aumento da temperatura nas áreas perturbadas pelo corte raso do componente lenhoso, e que as condições físico-químicas do solo, sejam semelhantes entre

as áreas não perturbadas e as áreas perturbadas.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

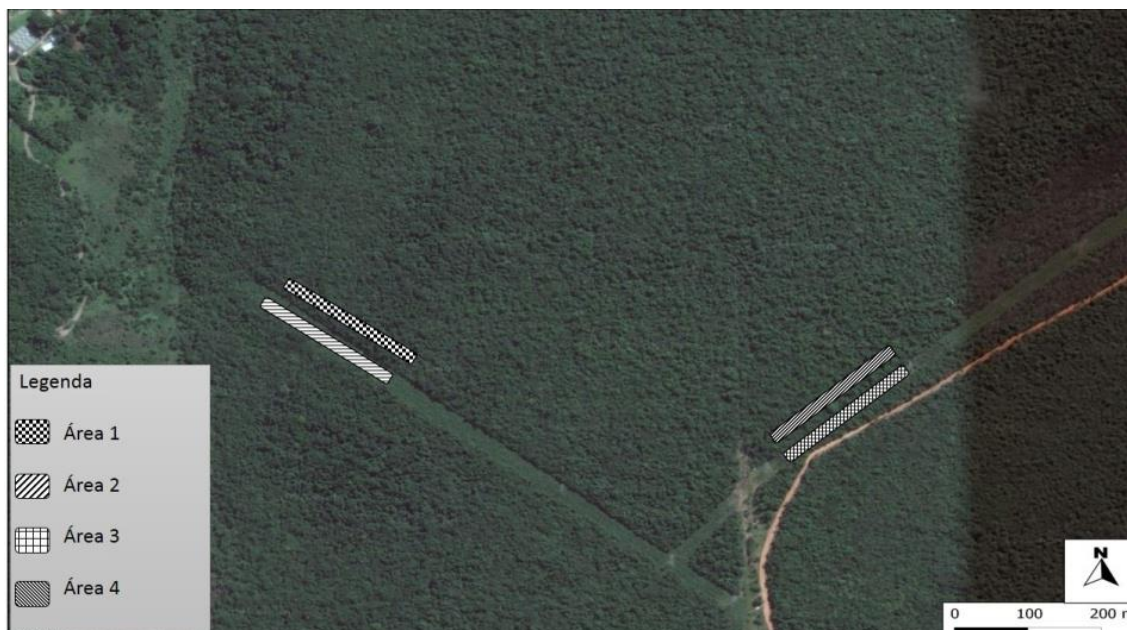
Realizamos nosso estudo no município de Bauru, na região centro-oeste do estado de São Paulo, sudeste do Brasil, sob o clima Cwa (Koeppen 1948). Delimitamos quatro áreas pareadas com 500 m<sup>2</sup> cada: duas áreas controle (cerradão não perturbado) e duas áreas experimentais (cerradão perturbado) com histórico de 30 anos de corte da vegetação (Figura 1).

A1: área de cerradão sem indicadores de perturbação recente, compreendida entre as coordenadas 22°20'50.00"-52.41"S e 49°20'46.29"-49.86"W.

A2: área de cerradão perturbada, ocorrendo sob a linha de transmissão de energia elétrica, submetida ao corte biannual do componente lenhoso e compreendida entre as coordenadas 22°20'51.33"-54.60"S e 49°20'46.99"-51.00"W.

A3: área de cerradão perturbada, ocorrendo sob a linha de transmissão de energia elétrica, submetida ao corte biannual do componente lenhoso e compreendida entre as coordenadas 22°20'53.26"-56.51"S e 49°20'20.97"-24.83"W.

A4: área de cerradão sem indicadores de perturbação recente, compreendida entre as coordenadas 22°20'58.93"- 58.80"S e 49°20'25.48"-25.65"W.



**Figura 1.** Localização das áreas amostradas no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil (Modificado de Google Earth 2015).

### **Amostragem de solo**

Coletamos as amostras de solo em março de 2015, em três pontos equidistantes em 30 m, em cada área de amostragem de acordo com o protocolo de coletas do Laboratório de Fertilidade e de Física dos Solos da Faculdade de Engenharia do Câmpus de Ilha Solteira da UNESP.

Obtivemos três amostras independentes em cada uma das áreas em duas profundidades: 0-20 cm e 20-40 cm. Ao término de todas as coletas nas quatro áreas, destorroamos as amostras e passamos as mesmas em peneiras de 2 mm de abertura de malha, para obter a terra fina seca ao ar (TFSA). A partir das amostras obtidas realizamos as análises de macro e micronutrientes, alumínio (Al), potencial hidrogênio-iônico (pH), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC), saturação em bases (V%) e

granulometria (areia, argila e silte), como preconiza o manual de métodos de análises de solo (Embrapa 1997).

Para testar as diferenças na composição físico-química do solo nas áreas perturbadas e não perturbadas, utilizamos a análise multivariada da variância (MANOVA), por meio de comparações múltiplas entre as concentrações de macro e micronutrientes, Al, pH, SB, CTC, V%, areia, argila e silte. Em todos os casos a variável preditora foi o hábitat (áreas perturbadas e não perturbadas) e as variáveis resposta foram as propriedades físico-químicas do solo.

### **Fatores ambientais físicos**

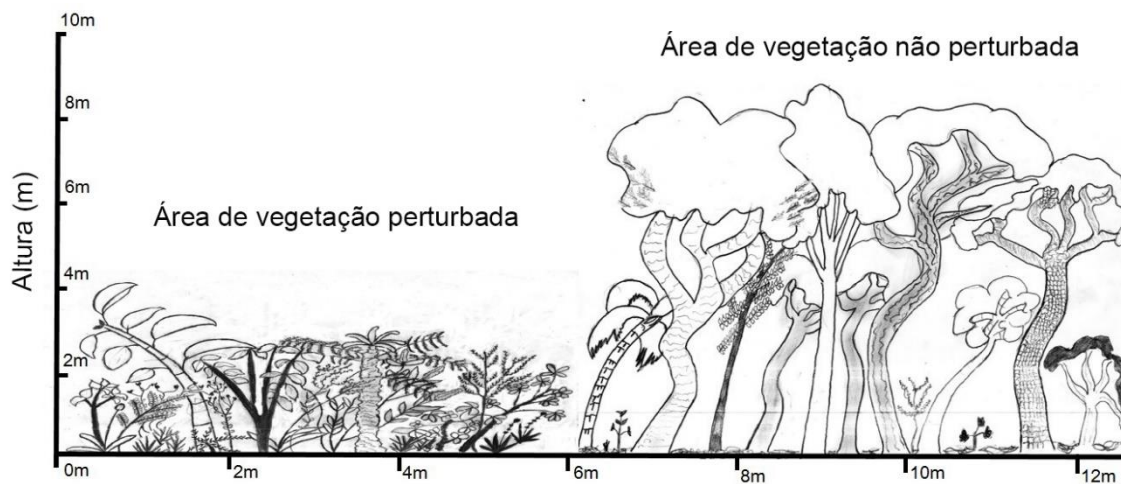
Baseado nas estratificações vertical e horizontal de uma floresta (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974) e a fim de identificar quais fatores ambientais físicos se modificaram após o corte do componente lenhoso, aferimos em cada uma das áreas amostradas as medidas de intensidade luminosa, umidade e temperatura, utilizando aparelhos de luxímetro de quatro dígitos com escala de 0 a 200.000 lux e precisão de  $\pm 3\%$  (três dígitos), higrômetro de quatro dígitos com escala de 0% a 100% e termômetro de quatro dígitos com escala de  $-40\text{ }^{\circ}\text{C}$  a  $70\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Para medir a quantidade de luz solar (400-700 nanômetros) necessária para a fotossíntese, convertemos os valores de intensidade luminosa de LUX para  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  (Radiação fotossinteticamente ativa-RFA). Para captar variações desses fatores na estratificação vertical adotamos três níveis de altura: em nível do solo, a 2 m, 4 m acima do solo (Figura 2). Realizamos as medidas em três pontos equidistantes de 30 m em cada área experimental, visando captar as variações do gradiente horizontal, sendo aferidas em um dia por mês, com intervalo de 30 dias entre

uma coleta e outra, em um total de 10 meses de observação, de abril de 2014 a janeiro de 2015, tomada três vezes ao dia, com intervalo de 8 horas entre cada medida (Tabela 1).

**Tabela 1.** Horários para a aferição dos fatores abióticos (intensidade luminosa, temperatura, umidade) nas áreas experimentais no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil.

Áreas amostradas	Horários			Intervalos
	manhã	tarde	noite	
A1 e A2	6 h	14 h	22 h	8 h – 8 h
A3 e A4	7 h	15 h	23 h	8 h – 8 h

Para avaliar as modificações na temperatura, umidade e luminosidade entre áreas não perturbadas e perturbadas, usamos um modelo linear geral misto para cada medida nas diferentes alturas. Consideramos a área (perturbada e não perturbada) como variável preditora, as medidas de temperatura, umidade e luminosidade em diferentes alturas (solo, 2m e 4m) como variáveis respostas, e cada ponto de coleta como a variável aleatória. Em seguida, para correlacionar os fatores ambientais analisados e a presença e ausência de espécies de formações savânicas, utilizamos análise de regressão logística considerando como variáveis preditoras, temperatura, luminosidade e umidade, e como variáveis respostas, presença e ausência de espécies savânicas nas áreas perturbadas e não perturbadas.



**Figura 2.** Perfil esquemático do cerrado perturbado (áreas A2 e A3) e do cerrado não perturbado (áreas A1 e A4) no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil.

### **Chegada de propágulos reprodutivos**

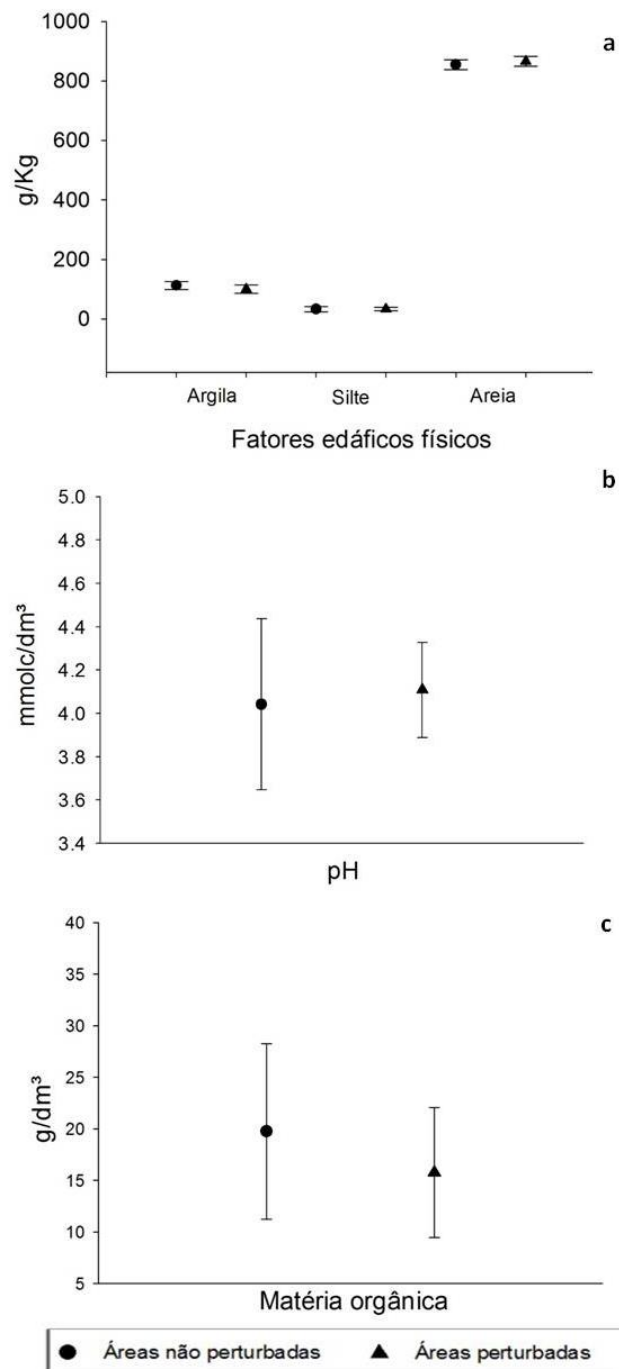
Alocamos em três pontos interdistantes em cada área amostrada, coletores de 1 m x 1 m. Coletamos o material depositado mensalmente, de março de 2014 a março de 2015, separando o material em vegetativo e reprodutivo. Para a avaliação da instalação de espécies de formações savânicas no ambiente perturbado separamos o material reprodutivo em sementes e frutos. Essa análise foi feita pela comparação qualitativa e quantitativa das frações de fruto e semente. A avaliação qualitativa foi realizada pela identificação taxonômica mais próxima possível do nível de espécie e a quantitativa por meio da abundância.

## RESULTADOS

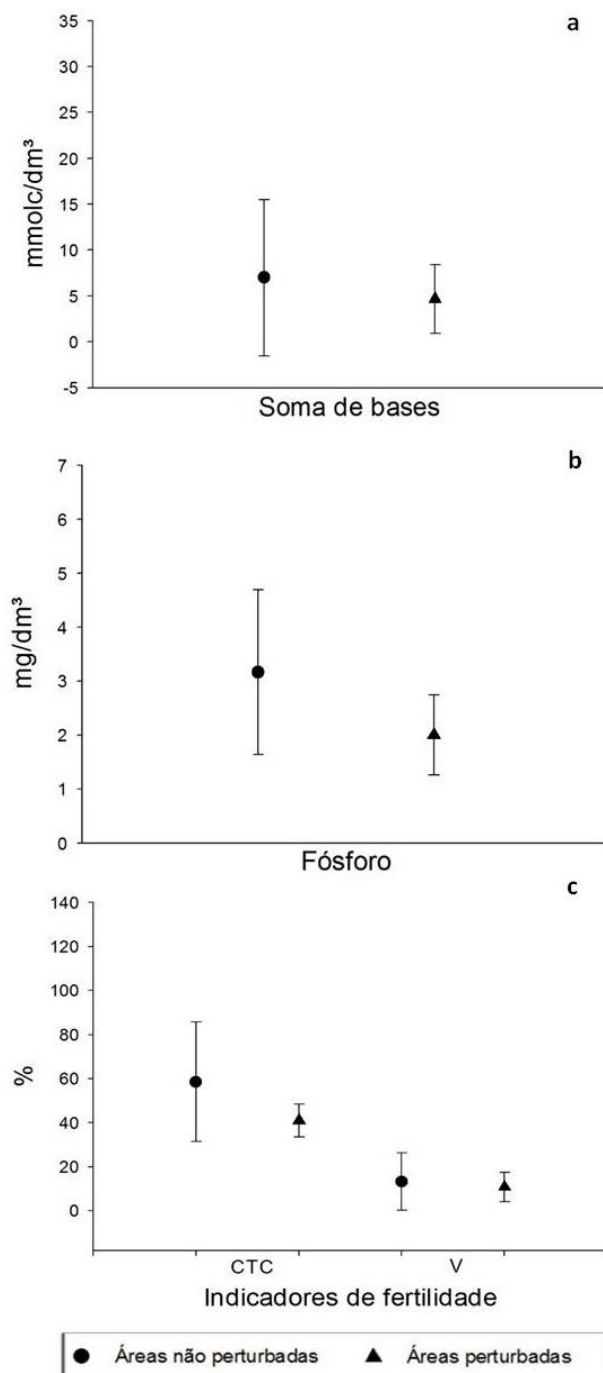
### **Alterações nas comunidades vegetais perturbadas e os fatores edáficos e as condições abióticas**

A composição de argila, silte e areia foram semelhantes nas áreas perturbadas e não perturbadas (Apêndice B), não apresentando diferença na composição física do solo entre as áreas perturbadas e não perturbadas ( $T^2=6,34$ ,  $F_{(5,66)}=1,92$ ;  $p=0,99$ , IC= 95%, Figura 3a). A composição química do solo como, pH (Figura 3b), matéria orgânica (Figura 3c), soma de bases (Figura 4a), fósforo (Figura 4b) indicadores de níveis de fertilidade (Figura 4c), macronutrientes (Figura 5a) e micronutrientes (Figura 5b) foram semelhantes entre as áreas perturbadas e não perturbadas ( $T^2=321,7$ ,  $F_{(37,418)}= 6,39$ ;  $p=0,99$ , IC=95%) (Apêndice B).

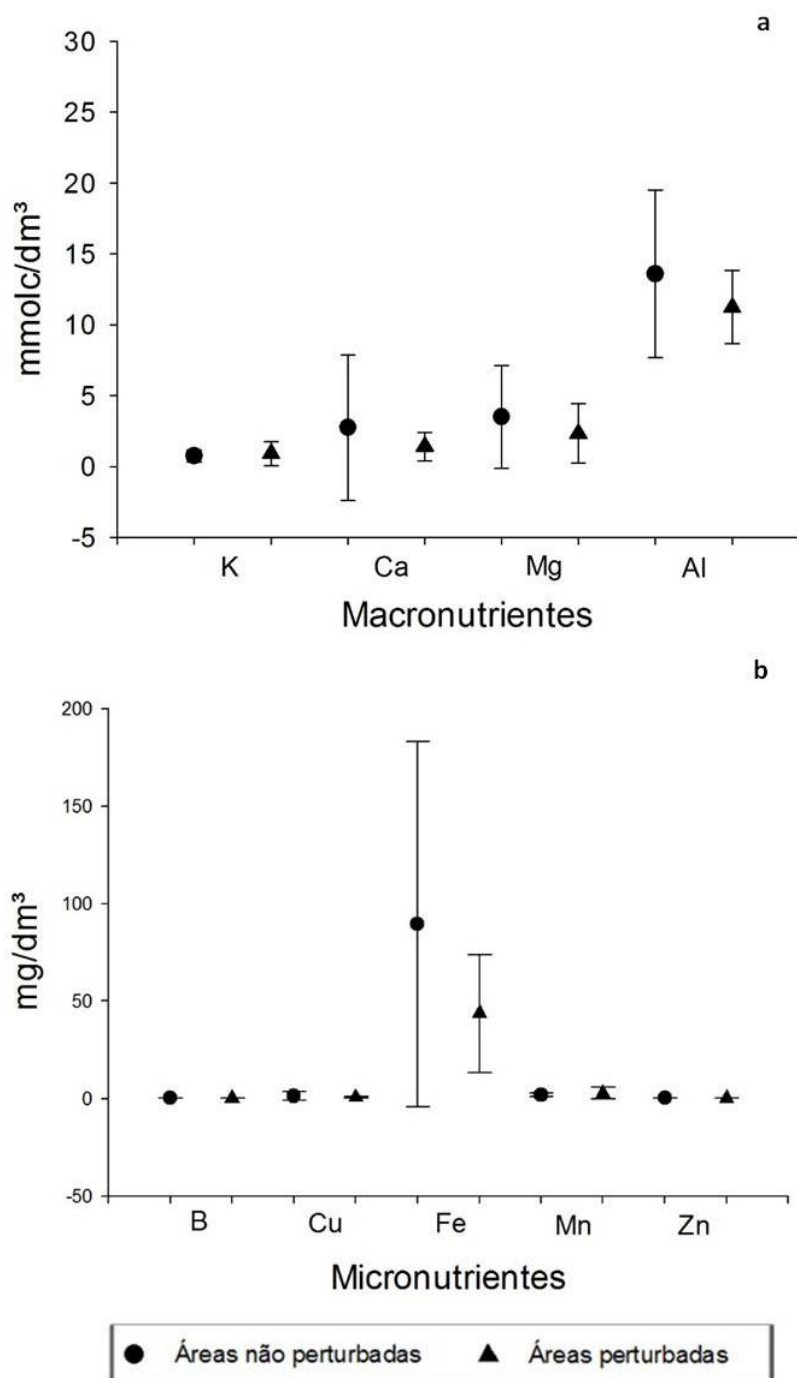




**Figura 3.** Análises físicas e químicas do solo das áreas amostradas não perturbadas (A1 e A4) e perturbadas (A2 e A3) no município de Bauru, estado de São Paulo. a. Concentração de areia, silte e argila (g/kg). b. Potencial hidrogeniônico (mmolc/dm<sup>3</sup>) c. Concentração de matéria orgânica (g/dm<sup>3</sup>) Legenda: pH= potencial hidrogeniônico, Mo= matéria orgânica. Os círculos e triângulos representam médias e as linhas verticais representam os desvios padrão.



**Figura 4.** Análises químicas do solo das áreas amostradas não perturbadas (A1 e A4) e perturbadas (A2 e A3) no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil. a. Soma de bases (mmolc/dm<sup>3</sup>). b. Concentração de fósforo (mmolc/dm<sup>3</sup>). c. Indicadores de fertilidade (%). Legenda: SB= soma de bases, CTC= capacidade de troca catiônica, V= saturação de bases. Os círculos e triângulos representam médias e as linhas verticais representam os desvios padrão.



**Figura 5.** Análises químicas do solo das áreas amostradas não perturbadas (A1 e A4) e perturbadas (A2 e A3) no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil. a. Concentração de macronutrientes (mmolc/dm<sup>3</sup>). b. Concentração de micronutrientes (mg/dm<sup>3</sup>). Legenda: K= potássio, Ca= cálcio, Mg= magnésio, Al= alumínio, B= boro, Cu= cobre, Fe= ferro, Mn= manganês, Zn= zinco. Os círculos e triângulos representam médias e as linhas verticais, os desvios padrão.

A temperatura nas áreas não perturbadas foi em média  $22,20 \pm 6,18$  °C (média $\pm$ desvio padrão) e nas áreas perturbadas foi em média  $23,65 \pm 7,56$ . A temperatura no nível do solo no período da manhã foi em média de  $18,30 \pm 4,59$  °C nas áreas não perturbadas e de  $18,90 \pm 3,9$  °C nas áreas perturbadas, no período da tarde foi de  $29,33 \pm 3,9$  °C nas áreas não perturbadas e  $32,5 \pm 5,06$  °C nas áreas perturbadas, e no período da noite  $19,21 \pm 3,44$  °C nas áreas não perturbadas e  $20,17 \pm 3,54$  °C nas áreas perturbadas. A temperatura no nível do solo foi semelhante entre as áreas no período da manhã ( $\chi^2=0,77$ ;  $gl=1$ ;  $p=0,31$ ; Fig. 6a) e noite ( $\chi^2=2,25$ ;  $gl=1$ ;  $p=0,13$ ; Fig. 6a) foi semelhante nas duas áreas, entretanto a temperatura no período da tarde nas áreas perturbadas foi maior que nas áreas não perturbadas ( $\chi^2=14,20$ ;  $gl=1$ ;  $p<0,001$ ; Fig. 6a).

A temperatura a 2 metros de altura do solo no período da manhã nas áreas não perturbadas foi em média de  $18,23 \pm 3,84$  °C e nas áreas não perturbadas  $18,62 \pm 4,33$  °C, no período da tarde foi de  $28,99 \pm 3,95$  °C nas áreas não perturbadas e  $32,44 \pm 4,68$  nas áreas perturbadas, e no período da noite  $19,21 \pm 3,41$  °C nas áreas não perturbadas e  $19,9 \pm 3,56$  °C nas áreas perturbadas. A temperatura a 2 metros de altura do solo foi semelhante entre as áreas no período da manhã ( $\chi^2=0,27$ ;  $gl=1$ ;  $p=0,59$ ; Fig. 6b) e da noite ( $\chi^2=1,39$ ;  $gl=1$ ;  $p=0,23$ ; Fig. 6b). Contudo, a temperatura no período da tarde nas áreas perturbadas foi maior que nas áreas não perturbadas ( $\chi^2=17,90$ ;  $gl=1$ ;  $p<0,001$ ; Fig. 6b).

A temperatura a 4 metros de altura do solo no período da manhã nas áreas não perturbadas foi em média de  $18,22 \pm 3,82$  °C e nas áreas não perturbadas  $18,44 \pm 4,29$  °C, no período da tarde foi de  $29,11 \pm 3,88$  °C nas áreas não perturbadas e  $32,53 \pm 4,58$  nas áreas perturbadas, e no período da noite  $19,23 \pm 3,38$  °C nas áreas não perturbadas e  $19,7 \pm 3,57$  °C nas áreas perturbadas. A temperatura a 4 metros de altura do solo foi semelhante entre as áreas no período da manhã ( $\chi^2=0,76$ ;  $gl=1$ ;  $p=0,09$ ; Fig. 6c) e da noite ( $\chi^2=0,58$ ;  $gl=1$ ;

$p=0,44$ ; Fig. 6c). Contudo, a temperatura no período da tarde nas áreas perturbadas foi maior que nas áreas não perturbadas ( $\chi^2=18,20$ ;  $gl=1$ ;  $p<0,001$ ; Fig. 6c).

A umidade relativa do ar nas áreas não perturbadas foi em média  $75,37\pm 18,71\%$  (média $\pm$ desvio padrão) e nas áreas perturbadas foi em média  $71,44\pm 19,86\%$ . A umidade relativa do ar no nível do solo no período da manhã foi em média de  $87,66\pm 5,93\%$  nas áreas não perturbadas e  $85,27\pm 6,86\%$  nas áreas perturbadas, no período da tarde foi de  $59,13\pm 17,93\%$  nas áreas não perturbadas e  $53,49\pm 19,33\%$  nas áreas perturbadas, e no período da noite  $83,50\pm 10,51\%$  nas áreas não perturbadas e  $78,95\pm 9,59\%$  nas áreas perturbadas. A umidade no nível do solo foi maior nas áreas não perturbadas no período da manhã ( $\chi^2=4,15$ ;  $gl=1$ ;  $p=0,04$ ; Fig. 7a) e noite ( $\chi^2=6,35$ ;  $gl=1$ ;  $p=0,01$ ; Fig. 7a). Entretanto, a umidade no período da tarde foi semelhantes entre as áreas perturbadas e não perturbadas ( $\chi^2=2,75$ ;  $gl=1$ ;  $p=0,09$ ; Fig. 7a).

A umidade relativa do ar a 2 metros de altura do solo no período da manhã foi em média de  $86,03\pm 6,24\%$  nas áreas não perturbadas e  $81,27\pm 16,77\%$  nas áreas perturbadas, no período da tarde foi de  $54,93\pm 19,04\%$  nas áreas não perturbadas e  $51,37\pm 18,93\%$  nas áreas perturbadas, e no período da noite  $82,75\pm 11,05\%$  nas áreas não perturbadas e  $77,81\pm 15,20\%$  nas áreas perturbadas. A umidade a 2 metros de altura do solo foi maior nas áreas não perturbadas no período da manhã ( $\chi^2=6,14$ ;  $gl=1$ ;  $p=0,01$ ; Fig. 7b) e noite ( $\chi^2=4,39$ ;  $gl=1$ ;  $p=0,03$ ; Fig. 7b). Entretanto, a umidade no período da tarde foi semelhantes entre as áreas perturbadas e não perturbadas ( $\chi^2=1,06$ ;  $gl=1$ ;  $p=0,30$ ; Fig. 7b).

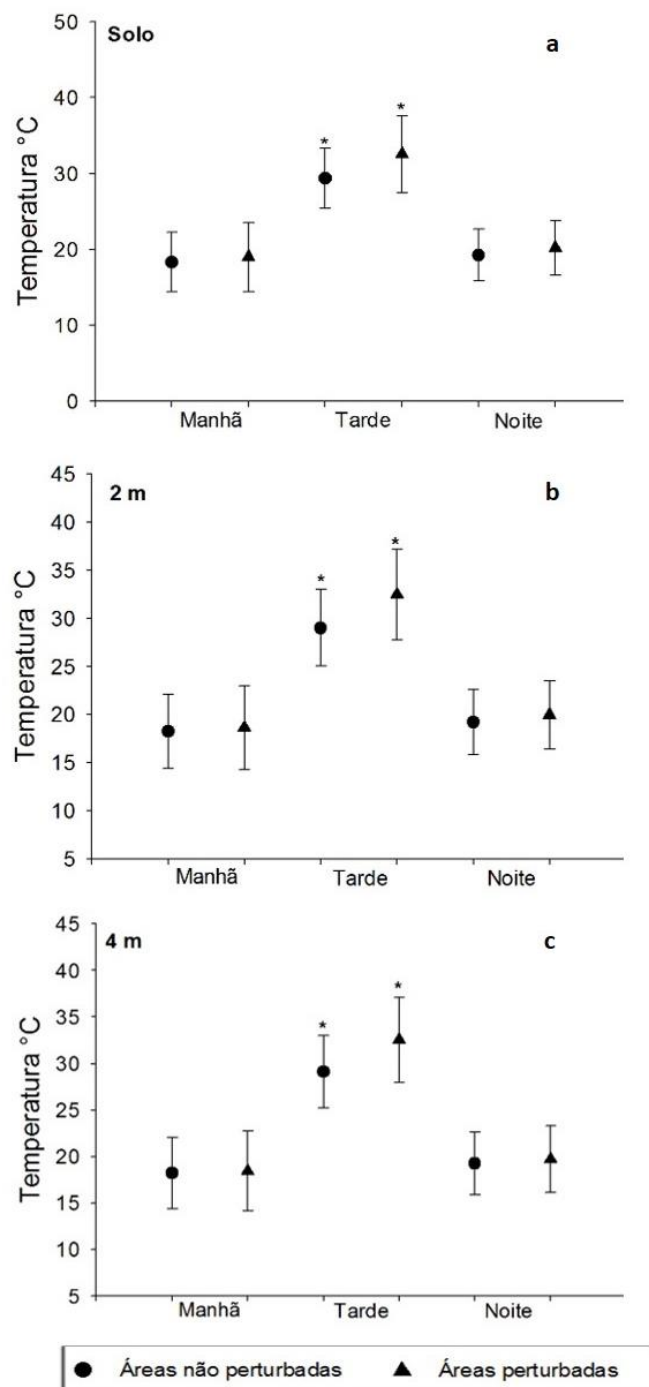
A umidade relativa do ar a 4 metros de altura do solo no período da manhã foi em média de  $86,76\pm 6,25\%$  nas áreas não perturbadas e  $84,65\pm 8,1\%$  nas áreas perturbadas, no período da tarde foi de  $49,19\pm 18,16\%$  nas áreas não perturbadas e de  $54,77\pm 18,28\%$  nas áreas perturbadas, e no período da noite  $82,57\pm 11,16\%$  nas áreas não perturbadas e

79,35±10,63% nas áreas perturbadas. A umidade a 2 metros de altura do solo foi semelhante entre as áreas no período da manhã ( $\chi^2=2,61$ ; gl=1; p=0,10; Fig. 7c) e noite ( $\chi^2=2,83$ ; gl=1; p=0,09; Fig. 7c). Entretanto, a umidade no período da tarde foi maior nas áreas não perturbadas ( $\chi^2=3,90$ ; gl=1; p=0,04; Fig. 7c).

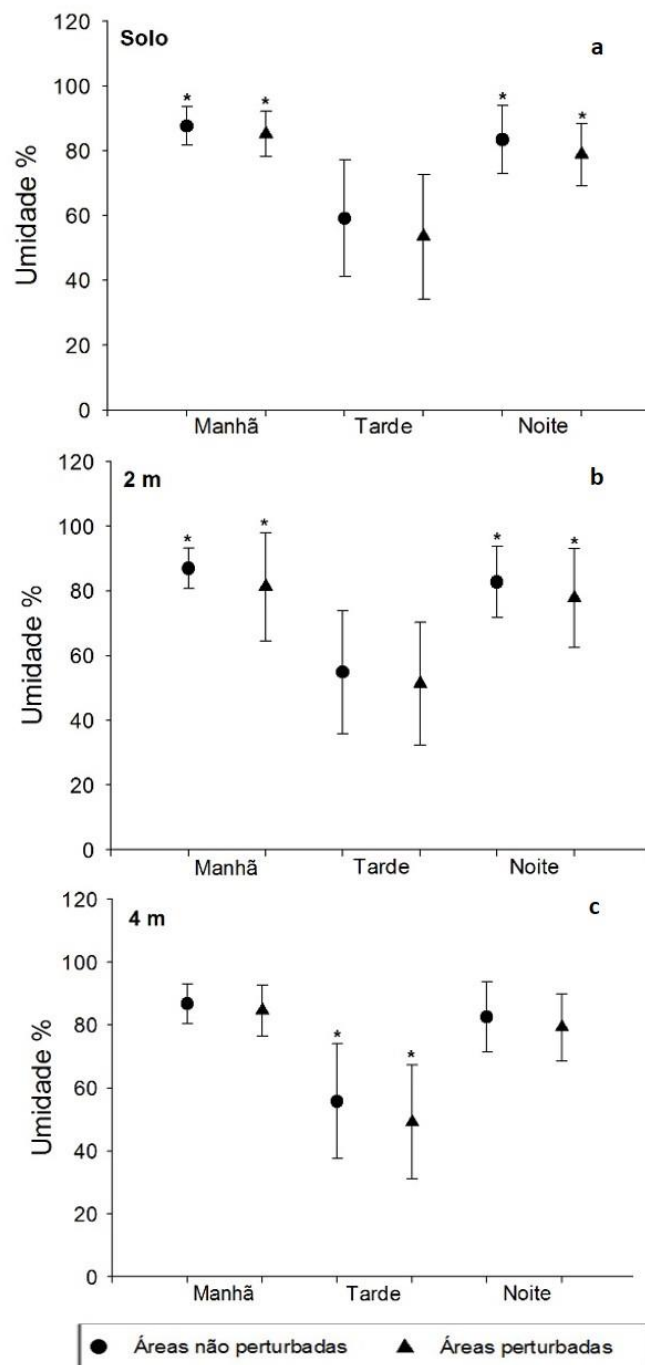
A intensidade luminosa nas áreas não perturbadas foi em média 20,02±93,43  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (média±desvio padrão) e nas áreas perturbadas foi em média 476,14±320,81  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . A intensidade luminosa no nível do solo no período da manhã foi em média de 4,636±4,20  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  nas áreas não perturbadas e 24,90±50,09  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  nas áreas perturbadas, no período da tarde foi de 16,16±15,34  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  nas áreas não perturbadas e 297,35±301,86  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  nas áreas perturbadas. A intensidade luminosa no nível do solo foi maior nas áreas perturbadas no período da manhã ( $\chi^2=9,98$ ; gl=1; p<0,01; Fig. 8a) e tarde ( $\chi^2=43,76$ ; gl=1; p<0,01; Fig. 8a).

A intensidade luminosa a 2 metros de altura do solo no período da manhã foi em média de 10,86±13,16  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  nas áreas não perturbadas e 86,04±127,88  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  nas áreas perturbadas, no período da tarde foi de 27,51±23,12  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  nas áreas não perturbadas e 462,63±317,65  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  nas áreas perturbadas. A intensidade luminosa a 2 metros de altura do solo foi maior nas áreas perturbadas no período da manhã ( $\chi^2=20,07$ ; gl=1; p<0,01; Fig. 8b) e tarde ( $\chi^2=80,07$ ; gl=1; p<0,01; Fig. 8b).

A intensidade luminosa a 4 metros de altura do solo no período da manhã foi em média de 18,33±47,00  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  nas áreas não perturbadas e 100,97±132,65  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  nas áreas perturbadas, no período da tarde foi de 46,65±59,91  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  nas áreas não perturbadas e 571,35±324,01  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  nas áreas perturbadas. A intensidade luminosa a 4 metros de altura do solo foi maior nas áreas perturbadas no período da manhã ( $\chi^2=20,98$ ; gl=1; p<0,01; Fig. 8c) e tarde ( $\chi^2=100,68$ ; gl=1; p<0,01; Fig. 8c).

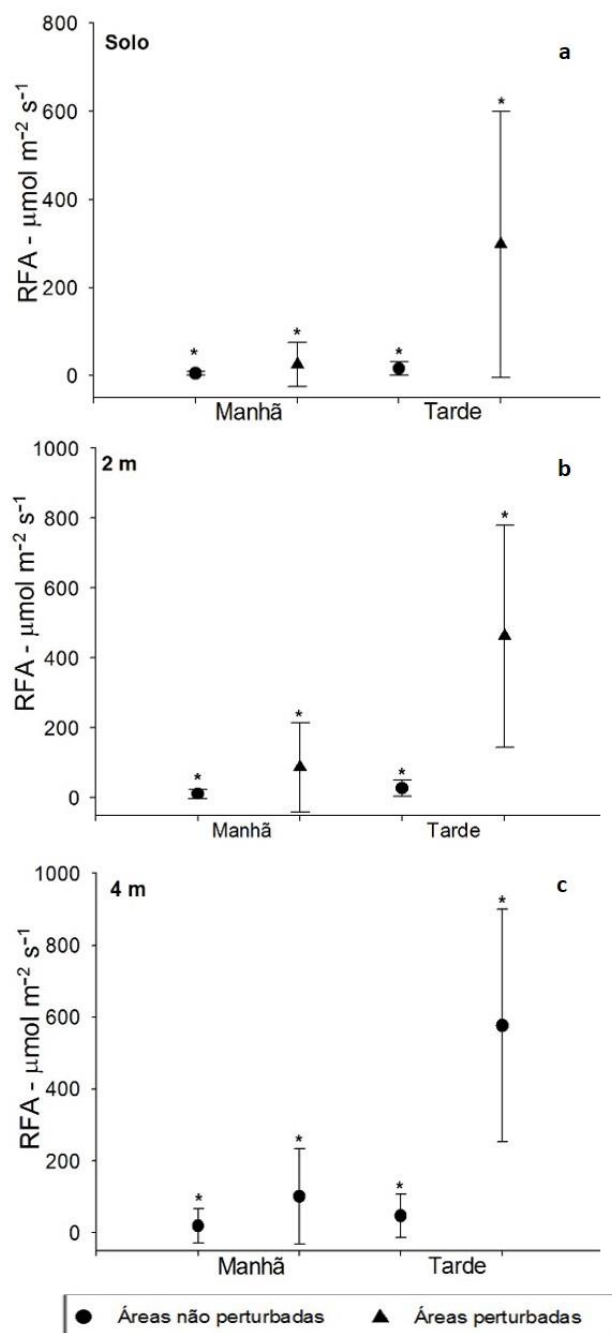


**Figura 6.** Temperatura em diferentes alturas nas áreas amostradas não perturbadas (A1 e A4) e perturbadas (A2 e A3) no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil. a. Temperatura no nível do solo em graus Celsius (°C). b. Temperatura a 2 metros de altura do solo em graus Celsius (°C). c. Temperatura a 2 metros de altura do solo em graus Celsius (°C). Os círculos e triângulos representam médias e as linhas verticais, os desvios padrão. (\*) Indicam diferença nos valores.



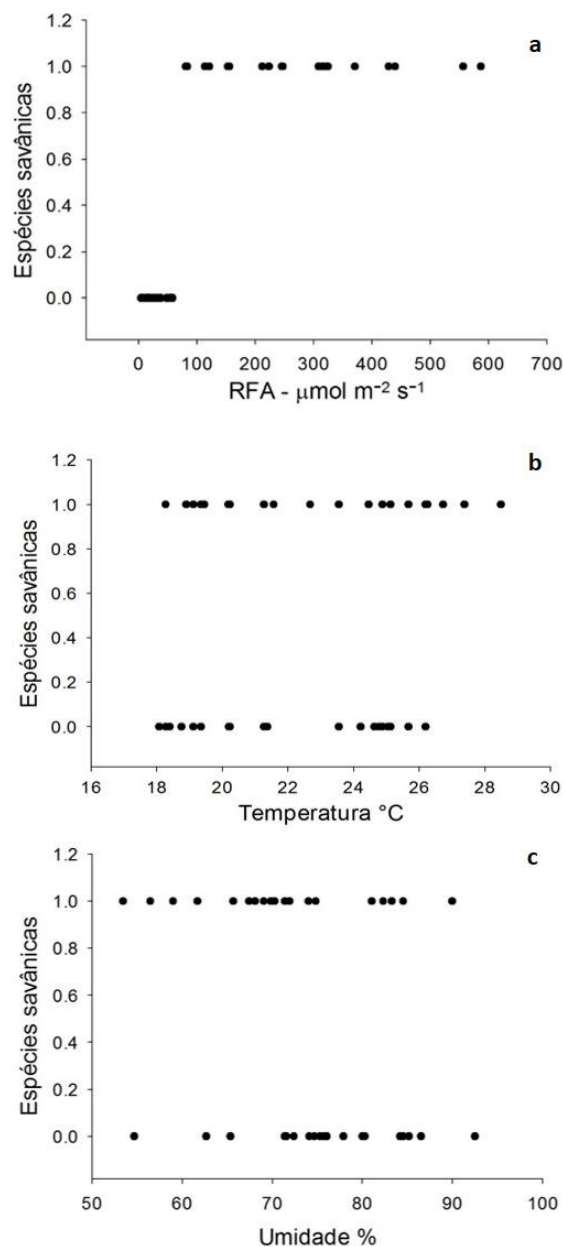
**Figura 7.** Umidade relativa do ar em diferentes alturas nas áreas amostradas não perturbadas (A1 e A4) e perturbadas (A2 e A3) no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil. a. Umidade relativa no nível do solo em porcentagem (%). b. Umidade relativa a 2 metros do solo em porcentagem (%). c. Umidade relativa a 2 metros do solo em porcentagem (%). Os círculos e triângulos representam médias e as linhas verticais, os desvios padrão. (\*) Indicam diferença nos valores.





**Figura 8.** Intensidade luminosa em diferentes alturas nas áreas amostradas não perturbadas (A1 e A4) e perturbadas (A2 e A3) no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil. a. Radiação fotossinteticamente ativa no nível do solo em  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . b. Radiação fotossinteticamente ativa a 2 metros de altura do solo em  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . c. Radiação fotossinteticamente ativa a 4 metros de altura do solo em  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Os círculos e triângulos representam médias e as linhas verticais, os desvios padrão. (\*) Indicam diferença nos valores.

A alta intensidade luminosa favoreceu a seleção de espécies de formações savânicas (campo sujo, campo cerrado e cerrado *stricto sensu*) em uma área que outrora pertencia a uma formação florestal (cerradão) (coeficiente de regressão logística=-4,32,  $z=2,44$ ,  $p<0,001$ , Ods rattoo=10,58; Fig 9a). Os demais fatores abióticos, temperatura (coeficiente de regressão logística=-0,38,  $z=-0,22$ ,  $p=0,82$ , Ods rattoo=0,98; Fig 9b) e umidade (coeficiente de regressão logística=3,58,  $z=-1,47$   $p=0,14$ , Ods rattoo=0,95; Fig 9c) não possuem correlação com a presença de espécies savânicas nas áreas perturbadas.

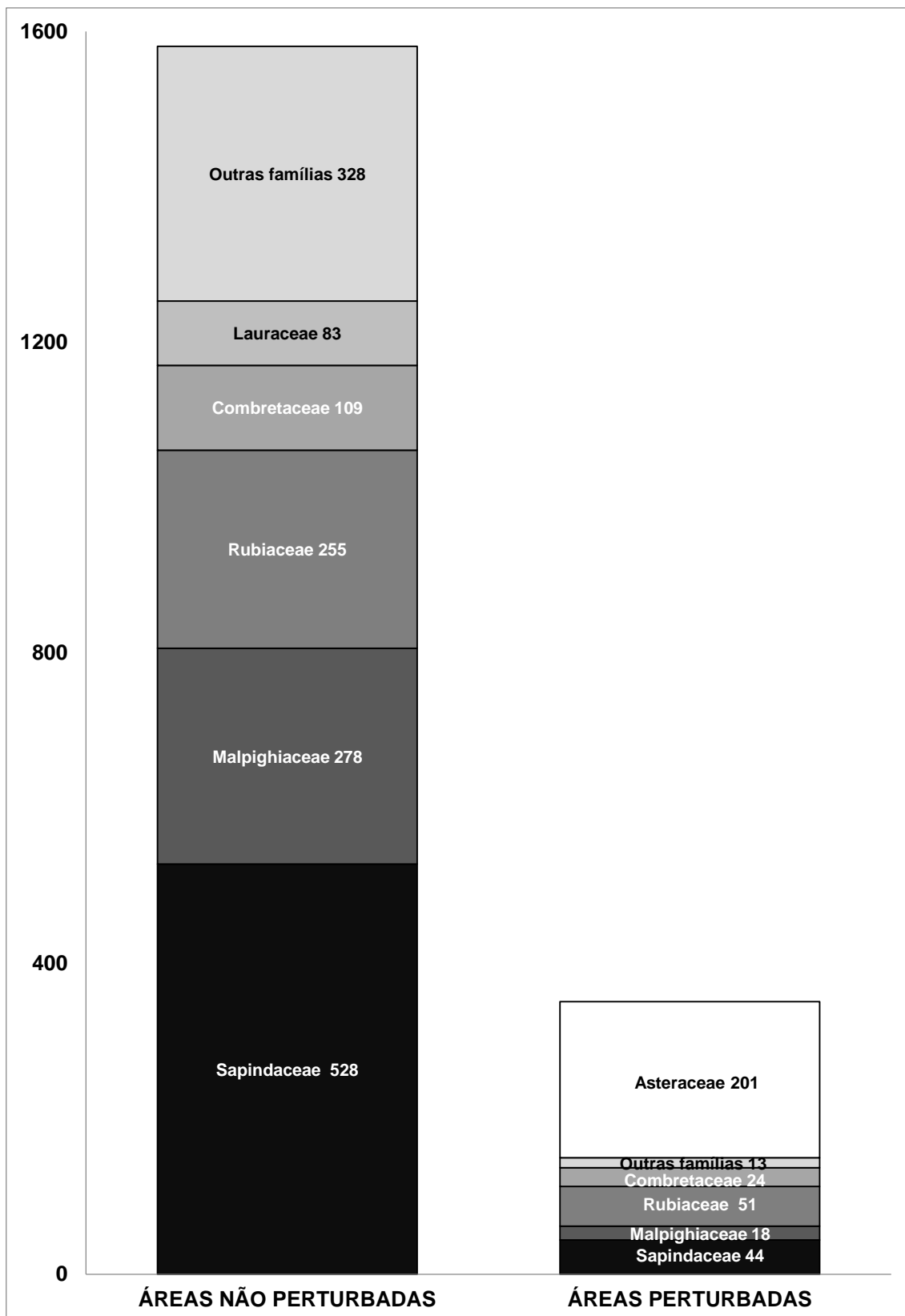


**Figura 9.** Ocorrência de espécies savânicas nos pontos de coleta de dados microclimáticos (luminosidade, temperatura e umidade) nas áreas amostradas não perturbadas (A1 e A4) e perturbadas (A2 e A3) no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil. a. Ocorrência de espécies savânicas em relação a radiação fotossinteticamente ativa ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ). b. Ocorrência de espécies savânicas em relação a temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ). c. Ocorrência de espécies savânicas em relação a umidade relativa (%). Os círculos representam as médias mensais dos fatores físicos em cada uma das áreas de amostragem.

### **Alterações nas comunidades vegetais perturbadas e a chegada de propágulos**

Na análise da chegada de frutos nas áreas perturbadas, quatro famílias concentraram os maiores valores de riqueza em espécies, Asteraceae (seis espécies, 28,57%), Malpighiaceae (três, 14,29%), Poaceae e Vochysiaceae (duas, 9,52% cada). Poaceae está composta por duas morfoespécies, além de *Brachiaria decumbens* Stapf, espécie exótica invasora, e Vochysiaceae, representada por *Qualea multiflora* Mart. e *Vochysia tucanorum* Mart., espécies frequentemente encontradas em ambientes florestais. Já nas áreas não perturbadas, predominaram os frutos de Fabaceae (oito espécies, 21,62%), Malpighiaceae (quatro, 10,81%) e Lauraceae (três, 8,11%), famílias comumente mais ricas em levantamentos florísticos e fitossociológicos realizados em cerrado (Cavassan 1990).

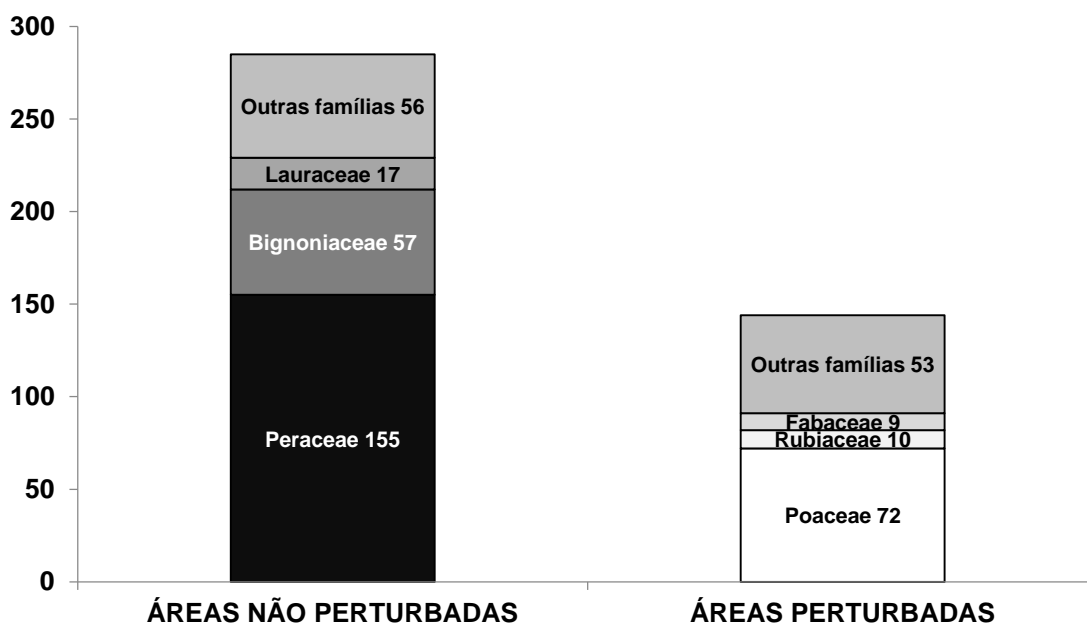
Considerando a abundância de frutos amostrados nos coletores nas áreas perturbadas (351 frutos), Asteraceae (57,26% frutos) também foi a mais abundante, seguida por Rubiaceae (14,53%), Sapindaceae (12,54%), Combretaceae (6,84%) e Malpighiaceae (5,13%, Figura 10), representada por trepadeiras dos gêneros *Heteropteris* e *Banisteriopsis*. Apesar de não ter sido sistematizado, observamos que a maioria dos indivíduos das espécies de Vochysiaceae decorre do rebrotamento dos caules após o corte. Já nas áreas não perturbadas (1581 frutos), predominaram Sapindaceae (33,40% frutos), que demonstrou ser monoespecífica, com elevada abundância de frutos de *Serjania lethalis* A.St.-Hil, espécie de trepadeira abundante em áreas de cerrado (Weiser 2007); Rubiaceae (17,58%), também monoespecífica, composta por frutos de *Coussarea hydrangeifolia* (Benth.) Benth. & Hook.f. ex Müll.Arg.; Malpighiaceae (16,13%); Combretaceae (6,89%) e Lauraceae (5,25%, Figura 10).



**Figura 10.** Abundância de frutos por famílias amostrados nos coletores nas áreas não perturbadas e perturbadas de cerradão no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil.

Na análise da chuva de sementes nas áreas perturbadas, três famílias compreenderam 41,67% das espécies, Fabaceae (quatro espécies, 16,67%), seguida de Lauraceae e Poaceae (três, 12,50% cada). Nas áreas não perturbadas as três famílias mais ricas em espécies foram Bignoniaceae e Lauraceae (cinco espécies, 21,74% cada) e Fabaceae (duas, 8,70%), que concentraram 52,18% das espécies.

Considerando a abundância de sementes nas áreas perturbadas (144 sementes), as famílias mais abundantes foram Poaceae (50,0% sementes), Rubiaceae (6,94%) e Fabaceae (6,25%, Figura 11). A família Poaceae foi aqui representada em sua maior parte por sementes de *Braquiaria decumbens*. Já nas áreas não perturbadas (285 sementes), Peraceae foi a família mais abundante (54,39% sementes), monoespecífica, representada pela espécie *Pera glabrata* (Schott) Poepp. ex Baill., seguida de Bignoniaceae (20,00%) e Lauraceae (5,96%, Figura 11).



**Figura 11.** Abundância de sementes por famílias amostradas nos coletores nas áreas não perturbadas e perturbadas de cerradão no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil.

## DISCUSSÃO

### **Alterações nas comunidades vegetais perturbadas e os fatores edáficos e as condições abióticas**

Nossos resultados demonstram que há uma modificação nas condições microclimáticas após a perturbação, ocorrendo uma diminuição da umidade, aumento da intensidade luminosa e temperatura nas áreas perturbadas pelo corte do componente lenhoso. Esse aumento da intensidade luminosa está correlacionado com a presença de espécies savânicas nessas áreas. Isso confirma nossa hipótese de que o estabelecimento de espécies savânicas em áreas outrora ocupadas por espécies florestais é influenciado pelas alterações microclimáticas, principalmente pelo aumento da luminosidade em ambientes florestais perturbados. Essa diferença abrupta nos valores de luminosidade ao longo das áreas e ao longo da estrutura vertical da vegetação resulta em diferenças acentuadas no nível de sombreamento que pode ser um dos principais fatores que limitam o desenvolvimento inicial de espécies savânicas em formações florestais.

A diferença nas fisionomias de cerrado gera heterogeneidade nas condições luminosas em função das variações do componente arbóreo (Bazzaz 1996). Isso implica que espécies típicas do cerrado podem possuir a capacidade de adaptação em condições contrastantes de sombreamento (Lortie & Aarssen 1996; Valladares *et al.* 2000). Contudo, algumas espécies de floresta de galeria apresentaram menores valores de eficiência fotossintética quando expostas a altas intensidades luminosas, indicando uma maior susceptibilidade à fotoinibição (Hoffmann & Franco 2003). Esse fato pode prejudicar o desenvolvimento de espécies florestais nas áreas perturbadas possibilitando o desenvolvimento de espécies de campo sujo, campo cerrado e cerrado *stricto sensu* e de

espécies de cerradão que são plásticas o suficiente para suportar altas taxas de luminosidade no local.

Espécies frequentemente amostradas em áreas de mata de galeria, se expostas ao sombreamento apresentam maior crescimento em altura e maior número de folhas quando comparadas as mudas em condição de pleno sol (Hoffmann & Franco 2003). Nas áreas não perturbadas o sombreamento é um fator limitante para a assimilação de gás carbônico para as plantas intolerantes a sombra. Desse modo, o sombreamento também pode limitar o desenvolvimento de espécies savânicas e campestres sob as áreas de cerradão. O fechamento do dossel na vegetação florestal ocasiona diminuição nos níveis de luminosidade criando ambientes estressantes para espécies intolerantes a sombra, limitando o desenvolvimento das mesmas.

A diferença marcante nos níveis de sombreamento implica em uma sucessão de espécies floresta-savana-campo. Espécies tolerantes ao sombreamento são características de formações florestais como o cerradão das áreas não perturbadas. Espécies intolerantes a sombra com mecanismos eficientes para tolerar ou amenizar os efeitos potenciais de fotoinibição predominam em ambientes abertos como savana, campo e em ambientes perturbados, outrora ocupados por cerradão. Desse modo, o estabelecimento de algumas espécies de cerradão nas áreas perturbadas é limitado pela alta intensidade luminosa. Ao contrário do que sugere (Hoffmann 1996; Kellman *et al.* 1985), neste estudo a baixa disponibilidade de nutrientes não foram fatores que influenciam na seleção de espécies savânicas nessas áreas.

Os fatores físico-químicos do solo não são os principais agentes na seleção de espécies em áreas perturbadas cujo histórico de perturbação é recente o suficiente para não modificar a composição edáfica. Embora alguns estudos tenham demonstrado que o gradiente fisionômico encontrado no cerrado tem correlação positiva entre biomassa



aérea e teores de fósforo, nitrogênio e potássio, visto que esses nutrientes aumentavam no sentido campo sujo-cerradão (Goodland & Ferri 1979, Goodland & Pollard 1973, Lopes & Cox 1977, Ratter 1971, Silva 1993, Toppa 2004), a evolução no sentido contrário, ou seja, cerradão-savana, ocasionada pelo corte periódico do componente lenhoso, não possui correlação com a diminuição de nutrientes, ou seja, as comunidades presentes nas áreas amostradas perturbadas não modificaram as condições edáficas e não estão relacionadas com déficit de nutrientes.

A explicação mais provável para essa relação solo-vegetação é que o fornecimento de nutrientes pode afetar o crescimento e a produtividade, que por sua vez influenciam nas taxas de sucessão. Portanto, solos pobres em nutrientes possuem uma lenta taxa de recuperação de árvores após um distúrbio (Kellman *et al.* 1985). Assim após uma perturbação como o corte do componente lenhoso, o processo de savanização às custas de florestas pode ser mais lento em solos com alta quantidade de nutrientes.

Áreas florestais frequentemente perturbadas pelo corte raso do componente lenhoso modificam as condições microclimáticas, aumentando a intensidade luminosa e limitando o desenvolvimento de espécies arbóreas florestais. As condições edáficas parecem agir no aumento da resiliência do sistema. Áreas perturbadas com maior disponibilidade de recurso apresentam maior eficiência no rebroto e no recrutamento de espécies arbóreas florestais que conseguem suportar altas condições luminosas. Contudo em áreas onde o solo é um recurso limitante, as espécies arbustivas, subarbustivas e herbáceas exploram mais eficientemente os nutrientes do solo e água, se tornando mais dominantes em detrimento das espécies florestais arbóreas (Medina 1996). Portanto, com a perturbação recorrente esperamos que a comunidade vegetal perturbada mantenha uma comunidade herbácea, subarbustiva e arbustiva relativamente estável pela inibição do processo sucessional rumo a uma cobertura florestal. Assim, esperamos que esse padrão

seja recorrente em áreas florestais onde a perturbação ocasione o aumento da luminosidade e as condições edáficas diminuam a capacidade de regeneração arbórea.

### **Alterações nas comunidades vegetais perturbadas e a chegada de propágulos**

As espécies analisadas por meio dos frutos e da chuva de sementes pertencem as famílias representativas nos dois ambientes, o que sugere que propágulos de Fabaceae, Rubiaceae e Lauraceae são autóctones. Apenas os propágulos de Asteraceae nas áreas perturbadas possuem potencial de chegada e desenvolvimento com o corte do componente lenhoso. Isso se deve ao tipo de dispersão representado na família, que com o suposto aumento da ventilação e com a ausência do dossel, facilitou a chegada e a dispersão desses propágulos.

A elevação nas taxas de luminosidade ocasionada pelo corte do componente lenhoso facilita a presença de espécies que conseguem germinar e se desenvolver sob as novas condições luminosas. As espécies de Asteraceae conseguem se desenvolver sob altas taxas de luminosidade, pois a maioria de suas sementes carregadas por frutos do tipo cipsela, possuem elevada taxa de germinação sob a luz contínua (Ferreira *et al.* 2001). Essas sementes quando presentes durante longos períodos de armazenamento no solo podem perder a capacidade de respostas fotoblásticas positivas, inibindo a germinação (Felippe 1990). Desse modo, parece improvável que as espécies de Asteraceae nas áreas perturbadas sejam originadas de sementes persistentes no banco de sementes o solo. O que parece lógico é o que já propusemos, que o possível aumento da ventilação nas áreas perturbadas tenha favorecido a chegada de propágulos anemocóricos alóctones. Por outro lado, a possível persistência de estruturas subterrâneas formando um banco de gemas no solo (Appezato-da-Glória *et al.* 2008, Appezato-da-Glória & Cury 2011, Benson *et al.*

2004, Hayashi & Appezzato-da-Glória 2007), pode ter favorecido o desenvolvimento e a persistência dos indivíduos de Asteraceae nas áreas perturbadas.

As estruturas subterrâneas de Asteraceae geralmente são constituídas de xilopódios ou rizóforos (Appezzato-da-Glória *et al.* 2008, Appezzato-da-Glória & Cury 2011). Essas estruturas possuem tecidos que retomam sua atividade meristemática (gemas) dando origem a uma nova estrutura aérea e armazenam carboidratos como forma de reserva energética (Appezzato-da-Glória *et al.* 2008). Essas reservas energéticas em estruturas subterrâneas conferem rápida regeneração e ocupação do espaço aberto pela perturbação na vegetação, se tornando importantes para o aumento das chances de sobrevivência e crescimento de plantas em ambientes sob perturbações frequentes (Bellingham & Sparrow 2000, Suzuki & Stuefer 1999). Portanto, esses sistemas subterrâneos podem regular o estabelecimento e a densidade populacional de determinadas espécies de Asteraceae. Por fim, espécies com essas estruturas apresentam vantagem em ambientes sob influência da perturbação, possibilitando uma rápida regeneração e a sobrevivência de suas populações.

As demais espécies representadas por outras famílias nas áreas perturbadas, também tem como causas mais prováveis de colonização a propagação vegetativa por meio de brotamento de estruturas subterrâneas ou da germinação de banco de sementes persistentes no solo. O corte do componente lenhoso pode induzir a germinação de determinadas espécies, visto que a dormência de algumas espécies de cerrado é quebrada por meio da luz direta, ou com a elevação da temperatura, por meio da radiação ultravioleta que chega ao solo e é detectada pelo fitocromo, ou pelo rompimento do tegumento via a exposição a altas temperaturas, que a luminosidade proporciona em áreas abertas (Garwood 1989).

Alguns estudos indicam que a luminosidade não é fator primordial na germinação de muitas espécies de cerrado (Felippe & Silva 1984) que apresentam sementes indiferentes à luz, como *Myrsine umbellata* Mart., *Stryphnodendron* sp, *Gomphrena macrocephala* A.St.-Hil., *Kielmeyera coriacea* Mart. & Zucc., *Stylosanthes macrocephala* M.B.Ferreira & Sousa Costa e *Andira humilis* Mart. ex Benth. A germinação dessas espécies está ligada com a elevação da temperatura, muitas vezes com a oscilação abrupta ou choque térmico ocasionado pela passagem do fogo (Felippe & Silva 1984). A mudança nas condições abióticas ocasionada pelo corte do componente lenhoso, proporciona também elevação da temperatura na camada mais superficial do solo, podendo auxiliar na quebra de dormência das sementes no banco do solo. Desse modo, a existência de determinadas espécies nas áreas perturbadas pode estar ligada com o processo de elevação da temperatura no período da tarde nos ambientes perturbados. No entanto, admitimos que a temperatura medida foi a da atmosfera na superfície do solo, submetida ou não a iluminação direta, podendo agir diferentemente nos processos relativos à germinação das sementes.

A reprodução vegetativa das plantas lenhosas arbóreas possui muito mais êxito em áreas perturbadas, do que a reprodução por chegada pela chuva de sementes. Esse fato foi verificado com a ação de incêndios frequentes no cerrado do Brasil Central (Hoffmann 1998) e em regeneração natural após ação de pastejo, no qual foi descartada a possibilidade da chuva de sementes e frutos intensificarem a regeneração no local (Durigan *et al.* 1998). De acordo com Zaidan & Carreira (2008), a germinação de espécies arbustivas, subarbustivas e herbáceas requerem altas taxas de luminosidade, enquanto espécies arbóreas parecem estar mais ligadas ao aumento da temperatura. Desse modo, o banco de sementes e gemas no solo das áreas perturbadas foi favorecido pelo aumento da luminosidade, proporcionando maior número de espécies herbáceas, subarbustivas e

arbustivas, enquanto as espécies arbóreas florestais foram oriundas apenas da rebrota da pequena parte aérea persistente após o corte.

Finalmente, a implicação dessa perturbação recorrente pode ter aspectos que auxiliem planos de restauração de áreas degradadas de cerrado. O resgate de plântulas das áreas perturbadas, bem como o transplante do solo com banco de sementes e gemas, podem auxiliar na recuperação do estrato herbáceo-subarbustivo de áreas savânicas e campestres. Essa recuperação atualmente é um grande desafio, pois apesar de 2/3 da flora das savanas brasileiras se concentrarem nesse estrato (Castro *et al.* 1999; Ratter *et al.* 2003), grande parte da recuperação de áreas de cerrado visa a recuperação dos elementos arbóreos, sendo realizada por meio do plantio ou pelo rebroto da porção subterrânea do componente arbóreo.

#### **LITERATURA CITADA**

APPEZZATO-DA-GLÓRIA, B. & CURY, G. 2011. Morpho-anatomical features of underground systems in six Asteraceae species from the Brazilian Cerrado. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 83:981-991.

APPEZZATO-DA-GLÓRIA, B., CURY, G., SOARES, M. K. M., ROCHA, R. & HAYASHI, A. H. 2008. Underground systems of Asteraceae species from the Brazilian Cerrado. *Journal of the Torrey Botanical Society* 135:103-113.

BAZZAZ, F. A. 1996. *Plants in changing environments: linking physiological, population, and community ecology*. Cambridge University Press, Cambridge. 320 pp.

BELLINGHAM, P. J. & SPARROW, A. D. 2000. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *Oikos* 89:409-416

BENSON, E. J., HARTNETT, D. C. & MANN, K. H. 2004. Belowground bud banks and meristem limitation in tallgrass prairie plant populations. *American Journal of Botany* 91:416-421.

BOND, W. J. & MIDGLEY, G. F. 2000. A proposed CO<sub>2</sub>-controlled mechanism of woody plant invasion in grasslands and savannas. *Global Change Biology* 6:865-869.

BOWMAN, D. M. J. S., MURPHY, B. P. & BANFAI, D. S. 2010. Has global environmental change caused monsoon rainforests to expand in the Australian monsoon tropics? *Landscape Ecology* 25:1247-1260.

BUCINI, G. & HANAN, N. P. 2007. A continental-scale analysis of tree cover in African savannas. *Global Ecology and Biogeography* 16:593-605.

CASTRO, A. A. J. F., MARTINS, F. R., TAMASHIRO, J. Y., & SHEPHERD, G. J. 1999. How rich is the flora of Brazilian cerrados? *Annals of the Missouri Botanical Garden* 86:192-224.

CAVASSAN, O. 1990. *Florística e fitossociologia da vegetação lenhosa de um hectare de cerrado do Parque Ecológico Municipal de Bauru (SP)*. PhD Dissertation, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo.

DURIGAN, G., CONTIERI, W. A., FRANCO, G. A. D. C. & GARRIDO, M. A. O. 1998. Indução do processo de regeneração da vegetação de cerrado em área de pastagem, Assis, SP. *Acta Botanica Brasilica* 12:421-429.

DURIGAN, G. & RATTER, J. A. 2006. Successional changes in cerrado and cerrado/forest ecotonal vegetation in western Sao Paulo State, Brazil, 1962–2000. *Edinburgh Journal of Botany* 63:119-130.

DURIGAN, G., SIQUEIRA, M. F., FRANCO, G. A. D. C., BRIDGEWATER, S. & RATTER, J. A. 2003. The vegetation of priority areas for cerrado conservation in São Paulo State, Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 60:217-241.

EMBRAPA 1997. *Manual de métodos de análises de solo*. Centro Nacional de Pesquisas de Solos, Rio de Janeiro. 212 pp.

FELIPPE, G. M. 1990. Germinação de *Bidens gardneri* Baker, uma planta anual dos cerrados. *Hoehnea* 17:7-11.

FELIPPE, G. M.; SILVA, J. C. S. 1984. Estudos de germinação em espécies do cerrado. *Revista Brasileira de Botânica* 7:157-163.

FERREIRA, A. G., CASSOL, B., ROSA, S. G. T., SILVEIRA, T. S., STIVAL, A. L. & SILVA, A. A. 2001. Germinação de sementes de Asteraceae nativas no Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 15:231-242.

GARWOOD, N. C. 1989. Tropical soil seed banks: a review. Pp. 149-209 in Leck, M. A.; Parker, V. T. & Simpson, R. L. (eds.). *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, San Diego.

GOODLAND, R. & POLLARD, R. 1973. The Brazilian cerrado vegetation: a fertility gradient. *Journal of Ecology* 61:219-224.

GOOGLE EARTH 2015. <http://www.google.com/earth/download/ge/agree.html>. (last access on December 5, 2015).

HALPERN, C. B. & SPIES, T. A. 1995. Plant species diversity in natural and managed forests of the Pacific Northwest. *Ecological Applications* 5:913-934.

HAYASHI, A. H. & APPEZZATO-DA-GLÓRIA, B. 2007. Anatomy of the underground system in *Vernonia grandiflora* Less. and *V. brevifolia* Less. (Asteraceae). *Brazilian Archives of Biology and Technology* 50:979-988.

HOFFMANN, W. A. 1996. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. *Journal of Ecology* 84:383-393.

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. & FRANCO, A. C. 2003. Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically independent contrasts. *Journal of Ecology* 91:475-484.

HOFFMANN, W. A., GEIGER, E. L., GOTSCH, S. G., ROSSATTO, D. R., SILVA, L. C. R., LAU, O. L., HARIDASAN, M. & FRANCO, A. C. 2012a. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology Letters* 15:759–768.

HOFFMANN, W. A., JACONIS, S. Y., MCKINLEY, K. L., GEIGER, E. L., GOTSCH, S. G. & FRANCO, A. C. 2012b. Fuels or microclimate? Understanding the drivers of fire feedbacks at savanna–forest boundaries. *Austral Ecology* 37:634-643.

KELLMAN, M. E., MIYANISHI, K., & HIEBERT, P. 1985. Nutrient retention by savanna ecosystems: II. Retention after fire. *Journal of Ecology* 73:953-962.

KOEPPEN, W. 1948. *Climatología: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Economica, Ciudad de Mexico. 479 pp.

KRONKA, F. J., MATSUKUMA, C. K. & NALON, M. A. 1993. *Inventário florestal do estado de São Paulo*. IF/SMA, São Paulo. 199 pp.

LARSEN, J.B. 1994. Die Weisstanne (*Abies alba* Mill.) und ihre waldbaulichen probleme im Lichte neuerer Erkenntnisse. *Contributions Biologiae Arborum* 5:1-10.

LOPES, A. S. & COX, F. R. 1977. A survey of the fertility status of surface soils under “Cerrado” vegetation in Brazil. *Soil Science Society of America Journal* 41:742-747.

LORTIE, C. J. & AARSSSEN, L. W. 1996. The specialization hypothesis for phenotypic plasticity in plants. *International Journal of Plant Sciences* 157:484-487.

MEDINA, E. 1996. Biodiversity and nutrient relations in savanna ecosystems: interactions between primary producers, soil microorganisms, and soils. Pp. 45-57 in Solbrig, O. T., Medina, E. & Silva, J. F. (eds.). *Biodiversity and savanna ecosystem process*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

MITCHARD, E. T. A., SAATCHI, S. S., GERARD, F. F., LEWIS, S. L. & MEIR, P. 2009. Measuring woody encroachment along a forest-savanna boundary in Central Africa. *Earth Interactions* 13: 1-29.

MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons, New York. 547 pp.

MURPHY, B. P., & BOWMAN, D. M. J. S. 2012. What controls the distribution of tropical forest and savanna? *Ecology Letters* 15:748-758.

OKUBO, A. & LEVIN, S. A. 1989. A theoretical framework for data analysis of wind dispersal of seeds and pollen. *Ecology*. 70:329-338.

PAIVA, A. O., SILVA, L. C. R. & HARIDASAN, M. 2015. Productivity-efficiency tradeoffs in tropical gallery forest-savanna transitions: linking plant and soil processes through litter input and composition. *Plant Ecology* 216:775-787.

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. 1971. Some notes on two types of cerradão occurring in north eastern Mato Grosso. Pp. 100-102 in Ferri, M. G. (coord.). *Simpósio sobre o cerrado*. Edgard Blücher, São Paulo.

ROSSATTO, D. R., HOFFMANN, W. A. & FRANCO, A. C. 2009. Differences in growth patterns between co-occurring forest and savanna trees affect the forest-savanna boundary. *Functional Ecology* 23:689-698.

ROSSATTO, D. R., HOFFMANN, W. A., SILVA, L. D. C. R., HARIDASAN, M., STERNBERG, L. S. & FRANCO, A. C. 2013a. Seasonal variation in leaf traits between congeneric savanna and forest trees in Central Brazil: implications for forest expansion into savanna. *Trees* 27:1139-1150.

ROSSATTO, D. R., DA SILVEIRA LOBO STERNBERG, L. & FRANCO, A. C. 2013b. The partitioning of water uptake between growth forms in a Neotropical savanna: do herbs exploit a third water source niche?. *Plant Biology* 15:84-92.

ROSSATTO, D. R., SILVA, L. C. R., STERNBERG, L. S. L. & FRANCO, A. C. 2014. Do woody and herbaceous species compete for soil water across topographic gradients? Evidence for niche partitioning in a Neotropical savanna. *South African Journal of Botany* 91:14-18.

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 no Cerrado Pé de Gigante: o solo e a comunidade vegetal. Pp. 174-188 in Rodrigues, R. R. & Bononi, V. L. R. (eds.). *Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo*. Secretaria do Meio Ambiente, Instituto de Botânica, São Paulo.

SILVA, J. G. M. 1993. *Relações solo-vegetação como instrumento para o manejo da vegetação do cerrado no Triângulo Mineiro*. PhD Dissertation, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais.

SILVA, L. C., HOFFMANN, W. A., ROSSATTO, D. R., HARIDASAN, M., FRANCO, A. C. & HORWATH, W. R. 2013. Can savannas become forests? A coupled analysis of nutrient stocks and fire thresholds in central Brazil. *Plant and soil* 373:829-842.

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.

SUZUKI, J. I. & STUEFER, J. F. 1999. On the ecological and evolutionary significance of storage in clonal plants. *Plant Species Biology* 14:11-17.

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*. PhD Dissertation, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, São Paulo.

VALLADARES, F., WRIGHT, S. J., LASSO, E., KITAJIMA, K. & PEARCY, R. W. 2000. Plastic phenotypic response to light of 16 congeneric shrubs from a Panamanian rainforest. *Ecology*. 81:1925-1936.

WEISER, V. de L. 2007. *Árvores, arbustos e trepadeiras do cerradão do Jardim Botânico Municipal de Bauru, SP*. PhD Dissertation, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo.

WIGLEY, B. J., BOND, W. J., & HOFFMAN, M. T. 2010. Thicket expansion in a South African savanna under divergent land use: local vs. global drivers? *Global Change Biology* 16: 964-976.

WILLIS, K. J., BRAUN, M., SÜMEGI, P. & TÓTH, A. 1997. Does soil change cause vegetation change or vice versa? A temporal perspective from Hungary. *Ecology* 78:740-750.

ZAIDAN, L. B. P. & CARREIRA, R. C. 2008. Seed germination in Cerrado species.  
*Brazilian Journal of Plant Physiology* 20:167-181.

***Capítulo 3 - A resiliência  
do cerradão depende da  
disponibilidade de  
recursos no solo?***

Artigo segue as normas de *Edinburgh Journal of Botany*

## **A RESILIÊNCIA DO CERRADÃO DEPENDE DA DISPONIBILIDADE DE RECURSOS NO SOLO?**

André Luiz Giles<sup>1\*</sup>, Osmar Cavassan<sup>2</sup>, Veridiana de Lara Weiser<sup>2</sup> e Andréia Alves

Rezende<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Botânica), Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista - UNESP, Caixa Postal 510, Distrito de Rubião Júnior, s/n, 18.618-970, Botucatu, SP, Brasil.

<sup>2</sup> Departamento de Ciências Biológicas, Faculdade de Ciências, Universidade Estadual Paulista - UNESP- UNESP, Av. Eng. Luiz Edmundo Carrijo Coube, 14-01, 17033-360 Bauru, SP, Brasil.

\* Autor para correspondência: André Luiz Giles, e-mail: andregiles74@yahoo.com.br

### **RESUMO**

Comunidade vegetais de savanas, quando perturbadas possuem elevada capacidade de retornar a seu estado original, indicando a resiliência do sistema. Esse retorno depende de alguns fatores como a preservação da porção subterrâneas de algumas espécies após o distúrbio. Questionamos se as mudanças na estrutura da comunidade vegetal podem variar conforme a disponibilidade de nutrientes no solo, afetando a sua resiliência. Para isso amostramos a vegetação por meio do método de parcelas em áreas de cerradão com a presença de perturbação recorrente pelo corte do componente lenhoso e em áreas de cerradão não perturbadas. Ambas as áreas amostradas, perturbadas e não perturbadas, foram pareadas sob diferentes condições de nutrientes no solo. Constatamos que a perturbação recorrente no cerradão induz mudanças florísticas mais discretas na



comunidade vegetal em ambientes com solos mais férteis, menos ácidos e com menor concentração de alumínio, e mudanças mais acentuadas em áreas com solos menos férteis, mais ácidos e maior concentração de alumínio. Isso indica que a resiliência de áreas de cerrado depende da disponibilidade de nutrientes no solo. Portanto, as formações florestais de cerrado com maior disponibilidade de recursos são mais resilientes do que formações florestais de cerrado com menor disponibilidade de recursos.

Palavras-chave: renegeração natural, perturbação, competição, fatores edáficos, espécies savânicas.

## INTRODUÇÃO

A comunidade biológica pode ser estruturada em função de fatores abióticos e bióticos (May, 1984). Em geral, os fatores abióticos podem restringir a ocorrência das espécies devido a mudanças nas condições ambientais, como a disponibilidade de recursos, enquanto os bióticos podem afetar as relações interespecíficas da comunidade (Begon *et al.*, 2006). Comunidades vegetais estão sujeitas a intensas ou frequentes perturbações que ocasionam mudanças nas condições que a estruturam (Connell, 1978) alterando a importância da população de algumas espécies (Mouillot *et al.*, 2013), reduzindo a dominância de plantas estabelecidas e aumentando a chance de recrutamento de novas espécies.

A resposta da comunidade após a ocorrência de um distúrbio pode variar em função da intensidade e frequência da perturbação (Swaine *et al.*, 1987). Perturbações frequentes podem transformar comunidades florestais em ambientes abertos pela mudança na composição e abundância de espécies, afetando a estrutura da comunidade vegetal (Woods, 1989; Bucini & Hanan, 2007). Em savanas tropicais, espécies florestais

arbóreas são mais sensíveis à ação do fogo, pois a eliminação da parte aérea das árvores, modifica a taxa de rebrota determinando alterações na composição florística (Higgins *et al.*, 2000, 2007). Entretanto, dependendo da capacidade suporte do meio, a ausência do agente perturbador pode ocasionar o adensamento da vegetação pelo retorno à composição de espécies presentes na comunidade antes da perturbação (Kronka *et al.*, 1993; Durigan *et al.*, 2003; Durigan & Ratter, 2006). Esse adensamento pode ser dependente das novas condições criadas após o distúrbio ou de condições pretéritas como a disponibilidade de nutrientes no solo.

Comunidade vegetais de savanas, quando perturbadas possuem elevada capacidade de retornar a seu estado original, indicando alta resiliência do sistema. Esse retorno depende de alguns fatores como a preservação da porção subterrânea de algumas espécies após o distúrbio (Durigan, 2003). A preservação de estruturas subterrâneas dos indivíduos de espécies lenhosas permite o rápido rebroto após a perda da parte aérea. Para Belsky (1994), o rápido desenvolvimento de espécies arbóreas pode facilitar o desenvolvimento de espécies até então ausentes na área, determinando uma nova estruturação na comunidade. Consideramos que realmente essa facilitação poderia ocorrer em espécies tolerantes à sombra, mas reduziria a chance de instalação de espécies intolerantes. Em savanas africanas, a produtividade herbácea é muitas vezes maior sob a copa das árvores do que na pastagem aberta (Belsky, 1994; Weltzin & Coughenour, 2009). Este aumento da produtividade parece ser principalmente resultado de uma maior concentração de nutrientes sob as árvores (Belsky, 1994; Ludwig *et al.*, 2004; Weltzin & Coughenour, 2009). No entanto, as espécies arbóreas podem competir mais fortemente e reduzir a produtividade de plantas herbáceas em áreas de alta pluviosidade porque concentram suas raízes perto de seu próprio dossel, intensificando a competição pela água

com as espécies de sub-bosque (Belsky, 1994). Desse modo, a disponibilidade de nutrientes no solo pode influenciar as respostas da comunidade vegetal após um distúrbio.

Em áreas de cerradão perturbadas pelo corte raso do componente lenhoso a estrutura e composição florística da comunidade modifica-se em função do aumento da luminosidade (Ver capítulo 2). Questionamos se essas mudanças podem variar conforme a disponibilidade de nutrientes no solo, afetando a resiliência da comunidade vegetal. Portanto, nosso objetivo foi avaliar se a disponibilidade de recursos no solo influencia a resiliência do cerradão após uma perturbação. Nossa hipótese é de que cerradão com maior disponibilidade de recursos são mais resilientes que cerradão com menor disponibilidade de recursos. Esperamos que as variações na estrutura da comunidade decorrentes da perturbação, sob solos com maior disponibilidade de nutrientes sejam mais discretas do que em áreas de cerradão com menor disponibilidade de nutrientes. Isso indica que a resiliência de áreas de cerradão depende da disponibilidade de nutrientes no solo.

## MATERIAL E MÉTODOS

Desenvolvemos o trabalho no município de Bauru, região centro-oeste do estado de São Paulo, no sudeste do Brasil, sob o clima Cwa (Koeppen, 1948). Para verificar as respostas das comunidades vegetais em diferentes condições edáficas após a perturbação recorrente pelo corte raso do componente lenhoso, delimitamos quatro áreas experimentais com 500 m<sup>2</sup> cada, em diferentes geomorfologias do terreno (Figs 1, 2).

A1: área de cerradão sem indicadores de perturbação recente, compreendida entre as coordenadas 22°20'50.00"-52.41"S e 49°20'46.29"-49.86"W, próxima ao fundo de vale.

A2: área de cerradão perturbada, sob linha de transmissão de energia elétrica, submetida ao corte bienal do componente lenhoso e compreendida entre as coordenadas  $22^{\circ}20'51.33''-54.60''\text{S}$  e  $49^{\circ}20'46.99''-51.00''\text{W}$ , próxima ao fundo de vale.

A3: área de cerradão perturbada, sob linha de transmissão de energia elétrica, submetida ao corte bienal do componente lenhoso e compreendida entre as coordenadas  $22^{\circ}20'53.26''-56.51''\text{S}$  e  $49^{\circ}20'20.97''-24.83''\text{W}$ , próxima ao topo de morro.

A4: área de cerradão sem indicadores de perturbação recente, compreendida entre as coordenadas  $22^{\circ}20'58.93''-58.80''\text{S}$  e  $49^{\circ}0'25.48''-25.65''\text{W}$ , próxima ao topo de morro.

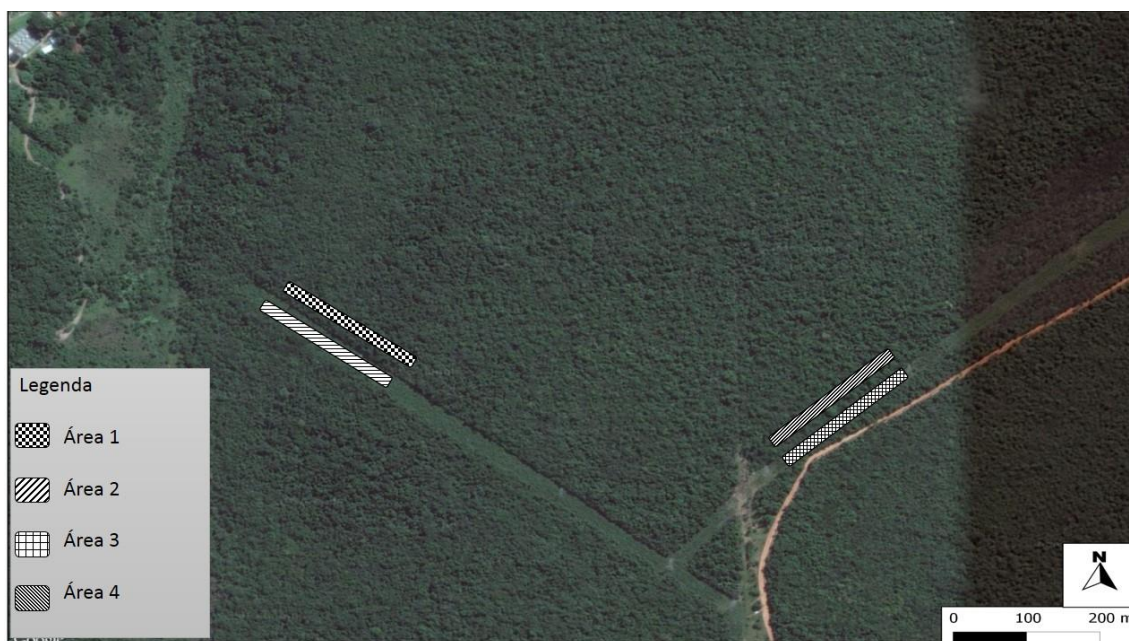


Fig. 1. Localização das áreas experimentais no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil (Modificado de GOOGLE EARTH, 2015).

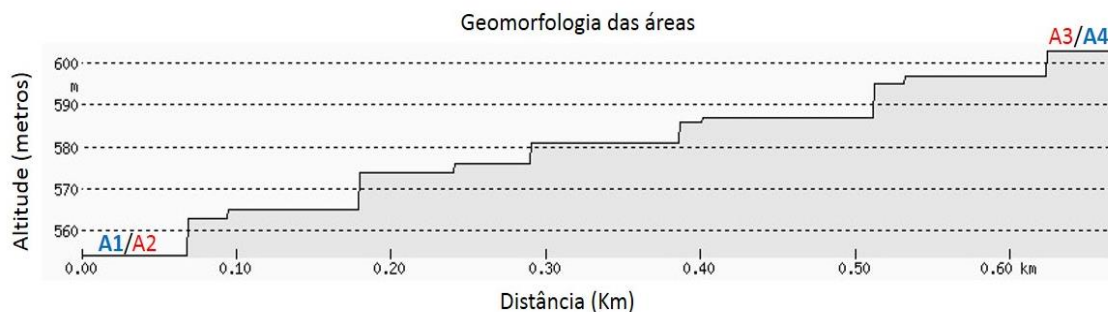


Fig. 2. Localização das áreas experimentais no perfil geomorfológico, no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil (Modificado de HEYWHATSTHAT PATH PROFILER, 2015).

Para verificar as condições de recursos acima do solo, aferimos em cada uma das áreas amostradas as medidas de intensidade luminosa, utilizando aparelhos de luxímetro de quatro dígitos com escala de 0 a 200.000 lux e precisão de  $\pm 3\%$  (três dígitos). Posteriormente, convertemos os valores de intensidade luminosa de LUX para  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  (Radiação fotossinteticamente ativa-RFA), afim de medir a quantidade de luz solar (400-700 nanômetros) necessária para a fotossíntese. Para captar variações desses fatores na estratificação vertical adotamos três níveis de altura: em nível do solo, a 2 m, e 4 m a fim de se obter toda variação do gradiente vertical (Fig. 3). Realizamos as medidas em três pontos equidistantes de 30 m em cada área experimental, visando captar as variações do gradiente horizontal, sendo aferidas em um dia por mês, com intervalo de 30 dias entre uma coleta e outra, em um total de 10 meses de observação, de abril de 2014 a janeiro de 2015. Testamos pela análise de variância (ANOVA) os valores de intensidade luminosa entre as áreas. Utilizamos as áreas perturbadas e não perturbadas como variáveis predictoras e a intensidade luminosa como variável resposta.

Para verificar a composição edáfica nas áreas próximas ao fundo de vale e próximas ao topo de morro realizamos coleta de solo em três pontos equidistantes de 30 m, em cada área de amostragem de acordo com o protocolo de coletas do Laboratório de

Fertilidade e de Física dos Solos da Faculdade de Engenharia do Câmpus de Ilha Solteira da UNESP. As amostras foram obtidas com a utilização de trado em duas profundidades: 0-20 cm e 20-40 cm. A partir das amostras obtidas realizamos as análises de macro e micronutrientes, Alumínio (Al), potencial hidrogênio-iônico (pH), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC), saturação em bases (V%) e granulometria (areia, argila e silte), como preconiza o manual de métodos de análises de solo (Embrapa, 1997).

A fim de testar se há diferença nas condições de solos nas amostras pareadas próximas ao fundo do vale (A1 e A2) e próximas ao topo de morro (A3 e A4), utilizamos a análise não paramétrica de Kruskal-Wallis e, posteriormente, o teste par a par de Mann-Whitney. Utilizamos as áreas próximas ao fundo de vale e próximas ao topo de morro como variável preditora e as condições edáficas físico-químicas como variáveis respostas.

Para verificar a composição florística das comunidades após a perturbação nas diferentes condições edáficas amostramos o estrato arbustivo-arbóreo (estrato lenhoso ou EL) a partir do estabelecimento de 20 parcelas de 5 m x 5 m em cada área experimental e inventariamos todos os indivíduos com pelo menos um metro de altura e enraizados dentro das parcelas. Para amostrar o estrato herbáceo-subarbustivo (estrato regenerativo ou ER), delimitamos parcelas de 2,5 m x 2,5 m, construídas dentro das parcelas utilizadas para a amostragem do estrato arbustivo-arbóreo. Todos os indivíduos com menos de 1 m de altura e mais de 30 cm de altura e enraizados nas parcelas, foram considerados pertencentes ao estrato regenerativo. Utilizamos a classificação de Smith *et al.* (2008) para as espécies de pteridófitas e a do Angiosperm Phylogeny Group (APG III, 2009) e as atualizações mais recentes do Angiosperm Phylogeny Website (Stevens, 2001 onwards) para as angiospermas. A grafia correta dos nomes científicos foi conferida na base de dados nomenclaturais Tropicos (Tropicos.Org. Missouri Botanical Garden, 2013) e as abreviações corretas dos autores de acordo com The International Plant Name Index

(2012). Para verificar o nome científico válido e as sinonímias foi consultada a base de dados The Plant List (2013).

Para verificar a composição de espécies que suporta melhor as condições ambientais no estrato lenhoso das áreas próxima ao fundo de vale e próximas ao topo de morro, calculamos o índice de valor de importância (IVI), que é baseado na somatória da dominância relativa (DoR), densidade relativa (DR) e frequência relativa (FR) das espécies lenhosas na comunidade vegetal ( $IVI = FR + DoR + DR$ ). No estrato regenerativo levamos em consideração apenas a abundância das espécies como indicativo de importância ecológica na comunidade, pois os dados de área basal são ausentes para calcular a dominância. A fim de verificar as mudanças ocasionadas na composição de espécies e nos valores de abundância após a perturbação, utilizamos o índice de similaridade de Bray-Curtis entre as áreas perturbadas e não perturbadas.

Para facilitar a visualização das relações existentes entre as comunidades vegetais estudadas e os possíveis fatores ambientais que influenciam na sua estrutura, plotamos os dados de abundância das comunidades e, posteriormente, utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis, realizamos a ordenação por meio da análise de coordenadas principais (PCO).

## RESULTADOS

As áreas próximas ao fundo de vale (A1 e A2) possuem condições edáficas físico-químicas distintas das áreas próximas ao topo de morro (A3 e A4) ( $H= 436,6$ ;  $p<0,001$ ). As áreas próximas ao fundo de vale possuem solos com maiores valores de pH (Fig. 3b), menos ácidos, maiores valores de soma de bases (Fig. 4a) e saturação de bases (Fig. 4c), maiores concentrações de potássio, magnésio (Fig. 5a) e manganês (Fig. 5b) e menores valores de alumínio (Fig. 5a) e ferro (Fig. 5b), ou seja, solo com maior grau de fertilidade (Apêndice C). As áreas próximas ao topo de morro apresentaram valores menores de pH (Fig. 3b), solo mais ácido, menores valores de soma de bases (Fig. 4a) e saturação de bases (Fig. 4c), alta concentração de alumínio (Fig. 5a) e ferro (Fig. 5b), sendo solos mais álicos e distróficos.



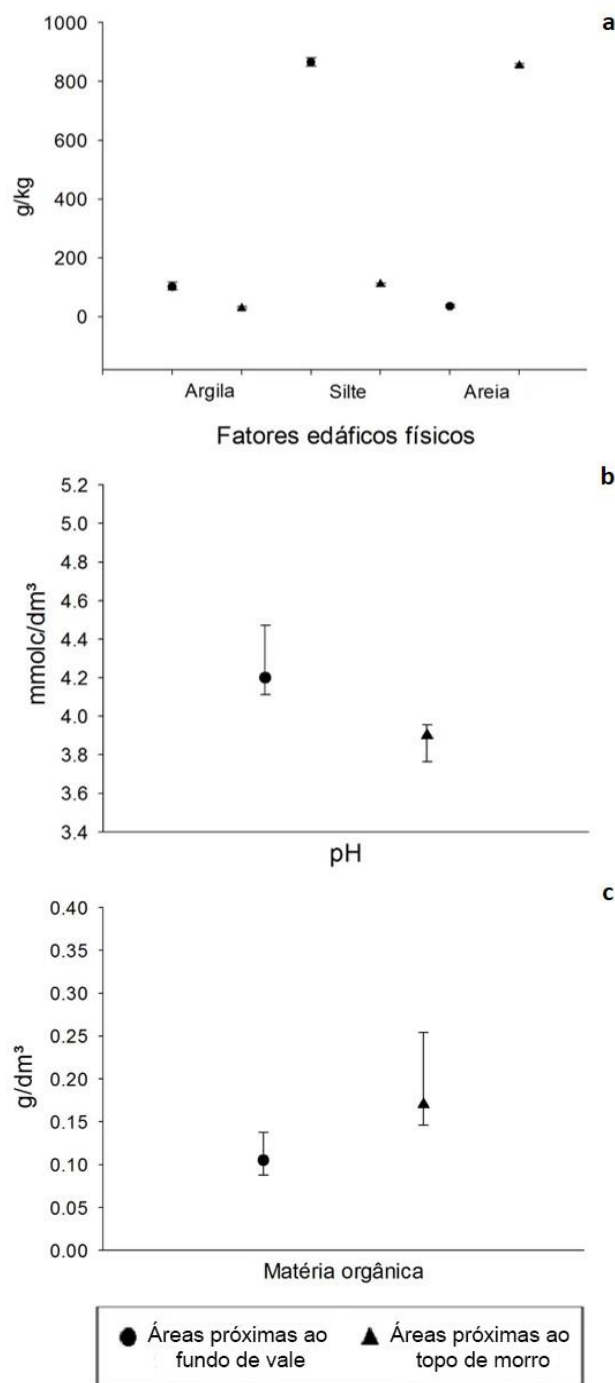


Fig. 3. Análises física e químicas do solo das áreas experimentais próximas ao fundo de vale (A1 e A2) e próximas ao topo de morro (A3 e A4) no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil. a. Concentração de argila (g/kg), silte ( $p=0,046$ ; IC=95%) e areia. b. Potencial hidrogeniônico (mmolc/dm<sup>3</sup>) ( $p=0,021$ ; IC= 95%). c. Concentração de matéria orgânica (g/dm<sup>3</sup>) ( $p=0,99$ ; IC=95%). Legenda: pH= potencial hidrogeniônico. Os círculos e triângulos centrais representam medianas e as linhas verticais, os intervalos de confiança (95%).

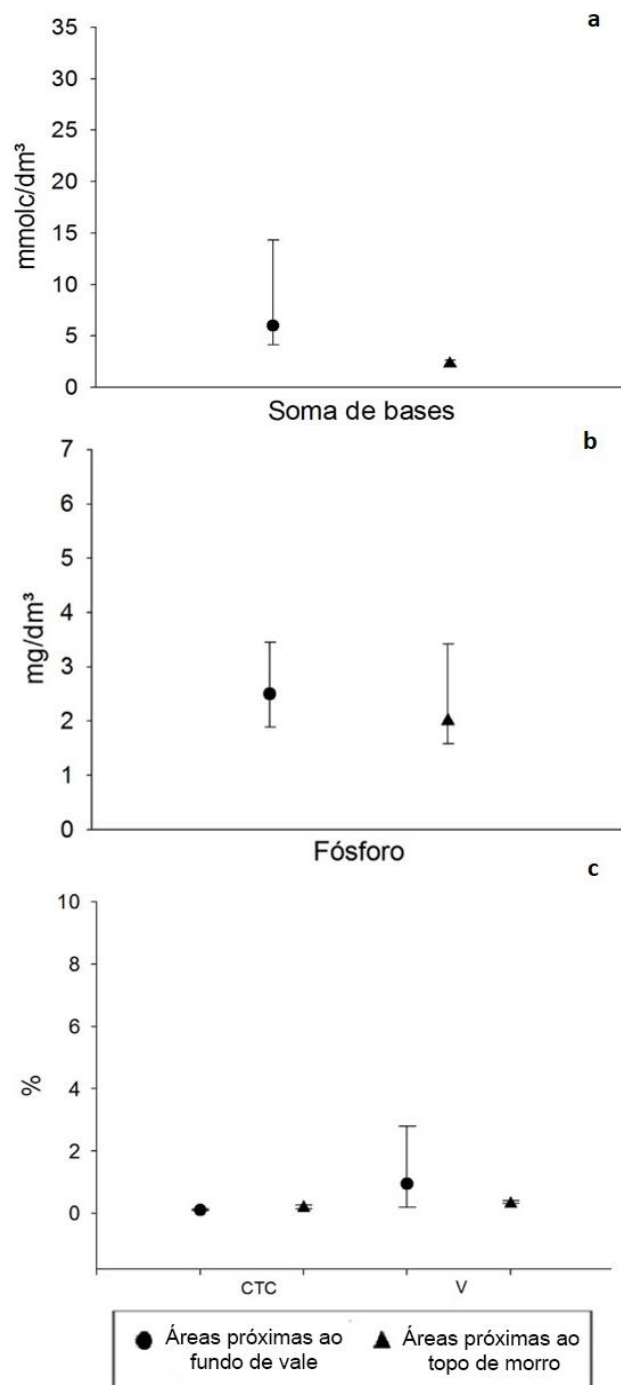


Fig. 4. Análises químicas do solo das áreas experimentais próximas ao fundo de vale (A1 e A2) e próximas ao topo de morro (A3 e A4) no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil. a. Soma de bases (mmolc/dm<sup>3</sup>) (p=0,024; IC= 95%). b. Concentração de fósforo (mg/dm<sup>3</sup>) (p=0,99; IC=95%). c. Porcentagem de indicadores de fertilidade do solo (CTC, p=0,99; V, p=0,022; IC= 95%). Legenda: SB= soma de bases, CTC= capacidade de troca catiônica, V= saturação de bases. Os círculos e triângulos centrais representam medianas e as linhas verticais, os intervalos de confiança (95%).

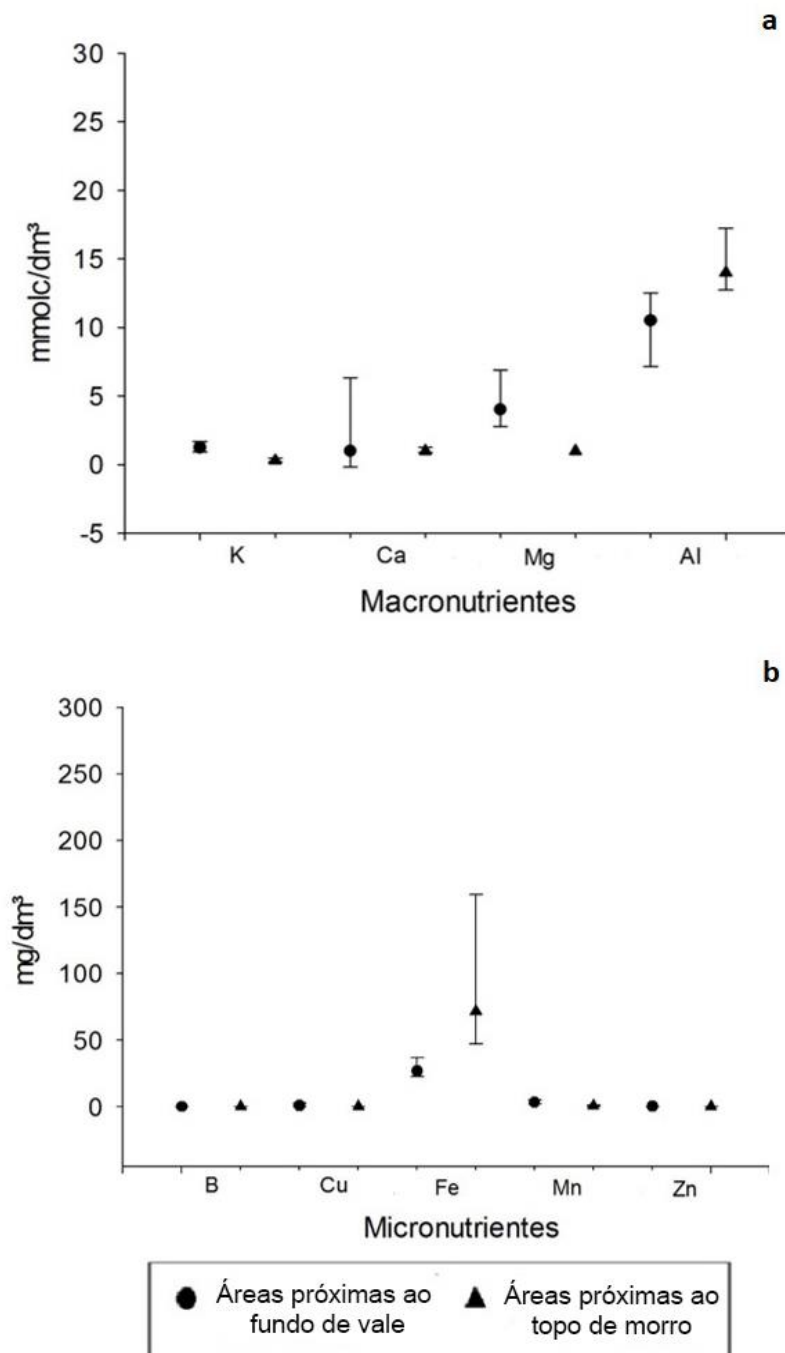


Fig. 5. Análises químicas do solo das áreas experimentais próximas ao fundo de vale (A1 e A2) e próximas ao topo de morro (A3 e A4) no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil. a. Concentração de macronutrientes (mmolc/dm<sup>3</sup>). b. Concentração de micronutrientes (mg/dm<sup>3</sup>). Legenda: K= potássio (p=0,031), Ca= cálcio (p=0,057), Mg= magnésio (p=0,004), Al= alumínio (p=0,01), B= boro (p=0,99), Cu= cobre (p=0,013), Fe= ferro (p=0,0005); Mn= manganês (p=0,0001), Zn= zinco (p=0,99). Os círculos e triângulos centrais representam medianas e as linhas verticais, os intervalos de confiança (95%).

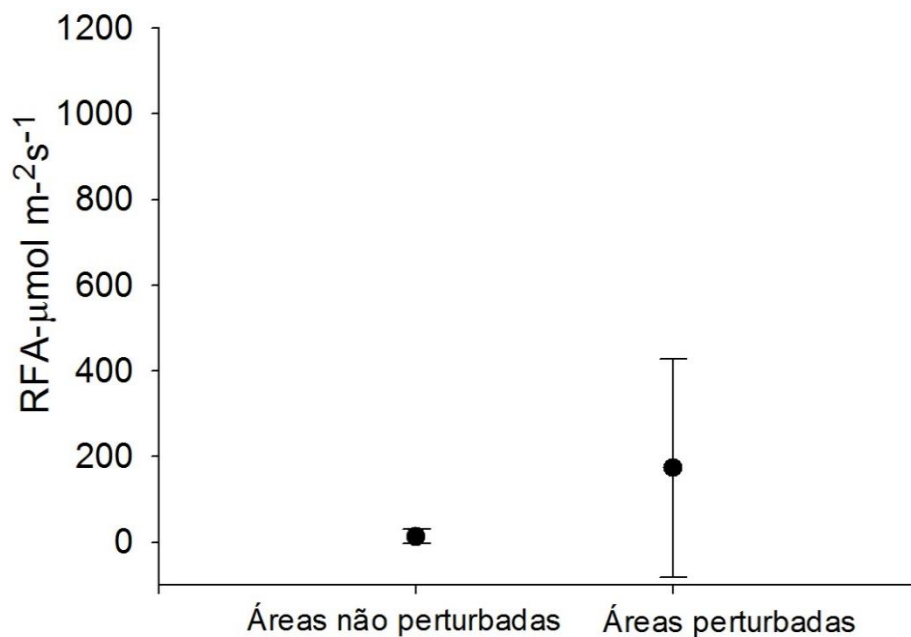


Fig. 6. Radiação fotossinteticamente ativa (RFA)  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , nas áreas experimentais não perturbadas (A1 e A4) e perturbadas (A2 e A3) no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil. Os círculos centrais representam médias e as linhas verticais, o desvio padrão.

Considerando o estrato lenhoso as espécies de maior importância nas áreas próximas ao fundo de vale foram *Vochysia tucanorum* Mart. (36,93), *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand (36,41), *Coussarea hydrangeifolia* (Benth.) Benth. & Hook.f. ex Müll.Arg. (34,15) e *Rudgea virburnoides* (Cham.) Benth (18,25) na área não perturbada (A1) e *Coccoloba mollis* Casar. (33,64), *Coussarea hydrangeifolia* (26,14), *Guettarda virburnoides* Cham. & Schldl. (13,86) e *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera (11,82) na área perturbada (A2). Já nas áreas próximas ao topo de morro foram *Coussarea hydrangeifolia* (49,55), *Siparuna guianensis* Aubl. (28,33), *Miconia albicans* (Sw.) Steud. (24,87) e *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. (22,82) na área não perturbada (A4) e *Anadenanthera peregrina* var. *falcata* (Benth.) Altschul (28,25), *Qualea grandiflora* Mart. (26,75), *Qualea parviflora* Mart. (16,97) e *Vochysia tucanorum* (16,45) na área perturbada (A3). Considerando a abundância no estrato regenerativo as espécies mais abundantes nas áreas próximas ao fundo de vale foram *Psychotria carthagenesis*

Jacq. (33 indivíduos), *Xylopia aromatica* (14) e *Copaifera langsdorffii* Desf. (Seis) na área não perturbada (A1) e *Cordia sessilis* (Vell.) Kuntze (oito), *Rudgea viburnoides* (seis) e *Guettarda viburnoides* (cinco) na área perturbada (A2). Já nas áreas próximas ao topo de morro foram *Miconia stenostachya* DC. (11), *Miconia albicans* (sete) e *Ocotea pulchella* (Nees & Mart.) Mez (cinco) na área não perturbada (A4) e *Andira humilis* Mart. ex Benth. (32), *Allagoptera campestris* (Mart.) Kuntze (12) e *Anacardium humile* A.St.-Hil. (nove) na área perturbada (A3).

A similaridade florística entre as áreas A1 e A2 próximas ao fundo de vale foi de 28,5%, enquanto que a similaridade entre as áreas A3 e A4 próximas ao topo de morro foi de 17%. Na análise de coordenadas principais os dois primeiros eixos gerados explicaram 23,6% e 24,9% a variação das comunidades perturbadas e não perturbadas, respectivamente (Fig. 7). Verificamos ao longo do eixo X (componente 2) a separação das áreas perturbadas (A2 e A3) e das áreas não perturbadas (A1 e A4). Provavelmente isso ocorre por conta da diferença abrupta nos valores de luminosidade, representado no eixo x pela diminuição no sombreamento.

Na análise dos componentes principais, os dois primeiros eixos explicaram 76,9% e 15,9% da variação dos dados, respectivamente. O eixo Y ocasionou a separação das áreas próximas ao fundo de vale (A1 e A2) das áreas próximas ao topo de morro (A3 e A4). As áreas próximas ao fundo de vale, são influenciadas e apresentam os maiores valores de pH, silte, soma de bases e saturação de bases, assim como maior concentração de potássio, manganês, magnésio e cobre, representando solos mais férteis e menos ácidos. As áreas próximas ao topo de morro são determinadas pelo solo mais ácido, com maiores quantidade de ferro, alumínio (Fig. 8).

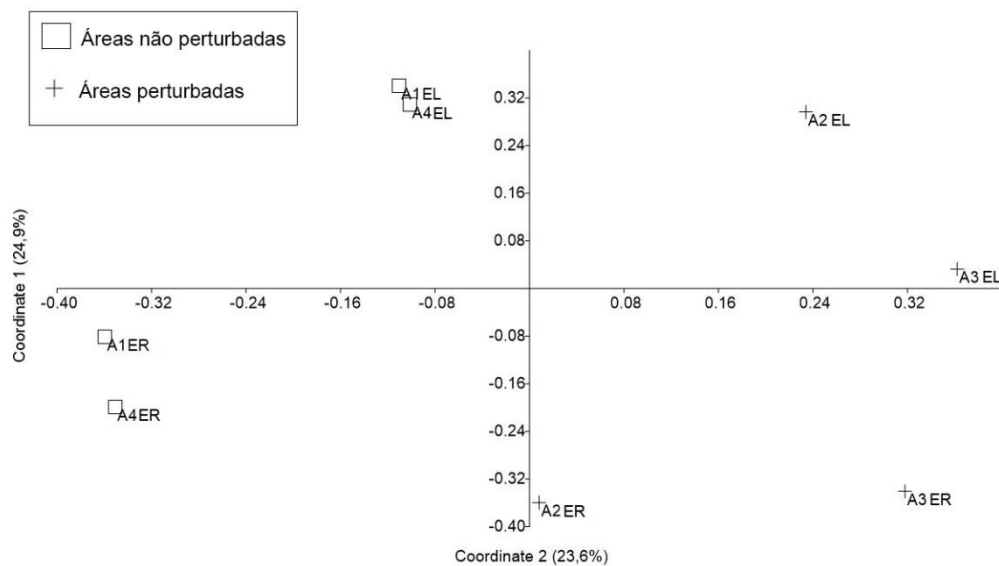


Fig. 7. Análise de coordenadas principais dos levantamentos realizados nas áreas experimentais no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil. Legenda: A1 e A2 = áreas próximas ao fundo de vale, A3 e A4 = áreas próximas ao topo de morro, EL = estrato lenhoso, ER = estrato regenerativo.

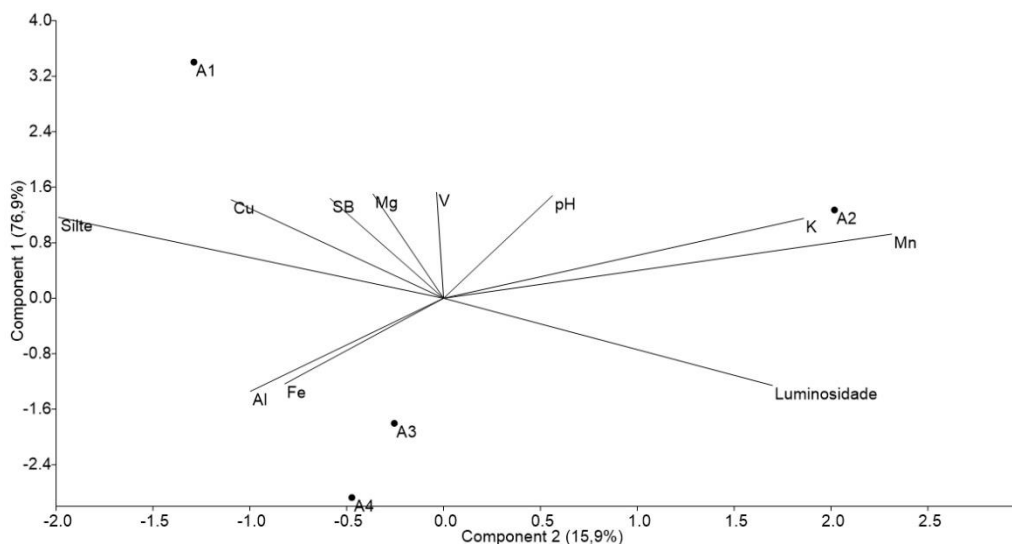


Fig. 8. Análise dos componentes principais das áreas experimentais em relação às condições edáficas e luminosidade no município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil. Legenda: A1, A2, A3, A4= áreas experimentais, Al= alumínio, Cu=cobre, Fe= ferro, K= potássio, Mg= magnésio, Mn= mangânes, pH= potencial hidrogeniônico, SB= soma de bases, V= saturação por bases.

## DISCUSSÃO

Nossos resultados demonstram que o corte do componente lenhoso em áreas de cerradão induz mudanças florísticas mais discretas na comunidade vegetal em ambientes com solos mais férteis, com maior capacidade de retenção de umidade, menos ácidos e com menor concentração de alumínio, e mudanças mais acentuadas em áreas com solos menos férteis, mais ácidos e maior concentração de alumínio. A restauração da vegetação por brotamento ou chegada de propágulos após a perturbação foi direcionada para uma estrutura vegetacional mais próxima da vegetação pretérita em áreas de maior disponibilidade de nutrientes do que em áreas com menor disponibilidade de nutrientes. Isso indica que ambientes com maior disponibilidade de recursos conseguem se recuperar mais rapidamente que os ambientes com menor disponibilidade de recursos, conferindo maior resiliência após um evento de perturbação.

A disponibilidade de recursos nos ambientes pode gerar consequências nas interações de competição e facilitação entre plantas, afetando as populações das espécies que possuem capacidade de suportar os efeitos da perturbação, consideradas tolerantes ao estresse e espécies capazes de competir melhor por recursos no solo, consideradas melhores competidoras (Grime, 1977, 2001). O aumento da luminosidade em áreas outrora ocupadas por florestas ocasiona ambientes estressantes para determinadas espécies de plantas (Hoffmann, 2000). Essas altas taxas de luminosidade desencadeiam o processo de fotoinibição em espécies adaptadas a condições de luz difusa, ocasionando a diminuição na população das mesmas e facilitando o aumento da população de espécies que são intolerantes a sombra (Hoffmann, 1996). Entretanto, nos ambientes de baixa disponibilidade de nutrientes a competição por recursos no solo se torna mais intensa, aumentando a população de espécies com maior habilidade competitiva e limitando o desenvolvimento de espécies que são tolerantes a altas luminosidades, mas que não

possuem estrutura subterrânea com desenvolvimento suficiente para captação eficiente de nutrientes (Rizzini, 1962, 1971; Hoffmann, 1996). Isso determina a coexistência de espécies tolerantes à luminosidade e espécies que possuem maior eficiência na captação de nutrientes no solo, espécies de maior habilidade competitiva. No cerrado muitas espécies de plantas herbáceas são intolerantes à sombra e possuem maior eficiência na captação de nutrientes no solo que espécies lenhosas. Portanto, a falta de recursos no solo combinadas com as altas taxas de luminosidade cria condições favoráveis ao estabelecimento de espécies herbáceas e arbustivas na comunidade. Esse fato ocasiona mudanças mais acentuadas na estrutura e na composição florística de comunidades que sofreram perturbação.

Os altos níveis de luminosidade ocasionados pelo corte do componente lenhoso parecem ser um fator de estresse para espécies florestais adaptadas às condições de sombreamento (Hoffmann & Franco, 2003). Em áreas de alta disponibilidade de nutrientes no solo, as altas taxas de luminosidade parece ser o único fator de estresse que pode limitar o desenvolvimento dessas espécies no ambiente, criando situações intermediárias de estresse (Hoffmann & Franco, 2003). Portanto, nessas áreas de estresse intermediário há maior desenvolvimento de espécies tolerantes (Callaway & D'Antonio, 1991; Callaway *et al.*, 1992) do que espécies com melhor habilidade competitiva. Uma vez que a disponibilidade de nutrientes não é limitante, a competição por recursos no solo não ocorre de forma intensa. Além disso, as árvores de cerrado podem competir mais intensamente com as plantas arbustivas e herbáceas em locais mais úmidos, como áreas próximas ao fundo de vale, do que em locais mais secos (Belsky, 1994). Portanto, o desenvolvimento dessas espécies arbóreas pode ter papel facilitador no desenvolvimento de outras espécies florestais nos ambientes perturbados. A sombra de arbustos e árvores que regeneram na área pode reter a umidade na superfície do solo e facilitar o



desenvolvimento de raízes de plantas vizinhas (Maestre *et al.*, 2003) ou a sombra pode indiretamente facilitar as relações hídricas de plantas vizinhas, diminuindo a diferença de pressão de vapor entre a folha e o ar do ambiente (Hunter & Aarssen, 1988). Portanto, nessas áreas o efeito da facilitação parece ser maior que a competição por recursos. Plantas que conseguem utilizar melhor os recursos e suportar as altas taxas de luminosidade se desenvolvem mais rapidamente facilitando a chegada de outras espécies, fazendo com que áreas perturbadas sob alta disponibilidade de nutrientes consigam ter rápido recrutamento de espécies florestais. Esse fato é evidenciado pela maior similaridade florística entre a área perturbada e a vegetação adjacente não perturbada utilizada como controle, localizada no fundo de vale, onde há maior disponibilidade de água pela posição na vertente e pela maior concentração de silte no solo.

As plantas exibem estratégias funcionais da utilização de recursos que permitem preencher diferentes papéis ecológicos em condições de recursos distintas. Espécies arbóreas de cerradão como *Coccoloba mollis*, *Coussarea hydrangeifolia*, *Guettarda virburnoides* e *Gochnatia polymorpha* são espécies de alto valor de importância nas áreas perturbadas de maior disponibilidade de recursos. Isso ocorre provavelmente porque essas espécies são capazes de suportar a luminosidade em locais onde os fatores edáficos não são limitantes e a quantidade de alumínio e ferro é baixa, não limitando seu crescimento. O sombreamento ocasionado pelo desenvolvimento dessas espécies provavelmente facilitaram o recrutamento de espécies florestais de sub-bosque no estrato regenerativo como *Rudgea virburnoides* e *Cordia sessilis*, espécies que se desenvolvem melhor sob o sombreamento (Hoffmann, 2000).

A alta concentração de alumínio e ferro nas áreas perturbadas próximas ao topo de morro pode limitar o desenvolvimento de algumas espécies que ocupavam a área antes da perturbação (Haridasan, 2008). Entretanto, a elevada concentração de alumínio não

limitou o desenvolvimento de espécies como *Qualea grandiflora*, *Qualea parviflora* e *Vochysia tucanoram*, espécies de maior importância ecológica nessas áreas. De acordo com Haridasan (2008), as espécies da família Vochysiaceae não são limitadas pela menor quantidade de recurso e se desenvolvem na presença de altas concentrações de alumínio no solo, pois são acumuladoras desse composto inorgânico, conferindo uma vantagem competitiva sobre outras espécies. O sombreamento ocasionado pelo desenvolvimento dessas espécies arbóreas poderia facilitar o recrutamento de espécies florestais de sub-bosque. No entanto a presença em maior abundância de *Andira humilis*, *Anacardium humile* e *Allagoptera campestris*, espécies comuns em formações campestres com solos de alta acidez e baixa quantidade de nutrientes (Rawitscher, 1948), indica que o sombreamento ocasionado pelo desenvolvimento das espécies arbóreas não facilitou o recrutamento de espécies de cerradão em solos com menor disponibilidade de nutrientes. As espécies presentes nos estratos inferiores na área perturbada competem com espécies arbóreas nos primeiros estágios de desenvolvimento pelo mesmo sítio de nutrientes no solo. Essas espécies herbáceas possuem maior eficiência na captação de nutrientes em áreas onde esse recurso é escasso (Medina, 1996). Esse fato tornam as espécies herbáceas melhores competidoras em condições de alta luminosidade e baixa disponibilidade de recurso, o que ocasiona o maior aumento de sua população nas áreas perturbadas no alto do interflúvio.

As respostas da comunidade vegetal após perturbação dependem diretamente da capacidade de competição das plantas por recursos na comunidade. Portanto, o sucesso no estabelecimento ou no rebroto de espécies pertencentes a comunidade vegetal antes da ação da perturbação afeta diretamente a resiliência da comunidade. Dessa forma, comunidades florestais perturbadas são pouco afetadas pelo aumento na luminosidade quando a água e os nutrientes no solo são abundantes, possuindo maior resiliência sob

melhores condições nutricionais de solo. Esperamos que esse padrão seja recorrente em áreas florestais onde as perturbações ocasionem o aumento da luminosidade e a disponibilidade de recurso no solo não seja um fator limitante para o recrutamento de espécies.

Concluimos que as áreas de cerradão submetidas ao corte periódico do dossel, apresentam maior resiliência em condições edáficas com maior oferta de nutrientes, registradas no fundo de vale, do que as áreas do alto do interflúvio.

## REFERÊNCIAS

- APG III (2009). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Bot. J. Linn. Soc.* 161: 105–121.
- BEGON, M., TOWNSEND, C. R. & HARPER, J. L. (2006). *Ecology: from individuals to ecosystems*. Oxford: Blackwell Publishing.
- BELSKY, A. J. (1994). Influences of trees on savanna productivity: tests of shade, nutrients, and tree-grass competition. *Ecology* 75: 922–932.
- BUCINI, G. & HANAN, N. P. (2007). A continental-scale analysis of tree cover in African savannas. *Global Ecol. Biogeogr.* 16: 593–605.
- CALLAWAY, R. M. & D'ANTONIO, C. M. (1991). Shrub facilitation of coast live oak establishment in Central California. *Madrono* 38: 158–169.
- CALLAWAY, R. M., NADKARNI, N. M & MAHALL, B. E. (1992). Facilitation and interference of *Quercus douglasii* on understory productivity in central California. *Ecology* 72: 1484–1499.
- CONNELL, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302–1310.

DURIGAN, G. (2003). Bases e diretrizes para a restauração da vegetação de Cerrado. In: KAGEYAMA, P. Y, OLIVEIRA, R. E, MORAES, L. F. O & ENGEL, V. E. (eds) *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*, pp.187–201. Botucatu: FEPAF.

DURIGAN, G. & RATTER, J. A. (2006). Successional changes in cerradão and cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962-2000. *Edinb. J.Bot.* 63: 119–130.

DURIGAN, G., SIQUEIRA, M. F., FRANCO, G. A. D. C., BRIDGEWATER, S. & RATTER, J. A. 2003. The vegetation of priority areas for cerrado conservation in São Paulo State, Brazil. *Edinb. J.Bot.* 60: 217–241.

EMBRAPA (1997). *Manual de métodos de análises de solo*. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS.

GOOGLE EARTH. (2015). <http://www.google.com/earth/download/ge/agree.html> (last access on December 2, 2015).

GRIME, J. P. (1977). Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *Am. Nat.* 111: 1169–1194.

GRIME, J. P. (2001). *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. Chichester: John Wiley & Sons.

HARIDASAN, M. (2008). Nutritional adaptations of native plants of the cerrado biome in acid soils. *Braz. J. Plant Physiol.* 20: 183–195.

HEYWHATSTHAT PATH PROFILER (2015). <http://www.heywhatsthat.com/profiler.html> (last access on December 2, 2015).

HIGGINS, S. I., BOND, W. J., FEBRUARY, E. C., BRONN, A., EUSTON-BROWN, D. I., ENSLIN, B., ENSLIN B., NAVASHNI, G., O'REGAN, L. R. S., POTGIETER A. L. F., SOWRY, S. S. 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. *J. Ecol.* 88: 213–229.

HOFFMANN, W. A. (1996). The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. *J. Ecol.* 84: 383–393.

HOFFMANN, W. A. (2000). Post-establishment seedling success in the Brazilian cerrado: a comparison of savanna and forest species<sup>1</sup>. *Biotropica* 32: 62–69.

HOFFMANN, W. A. & FRANCO, A. C. (2003). Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically independent contrasts. *J. Ecol.* 91: 475–484.

HUNTER, A. F. & ARSSEN, L. W. (1988). Plants helping plants. *Bioscience* 38: 34–40.

KOEPPEN, W. (1948). *Climatología*. Ciudad de Mexico: Fondo de Cultura Economica.

KRONKA, F. J. N., MATSUKUMA, C. K., NALON, M. A., CALI, I. H. D., ROSSE, M., MATTOS, J. F. A., SHIN-IKE, M. S. & PONTINHA, A. A. S. (1993). *Inventário Florestal do Estado de São Paulo*. São Paulo: SEMA/IF.

LUDWIG, F., DE KROON, H., BERENDSE, F., & PRINS, H. H. (2004). The influence of savanna trees on nutrient, water and light availability and the understorey vegetation. *Plant Ecology* 170: 93–105.

MAESTRE, F. T., BAUTISTA, S. & CORTINA, J. (2003). Positive, negative, and net effects in grass-shrub interactions in Mediterranean semiarid grasslands. *Ecology* 84: 3186–3197.

MAY, R. M. (1984). An overview: real and apparent patterns in community structure. In: STRONG, J. R., SIMBERLOFF, D.; ABELE, L. G. & THISTLE, A. B. (eds) *Ecological communities conceptual issues and the evidence*, pp. 3–18. Princeton: Princeton University Press.

MEDINA, E. (1996). Biodiversity and nutrient relations in savanna ecosystems: interactions between primary producers, soil microorganisms, and soils. In: SOLBRIG, O. T., MEDINA, E. & SILVA, J. F. (eds) *Biodiversity and savanna ecosystem process*. New York: Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

MOUILLOT, D., GRAHAM, N. A., VILLÉGER, S., MASON, N. W. & BELLWOOD, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends Ecol. Evol.* 28: 167–177.

RAWITSCHER, F. (1948). The water economy of the vegetation of the campos cerrados' in Southern Brazil. *J. Ecol.* 36: 237–268.

RIZZINI, C. T. & HERINGER, E. P. (1962). Studies on the underground organs of trees and shrubs from some southern Brazilian savannas. *An. Acad. Bras. Cienc.* 34: 235–247.

RIZZINI, C. T. (1971). Aspectos ecológicos da regeneração em algumas plantas do cerrado. In: Ferri, M. G. (eds) *III Simposio sobre o Cerrado*, pp. 167–179. São Paulo: Edgard Blücher.

SMITH, A. R., PRYER, K. M., SCHUETTPELZ, E., KORALL, P., SCHNEIDER, H. & WOLF, P. G. (2008). Fern classification. In: RANKER, T. A. & HAUFLE, C. H. (eds) *The Biology and evolution of ferns and lycophytes*, pp. 419–467. Cambridge: Cambridge University Press.

STEVENS, P. F. (2001 onwards). Angiosperm Phylogeny Website. Version 13. <http://www.mobot.org/MOBOT/research/APweb/> (last access on December 2, 2015).

SWAINE, M. D., LIEBERMAN, D., & PUTZ, F. E. (1987). The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *J. Trop. Ecol.* 3: 359–366.

THE INTERNATIONAL PLANT NAME INDEX. (2012). Search Authors. Version 1. <http://www.ipni.org./index.html> (last access on December 2, 2015).

THE PLANT LIST. (2013). Version 1.1. <http://www.theplantlist.org> (last access on December 2, 2015).

TROPICOS.ORG. MISSOURI BOTANICAL GARDEN. (2013).  
<http://www.tropicos.org/> (last access on December 2, 2015).

WELTZIN, J. F. & COUGHENOUR, M. B. (1990). Savanna tree influence on understory vegetation and soil nutrients in northwestern Kenya. *Journal of Vegetation Science* 3: 325-334.

WOODS, P. (1989). Effects of logging, drought and fire on structure and composition of forests in Sabah, Malaysia. *Biotropica* 21: 290–298.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Essa dissertação contribuiu para complementar o entendimento da dinâmica da vegetação de cerrado submetida a perturbações recorrentes. Em particular, como o cerradão se comporta quando submetida a perturbação pelo corte do componente lenhoso. Dessa forma, pudemos constatar as seguintes conclusões.

- Áreas originalmente de cerradão, quando submetidas a perturbações frequentes pelo corte raso do componente lenhoso formam áreas de formações savânicas.

- O estabelecimento de espécies savânicas em áreas outrora ocupadas por espécies de cerradão é influenciado pelo aumento da luminosidade em ambientes florestais perturbados. As condições edáficas parecem interferir apenas no aumento da resiliência do sistema.

- A supressão do componente lenhoso em áreas de cerradão induz mudanças florísticas mais discretas na comunidade vegetal em ambientes com solos mais férteis e mudanças mais acentuadas em áreas com solos menos férteis. Isso indica que ambientes com maior disponibilidade de recursos conseguem se recuperar mais rapidamente que os ambientes com menor disponibilidade de recursos, conferindo maior resiliência após um evento de perturbação.

Portanto, cerradão perturbado sob áreas de linha de transmissão de energia, onde o corte do componente lenhoso é necessário para manutenção da rede elétrica, constituem áreas potenciais para o resgate de plântulas das áreas perturbadas bem como o transplante do solo com estruturas subterrâneas preservadas e banco de sementes. Esse processo pode auxiliar na recuperação do estrato herbáceo-subarbustivo de áreas savânicas. Além disso, sugerimos que o manejo do fogo combinado com o corte raso do componente lenhoso pode auxiliar no controle fisionômico de unidades de conservação evitando grandes perdas da biodiversidade vegetal em savanas tropicais, especialmente no cerrado brasileiro.

As comunidades florestais perturbadas possuem maior resiliência sob melhores condições nutricionais de solo. Isso indica que áreas perturbadas de cerradão podem ser mais rapidamente recuperadas em solos de maior fertilidade, quando preservada estruturas vegetais subterrâneas e a perturbação for cessada. Finalmente, essas conclusões implicam em conhecimento básico para subsidiar estudos futuros com enfoque aplicado a restauração ecológica de cerrado e estratégias de conservação da biodiversidade vegetal no cerrado.



## APÊNDICE

APÊNDICE A – Lista florística das áreas experimentais do município de Bauru, estado de São Paulo.

FAMÍLIA/Espécie	Áreas amostradas			
	A1	A2	A3	A4
<b>DENNSTAEDTIACEAE</b>				
<i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon	0	0	x	0
<b>AMARANTHACEAE</b>				
<i>Gomphrena celosioides</i> Mart.	0	x	x	0
<i>Pfaffia</i> sp	0	0	x	0
<b>ANACARDIACEAE</b>				
<i>Anacardium humile</i> A.St.-Hil.	0	0	x	0
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	0	x	0	0
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	x	x	0	0
<b>ANNONACEAE</b>				
<i>Annona coriacea</i> Mart.	x	x	x	x
<i>Annona dioica</i> A.St.-Hil.	0	0	x	0
<i>Duguetia furfuracea</i> (A.St.-Hil.) Saff.	0	0	x	0
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	x	0	0	0
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	x	x	x	x
<b>APOCYNACEAE</b>				
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	0	0	x	0
<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll.Arg.) Woodson	0	0	x	x
<i>Prestonia erecta</i> (Malme) J.F.Morales	0	x	0	0
<b>ARALIACEAE</b>				
<i>Schefflera vinosa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin & Fiaschi	0	x	x	x
<b>ARECACEAE</b>				
<i>Allagoptera campestris</i> (Mart.) Kuntze	0	0	x	0
<i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc.	x	0	0	0
<b>ASTERACEAE</b>				
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	0	x	0	x
<i>Acilepidopsis echitifolia</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	0	x	0	0
<i>Austroeupatorium inulaefolium</i> (Kunth) R.M.King & H.Rob.	0	x	0	0
<i>Austroeupatorium paulinum</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	0	0	x	0
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	0	x	x	0
<i>Bidens gardneri</i> Baker	0	x	x	0
<i>Chaptalia integerrima</i> (Vell.) Burkart	0	x	0	0
<i>Chromolaena barbacensis</i> (Hieron.) R.M.King & H.Rob.	0	0	x	0
<i>Chromolaena cylindrocephala</i> (Sch.Bip. ex Baker) R.M.King & H.Rob.	0	0	x	0
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	0	0	x	0
<i>Chromolaena squalida</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	0	x	x	0
<i>Clibadium armanii</i> (Balb.) Sch.Bip. ex O.E.Schulz	0	0	x	0
<i>Gochnatia barrosii</i> Cabrera	0	x	x	0
<i>Gochnatia floribunda</i> Cabrera	0	0	x	0
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	x	x	x	x

<i>Elephantopus micropappus</i> Less.	0	x	0	0
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	0	x	x	0
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. ex DC.	0	x	x	0
<i>Lepidaploa acutiangula</i> (Gardner) H.Rob.	0	x	0	0
<i>Lepidaploa cotoneaster</i> (Willd. ex Spreng.) H.Rob.	x	0	0	0
<i>Lepidaploa rufogrisea</i> (A.St.-Hil.) H.Rob.	0	x	0	0
<i>Lepidaploa salzmännii</i> (DC.) H.Rob.	0	x	0	0
<i>Lessingianthus bardanoides</i> (Less.) H.Rob.	0	0	x	0
<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	0	0	x	0
<i>Porophyllum ruderales</i> (Jacq.) Cass.	0	x	0	0
<i>Pterocaulon lanatum</i> Kuntze	0	x	0	0
<i>Tilesia baccata</i> (L.) Pruski	0	x	x	0
<i>Vernonanthura membranacea</i> (Gardner) H.Rob.	0	0	x	0
<i>Vernonia scabra</i> K.Schum.	0	0	x	0
<b>BIGNONIACEAE</b>				
<i>Anemopaegma arvense</i> (Vell.) Stellfeld ex De Souza	0	x	x	0
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	0	x	0	x
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	x	0	x	0
<i>Jacaranda decurrens</i> Cham.	0	x	x	0
<i>Jacaranda rufa</i> Silva Manso	0	0	x	0
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	0	x	0	0
<i>Zeyheria montana</i> Mart.	0	x	x	0
<b>BROMELIACEAE</b>				
<i>Bromelia balansae</i> Mez	x	x	x	x
<b>BURSERACEAE</b>				
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	x	x	x	x
<b>CALOPHYLLACEAE</b>				
<i>Kielmeyera rubriflora</i> Cambess.	0	x	0	x
<i>Kielmeyera variabilis</i> Mart. & Zucc.	0	0	x	0
<b>CARYOCARACEAE</b>				
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	0	0	x	x
<b>CHRYSOBALANACEAE</b>				
<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth. ex Hook.f.	0	x	x	0
<b>COMBRETACEAE</b>				
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	0	x	0	0
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	x	0	0	0
<b>COMMELINACEAE</b>				
<i>Commelina erecta</i> L.	0	x	0	0
<b>CONNARACEAE</b>				
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	0	x	x	0
<i>Rourea induta</i> Planch. var. <i>induta</i>	0	0	x	0
<b>CURCUBITACEAE</b>				
<i>Cayaponia espelina</i> (Silva Manso) Cogn.	0	0	x	0
<b>CYPERACEAE</b>				
<i>Cyperus cf. ferax</i> Rich.	0	x	x	0
<i>Cyperus</i> sp	0	x	0	0
<b>DILLENACEAE</b>				

<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	0	x	x	0
<i>Doliocarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl.	x	0	0	0
<b>EBENACEAE</b>				
<i>Diospyros hispida</i> A.DC.	0	0	x	0
<b>ERYTHROXYLACEAE</b>				
<i>Erythroxylum campestre</i> A.St.-Hil.	0	x	x	0
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E.Schulz	0	x	0	0
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	0	x	0	0
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.	x	0	0	x
<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil.	0	0	x	0
<i>Erythroxylum subracemosum</i> Turcz.	x	0	0	x
<b>EUPHORBIACEAE</b>				
<i>Croton campestris</i> A.St.-Hil.	0	x	0	0
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	x	0	0	0
<i>Manihot tripartita</i> (Spreng.) Müll.Arg.	0	x	x	0
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	0	0	x	0
<b>FABACEAE</b>				
<i>Acosmium subelegans</i> (Mohlenbr.) Yakovlev	0	0	x	0
<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul	0	0	x	x
<i>Andira humilis</i> Mart. ex Benth.	0	0	x	0
<i>Andira vermifuga</i> Mart. ex Benth.	0	0	0	x
<i>Bauhinia holophylla</i> (Bong.) Steud.	x	x	x	x
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	x	x	x	0
<i>Calliandra parviflora</i> Benth.	0	x	0	0
<i>Chamaecrista cathartica</i> (Mart.) H.S.Irwin & Barneby	x	x	x	0
<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	0	x	0	0
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	x	x	x	x
<i>Crotalaria martiana</i> subsp. <i>mohlenbrockii</i> (Windler & S.G.Skinner) Planchuelo	0	x	0	0
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	0	0	x	x
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	0	x	x	0
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	x	0	0	0
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	0	0	x	0
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	x	x	x	0
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	x	0	0	0
<i>Mimosa dolens</i> Vell.	0	x	0	0
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	x	0	0	x
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	x	x	x	0
<i>Senna rugosa</i> (G.Don) H.S.Irwin & Barneby	0	x	x	x
<i>Senna silvestris</i> (Vell.) H.S.Irwin & Barneby	0	x	0	0
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	x	x	x	0
<i>Stryphnodendron rotundifolium</i> Mart.	x	x	0	0
<i>Stylosanthes guianensis</i> (Aubl.) Sw.	0	0	x	0
<i>Zornia crinita</i> (Mohlenbr.) Vanni	0	0	x	0
<b>LACISTEMATAACEAE</b>				
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	x	x	0	0
<b>LAMIACEAE</b>				
<i>Aegiphila lhotskiana</i> Cham.	0	x	x	0

<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	0	0	0	0
<i>Hyptis crinita</i> Benth.	0	x	0	0
<i>Peltodon tomentosus</i> Pohl	0	x	x	0
<b>LAURACEAE</b>				
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees & Mart.	x	0	0	0
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	x	0	0	x
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	x	0	0	x
<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	x	0	0	0
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	x	0	0	0
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	x	x	x	x
<i>Ocotea velloziana</i> (Meisn.) Mez	x	0	0	0
<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Mart. ex B.D.Jacks.	0	x	0	0
<b>LOGANIACEAE</b>				
<i>Strychnos bicolor</i> Progel	x	0	0	0
<b>MALPIGHIACEAE</b>				
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	0	x	x	0
<i>Byrsonima crassa</i> Nied.	0	0	x	0
<i>Byrsonima intermedia</i> A.Juss.	0	x	x	0
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	0	0	x	0
<b>MALVACEAE</b>				
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	0	0	x	0
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	0	x	0	0
<i>Helicteres sacarolha</i> A.St.-Hil., A.Juss. & Cambess.	0	x	0	0
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	x	x	x	0
<i>Pavonia</i> sp	0	x	0	0
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A.Robyns	0	x	0	x
<b>MELASTOMATACEAE</b>				
<i>Leandra lacunosa</i> Cogn.	0	x	0	0
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	x	x	x	x
<i>Miconia fallax</i> DC.	0	0	x	x
<i>Miconia stenostachya</i> DC.	x	0	0	x
<b>MELIACEAE</b>				
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	x	0	0	0
<b>MORACEAE</b>				
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	0	0	x	0
<i>Pseudolmedia</i> sp	0	0	0	0
<b>MYRTACEAE</b>				
<i>Eugenia aurata</i> O.Berg	0	x	x	0
<i>Eugenia bimarginata</i> DC.	0	0	x	0
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	0	0	x	0
<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O.Berg	0	x	x	x
<i>Campomanesia pubescens</i> (Mart. ex DC.) O.Berg	0	x	0	0
<i>Myrcia bella</i> Cambess.	0	x	x	0
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	0	x	x	x
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	0	0	x	0
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	x	x	0	0
<i>Myrcia venulosa</i> DC.	x	0	0	0

<b>NYCTAGINACEAE</b>				
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	0	x	x	x
<b>OCHNACEAE</b>				
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart. ex Engl.) Engl.	0	x	x	x
<b>ORCHIDACEAE</b>				
<i>Epidendrum denticulatum</i> Barb.Rodr.	x	0	0	0
<b>PERACEAE</b>				
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	0	x	x	x
<b>POACEAE</b>				
<i>Andropogon bicornis</i> L.	0	0	x	0
<i>Brachiaria decumbens</i> Stapf	0	x	x	0
<i>Chloris</i> sp	0	0	x	0
<b>POLYGONACEAE</b>				
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	x	x	0	0
<b>PRIMULACEAE</b>				
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	x	x	x	0
<b>PROTEACEAE</b>				
<i>Roupala montana</i> Aubl.	x	x	x	x
<b>RHAMNACEAE</b>				
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	x	0	0	0
<b>RUBIACEAE</b>				
<i>Coccocypselum lanceolatum</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	0	0	x	0
<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) Kuntze	x	x	x	x
<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Benth. & Hook.f. ex Müll.Arg.	x	x	x	x
<i>Faramea montevidensis</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	x	0	0	x
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltdl.	x	x	x	0
<i>Psychotria capitata</i> Ruiz & Pav.	x	0	0	x
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	x	x	x	0
<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	x	x	x	x
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum.	0	x	x	0
<b>RUTACEAE</b>				
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	0	x	0	0
<b>SALICACEAE</b>				
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	0	x	x	0
<b>SAPINDACEAE</b>				
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., A.Juss. & Cambess.) Radlk.	x	0	0	0
<b>SAPOTACEAE</b>				
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	x	x	0	0
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	0	0	x	x
<b>SIPARUNACEAE</b>				
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	x	0	0	x
<b>SMILACACEAE</b>				
<i>Smilax campestris</i> Griseb.	0	x	x	0
<b>SOLANACEAE</b>				
<i>Cestrum</i> sp	0	x	0	0
<i>Solanum paniculatum</i> L.	0	x	0	0
<b>STYRACACEAE</b>				

<i>Styrax camporum</i> Pohl	x	x	x	0
<b>SYMPLOCACEAE</b>				
<i>Symplocos nitens</i> (Pohl) Benth. var. <i>nitens</i>	0	x	x	0
<b>VERBENACEAE</b>				
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	0	x	0	0
<i>Lantana camara</i> L.	0	x	x	0
<i>Lantana fucata</i> Lindl.	0	x	0	0
<i>Lippia lasiocalycina</i> Cham.	0	x	0	0
<i>Lippia origanoides</i> Kunth	0	x	x	0
<b>VOCHYSIACEAE</b>				
<i>Qualea cordata</i> Spreng.	x	x	x	x
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	x	x	x	x
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	0	0	x	x
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	0	0	x	0
<i>Vochysia cinnamomea</i> Pohl	0	0	x	0
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	x	x	x	x

---

APÊNDICE B – Valores médios e desvio padrão das variáveis edáficas obtidas nas áreas amostradas do município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil. Legenda: A2 e A3= áreas perturbadas, A1 e A4= áreas não perturbadas, A1 e A2= áreas próximas ao fundo de vale, A3 e A4 = áreas próximas ao topo de morro, Areia; Argila e Silte (g/kg), MO= matéria orgânica (g/dm<sup>3</sup>), pH= potencial hidrogeniônico (mmolc/dm<sup>3</sup>), K= potássio (mmolc/dm<sup>3</sup>), Ca= cálcio (mmolc/dm<sup>3</sup>), Mg= magnésio (mmolc/dm<sup>3</sup>), H+Al= ácido potencial (mmolc/dm<sup>3</sup>), Al= alumínio (mmolc/dm<sup>3</sup>), m= saturação de alumínio (%), B= boro (mg/d<sup>3</sup>), Cu= cobre (mg/d<sup>3</sup>), Fe= ferro (mg/d<sup>3</sup>), Mn= manganês (mg/d<sup>3</sup>), Zn= zinco (mg/d<sup>3</sup>), SB= soma de bases (mg/d<sup>3</sup>), CTC= capacidade de troca catiônica (%), V= saturação de bases (%).

	Argila	Silte	Areia	MO	pH	K	Ca	Mg	H+Al	Al
<b>A2 e A3</b>	100.3333 ± 13.9501	33.4167 ± 5.4181	866.5 ± 5.4181	15.75 ± 6.312	4.1083 ± 0.2193	0.9083 ± 0.8404	1.4167 ± 0.9962	2.3333 ± 2.1034	36.3333 ± 5.4495	11.25 ± 2.5981
<b>A1 e A4</b>	112.5833 ± 13.406	32.5 ± 8.8369	854.9167 ± 16.2953	19.75 ± 8.4973	4.0417 ± 0.3942	0.7417 ± 0.4166	2.75 ± 5.1368	3.5 ± 3.6307	51.5833 ± 28.2504	13.5833 ± 5.9154
	m	B	Cu	Fe	Mn	Zn	SB	CTC	V	
<b>A2 e A3</b>	72.0833 18.103	0.1133 ± 0.0345	0.6083 ± 0.2968	43.6667 ± 30.2905	2.7667 ± 2.8394	0.1667 ± 0.0985	4.6583 ± 3.7522	40.9917 ± 7.5092	10.75 ± 6.7031	
<b>A1 e A4</b>	69.4167 ± 26.7053	0.1992 ± 0.0878	1.2417 ± 2.1492	89.5 ± 93.64	1.8083 ± 1.0238	0.2083 ± 0.124	6.9917 ± 8.5233	58.575 ± 27.2008	13.25 ± 13.0253	

APÊNDICE C – Valores médios e desvio padrão das variáveis edáficas obtidas nas áreas experimentais do município de Bauru, estado de São Paulo, Brasil. Legenda: areia, argila e silte (g/kg), MO= matéria orgânica (g/dm<sup>3</sup>), pH= potencial hidrogeniônico (mmolc/dm<sup>3</sup>), K= potássio (mmolc/dm<sup>3</sup>), Ca= cálcio (mmolc/dm<sup>3</sup>), Mg= magnésio (mmolc/dm<sup>3</sup>), H+Al= ácido potencial (mmolc/dm<sup>3</sup>), Al= alumínio (mmolc/dm<sup>3</sup>), m= saturação de alumínio (%), B= boro (mg/d<sup>3</sup>), Cu= cobre (mg/d<sup>3</sup>), Fe= ferro (mg/d<sup>3</sup>), Mn= manganês (mg/d<sup>3</sup>), Zn= zinco (mg/d<sup>3</sup>), SB= soma de bases (mg/d<sup>3</sup>), CTC= capacidade de troca catiônica (%), V= saturação de bases (%).

	Argila	Silte	Areia	MO	pH	K	Ca	Mg	H+Al	Al
Áreas próximas ao fundo de vale (A1 e A2)	103.8333 ± 19.8303	30.25 ± 5.7228	866 ± 21.9172	18.0833 ± 8.5754	4.2917 ± 0.2843	1.3083 ± 0.5915	3.0833 ± 5.1072	4.8333 ± 3.2146	34.8333 ± 6.6856	9.8333 ± 4.2176
Áreas próximas ao topo de morro (A3 e A4)	109.0833 ± 6.9211	35.6667 ± 7.691	855.4167 ± 8.898	17.4167 ± 6.8551	3.8583 ± 0.1505	0.3417 ± 0.1881	1.0833 ± 0.2887	1 ± 0	53.0833 ± 26.9864	15 ± 3.5162
	m	B	Cu	Fe	Mn	Zn	SB	CTC	V	
Áreas próximas ao fundo de vale (A1 e A2)	55.5833 ± 23.2358	0.1125 ± 0.0393	1.4917 ± 2.054	29.8333 ± 10.9614	3.7333 ± 2.1347	0.1833 ± 0.0937	9.225 ± 8.0203	44.0583 ± 12.2784	19.25 ± 10.0826	
Áreas próximas ao topo de morro (A3 e A4)	85.9167 ± 1.7299	0.2 ± 0.0849	0.3583 ± 0.0793	103.3333 ± 88.1191	0.8417 ± 0.7025	0.1917 ± 0.1311	2.425 ± 0.3841	55.5083 ± 27.2515	4.75 ± 1.2881	