

# Rebrotamento pós-fogo em arbusto ameaçado e microendêmico dos campos rupestres da Serra do Cipó, sudeste do Brasil

## Post-fire resprout in an endangered and narrow endemic shrub from rupestrian grasslands, Serra do Cipó, southeastern Brazil

Henrique Furst<sup>1</sup>  
henriquefga@outlook.com

Ronnie P. da Silva<sup>1</sup>  
psronnie@gmail.com

G. Wilson Fernandes<sup>2</sup>  
gw.fernandes@gmail.com

Laura Z. Galuppo<sup>1</sup>  
laurazangal@hotmail.com

Isabel C.A. Machado<sup>1</sup>  
isabelcamachado@hotmail.com

Pedro Villar<sup>1</sup>  
pedrohvillar@hotmail.com

Daniel Negreiros<sup>1,2,\*</sup>  
negreiros.eco@gmail.com

### Resumo

Embora existam evidências de que a vegetação dos campos rupestres seja resiliente à passagem do fogo, são incipientes as investigações sobre os efeitos da crescente frequência de incêndios de origem antrópica em plantas raras e endêmicas desse ecossistema. Neste estudo, monitoramos o rebrotamento pós-fogo da espécie *Coccoloba cereifera* SCHWACKE (Polygonaceae), um arbusto ameaçado e endêmico dos campos rupestres do sudeste do Brasil. Cinco meses após o incêndio, rebrotaram 100% dos indivíduos monitorados. Entretanto, um ano após o incêndio, as plantas queimadas ainda apresentaram comprimento da rameta 24% inferior e número de folhas 53,5% inferior em relação ao porte das plantas não queimadas. As plantas queimadas apresentaram taxa de crescimento relativo em número de folhas muito superior e investimento reprodutivo muito inferior em comparação com as plantas não queimadas. Embora a espécie estudada demonstre alta capacidade de rebrotamento pós-fogo, o padrão de crescimento vegetativo e investimento reprodutivo apresentado pelas plantas rebrotadas indica que a crescente frequência de incêndios antrópicos represente uma séria ameaça para *C. cereifera*.

**Palavras-chave:** Cadeia do Espinhaço, conservação, *Coccoloba cereifera*, crescimento de plantas, fenologia reprodutiva.

### Abstract

Although there is evidence that the vegetation from rupestrian grasslands is resilient to fire, investigations about the effects of increasing frequency of anthropogenic fires in the rare and endemic plants from this ecosystem are still incipient. In this study, we monitored the post-fire resprouting of the endemic and endangered shrub species *Coccoloba cereifera* SCHWACKE (Polygonaceae) from rupestrian grasslands, southeastern Brazil. Five months after the fire 100% of the monitored individuals resprouted. However, one year after the fire, the burned plants had the ramet length 24% lower and number of leaves 53.5% smaller in relation to unburned plants. Burned plants showed a much higher relative growth rate in number of leaves and much lower reproductive investment compared to unburned plants. Although the studied species showed a high ability to resprout after fire, the pattern of vegetative growth and reproductive investment showed by the burned plants suggested that the increasing frequency of anthropogenic fires represents a serious threat to *C. cereifera*.

**Keywords:** *Coccoloba cereifera*, conservation, Espinhaço Range, plant growth, reproductive phenology.

<sup>1</sup> Instituto de Ciências Biológicas e Saúde. Centro Universitário UNA. Rua Guajajaras, 175, 30180-100, Belo Horizonte, MG, Brasil.

<sup>2</sup> Universidade Federal de Minas Gerais. Ecologia Evolutiva e Biodiversidade/DBG, ICB. Caixa Postal 486, 30161-901, Belo Horizonte, MG, Brasil.

\* Autor para correspondência

## Introdução

Por milhões de anos o fogo tem sido um importante determinante ecológico e evolutivo, modelando populações, comunidades e ecossistemas (Cowling e Pressey, 2001; Pausas *et al.*, 2004; Hardesty *et al.*, 2005). De acordo com Pivello (2011), o fogo influencia a dinâmica e estrutura das populações de plantas através da remoção de serapilheira, controle das espécies dominantes, aumento da incidência de luz, disponibilidade de nutrientes, aumento na disponibilidade de espaço, além de mudanças na temperatura do solo.

O Cerrado brasileiro e as savanas africanas são os ecossistemas mais frequentemente queimados em todo o mundo, com várias queimadas por década, com algumas áreas que chegam a queimar duas vezes ao ano (Bond e Keeley, 2005; Simon *et al.*, 2009; Ribeiro e Figueira 2011). Esses ecossistemas foram denominados por Hardesty *et al.* (2005) como “dependentes do fogo”, ou seja, são ecossistemas que necessitam do fogo para a manutenção de suas dinâmicas.

Adaptações estruturais e metabólicas são encontradas nas plantas desses ecossistemas, lhes permitindo viver em harmonia com o fogo. Dentre essas adaptações, é comum a presença de cortiças espessas nos troncos, proteção das gemas, acúmulo de biomassa subterrânea, além de órgãos capazes de formar ramos aéreos (xilopódios) (Overbeck e Pfadenhauer, 2007; Simon *et al.*, 2009; Alves e Silva, 2011; Pivello, 2011). Há crescentes evidências de que nos trópicos, o fogo atue fortemente na convergência funcional da vegetação, sendo o principal fator da transição entre savanas e florestas (Dantas *et al.*, 2013).

Apesar dos efeitos benéficos do fogo, esse também pode ser um grande fator de distúrbio e alteração do meio ambiente (Kolbek e Alves, 2008; Gonçalves *et al.*, 2011). Em estudo realizado em populações de Eriocaulaceae, Neves *et al.* (2011) atribuíram o declínio destas plantas ao manejo incorreto do fogo no Cerrado brasileiro. Shlisky *et al.* (2008) defendem a criação de uma política mundial de manejo do fogo de forma a atenuar seus efeitos prejudiciais. A modificação do regime natural do fogo (aumentar ou diminuir sua frequência e intensidade) pode acarretar graves alterações no ecossistema, com a consequente perda de biodiversidade (Moreira, 2000; Biganzoli *et al.*, 2009; Neves *et al.*, 2011; Pivello, 2011; Veldman *et al.*, 2015; Aximoff *et al.*, 2016; Durigan e Ratter, 2016; Honda e Durigan, 2016).

Devido a essa dualidade de beneficiar e prejudicar, mais estudos são necessários para compreensão dos efeitos do fogo em diferentes tipos de vegetação e do manejo adequado para cada situação (Bradshaw *et al.*, 2011), considerando-se o fato de que em determinadas áreas, a prescrição de fogo controlado deve ser adotada de forma a manter o equilíbrio ecológico do ecossistema (Arkle e Pilliod, 2010;

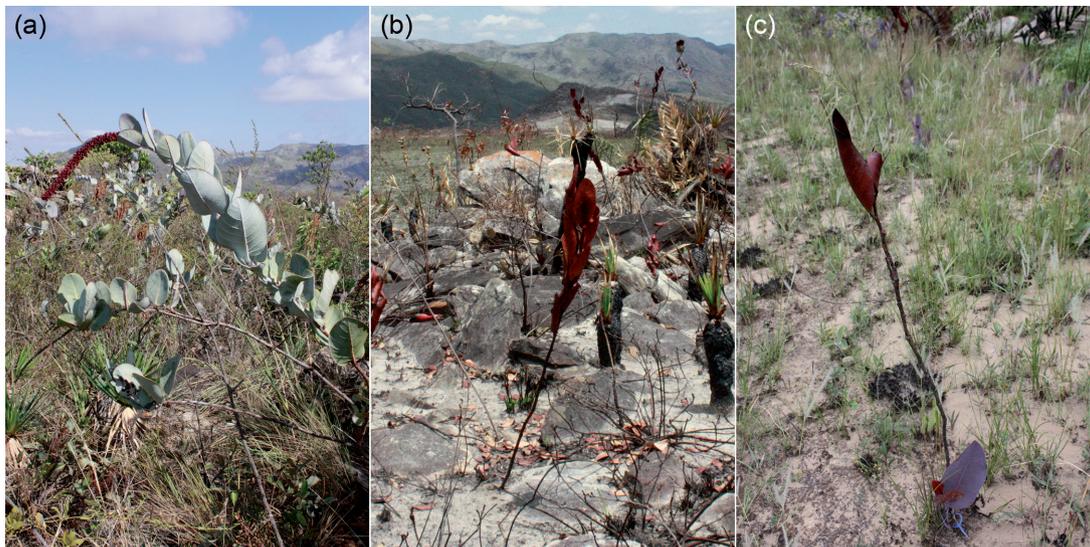
van Wilgen, 2013; Durigan e Ratter, 2016). Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo a avaliação da resiliência ao fogo em *Coccoloba cereifera* SCHWACKE (Polygonaceae), uma espécie arbustiva ameaçada de extinção (Guimarães *et al.*, 2014) e endêmica dos campos rupestres (Melo, 2009). Esse arbusto ocorre em um ecossistema tropical extremamente infértil, com baixa resiliência a distúrbios no solo (Fernandes *et al.*, 2014; Silveira *et al.*, 2016) e sujeito a um regime de queimadas que vem aumentando a frequência nas últimas décadas (Figueira *et al.*, 2016). Especificamente, avaliamos a capacidade de rebrotamento pós-fogo de *C. cereifera*, e comparamos plantas de populações queimadas e não queimadas em relação à taxa de crescimento e ao investimento reprodutivo.

## Material e métodos

### Área e espécie estudada

Este estudo foi realizado na Reserva Natural Vellozia (19°17'46" S, 43°35'28" W, altitude aproximada de 1200 m), localizada na Serra do Cipó, porção sul da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais (MG), sudeste do Brasil. O clima regional predominante é o mesotérmico (Cwb na classificação Köppen), com verões chuvosos e invernos secos, precipitação média anual de 1534 mm e temperatura média variando entre 15,1 e 20,7 °C (dados de Alves *et al.*, 2013 para o município de referência Santana do Riacho, MG). A Cadeia do Espinhaço abriga tipicamente a vegetação de campos rupestres, que inclui formações herbáceo-arbustivas ocorrendo em altitudes superiores a 900 metros. Tipicamente, os solos dos campos rupestres são areno-pedregosos, extremamente oligotróficos, ácidos, com elevada toxicidade por alumínio (de Carvalho *et al.*, 2014; Le Stradic *et al.*, 2015; Silveira *et al.*, 2016), e a vegetação está sujeita a drásticas flutuações diárias de temperatura, intensa exposição ao vento e pronunciada restrição hídrica sazonal (Silveira *et al.*, 2016).

*Coccoloba cereifera* é um arbusto heliófilo com capacidade de rebrota pós-fogo (Ribeiro e Fernandes, 2000) e que apresenta ramos delgados (Figura 1) desenvolvidos a partir de estruturas subterrâneas (veja, Ribeiro e Fernandes, 1999), podendo atingir 2 metros de altura (Guimarães *et al.*, 2014). Essa espécie possui distribuição geográfica muito restrita, sendo endêmica dos campos rupestres da Serra do Cipó (Santana do Riacho e Jaboticatubas) e da Serra do Caraça (Catas Altas), Minas Gerais, sudeste do Brasil (Melo, 2009), ocupando exclusivamente uma área de apenas 28 km<sup>2</sup> (Guimarães *et al.*, 2014). Entre as prováveis causas da sua distribuição restrita estão a sua baixa tolerância fisiológica, dispersão e competitividade limitada (Silva *et al.*, 2008), especificidade do substrato onde suas populações estão estabelecidas (Ribeiro e Fernandes, 2000), além da hipótese proposta recentemente por Barbo-



**Figura 1.** *Coccoloba cereifera* (Polygonaceae) nos campos rupestres da Serra do Cipó, MG, sudeste do Brasil: (a) rameta não queimada; (b) rameta recém queimada; (c) indivíduo rebrotando na base da rameta queimada, 15 dias após a passagem do fogo. Fotos: L.Z. Galuppo.

**Figure 1.** *Coccoloba cereifera* (Polygonaceae) from rupestrian grasslands of Serra do Cipó, MG, southeastern Brazil: (a) unburned ramet; (b) recently burned ramet; (c) individual plant resprouting at the base of a burned ramet, 15 days after the burning event. Photos by L.Z. Galuppo.

sa *et al.* (2015) de que se trata de uma população relictual em um microrefúgio.

*Coccoloba cereifera* é considerada ameaçada de extinção (Guimarães *et al.*, 2014) em decorrência de sua reduzida área de distribuição associado a diversos fatores antrópicos. Entre as principais ameaças à sobrevivência dessa espécie está o aumento do turismo desordenado propiciado pela pavimentação da rodovia MG-010 que corta a região, além das constantes queimadas associadas à presença de gramíneas africanas invasoras provenientes de fazendas de criação de gado (Viana *et al.*, 2005; Barbosa *et al.*, 2010; Guimarães *et al.*, 2014).

### Coleta e análise dos dados

No mês de outubro de 2014 uma grande área de campo rupestre na Serra do Cipó foi atingida por um intenso incêndio, queimando aproximadamente 25% da área do PARNA Serra do Cipó (Barbosa *et al.*, 2014), atingindo também várias populações de *C. cereifera*. Para avaliar a taxa de rebrotamento de *C. cereifera* após o incêndio, foram selecionadas aleatoriamente 100 rametas destruídas pelo fogo e 100 rametas de áreas não atingidas pelo incêndio (plantas controle). As plantas selecionadas foram georreferenciadas e etiquetadas. Para reduzir o risco de serem avaliadas rametas pertencentes a um mesmo indivíduo (veja, Ribeiro e Fernandes, 1999), foram selecionadas rametas com distância mínima de 5 metros. No presente estudo a rameta individual foi considerada como a unidade amostral.

Após a marcação das rametas, foram realizadas visitas periódicas (14 em 14 dias) para acompanhar o rebrotamento das rametas queimadas (entre os dias 1 de novembro de 2014 e 15 de março de 2015). Após o rebrotamento de todas as rametas queimadas, iniciou-se um acompanhamento mensal de todas rametas marcadas (queimadas e controle). Em cada data de amostragem foi mensurado o comprimento das rametas, o número total de folhas da rameta, e foi anotado o estágio fenológico, de acordo com a presença ou ausência de flor e/ou fruto. A medição do comprimento das rametas foi realizada com fita métrica maleável de forma a encostá-la na parte aérea da rameta, desde sua base no solo até o meristema apical do ramo principal. As folhas foram contadas com o auxílio de um contador manual. Para fins de análise, consideramos apenas os valores medidos entre 15 de janeiro e 15 de outubro (final do monitoramento), período correspondente a nove meses.

Para verificar a taxa de rebrotamento nas rametas queimadas ao longo do tempo, foi calculada a proporção cumulativa de indivíduos rebrotados, em intervalos de tempo de duas semanas. Para avaliar o desempenho de crescimento das rametas pertencentes aos dois grupos (controle e queimadas), calculamos a taxa de crescimento relativo (TCR) das rametas de acordo com Hunt (1982):

$$\text{TCR em comprimento} = (\ln C_2 - \ln C_1) / (t_2 - t_1)$$

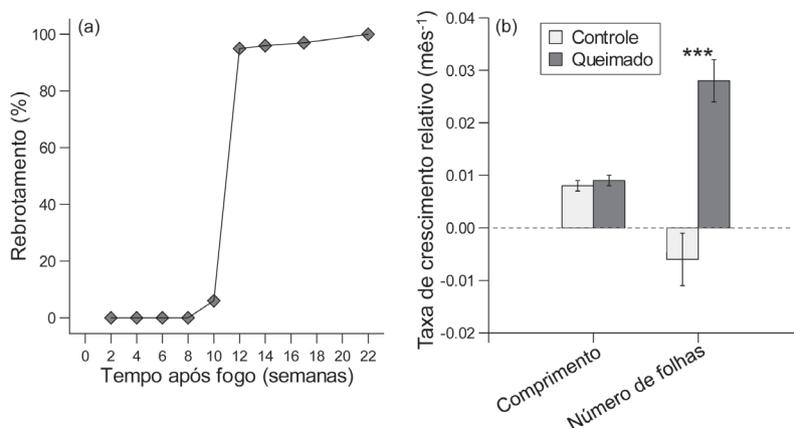
$$\text{TCR em número de folhas} = (\ln F_2 - \ln F_1) / (t_2 - t_1)$$

Onde,  $\ln$  = logaritmo natural,  $C$  = comprimento da rameta;  $F$  = número de folhas;  $t$  = tempo em meses.

A comparação entre a taxa de crescimento relativo das rametas do tratamento controle e queimado foi feita usando o teste *t* (Quinn e Keough, 2002). Para comparar o investimento reprodutivo nas duas populações (controle e queimado) foi utilizado o teste de Qui-quadrado com a frequência absoluta (número de indivíduos) em cada combinação de duas variáveis categóricas, cada uma com dois níveis (Tratamento: controle e queimado; e estado fenológico: vegetativo e reprodutivo), de acordo com Quinn e Keough (2002).

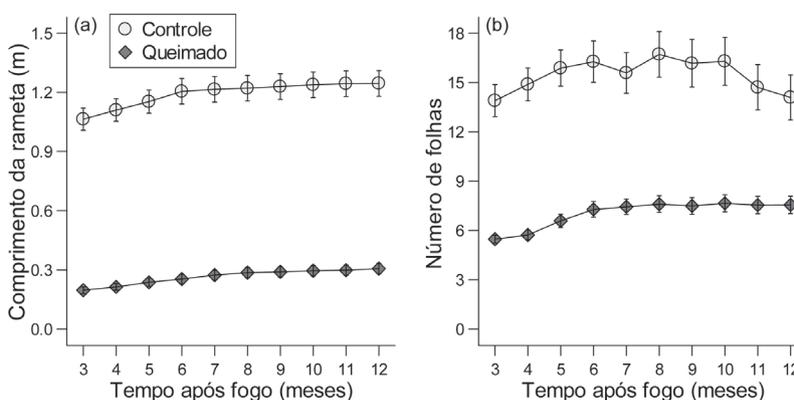
## Resultados

O rebrotamento das rametas queimadas de *C. cereifera* foi intenso, iniciando durante a estação chuvosa, duas semanas após a queimada e atingindo a rebrota de 100% dos indivíduos até a 22ª semana (Figura 2a). Verificou-se rebrotamento rápido e sincronizado de 89% dos indivíduos queimados durante o curto intervalo de duas semanas (entre a 10ª e 12ª semana após o incêndio), no auge da estação chuvosa. A taxa de crescimento relativo (TCR) em com-



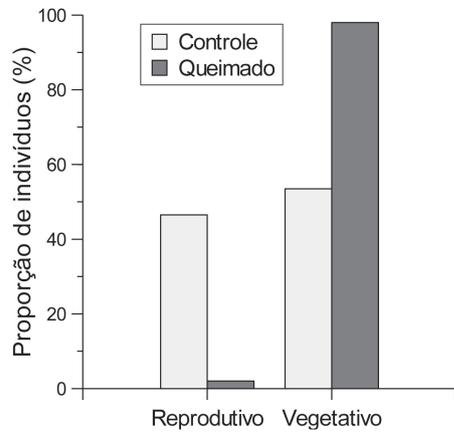
**Figura 2.** Proporção de indivíduos queimados de *Coccoloba cereifera* (Polygonaceae) apresentando rebrotamento ao longo do tempo (a), em áreas de campo rupestre da Serra do Cipó, sudeste do Brasil. Taxa de crescimento relativo (TCR) em comprimento da rameta (m) e número de folhas nas plantas não queimadas (controle; cinza claro) e queimadas (cinza escuro) (b). Valores de TCR referem-se ao intervalo de nove meses. Barras representam a média e a linha vertical, o erro padrão. \*\*\*:  $p < 0,001$ , de acordo com teste *t*.

**Figure 2.** Proportion of burned individuals of *Coccoloba cereifera* (Polygonaceae) resprouting over time (a), in rupestrian grassland areas from Serra do Cipó, southeastern Brazil. Relative growth rate (RGR) in ramet length (m) and number of leaves in unburned (control; light gray) and burned plants (dark gray) (b). RGR values refer to nine months time interval. Bars denote the mean and the vertical line, the standard error. \*\*\*:  $p < 0.001$  according to the *t* test.



**Figura 3.** Comprimento da rameta, em metros, (a) e número de folhas (b) em plantas controle (círculos) e queimadas (losango) ao longo do tempo, em *Coccoloba cereifera* (Polygonaceae) no campo rupestre da Serra do Cipó, MG, sudeste do Brasil. Pontos representam a média e as linhas verticais, o erro padrão.

**Figure 3.** Ramet length, in meters, (a) and number of leaves (b) in control (circles) and burned plants (diamond) over time, in *Coccoloba cereifera* (Polygonaceae) from rupestrian grasslands of Serra do Cipó, southeastern Brazil. Points denote the mean and vertical lines, the standard error.



**Figura 4.** Proporção de indivíduos de *Coccotheca cereifera* (Polygonaceae) apresentando a fenofase reprodutiva e apenas a fenofase vegetativa nas populações controle (não queimada; cinza claro) e queimada (cinza escuro), ao longo dos nove meses de observação (entre 15 de janeiro e 15 de outubro de 2015), na Serra do Cipó, sudeste do Brasil.

**Figure 4.** Proportion of individuals of *Coccotheca cereifera* (Polygonaceae) showing the reproductive phenophase and only the vegetative phase in the control (unburned; light gray) and burned populations (dark gray), over the nine months of observation (between January 15 and October 15, 2015), in Serra do Cipó, south-eastern Brazil.

primento da rameta não apresentou diferença significativa entre os grupos (Figura 2b). Entretanto, a TCR em número de folhas foi significativamente maior no grupo queimado (Figura 2b).

Um ano após o incêndio, as rametas queimadas permaneceram com porte claramente inferior em relação às rametas controle, tanto em relação ao comprimento da rameta, quanto ao número de folhas (Figura 3). Em relação ao investimento em estruturas reprodutivas (flores e/ou frutos), a população de plantas queimadas apresentou um investimento muito baixo em reprodução, em comparação com as plantas controle (Figura 4). Somente em 2% das plantas queimadas foi observada a presença de flor e/ou fruto no período estudado. Por outro lado, as plantas do grupo controle apresentaram uma atividade reprodutiva claramente superior, com 46,5% da população apresentando flor e/ou fruto no período avaliado (Figura 4). O teste de qui-quadrado confirmou essa relação entre o estado fenológico da população e a situação de queima recente ( $\chi^2=53,74$ ;  $p<0,001$ ).

## Discussão

*Coccotheca cereifera* possui uma grande capacidade de rebrota pós-fogo, visto que todos os indivíduos avaliados rebrotaram em até cinco meses após a queima completa da parte aérea das plantas. Estes resulta-

dos corroboram o estudo de Ribeiro e Fernandes (2000) que observaram a morte das partes aéreas de *C. cereifera* após a passagem do fogo, seguido de vigoroso rebrotamento e formação de novas rametas. Essa grande taxa de rebrota pós-fogo é semelhante ao observado por Barbosa *et al.* (2014) nas espécies arbóreas *Dalbergia miscolobium* BENTH. e *Vochysia thyrsoidea* POHL, na mesma localidade desse estudo e também em decorrência do mesmo incêndio avaliado no presente estudo. Tais evidências sugerem que as plantas nativas do campo rupestre são resilientes à passagem do fogo, pelo menos em termos de capacidade de rebrotamento, pois possuem diversas adaptações anatômicas e fisiológicas (Ribeiro e Fernandes, 2000; Miola *et al.*, 2010; Neves e Conceição, 2010; Ribeiro e Figueira, 2011; Veldman *et al.*, 2015). As estruturas responsáveis por essa vigorosa capacidade de rebrotamento pós-fogo são os órgãos subterrâneos que protegem as gemas vegetativas durante a queima da parte aérea, auxiliando o rebrotamento.

O maior crescimento em número de folhas nas rametas queimadas indica que as plantas desse grupo se encontram em fase mais acelerada de crescimento vegetativo, em contraste com o grupo não queimado. Por outro lado, a população dos indivíduos queimados investiu muito pouco em reprodução. Isso evidencia um *trade-off* entre o investimento em estruturas reprodutivas ou em crescimento vegetativo. Em geral, é esperado que durante a fase de crescimento vegetativo as plantas apresentem baixo investimento em estruturas reprodutivas (Bloom *et al.*, 1985; Wenk e Falster, 2015).

Após um ano da passagem do fogo, as plantas de *C. cereifera* queimadas não foram capazes de se recuperar em termos de comprimento da rameta e número de folhas em relação às plantas não queimadas recentemente. Devido ao crescimento intrinsecamente muito lento das espécies nativas de campo rupestre (veja Negreiros *et al.*, 2014), é esperado que uma frequência de incêndios muito elevada represente uma séria ameaça para suas espécies endêmicas, inclusive as com capacidade de rebrotamento pós-fogo. Um ponto crucial relacionado com a frequência de incêndios no campo rupestre é a presença de gramíneas invasoras altamente inflamáveis (e.g. *Melinis minutiflora* P. BEAUV.) que pode também agravar os efeitos negativos em populações de plantas nativas dos campos rupestres (Kolbek e Alves, 2008; Alves e Silva, 2011).

Especificamente nos campos rupestres, deve-se combater os incêndios antrópicos (de frequência anual e provocados no auge da estação seca) e permitir deliberadamente a ocorrência de incêndios naturais (com frequência a cada 3-5 anos e ocasionados por raios no início da estação chuvosa) (Ramos-Neto e Pivello, 2000; Neves *et al.*, 2011). Tal medida propiciaria o retorno do ecossistema a uma dinâmica consistente com a necessidade de conservação da fisionomia campestre (Alves e Silva, 2011; Ribe-

ro e Figueira, 2011). Isso evidencia o grande dilema dos impactos provocados pelo fogo: por um lado, a exclusão completa do fogo coloca em risco a vegetação campestre como um todo, em detrimento das espécies com porte arbóreo (Moreira, 2000; Veldman *et al.*, 2015; Durigan e Ratter, 2016; Honda e Durigan, 2016), por outro lado, um aumento na frequência de incêndios poderá afetar de maneira relevante mesmo as populações de vegetações primariamente campestres (Arkle e Pilliod, 2010; Neves *et al.*, 2011; van Wilgen, 2013; Aximoff *et al.*, 2016; Figueira *et al.*, 2016).

Os resultados obtidos no presente estudo reforçam a importância da manutenção do regime de incêndios mais próximo do natural, uma vez que mesmo as espécies com grande capacidade de rebrotamento pós-fogo podem ter sua estrutura populacional gravemente afetada pela passagem do fogo. A relação do regime de fogo com a estrutura da vegetação deve ser considerada com maior seriedade e cautela em programas de conservação e manejo em ambientes campestres antigos.

## Agradecimentos

Agradecemos a Newton P.U. Barbosa, Cristiani Spadeto e dois revisores anônimos pela revisão crítica nas versões iniciais do manuscrito. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Reserva Natural Vellozia pelo apoio logístico e financeiro.

## Referências

ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, **22**(6):711-728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

ALVES, R.J.V.; SILVA, N.O. 2011. Fogo é sempre um vilão nos Campos Rupestres? *Biodiversidade Brasileira*, **1**:120-127.

ARKLE, R.S.; PILLIOD, D.S. 2010. Prescribed fires as ecological surrogates for wildfires: a stream and riparian perspective. *Forest Ecology and Management*, **259**(5):893-903. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.11.029>

AXIMOFF, I.; NUNES-FREITAS, A.F.; BRAGA, J.M.A. 2016. Regeneração natural pós-fogo nos campos de altitude no Parque Nacional do Itatiaia, sudeste do Brasil. *Oecologia Australis*, **20**(2):62-80. <https://doi.org/10.4257/oeco.2016.2002.05>

BARBOSA, B.C.; CAPPI, V.C.; RIBEIRO, S.P.; FERNANDES, G.W. 2014. Avaliação da capacidade de rebrotamento pós-distúrbio das plantas lenhosas típicas dos Campos Rupestres. *Ecologia Austral*, **24**(3):350-355.

BARBOSA, N.P.U.; FERNANDES, G.W.; CARNEIRO, M.A.A.; JÚNIOR, L.A.C. 2010. Distribution of non-native invasive species and soil properties in proximity to paved roads and unpaved roads in a quartzitic mountainous grassland of southeastern Brazil (Rupestrian Fields). *Biological Invasions*, **12**(11):3745-3755. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9767-y>

BARBOSA, N.P.U.; FERNANDES, G.W.; AZOFEIFA, A.S. 2015. A relict species restricted to a quartzitic mountain in tropical America: an example of microrefugium? *Acta Botanica Brasílica*, **29**(3):299-309. <https://doi.org/10.1590/0102-33062014abb3731>

BIGANZOLI, F.; WIEGAND, T.; BATISTA, W.B. 2009. Fire-mediated interactions between shrubs in a South American temperate savannah. *Oikos*, **118**(9):1383-1395. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17349.x>

BLOOM, A.J.; CHAPIN, F.S. III; MOONEY, H.A. 1985. Resource limitation in plants – an economic analogy. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **16**(1):363-392. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.16.110185.002051>

BOND, W.J.; KEELEY, J.E. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, **20**(7):387-394. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>

BRADSHAW, S.D.; DIXON, K.W.; HOPPER, S.D.; LAMBERS, H.; TURNER, S.H. 2011. Little evidence for fire-adapted plant traits in Mediterranean climate regions. *Trends in Plant Science*, **16**(2):69-76. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2010.10.007>

COWLING, R.M.; PRESSEY R.L. 2001. Rapid plant diversification: planning for an evolutionary future. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **98**(10):5452-5457. <https://doi.org/10.1073/pnas.101093498>

DANTAS, V.; BATALHA, M.A.; PAUSAS, J.G. 2013. Fire drives functional thresholds on the savanna-forest transition. *Ecology*, **94**(11):2454-2463. <https://doi.org/10.1890/12-1629.1>

DE CARVALHO, F.; GODOY, E.L.; LISBOA, F.J.G.; MOREIRA, F.M.S.; SOUZA F.A.; BERBARA, R.L.L.; FERNANDES, G.W. 2014. Relationship between physical and chemical soil attributes and plant species diversity in tropical mountain ecosystems from Brazil. *Journal of Mountain Science*, **11**(4):875-883. <https://doi.org/10.1007/s11629-013-2792-4>

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. 2016. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology*, **53**(1):11-15. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12559>

FERNANDES, G.W.; BARBOSA, N.P.U.; NEGREIROS, D.; PAGLIA, A.P. 2014. Challenges for the conservation of vanishing megadiverse rupestrian grasslands. *Natureza & Conservação*, **12**(2):162-165. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2014.08.003>

FIGUEIRA, J.E.C.; RIBEIRO, K.T.; RIBEIRO, M.C.; JACOBI, C.M.; FRANÇA, H.; NEVES, A.C.O.; CONCEIÇÃO, A.A.; MOURÃO, F.A.; SOUZA, J.M.; MIRANDA, C.A.K. 2016. Fire in rupestrian grasslands: plant response and management. In: G.W. FERNANDES (ed.), *Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil*. New York, Springer, p. 415-448. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5\\_18](https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_18)

GONÇALVES, C.N.; MESQUITA, F.W.; LIMA, N.R.G.; COSLOPE, L.A.; LINTOMEN, B.S. 2011. Recorrência dos incêndios e fitossociologia da vegetação em áreas com diferentes regimes de queima no Parque Nacional da Chapada Diamantina. *Biodiversidade Brasileira*, **1**:161-179.

GUIMARÃES, E.F.; QUEIROZ, G.A.; NEGRÃO, R.; SANTOS FILHO, L.; SERRANO, T. 2014. Polygonaceae. In: G. MARTINELLI; T. MESSINA; L. SANTOS FILHO (orgs.), *Livro vermelho da flora do Brasil: Plantas raras do Cerrado*. Rio de Janeiro, Andrea Jakobsson, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, p. 234-235.

HARDESTY, J.; MYERS, R.; FULKS, W. 2005. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *The George Wright Forum*, **22**(4):78-87.

HONDA, E.A.; DURIGAN, G. 2016. Woody encroachment and its consequences on hydrological processes in the savannah. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **371**(1703):20150313. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0313>

HUNT, R. 1982. *Plant growth curves: The functional approach to plant growth analysis*. London, Edward Arnold, 248 p.

- KOLBEK, J.; ALVES, R.J.V. 2008. Impacts of cattle, fire and wind in rocky savannas, southeastern Brazil. *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica*, **22**(2008):111-130.
- LE STRADIC, S.; BUISSON, E.; FERNANDES, G.W. 2015. Vegetation composition and structure of some neotropical mountain grasslands in Brazil. *Journal of Mountain Science*, **12**(4):864-877. <https://doi.org/10.1007/s11629-013-2866-3>
- MELO, E. 2009. Polygonaceae. In: A.M. GIULIETTI; A. RAPINI; M.J.G. ANDRADE; L.P. QUEIROZ; J.M.C.D. SILVA (eds.), *Plantas raras do Brasil*. Belo Horizonte, Conservação Internacional, Universidade Estadual de Feira de Santana, p. 346-346.
- MIOLA, D.T.B.; CORREIA H.V.L.; FERNANDES, G.W.; NEGREIROS, D. 2010. Efeito do fogo na fenologia de *Syagrus glaucescens* Glaz. ex Becc. (Arecaceae). *Neotropical Biology and Conservation*, **5**(3):146-153. <https://doi.org/10.4013/nbc.2010.53.02>
- MOREIRA, A.G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure. *Journal of Biogeography*, **27**(4):1021-1029. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00422.x>
- NEGREIROS, D.; LE STRADIC, S.; FERNANDES, G.W.; RENNÓ, H.C. 2014. CSR analysis of plant functional types in highly diverse tropical grasslands of harsh environments. *Plant Ecology*, **215**(4):379-388. <https://doi.org/10.1007/s11258-014-0302-6>
- NEVES, A.C.O.; BEDÊ, L.C.; MARTINS, R.P. 2011. Revisão sobre os efeitos do fogo em Eriocaulaceae como subsídio para a sua conservação. *Biodiversidade Brasileira*, **2**:50-66. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062010000300013>
- NEVES, S.P.S.; CONCEIÇÃO, A.A. 2010. Campo rupestre recém-queimado na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: plantas de rebrota e sementes, com espécies endêmicas na rocha. *Acta Botanica Brasilica*, **24**(3):697-707.
- OVERBECK, G.E.; PFADENHAUER J. 2007. Adaptive strategies in burned subtropical grassland in southern Brazil. *Flora*, **202**(1):27-49. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2005.11.004>
- PAUSAS, J.G.; BRADSTOCK, R.A.; KEITH, D.A.; KEELEY, J.E. 2004. Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. *Ecology*, **85**(4):1085-1100. <https://doi.org/10.1890/02-4094>
- PIVELLO, V.R. 2011. The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. *Fire Ecology*, **7**(1):24-39. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0701024>
- QUINN, G.; KEOUGH, M.J. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge, Cambridge University Press, 537 p. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511806384>
- RAMOS-NETO, M.B.; PIVELLO, V.R. 2000. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. *Environmental Management*, **26**(6):675-684. <https://doi.org/10.1007/s002670010124>
- RIBEIRO, K.T.; FERNANDES, G.W. 1999. Geographic distribution of *Coccoloba cereifera* (Polygonaceae), a narrow endemic from Serra do Cipó, Brazil. *Bios*, **7**(7):7-12.
- RIBEIRO, K.T.; FERNANDES, G.W. 2000. Patterns of abundance of a narrow endemic species in a tropical and infertile montane habitat. *Plant Ecology*, **147**(2):205-217. <https://doi.org/10.1023/A:1009883300536>
- RIBEIRO, M.C.; FIGUEIRA, J.E.C. 2011. Uma abordagem histórica do fogo no Parque Nacional da Serra do Cipó, Minas Gerais-Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, **1**:212-227.
- SHLISKY, A.; MEYER, R.; WAUGH, J.; BLANKENSHIP, K. 2008. Fire, nature, and humans: global challenges for conservation. *Fire Management Today*, **68**(4):36-42.
- SILVA, C.A.; OLIVA, M.A.; VIEIRA, M.S.; FERNANDES, G.W. 2008. Trioecy in *Coccoloba cereifera* Schwacke (Polygonaceae), a narrow endemic and threatened tropical species. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **51**(5):1003-1010. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132008000500017>
- SILVEIRA, F.A.O.; NEGREIROS, D.; BARBOSA, N.P.U.; BUISSON, E.; CARMO, F.F.; CARSTENSEN, D.W.; CONCEIÇÃO, A.A.; CORNELISSEN, T.G.; ECHTERNACHT, L.; FERNANDES, G.W.; GARCIA, Q.S.; GUERRA, T.J.; JACOBI, C.M.; LEMOS-FILHO, J.P.; LE STRADIC, S.; MORELLATO, L.P.C.; NEVES, F.S.; OLIVEIRA, R.S.; SCHAEFER, C.E.; VIANA, P.L.; LAMBERS, H. 2016. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered Campo Rupestre: a neglected conservation priority. *Plant and Soil*, **403**(1-2):129-152. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2637-8>
- SIMON, M.F.; GREYER, R.; 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 of the United States of America*, **106**(48):20359-20364. <https://doi.org/10.1073/pnas.0903410106>
- VAN WILGEN, B.W. 2013. Fire management in species-rich cape fynbos shrublands. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **11**(s1):35-44. <https://doi.org/10.1890/120137>
- VELDMAN, J.W.; BUISSON, E.; FERNANDES, G.W.; DURIGAN, G.; LE STRADIC, S.; MAHY, G.; NEGREIROS, D.; OVERBECK, G.E.; VELDMAN, R.G.; ZALOU MIS, N.P.; PUTZ, F.E.; BOND, W.J. 2015. Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **13**(10):154-162. <https://doi.org/10.1890/140270>
- VIANA, L.R.; FERNANDES, G.W.; SILVA, C.A. 2005. Ecological road threatens endemic Brazilian plant with extinction. *Plant Talk*, **41**(15):15.
- WENK, E.H.; FALSTER, D.S. 2015. Quantifying and understanding reproductive allocation schedules in plants. *Ecology and Evolution*, **5**(23):5521-5538. <https://doi.org/10.1002/ece3.1802>

Submitted on September 27, 2016

Accepted on April 10, 2017