

GIOVANA RODRIGUES DA LUZ

**ECOLOGIA DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO DE CAMPOS
RUPESTRES: EFEITO DA ALTITUDE, DO SOLO, DO CLIMA E DO FOGO**

Belo Horizonte

2018

Universidade Federal de Minas Gerais

Instituto de Ciências Biológicas

Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

**ECOLOGIA DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO DE CAMPOS
RUPESTRES: EFEITO DA ALTITUDE, DO SOLO, DO CLIMA E DO FOGO**

Giovana Rodrigues da Luz

Tese de Doutorado apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito para obtenção do título de Doutora em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

Orientador: Prof. Dr. G. Wilson Fernandes

Co-orientadora: Profa. Yule. R. Ferreira Nunes

Belo Horizonte

2018

Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

**ECOLOGIA DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO DE CAMPOS
RUPESTRES: EFEITO DA ALTITUDE, DO SOLO, DO CLIMA E DO FOGO**

Giovana Rodrigues da Luz

Tese de Doutorado apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito para obtenção do título de Doutora em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

Orientador: Prof. Dr. G. Wilson Fernandes

Co-orientadora: Profa. Yule. R. Ferreira Nunes

Aprovada em 27 de Abril de 2018.

Prof. Dr. Alberto Lopes Teixeira (UFMG)

Profa. Dra. Islaine Franciely P. de Azevedo (Unimontes)

Profa. Dra Gislene Carvalho de Castro (UFSJ)

Profa. Dra Yumi Oki (UFMG)

Belo Horizonte

2018

TESE DE DOUTORADO

**ECOLOGIA DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO DE CAMPOS
RUPESTRES: EFEITO DA ALTITUDE, DO SOLO, DO CLIMA E DO FOGO**

Giovana Rodrigues da Luz

Apoio Institucional:



Apoio Financeiro:



Dedico esta tese integralmente aos meus pais, Cido e Zileide.

“Sem sonhos, a vida não tem brilho

Sem metas, os sonhos não têm alicerces

Sem prioridades, os sonhos não se tornam reais”

Augusto Cury

Agradecimentos

Ao meu orientador, prof. Geraldo Wilson Fernandes, pela compreensão da minha ausência em alguns momentos, e pela orientação e incentivo.

A minha co-orientadora, profa Yule Roberta (Unimontes), por ser além de uma orientadora e incentivadora deste trabalho, uma grande amiga, que me deu todo o apoio que eu precisava para finalizar esta etapa.

A banca examinadora (profs Gislene Castro, Islaine Azevedo, Alberto Teixeira, Yumi Oki, Thaíse Bahia e Fernando Silveira), por aceitar o convite e pelas contribuições, que tenho certeza que irão enriquecer o trabalho.

A Capes pela concessão da bolsa de estudos.

Ao CNPq e a FAPEMIG, pelo suporte financeiro nas diversas etapas do trabalho.

Ao projeto Peld pelo apoio e por me apresentar os campos rupestres.

Ao ICMBio, Parque Nacional da Serra do Cipó, Reserva Velozia, Pousada Serra Morena, Pousada Pouso do Elefante, empresa textil Cedro, Unimontes e UFMG pela apoio logístico e suporte durante a realização das coletas em campo.

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre (UFMG) pelo apoio prestado, principalmente aos secretários Frederico e Cristina pela atenção dedicada, e aos professores por todo o conhecimento compartilhado. Também agradeço ao apoio financeiro recebido para participar do Congresso de Ecologia Mexicano.

Aos professores Regina Célia Oliveira (Universidade de Brasília), Santos D'Angelo Neto (Unimontes), Daniel Negreiros (UNA) e a Soizig Le Stradic (UNESP-Rio Claro) pela identificação das espécies.

A Letícia Sena (UFMG), Betânia e Odirley (Unimontes) e Natália (Unesp) pelo suporte para identificação das espécies.

Aos colegas do LEEB (UFMG), pela convivência durante esse período e apoio em alguma etapa desta pesquisa, em especial, a Thaíse, Etienne, Cristiani Spadeto, Hernani, Irene, Bárbara Nunes, Lucas e Yumi.

Aos colegas (estagiários e ex estagiários) do LEVE (Unimontes), pela convivência e apoio na coleta de dados e montagem do experimento em casa de vegetação, especialmente a Raissa, Cristina, Sarah e Matheus, que me ajudaram diretamente nessa pesquisa.

A professora Dora (Unimontes) e as estagiárias do Herbário Montes Claros Minas Gerais (MCMG), Meire e Pérola, por toda ajuda necessária ao tombo das exsiccatas.

A Graciene, Cristiani, Gláucia, Nayara, Daniel, Neto, Sarah e Raissa pela co-autoria nos artigos e pelas discussões levantadas que foram tão importantes para elaboração dos artigos.

A Carol (Unimontes) e Marcelo (UFV) pela confecção dos mapas das áreas de estudo.

A Irene e Cassiano pelo auxílio na tradução para o inglês.

As amigas Elizângela (Lisinha) e Thaíse e a família Durães (tia Vera, padrinho Uemerson, Kaio e Hully) por me receberem tão bem durante a estadia em BH para cursar as disciplinas.

As amigas Gisele, Graciene, Nayara, Josy, Adriana, Antonielle, Betânia, Rúbia, Flavinha, Raíssa e Cristina pela amizade e incentivo constantes nesta jornada.

A minha família (tios, primos, avós) e a família do meu esposo, principalmente minha sogra Inês e minha cunhada Sheila, pelo apoio, principalmente, nesta última etapa.

Ao meu esposo Pierre, pela compreensão das minhas ausências e pelo incentivo constante.

Aos meus pais, Cido e Zileide, que lançaram sementes de sonhos e esperança em minha vida e não mediram esforços para possibilitar que estas germinassem.

A minha filha Maitê, que embora exigiu muita atenção e cuidado da minha parte, ao nascer nesta etapa final de elaboração da tese, trouxe-me mais alegria e vontade de superação para finalizar esta etapa.

A Deus pela vida e pela oportunidade de estudar.

A todos que de alguma forma contribuíram para a finalização desta etapa, muito obrigada!

SUMÁRIO	pág.
Lista de Tabelas	10
Lista de Figuras	13
Lista de Apêndices.....	16
Apresentação.....	18
Referências Bibliográficas	21
CAPÍTULO I: Regenerative potential of the soil seed bank along an elevation gradient of rupestrian grassland in Southeastern Brazil	25
Abstract.....	26
Résumé.	27
Introduction	28
Materials and methods	31
Results	36
Discussion	41
References	49
CAPÍTULO II: Variações espaço-temporais do banco de sementes do solo de campo rupestre ao longo de um gradiente altitudinal	80
Abstract	81
Introdução	82
Material e Métodos	86
Resultados	93
Discussão	96
Conclusão	103

Referências Bibliográficas	105
CAPÍTULO III: Impacto do fogo no banco de sementes do solo em campo rupestre quartzítico ao longo de um gradiente altitudinal no Sudeste do Brasil.....	136
Abstract	137
Resumo	138.
Introdução	139
Material e Métodos	142
Resultados	146
Discussão	148
Conclusão	153
Literatura citada.....	155
Conclusão Geral	177

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

1. Results of Generalized Linear Models for abundance and richness of the seed bank along an elevation gradient in Serra do Cipó, Minas Gerais, Brazil. Values are degrees of freedom and AICc parameters. One-segmented is the model with one breakpoint.....62
2. Analysis of Variance with Generalized Linear Models and q-statistic values of edaphic variables at the seven elevations studied in Serra do Cipó, Minas Gerais, Brazil. All variables were significant at $p < 0.01$. Abbreviations for edaphic variable are in the text.....63
3. Analysis of the results of the canonical correspondence analysis (CCA) of the abundance of 149 seed bank species sampled in 91 plots among seven elevations of rupestrian grasslands in Serra do Cipó, Brazil. The values represent the internal correlations (*intraset*) between the soil characteristics and the first two ordering axes, and the matrix of weighted correlations between potential soil acidity (H + Al), effective cation exchange capacity (t), base saturation (V), organic matter (OM), proportions of fine sand (FS), and clay.....64

CAPÍTULO II

1. Localização das áreas de estudo na Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil, e suas principais características, em diferentes altitudes (modificado de Mota et al. 2016).....118

2. Modelo ambiental com todos os preditores ambientais (climáticos e edáficos) que tiveram efeito sobre a composição do banco de sementes estudado.....119
3. Informações das RDA's analisadas para verificar o efeito das variáveis ambientais geral (somando-se as quatro coletas) e em cada estação climática, seca (duas coletas) e chuvosa (duas coletas) sobre o banco de sementes....120
4. Variáveis que melhor explicam a composição do banco de sementes do solo da Serra do Cipó, Brasil, durante o períodos chuvoso e seco.....121

CAPÍTULO III

1. Localização das áreas de estudo na Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil, e suas principais características, em diferentes altitudes (modificado de Mota et al. 2016).....165
2. Espécies com resultados significativos na análise de espécie indicadora (ISA) realizada com base na listagem de espécies que ocorreram após a passagem do fogo no banco de sementes. VIO = valor indicador observado; VIE = valor indicador esperado; s = desvio padrão; p = significância, $p < 0,01$; $p < 0,05$166
3. ANOVA dos modelos mínimos de efeitos lineares mistos (LME) mostrando o efeito da época de coleta, dos estratos avaliados, da altitude e suas interações sobre a riqueza de espécies e abundancia de sementes germinadas do banco de sementes de campo rupestre da Serra do Cipó, Brasil. Diferença significativa para valores de $p < 0,05$167
4. ANOVA dos modelos mínimos de efeitos lineares mistos (LME) mostrando o efeito dos tratamentos (coleta e hábito de vida) nas variáveis de resposta, riqueza

de espécies e abundância de sementes do banco de sementes da Serra do Cipó,
Brasil. Diferença significativa para valores de $p < 0,05$168

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

1. Geographic location of Serra do Cipó showing the Serra do Espinhaço in Minas Gerais, and indicating the sampling sites (800 – 1400 m).....65
2. Species richness (a) and abundance (b) of germinated seeds along an elevation gradient in Serra do Cipó, Brazil, with a breakpoint at 1200 m.....66
3. Species richness (a) and abundance (b) of germinated seeds along an altitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. Values are means \pm SD (n = 13). Different letters indicate significant differences ($p \leq 0.05$) between means.....67
4. Additive diversity partitioning for the seed bank of an elevation gradient in Serra do Cipó, Brazil. The component α represents the percent of the number of germinated species per plot; β_1 represents β diversity due to the percent of species among plots; β_2 represents the percent of species among different areas. Observed values were compared statistically with expected values (* means $p < 0.001$).....68
5. Diagram of nonparametric multidimensional scaling (nMDS) of the species of the seed bank at seven elevations (800 m – 1400 m) in the rupestrian grasslands of Serra do Cipó, Brazil.....69
6. Canonical correspondence analyses (CCA): plot ordination diagrams (A) and seed bank species (B) based on the distribution of the number of individuals of 30 species with 10 or more individuals in 91 plots among seven elevations in rupestrian grasslands in Serra do Cipó, Brazil, and its correlation with soil variables: OM, t, V, H + Al, FS and clay.....70

CAPÍTULO II

1. Localização dos sete sítios de coleta ao longo do gradiente altitudinal (800 – 1400 m) na Serra do Cipó, em Minas Gerais, Brasil.....122
2. Representação da RDA, com os preditores edáficos e climáticos que influenciaram o banco de sementes da Serra do Cipó. Embora tenha apresentado quatro eixos significativos, para facilitar a visualização, são apresentados os dois primeiros eixos, correspondentes a 11,17% (não é valor ajustado) da explicação da variância.....123
3. Diagrama de Venn para representar a RDA particionada, mostrando a contribuição (%) do solo, do clima e da altitude.....124
4. Riqueza de espécies e abundancia de indivíduos emergidos no banco de sementes de campo rupestre, coletado na Serra do Cipó, Brasil.....125
5. Representação gráfica da RDA com espécies do banco de sementes do solo e seus principais preditores ambientais nas estações chuvosa e seca.....126
6. Riqueza e abundância de espécies dos diferentes hábitos emergidas no banco de sementes de campo rupestre na Serra do Cipó, Brasil.....127
7. Riqueza e abundância de espécies dos diferentes hábitos emergidas nas estações seca e chuvosa no banco de sementes de campo rupestre na Serra do Cipó, Brasil.....128
8. Riqueza e abundância de espécies com diferentes síndromes de dispersão emergidas no banco de sementes de campo rupestre na Serra do Cipó, Brasil.....129
9. Abundância de espécies das diferentes síndromes de dispersão emergidas, nas estações seca e chuvosa, no banco de sementes de campo rupestre na Serra do Cipó, Brasil.....130

CAPÍTULO III

1. Localização das quatro áreas de estudo de diferentes cotas altitudinais (RC – 800 m, CE – 1100 m, PE – 1200 m e AP – 1400 m), na Serra do Cipó, em Minas Gerais, Brasil.....169
2. Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) das espécies amostradas no banco de sementes em quatro áreas de diferentes altitudes (800, 100, 1200 e 1400 m), antes (1) e após (2) o fogo, em campos rupestres da Serra do Cipó, Brasil.....170
3. Riqueza de espécies (A) e abundância de sementes (B) germinadas nos bancos de sementes de solo e serapilheira coletados em quatro áreas de diferentes altitudes antes e após a passagem do fogo na Serra do Cipó, Brasil. Valores são médias \pm DP (n = 13). Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p \leq 0.05$) entre as médias.....171
4. Riqueza de espécies (A) e abundância de sementes (B) germinadas dos diferentes hábitos (arbustivo, graminoide, herbáceo e liana) ocorrentes nos bancos de sementes de solo coletados antes e após a passagem do fogo na Serra do Cipó, Brasil. Valores são médias \pm DP (n = 13). Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p \leq 0.05$) entre as médias.....172

LISTA DE APÊNDICES

CAPÍTULO I

1. Location of study area in Serra do Cipó, Minas Gerais, Brazil, and characteristics of sampling areas at different elevations (modified from Mota et al. 2016).....71
2. Germinated species, their respective families, voucher and occurrence in each area in the evaluated elevation gradient (800 - 1400 m) in Serra do Cipó, Southeastern Brazil.....72
3. Geographic distance between each two areas of the studied elevation gradient (800-1400 m) in the Serra do Cipó, MG, Brazil.....76
4. Best models (with $\Delta AICc < 2.00$) of the effect of edaphic variables on richness and abundance of the seed bank at each area along an elevation gradient of rupestrian grasslands in Serra do Cipó, Brazil. Environmental variables: potential soil acidity (H + Al), effective cation exchange capacity (t), base saturation (V), organic matter (OM), proportions of fine sand (FS), and clay...77

CAPÍTULO II

1. Espécies e suas respectivas famílias que germinaram nos bancos de sementes coletados nas estações secas (Se) e chuvosas (Ch) em sete sítios amostrais (800, 900, 1000, 1100, 1200, 1300 e 1400 m) na Serra do Cipó, Sudeste do Brasil. Hábito (H): A - arbusto ou subarbusto; G: graminoide; H – herbáceo; L – liana. Síndrome de dispersão (SD): Ane – anemocórica; Aut – autocórica; Zoo – zoocórica.....131

CAPÍTULO III

1. Espécies e suas respectivas famílias que emergiram nos bancos de sementes antes e após a passagem do fogo em quatro áreas de estudo (800, 1100, 1200 e 1400 m) na Serra do Cipó, Sudeste do Brasil. Hábito (H): A - arbusto ou subarbusto; G: graminoide; H – herbáceo; L – liana. Estrato: SO – solo; SE – serapilheira.....173

APRESENTAÇÃO

O banco de sementes é um sistema dinâmico, com a entrada de sementes através da chuva de sementes e dispersão (Caldato et al. 2006) e a saída de sementes através da germinação ou morte das mesmas (Almeida-Cortez 2004). A abundância e a composição florística do banco de sementes variam com a produtividade dos ecossistemas localizados em diferentes altitudes e climas, influenciando os ciclos fenológicos das espécies (Williams-Linera 1993). A importância de conhecer a dinâmica espacial e sazonal do banco de sementes explica-se por envolver os processos adaptativos das espécies em resposta aos fatores ambientais e pela influência que estas alterações podem ter no direcionamento da regeneração em diferentes áreas e épocas do ano. Isto pode afetar a densidade de indivíduos e composição das espécies envolvidas no processo, além de servir de base ao manejo e a conservação de espécies de relevantes interesses ecológicos (Leal Filho et al. 2013).

A altitude está correlacionada com uma grande variedade de recursos reguladores do estabelecimento das plantas, incluindo precipitação, variações climáticas e características do solo (Fritzsons et al. 2008). Há vários trabalhos que abordam o banco de sementes ao longo de um gradiente altitudinal (Cummins et al. 2002; Funes et al. 2003; Oke & Okunola 2008; Li et al. 2011; Lippok et al. 2013), mas não há consenso ainda da existência de um padrão de aumento ou diminuição da riqueza com a altitude (veja Thompson 1985; Oke & Okunola 2008; Li et al. 2011; Lippok et al. 2013). Apesar da vegetação estabelecida numa área ter um padrão altitudinal estabelecido (e.g. Mota et al. 2018), não significa que o banco de sementes do solo siga o mesmo padrão (e.g. Luz et al. 2018), visto que ele é formado por sementes das espécies da área, mas também de espécies provenientes de regiões adjacentes, que chegam a área através da dispersão, e de sementes que estão dormentes há muito tempo no banco (Almeida-Cortez 2004).

Portanto, estudos para compreender como o banco de sementes se comporta ao longo de gradientes altitudinais são necessários.

Os campos rupestres são um tipo fisionômico de vegetação de altitude pertencente ao bioma do Cerrado, que localiza-se, em geral, acima de 900 m de altitude e abriga uma grande diversidade de espécies animais e vegetais. A flora apresenta-se como a mais rica em espécies e com uma das maiores taxas de endemismo do Brasil, com algumas famílias chegando a 80 ou 90% de endemismo (Rapini et al. 2008, Silveira et al. 2016). Embora os campos rupestres da Cadeia do Espinhaço, particularmente da Serra do Cipó, sejam relativamente bem estudados (e.g. Conceição et al. 2016; Conceição & Pirani 2016; Fernandes et al. 2016; Figueira et al. 2016; Rocha et al. 2016; Coelho et al. 2016; Mota et al., 2016), estudos sobre o banco de sementes do solo são raros (Medina & Fernandes, 2007; Luz et al. 2018). Apesar da sua extrema importância, esta fisionomia vem sendo degradada, sendo a forma de degradação mais comum a ocorrência de queimadas, particularmente na época seca do ano, que coincide com o investimento em floração de varias espécies (Ribeiro & Figueira 2011; Figueira et al. 2016). Apesar do papel da alta frequência de fogo como ameaça à biodiversidade nos campos rupestres (Drummond et al. 2005, Ribeiro et al. 2006), poucos estudos têm abordado esse tema (veja Miranda 2002; Barbosa et al. 2004; França & Ribeiro 2008; Figueira et al. 2016). Isto reflete uma fragilidade no conhecimento dos efeitos desse distúrbio no campo rupestre (Ribeiro & Figueira 2011), particularmente estudos que envolvem o fogo sobre o banco de sementes, que são ainda inexistentes nesta formação vegetal.

Esta tese aborda o tema do efeito da altitude, de fatores edáficos, climáticos e um distúrbio sobre o banco de sementes do solo em três capítulos: o primeiro capítulo aborda o potencial regenerativo do banco de sementes do solo ao longo de um gradiente

altitudinal em campos rupestres na Serra do Cipó, assim como a influência do solo e a diversidade regional ao longo do gradiente. O segundo capítulo, aborda a influência de fatores edáficos e climáticos na composição do banco de sementes, bem como se os fatores climáticos que influenciam o banco e as síndromes de dispersão e hábitos das espécies, se alteram em cada estação climática. Por fim, o terceiro capítulo tem como objetivo verificar se a composição, riqueza e abundância de espécies do banco de sementes alteram-se, comparando-se dados coletados antes e após a passagem do fogo em quatro áreas de campo rupestre na Serra do Cipó. Nesse sentido, o objetivo geral foi avaliar se a composição, riqueza e abundância do banco de sementes de campo rupestre da Serra do Cipó (Minas Gerais) variam em função de um gradiente altitudinal, de fatores edáfico-climáticos e da ação do fogo.

Referências

- Almeida-Cortez, J.S. 2004. Dispersão e banco de sementes. In: Ferreira, A.G. & Borghetti, F. (eds.) *Germinação: do básico ao aplicado*. pp. 225-235. Saraiva, Recife.
- Barbosa, B.C., Cappi, V.S., Ribeiro, S.P. & Fernandes, G.W. 2004. Avaliação da capacidade de rebrotamento pós-distúrbio das plantas lenhosas típicas dos campos rupestres. *Ecologia Austral* 24: 350-355.
- Caldato, S.L., Floss, P.A., Croce, D.M. & Longhi, S.J. 2006. Estudo da regeneração natural, banco de sementes e chuva de sementes na Reserva Genética Florestal de Caçador, SC. *Ciência Florestal* 6: 27-38.
- Coelho, M.S.; Fernandes, G.W.; Pacheco, P.; Diniz, V.; Meireles, A.; Santos, R.M.; Carvalho, F.A.; Negreiros, D. 2016. Archipelago of montane forests surrounded by rupstrian grasslands: new insights and perspectives. In: G.W. Fernandes (ed.) *Ecology and conservation of mountain-top grasslands in Brazil*. pp. 129-156. Springer International, Cham.
- Conceição, A.A., Rapini, A., Carmo, F.F., Brito, J.C., Silva, G.A., Neves, S.P.S. & Jacobi, C.M. 2016. Rupestrian grassland vegetation, diversity and origin. In: Fernandes, G. W. (ed.) *Ecology and conservation of mountain-top grasslands in Brazil*, pp. 105-128. Springer International, Cham.
- Conceição, A.A. & Pirani, J.R. 2016. Succession on the Rocky Outcrop Vegetation: a Rupestrian Grassland Scheme. In: Fernandes, G. W. (ed.) *Ecology and conservation of mountain-top grasslands in Brazil*, pp. 181-206. Springer International, Cham.

- Cummins, R.P., & Miller, G.R. 2002. Altitudinal gradients in seed dynamics of *Calluna vulgaris* in eastern Scotland. *Journal Vegetation Science* 13: 859-866.
- Drummond, G. M., Martins, C. S., Machado, A.B. M., Sebaio, F.A. & Antonini, Y. 2005. *Biodiversidade em Minas Gerais: Um Atlas para sua Conservação*. 2ª. ed. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, Brasil.
- Fernandes, G.W., Almeida, H.A., Nunes, C.A., Xavier, J.H.A., Coob, N.S., Carneiro, M.A.A., ... & Beirão, M.V. 2016. Cerrado to rupestrian grasslands: patterns of species distribution and the forces shaping them along an altitudinal gradient. In: Fernandes, G. W. (ed.) *Ecology and conservation of mountain-top grasslands in Brazil*, pp. 345-371. Springer International, Cham.
- Figueira, J.E.C., Ribeiro, K.T., Ribeiro, M.C., Jacobi, C.M., França, H., Neves, A.C.O. ... & Miranda, A.K. 2016. Fire in rupestrian grasslands: plant response and management. . In: Fernandes, G. W. (ed.) *Ecology and conservation of mountain-top grasslands in Brazil*, pp. 415-448. Springer International, Cham.
- França, H.E.K. & Ribeiro, T. 2008. Mapeamento de queimadas no Parque Nacional da Serra do Cipó e na Área de Proteção Ambiental Morro da Pedreira, MG: 1984-2007. *Relatório Técnico do Ministério do Meio Ambiente*. ICMBio, Brasília, Brasil.
- Fritzsons, E., Mantovani, L.E. & Aguiar A.V. 2008. Relação entre altitude e temperatura: uma contribuição ao zoneamento climático no Estado do Paraná. *Revista de Estudos Ambientais* 10: 49-64.
- Funes, G., Basconcelo, S., Díaz, S. & Cabido, M. 2003. Seed bank dynamics in tall-tussock grasslands along an altitudinal gradient. *Journal Vegetation Science* 14: 253-258.

- Leal Filho, N., Sena, J.S. & Santos, G.R. 2013. Variações espaço-temporais no estoque de sementes do solo na floresta amazônica. *Acta Amazonica* 43: 305 – 314.
- Li, Q., Fang, H. & Cai, Q. 2011. Persistent soil seed banks along altitudinal gradients in the Qilian Mountains in China and their significance for conservation management. *African Journal of Agricultural Research* 6: 2329-2340.
- Lippok, D., Walter, F., Hensen, I., Beck, S., & Schleuning, M. 2013. Effects of disturbance and altitude on soil seed banks of tropical montane forests. *Journal of Tropical Ecology* 29: 523–529.
- Luz, G.R., Mota, G.S., Spadeto, C., Tolentino, G.S., Fernandes, G. & Nunes, Y.R.F. Regenerative potential of the soil seed bank along an elevation gradient of rupestrian grassland in Southeastern Brazil. *Botany* 96: 281-298.
- Medina, B.M.O. & Fernandes, G.W. 2007. The potential of natural regeneration of rocky outcrop vegetation on rupestrian fields soils in “Serra do Cipó”, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 30: 665-678.
- Miranda, C.A.K. 2002. *Paepalanthus polyanthus (Bong.) Kunth (Eriocaulaceae) como bioindicadora de biomassa vegetal aérea nos campos rupestres da Serra do Cipó*. Dissertação. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais.
- Mota, N.M., Rezende, V.L., Mota, G.S., Fernandes, G.W. & Nunes, Y.R.F. 2016. Forces driving the regeneration component of a rupestrian grassland complex along an altitudinal gradient. *Brazilian Journal of Botany* 39: 845–860.
- Mota, G.S., Luz, G. R., Mota, N.M., Coutinho, E.S., Veloso, M.D.M., Fernandes, G.W., & Nunes, Y.R.F. 2018. Changes in species composition, vegetation structure, and life forms along an altitudinal gradient of rupestrian grasslands in Southeastern Brazil. *Flora* 238: 32-42.

- Oke, S.O. & Okunola, K.A. 2008. Seed bank dynamics in altitudinal gradient on an inselberg in a Nigerian secondary forest. *Research Journal of Environmental Sciences* 2: 81-90.
- Rapini, A., Ribeiro, P.L., Lambert, S. & Pirani, J.R., 2008. A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade* 4: 16-24.
- 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: 212-227p.
- Ribeiro, K.T., Madeira, J.A., Collet, H.D., Nascimento, J.S. & Braga, J.C. 2006. Conquistas e desafios na prevenção e combate a incêndios em vegetações abertas no interior e entorno do Parque Nacional da Serra do Cipó, sudeste do Brasil. 2ª Congresso para la Prevención y Combate a Incêndios Florestales y Pastizales del Mercosur, Mendoza, Argentina.
- Rocha, N.M.W.B., Carstensen, D.W., Fernandes, G.W., Le Stradic, S., Buisson, E., Morellato, P.C., 2016. Phenology patterns across a rupestrian grassland altitudinal gradient. In: Fernandes, G. W. (ed.) *Ecology and conservation of mountain-top grasslands in Brazil*, pp. 225-286. Springer International, Cham.
- Silveira, F.A.O., Negreiros, D., Barbosa, N.P.U., Buisson, E., Carmo, F.F., Carstensen, D.W. ... & Lambers, H. 2016. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant Soil* 403: 129-152.
- Thompson, K. 1985. Buried seed banks as indicators of seed output along an altitudinal gradient. *Journal of Biological Education* 19: 137-140.
- Williams Linera, G. 1993. Soil seed banks in four lower montane forest of Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 9: 321-337.

CAPÍTULO 1

Regenerative potential of the soil seed bank along an elevation gradient of rupestrian grassland in Southeastern Brazil

Giovana Rodrigues da Luz¹, Graciene da Silva Mota², Cristiani Spadeto¹, Gláucia Soares Tolentino³, G. Wilson Fernandes¹ and Yule Roberta Ferreira Nunes³

¹Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre,
Universidade Federal de Minas Gerais, Av. Presidente Antônio Carlos 6627, 31270-910
Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil

(giovanaluz@gmail.com, cristianispadeto@gmail.com, gw.fernandes@gmail.com)

²Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Lavras, Campus
Universitário, Caixa Postal 3037, 37200-000, Lavras, Minas Gerais, Brazil
(gracibiounimontes@yahoo.com.br)

³Laboratório de Ecologia Vegetal, Departamento de Biologia Geral, Universidade
Estadual de Montes Claros, Campus Universitário Prof. Darcy Ribeiro, Caixa Postal
126, 39401-089, Montes Claros, Minas Gerais, Brazil
(glauca.tolentino@gmail.com, yule.rfnunes@gmail.com)

*Author for Correspondence

Dr. Yule R. F. Nunes

Universidade Estadual de Montes Claros, Laboratório de Ecologia Vegetal

Montes Claros, Minas Gerais, Brazil

39401-089

yule.rfnunes@gmail.com

Artigo publicado no periódico Botany 96: 281-298 (2018)

Abstract: The objective of this study was to determine the species richness and abundance of the seed bank and the influence of soil attributes along an elevation gradient (800–1400m a.s.l.). We examined the floristic similarity among areas and determined the regional diversity along this gradient in Serra do Cipo (Minas Gerais, Brazil). A total of 1975 individuals from 149 species were germinated. Richness and abundance were not linearly related to elevation, and exhibited a threshold at 1200 m. The low degree of similarity among the areas reflects environmental heterogeneity, resulting from a rich mosaic of habitats, distinguished by the substrate configuration, continuity of vegetation, floristic composition, and proportion of exposed rock. The diversity between plots of different areas (β) contributed to regional diversity, and species turnover was the most important factor. The physical variables and base saturation, which had high spatial heterogeneity, may be the most important factors with which to determine species turnover and β diversity. The studied seed bank is strongly influenced by edaphic variables, with a gradient of increasing acidity and proportion of fine sand, and decreasing proportion of clay and organic matter, with elevation. In addition, species richness was influenced by cation exchange capacity, organic matter, and clay; and abundance was influenced by cation exchange capacity, H + Al, organic matter, and base saturation.

Key words: elevation, beta-diversity, floristic similarity, natural regeneration, edaphic variables.

Résumé: L'objectif de cette étude était de déterminer la richesse et l'abondance en espèces d'une banque de semences et l'influence des attributs du sol le long d'un gradient d'élévation (800–1400 m a.s.l.). Les auteurs ont examiné la similarité floristique entre les régions et déterminé la diversité régionale le long de ce gradient dans la Sierra do Cipo (Minas Gerais, Brésil). Un total de 1975 individus appartenant à 149 espèces a été conduit jusqu'à la germination. La richesse et l'abondance en espèces n'étaient pas reliées de façon linéaire à l'élévation et elles atteignaient un seuil à 1200 m. Le faible degré de similarité entre les régions reflète l'hétérogénéité environnementale résultant d'une riche mosaïque d'habitats qui se distinguent par la configuration du substrat, la continuité de la végétation, la composition floristique et la proportion de roche exposée. La diversité entre les lots de différentes régions (β) contribuait à la diversité régionale, et le renouvellement des espèces en constituait le facteur le plus important. Les variables physiques et la saturation basique, qui présentaient une hétérogénéité spatiale élevée, pourraient être les facteurs les plus importants qui déterminent le renouvellement des espèces et la diversité β . La banque de semis étudiée est fortement influencée par les variables édaphiques, le gradient d'acidité et la proportion de sable fin étant croissantes et la proportion d'argile et la matière organique, décroissantes, en fonction de l'élévation. Par ailleurs, la richesse en espèces était influencée par la capacité d'échange cationique, la matière organique et l'argile, et l'abondance, par la capacité d'échange cationique, H + Al, la matière organique et la saturation basique.

Mots-clés: élévation, diversité bêta, similarité floristique, régénération naturelle, variables édaphiques.

Introduction

Mountains possess great biodiversity and high levels of endemism, and are considered unique environments for detecting the impacts of global climate change (Spehn et al. 2010). Elevation is correlated with a wide variety of factors that influence plant establishment and regulation, including precipitation, climatic variation and soil characteristics (Kharkwal et al. 2005; Sharma et al. 2009). Decades of research has led to general hypotheses regarding species distribution along elevation gradients, with one of the most reported patterns being a decrease in plant species richness with increased elevation (e.g., Whittaker 1956; Hamilton 1975; Gentry 1988; Toledo-Garibaldi and Williams-Linera 2014). At higher elevations, temperature, wind and soil instability may limit plant growth (Callaway et al. 2002). However, the seed bank does not seem to be a single standard for richness and abundance in relation to altitude. Cummins and Miller (2002), studying *Calluna vulgaris* in Scotland, did not find significant variation of seed density as a function of altitude. These authors concluded that soil fertility and seed rain (autochthonous and allochthonous seeds that are dispersed in the area) influenced more than altitude. Funes et al. (2003), studying seed bank on a mountain in the central region of Argentina, found an increase in richness and density with increasing altitude. Ortega et al. (1997), studying seed bank in a gradient in Spain, found an inverse result, with increased richness in the lower areas and dominance of annual species, and a decrease in the higher areas and dominance of perennial species. The lack of altitudinal pattern of soil seed banks (see also Lippok et al., 2011, Oke and Okunola 2008) reinforces the importance of studies of regenerative potential in the soil of mountaintops regions.

The Serra do Cipó is a mountainous region in Brazil, whose predominant vegetation is the rupestrian grasslands (locally called *campos rupestres*), associated with quartzite formations. They form a mosaic of plant communities adapted to the environmental

constraints provided by its highly infertile soils, and have high levels of aluminum and due to a pronounced seasonal drought, intense light exposure, and strong and constant winds (Benites et al. 2007; Negreiros et al. 2009; Carvalho et al. 2012). This phytophysiology is one of the most studied grasslands in Brazil, especially with regard to its flora (e.g., Giuliatti et al. 1987; Conceição and Pirani 2005, 2007; Rapini et al. 2008; Borges et al. 2011). Studies of established vegetation in this area, for both woody and rosette species (Mota et al. 2018), and natural regeneration (Mota et al. 2016) have shown a pattern of decreasing species richness and abundance with increasing elevation. In these studies, the process of species turnover was the determining factor for diversity, as well as the greater floristic similarity between areas of similar elevations. In addition, some edaphic variables (mainly phosphorus and base saturation) were found to be determinants of vegetation distribution (Mota et al. 2016, 2017).

Several studies reveal the vulnerability of rupestrian grasslands to global climate change (Bitencourt et al. 2016), biological invasions (Barbosa et al. 2010), increase pressure on natural resources (Fernandes et al. 2014), because the vegetation is very diverse and exhibits great variability in species composition. Investigations of the processes and patterns involved in the natural regeneration of rupestrian grasslands, and the factors that determine species colonization, are needed (Mota et al. 2016). The potential regeneration of an area is influenced by seed rain, seed and seedling banks and regrowth of individuals (Garwood 1989). Species composition and abundance of seed banks vary with the degree of disturbance and, as a consequence of geographic location, elevation, climate and soil (Williams-Linera 1993; Cummins and Miller 2002). Due to high elevation, irregular relief and the presence of rocky outcrops, the soils of rupestrian grasslands possess a high erosion index (Benites et al. 2003). Loss of soil structure

results in difficulties in absorption and retention of rainwater and soil reserves, leading to desiccation of seeds and loss of germination capacity (Carmo et al. 2012). Gulshan and Dasti (2012) showed that soil composition plays an important role in seed germination. The influence of soil on seed germination is based on the transmission of light through the soil, which includes particle size, moisture content, particle color and the presence of organic matter (Tester and Morris 1987). These data reinforce our hypothesis that the soil physical and chemical characteristics influence the germination of the seeds that are buried in the soil, composing the seed bank. Thus, even at shallow depths, sometimes formed only of an organic layer upon rock, soils in these high-mountain areas represent an important factor for the occurrence of vegetation (Benites et al. 2001). On the other hand, studies on the regenerative potential of rupestrian grasslands through the soil seed bank are still rare (Medina and Fernandes 2007).

We investigated the composition, richness, abundance, and diversity (α and β) of the seed bank along an seven areas in different elevations. We also evaluated similarity in the composition of the seed bank among different areas and the influence of edaphic factors on the distribution of species. Therefore, we aimed to answer the following questions: (i) do richness and abundance of seed in the soil seed bank decrease linearly with increasing elevation? (ii) is local diversity (α) lower than the diversity among areas (β), and is the process of turnover the main source of variation in beta diversity throughout the elevation gradient? (iii) is there greater floristic similarity among areas more proximate altitudinally than among areas more proximate geografically? and (iv) does soil influence the composition and distribution of seed bank species along the gradient analyzed? We expected the seed bank to exhibit the same general patterns observed for aboveground vegetation in relation to elevation, soil variables and, consequently, distribution of diversity.

Materials and methods

Study area

The study was conducted in areas of rupestrian grasslands in Serra do Cipó, located in the southern portion of the Serra do Espinhaço (19°12' - 19°34' S, 43°27' - 43°38' W), in the central area of the state of Minas Gerais, Southeastern Brazil (Fig. 1). The region has a highland tropical Cwb Köppen climate with a rainy season between November and February and mean annual temperature and rainfall of 20°C and 1,500 mm, respectively (Madeira and Fernandes 1999). The rainy season is concentrated from November to February, while the dry season is most pronounced from June to August (Fernandes et al. 2016). The sampling area was delimited along an elevation gradient with seven sampling areas: 800, 900, 1000, 1100, 1200, 1300 and 1400 m a.s.l. (Appendix S1 - for more details see Mota et al. 2016, 2017). The areas of 800, 900 and 1000 m were considered low-elevation areas, 1100 and 1200 m as intermediate, and 1300 and 1400 m, as high-elevation areas.

Seed bank sampling

Seed bank sampling was performed during four periods: July 2014, February 2015, September 2015, and February 2016. Data gathered from the four samples were then assembled in only one database. Thus, despite sampling had occurred in four different times, we analysed all results as only one data record. At each area, 13 plots (100 m²), spaced 10 m from each other, previously installed to survey woody vegetation (Mota et al. 2018) were sampled. In each plot, four equidistant points were marked at 3 m from the plot edge. Samples of superficial litter and soil were collected at the depth of 0-5 cm (4500 cm³), using a 30 cm × 30 cm template. A total of four soil samples and four litter samples were collected per plot and combined to form one composite plot

sample for each category (litter and soil). The litter and soil samples of each plot were then divided into two and packed in plastic trays (22 cm × 12 cm × 8 cm). The litter samples were arranged on sterilized sand, according to the methodology adapted from Pereira et al. (2010).

In order to assess species germination, for each sampling period each pair of soil and litter samples were distributed in greenhouses on the campus of Universidade Estadual de Montes Claros (Unimontes), in Montes Claros (Minas Gerais, Brazil), under two light conditions (direct light and 50% shade). Fifty-six plastic trays containing sterile sand were also distributed in each greenhouse to control for contamination by the local seed rain. Four such control trays were added to each treatment, formed by 13 trays containing soil or litter collected in each plot of the seven areas. All samples were irrigated twice a day (once during the morning and once in the afternoon).

The germination method (Brown 1992) was used to evaluate the seed bank. Samples from each area were monitored weekly during a 12-week period by counting and morphotyping all individuals that sprouted. After plant establishment, or with the appearance of reproductive structures, individuals were removed, herborized, identified, and deposited in the Montes Claros Herbarium (MCMG) of Unimontes. Identification of the botanical material was performed with the assistance of experts and specialized botanic literature. The classification of species into families followed *Angiosperm Phylogeny Group IV* system (APG IV 2016).

Physicochemical soil analysis

The relationship between the seed bank and the physicochemical composition of the soil was done using data collected by Mota et al. (2016) in 2012. Samples composed

of superficial soil (0-20 cm in depth) of each plot were analyzed according to the protocol of Embrapa (1997), which included measuring pH (pH in water), K (levels of potassium), P-Mehlich (phosphorus), P-rem (remaining phosphorus), Ca (calcium), Mg (magnesium), Al (aluminum), H + Al (potential soil acidity), SB (sum of bases), V (base saturation), t (effective cation exchange capacity), m (aluminum saturation), T (cation retention capacity), OM (organic matter), and proportions of clay (<0.02 mm), silt (0.02-0.05-mm), fine sand (0.05-0.2 mm) and coarse sand (0.2-2 mm).

Data analysis

Species composition

Cumulative values of abundance and species richness were determined for each plot at each elevation addressing the four sampled periods. Individuals who died during the experiment were included only in the calculation of abundance. To determine if variation in elevation determined abrupt changes in species richness and abundance, we used the segmented function of the ‘segmented’ package (Muggeo 2008), applying the `glm.nb` function of the MASS package (Ripley et al. 2017), with negative binomial error distribution for the overdispersion of the count data. This analysis tests for the existence of ecological thresholds that occur when a model with a breakpoint explains more variation than a linear model (Magnago et al. 2015). To determine if elevation influenced richness and abundance, we constructed Generalized Linear Models (GLMs) in which levels of elevation were grouped through contrast analysis (Crawley 2013). If the level of aggregation was not significant, and did not change the deviation explained by the null model, the levels were pooled. The models were submitted to residual analysis to identify the most appropriate error distribution. These analyses were performed within the R environment (R Core Team 2015).

Beta Diversity

To evaluate differences in species composition among areas (beta diversity), we carried out an additive partitioning analysis (Veech et al. 2002). In additive partitioning, $\gamma = \alpha + \beta$, with α (alpha diversity) representing the diversity within each plot, β (beta diversity) the diversity among plots of different areas and γ (gamma diversity) the diversity of the entire gradient analyzed. The β diversity was divided into β_1 (diversity among plots at the same area), and β_2 (species turnover among areas at different areas). Diversities α and β were calculated using the sampled species richness of the seven areas at different elevations using the 'Vegan' package (Oksanen et al. 2017) within R environment (R Core Team 2015). A method using 1,000 randomizations was applied to measure the divergence between observed values and the null model for three diversity components used here (α , β_1 and β_2).

For partitioning β_2 diversity, we used the `beta.multi` function (using the Sørensen index) of the 'Betapart' package (Baselga and Orme 2012). In order to determine which component was the main feature of β diversity - nestedness (species accumulation) or turnover (species substitution) - β diversity was determined using the Sørensen (β_{SOR}) and Simpson (B_{SIM}) indices (Baselga 2010). B_{SOR} represents total β diversity and includes both turnover and nestedness. B_{SIM} does not consider differences in species richness and, therefore, represents only the spatial substitution of species, or turnover. Thus, the total loss of species due to nestedness (β_{NES}) is given by the difference between these indices ($\beta_{\text{NES}} = \beta_{\text{SOR}} - \beta_{\text{SIM}}$).

Similarity among areas

The similarity of seed-bank species composition among elevations (800 to 1400 m) was determined through the non-metric multidimensional scaling (NMDS) using the

Sorensen similarity index (Hammer 2012), calculated from species presence/absence matrices in PCORD for Windows, Version 6.0 (McCune and Mefford 1999). Analysis of variance (ANOVA) and the Tukey test were used to compare the axes obtained from NMDS among elevations. Elevation was used as the explanatory variable and axes as the response variable. In order to verify if the most similar areas are those that have the smaller geographical distance between them, the geographical distance between the areas was measured in kilometers with the aid of the software Google Earth Pro Version 7.3.3832, using the geographical coordinate's data of each area.

Soil analysis

To compare soil variables among elevations, GLMs were constructed using pH, K, P-Mehlich, P, Ca, Mg, Al, H + Al, SB, V, t, m, T, OM, and proportions of coarse sand, fine sand, silt and clay as response variables and altitudes as predictor variable. When significant differences were observed among elevations, the data were submitted to contrast analysis through the aggregation of levels (Crawley 2002). All models were submitted to residual analysis to identify the most appropriate error distribution (Crawley 2002). To test if the physicochemical properties of the soil influence the distribution of seed bank species in different elevations, a canonical correspondence analysis (CCA) was performed in PCORD for Windows Version 5.0 (McCune and Mefford 1999). Only the species with more than 10 individuals were used, which was equivalent to 30 species, being 11 identified at the species level, 16 at the genus level and 3 at the family level. After the preliminary CCA, the non-significant soil variables and those with high redundancy (> 0.5) were eliminated, keeping only the soil properties that had a close relationship with species abundance: cation exchange capacity (t), base saturation (V), organic matter (OM), potential soil acidity (H + Al),

proportion of fine sand (FS) and proportion of clay. The Monte Carlo permutation test was used to evaluate the significance of the model (Ter Braak 1987).

To investigate the effect of edaphic variables on seed bank richness and abundance at each elevation, GLMs were constructed with the variables selected through the CCA (> 0.5). Thus, the global model included potential soil acidity (H + Al), effective cation exchange capacity (t), base saturation (V), organic matter (OM), fine sand and clay as predictor variables. Within the R environment (R Core Team 2015), GLMs (Generalized Linear Models) were created using the `glm.nb` function of the MASS package (Ripley et al. 2017), with negative binomial error distribution for the overdispersion of the count data. Using the `dredge` function of the 'MuMIn' package (Bartón 2016), all possible combinations of the variables included in the global model were tested, with the most decisive factors for richness and abundance being identified through the AICc (Akaike's Information Criteria of Second Order), with the best model being the one with the lowest AICc value (Burnham et al. 2011).

In order to verify if the soil attributes are spatially stratified, the analysis of stratified spatial heterogeneity was performed. The value of q indicates the percent of the variance of an attribute explained by the stratification, in which 0 indicates no spatial stratified heterogeneity and 1 indicates perfect spatial stratified heterogeneity (Wang et al 2016). So, q -values were calculated in order to demonstrate how soil variables were spatially stratified.

Results

Richness and abundance of soil seed bank along elevation gradient

A total of 1975 individuals were recruited in the soil seed bank, representing 22 families and including 149 taxa. Of these taxa, 36 were identified to the species level,

58 to genus and 46 to family, while nine remained unidentified (Appendix S2). The dominant families were Poaceae (40 species), Cyperaceae (35), Melastomataceae (14) and Asteraceae (12). The most abundant species were *Rhynchospora consanguinea* (354 individuals), *R. riedeliana* (154), *Rhynchospora* sp.3 (129), *Rhynchospora* sp.4 (139) and *Bulbostylis* sp. (90), which together comprised 42% of germinated individuals.

Species richness and abundance did not show a linear relationship with elevation ($p \geq 0.05$). Instead, a threshold for richness (Fig. 2a) and abundance (Fig. 2b) was identified through finding a breakpoint at the elevation of 1200 m (Table 1), which showed an abrupt decrease for richness and abundance from this altitude onwards. Both richness ($F_{6,84} = 53.621$, $p \leq 0.001$; Fig. 3a) and abundance ($F_{6,84} = 80,663$, $p \leq 0.00$; Fig. 3b) varied among areas. The seed bank at areas of 800, 900, 1100 and 1200 m had greater richness than at 1000, 1300 and 1400 m. The highest abundance was observed at 1200 m and the lowest at 1300 m; abundance did not differ among 800, 900, 1000, 1100 and 1400 m .

Variation in β diversity along elevation gradient

The additive partitioning of species diversity revealed that gamma diversity (γ) is formed mainly by species turnover between areas ($\beta_2 = 70\%$), followed by species turnover among the plots of the same area ($\beta_1 = 24.5\%$). Local diversity (α) represented only 5.8%. Thus, beta diversity (β) represented 94.5% of the regional diversity of the seed bank in the studied area. The three components of diversity were statistically different from that expected by the null model (Fig. 4). The observed value for β_1 was lower than that expected by chance, while the observed values of β_2 and α were higher. The decomposition of β_2 diversity revealed that species turnover between areas is the

main component of β_{SOR} diversity ($\beta_{\text{SOR}} = 0.61$, $\beta_{\text{sim}} = 0.49$), representing 81% of β diversity; nestedness explained only 19% ($\beta_{\text{nes}} = 0.11$).

Floristic similarity between areas and elevations

The NMDS ordering analysis showed (Fig. 5) that more proximate altitudinally areas had greater similarity than areas more proximate geographically (Appendix S3). As can be seen in Figure 5, that areas, eg 800 and 900 m, although having one of the largest geographical distances (almost 10 km distance), approached each other. In the same way as the areas of 1300 and 1400 m (which is 6.03 km apart) also approached each other, and the intermediate areas of 1000, 1100 and 1200 m that approached each other, regardless of the geographical distance between them. The first axis segregated the lower areas (800 and 900 m) from the highest areas (1300 and 1400 m), while intermediate areas (1000, 1100 and 1200 m) remained scattered between both groups. The first axis ($F = 2.89$, $P \leq 0.05$) and the second axis ($F = 5.62$, $P \leq 0.05$) revealed a significant correlation with the elevation composition. However, Tukey HSD (honestly significant difference) test found no significant differences among areas and, therefore, indicated low similarity. Only six species were common to all areas: *R. consanguinea*, *R. riedeliana*, *Rhynchospora* sp.3, *Rhynchospora* sp.4, *R. tenuis* and *Echinolaena inflexa*.

Soil attributes and distribution of seed bank along the elevation gradient

The soil analysis indicated that all analyzed parameters varied significantly among areas (Table 2). The q -values indicated that soil variables were at least at some degree spatially stratified. pH was the soil attribute less heterogeneous (0.23), while base saturation was the variable with greater spatial stratified heterogeneity (0.69).

Despite to base saturation, the physical attributes were variables with highest spatial stratified heterogeneity. In general, the soils were acid, especially those at intermediate and high altitudes ($\text{pH} < 4.99$). The area of 1300 m possessed a lower concentration of potassium, while the areas at 800 and 1400 m had higher values of magnesium. The areas at 1200 and 1400 m possessed higher values of aluminum, whereas 1400 m possessed higher values of calcium. Base saturation was higher at 800 m, while the sum of bases did not differ between the areas of 800 and 1400 m. The effective cation exchange capacity was lowest at 1300 m and highest at 1400 m, while aluminum saturation was highest at 1200 m and lowest at 800 m. The highest levels of organic matter were found at 1200 and 1400 m, and the lowest at 800 and 1000 m. Regarding physical variables, the areas at 800 and 900 m had a lower amounts of fine sand and greater amounts of silt, while the area at 900 m also exhibited a greater amount of clay. The first two axes of the CCA (Fig. 6) possessed eigenvalues of 0.32 (axis 1) and 0.23 (axis 2), and explained 5.8% and 4.2% of the total data variance, respectively. The eigenvalues for the two ordination axes were low, indicating that there is low species substitution along of the gradient. On the other hand, species-environment correlations were high for both axes: 0.81 (axis 1) and 0.79 (axis 2). Furthermore, the Monte Carlo permutation test indicated that abundance was significantly correlated with soil attributes ($p < 0.05$).

Plots located at different elevations were segregated, and the organization of these plots formed three groups (Fig. 6a). The first group, in axis 1, comprised plots at 1300 and some at 1400 m; the second group, in axis 2, comprised plots at elevations of 800 and 1100, and some at 900 m; and the third group, in axis 1, comprised plots at 1000 and 1200, and some at 1400 m. Internal correlations between environmental variables and the first two ordination axes (Table 3) showed that the environmental

variables most strongly correlated with axis 1 were clay (positive correlation); H + Al, t (effective cation exchange capacity), OM (organic matter) and fine sand (negative correlation), while the environmental variable most strongly correlated with axis 2 was V (base saturation), which exhibited a negative correlation. The seed bank at all plots located at 1300 m, and some at 1400 m, was positively correlated with the variables V and clay. Most of the plots at 1100 m were negatively correlated to organic matter, while those at 1000 m were positively related. Those located at 1200 m were positively correlated with H + Al, t and fine sand, and negatively correlated with V and clay; the some plots of the areas 800, 900 and 1000 m were dispersed.

The CCA ordination of species (Fig. 6b) suggests that *Symphiopappus brasiliensis*, *Schwenkia* sp., *Axonopus* sp.2, *Paspalum* sp.2, *Phylanthus* sp., *Rhichardia* sp.2 and *Cyperus* sp.3 are more abundant in areas with higher availability of clay and base saturation, while *Baccharis platypoda*, *Polygala glochidiata*, *R. consaguinea* and *Bulbostylis* sp. are more related to areas with a greater amount of organic matter. On the other hand, *R. tenuis* subsp. *austro brasiliensis*, *R. riedeliana*, *Axonopus* sp.3 and *Borreria* sp. are predominant in areas with low organic matter content. *Homolepis longispicula*, *Schyzachyrium tenerium*, and *Axonopus* sp. were found related to areas with higher potential acidity, effective cation exchange capacity and a greater amount of fine sand.

Species richness at 1000, 1100 and 1200 m was affected mainly by effective cation exchange capacity (t), at areas 1100 and 1300 m by organic matter (OM), and at 1100 m clay. Seed abundance was affected mainly by the variable t at 1100 m, OM at 1100 and 1300 m, clay at 1100 m, H + Al at 1400 m, and base saturation (V) at 1200 m. None of the environmental variables analyzed explained the variation in species

richness and abundance of germinated seeds at 800 and 900 m, abundance at 1000 m and richness at 1400 m (Appendix S4).

Discussion

Do richness and abundance of seed in the soil seed bank decrease with elevation?

Richness and abundance of the soil seed bank did not decrease with the increasing elevation, according to the adult woody and regenerating vegetation in the same areas/plots of this study (Mota et al. 2016, 2017). The results also do not corroborate general patterns of the distribution of plant diversity, which indicate decrease in richness with increasing elevation (e.g. Whittaker 1956; Hamilton 1975; Gentry 1988; Kitayama, 1992; Aiba and Kitayama, 1999; Hussain and Malik, 2012; Shaheen et al., 2015). However, several studies have shown a non-unimodal pattern for plant richness along elevation gradients (Lieberman et al. 1996; Wang et al. 2002; Joly et al. 2012), while others describe a peak of diversity at intermediate elevations (Fernandes 1992; Lomolino 2001; Sang 2009). In fact, there was an increase in abundance up to 1200 m and a stabilization of richness between 800 to 1200 m, while above this elevation both abundance and richness decreased. This threshold at the intermediate elevation of 1200 m may be related to both the environmental conditions provided by the elevation and the composition of species present in the area. For example, the greater abundance at 1200 m may be related to the occurrence of species of the genus *Rhynchospora* and *Bulbostylis*, which comprised 44% of the observed total abundance. Both genera belong to the family Cyperaceae, which preferentially occurs on poorly drained soils such as swamps, marshes, river banks and puddles (Ardissonne 2014). In some of the plots in the area of 1200 m the soil was flooded, which may have

influenced the abundance of these species. This finding indicates that there is variation in the pattern of distribution of plant species by stratum along the studied gradient.

Elevation modifies the climatic conditions, influencing the composition, richness, abundance, and density of seeds in the soil (Funes et al. 2003; Ma et al. 2010; Lippok et al. 2013). The lower richness and abundance in the higher areas (1300 and 1400 m) may be associated with low temperatures and, consequently, low embryonic metabolic rates and slow consumption of seed reserves, favoring greater seed longevity (Murdoch and Ellis 1992). However, other factors can act on the soil seed bank in response to variation in elevation, such as seed rain potential, soil type and conditions, presence of anthropic activities and evaluated seasons, among others (Cummins and Miller 2002; Funes et al. 2003; Ma et al. 2010; Lippok et al. 2013). For example, there was low richness and abundance in the area at 1000 m. Soil type and area steep declivity of the terrain may facilitate the transport of seeds to lower regions, thereby changing the deposition of seed rain on this site.

Is local diversity (α) lower than the diversity among areas (β), and is the process of turnover the main source of variation in beta diversity throughout the gradient analyzed?

Our results corroborate the hypothesis that diversity among areas (β) contributes more to regional diversity (γ) than does local diversity (α). This greater contribution of β diversity to γ diversity means that more species are added to the community due to differences in composition between plots within the same area and between areas of different elevations (see Veech et al. 2002). In addition to differing from that expected by chance, β diversity was higher, indicating that this diversity component contributed to the global richness of seed bank species in the studied gradient. Although α diversity

had a small contribution to regional diversity, local conditions are also important and cannot be disregarded when assessing the regional species pool (Cain et al. 2011). In this way, the partition of diversity should not be restricted to the scale of the landscape, and regional subsets should be considered to better understand the environment as a whole (Marques and Schoereder 2013). However, the value of β_1 being below the value expected by chance indicates that there is a high degree of similarity in species between plots of the same area, and structure and habitat conditions as a whole (Beck et al. 2012; Neves et al. 2013). The component β_2 contributed more to γ diversity than β_1 and α , with 70% of the seed bank diversity being caused by differences between areas. In association with this, turnover was the main component of β_2 diversity decomposition, indicating that mountain-top communities are not nested subsets of communities of lower elevations, but instead are communities with different species compositions. This result could be related to the high level of environmental heterogeneity of the sampled areas, with different types of habitats being found within a single area (Carvalho et al. 2012; Mota et al. 2016, 2017). We can also assume that diversity along the gradient can be shaped by different environmental filters that act on the exclusion or inclusion of species in certain communities (Cain et al. 2011). Thus, the dispersal ability of species, and their local abiotic conditions and species interactions, for example, can act as filters, causing differences in species composition between areas and increasing turnover along the studied gradient. Other studies with plants and other taxa, like insects, also point to turnover as the main component of β_2 diversity (Marques and Schoereder 2013; Nunes et al. 2016a; Mota et al. 2018). These data showed that the seed bank of the Serra do Cipó presents high regional diversity, caused by differences among areas, with high species turnover,.

Is there greater floristic similarity between more proximate altitudinally areas than among areas more proximate geographically?

The low degree of similarity found in the seed bank between areas, even among those closest to each other, is contrary to what was expected and observed in studies carried out for woody plant community in the areas (Mota et al. 2016, 2017). These results reflect environmental heterogeneity and the influence of edaphoclimatic factors on the composition of rupestrian grassland species (Carvalho et al. 2012).

Seed dispersal is an important step in the reproductive cycle of most plants, through which seed distribution occurs among diverse habitats, and can promote their deposition in particular sites suitable for germination and seedling establishment (Howe and Smallwood 1982). However, even when taken to adjacent areas, away from the mother plant, many seeds can not germinate and establish. Several factors contribute to the reproductive success of the diaspore, such as soil conditions, temperature, water conditions, light, and presence of dormancy (Nunes et al. 2016b). Altitude modifies climate interfering in several of these factors and thus in the composition and establishment of the plants (Kharkwal et al. 2005; Sharma et al. 2009). In this study, altitude was more important than geographic proximity for floristic similarity. In addition, the close similarity between the areas of 800 and 900 m and of 1300 and 1400 m may be related to physiognomic characteristics. Both lower areas have a predominance of shrub-tree species characteristic of the cerrado *sensu stricto*, with a transition to the rupestrian grasslands (Mota et al. 2018). Likewise, areas at higher elevations have a predominantly grassy, herbaceous stratum with few shrub species in rocky outcrops in these areas (Mota et al. 2018). The both areas of 1000 and 1100 m possess species of cerrado *sensu stricto* and rupestrian grassland, with the presence of rocky outcrops (Mota et al. 2018).

In addition to *E. inflexa*, five species of *Rhynchospora* were common in the seven studied areas. Species of the families Cyperaceae and Poaceae are well represented in rupestrian grasslands (Medina and Fernandes 2007, Rapini et al. 2008; Le Stradic et al. 2015). When comparing the species of the seed bank sampled in our study with the species sampled by Le Stradic et al. (2015) in areas also in Serra do Cipó, it is noted that 24 identified species of the seed bank are present in established vegetation. Of these species, 79% are species of Cyperaceae and Poaceae. Le Stradic et al. (2015) found *Lagenocarpus tenuifolius* on stony substrates, *Panicum cyanescens* and *Paspalum hyalinum* on sandy substrates and *Tatianyx anarctes* and *Homolepis longispicula* on both substrate types. The presence of vegetation species established in the seed bank reflects the regenerative potential of the rupestrian fields of Serra do Cipó.

Does soil influence the composition and distribution of seed bank species along the elevation gradient?

Soil influences the composition and distribution of seed bank species and, among the edaphic variables analyzed, the most important were effective cation exchange capacity (t), H + Al, organic matter (OM), base saturation (V), fine sand (FS) and clay. Considering these edaphic variables, which were related to the seed bank, only V was important in the distribution of regenerating woody vegetation (Mota et al. 2016), and H + Al, OM and V in the distribution of adult woody vegetation (Mota et al. 2018) in the studied elevation gradient. Furthermore, differences were observed among areas in the edaphic variables of the soil as a result of the gradient analyzed. The areas at intermediate and high elevations possessed more acidic soils, with greater aluminum saturation. Although this high concentration of aluminum is harmful to plants, because

at low pH, phosphorus, which is a critical element in vegetation development (Sarmiento 1984), can precipitate with aluminum and make it less available to plants (Le Stradic et al. 2015), rupestrian grasslands species are adapted to this conditions.

Intermediate areas, such as 1000 and 1200 m, have high cation exchange capacity (t), which favors nutrient assimilation (Conceição and Pirani 2005), influencing seeds richness at 1000 m and seed richness and abundance at 1200 m. This edaphic variable represents the capacity of gradually liberation of several nutrients of the soil, favoring the maintenance of its fertility for an extended period of time (Ronquim 2010). As with the soils of the area at 1100 m, some of the plots at 800 and 900 m have low cation exchange capacity, and these soils must have the capacity to retain cations in reduced exchangeable form. On the other hand, OM was important in the areas at 1100 and 1300 m (in the selection of models). Organic matter plays a significant role in nutrient recycling, buffering the soil from abrupt changes in pH, construction and maintenance of its structure and adsorption and storage of water, as well as increasing cation exchange capacity (Vargas and Hungria 1997). Areas with low OM content, such as observed at 800 m (in the CCA), usually possess sandy soils with a low capacity for effective cation exchange. Therefore, these soils possess a low buffering capacity and a high potential for base leaching, besides possible sulfur and micronutrient deficiency (Tomé Junior 1997).

The base saturation (V) is also indicative of soil fertility. According to the saturation percentage described by Ronquim (2010), the soils of the studied areas are considered to have low fertility, which is in agreement with other studies in rupestrian grasslands (Benites et al. 2003, Negreiros et al. 2008, Schaefer et al. 2016). The seed bank was related to V in all plots in the area at 1300 m and some of the plots in the area at 1400 m. It was also an important edaphic variable in the variation in seed bank

abundance in the area at 1200 m. Areas located at the highest elevations, such as 1300 m, also had a strong relationship with clay, which occurred in smaller proportions in the soils of these areas compared to the higher levels in the soils of lower areas. Clay also influenced seed bank richness and abundance of the area at 1100 m. Clay provides greater nutrient retention capacity (Raven et al. 2001; Le Stradic et al. 2015) and has an important ecological role in increasing soil fertility (Conceição and Pirani 2005). Another important physical variable is the proportion of fine sand, which was particularly important in the area at 1200 m (in the CCA), indicating that the predominant texture of these soils is sandy. Sandy soils are, generally, highly susceptible to erosion and, due to the presence of large pores, can not retain water, which causes excessive drainage and nutrient leaching (Prado 1995). Sandy soils also have low cation exchange capacity, which is almost exclusively of organic matter (Tomé Junior 1997). In the spatial stratified heterogeneity analysis coarse sand, clay, fine sand and silt presented greater q -values (0.67, 0.66, 0.64, 0.55), besides to base saturation (0.69). Since 0 indicates no spatial stratified heterogeneity and 1 indicates perfect spatial stratified heterogeneity (Wang et al. 2016). We can note that physical variables and base saturation may be the most important factors to determine species turnover and β diversity.

High levels of H + Al usually occur in soils rich in organic matter and that have very low pH (Tomé Júnior 1997), such as the soils of the areas at 1200 and 1400 m, which possessed low pH and high H + Al and organic matter. Thus, the observed results show the complexity and heterogeneity of the sampled areas, where each area possesses different important edaphic variables that affect the richness, abundance, and composition of the seed bank. The richness and abundance of the seed bank was influenced mainly by t in the lower areas, negatively by the clay in the higher areas,

positively by the fine sand and H + Al in the higher and intermediate areas and negatively by the OM in the lower areas. In addition, in the gradient evaluated (800-1400 m) in Serra do Cipó, some species found in this study were characteristic of certain areas, such as *Cyperus* sp.2, *Schizachyrium* sp.2 and *Borreria* sp.2, at 800 m; *Lychnophora pinaster*, *Lagenocarpus tenuifolius*, *Diplusodon orbicularis* and *Marcetia taxifolia*, at 900 m; *Rhynchospora recurvata*, *Stilosanthes* sp. and *Turnera* sp.2 at 1000 m; *Ageratum fastigiatum*, *Lagenocarpus rigidus* and *Panicum* sp. at 1100 m; *Bulbostylis conifera*, *Tibouchina heteromala*, *Trembleya lanifolia*, *Trachypogon spicatus* at 1200 m; *Schizachyrium* sp.3, *Croton* sp.1, *Mimosa* sp. and *Miconia* sp.2 at 1300 m; and *Xyris* sp., *Schizachyrium* cf. *sanguineum* and *Tatyanix anarcites* at 1400 m. These species vary in their occurrence and abundance in the seed bank along the elevation gradient and may be indicative of the environmental variation at each area localized in a elevation different. Thus, there is vast biological complexity in this environment, which was attested to by the studies of the aboveground vegetation (Mota et al. 2016, 2017) and verified by the present study.

The analyses presented here show that seed bank of Serra do Cipó does not show a linear pattern of increase or decrease of richness and abundance with elevation, and that the soil, although extremely poor in nutrients, acid and thin in some places, is a big responsible for the high β diversity and changes in richness, abundance and composition between areas. In addition, soil's attribute of the areas contribute to the low similarity between the areas. The high β diversity, the predominance of species turnover in the studied gradient and the low similarity among areas reflect the high species richness in this ecosystem of great environmental heterogeneity. Understanding the factors that influence the seed banks in response to changes in soil, elevation and, consequently,

climatic conditions, expands our knowledge about high elevation vegetation, especially that of rupestrian grasslands.

Acknowledgments

We would like to thank the two anonymous reviewers and A. Teixeira, T. Bahia and Y. Oki for reviewing the paper; D. Negreiros, S. Le Stradic and S. D'Angelo Neto for species identification; M. Henrique for the preparation of the map of the study area; and O. Neto and A. Viana for their guidance with statistical analysis. This research was funded by CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico/ PELD-Site 17), FAPEMIG (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais) and CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) and supported by Unimontes, UFMG (Universidade Federal de Minas Gerais), Vellozia Reserve, Serra do Cipó National Park, Serra Morena Pousada and Textile Industry Cedro. We also thank the field assistance provided by the staff of the Laboratório de Ecologia Vegetal.

References

- Aiba, S., and Kitayama, K. 1999. Structure, composition and species diversity in an altitude-substrate matrix of rain forest tree communities on Mount Kinabalu, Borneo. *Plant Ecol* **140**(2):139–157. doi: [org/10.1023/A:1009710618040](https://doi.org/10.1023/A:1009710618040).
- APG IV. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Bot. J. Linn. Soc.* **181**(1): 1-20. doi: [10.1111/boj.12385](https://doi.org/10.1111/boj.12385).

Ardissone, R.E. 2014. Sinopse Taxonômica de *Bulbostylis* Kunth (Cyperaceae) para a Região Sul do Brasil. M.Sc. Dissertation, Department of Botany, Federal University of Santa Catarina. Florianópolis, Santa Catarina.

Barbosa, N.P.U., Fernandes, G.W., Carneiro, M.A.A., and Junior, 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). *Biol. Invasions* **12**:3745-3755. doi 10.1007/s10530-010-9767-y

Barton, K. 2016. Multi-Model Inference - Package "MuMIn". R Package Version 1.15.6. Available from <https://cran.r-project.org/package=MuMIn> [accessed 14 March 2017].

Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness of beta diversity. *Global Ecol. Biogeogr.* **19**(1): 134-143. doi: 10.1111/j.1466-8238.2009.00490.

Baselga, A., and Orme, C.D.L. 2012. Betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods Ecol. Evol.* **3**(5): 808–812. doi: 10.1111/j.2041-210X.2012.00224.

Beck, J., Holloway, J.D., Khen, C.V., and Kitching, I.J. 2012. Diversity partitioning confirms the importance of beta components in tropical rainforest Lepidoptera. *Am. Nat.* **180**(3): 64–74. doi: 10.1086/666982.

Benites, V.M., Schaefer, C.E.R.G., Mendonça, E.S., and Martin Neto, L. 2001. Caracterização da matéria orgânica e micromorfologia de solos sob Campos de Altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro. *R. Bras. Ci. Solo* **25**(3): 661-674. doi: 10.1590/SO100- 06832001000300015.

Benites, V.M., Caiafa, A.N., Mendonça, E.S., Schaefer, C.E., and Ker, J.C. 2003. Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. *Floresta Ambient.* **10**(1): 76-85. Available from <http://www.floram.org/files/v10n1/v10n1a8.pdf> [accessed 28 June 2017].

Benites, V.M., Schaefer, C.E.R., Simas, F.N.B. and Santos, H.G. 2007. Soil associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. *Rev Bras Bot* **30**(4):569–577. Available from <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042007000400003> [accessed 02 November 2017].

Bitencourt, C., Rapini, A., Damascena, L.S., and Marco Junior P. 2016. The worrying future of the endemic flora of a tropical mountain range under climate change. *Flora* **218**: 1-10. doi: 10.1016/j.flora.2015.11.001.

Borges, R.A.X., Carneiro, M.A.A., and Viana, P.L. 2011. Altitudinal distribution and species richness of herbaceous plants in campos rupestres of Southern Espinhaço Range, Minas Gerais, Brazil. *Rodriguesia* **62**(1): 139-152. Available from <http://rodriguesia-seer.jbrj.gov.br/index.php/rodriguesia/article/view/232/53> [accessed 02 November 2017].

Brown, D. 1992. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. *Can. J. Bot.* **70**(8): 1603-1612. doi: 10.1139/b92-202.

Burnham, K.P., Anderson D.R., and Huyvaert K.P. 2011. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behav. Ecol. Sociobiol* **65**(1): 23–35. doi: 10.1007/s00265-010-1084-z.

Cain, M.L., Bowman, W.D., and Hacker, S.D. 2001. *Ecologia*. Artmed, Porto Alegre.

Callaway, R.M., Brooker, R.W., Choler, P., Kikvidze, Z., Lortie, C.J., Michalet, R., Paolini, L., Pugnaire, F.I., NewIngham, B., Aschehoug, E.T., Armas, C. and Cook, B. J. 2002. Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature* **417**: 844-848. doi: 10.1038/nature00812.

- Carmo, F.M.S., Poeiras, L.M., Gonçalves, A.B., Mello, S.M., Meira Neto, J.A.A., Borges, E.E.L., and Silva, A.F. 2012. Germinação do banco de sementes de espécies nativas sob dossel de espécies exóticas. *Rev. Árvore* **36**(4): 583-591. doi: 10.1590/S0100-67622012000400001.
- Carvalho, F., Souza, F.A., Carrenho, R., Moreira, F.M.S., Jesus, E.C., and Fernandes, G.W. 2012. The mosaico f habitats in the high-altitude Brazilian rupestrian fields in a hotspot for arbuscular mycorrhizal fungi. *Appl. Soil. Ecol.* **52**: 9-19. doi: 10.1016/j.apsoil.2011.10.001.
- Conceição, A.A., and Pirani, J.R. 2005. Delimitação de habitats em campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia: substratos, composição florística e aspectos estruturais. *Bol. Bot. Univ. São Paulo* **23**(1): 85-111. Available from <http://www.jstor.org/stable/42871672> [accessed 21 April 2017].
- Conceição, A.A. and Pirani, J.R. 2007. Diversidade em quatro áreas de campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: espécies distintas, mais riquezas similares. *Rodriguesia* **58**(1): 193-206. Available from https://rodriguesia.jbrj.gov.br/FASCICULOS/rodrig58_1/014-017-06.pdf [accessed 21 April 2017].
- Crawley, M.J. 2002. *Statistical computing: an introduction to data analysis using S-Plus*. Wiley, Chichester.
- Crawley, M.J. 2013. *The R Book*. John Wiley and Sons Ltd, Chichester.
- Cummins, R.P., and Miller, G.R. 2002. Altitudinal gradients in seed dynamics of *Calluna vulgaris* in eastern Scotland. *J. Veg. Sci.* **13**(6): 859-866. doi: 10.1111/j.1654-1103.2002.tb02115.
- Embrapa. 1997. *Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solos*. Embrapa-CNPS, Rio de Janeiro.

Fernandes, G.W. 1992. A gradient analysis of plant forms from Northern Arizona. *J. Ariz.-Nev. Acad. Sci.* **24/25**: 21-30. Available from <http://www.jstor.org/stable/40021291> [accessed 10 April 2017].

Fernandes, G.W., Barbosa, N.U., Negreiros, D., and Paglia, A.P. 2014. Challenges for the conservation of vanishing megadiverse rupestrian grasslands. *Nat. Conserv.*, **12**(2):162-165. doi: 10.1016/j.ncon.2014.08.003.

Fernandes, G.W., Almeida, H.A., Nunes, C.A., Xavier, J.H.A., Coob, N.S., Carneiro, M.A.A., Cornelissen, T., Neves, F.S., Ribeiro, S.P., Nunes, Y.R.F., Pires, A.C.V., and Beirão, M.V. 2016. Cerrado to rupestrian grasslands: patterns of species distribution and the forces shaping them along an altitudinal gradient. *In Ecology and conservation of mountain-top grasslands in Brazil. Edited by G.W. Fernandes*, Springer International, Cham, Baviera. pp. 345-371.

Funes, G., Basconcelo, S., Díaz, S., and Cabido, M. 2003. Seed bank dynamics in tall-tussock grasslands along an altitudinal gradient. *J. Veg. Sci.* **14**(2): 253-258. doi: 10.1111/j.1654-1103.2003.tb02150.

Garwood, N.C. 1989. Tropical soil seed banks: a review. *In Ecology of Soil Seed Banks. Edited by M.A. Leck, V.T. Parker, and R.L. Simpson*. Academic Press, San Diego, CA. pp. 149–209.

Gentry, A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Ann. Mo. Bot. Gard.* **75**(1): 1-34. doi: 10.2307/2399464.

Giulietti, A.M., Menezes, N.L., Pirani, J.R., Meguro, M. and Wanderley, M.G.L. 1987. Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: caracterização e lista das espécies. *Bol. Bot.* **9**, 1–151. Available from <http://www.revistas.usp.br/bolbot/article/viewFile/57726/60779> [accessed 02 November 2017].

Gulshan, A.B., and Dasti, A.A. 2012. Role of soil texture and depths on the emergence of buried weed seeds. *ARPN J. Agric. Biol. Sci.* **7**(4): 223-228. Available from http://www.arpnjournals.com/jabs/research_papers/rp_2012/jabs_0412_381.pdf.

[accessed 02 November 2017].

Hamilton, A. 1975. A quantitative analysis of altitudinal zonation in Uganda forests. *Vegetatio* **30**(2): 99-106. doi: 10.1007/BF02389611.

Hammer, O. 2012. PAST: Paleontological Statistic, version 2.16. Manual de Referência. University of Oslo, Oslo.

Howe, H.F. and Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Ann Rev. Ecol Syst.* **13**: 201-228. Available from <https://doi.org/10.1146/annurev.es.13.110182.001221>

[accessed 01 November 2017].

Hussain, M.Z., Malik, N.Z. 2012. High altitude forest composition diversity and its component in a part of Ganga Chotti and Bedori Hills District Bagh. *Azad Jammu and Kashmir, Pakistan. AGD Lands Environ* **6**(1):31–40. Available from <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.388.6183&rep=rep1&type=pdf>. [accessed 01 November 2017].

Joly, C.A., Assis, M.A., Bernacci, L.C., Tamashiro, J.Y., Campos, M.C.R., Gomes J.A.M.A., Lacerda, M.S., Santos, F.A.M., Pedroni, F., Pereira, L.S., Padgurschi, G., Prata, E.M.B., Ramos, E., Torres, R.B., Rochelle, A., Martins, F.R., Alves, L.F., Vieira, S.A., Martinelli, L.A., Camargo, P.B., Aidar, M.P.M., Eisenlohr, E.S., Villani, J.P., and Belinello, R. 2012. Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. *Biota neotrop.* **12**(1): 125–145. doi: 10.1590/S1676-06032012000100012.

Kharkwal, G., Mehrotra, P., Rawat, Y.S., and Pangtey, Y.P.S. 2005. Phytodiversity and growth form in relation to altitudinal gradient in the Central Himalayan (Kumaun)

region of India. *Curr. Sci.* **89**(5): 873-887. Available from <http://www.iisc.ernet.in/currsci/sep102005/873.pdf> [accessed 12 January 2017].

Kitayama, K. 1992. An altitudinal transect study of the vegetation on Mount Kinabalu, Borneo. *Vegetatio* **102**(2):149–171. Available from <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00044731>. [accessed 01 November 2017].

Le Stradic, S., Buisson, E., and Fernandes, G.W. 2015. Vegetation composition and structure of some Neotropical mountain grasslands in Brazil. *J. Mt. Sci.* **12**(4): 864–877. doi: 10.1007/s11629-013-2866-3.

Lieberman D., Lieberman, M., Peralta, R., and Hartshorn, G.S. 1996. Tropical forest structure and composition on a large-scale altitudinal gradient in Costa Rica. *J. Ecol.* **84**(2): 137-152. doi: 10.2307/2261350.

Lippok, D., Walter, F., Hensen, I., Beck, S., and Schleuning, M. 2013. Effects of disturbance and altitude on soil seed banks of tropical montane forests. *J. Trop. Ecol.* **29**(6): 523–529. doi: 10.1017/S0266467413000667.

Lomolino, V.M. 2001. Elevation gradients of species-density: historical and prospective view. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **10**(1): 3–13. doi: 10.1046/j.1466-822x.2001.00229.x.

Ma, M., Zhou, X., Wang, G., Ma, Z. and Du, G., 2010. Seasonal dynamics in alpine meadow seed banks along an altitudinal gradient on the Tibetan Plateau. *Plant Soil* **336**(1-2): 291-302. doi: 10.1007/s11104-010-0480-5.

Madeira J.A., and Fernandes G.W., 1999. Reproductive phenology of sympatric taxa of *Chamaecrista* (Leguminosae) in Serra do Cipó. *J. Trop. Ecol.* **15**(4): 463-479. Available from <https://www.cambridge.org/core/journals/journal-of-tropical-ecology/article/reproductive-phenology-of-sympatric-taxa-of-chamaecrista-leguminosae-in-serra-do-cipo-brazil/4295CCCCA4542958BABB8E51C533E4D1> [accessed 8 February 2017].

- Magnago, L.F., Magrach, A., Laurance, W., Martins, S.V., Meira-Neto, J.A., Simonelli, M., and Edwards, D.P. 2015. Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity cobenefits under REDD+? *Glob Chang Biol* **21**(9): 3455-3468. doi: 10.1111/gcb.12937.
- Marques, T., and Schoereder, J.H. 2013. Ant diversity partitioning across spatial scales: ecological processes and implications for conserving Tropical Dry Forests. *Austral Ecol.* **39**(1): 72-82. doi: 10.1111/aec.12046.
- McCune, B. and Mefford, M.J. 2011. PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon.
- Medina, B.M.O., and Fernandes, G.W. 2007. The potential of natural regeneration of rocky outcrop vegetation on rupestrian fields soils in “Serra do Cipó”, Brazil. *Rev. Bras. Bot.* **30**(4): 665-678. doi: 10.1590/S0100-84042007000400011.
- Mota, N.M., Rezende, V.L., Mota, G.S., Fernandes, G.W., and Nunes, Y.R.F. 2016. Forces driving the regeneration component of a rupestrian grassland complex along an altitudinal gradient. *Braz. J. Bot.* **39**(3): 845–860. doi: 10.1007/s40415-016-0287-6.
- Mota, G.S., Luz, G. R., Mota, N.M., Coutinho, E.S., Veloso, M.D.M., Fernandes, G.W., and Nunes, Y.R.F. 2017. Changes in species composition, vegetation structure, and life forms along an altitudinal gradient of rupestrian grasslands in Southeastern Brazil. *Flora* **51107**. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2017.03.010>.
- Muggeo, V. 2008. Segmented: an R package to fit regression models with broken-line relationships. *R News* **8**(1): 20-25. Available from https://www.researchgate.net/publication/234092680_Segmented_An_R_Package_to_Fit_Regression_Models_With_Broken-Line_Relationships [accessed 20 February 2017].

Murdoch, A.J. and Ellis, R.H. 1992. Longevity, viability and dormancy. *In Ecology of soil seed banks. Edited by M.A. Leck, V.T. Parker, and R.L. Simpson.* Academic Press, San Diego, CA. pp. 193-229.

Negreiros, D., Moraes, M.L.B., and Fernandes, G.W. 2008. Caracterização da fertilidade dos solos de quatro leguminosas de campos rupestres, Serra do Cipó, MG, Brasil. *J. Soil Sc. Plant Nutr.* **8**(4): 30-39. doi: 10.4067/S0718-27912008000300003.

Negreiros, D, Fernandes, G.W., Silveira, F.A.O., and Chalub, C. 2009. Seedling growth and biomass allocation of endemic and threatened shrubs of rupestrian fields. *Acta Oecol* **35**:301–310. doi:10.1016/j.actao.2008.11.006.

Neves, F.S., Queiroz-Dantas, K.S., Rocha, W.D., and Delabie, J.H.C. 2013. Ants of three adjacent habitats of a transition region between the cerrado and caatinga biomes: The Effects of heterogeneity and variation in canopy cover. *Neotrop Entomol.* **42**(3): 258-268. doi: 10.1007/s13744-013-0123-7.

Nunes, C.A., Braga, R.F., Figueira, J.E.C., Neves, F.S., and Fernandes, G.W. 2016a. Dung beetles along a tropical altitudinal gradient: environmental filtering on taxonomic and functional diversity. *Plos One* **11**(6): e0157442. doi: 10.1371/journal.pone.0157442.

Nunes, F.P., Dayrell, R.L.C., Silveira, F.A.O., Negreiros, D., Santana, D.G., Carvalho, F.J., Garcia, Q.S. and Fernandes, G.W. 2016b. Seed germination ecology in rupestrian grasslands. *In Ecology and conservation of mountain-top grasslands in Brazil. Edited by G.W. Fernandes,* Springer International, Cham, Baviera. pp. 207-226.

Oke, S.O., and Okunola, K.A. 2008. Seed bank dynamics in altitudinal gradient on an inselberg in a Nigerian secondary forest. *Res. J. Environ. Sci.* **2**(2): 81-90. doi: 10.3923/rjes.2008.81.90.

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E.,

and Wagner, H. 2017. Vegan: community ecology package. Available from <http://CRAN.R-project.org/package=vegan> [accessed 15 May 2017].

Ortega, C., Levassor, C., and Peco, B. 1997. Seasonal dynamics of Mediterranean pasture seed banks along environmental gradients. *J. Biogeogr* **24**(2): 177-195. doi: 10.1046/j.1365-2699.1997.00080.x

Pereira, I.M., Alvarenga, A.P., and Botelho, S.A. 2010. Banco de sementes do solo, como subsídio a recomposição de mata ciliar. *Floresta* **40**(4): 721-730. Available from <http://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/20324/13482> [accessed 19 May 2017].

Prado, H. 1995. A pedologia simplificada. Arquivo do Agrônomo. Potafos, São Paulo.

R Core Team. 2015. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available from <http://www.R-project.org/> [accessed 19 May 2017].

Rapini, A., Ribeiro, P.L., Lambert, S., and Pirani, J.R., 2008. A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade* **4**(1-2): 16-24. Available from [http://www.inot.org.br/artigo/Rapini et al 2008 A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaco.pdf](http://www.inot.org.br/artigo/Rapini_et_al_2008_A_flora_dos_campos_rupestres_da_Cadeia_do_Espinhaco.pdf) [accessed 21 June 2017].

Raven, P.H., Evert, R.F. and Eichhorn, S.E. 2001. *Biologia vegetal*. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.

Ripley, B., Venables, B., Hornik, K., Gebjardt, A., and Firth, D. 2017. Support Functions and Datasets for Venables and Ripley's MASS. Package MASS. Available from <https://cran.r-project.org/web/packages/MASS/MASS.pdf> [accessed 23 May 2017].

Ronquim, C.C. 2010. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento*. Embrapa Monitoramento por Satélite, Campinas.

Sang W. 2009. Plant diversity patterns and their relationships with soil and climatic factors along an altitudinal gradient in the middle Tianshan Mountain area, Xinjiang, China. *Ecol. Res.* **24**(2): 303–314. Available from <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11284-008-0507-z> [accessed 24 March 2017].

Sarmiento, G. 1984. *The ecology of Neotropical Savannas*. Harvard University Press, Cambridge.

Shaefer, C.E.G.R., Corrêa, G.R., Candido, H.G., Arruda, D.M., Nunes, J.A., Araújo, R.W., Rodrigues, P.M.S., and Fernandes Filho, E.I. 2016. The physical environment of rupestrian grasslands (campos rupestres) in Brazil: Geological, geomorphological and pedological characteristics and interplays. *In Ecology and conservation of mountain-top grasslands in Brazil. Edited by G.W. Fernandes*, Springer International, Cham, Baviera. pp. 15-54.

Shaheen, H., Mashwani, Z.U.R., and Dar, M.E.U.I. 2015. Spatial patterns and diversity of alpine vegetation across Langer–Shandur Valley, Hindukush Himalayas. *Curr. Sci.* **108**(8): 1534-1539. Available from <http://www.currentscience.ac.in/Volumes/108/08/1534.pdf>. [accessed 01 November 2017].

Sharma, C.M., Suyal, S., Gaiorola, S., and Ghildiyal, S.K. 2009. Species richness and diversity along an altitudinal gradient moist temperate forest of Garhwal Himalaya. *J. Am. Sci.* **5**(5): 119-128. Available from http://www.sciencepub.net/american/0505/15_0937_mauscript_am0505.pdf [accessed 18 March 2017].

Spehn E.M, Rudmann-Maurer K., Korner, C. and Maselli, D. 2010. *Mountain Biodiversity and Global Change*. GMBA-DIVERSITAS, Basel.

- Ter Braak, C.J.F. 1987. The analysis of vegetation–environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* **69**(1-3): 69–77. doi: 10.1007/BF00038688.
- Tester M. and Morris C. 1987. The penetration of light through soil. *Plant Cell Environ* **10**(4): 281-286. doi: 10.1111/j.1365-3040.1987.tb01607.x
- Toledo-Garibaldi, M., and Williams-Linera, G. 2014. Tree diversity patterns in successive vegetation types along an elevation gradient in the Mountains of Eastern Mexico. *Ecol. Res.* **29**(6): 1097-1104. doi: 10.1007/s11284-014-1196-4.
- Tomé Júnior, J. B. 1997. Manual para interpretação de análise de solo. Livraria e Editora Agropecuária, Guaíba.
- Vargas, M.A.T., and Hungria, M. 1997. Fixação biológica do N₂ na cultura da soja. *In* *Biologia dos solos de cerrado. Edited by M.A.T. Vargas and M. Hungria* Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Planaltina. pp. 297-360.
- Veech, J.A., Summerville, K.S., Crist, T.O., and Gering, J.C. 2002. The additive partitioning of diversity: recent revival of an old idea. *Oikos* **99**(1): 3-9. doi: 10.1034/j.1600-0706.2002.990101.x.
- Wang, G., Zhou, G., Yang, L., and Li, Z. 2002. Distribution species diversity and life-form spectra of plant communities along an altitudinal gradient in the northern slopes of Qilianshan Mountains, Gansu, China. *Plant Ecol.* **165**(2): 169–181. doi: 10.1023/A:1022236115186.
- Wang, J.F., Zhang, T.L., and Fu, B.J. 2016. A measure of spatial stratified heterogeneity. *Ecol. Indic.* **67**: 250-256. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.02.052.
- Whittaker, R.H. 1956. Vegetation of the Great Smoky Mountains. *Ecol. Monogr.* **26**(1): 1-80. doi: 10.2307/1943577.

Whittaker, R.H. 1956. Vegetation of the Great Smoky Mountains. *Ecol. Monogr.* **26**(1): 1-80. doi: 10.2307/1943577.

Williams Linera, G. 1993. Soil seed banks in four lower montane forest of Mexico. *J. Trop. Ecol.* **9**(3): 321-337. Available from <http://www.jstor.org/stable/2559532> [accessed 8 July 2017].

Table 1. Results of Generalized Linear Models for abundance and richness of the seed bank along an elevation gradient in Serra do Cipó, Minas Gerais, Brazil. Values are degrees of freedom and AICc parameters. One-segmented is the model with one breakpoint.

Variables	Model	df	AICc
Richness	one-segmented	5	497.668
	linear model	3	515.748
	null	2	517.599
Abundance	one-segmented	5	682.893
	linear model	3	728.152
	null	2	726.056

1 **Table 2.** Analysis of Variance with Generalized Linear Models and q-statistic values of edaphic variables at the seven elevations studied in Serra
 2 do Cipó, Minas Gerais, Brazil. All variables were significant at $p < 0.01$. Abbreviations for edaphic variable are in the text.

3

Edaphic variable	Altitude (m)							F	q-estatic
	800	900	1000	1100	1200	1300	1400		
pH	5.15 ± 0.07a	5.05 ± 0.06a	5.18 ± 0.06a	4.99 ± 0.05b	4.80 ± 0.11b	4.78 ± 0.16b	4.70 ± 0.08 b	4.278	0.23
P-Merlich	2.91 ± 0.37a	1.16 ± 0.13b	1.16 ± 0.12b	1.15 ± 0.08b	2.70 ± 0.46a	1.02 ± 0.18b	2.38 ± 0.33a	11.313	0.40
P-Rem	32.60 ± 0.07b	30.30 ± 0.06c	32.81 ± 0.06b	29.12 ± 0.05c	24.86 ± 0.11c	39.26 ± 0.15a	33.90 ± 0.08b	44.628	0.33
K ⁺	49.45 ± 3.88a	31.66 ± 2.80b	30.08 ± 4.90b	33.06 ± 2.60b	41.15 ± 5.45a	15.32 ± 0.64c	25.06 ± 3.82b	67.030	0.38
Ca ⁺⁺	0.25 ± 0.02b	0.20 ± 0.00b	0.20 ± 0.00b	0.21 ± 0.01b	0.21 ± 0.01b	0.20 ± 0.00b	0.28 ± 0.03a	5.318	0.25
Mg ⁺⁺	0.15 ± 0.01a	0.10 ± 0.00b	0.10 ± 0.00b	0.11 ± 0.01b	0.10 ± 0.00b	0.10 ± 0.00b	0.17 ± 0.02a	13.23	0.44
Al	1.43 ± 0.07b	1.69 ± 0.20b	1.62 ± 0.22b	1.87 ± 0.12b	2.48 ± 0.24a	1.29 ± 0.111b	2.66 ± 0.24a	7.895	0.36
H + Al	1.95 ± 0.13b	5.08 ± 0.70 a	2.47 ± 0.36b	5.87 ± 0.62a	5.86 ± 0.58a	1.99 ± 0.16b	5.89 ± 0.47a	15.985	0.53
SB	0.53 ± 0.03a	0.38 ± 0.01b	0.38 ± 0.01b	0.40 ± 0.02b	0.42 ± 0.02b	0.34 ± 0.00	0.52 ± 0.04a	10.893	0.42
t	1.96 ± 0.09a	2.07 ± 0.21b	1.99 ± 0.23a	2.27 ± 0.13b	2.90 ± 0.25b	1.60 ± 0.11a	3.18 ± 0.25c	8.3283	0.37
M	72.64 ± 1.07c	78.67 ± 2.49b	79.41 ± 1.35b	82.01 ± 0.76b	84.04 ± 1.53a	77.57 ± 1.41b	82.81 ± 1.69b	6.233	0.31
T	2.48 ± 0.14b	5.46 ± 0.71a	2.85 ± 0.37b	6.27 ± 0.64a	6.28 ± 0.59a	2.40 ± 0.15b	6.41 ± 0.47a	15.449	0.52
V	21.92 ± 1.10a	8.74 ± 1.24c	15.10 ± 1.24b	7.04 ± 0.68c	7.39 ± 0.73c	14.91 ± 0.80 b	8.55 ± 0.87c	32.257	0.70
OM	3.51 ± 0.17c	5.037 ± 0.48b	3.57 ± 0.41c	5.59 ± 0.48b	6.90 ± 0.65a	3.57 ± 0.19c	6.90 ± 0.58a	11.201	0.44
AG	17.84 ± 1.08a	4.18 ± 0.68c	17.65 ± 1.48a	4.88 ± 0.45c	12.80 ± 1.09b	18.17 ± 1.36a	9.35 ± 1.41b	28.683	0.67
AF	62.77 ± 1.01d	72.59 ± 1.16b	67.11 ± 1.66c	81.12 ± 1.20a	75.66 ± 0.97b	73.74 ± 1.40b	78.49 ± 1.26a	25.623	0.65
Silt	11.54 ± 0.68a	12.46 ± 1.20a	8.15 ± 0.77b	5.54 ± 0.40c	6.00 ± 0.51c	4.92 ± 0.43c	7.85 ± 0.57b	19.23	0.56
Clay	7.85 ± 0.53c	10.77 ± 0.36a	7.08 ± 0.66d	8.46 ± 0.79b	5.54 ± 0.33e	3.08 ± 0.29g	4.31 ± 0.21f	30.847	0.67

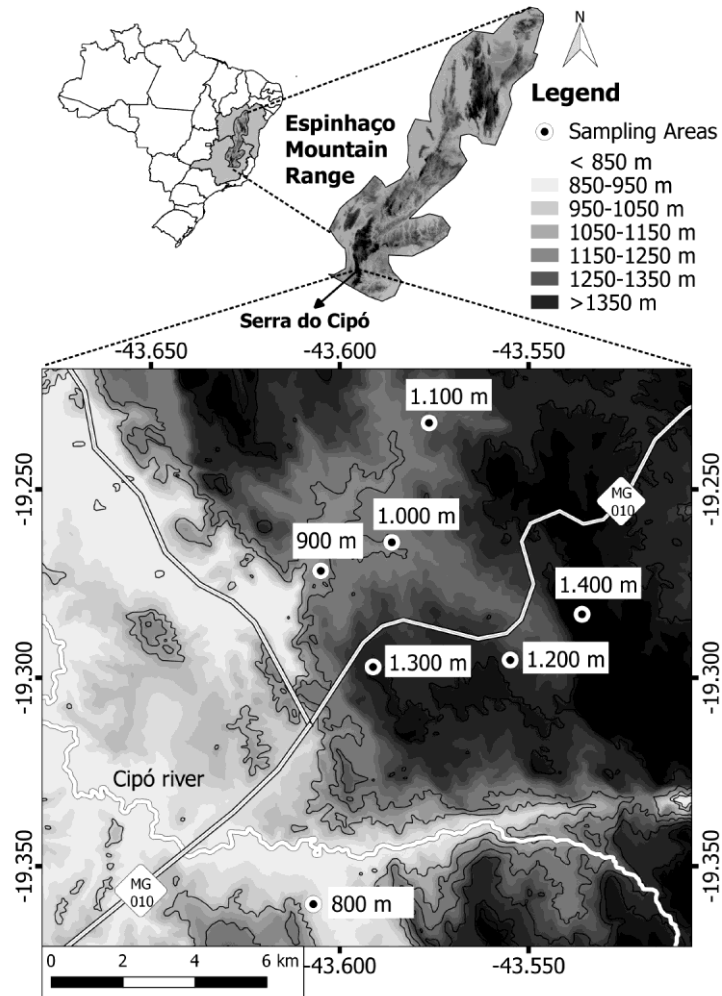
4

5 **Table 3.** Analysis of the results of the canonical correspondence analysis (CCA) of the
6 abundance of 149 seed bank species sampled in 91 plots among seven elevations of
7 rupestrian grasslands in Serra do Cipó, Brazil. The values represent the internal
8 correlations (*intraset*) between the soil characteristics and the first two ordering axes,
9 and the matrix of weighted correlations between potential soil acidity (H + Al),
10 effective cation exchange capacity (t), base saturation (V), organic matter (OM),
11 proportions of fine sand (FS), and clay.
12

Edaphic variables	Intraset correlations		Edaphic variables				
	Eixo 1	Eixo 2	H+Al	T	V	OM	FS
H+Al	-0.052	-0.772					
t	-0.129	-0.793	0.774				
V	0.261	0.700	-0.85	0.589			
OM	0.089	-0.970	0.799	-0.784	-0.678		
FS	-0.511	-0.536	0.555	0.283	-0.635	0.403	
Clay	0.694	0.183	0.107	-0.166	0.092	-0.16	-0.248

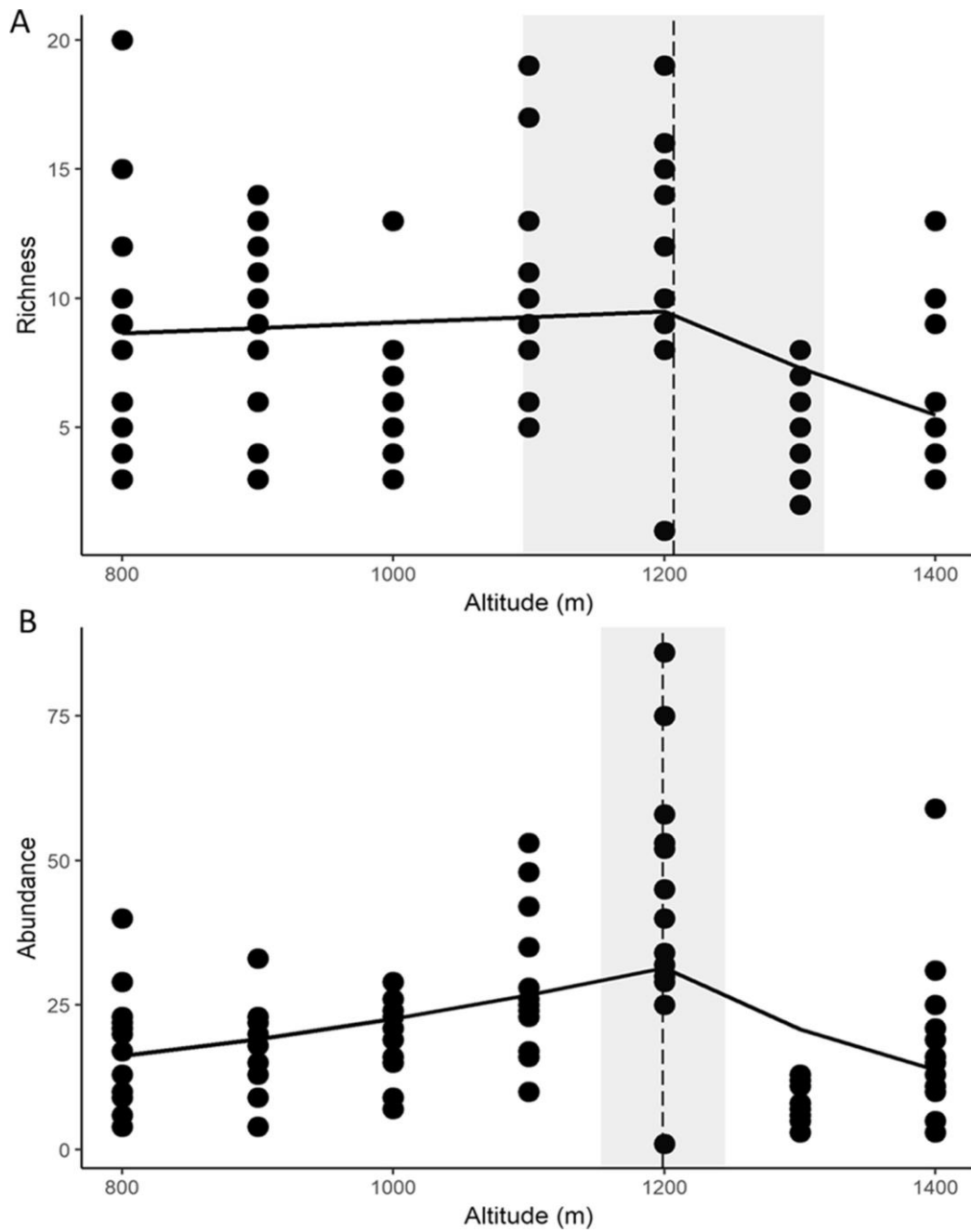
13

14



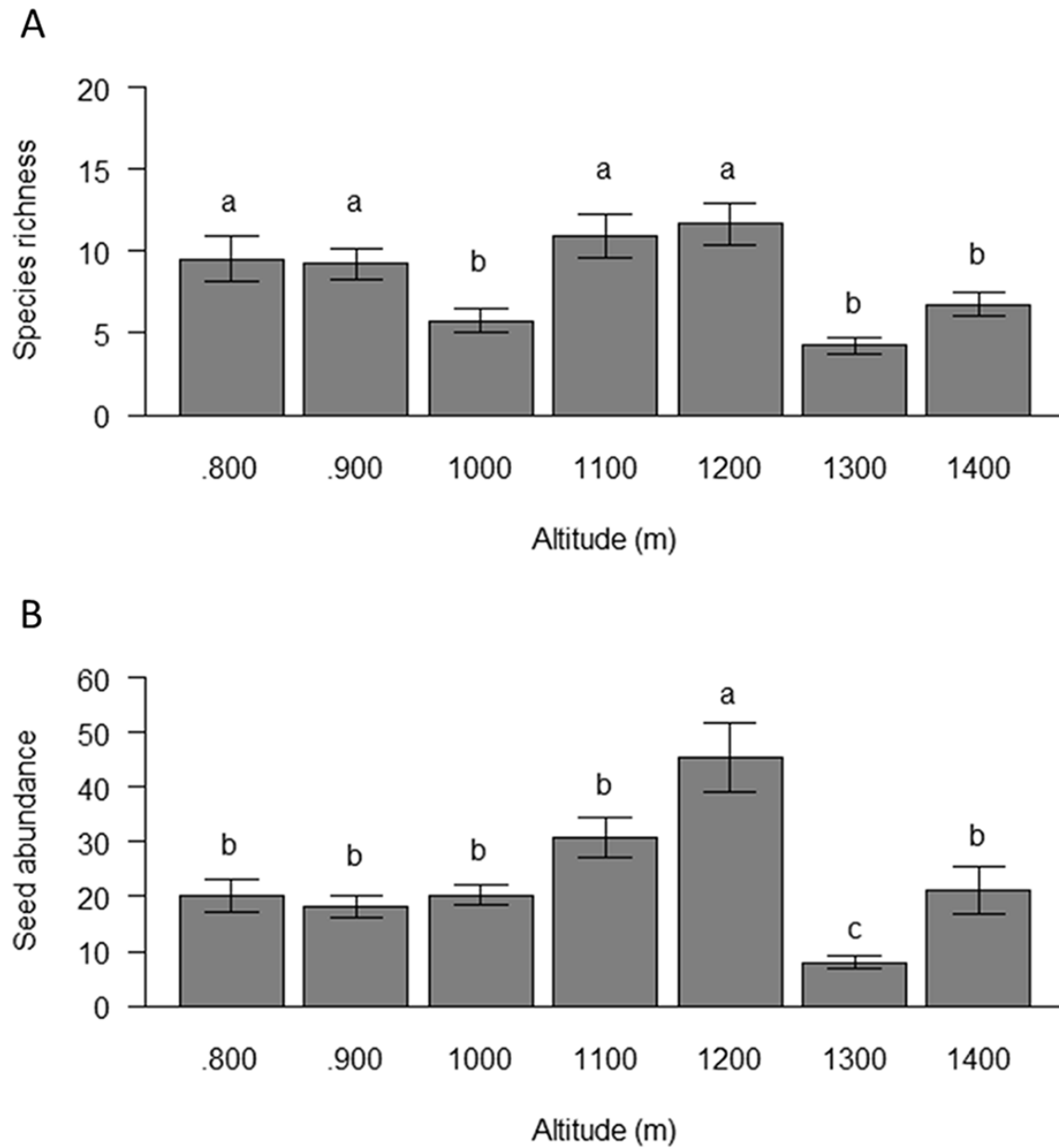
15

16 **Figure 1.** Geographic location of Serra do Cipó showing the Serra do Espinhaço in
 17 Minas Gerais, and indicating the sampling sites (800 – 1400 m).



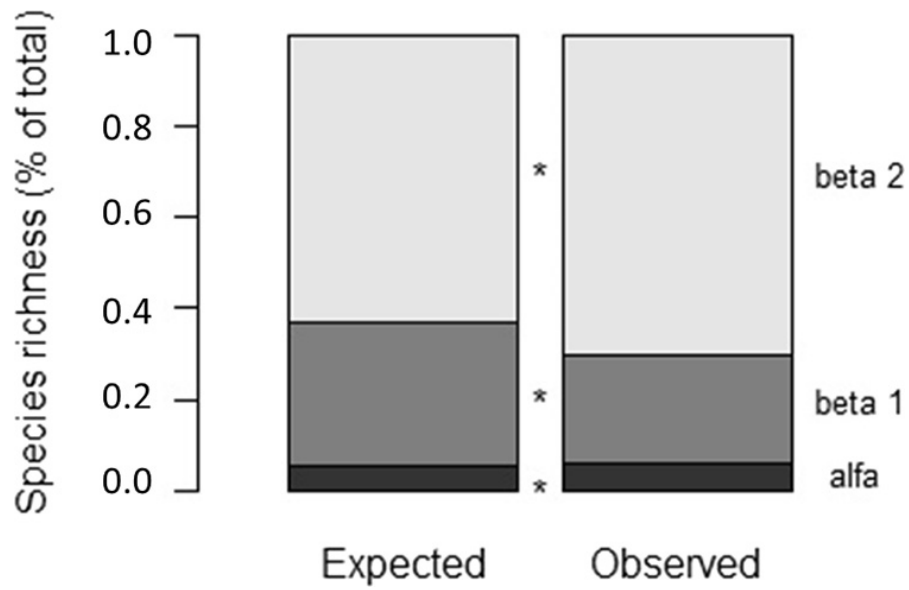
18

19 **Figure 2.** Species richness (a) and abundance (b) of germinated seeds along an
 20 elevation gradient in Serra do Cipó, Brazil, with a breakpoint at 1200 m.



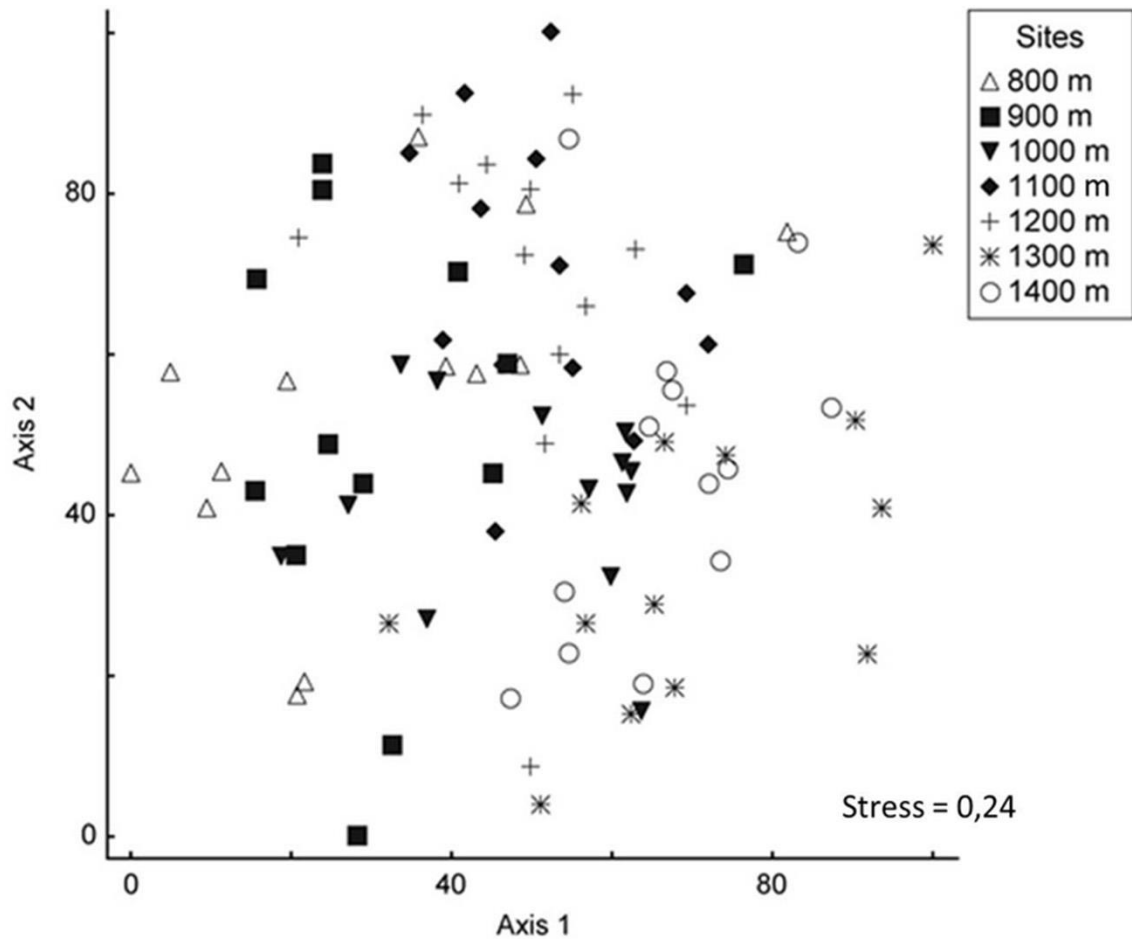
21

22 **Figure 3.** Species richness (a) and abundance (b) of germinated seeds along an
 23 altitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. Values are means \pm SD (n = 13). Different
 24 letters indicate significant differences ($p \leq 0.05$) between means.



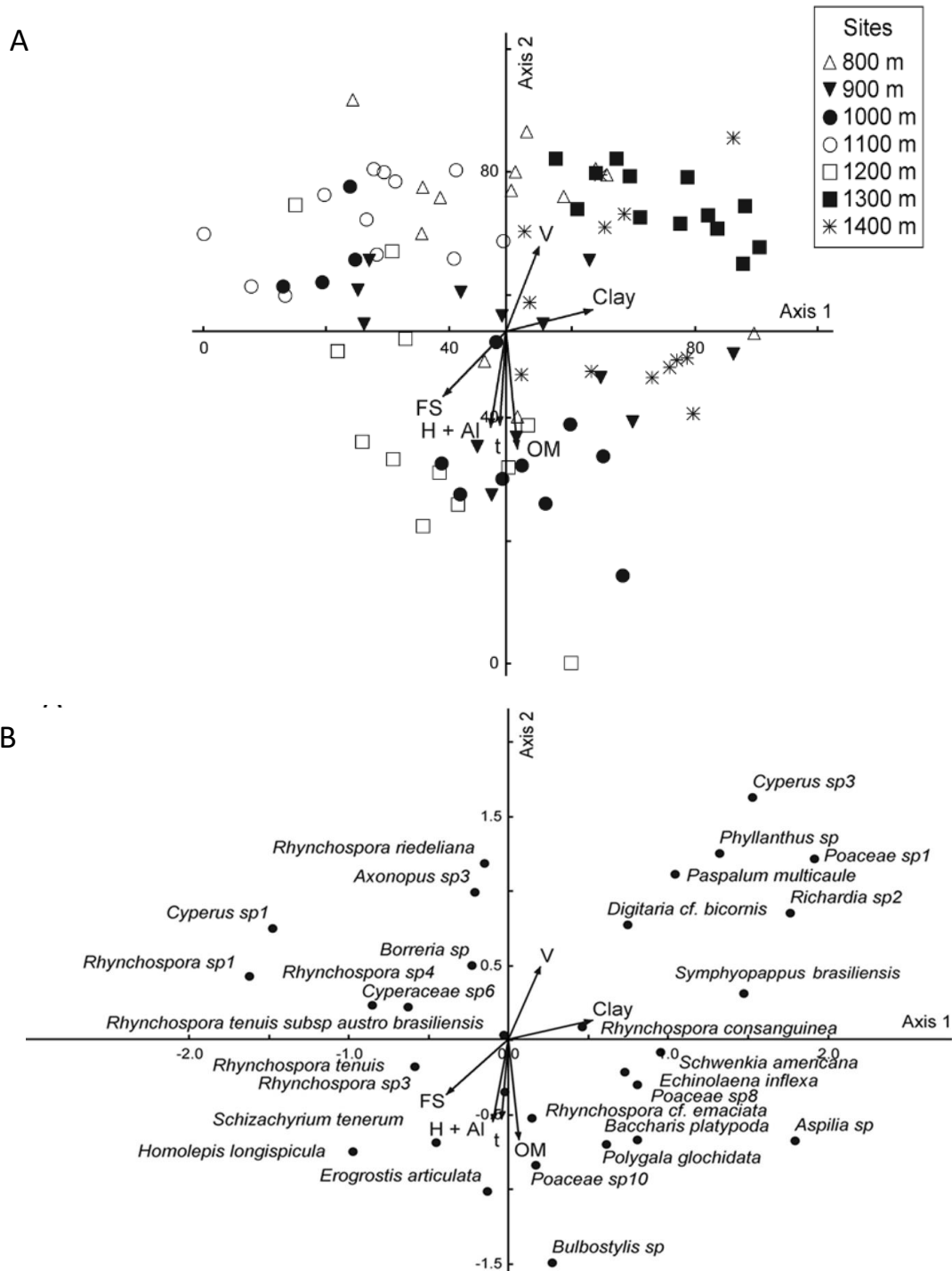
25

26 **Figure 4.** Additive diversity partitioning for the seed bank of an elevation gradient in
 27 Serra do Cipó, Brazil. The component α represents the percent of the number of
 28 germinated species per plot; β_1 represents β diversity due to the percent of species
 29 among plots; β_2 represents the percent of species among different areas. Observed
 30 values were compared statistically with expected values (* means $p < 0.001$).



31

32 **Figure 5.** Diagram of nonparametric multidimensional scaling (nMDS) of the species of
 33 the seed bank at seven elevations (800 m – 1400 m) in the rupestrian grasslands of Serra
 34 do Cipó, Brazil.



35

36 **Figure 6.** Canonical correspondence analyses (CCA): plot ordination diagrams (A) and
 37 seed bank species (B) based on the distribution of the number of individuals of 30
 38 species with 10 or more individuals in 91 plots among seven elevations in rupestrian
 39 grasslands in Serra do Cipó, Brazil, and its correlation with soil variables: OM, t, V, H +
 40 Al, FS and clay.

41 **Appendix S1.** Location of study area in Serra do Cipó, Minas Gerais, Brazil, and
 42 characteristics of sampling areas at different elevations (modified from Mota et al.
 43 2016).

Areas	Location (latitude and longitude)	Altitude (m)	Characteristics of areas
800 m	19°21'36.2°S and 43°36'25.2°W	824	Ecotonal area of cerrado and rupestrian field, predominance of shrub-arboreal stratum.
900 m	19°16'17.8°S and 43°36'18.1°W	977	Ecotonal area of cerrado and rupestrian field, presence of rock outcrops and predominance of shrub-arboreal stratum.
1000 m	19°15'50.6°S and 43°35'10.3°W	1001	Ecotonal area of cerrado and rupestrian field, five plots with predominant shrub arborea and other plots with evident graminoid and herbaceous strata.
1100 m	19°13'56.5°S and 43°34'34.8°W	1101	Area of rupestrian field, presence of rocky outcrops and stratum graminoid, herbaceous and shrub evident.
1200 m	19°17'43.0°S and 43°33'17.4°W	1255	Area of rupestrian field, a little steep, waterlogging of two plots and presence of outcrops rocky and stratus shrub and herbaceous evident.
1300 m	19°17'49.6°S and 43°35'28.2°W	1303	Typical vegetation of rupestrian field with predominance of herbaceous and graminoid strata, and presence of shrub species in present rock outcrops.
1400 m	19°16'59.3°S and 43°32'08.9°W	1420	Typical rock field vegetation, predominantly graminoid and herbaceous, on flat ground.

44 **Appendix S2.** Germinated species, their respective families, voucher and occurrence in
 45 each area in the evaluated elevation gradient (800 - 1400 m) in Serra do Cipó,
 46 Southeastern Brazil.

Family	Species	800	900	1000	1100	1200	1300	1400	Voucher
Amaranthaceae	<i>Alternanthera</i> sp.							X	5143
	<i>Amaranthus</i> sp.		X		X				5144
	<i>Oxypetalum</i> cf.								5145
Apocynaceae	<i>strictum</i>	X			X				
	<i>Ageratum fastigiatum</i> (Gardner) R.M.King & H.Rob.								5146
Asteraceae	<i>Aspilia</i> sp.		X		X	X			
	sp.1		X		X			X	
	sp.2		X	X					
	sp.3	X							
	sp.4	X				X			
	<i>Baccharis platypoda</i> DC.	X	X	X	X	X			5147
	<i>Baccharis</i> sp.1					X			
	<i>Lychnophora</i> cf. <i>ericoides</i>		X	X	X	X			5148
	<i>Lychnophora pinaster</i>		X						
	<i>Senecio</i> sp.	X		X		X			5149
	<i>Symphiopappus</i> <i>brasiliensis</i> (Gardner) R.M.King & H.Rob.	X	X	X	X	X			5150
	Bromeliaceae	sp.1			X		X		
<i>Hedyosmum</i> <i>brasiliense</i> Mart. ex Miq.			X						
Chloranthaceae						X			5151
Cyperaceae	<i>Bulbostylis</i> cf. <i>conifera</i>					X			5152
	<i>Bulbostylis</i> sp.	X	X	X	X	X			
	sp.1				X	X			
	sp.2						X		
	sp.3		X	X					
	sp.4						X	X	
	sp.5			X	X			X	
	sp.6	X				X	X		
	sp.7	X							
	sp.8						X		
	sp.9							X	
	sp.10						X		
	sp.11	X							
	sp.12	X			X				
	<i>Cyperus</i> sp.1	X				X			5153
	<i>Cyperus</i> sp.2	X							
	<i>Cyperus</i> sp.3	X							5154
	<i>Cyperus</i> sp.4	X		X					5155
	<i>Cyperus</i> sp.5	X			X				
	<i>Fimbristylis</i> sp.	X	X			X	X		5156
<i>Lagenocarpus rigidus</i> Nees				X				5157	
<i>Lagenocarpus</i> sp.				X					
<i>Lagenocarpus</i> <i>tenuifolius</i> (Boeckeler) C.B.Clarke		X				X	X	5158	
<i>Rhynchospora</i> cf. <i>emaciata</i>	X	X		X	X	X	X	5159	

	<i>Rhynchospora</i>								5160
	<i>consanguinea</i> (Kunth)								
	Boeckeler	X	X	X	X	X	X	X	
	<i>Rhynchospora</i>								5161
	<i>recurvata</i> (Schrad. ex								
	Nees) Steud.			X					
	<i>Rhynchospora</i>								5162
	<i>riedeliana</i> C.B.Clarke	X	X	X	X	X	X	X	
	<i>Rhynchospora</i> sp.1				X	X		X	5163
	<i>Rhynchospora</i> sp.2		X					X	
	<i>Rhynchospora</i> sp.3	X	X	X	X	X	X	X	
	<i>Rhynchospora</i> sp.4	X	X	X	X	X	X	X	5164
	<i>Rhynchospora</i> sp.5	X							
	<i>Rhynchospora</i> sp.6							X	
	<i>Rhynchospora tenuis</i>								5165
	Link	X	X	X	X	X	X	X	
	<i>Rhynchospora tenuis</i>								5166
	subsp. <i>austro</i>								
	<i>brasiliensis</i> T.Koyama	X		X	X	X		X	
Euphorbiaceae	<i>Chamaesyce</i> sp.1		X						5167
	<i>Chamaesyce</i> sp.2		X						
	<i>Croton</i> sp.1	X					X		5168
	<i>Croton</i> sp.2	X			X				5169
	Sp.1					X			
	<i>Chamaecrista</i>								5170
	<i>desvauxii</i> (Collad.)								
Fabaceae	Killip				X	X			
	<i>Mimosa</i> sp.						X		
Krameriaceae	<i>Stylosanthes</i> sp.	X		X					
	<i>Krameria</i> sp.		X						
Lamiaceae	<i>Hyptis complicata</i>		X		X				5171
	A.St.-Hil. ex Benth.								
	sp.1					X			
Lythraceae	<i>Diplusodon orbicularis</i>								5172
	Koehne		X						
Malvaceae	sp.1				X				
	sp.2			X					
	sp.3		X						
Melastomataceae	<i>Cambessedesia</i> sp					X			
	<i>Marcetia taxifolia</i>								5173
	(A.St.-Hil.) DC.		X						
	sp.1					X			
	sp.2		X			X			
	sp.3	X							
	sp.4					X			
	sp.5		X						
	sp.6		X						
	<i>Miconia</i> sp.1		X						
	<i>Miconia</i> sp.2					X	X		
	<i>Microlicia</i> sp.1		X	X					
	<i>Microlicia</i> sp.2					X			
	<i>Tibouchina</i>								5174
	<i>heteromalla</i> (D.Don)								
	Cogn.					X			
	<i>Trembleya laniflora</i>								5175
	(D.Don) Cogn.					X			
Myrtaceae	sp.1			X					
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus</i> sp.1		X						
	<i>Phyllanthus</i> sp.2	X	X	X	X				
Poaceae	<i>Axonopus</i> sp.1	X	X	X	X	X		X	5176

	<i>Axonopus</i> sp.2	X	X	X	X	X	X	5177
	<i>Axonopus</i> sp.3	X	X			X		
	<i>Axonopus</i> sp.4		X	X	X			
	<i>Axonopus</i> sp.5			X				5178
	<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase	X	X	X	X	X	X	5179
	<i>Homolepis</i> <i>longispicula</i> (Döll) Chase	X	X	X		X	X	5180
	<i>Mesosetum loliiforme</i> (Hochst.) Chase		X		X			5181
	<i>Panicum cyanescens</i> Nees ex Trin.					X	X	5182
	<i>Panicum</i> sp. <i>Paspalum erianthum</i> Nees ex Trin.				X			5183
	<i>Paspalum hyalinum</i> Nees ex Trin.		X				X	5184
	<i>Paspalum</i> sp.1	X			X			5185
	<i>Paspalum</i> sp.2	X	X		X			5186
	<i>Paspalum</i> sp.3				X	X		5187
	<i>Paspalum</i> sp.4		X					5188
	<i>Paspalum</i> sp.5			X				
	sp.1	X		X	X			
	sp.2	X	X			X		
	sp.3		X					
	sp.4			X				
	sp.5	X						
	sp.6	X						
	sp.7					X		
	sp.8	X			X	X	X	
	sp.9	X				X		
	sp.10	X			X	X		
	sp.11	X						
	sp.12					X		
	sp.13	X						
	sp.14		X					
	<i>Schizachyrium</i> cf. <i>sanguineum</i>							5189
	<i>Schizachyrium</i> sp.1				X		X	
	<i>Schizachyrium</i> sp.2	X						
	<i>Schizachyrium</i> sp.3				X		X	
	<i>Schizachyrium</i> sp.4						X	
	<i>Schizachyrium</i> <i>tenerum</i> Nees				X	X	X	5190
	<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze					X		5191
	<i>Tatianyx arnacites</i> (Trin.) Zuloaga & Soderstr.							5192
	<i>Polygala glochidata</i> Kunth				X	X		5193
Polygalaceae	<i>Portulaca</i> cf. <i>oleracea</i>				X	X		
Portulacaceae	<i>Borreria</i> sp.1	X	X		X		X	5194
Rubiaceae	<i>Borreria</i> sp.2	X						
	<i>Declieuxia</i> sp.1		X					5195
	<i>Declieuxia</i> sp.2					X		
	<i>Diodella apiculata</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Delprete					X		5196

	<i>Richardia</i> sp.1	X			X	X	5197
	<i>Richardia</i> sp.2	X	X		X		5198
	sp.1				X		
	sp.2		X				
	sp.3			X			
	<i>Schwenckia americana</i>						5199
Solanaceae	Rooyen ex L		X		X	X	
	<i>Solanum</i> sp.					X	5200
Turneraceae	<i>Turnera</i> sp.1			X			
	<i>Turnera</i> sp.2		X				5201
Xyridaceae	<i>Xyris</i> sp						X
Unidentified	sp.1		X				
	sp.2	X					
	sp.3					X	
	sp.4		X				
	sp.5		X				
	sp.6				X		
	sp.7				X		
	sp.8					X	
	sp.9		X			X	

47 **Appendix S3.** Geographic distance between each two areas of the studied elevation
 48 gradient (800-1400 m) in the Serra do Cipó, MG, Brazil.

Areas (m)	Geographic Distance (km)
800 – 900	9.79
800 – 1000	10,85
800 – 1100	14.51
800 – 1200	9.01
800 – 1300	7.14
800 – 1400	11.33
900 – 1000	2.15
900 – 1100	5.30
900 – 1200	5.90
900 – 1300	3,20
900 – 1400	7.39
1000 – 1100	3.66
1000 – 1200	4.78
1000 – 1300	3.70
1000 -1400	5.70
1100 -1200	7.32
1100 – 1300	7.34
1100 – 1400	7.06
1200 – 1300	3.83
1200 – 1400	2.42
1300 – 1400	6.03

Appendix S4. Best models (with $\Delta AICc < 2.00$) of the effect of edaphic variables on richness and abundance of the seed bank at each area along an elevation gradient of rupestrian grasslands in Serra do Cipó, Brazil. Environmental variables: potential soil acidity (H + Al), effective cation exchange capacity (t), base saturation (V), organic matter (OM), proportions of fine sand (FS), and clay.

Biological attributes	Altitude (m)	t	OM	clay	H+Al	V	FS	AICc	$\Delta AICc$	Weight
	800							80.6	0	0.255
		-0.5528 ns						82.4	1.78	0.105
	900							73.0	0	0.275
							0.0282 ns	74.9	1.97	0.103
	1000	0.3654**						58.9	0	0.204
Richness						-0.0692**		59.7	0.78	0.138
					0.2251**			59.8	0.89	0.131
			0.1962**					60.3	1.37	0.103
	1100	-1.0562***	0.2811***	0.1355***				75.0	0	0.280
		-1.7484***			0.3898***			75.9	0.90	0.179
			0.4314***	0.2170***	-0.3500***			76.5	1.50	0.132

		-0.9614***	0.3016***		-0.0889***	76.9	1.88	0.109
	1200	0.3417***				78.4	0	0.391
	1300		0.4100*			55.6	0	0.251
						56.3	0.78	0.170
	1400					66.0	0	0.236
		0.1858 ns				67.1	1.12	0.135
			0.0744 ns			67.5	1.44	0.115
				0.0907 ns		67.6	1.60	0.106
	800					100.9	0	0.309
	900					91.9	0	0.254
	1000					91.3	0	0.260
					-0.0286 ns	92.9	1.59	0.117
			0.0800 ns			93.2	1.90	0.101
Abundance	1100	-1.0075***	0.2979***	0.1374***		98.4	0	0.672

1200				-0.1569*	124.6	0	0.228
					125.3	0.70	0.161
1300				0.4243**	69.2	0	0.248
				0.5194**	69.8	0.58	0.185
				-0.2065 (.)			
				-1.4601**	71.1	1.85	0.099
1400					103.4	0	0.224
				0.2299*	103.7	0.32	0.191
							0.224
							0.191

Significant codes: *** p = 0; ** p < 0,001; * p < 0,01; (.) p < 0,05; ns = not significant.

1 **CAPÍTULO 2**

2

3 **Título:** Variações espaço-temporais do banco de sementes do solo de campo rupestre ao
4 longo de um gradiente altitudinal

5 **Título resumido:** Variações espaço-temporais do banco de sementes do solo

6 **Lista de autores:** Giovana R. Luz, Daniel M. Arruda, Nayara M. Mota, G. W.

7 Fernandes e Yule R. F. Nunes

8 **Luz, G. R.** (giovanaluz@gmail.com)¹

9 **Arruda, D. M.** (arruda.dm@hotmail.com)²

10 **Mota, N. M.** (nayara.m.mota@hotmail.com)³

11 **Fernandes, G. W.** (gwilson@ic.ufmg.br)¹

12 **Nunes, Y. R. F.** (Autor para correspondência: yule.nunes@unimontes.br)⁴

13 ¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre,
14 Departamento de Biologia Geral, C. Postal 486, 30161-970 Belo Horizonte, MG, Brasil

15 ² Departamento de Biologia Vegetal. Universidade Federal de Viçosa, Campus
16 Universitário Viçosa, 36570-900, Viçosa, Minas Gerais, Brasil.

17 ³ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Biologia Vegetal.
18 Universidade Federal de Viçosa, Campus Universitário Viçosa, 36570-900, Viçosa,
19 Minas Gerais, Brasil.

20 ⁴ Laboratório de Ecologia Vegetal, Departamento de Biologia Geral, Universidade
21 Estadual de Montes Claros, Campus Universitário Prof. Darcy Ribeiro, Caixa Postal
22 126, 39401-089, Montes Claros, Minas Gerais, Brasil.

23

24 **Financiamento:** CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e
25 Tecnológico/ PELD-CRSC Site 17) e FAPEMIG (Fundação de Amparo à Pesquisa do
26 Estado de Minas Gerais). A CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de
27 Nível Superior) pela bolsa de G. R. Luz.

28 *Formatado segundo as normas do periódico Journal Vegetation Science*

29 **Abstract:**

30 **Aims**

31 Spatial and seasonal dynamics are associated with important drivers of the seed bank
32 structure and knowing these mechanisms is particularly important because it involves
33 the adaptive processes of species in response to environmental factors. The aims of this
34 study was to test if the composition, richness, abundance and habits and dispersion
35 syndromes vary according to the rainfall and dry seasons. And if the predictors that
36 determine the structure of the seed bank in the dry season differ from those of the
37 season rainfall as well as those that influence the attributes of dispersion syndromes and
38 plant habits in each season.

39 **Location**

40 Serra do Cipó, south-eastern Brazil

41 **Methods**

42 Climatic and soil data and soil samples were collected at seven sample sites at different
43 altitudes (800 - 1400 m) in Serra do Cipó, Brazil. To verify differences in species
44 composition, richness and abundance, and if the environmental predictors that influence
45 the composition of the seed bank and the predominance of a particular habit or
46 dispersion syndrome differ between seasons, NMDS, LME and RDA were made,
47 respectively.

48 **Results**

49 The studied seed bank is more influenced by the climatic variables, followed by the
50 edaphic and after the altitude. The factors that most influenced the bank were the air and
51 soil moisture, air temperature, accumulated precipitation, phosphorus content, clay and
52 attitude. Among these, altitude, air temperature, humidity (soil and air) and wind speed
53 influenced the seed bank differently in the dry and rainy seasons. The richness and

54 abundance of seeds, and the dispersal syndromes and habit of the species differed
55 among the climatic seasons, with greater richness and abundance in the dry season and
56 predominance of autochoric species and graminoids. Wind velocity and soil moisture
57 were also important predictors in the establishment of dispersal syndromes and species
58 habits.

59 **Conclusions**

60 The edaphic-climatic predictors and altitude showed to influence the composition of the
61 seed bank of the studied rupestrian grasslands, mainly the climate, which had a greater
62 percentage of importance. The dry season, and the graminoid habit and autochoric
63 syndrome had greater seed richness and abundance. These data suggest that climate
64 change may alter the regeneration process of rupestrian grasslands via the seed bank,
65 since the climate was an important factor that affected the composition of the seed bank.

66

67 **Keywords:** edaphics variables, climate, variance partition, seasonal variation,
68 dispersion syndromes, habit, elevation, floristic composition.

69

70 **Introdução**

71 Os ambientes montanhosos são importantes para o entendimento da relação
72 biodiversidade e altitude, uma vez que a variação da altitude aciona diversas
73 características de um ambiente, pois está relacionada a fatores como pressão
74 atmosférica, temperatura (Korner 2007), umidade e precipitação (Korner 2007; McCain
75 & Grytnes 2010). A quantidade de sementes armazenadas no solo em um único ponto
76 no tempo é resultado de interações múltiplas entre fatores bióticos e ambientais, a
77 maioria dos quais é regida por fatores climáticos (Walck et al. 2011). Dentro da mesma
78 zona de elevação, cofatores como topografia, declive, tipo e textura do solo, nutrientes e
79 estabilidade do substrato também pode controlar a composição de espécies de plantas

80 (Holland & Steyn 1975; Ramsay & Oxley 1997). Desta forma, espera-se que haja
81 diferenças quanto à composição, riqueza e abundância do banco de sementes dos solos e
82 os fatores ambientais envolvidos, quando coletados em distintos períodos sazonais. Na
83 estação seca, por exemplo, a pluviosidade é menor, o que reduz a umidade do solo e,
84 conseqüentemente, diminui a taxa de predação e/ou ataque de patógenos e a saída
85 dessas sementes do solo através da germinação (Augspurger 1984). Por outro lado, na
86 estação chuvosa, existem condições ambientais adequadas que induzem a emergência
87 das plântulas, além de elevados níveis de atividade dos decompositores que podem
88 danificar as sementes (Howe & Smallwood 1982; Augspurger 1984). Além disso, a
89 quantidade de espécies com diferentes formas de dispersão também deve variar, visto
90 que espécies zoocóricas necessitam de maior quantidade de água para formação de seus
91 frutos (Alencar 1996) e de uma maior movimentação de dispersores, sendo portanto
92 mais propícias à dispersão e germinação de suas sementes no período chuvoso
93 (Morelato & Leitão-Filho 1992). Já as espécies anemocóricas e autocóricas, que
94 possuem frutos secos, necessitam que seus frutos sofram desidratação do pericarpo, para
95 ocorrer sua deiscência e assim frutificam e dispersam seus frutos durante a estação seca
96 (Mantovani & Martins 1988) e germinam logo que as condições estejam propícias.
97 Estudos fenológicos também têm indicado diferenças básicas entre o comportamento
98 dos estratos herbáceo, subarbustivo e arbóreo da vegetação em diferentes estações
99 climáticas. Enquanto plantas herbáceas têm os seus eventos fenológicos ligados a
100 estação chuvosa, as lenhosas parecem ser mais independentes da sazonalidade e muitas
101 delas florescem em plena estação seca (Sarmiento & Monasterio 1983). Desta forma, a
102 composição, riqueza e abundância de plântulas oriundas do banco de sementes, bem
103 como os fatores climáticos, que influenciam a dispersão e, conseqüentemente, a

104 formação do banco de sementes de diferentes hábitos de vida, devem ser diferentes em
105 cada estação climática.

106 Os campos rupestres são a principal formação vegetal em regiões montanhosas
107 do Brasil (Schaefer et al. 2016). São encontrados principalmente ao longo da
108 Cordilheira do Espinhaço, geralmente acima de 900 m a.s.l., em solos ricos em alumínio
109 e deficientes em nutrientes (Giulietti et al. 1987; Benites et al. 2007; Negreiros et al.
110 2009). Os solos variam de latossolos profundos e cambissolos em regiões de transição
111 com savanas típicas, como o Cerrado *Sensu Stricto*, até neossolos litólicos muito rasos
112 onde predomina uma vegetação mais aberta, com varias espécies sobre afloramentos
113 rochosos (Schaefer et al. 2016). É uma vegetação caracterizada pela sazonalidade
114 climática, com um período chuvoso concentrado de outubro a abril e um período seco
115 de maio a setembro (Madeira & Fernandes 1999). Esta vegetação compreende um
116 complexo mosaico de comunidades de plantas, com alta riqueza de espécies e muitas
117 espécies endêmicas (Giulietti et al. 1987; Filgueiras 2002; Medina & Fernandes 2007),
118 cuja similaridade florística é baixa, mesmo entre áreas próximas geograficamente (Mota
119 et al. 2016; Luz et al. 2018; Mota et al. 2018).

120 Geralmente, nas áreas de maiores altitudes da Cadeia do Espinhaço há
121 predominância de espécies graminóides e herbáceas, em solos arenosos e pedregosos e,
122 poucas arbustivas, que ocorrem preferencialmente em afloramentos rochosos
123 (Conceição & Pirani 2005; Rapini et al. 2008). Já as áreas mais baixas, além de uma
124 maior riqueza e abundância de espécies, possuem predominância de espécies arbustivas
125 e arbóreas, típicas de outras fitofisionomias do Cerrado, e de outros biomas como a
126 Floresta Atlântica e a Caatinga, devido ao ecótono que os campos rupestres fazem com
127 estas vegetações (Giulietti et al. 1997; Conceição et al. 2016; Conceição & Pirani 2016;
128 Coelho et al. 2016). As diferenças florísticas entre áreas distintas também podem ser

129 atribuídas às características do solo (Moreno et al. 2008). Uma diferença altitudinal de
130 algumas centenas de metros pode causar alterações significativas no solo, clima e
131 vegetação (Fritzsos et al. 2008).

132 Muitos estudos têm sido conduzidos com a vegetação de campo rupestre da
133 Cordilheira do Espinhaço (e.g. Giulietti et al. 1987; Conceição & Pirani 2007; Rapini et
134 al. 2008; Nunes et al. 2008; Mota et al. 2016; Conceição et al. 2016; Conceição &
135 Pirani 2016). No entanto, poucos abordaram a flora do banco de sementes (veja Medina
136 & Fernandes 2007; Le Stradic 2012; Luz et al. 2018), apenas um estudo abordou a
137 influência das variáveis edáficas no banco de sementes (veja Luz et al. 2018) e nenhuma
138 inferência existe sobre a influência dos parâmetros climáticos na estruturação do banco
139 de sementes. A dinâmica espacial e sazonal associam importantes *drivers* da estrutura
140 do banco de sementes e conhecer esses mecanismos é particularmente importante por
141 envolver os processos adaptativos das espécies em resposta aos fatores ambientais (Leal
142 Filho et al. 2013). Esse contexto ganha mais importância quando aplicado às bases do
143 manejo e a conservação de espécies de relevantes interesses ecológicos, visto que esses
144 *drivers* influenciam o direcionamento da regeneração em diferentes áreas e épocas do
145 ano, podendo afetar o número de indivíduos e composição das espécies envolvidas no
146 processo. Assim, na busca de compreender melhor os *drivers* que influenciam o banco
147 de sementes em diferentes campos rupestres, o objetivo deste estudo foi responder as
148 seguintes perguntas: (1) a composição do banco de sementes do solo varia em função da
149 altitude e de preditores climáticos e edáficos? (2) os preditores que determinam a
150 composição do banco de semente na estação seca se diferem dos da estação chuvosa?
151 (3) a riqueza e abundância de sementes do banco, bem como a predominância de
152 determinada síndrome de dispersão e hábito das espécies se diferem entre as estações
153 climáticas? e (4) os preditores climáticos que influenciam as síndromes de dispersão e

154 os hábitos da espécies são diferentes em cada estação? Espera-se que a composição
155 florística do banco seja mais influenciada pelo clima do que pelo solo e a altitude e que
156 os preditores climáticos que a influenciam em cada estação sejam diferentes. Espera-se
157 também que a riqueza e abundância de plântulas emergidas sejam maiores na estação
158 chuvosa, que haja predominância de espécies graminóides e anemocóricas, e que os
159 preditores que influenciam a predominância de determinado hábito ou síndrome de
160 dispersão sejam diferentes em cada estação climática.

161

162 **Material e Métodos**

163 *Área de Estudo*

164 O estudo foi conduzido em campos rupestres quartzítico na Serra do Cipó,
165 localizados na porção sul da Cadeia do Espinhaço (Minas Gerais, Brasil), sudeste do
166 Brasil (19°12' – 19°34'S e 43°27' – 43°38'W) (Figura 1). De acordo com a classificação
167 de Koppen, o clima da região é tropical de altitude (Cwp), com verões quentes e estação
168 seca bem pronunciada (Galvão & Nimer 1965). A precipitação anual da região gira em
169 torno de 1500 mm, com inverno seco de três a quatro meses e período úmido de sete a
170 oito meses, com temperaturas médias entre 17,4° e 19,8°C (veja Fernandes et al. 2016).
171 Os solos apresentam níveis moderados de matéria orgânica, são altamente ácidos e
172 deficientes em macronutrientes, com alta saturação de alumínio e textura
173 predominantemente arenosa (Negreiros et al. 2008).

174 A área amostral constituiu-se de sete sítios de coleta, em altitudes de 800 a 1400
175 m, com distância de 100 m entre si (Fig. 1). Nos sítios localizados nas altitudes mais
176 baixas há uma predominância de espécies arbustivo-arbóreas, e são também áreas de
177 ecótono com outras fisionomias do bioma Cerrado. Já os sítios de maiores altitudes, a
178 vegetação é tipicamente campestre, com predomínio de herbáceas, principalmente

179 graminóides (Tabela 1). Para maiores informações veja Mota et al. (2016), Rocha et al.
180 (2016); Luz et al. (2018).

181

182 *Amostragem do banco de sementes*

183 A amostragem do banco de sementes do solo realizou-se em quatro períodos:
184 julho de 2014 (estação seca), fevereiro (estação chuvosa) e setembro (estação seca) de
185 2015 e fevereiro de 2016 (estação chuvosa), nos sete sítios de coletas. Para isso,
186 utilizaram-se 13 parcelas (100 m²), distanciadas 10 m entre si, instaladas para o
187 levantamento da vegetação lenhosa (veja Mota et al. 2018). Em cada parcela,
188 marcaram-se quatro pontos equidistantes 3 m das bordas das parcelas, perfazendo
189 quatro amostras de solo por parcela. Posteriormente, essas amostras foram
190 homogeneizadas e retirou-se uma amostra composta em cada parcela. Em cada ponto,
191 coletaram-se uma amostra de serapilheira (folheto) na área superficial e outra de solo
192 na profundidade de 0-5 cm, em dimensões de 30 cm × 30 cm.

193 Em cada tratamento (época de coleta), as amostras (4500 cm³) foram
194 distribuídas em duas casas de vegetação, no *campus* da Universidade Estadual de
195 Montes Claros (Unimontes). As amostras compostas de serapilheira e de solo foram
196 acondicionadas em 182 bandejas plásticas (22 cm × 12 cm × 8 cm) cada, sendo 91
197 bandejas contendo solo, colocadas em casa de vegetação denominada “clarite” (com
198 100% de luz direta) e 91 bandejas em casa de vegetação “sombrite” (com 50% de
199 sombreamento). Da mesma forma, 91 bandejas de serapilheira foram colocadas no
200 “clarite” e 91 no “sombrite”. As amostras de serapilheira foram dispostas sobre areia
201 esterilizada, conforme metodologia adaptada de Pereira et al. (2010). Foram ainda
202 acrescentadas 56 bandejas plásticas em cada casa de vegetação, contendo areia
203 esterilizada, para controle de infestações da chuva de sementes local. Para este estudo,

204 os dados obtidos das diferentes amostras (serapilheira e solo e dos dois níveis de
205 luminosidade) foram somados para avaliar o potencial total do banco de sementes do
206 solo. As amostras foram regadas duas vezes ao dia (pela manhã e tarde), em torno de 5
207 segundos cada bandeja.

208 Para avaliação do banco de sementes foi utilizado o método de germinação
209 (Brown 1992). As amostras de cada área foram acompanhadas semanalmente durante o
210 período de 12 semanas, conforme metodologia de Luz et al. (2018). Para isto, foram
211 contados e morfotipados todos os indivíduos cujas sementes emergiram. Após o
212 estabelecimento do indivíduo ou quando houve o aparecimento de material reprodutivo,
213 retirou-se o indivíduo para sua herborização (Mori et al. 1989), sendo identificado e
214 depositado no Herbário Montes Claros, Minas Gerais (MCMG) da Unimontes. A
215 identificação do material botânico realizou-se através de consultas a especialistas e uso
216 de literatura especializada, e a classificação das espécies em famílias através do sistema
217 do *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG IV 2016). As espécies foram classificadas
218 quanto as estratégias de dispersão e hábito, mediante consulta bibliográfica (veja
219 Gottsberger Siberbauer & Gottsberger 1983; Pedralli et al. 1997; Costa et al. 2004;
220 Ferreira & Forzza 2009; Antunes 2013; Teixeira & Lemos Filho 2013; Amaral et al.
221 2013) e utilizando conhecimentos obtidos de observações dos autores durante o
222 experimento. Quanto ao hábito, as espécies foram classificadas em: graminóide,
223 herbáceo, arbustivo ou subarbustivo e lianas (adaptado de Figueiredo et al. 2014); e
224 quanto à síndrome de dispersão classificadas em autocóricas (dispersão por gravidade
225 ou deiscência explosiva), anemocóricas (dispersão pelo vento) e zoocóricas (dispersão
226 por animais), de acordo com classificação de Van der Pijl (1982). Apesar das espécies
227 graminóides estarem incluídas no hábito herbáceo, neste estudo, devido a importância e

228 abundância que elas têm nos campos rupestres, foram consideradas como sendo um
229 hábito, separado das herbáceas, conforme também adotado por Le Stradic et al. (2015).

230

231 *Obtenção das variáveis ambientais (clima e solo)*

232 Em cada sítio, foi instalada uma estação meteorológica Onset HOBO® U30
233 data-logger. Para verificar a relação do clima com o banco de sementes do solo,
234 utilizaram-se os seguintes dados meteorológicos obtidos nas estações: precipitação
235 acumulada (mm), temperatura do ar (°C), temperatura a 5 cm de profundidade do solo
236 (°C), umidade relativa do ar (%), umidade a 5 cm de profundidade do solo (%), radiação
237 solar (w/m^2), e velocidade do vento (m/s). Para isso, utilizaram-se os dados coletados
238 durante o período de junho de 2014 a março de 2016. Esses dados climáticos foram
239 considerados como preditores climáticos. A altitude (metros), também foi obtida para
240 cada parcela de cada sítio amostral e, apesar de ser considerada um fator climático, está
241 sendo tratada nas análises como um preditor ambiental a parte, dos preditores
242 climáticos.

243 Os dados da composição química e física do solo de cada sítio foram coletados
244 em 2012 por Mota et al. (2016). Nesse caso, o procedimento adotado foi a coleta de
245 amostras compostas de solo superficial (0-20 cm de profundidade) de cada parcela, as
246 quais foram analisadas segundo o protocolo da Embrapa (1997) e obtidos os valores de:
247 pH (pH em água); K (potássio); P-Mehlich (teor de fósforo); P-rem (fósforo
248 remanescente); Ca (cálcio); Mg (magnésio); Al (alumínio); H + Al (hidrogênio +
249 alumínio); SB (soma de bases); V (saturação por bases); t (capacidade de permuta
250 catiônica eficaz); m (saturação de alumínio); T (capacidade de permuta catiônica a pH
251 7,0); MO (matéria orgânica); e proporções de areia (2-0,05 mm), silte (0,05-0,02 mm), e
252 argila (<0,02 mm).

253 *Análise de dados*

254 A partição de variância foi utilizada para inferir a contribuição relativa dos
255 preditores climáticos e edáficos para a explicação da variância do modelo (Peres-Neto et
256 al. 2006; Borcard et al. 2011). Para avaliar o efeito dos preditores ambientais sobre o
257 banco de sementes, foram preparadas três matrizes, uma com dados da composição do
258 banco de sementes, outra com os dados ambientais e a terceira com as coordenadas de
259 cada unidade amostral. A matriz de composição foi composta de dados de abundância
260 das espécies obtidas nos diferentes períodos de coleta (duas estações em dois anos).
261 Nessa matriz, foram eliminadas as espécies raras (51 espécies), devido à baixa
262 contribuição de informação, e feito a transformação Hellinger para reduzir o efeito de
263 valores de abundância muito discrepantes (Legendre & Gallagher 2001). A matriz
264 ambiental foi composta pelos preditores climáticos obtidos ao longo dos dois anos de
265 coleta (temperatura do ar e do solo, umidade do ar e do solo, velocidade do vento,
266 precipitação, radiação, além de altitude) e edáficos (pH, P_mehlich, t, m, v, mo, silte,
267 argila e areia). Esses dados ambientais foram padronizados (X_i – média/desvio padrão).
268 A matriz de coordenadas foi utilizada com o objetivo de verificar a existência de
269 estrutura espacial nos dados (Diniz-Filho et al. 2003; Dray et al. 2006; Peres-Neto &
270 Legendre 2010), seguindo o procedimento proposto por Borcard et al. (2011). A
271 presença de estrutura espacial é algo comum nos dados ecológicos e indica pobreza de
272 independência entre unidades amostrais dadas ao longo da distância de amostragem
273 (Legendre 1993). Esta, quando não devidamente tratada, pode incorrer em resultados de
274 falso positivo (erro tipo I) (Diniz-Filho et al. 2003). Assim, esse efeito espacial foi
275 acessado por meio dos filtros espaciais ou autovetores espaciais, produzidos a partir de
276 abordagens baseadas em distância de *Moran's eigenvectors map* (MEM, também
277 chamada PCNM - *principal coordinates of neighbor matrices*). Os filtros representam a

278 variação espacial através de múltiplas escalas espaciais e podem ser usados como
279 variáveis exploratórias da variação da comunidade (Peres-Neto & Legendre 2010).
280 Foram confeccionados 16 filtros espaciais, porém, os mesmos não foram significativos
281 em explicar a composição da comunidade ($P_{RDA} = 0,303$). A análise espacial não ter
282 influência sobre o banco de sementes, significa que a disposição das parcelas utilizadas
283 para amostragem do banco de sementes não afetou os resultados obtidos, isto é, que as
284 unidades amostrais são independentes uma da outra.

285 A influência dos preditores ambientais e do espaço sobre o banco de sementes
286 foi analisada por meio da análise de redundância (RDA, Borcard et al. 2011). De forma
287 independente, avaliamos o efeito dos preditores climáticos e edáficos por meio de
288 RDA's parciais, das quais eliminamos os preditores colineares, baseado no fator de
289 inflação da variância ($VIF > 10$) e, posteriormente a eliminação, foi processada a
290 seleção dos preditores mais significativos para o modelo, baseado no método forward, o
291 qual busca pelo modelo mais parcimonioso para o aumento da explicação da variância
292 (Blanchet et al. 2008; Borcard et al. 2011). A significância da RDA foi testada por meio
293 da ANOVA de permutação (999 permutações) (Borcard et al. 2011).

294 Para verificar se os fatores que influenciam a composição do banco de semente
295 na estação seca se diferenciam dos fatores que influenciam na estação chuvosa, quatro
296 matrizes foram preparadas, duas matrizes de abundância de espécies, sendo uma
297 referente ao clima da estação seca e outra referente ao clima da estação chuvosa e, duas
298 matrizes ambientais, sendo também uma referente ao clima da estação seca e outra
299 referente ao clima da estação chuvosa. O tratamento das matrizes seguiu o mesmo
300 método apresentado anteriormente. Ao eliminar as variáveis colineares do período seco,
301 restaram-se apenas as variáveis altitude e velocidade do vento.

302 Para verificar se existem diferenças quanto a riqueza e abundância do banco de
303 sementes do solo entre as estações seca e chuvosa foi utilizado o modelo linear de efeito
304 misto (LME). Também foi utilizado o LME para avaliar se a riqueza e abundância dos
305 hábitos de vida das espécies e das síndromes de dispersão variam entre as estações
306 climáticas. Os LMEs foram ajustados, porque o banco de sementes do solo foi coletado
307 repetidamente em quatro coletas, nas mesmas parcelas, durante intervalo subsequente, e
308 a autocorrelação temporal gerada por contagem consecutiva viola a suposição de
309 independência de amostragem. Partindo do princípio de independência, quando isso não
310 é verdade, inflacionaria os graus de liberdade do erro e poderia levar a importância
311 espúria (erro tipo I) (Crawley 2002). Para superar este problema, os dados foram
312 agrupados por parcela e as variâncias dos erros foram calculadas para cada variável
313 explicativa.

314 Para verificar quais fatores climáticos determinam as síndromes de dispersão e o
315 hábito das espécies do banco de sementes nas diferentes estações, utilizamos as matrizes
316 de abundâncias das síndromes de dispersão (anemocórica, autocórica e zoocórica), e dos
317 hábitos graminóide, herbáceo, arbustivo e liana, obtidas nos diferentes períodos de
318 coleta (duas estações em dois anos). A partir dessas matrizes, uma análise de ordenação
319 (NMDS - non-metric multidimensional scaling ou método de escalonamento
320 multidimensional não métrico) foi construída utilizando o coeficiente de Bray-Curtis
321 como medida de similaridade. A partir disso, modelos lineares generalizados (GLM)
322 foram executados no qual o eixo 1 da NMDS foi utilizado como variável resposta e os
323 preditores climáticos e a altitude como variáveis explicativas. Através da função
324 ‘dredge’ do pacote MuMin selecionamos o modelo mais parcimonioso segundo o
325 critério de seleção de AICc (Barton 2016). A significância do modelo escolhido foi
326 testado posteriormente por teste F.

327 Todas as análises foram realizadas utilizando o software R_{3.5.0} (R Development
328 Core Team, 2018), utilizando os pacotes vegan (Oksanen et al. 2018) para a RDA,
329 partição de variância e NMDS, pacote PCNM (Bocard & Legendre 2002) para a
330 confecção dos filtros espaciais, pacote adespatial (Dray et al. 2018) para a seleção das
331 variáveis pelo método forward e pacote nlme (Pinheiro *et al.* 2013) para a LME.

332

333 **Resultados**

334 *Efeitos dos preditores ambientais na composição do banco de sementes*

335 A flora do banco de sementes estudado apresentou, somando-se as quatro
336 coletas, 1975 indivíduos de 149 espécies e 22 famílias (Apêndice S1). Destas, 36 estão
337 identificadas a nível de espécie, 48 a nível de gênero e nove espécies não foram
338 identificadas. Apenas seis espécies foram comuns aos sete sítios amostrais: *Rhynchospora*
339 *consaguinea*, *Rhynchospora riedeliana*, *Rhynchospora* sp.3, *Rhynchospora* sp4,
340 *Rhynchospora tenuis* e *Echinolaena inflexa*. A composição do banco de sementes
341 variou em função da altitude, do clima e do solo. Os preditores ambientais que
342 contribuíram para o modelo mais parcimonioso (Tabela 2) e que tiveram efeito sobre a
343 composição do banco de sementes (Valor $P_{RDA} < 0,001$; $AdjR^2 = 0,137$; com quatro
344 eixos significativos – Tabela 3) (Fig. 2) foram sete: altitude, umidade do solo e do ar,
345 temperatura do ar, precipitação acumulada, P_mehlich e argila. A altitude explicou
346 3,42% da variância, o clima (umidade do solo e ar, temperatura do ar e precipitação)
347 explicou 8,94% da variância e o solo (P_mehlich e argila) explicou 4,75% da variância
348 (Fig. 3). A contribuição de todos preditores para a variância do modelo (diferenciação
349 entre os bancos de sementes das diferentes comunidades) foi de 13,71%.

350

351

352 *Efeito da sazonalidade sobre a composição, riqueza e abundância do banco de*
353 *sementes*

354 Somando-se as duas coletas realizadas nas estações secas ocorreram 112
355 espécies, pertencentes a 17 famílias e 42 gêneros, sendo nove espécies não
356 identificadas. Nas duas coletas das estações chuvosas, emergiram 85 espécies, de 39
357 gêneros e 14 famílias, sendo uma espécie não identificada. Quarenta e seis espécies
358 (31%) foram comuns às estações seca e chuvosa, 65 espécies (43,6%) foram exclusivas
359 das estações secas e 38 (25,5%) foram exclusivas das estações chuvosas (Apêndice S1).
360 Houve diferenças significativas entre as estações ($p < 0,0001$, $F = 321.90$) quanto a
361 riqueza (Fig. 4a) e abundância (Fig. 4b) de espécies que emergiram, com maior
362 emergência na estação seca.

363 Os preditores que influenciaram a composição do banco de sementes foram
364 diferentes em cada estação climática, corroborando a hipótese levantada. Apenas a
365 altitude que foi importante em ambas estações. Durante o período chuvoso, os
366 principais preditores que influenciaram a composição do banco de sementes foram
367 altitude, temperatura do ar, umidade do solo e umidade do ar ($P_{RDA} < 0,001$; $AdjR^2 =$
368 $0,08$; com três eixos significativos - Tabela 4) (Fig. 5a). Dentre as espécies
369 influenciadas por esses fatores estão *Lichnophora pinaster* e *Marcetia taxifolia*, que
370 ocorreram somente na estação chuvosa. Já no período seco, os preditores altitude e
371 velocidade do vento favoreceram outras espécies ($P_{RDA} < 0,001$; $AdjR^2 = 0,047$; com
372 dois eixos significativos - Tabela 4) (Fig. 5b), como por exemplo, *Diplusodon*
373 *orbicularis*, que ocorreu somente na estação seca.

374

375

376 *Efeito dos preditores climáticos sobre a predominância de hábitos e síndromes de*
377 *dispersão das espécies do banco de sementes*

378 A maioria (65%) das espécies que foram classificadas quanto ao hábito (114) é
379 graminóide, principalmente aquelas pertencentes às famílias Cyperaceae e Poaceae,
380 como espécies dos gêneros *Bulbostylis*, *Rhynchospora*, *Axonopus* e *Schizachyrium*. O
381 segundo grupo mais representativo foi das subarbuscivas (17,54%), seguido das
382 herbáceas (16,66%). Houve diferença significativa entre eles, quanto a riqueza ($F =$
383 $272,69$; $p < 0,0001$; Fig. 6a) e abundância de plântulas emergidas ($F = 270,11$; $p <$
384 $0,0001$; Fig. 6b) dos diferentes hábitos do banco de sementes. Entre as subarbuscivas
385 destacaram-se as famílias Asteraceae e Melastomataceae, dos gêneros *Lychnophora*,
386 *Symphyopapus*, *Miconia* e *Microlicia*. Entre as herbáceas, os gêneros *Polygala*,
387 *Declieuxia*, *Schwenckia* e *Richardia* foram os mais representativos. Apenas uma espécie
388 de liana, da família Euphorbiaceae, emergiu (Apêndice S1). Ao analisar a riqueza ($F =$
389 $7,29$; $p < 0,05$; Fig. 7a) e abundância ($F = 9,53$; $p < 0,0001$; Fig. 7b) dos hábitos em
390 cada estação também houve diferenças significativas entre eles. As graminóides
391 continuaram predominando nas estações seca (64,77%) e chuvosa (62,86), diferindo dos
392 demais, enquanto que arbustos, herbáceas e lianas não diferiram entre si quanto as
393 estações.

394 A forma de dispersão abiótica (autocórica e anemocórica) predominou sobre a
395 biótica (zoocórica) dentre as espécies classificadas (91), diferindo significativamente
396 quanto a riqueza ($F = 34,00$; $p < 0,0001$; Fig. 8a) e abundância de plântulas emergidas
397 ($F = 19,84$; $p < 0,0001$; Fig. 8b). As autocóricas compreendem 39,56% das espécies,
398 seguidas de anemocóricas (35,16%) e zoocóricas (25,27% das espécies). As autocóricas
399 predominaram nas famílias Cyperaceae, Fabaceae e Rubiaceae, em espécies como
400 *Bulbostylis* cf. *conifera*, *Fimbristylis* sp, *Chamaecrista desvauxii*, *Mimosa* sp. e

401 *Richardia* sp. Já as anemocóricas se destacaram em representantes das famílias
402 Asteraceae e Poaceae, como *Baccharis platypoda*, *Lichnophora pinaster* e *Mesosetum*
403 *loliforme*. Já as zoocóricas estiveram presentes em algumas espécies de Krameraceae,
404 Melastomataceae, Poaceae, Rubiaceae e Solanaceae, com destaque para *Krameria* sp,
405 *Miconia* sp, *Echinolaena inflexa*, *Declieuxia* sp e *Solanum* sp (Apêndice S1). As
406 autocóricas também predominaram em ambas as estações, seca (41,17%) e chuvosa
407 (45%), seguidas de anemocóricas (32,35% e 36,66%, respectivamente), porém houve
408 diferença significativa apenas para a abundância de plântulas emergidas ($F = 8,42$; $p <$
409 $0,05$) entre as estações (Figura 9).

410 No período seco, os preditores climáticos que influenciaram os hábitos das
411 espécies do banco de sementes foram temperatura ($F = 4,46$; $P = 0,0376$), umidade do
412 solo ($F = 15,89$; $P = 0,0001$) e velocidade do vento ($F = 10,61$; $P = 0,001$). No período
413 chuvoso, apenas velocidade do vento ($F = 21,62$; $p < 0,0001$) influenciou essa variável.
414 Para síndrome de dispersão, as variáveis climáticas, radiação ($F = 6,10$; $P = 0,0155$) e
415 velocidade do vento ($F = 11,11$; $P = 0,0012$) foram significativas no período seco, e a
416 umidade do solo no período chuvoso ($F = 3.75$; $P = 0.0561$).

417

418 **Discussão**

419 *Efeitos dos preditores ambientais na composição do banco de sementes*

420 Esse estudo mostrou que os preditores climáticos (umidade do solo e ar,
421 temperatura do ar e precipitação), edáficos (fósforo e argila) e a altitude influenciam a
422 formação do banco de sementes do solo de campo rupestre coletado na Serra do Cipó. O
423 clima afetou a composição do banco de sementes devido a influência que ele exerce
424 sobre a produção de frutos e sementes e dispersão dos propágulos (Belo et al. 2013;
425 Pirani et al. 2009). Fatores climáticos como precipitação, temperatura, intensidade da

426 radiação, encontram-se diretamente relacionados com as fenofases das espécies
427 (Pedroni et al 2002), incluindo a frutificação e conseqüentemente a dispersão de
428 sementes, que farão parte do banco de sementes do solo. A precipitação influencia
429 ainda, a produtividade e longevidade das espécies, o surgimento de sementes
430 previamente suprimidas no banco (Nadkarni 2002; Wilson 2009), e o acúmulo de
431 sementes no banco (Nadkarni 2002). Além das sementes provenientes da vegetação
432 presente nas áreas, o estoque de sementes do solo é formado por espécies de etapas
433 sucessionais anteriores e espécies que nunca estiveram presentes na área, mas que
434 chegaram de localidades vizinhas através da chuva de sementes, sendo também
435 consequência dos mecanismos de dispersão atuantes (Garwood 1989; Roizman 1993).

436 O solo da Serra do Cipó, assim como o de outras partes do mundo (veja Gad e
437 Kelan 2012; Meave et al. 2012; Ma et al. 2017), também demonstrou influenciar a
438 composição do banco de sementes estudado. Sua influência não foi maior do que a do
439 clima, provavelmente pelo fato dos sítios estudados estarem sobre o mesmo
440 embasamento geológico (Schaefer et al. 2016). Desta forma, os solos da Serra do
441 Espinhaço exibem propriedades semelhantes, geralmente ácidos, com baixos teores de
442 macronutrientes e alto teor de alumínio, devido às condições geológicas e
443 geomorfológicas (Dossin et al. 1990), com pouca variação destes atributos ocorrendo
444 nas diferentes comunidades (veja Mota et al. 2016; Luz et al. 2018). Os solos da área
445 de estudo, também são caracterizados pelos baixos níveis de fósforo (Negreiros et al.
446 2008), sendo, portanto um fator limitante para muitas espécies. A acidez dos solos
447 também age de forma negativa com relação ao fósforo, visto que em áreas com pH mais
448 baixo o fósforo precipita com alumínio, tornando-se menos disponível para as plantas
449 (Le Stradic et al. 2015). Entretanto, as espécies de campo rupestre apresentam
450 estratégias para melhorar a nutrição mineral (Abrahão et al. 2014; Lambers et al. 2015;

451 Oliveira et al. 2015). Desta forma, a disponibilidade de nutrientes influencia a
452 distribuição de espécies de plantas (Lambers et al. 2008) e, conseqüentemente, das
453 sementes dispersas por estas espécies que compõem o banco de sementes do solo.

454 Outro fator edáfico que influenciou a composição do banco de sementes foi a
455 argila. Esta variável física também atua influenciando a disponibilidade de fósforo no
456 solo. De maneira geral, quanto maior o teor de argila presente no solo, maior a adsorção
457 do fósforo e menor sua disponibilidade, e, quanto maior o tempo que o fósforo
458 permanecer no solo, menor será sua disponibilidade (Machado et al. 2011). Apesar dos
459 solos argilosos possuírem maior capacidade de retenção de água que os arenosos, a
460 maior parte desta água não está disponível. Estes solos são facilmente compactados, o
461 que reduz o espaço poroso, e limita o movimento do ar e da água através do solo,
462 causando grande escoamento superficial das águas das chuvas (Lopes et al. 1998).

463 Além do clima e do solo, a altitude é um fator que influencia a composição,
464 riqueza e abundância de espécies vegetais. A altitude e o clima são fatores bem
465 relacionados, sendo que os sítios estudados, em diferentes altitudes, possuem ampla
466 variação climática (Fernandes et al. 2016). A altitude modifica as condições climáticas
467 do local, interferindo na composição, riqueza, abundância e densidade de sementes no
468 solo (Funes et al. 2003; Ma et al. 2010; Lippok et al. 2013). Vários trabalhos também
469 têm mostrado que sítios em diferentes altitudes também possuem solos diferentes (Mota
470 et al. 2016; Schaefer et al. 2016; Luz et al. 2018) e os parâmetros edáficos se alternam
471 em importância afetando a composição, riqueza e abundância do banco de sementes. O
472 efeito dos gradientes altitudinais sobre a diversidade e a composição das comunidades
473 se manifesta por uma tendência geral para diversos grupos, no qual a riqueza de
474 espécies diminui com o aumento da altitude (e.g., Whittaker 1956; Gentry 1988;
475 Shaheen et al. 2015). Entretanto, para o banco de sementes, não parece existir um

476 padrão, com resultados distintos em diversas partes do mundo (veja Ortega et al. 1997;
477 Cummins & Miller 2002; Funes et al. 2003). Luz et al. (2018) estudando o banco de
478 sementes da área de estudo encontraram um leve aumento da riqueza e abundância de
479 sementes na altitude intermediária de 1200 m. Entretanto, são importantes mais estudos,
480 para tentar compreender a influencia que a altitude têm sobre a composição e estrutura
481 do banco de sementes do solo. A quantidade relativamente baixa de variação explicada
482 pelas variáveis ambientais estudadas indica que há outras fontes importantes de variação
483 atuando na composição do banco de sementes, além daquelas medidas aqui. Uma parte
484 considerável da variação inexplicada pode ser devido ao acaso ou a outros fatores
485 abióticos ou fatores bióticos (ex., interação entre as espécies), que não foram abordados
486 neste estudo.

487

488 ***Efeito da sazonalidade sobre a composição, riqueza e abundância do banco de***
489 ***sementes***

490 Apesar de não ter corroborado a hipótese de maior riqueza e abundância na
491 estação chuvosa, os resultados apresentados indicam forte interferência da sazonalidade
492 climática sobre o banco de sementes. A redução do banco de sementes na estação
493 chuvosa pode ser devido a própria saída das sementes (germinação) do banco, uma vez
494 que as condições estão propícias a emergência das espécies, e também aos altos níveis
495 de atividade dos decompositores, que podem ter danificado as sementes (Augsburger
496 1984). Além disso, a maioria das espécies que compõem o banco de sementes deste
497 estudo apresenta dispersão abiótica (veja Gottsberger Siberbauer & Gottsberger 1983;
498 Costa et al. 2004; Garcia 2007; Ferreira & Forzza, 2009; Antunes 2013; Amaral et al.
499 2013) e produção sazonal de diásporos na época seca (Belo et al. 2013). Assim, como a

500 coleta foi realizada no final da estação seca, provavelmente já tinham dispersado seus
501 diásporos, que estavam somente esperando as condições propícias para a germinação.

502 No período seco, além da altitude, a velocidade do vento influenciou a
503 composição do banco de sementes. A dispersão de diásporos anemocóricos, e até
504 mesmo os autocóricos, é favorecida durante períodos mais secos em regiões com clima
505 sazonal, como os campos rupestres (Belo et al. 2013), uma vez que a baixa umidade do
506 ar promove a abertura dos frutos (Jansen 1967) e o aumento na velocidade dos ventos
507 facilitam a dispersão dos diásporos (Mantovani & Martins 1988). Isto provavelmente
508 ocorre com *Rhynchospora emaciata*, que relacionou-se positivamente com o vento e
509 apresenta dispersão anemórica (Amaral et al. 2013) e negativamente com *E. inflexa* que
510 apresenta dispersão zoocórica (Peres 2016). A estratégia de dispersar na estação seca e
511 germinar no início da estação chuvosa parece ser uma característica adaptativa de
512 algumas plantas, por maximizar o aproveitamento das primeiras chuvas por parte das
513 plântulas, favorecendo seu estabelecimento (Garwood 1983).

514 Apesar de vários trabalhos encontrarem baixa similaridade entre a vegetação
515 estabelecida nas áreas e a vegetação do banco de sementes (veja Oke & Okunola 2008;
516 Li et al. 2011), algumas espécies tem a capacidade de formar banco de sementes e são
517 encontradas em ambos os estudos, como *Diplusodon orbicularis* estudada por Belo et
518 al. (2013) e *Baccharis platypoda*, *Lichnophora ericoides* e *Pleroma heteromallum*
519 estudadas por Antunes (2013), também encontradas neste estudo. Tanto a fenologia
520 destas espécies, quanto a chuva de sementes nos locais de estudos são fatores
521 importantes que devem ser avaliados para melhor compreender a estrutura do banco de
522 sementes, pois afetam diretamente a sua composição.

523 No período chuvoso, a umidade do ar e do solo foram fatores que afetaram a
524 emergência no banco de sementes de várias espécies do gênero *Rhynchospora* (*R.*

525 *consanguínea*, *R. tenuis*, *R. sp3*) e *Bulbostylis* sp. Estas espécies são representantes da
526 família Cyperaceae Juss., cujas espécies, de hábito herbáceo, geralmente crescem, em
527 regiões em que a umidade é um fator importante (Bove et al. 2003; Gil & Bove, 2004).
528 Maia et al. (2004), estudando banco de sementes em campos no sul do Brasil, também
529 encontraram espécies dos gêneros *Bulbostylis* e *Rhynchospora* em ambientes mais
530 úmidos. A temperatura, entretanto, teve maior influência sobre a espécie *R. riedeliana*.
531 Temperaturas do ar mais altas significam que as temperaturas do solo também são
532 propensas a mudar, com o grau de aumento dependendo do habitat e tipo de vegetação
533 (Harte et al. 1995), afetando desta forma as sementes estocadas no solo. A temperatura
534 do ar mais alta pode afetar banco de sementes através de dois mecanismos principais
535 (Ooi et al. 2012). Primeiro, a mortalidade de plântulas pode aumentar devido a
536 diminuição da umidade do solo, com subsequente falha de recrutamento produzindo
537 uma perda líquida de sementes do banco de sementes. Em segundo lugar, aumentando a
538 temperatura do ar afeta a planta-mãe e conseqüentemente as sementes por ela
539 produzidas. Segundo Fenner (1991) o regime de temperatura que a planta-mãe é
540 submetida durante seu ciclo de vida afeta a germinabilidade das sementes. Algumas
541 sementes, por exemplo, cuja dormência é imposta pela rigidez do tegumento, tem o grau
542 de rigidez do tegumento positivamente relacionado com o aumento da temperatura
543 ambiente. Ao considerar o mosaico ambiental característico dos campos rupestres, com
544 gradientes de umidade, temperatura e luminosidade percebe-se a importância da
545 variação isolada e conjunta de todos esses fatores na seleção destas espécies,
546 encontradas no banco de sementes e adaptadas às variações climáticas e do solo, que
547 são geradas pela variação altitudinal, dentre outros fatores. Em um cenário de mudança
548 global, são necessários mais estudos para melhor compreender como as espécies,
549 principalmente típicas e endêmicas dos campos rupestres responderão às mudanças nas

550 condições climáticas, o que prevê mudanças significativas na temperatura e distribuição
551 das chuvas (Nunes et al. 2016).

552

553 *Efeito dos fatores climáticos sobre a predominância de hábitos e síndromes de*
554 *dispersão das espécies do banco de sementes*

555 A maioria das espécies do banco de sementes apresenta hábito graminóide e
556 dispersão abiótica. Os solos arenosos e um pouco mais profundos, com menor
557 drenagem e pobres em nutrientes dos campos rupestres são dominados por gramíneas da
558 família Poaceae e por espécies graminóides de outras famílias, como Cyperaceae e
559 Xyridaceae (Rapini et al. 2008), como encontrado neste estudo. Por outro lado, os
560 subarbustos que também foram representativos têm maior ocorrência em solos mais
561 rasos, com maior proporção de partículas finas e teores mais elevados de matéria
562 orgânica, geralmente associados aos afloramentos rochosos (Conceição & Pirani 2005).

563 Os fatores abióticos, como a ação dos ventos, atuam fortemente na distribuição dos
564 hábitos no gradiente altitudinal, tanto no período chuvoso, quanto no seco.

565 Provavelmente, isso se deve ao predomínio da dispersão abiótica das espécies
566 estudadas, uma vez que a velocidade do vento é um mecanismo chave para a dispersão a
567 longa distância (Soons et al. 2004). A velocidade do vento também foi um fator
568 importante para a distribuição das síndromes de dispersão, tal como a radiação no
569 período seco, e a umidade do solo no período chuvoso. Myers et al. (2011) em
570 experimento manipulado demonstrou que a umidade do solo é um filtro abiótico que
571 tem um importante papel ao regular o recrutamento de sementes em comunidades
572 dominadas por herbáceas. Resultados que corroboram com os do nosso estudo.

573 No gradiente estudado, as espécies vegetais apresentam diferentes estratégias
574 para lidar com as condições limitantes, principalmente nas maiores altitudes, onde

575 características climáticas como ventos fortes e alta radiação selecionam espécies
576 adaptadas a essas condições. E apesar da baixa similaridade entre a vegetação adulta e a
577 vegetação do banco (observação pessoal), esses fatores que influenciam a vegetação, de
578 uma forma ou de outra, também irá influenciar a formação do banco de sementes do
579 solo, tal como demonstrado aqui. Fatores estes que também influenciam os hábitos e as
580 síndromes de dispersão das espécies que compõe o banco, visto que diferentes
581 estratégias para obtenção do recurso e reprodução em cada altitude/condição climática
582 será traduzido em diferenças nessas características. Traços funcionais variam fortemente
583 em um gradiente altitudinal/climático, devido ao forte filtro ambiental imposto pelas
584 altitudes mais elevadas (Díaz et al. 1999). Assim, o conjunto das espécies que forma o
585 banco de sementes é “filtrado” pelas características climáticas, tal como para a
586 vegetação adulta, seja por causa da dispersão (por exemplo, espécies anemocóricas
587 tendem a ter mais sucesso em locais com ventos mais fortes) ou porque esse filtro
588 (ventos fortes) selecionou a vegetação adulta primeiro, e posteriormente essa vegetação
589 adulta irá fornecer propágulos para o banco de sementes do solo. Lembrando que nem
590 todas as espécies formam o banco, mas aquelas que formam foram “filtradas” antes
591 pelos fatores climáticos, e as adaptações que estas apresentam permitiram a sua
592 sobrevivência e reprodução.

593

594 **Conclusão**

595 Verificamos que, os fatores edáfico-climáticos, bem como a altitude,
596 influenciam a composição e estrutura do banco de sementes do solo em campos
597 rupestres da Serra do Cipó. Além disso, os fatores que regem a composição do banco de
598 sementes nas estações do ano, têm pesos diferentes, sendo a altitude e a velocidade do
599 vento determinantes na estação seca e a altitude, temperatura do ar, e umidade do ar e

600 do solo importantes na estação chuvosa. As espécies graminóides, e de dispersão
601 autocórica se mostraram predominantes neste ambiente, cuja estação seca também se
602 mostrou importante, com grande riqueza e abundância de sementes. Os fatores
603 climáticos também influenciam a distribuição dos hábitos e das síndromes de dispersão
604 das espécies avaliadas, destacando-se a velocidade do vento e a umidade com influência
605 em ambos os atributos. Nossos dados também sugerem que as mudanças climáticas,
606 podem alterar o processo de regeneração dos campos rupestres via banco de sementes,
607 já que os fatores climáticos mostraram influenciar mais fortemente a composição e
608 estrutura do banco de sementes que os demais testados.

609

610 **Agradecimentos**

611 Os autores agradecem a D. Negreiros (UNA), S. Le Stradic (Unesp-Rio Claro),
612 R. C. Oliveira (UNB) e S. D'Angelo Neto (Unimontes) pela identificação das espécies;
613 a M. C. O. Brasil pela confecção do mapa da área de estudo; a O. C. Cruz-Neto pelo
614 auxílio nas análises estatísticas; a Unimontes, UFMG, Reserva Vellozia, Parque
615 Nacional da Serra do Cipó, Pousada Serra Morena, Pouso Pedra do Elefante e Industria
616 Textil Cedro pelo apoio logístico. Aos estagiários do Laboratório de Ecologia Vegetal
617 (Unimontes) e de Ecologia Evolutiva e Biodiversidade (UFMG) pelo auxílio na coleta
618 dos dados.

619

620 **Contribuições dos autores**

621 G. R. Luz, G. W. Fernandes e Y. R. F. Nunes conceberam a idéia inicial do artigo; D.
622 M. Arruda e G. R. Luz aprimoraram a idéia inicial do artigo; D. M. Arruda e N. M.
623 Mota realizaram as análises estatísticas; G. R. Luz coletou os dados. Todos os autores
624 discutiram os resultados e comentaram o manuscrito.

625 **Referências**

- 626 Abrahão, A., Lambers, H., Sawaya, A.C.H.F., Mazzafera, P. & Oliveira, R.S. 2014.
627 Convergence of a specialized root trait in plants from nutrient-impoverished
628 soils: phosphorus-acquisition strategy in a nonmycorrhizal cactus. *Oecologia*
629 176:345–355.
- 630 Alencar, J.C. 1996. Fenologia de cinco espécies arbóreas tropicais de sapotaceae
631 correlacionada a variáveis climáticas na Reserva Ducke, Manaus, AM. *Acta*
632 *Amazonica* 24: 161-182,
- 633 Amaral, A.G., Munhoz, C.B.R., Eugênio, C.U.O. & Felfili, J.M. 2013. Vascular flora in
634 dry-shrub and wet grassland Cerrado seven years after a fire, Federal District,
635 Brazil. *Check List* 9: 487–503.
- 636 Antunes, D.S. 2013. Fenologia e síndrome de dispersão e polinização de espécies de
637 plantas de campos rupestres quartzíticos em Minas Gerais. Dissertação.
638 Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, Minas Gerais.
- 639 APG IV. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the
640 orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the*
641 *Linnean Society* 181: 1-20.
- 642 Augspurger, C.K. 1984. Seedling survival of tropical tree species, interactions of
643 dispersal distance, light-gaps, and pathogens. *Ecology* 65: 1705-1712.
- 644 Barton, K. 2016. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.15.6.
645 <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.
- 646 Belo, R.M., Negreiros, D., Fernandes, G.W., Silveira, F.A.O., Ranieri, B.D. &
647 Morellato, P.C. 2013. Fenologia reprodutiva e vegetativa de arbustos endêmicos
648 de campo rupestre na Serra do Cipó, Sudeste do Brasil. *Rodriguésia* 64: 817-
649 828.

- 650 Benites, V.M., Schaefer, C.E.R., Simas, F.N.B. & Santos, H.G. 2007. Soil associated
651 with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço.
652 *Revista Brasileira de Botânica* 30: 569–577.
- 653 Blanchet, F.G., Legendre, P. & Borcard, D. 2008. Forward selection of explanatory
654 variables. *Ecology* 89: 2623–2632.
- 655 Borcard D. & Legendre P. 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means
656 of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling* 153: 51–
657 68.
- 658 Bove, C.P., Gil, A.S.B., Barbosa, C. & Anjos, R.F.B. 2003. Hidrófitas fanerogâmicas de
659 ecossistemas aquáticos temporários da planície costeira do Estado do Rio de
660 Janeiro, Brasil. *Acta Botânica Brasilica* 17: 119-135.
- 661 Borcard, D., Gillet, F. & Legendre, P. 2011. Numerical ecology with R. Springer, New
662 York. USA.
- 663 Brown, D. 1992. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the
664 seed extraction and seedling emergence methods. *Canadian Journal of Botany*
665 70: 1603-1612.
- 666 Conceição, A.A. & Pirani, J.R. 2005. Delimitação de habitats em campos rupestres na
667 Chapada Diamantina, Bahia: substratos, composição florística e aspectos
668 estruturais. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 23: 85-111.
- 669 Coelho, M.S., Fernandes, G.W., Pacheco, P., Diniz, V., Meireles, A., Santos, R.M.,
670 Carvalho, F.A. & Negreiros, D. 2016. Archipelago of montane forests
671 surrounded by rupstrian grasslands: new insights and perspectives. In: G.W.
672 Fernandes (ed.) *Ecology and conservation of mountain-top grasslands in Brazil*.
673 pp. 129-156. Springer International, Cham.

- 674 Conceição, A.A., Rapini, A., Carmo, F.F., Brito, J.C., Silva, G.A., Neves, S.P.S. &
675 Jacobi, C.M. 2016. Rupestrin grassland vegetation, diversity and origin. In:
676 Fernandes, G. W. (ed.) *Ecology and conservation of mountain-top grasslands in*
677 *Brazil*, pp. 105-128. Springer International, Cham.
- 678 Conceição, A.A. & Pirani, J.R. 2016. Succession on the Rocky Outcrop Vegetation: a
679 Rupestrin Grassland Scheme. In: Fernandes, G. W. (ed.) *Ecology and*
680 *conservation of mountain-top grasslands in Brazil*, pp. 181-206. Springer
681 International, Cham.
- 682 Conceição, A.A. & Pirani, J.R. 2007. Diversidade em quatro áreas de campos rupestres
683 na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: espécies distintas, mais riquezas
684 similares. *Rodriguesia* 58: 193-206.
- 685 Costa, I.R., Araujo, F.S. & Lima-Verde, L.W. 2004. Flora e aspectos auto-ecológicos de
686 um enclave de cerrado na chapada do Araripe, Nordeste do Brasil. *Acta*
687 *Botanica Brasilica* 18: 759-770.
- 688 Crawley, M.J. 2002. *Statistical computing: an introduction to data analysis using S-*
689 *Plus*. Wiley, Chichester, England.
- 690 Cummins, R.P. & Miller, G.R. 2002. Altitudinal gradients in seed dynamics of *Calluna*
691 *vulgaris* in eastern Scotland. *Journal Vegetation Science* 13: 859–866.
- 692 Dias, S., Cabido, M., Zak, M., Martinez Carretero, E. & Aranibar, J. 1999. Plant
693 functional traits, ecosystem structure and land-use history along a climatic
694 gradient in central-western Argentina. *Journal of Vegetation Science* 10: 651-
695 660.
- 696 Diniz-Filho, J.A., Bini, L.M. & Hawkins, B.A. 2003. Spatial autocorrelation and red
697 herrings in geographical ecology. *Global Ecology and Biogeography* 12: 53-64.

- 698 Dossin, I.A., Dossin, T.M. & Chaves, M.L.S.C. 1990. Compartimentação estratigráfica
699 do Supergrupo Espinhaço em Minas Gerais - Os Grupos Diamantina e
700 Conselheiro Mata. *Revista Brasileira de Geociências* 20: 178-186.
- 701 Dray, S., Legendre, P. & Peres-Neto, P.R., 2006. Spatial modelling: a comprehensive
702 framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM).
703 *Ecological Modelling* 196: 483–493.
- 704 Dray, S., Legendre, P. & Blanchet, G. 2018. *Packfor: forward selection with*
705 *permutation (Canoco p.46)*. R package version 0.0-8/r109. [http://R-Forge.R-](http://R-Forge.R-project.org/projects/sedar)
706 [project.org/projects/sedar](http://R-Forge.R-project.org/projects/sedar).
- 707 Embrapa. 1997. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Manual de métodos de análise*
708 *de solos*. Embrapa-CNPS, Rio de Janeiro, Brasil.
- 709 Fenner, M. 1991. The effects of the parent environment on seed germinability. *Seed*
710 *Science Research* 1: 75–84.
- 711 Fernandes, G.W., Almeida, H.A., Nunes, C.A., Xavier, J.H.A., Coob, N.S., Carneiro,
712 M.A.A., ... & Beirão, M.V. 2016. Cerrado to rupestrian grasslands: patterns of
713 species distribution and the forces shaping them along an altitudinal gradient. In:
714 Fernandes, G. W. (ed.) *Ecology and conservation of mountain-top grasslands in*
715 *Brazil*, pp. 345-371. Springer International, Cham.
- 716 Ferreira, F. M. & Forzza, R.C. 2009. Florística e caracterização da vegetação da Toca
717 dos Urubus, Baependi, Minas Gerais, Brasil. *Biota Neotropica* 9: 131-148.
- 718 Figueiredo, P.H.A., Miranda, C.C., Araujo, F.M. & Valcarcel, R. 2014. Germinação ex-
719 situ do banco de sementes do solo de capoeira em restauração florestal
720 espontânea a partir do manejo do sombreamento. *Scientia Forestalis* 42: 69-80.

- 721 Filgueiras, T.S. 2002. Herbaceous plant communities. In: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J.
722 (eds.) *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical*
723 *savanna*. pp 121–139. Columbia University Press, New York, NY.
- 724 Fritzsons, E., Mantovani, L.E. & Aguiar A.V. 2008. Relação entre altitude e
725 temperatura: uma contribuição ao zoneamento climático no Estado do Paraná.
726 *Revista de Estudos Ambientais* 10: 49–64.
- 727 Funes, G., Basconcelo, S., Díaz, S. & Cabido, M. 2003. Seed bank dynamics in tall-
728 tussock grasslands along an altitudinal gradient. *Journal Vegetation Science* 14:
729 253-258.
- 730 Gad, M.R.M. & Kelan, S.S. 2012. Soil seed bank and seed germination of sand dunes
731 vegetation in North Sinai – Egypt. *Annals of Agricultural Science* 57: 63–72
- 732 Galvão, M.V. & Nimer, E. 1965. *Clima. Geografia do Brasil - grande região leste*.
733 IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), Rio de Janeiro, Brasil.
- 734 Garwood, N.C. 1989. Tropical soil seed banks: a review. In: Leck, M.A., Parker, V.T.
735 & Simpson, R.L. (eds.). *Ecology of soil seed banks*. pp.149-209. Academic
736 Press, San Diego.
- 737 Gentry, A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on
738 environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical*
739 *Garden* 75: 1–34.
- 740 Giulietti, A.M., Menezes, N.L., Pirani, J.R., Meguro, M. & Wanderley, M.G.L. 1987.
741 Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: caracterização e lista de espécies.
742 *Boletim de Botânica da USP* 9: 1–151.
- 743 Gil, A.S.B. & Bove, C.P. 2004. O gênero *Eleocharis* R. Br. (Cyperaceae) nos
744 ecossistemas aquáticos temporários da planície costeira do Estado do Rio de
745 Janeiro. *Arquivo do Museu Nacional* 62: 131-150,

- 746 Gottsberger, G. & Silberbauer-Gottsberger, I. 1983. Dispersal and distribution in the
747 Cerrado vegetation of Brasil. *Sonderb. Naturwiss. Ver. Hamburg* 7: 315-352.
- 748 Harte, J., Torn, M.S., Chang, F., Feifarek, B., Kinzig, A.P., Shaw, R. & Shen, K. 1995.
749 Global warming and soil microclimate: results from a meadow-warming
750 experiment. *Ecological Applications* 5: 132–150.
- 751 Holland, P.G. & Steyn, D.G. 1975. Vegetational responses to latitudinal in slope
752 angle and aspect. *Journal of Biogeography* 2: 179–183.
- 753 Howe, H.F. & Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of*
754 *Ecology, Evolution, and Systematics* 13: 201-228.
- 755 Jansen, D.H. 1967. Synchronization of sexual reproduction of trees within the dry
756 season in Central America. *Evolution* 21: 620-37.
- 757 Korner C. 2007. The use of “altitude” in ecological research.
758 *Trends in Ecology & Evolution* 22: 569–574.
- 759 Lambers H., Raven, J.A., Shaver, G.R. & Smith, S.E. 2008. Plant nutrient-acquisition
760 strategies change with soil age. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 95–103.
- 761 Lambers, H., Hayes, P.E., Laliberté, E., Oliveira, R.S. & Turner, B.L. 2015. Leaf
762 manganese accumulation and phosphorus-acquisition efficiency. *Trends in Plant*
763 *Science* 20: 83-90.
- 764 Leal Filho, N., Sena, J.S. & Santos, G.R. 2013. Variações espaço-temporais no estoque
765 de sementes do solo na floresta amazônica. *Acta Amazonica* 43: 305 – 314.
- 766 Le Stradic S. 2012. *Composition, phenology and restoration of campo rupestre*
767 *mountain grasslands - Brazil*. PhD. Tese, Université d’Avignon et des Pays de
768 Vaucluse, Avignon and Federal University of Minas Gerais, Belo Horizonte,
769 Minas Gerais.

- 770 Le Stradic, S., Buisson, E. & Fernandes, G.W. 2015. Vegetation composition and
771 structure of some Neotropical mountain grasslands in Brazil. *Journal of*
772 *Mountain Science* 12: 864–877.
- 773 Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74:
774 1659–1673.
- 775 Legendre, P. & Gallagher, E. D. 2001. Ecological meaningful transformations for
776 ordination of species data. *Oecologia* 129: 271-280.
- 777 Li, Q., Fang, H. & Cai, Q. 2011. Persistent soil seed banks along altitudinal gradients in
778 the Qilian Mountains in China and their significance for conservation
779 management. *African Journal of Agricultural Research* 6: 2329-2340.
- 780 Lippok, D., Walter, F., Hensen, I., Beck, S., & Schleuning, M. 2013. Effects of
781 disturbance and altitude on soil seed banks of tropical montane forests. *Journal*
782 *of Tropical Ecology* 29: 523–529.
- 783 Lopes, A.S. 1998. *Manual internacional de fertilidade do solo*. 2 ed. Potafos,
784 Piracicaba.
- 785 Luz, G.R., Mota, G.S., Spadeto, C., Tolentino, G.S., Fernandes, G. & Nunes, Y.R.F.
786 Regenerative potential of the soil seed bank along an elevation gradient of
787 rupestrian grassland in Southeastern Brazil. *Botany* 96: 281-298.
- 788 Ma, M., Dalling, J.W., Ma, Z. & Zhou, X. 2017. Soil environmental factors drive seed
789 density across vegetation types on the Tibetan Plateau. *Plant Soil* 419: 349-361.
- 790 Ma, M., Zhou, X., Wang, G., Ma, Z. & Du, G., 2010. Seasonal dynamics in alpine
791 meadow seed banks along an altitudinal gradient on the Tibetan Plateau. *Plant*
792 *Soil* 336: 291-302.

- 793 Madeira, J.A. & Fernandes G.W. 1999. Reproductive phenology of sympatric species of
794 *Chamaecrista* (Leguminosae) in Serra do Cipó, Brazil. *Journal of Tropical*
795 *Ecology* 15: 463-479.
- 796 Machado, V.J., Souza, C.H.E., Andrade, B.B., Lana, R.M.Q. & Korndorfer, G.H. 2001.
797 Curvas de disponibilidade de fosforo em solos com diferentes texturas após
798 aplicação de doses crescentes de fosfato monamônico. *Bioscience Journal* 27:
799 70-76.
- 800 Maia, F.C., Medeiros R.B., Pillar, V.P. & Focht, T. 2004. Seed bank variation patterns
801 according to environmental factors in a natural grassland. *Revista Brasileira de*
802 *Sementes* 26: 126-137.
- 803 Mantovani, W. & Martins, F. R. 1988. Variações fenológicas das espécies do cerrado da
804 Reserva Biológica de Moji Guaçu, Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de*
805 *Botânica* 11: 101-112.
- 806 McCain, C.M. & Grytnes, J.A. 2010. Elevational gradients in species richness.
807 *Encyclopedia of Life Sciences*. John Wiley e Sons Ltd, Chichester.
- 808 Medina, B.M.O. & Fernandes, G.W. 2007. The potential of natural regeneration of
809 rocky outcrop vegetation on rupestrian fields soils in “Serra do Cipó”, Brazil.
810 *Revista Brasileira de Botânica* 30: 665-678.
- 811 Meave, J.A., Flores-Rodrigues, C., Pérez-Garcia, E.A. & Romero, M.A. 2012. Edaphic
812 and seasonal heterogeneity of seed bank in agricultural fields of a Tropical Dry
813 Forest Region in Southern Mexico. *Botanical Sciences* 90: 313-329.
- 814 Morellato, L.P.C. & Leitão-Filho, H.F. 1992. Padrões de frutificação e dispersão na
815 Serra do Japi. In: Morellato, L.P.C. (ed.) *História natural da Serra do Japi:*
816 *ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil*. pp.112-138.
817 Unicamp, Campinas, Brasil.

- 818 Moreno MIC, Schiavini I, Haridasan M (2008) Fatores edáficos influenciando na
819 estrutura de fitofisionomias do Cerrado. *Cam Geogr* 9: 173–194.
- 820 Mori, S.A., Silva, L.A.M., Lisboa, G. & Coradin, L. 1989. *Manual de manejo de*
821 *herbário fanerogâmico*. Ceplac, Ilhéus.
- 822 Mota, N.M., Rezende, V.L., Mota, G.S., Fernandes, G.W. & Nunes, Y.R.F. 2016.
823 Forces driving the regeneration component of a rupestrian grassland complex
824 along an altitudinal gradient. *Brazilian Journal of Botany* 39: 845–860.
- 825 Mota, G.S., Luz, G. R., Mota, N.M., Coutinho, E.S., Veloso, M.D.M., Fernandes, G.W.,
826 & Nunes, Y.R.F. 2018. Changes in species composition, vegetation structure,
827 and life forms along an altitudinal gradient of rupestrian grasslands in
828 Southeastern Brazil. *Flora* 238: 32-42.
- 829 Myers, J.A. & Harms, K.E. 2011. Seed arrival and ecological filters interact to assemble
830 high-diversity plant communities. *Ecology* 92: 676-686.
- 831 Nadkarni, N.M. & Solano, R. 2002. Potential effects of climate change on canopy
832 communities in a Tropical Cloud Forest: an experimental approach. *Oecologia*
833 131: 580-586.
- 834 Negreiros, D., Moraes, M.L.M. & Fernandes, G.W. 2008. Caracterização, da fertilidade
835 dos solos de quatro leguminosas de campos rupestres, Serra do Cipó, MG,
836 Brasil. *Revista de la ciência del suelo y nutrición vegetal* 8: 30–39
- 837 Negreiros, D., Fernandes, G.W., Silveira, F.A.O., & Chalub, C. 2009. Seedling growth
838 and biomass allocation of endemic and threatened shrubs of rupestrian fields.
839 *Acta Oecologica* 35: 301–310.
- 840 Nunes, Y.R.F., Landau, E.C. & Veloso, M.D.M. 2008. Diversidade de Melastomataceae
841 em diferentes altitudes de campos rupestres na Serra do Cipó, MG. *Unimontes*
842 *Científica* 10: 34–45

- 843 Nunes, F.P., Dayrell, R.L.C., Silveira, F.A.O., Negreiros, D., Santana, D.G., Carvalho,
844 F.J., Garcia, Q.S. & Fernandes, G.W. 2016. Seed germination ecology in
845 rupestrian grasslands. In: Fernandes, G. W. (ed.) *Ecology and conservation of*
846 *mountain-top grasslands in Brazil*, pp. 207-226. Springer International, Cham.
- 847 Oliveira, R.S., Galvão, H.C., Campos, M.C.R., Eller, C.B., Pearse, S.J. & Lambers, H.
848 2015 Mineral nutrition of campos rupestres plant species on contrasting nutrient-
849 impoverished soil types. *New Phytologist* 205: 1183–1194.
- 850 Oke, S.O. & Okunola, K.A. 2008. Seed bank dynamics in altitudinal gradient on an
851 inselberg in a Nigerian secondary forest. *Research Journal of Environmental*
852 *Sciences* 2: 81-90.
- 853 Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., ... &
854 Wagner, H. 2018. *Vegan: community ecology package*. [http://CRAN.R-](http://CRAN.R-project.org/package=vegan)
855 [project.org/package=vegan](http://CRAN.R-project.org/package=vegan).
- 856 Ooi, M.K.J. 2012. Seed bank persistence and climate change. *Seed Science Research*,
857 22: 53–60.
- 858 Ortega, C., Levassor, C. & Peco, B. 1997. Seasonal dynamics of Mediterranean pasture
859 seed banks along environmental gradients. *Journal of Biogeography* 24: 177–
860 195.
- 861 Pedralli, G., Freitas, V. L. O., Meyer, S. T., Teixeira, M.C.B. & Gonçalves, A.P.S.
862 1997. Levantamento florístico na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG.
863 *Acta Botanica Brasilica* 11: 191-2013.
- 864 Pedroni, F., Sanchez, M. & Santos, F.A.M. 2002. Fenologia da copaíba (*Copaifera*
865 *langsdorffii* Desf. - Leguminosae, Caesalpinioideae) em uma floresta
866 semidecídua no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 25: 183-94.

- 867 Pereira, I.M., Alvarenga, A.P. & Botelho, S.A. 2010. Banco de sementes do solo, como
868 subsídio a recomposição de mata ciliar. *Floresta* 40: 721-730.
- 869 Peres, M.K. 2016. *Estratégias de dispersão de sementes no bioma Cerrado:*
870 *considerações ecológicas e filogenéticas*. Tese, Universidade de Brasília,
871 Brasília, DF.
- 872 Peres Neto, P.R., Legendre, P., Dray, S. & Borcard, D. 2006. Variation partitioning of
873 species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87:
874 2614–2625.
- 875 Peres Neto, P.R. & Legendre, P. 2010. Estimating and controlling for spatial
876 autocorrelation in the study of ecological communities. *Global Ecology and*
877 *Biogeography* 19: 174–184.
- 878 Pinheiro, J., Bates, D., Debroy, S. & Sarkar, D.R Development Core Team. *nlme: linear*
879 *and nonlinear mixed effects models*. R package version 3.1-117. 2013.
880 Disponível em: <http://CRAN.Rproject.org/package=nlme>.
- 881 Pirani, J.R., Sanchez, M. & Pedroni, F. 2009. Fenologia de uma comunidade arbórea em
882 cerrado sentido restrito, Barra do Garças, MT, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*
883 23: 1096-1109.
- 884 R Development Core Team. 2015. *R: A language and environment for statistical*
885 *computing*. Version 3.3.3. R Foundation for Statistical Computing, Vienna,
886 Austria. [http:// www.R-project.org](http://www.R-project.org).
- 887 Ramsay, P.M. & Oxley, E.R.B. 1997. The growth form composition of
888 plantcommunities in the ecuadorian páramos. *Plant Ecology* 131: 173–192.
- 889 Rapini, A., Ribeiro, P.L., Lambert, S. & Pirani, J.R., 2008. A flora dos campos rupestres
890 da Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade* 4: 16-24.

- 891 Rocha, N.M.W.B., Carstensen, D.W., Fernandes, G.W., Le Stradic, S., Buisson, E. &
892 Morellato, P.C., 2016. Phenology patterns across a rupestrian grassland
893 altitudinal gradient. In: Fernandes, G. W. (ed.) *Ecology and conservation of*
894 *mountain-top grasslands in Brazil*, pp. 225-286. Springer International, Cham.
- 895 Roizman, L.G. 1993. *Fitossociologia e dinâmica do banco de semente de populações*
896 *arbóreas de florestas secundárias em São Paulo, SP*. Dissertação. Universidade
897 de São Paulo, São Paulo, São Paulo.
- 898 Sarmiento, G. & Monasterio, M. 1983. Life forms and phenology, In: Bourlière, F.
899 (ed.). *Ecosystems of the world: tropical savannas*, p. 79-108. Elsevier,
900 Amsterdam.
- 901 Schaefer, C.E.G.R., Corrêa, G.R., Candido, H.G., Arruda, D.M., Nunes, Jaquelina A., ...
902 & Neri, A. V. The Physical Environment of Rupestrian Grasslands (Campos
903 Rupestres) in Brazil: Geological, Geomorphological and Pedological
904 Characteristics, and Interplays. In: Fernandes, G. W. (ed.) *Ecology and*
905 *conservation of mountain-top grasslands in Brazil*, pp. 15-53. Springer
906 International, Cham.
- 907 Shaheen, H., Mashwani, Z.U.R. & Dar, M.E.U.I. 2015. Spatial patterns and diversity
908 of alpine vegetation across Langer–Shandur Valley, Hindukush Himalayas.
909 *Current Science* 108: 1534–1539.
- 910 Soons, M.B., Heil, G.W., Nathan, R. & Katul, G.G. 2004. Determinants of long-
911 distance seed dispersal by wind in grasslands. *Ecology* 85: 3056-3068.
- 912 Teixeira, W.A. & Lemos Filho, J.P. 2013. A flórua rupestre do Pico de Itabirito, Minas
913 Gerais, Brasil: lista das plantas vasculares. *Boletim Botânico da Universidade de*
914 *São Paulo* 31: 199-230.

- 915 Van Der Pijl, L. 1982. *Principles of dispersal in higher plants*. 3.ed. Berlin: Springer-
916 Verlag.
- 917 Walck, J.L., Hidayati, S.N., Dixon, K.W., Thompson, K. & Poschlod, P. 2011. Climate
918 change and plant regeneration from seeds. *Global Change Biology* 17: 2145–
919 2161.
- 920 Whittaker, R.H. 1956. Vegetation of the great smoky mountains. *Ecological*
921 *Monographs* 26: 1–80.
- 922 Williams, P.R., Congdon, R.A., Grice, A.C. & Clarke, P.J. 2005. Germinable soil seed
923 banks in a tropical savanna: seasonal dynamics and effects of fire. *Austral*
924 *Ecology* 30: 79-90.
- 925 Wilson, A. 2009. The effects of climate change on soil seed banks. *Hohonu Academic*
926 *Journal* 70: 23-26.

927 **Tabela 1.** Localização das áreas de estudo na Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil, e
 928 suas principais características, em diferentes altitudes (modificado de Mota et al. 2016).

Áreas (altitude (m))	Localização (latitude e longitude)	Características das áreas
800 m	19°21'36.2"S e 43°36'25.2"W	Área ecotonal de cerrado <i>sensu stricto</i> e campo rupestre, predominância de estrato arbustivo-arbóreo.
900 m	19°16'17.8"S e 43°36'18.1"W	Área ecotonal de cerrado <i>sensu stricto</i> e campo rupestre, com muitos afloramentos rochosos e predominância de espécies arbustivo-arbóreas.
1000 m	19°15'50.6"S e 43°35'10.3"W	Área ecotonal de cerrado <i>sensu stricto</i> e campo rupestre, porém com um estrato arbustivo-arbóreo menor que as anteriores. Presença de afloramentos rochosos.
1100 m	19°13'56.5"S e 43°34'34.8"W	Área de campo rupestre, presença de afloramentos rochosos e estratos graminóide, herbáceo e arbustivo evidentes.
1200 m	19°17'43.0"S e 43°33'17.4"W	Área de campo rupestre, terreno com declive acentuado, encharcado em algumas parcelas, durante a estação chuvosa. Presença de afloramentos rochosos e de estratos arbustivo e herbáceo evidentes.
1300 m	19°17'49.6"S e 43°35'28.2"W	Vegetação típica de campo rupestre com predomínio dos estratos herbáceo e graminóide em solo pedregoso e arenoso, e presença de espécies arbustivas principalmente nos afloramentos rochosos.
1400 m	19°16'59.3"S e 43°32'08.9"W	Vegetação típica de campo rupestre, estrato predominantemente graminóide e herbáceo, em solo plano.

930 **Tabela 2.** Modelo ambiental com todos os preditores ambientais (climáticos e edáficos)
931 que tiveram efeito sobre a composição do banco de sementes estudado.

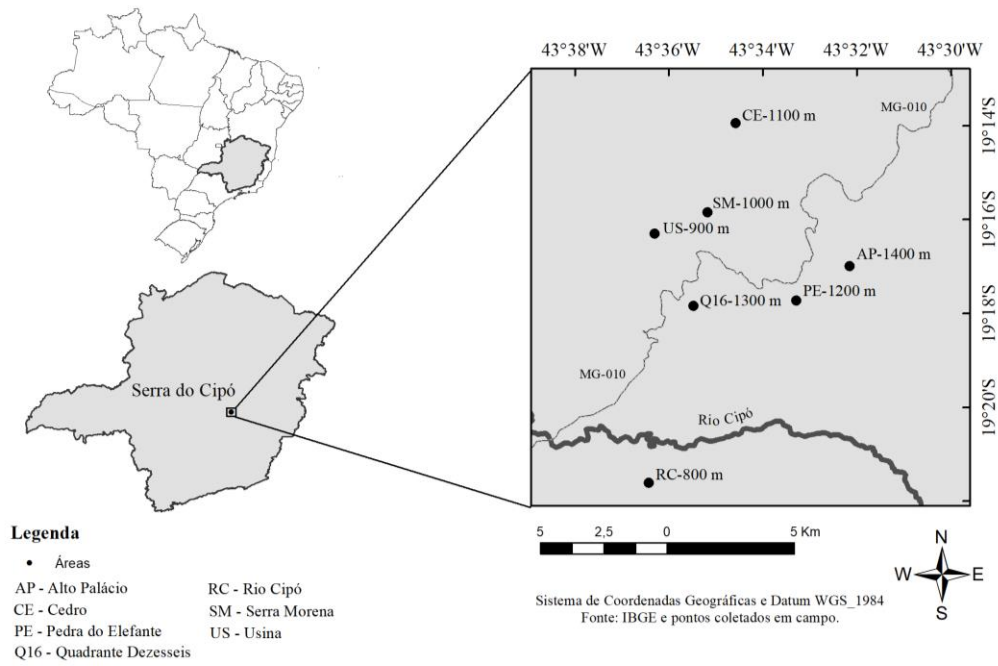
Variáveis ambientais	R ²	F	Pval
Altitude (m)	0.028	2.608	1.059e-15
Argila (<0,02 mm)	0.023	2.099	1.717e-09
P-mehlich (teor de fósforo)	0.022	2.146	5.108e-10
Temperatura do ar (°C)	0.022	2.119	1.024e-09
Umidade do solo (%)	0.018	1.717	1.555e-05
Umidade do ar (%)	0.017	1.620	1.131e-04
Precipitação acumulada (mm)	0.015	1.426	3.846e-03

932 **Tabela 3.** Informações das RDA's analisadas para verificar o efeito das variáveis
 933 ambientais geral (somando-se as quatro coletas) e em cada estação climática, seca (duas
 934 coletas) e chuvosa (duas coletas) sobre o banco de sementes.

Modelo	Eixos	Inertia total	inertia		AdjR2
			explicada	Proporção	
RDA geral	4	0.683	0.139	0.204	0.137
RDA seca	2	0.677	0.046	0.069	0.047
RDA chuvosa	3	0.85	0.106	0.124	0.080

935 **Tabela 4.** Variáveis que melhor explicam a composição do banco de sementes do solo
 936 estudado, durante os períodos chuvoso e seco.

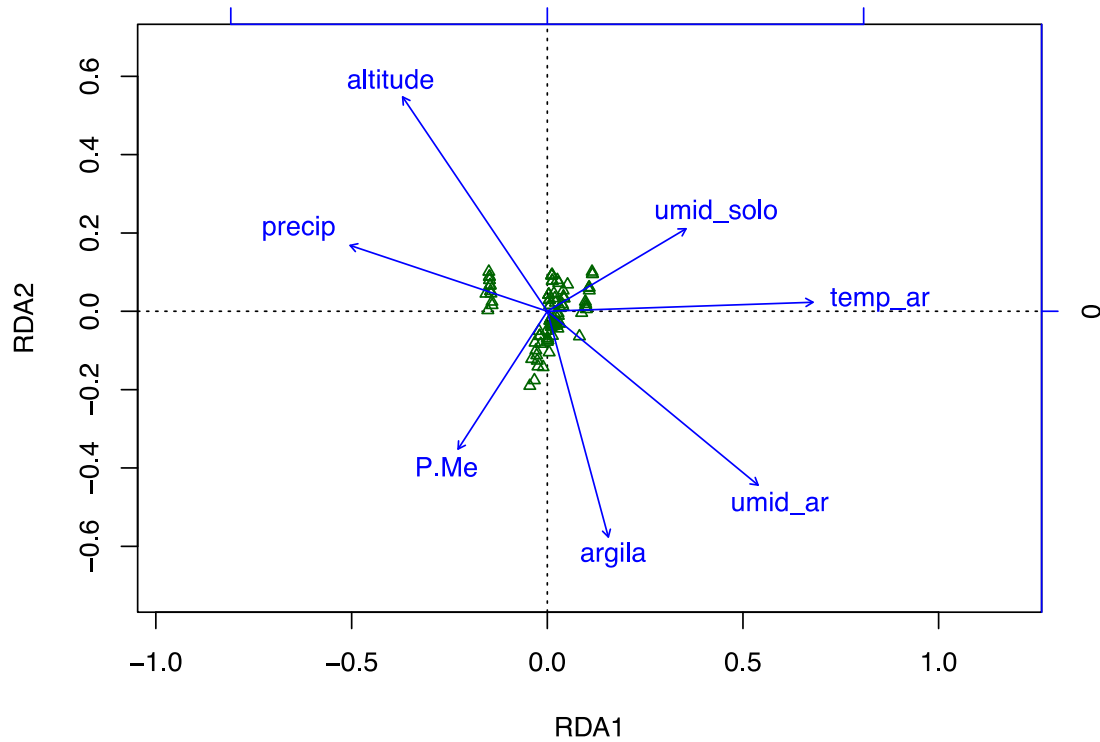
Variáveis ambientais	R ²	F	Pval
Período chuvoso			
Altitude (m)	0.026	2.199	5.055e-07
Temperatura do ar (°C)	0.024	2.025	7.809e-06
Umidade do solo (%)	0.019	1.611	2.367e-03
Umidade do ar (%)	0.019	1.664	1.228e-03
Período seco			
Altitude (m)	0.022	1.937	4.543e-06
Velocidade do vento (m/s)	0.026	2.312	3.456e-09



937

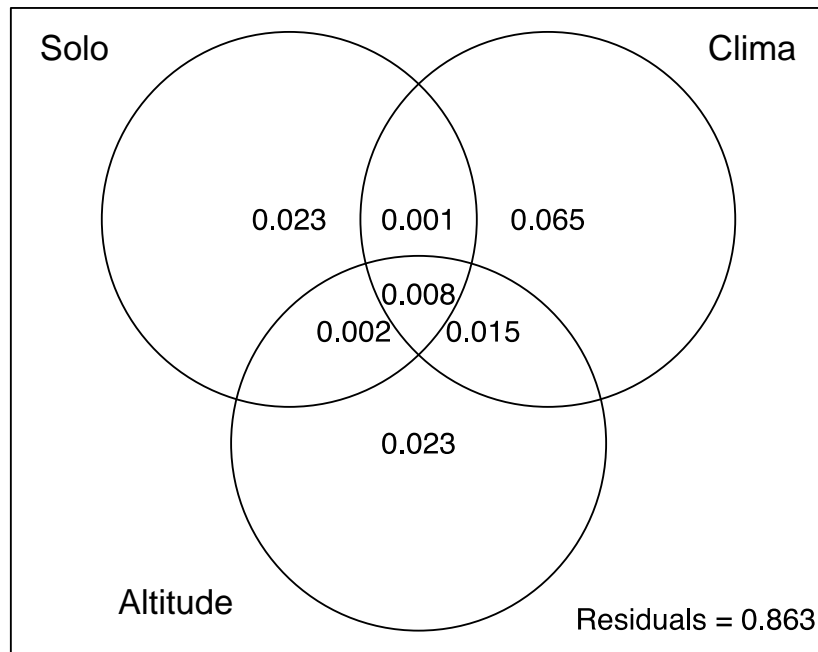
938 **Figura 1.** Localização dos sete sítios de coleta ao longo do gradiente altitudinal (800 –

939 1400 m) na Serra do Cipó, em Minas Gerais, Brasil.



940

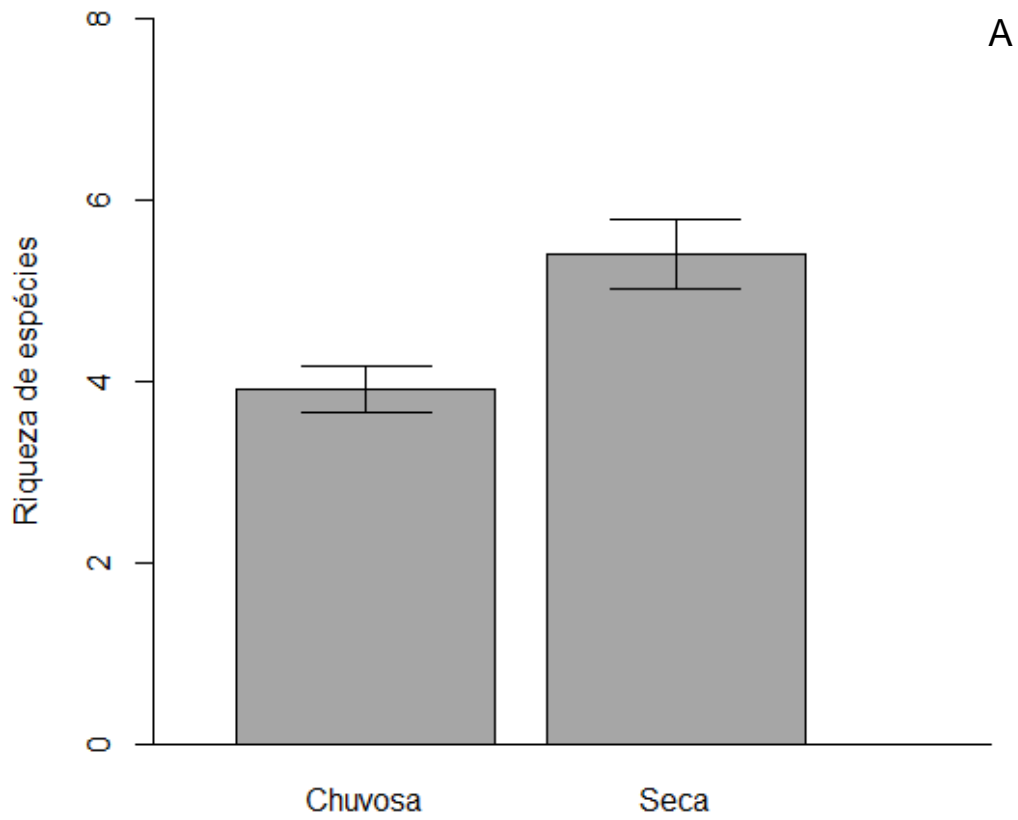
941 **Figura 2.** Representação da RDA, com os preditores edáficos e climáticos que
942 influenciaram o banco de sementes estudado. Embora tenha apresentado quatro eixos
943 significativos, para facilitar a visualização, são apresentados os dois primeiros eixos,
944 correspondentes a 11,17% (não é valor ajustado) da explicação da variância.



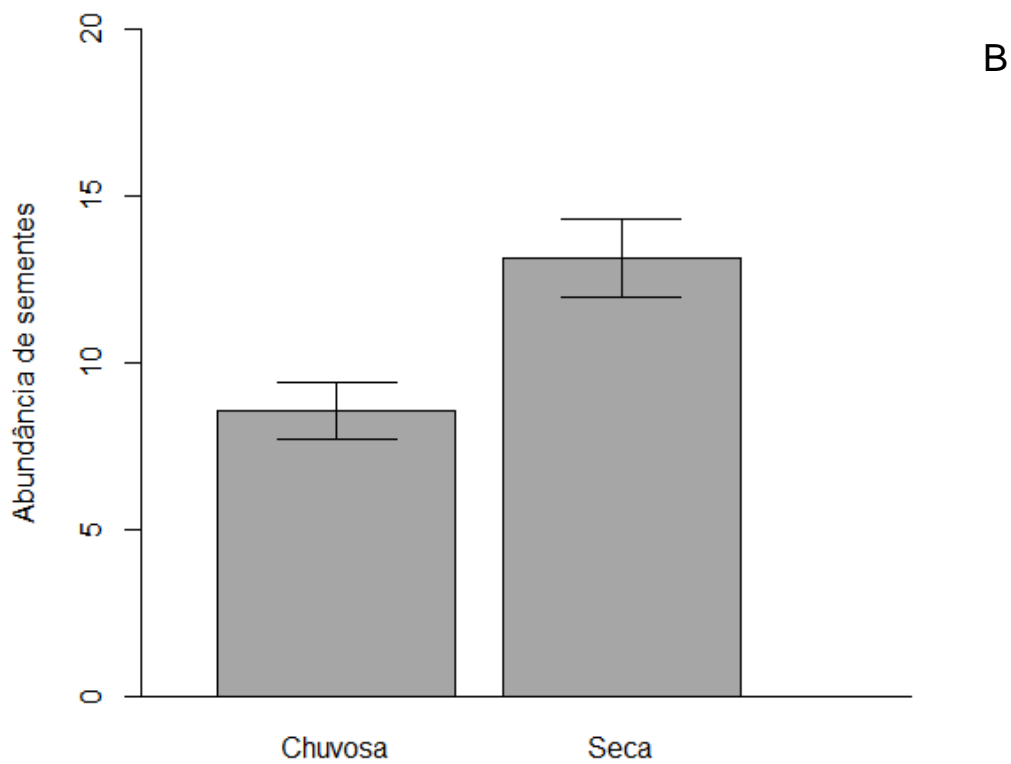
945

946 **Figura 3.** Diagrama de Venn para representar a RDA particionada, mostrando a

947 contribuição (%) do solo, do clima e da altitude.



948

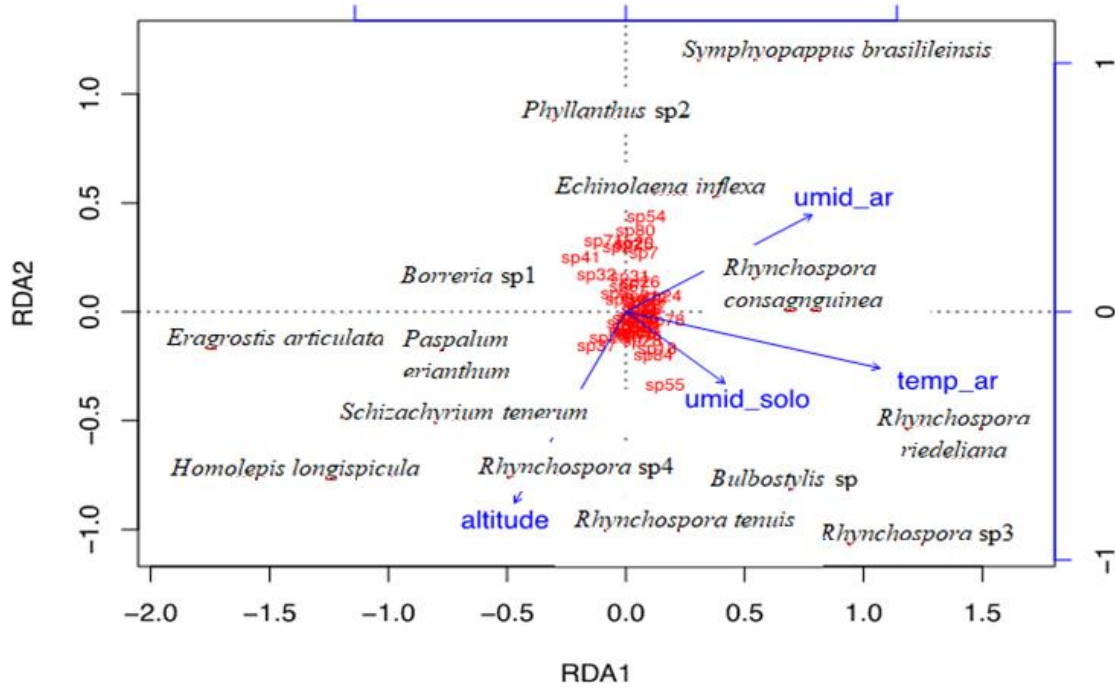


949

950 **Figura 4.** Riqueza de espécies e abundancia de indivíduos emergidos no banco de

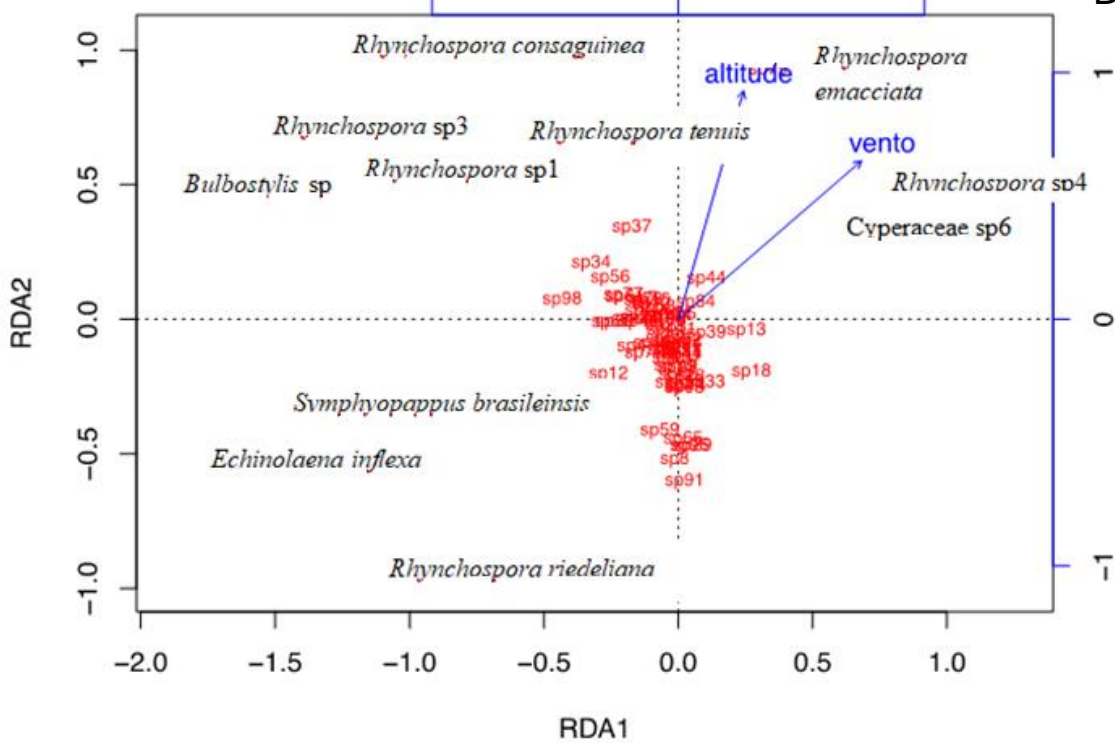
951 sementes de campo rupestre, coletado na Serra do Cipó, Brasil.

A



952

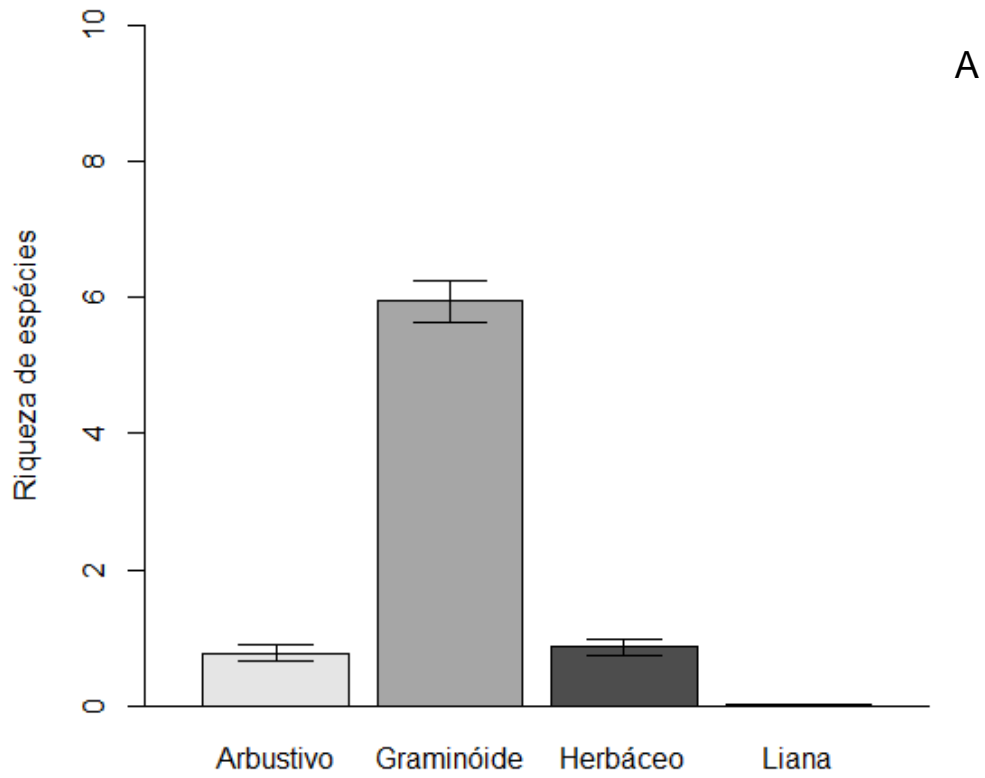
B



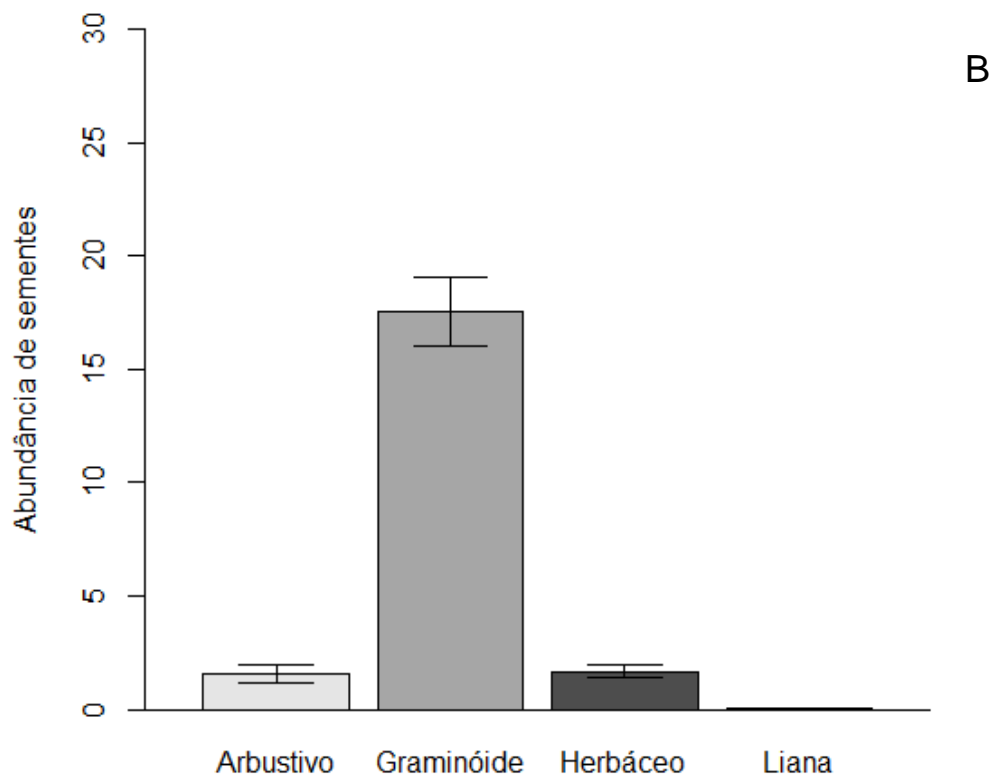
953

954 **Figura 5.** Representação gráfica da RDA com espécies do banco de sementes do solo e

955 seus principais preditores ambientais nas estações chuvosa e seca.



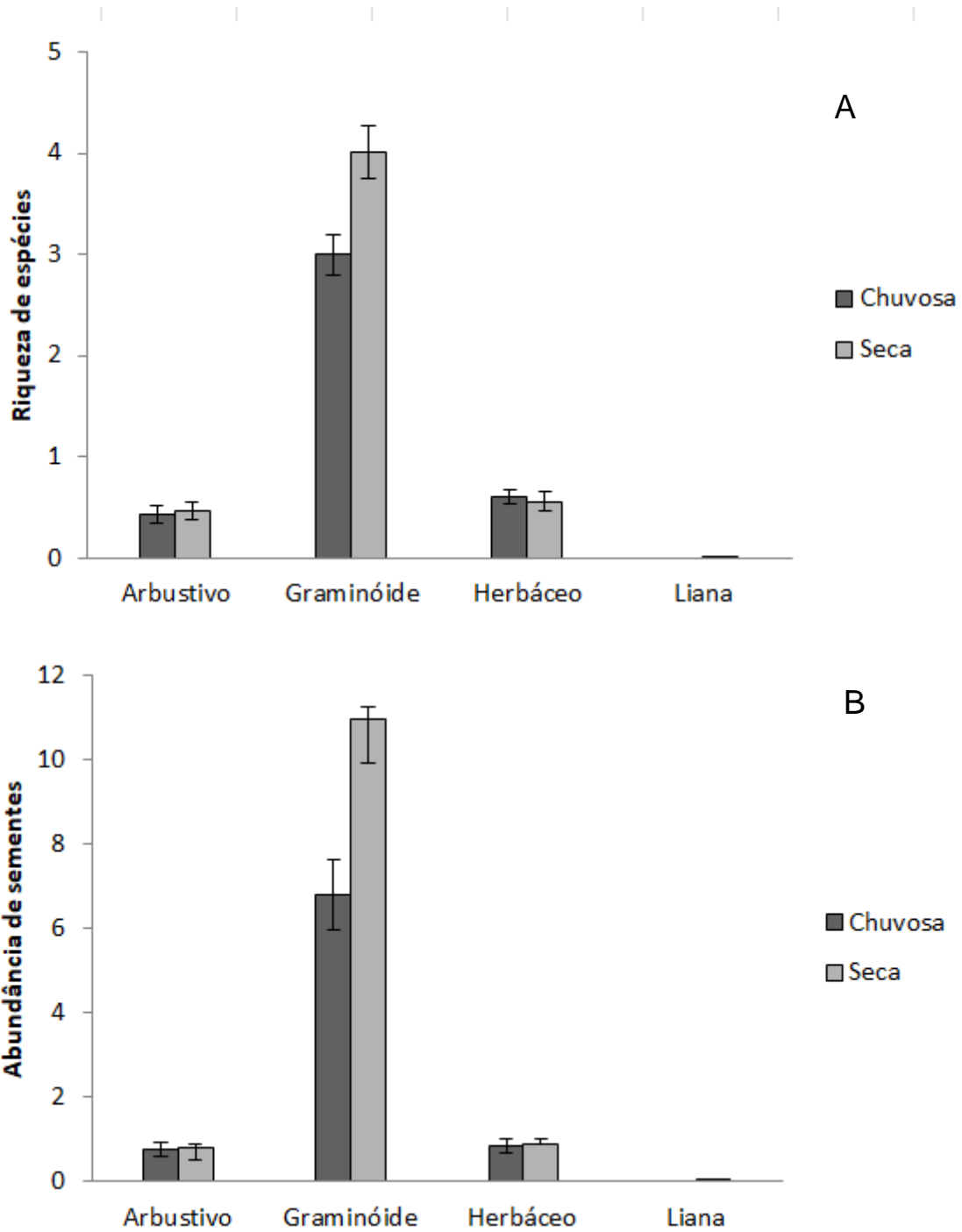
956



957

958 **Figura 6.** Riqueza e abundância de espécies dos diferentes hábitos emergidas no banco

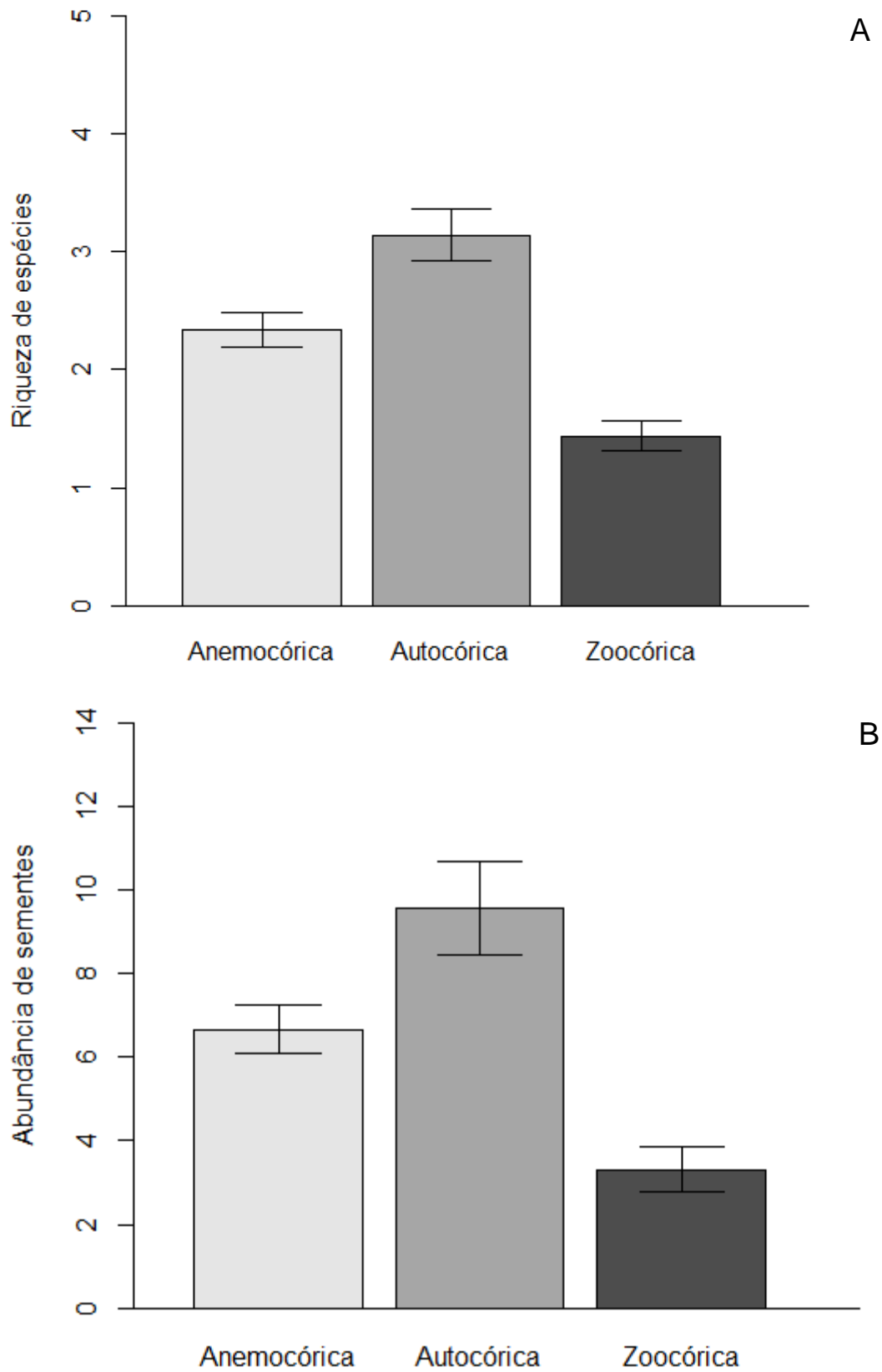
959 de sementes de campo rupestre na Serra do Cipó, Brasil.



960

961

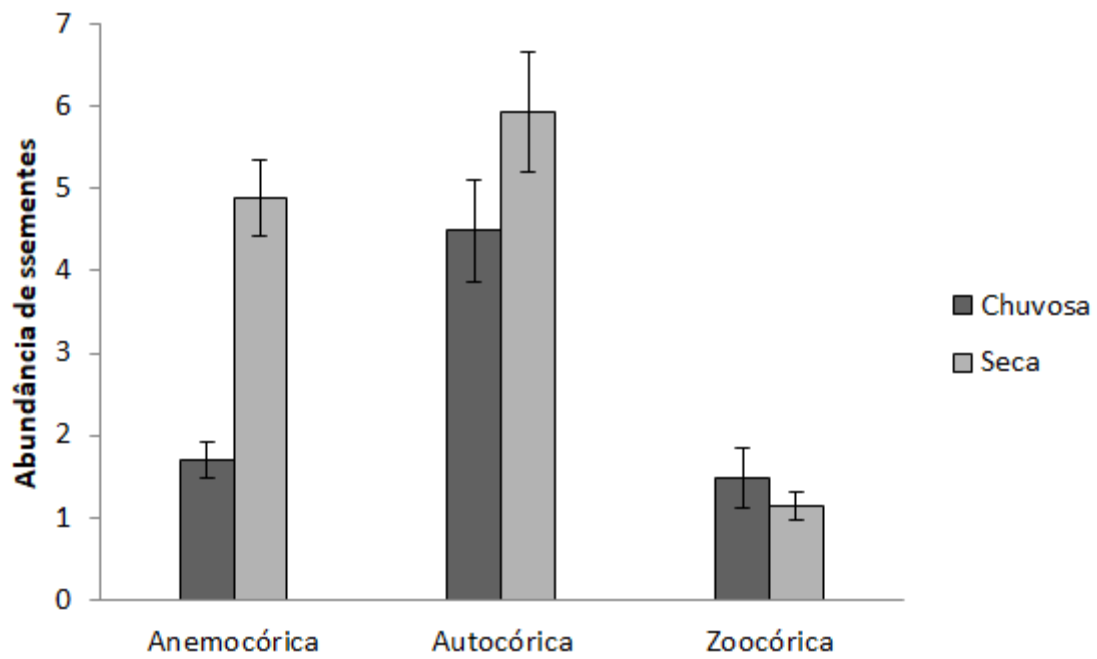
962 **Figura 7.** Riqueza e abundância de espécies dos diferentes hábitos emergidas nas
 963 estações seca e chuvosa no banco de sementes de campo rupestre na Serra do Cipó,
 964 Brasil.



966

967 **Figura 8.** Riqueza e abundância de espécies com diferentes síndromes de dispersão

968 emergidas no banco de sementes de campo rupestre na Serra do Cipó, Brasil.



969

970 **Figura 9.** Abundância de espécies das diferentes síndromes de dispersão emergidas, nas

971 estações seca e chuvosa, no banco de sementes de campo rupestre na Serra do Cipó,

972 Brasil.

- 973 **Apêndice S1** - Espécies e suas respectivas famílias que germinaram nos bancos de
 974 sementes coletados nas estações secas (Se) e chuvosas (Ch) em sete sítios amostrais
 975 (800, 900, 1000, 1100, 1200, 1300 e 1400 m) na Serra do Cipó, Sudeste do Brasil.
 976 Hábito (H): A - arbusto ou subarbusto; G: gramínoide; H – herbáceo; L – liana.
 977 Síndrome de dispersão (SD): Ane – anemocórica; Aut – autocórica; Zoo – zoocórica.

978

Famílias/Espécies	H	SD	Se	Ch	800	900	1000	1100	1200	1300	1400	Voucher
Amaranthaceae												
<i>Alternanthera</i> sp.		Aut	X								X	5143
<i>Amaranthus</i> sp.			X			X		X				5144
Apocynaceae												
<i>Oxypetalum</i> cf. <i>strictum</i>	A	Ane	X	X	X			X				5145
Asteraceae												
<i>Ageratum</i> <i>fastigiatum</i> (Gardner) R.M.King & H.Rob.	A	Ane		X								5146
<i>Aspilia</i> sp. sp.1	A	Ane	X	X		X		X	X			
sp.2				X		X	X				X	
sp.3				X	X							
sp.4				X	X				X			
<i>Baccharis platypoda</i> DC.	A	Ane		X	X	X	X	X	X			5147
<i>Baccharis</i> sp.1		Ane		X					X			
<i>Lychnophora</i> cf. <i>ericoides</i>	A	Ane	X			X	X	X	X			5148
<i>Lychnophora</i> <i>pinaster</i>	A	Ane		X		X						
<i>Senecio</i> sp.		Ane		X	X		X		X			5149
<i>Symphopappus</i> <i>brasiliensis</i> (Gardner) R.M.King & H.Rob.	A	Ane	X	X								5150
					X	X	X	X	X			
Bromeliaceae												
sp.1	H		X	X			X		X			
Chloranthaceae												
<i>Hedyosmum</i> <i>brasiliense</i> Mart. ex Miq.	A			X								
						X						
Cyperaceae												
<i>Bulbostylis</i> cf. <i>conifera</i>	G	Aut		X						X		5151
<i>Bulbostylis</i> sp. sp.1	G	Aut	X	X	X	X	X	X	X			5152
sp.2	G		X							X		
sp.3	G		X			X	X					
sp.4	G			X						X	X	
sp.5	G		X	X			X	X			X	
sp.6	G		X		X				X	X		
sp.7	G		X		X							
sp.8	G		X							X		

Famílias/Espécies	H	SD	Se	Ch	800	900	1000	1100	1200	1300	1400	Voucher
sp.9	G		X								X	
sp.10	G			X						X		
sp.11	G			X	X							
sp.12	G			X	X			X				
<i>Cyperus</i> sp.1	G	Aut	X	X	X				X			5153
<i>Cyperus</i> sp.2	G	Aut	X		X							
<i>Cyperus</i> sp.3	G	Aut	X	X	X							5154
<i>Cyperus</i> sp.4	G	Aut		X	X		X					5155
<i>Cyperus</i> sp.5	G	Aut	X		X			X				
<i>Fimbristylis</i> sp.	G	Aut	X	X	X	X			X	X		5156
<i>Lagenocarpus rigidus</i> Nees	G	Ane		X								5157
<i>Lagenocarpus</i> sp.	G	Ane	X	X				X				
<i>Lagenocarpus tenuifolius</i> (Boeckeler) C.B.Clarke	G	Aut	X	X				X				5158
<i>Rhynchospora</i> cf. <i>emaciata</i>	G	Ane	X	X		X				X	X	5159
<i>Rhynchospora consanguinea</i> (Kunth) Boeckeler	G	Ane	X	X		X		X	X	X	X	5160
<i>Rhynchospora recurvata</i> (Schrad. ex Nees) Steud.	G	Aut	X		X	X	X	X	X	X	X	5161
<i>Rhynchospora riedeliana</i> C.B.Clarke	G	Aut	X	X			X					5162
<i>Rhynchospora</i> sp.1	G	Aut	X	X	X	X	X	X	X	X	X	5163
<i>Rhynchospora</i> sp.2	G	Aut	X			X					X	
<i>Rhynchospora</i> sp.3	G	Aut	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Rhynchospora</i> sp.4	G	Aut	X	X	X	X	X	X	X	X	X	5164
<i>Rhynchospora</i> sp.5	G	Aut		X	X							
<i>Rhynchospora</i> sp.6	G	Aut	X								X	
<i>Rhynchospora tenuis</i> Link	G	Aut	X	X	X	X	X	X	X	X	X	5165
<i>Rhynchospora tenuis</i> subsp. <i>austrobrasiliensis</i> T.Koyama	G	Aut	X	X	X	X	X	X	X		X	5166
Euphorbiaceae												
<i>Chamaesyce</i> sp.1		Aut		X		X						5167
<i>Chamaesyce</i> sp.2		Aut		X		X						
<i>Croton</i> sp.1	H	Zoo	X		X					X		5168
<i>Croton</i> sp.2	H	Zoo	X		X			X				5169
Sp.1	L		X						X			
Fabaceae												
<i>Chamaecrista desvauxii</i> (Collad.) Killip	A	Aut						X	X			5170
<i>Mimosa</i> sp.	A	Aut		X						X		
<i>Stylosanthes guianensis</i> (Aubl.) Sw.	H	Zoo	X									
					X		X					
Krameriaceae												
<i>Krameria</i> sp.		Zoo	X			X		X				
Lamiaceae												
<i>Hyptis complicata</i> A.St.-Hil. ex Benth.	A	Aut		X								5171
			X			X		X				

Famílias/Espécies	H	SD	Se	Ch	800	900	1000	1100	1200	1300	1400	Voucher
sp.1			X						X			
Lythraceae												
<i>Diplusodon orbicularis</i> Koehne	A	Ane	X			X						5172
Malvaceae												
sp.1			X					X				
sp.2				X			X					
sp.3			X	X		X						
Melastomataceae												
<i>Cambessedesia</i> sp	H			X					X			
<i>Marcetia taxifolia</i> (A.St.-Hil.) DC.	A	Aut		X		X						5173
sp.1			X						X			
sp.2			X			X			X			
sp.3			X		X							
sp.4			X						X			
sp.5				X		X						
sp.6				X		X						
<i>Miconia</i> sp.1	A	Zoo		X		X						
<i>Miconia</i> sp.2	A	Zoo		X					X	X		
<i>Microlicia</i> sp.1	A	Ane	X	X		X	X					
<i>Microlicia</i> sp.2	A	Ane		X					X			
<i>Pleroma heteromallum</i> D.Don (D.Don)	A	Ane		X								5174
<i>Trembleya laniflora</i> (D.Don) Cogn.	A	Aut	X	X					X			5175
Myrtaceae												
sp.1				X			X					
Phyllanthaceae												
<i>Phyllanthus</i> sp.1	H	Zoo	X			X						
<i>Phyllanthus</i> sp.2	H	Zoo	X	X	X	X	X	X				
Poaceae												
<i>Axonopus aureus</i> P. Beauv.	G	Zoo	X		X	X			X			
<i>Axonopus siccus</i> (Nees) Kuhlm.	G	Zoo		X	X							
<i>Axonopus</i> sp.3	G	Zoo	X		X	X			X			
<i>Axonopus</i> sp.4	G	Zoo	X			X	X	X				
<i>Axonopus</i> sp.5	G	Zoo	X				X					5178
<i>Digitaria</i> cf. <i>bicornis</i>	G		X		X	X	X	X	X	X		5177
<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase	G	Zoo		X	X	X	X	X	X	X	X	5179
<i>Eragrostis articulata</i> (Schrank) Nees	G		X		X	X	X	X	X		X	5176
<i>Homolepis longispicula</i> (Döll) Chase	G	Zoo		X	X	X	X		X	X	X	5180
<i>Mesosetum loliiforme</i> (Hochst.) Chase	G	Ane	X			X		X				5181
<i>Panicum cyanescens</i> Nees ex Trin.	G	Zoo	X	X					X	X		5182
<i>Panicum</i> sp	G	Zoo	X					X				
<i>Paspalum erianthum</i> Nees ex Trin.	G	Ane		X		X					X	5183
<i>Paspalum hyalinum</i> Nees ex Trin.	G	Ane	X						X			5184

Famílias/Espécies	H	SD	Se	Ch	800	900	1000	1100	1200	1300	1400	Voucher
<i>Paspalum multicaule</i> Poir.	G	Ane	X		X	X		X				5186
<i>Paspalum</i> sp.1	G	Ane	X		X			X				5185
<i>Paspalum</i> sp.3	G	Ane	X					X	X			5187
<i>Paspalum</i> sp.4	G	Ane	X			X						5188
<i>Paspalum</i> sp.5	G	Ane		X			X					
sp.1	G		X	X	X		X	X				
sp.3	G		X			X						
sp.4	G		X				X					
sp.5	G		X		X							
sp.6	G		X		X							
sp.7	G			X					X			
sp.8	G		X	X	X			X	X		X	
sp.9	G		X		X				X			
sp.10	G		X	X	X			X	X			
sp.11	G		X		X							
sp.12	G		X						X			
sp.14	G		X			X						
<i>Schizachyrium</i> cf. <i>sanguineum</i>	G	Ane	X	X								5189
<i>Schizachyrium</i> sp.1	G	Ane		X				X				
<i>Schizachyrium</i> sp.2	G	Ane	X		X							
<i>Schizachyrium</i> sp.3	G	Ane		X				X		X		
<i>Schizachyrium</i> sp.4	G	Ane		X							X	
<i>Schizachyrium tenerum</i> Nees	G	Ane	X	X					X	X	X	5190
<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze	G	Ane	X							X		5191
<i>Tatianyx arnacites</i> (Trin.) Zuloaga & Soderstr.	G	Zoo		X								5192
Polygalaceae												
<i>Polygala glochidata</i> Kunth	H	Aut	X	X	X			X	X			5193
Portulacaceae												
<i>Portulaca</i> cf. <i>oleracea</i>	H	Aut	X	X				X	X			
Rubiaceae												
<i>Borreria</i> sp.1	H	Aut	X	X	X	X		X			X	5194
<i>Borreria</i> sp.2	H	Aut	X	X	X							
<i>Declieuxia</i> sp.1	H	Zoo	X			X						5195
<i>Declieuxia</i> sp.2	H	Zoo	X						X			
<i>Diodella apiculata</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Delprete	A	Aut		X						X		5196
<i>Richardia</i> sp.1	H	Aut	X	X	X				X	X		5197
<i>Richardia</i> sp.2	H	Aut	X	X	X	X		X				5198
sp.1			X						X			
sp.2			X			X						
sp.3			X					X				
Solanaceae												
<i>Schwenckia americana</i> Rooyen ex L.	H	Aut	X	X								5199
<i>Solanum</i> sp.		Zoo		X		X		X	X			5200
Turneraceae												
<i>Turnera</i> sp.1	H	Zoo	X				X					
<i>Turnera</i> sp.2	H	Zoo	X			X						5201

Famílias/Espécies	H	SD	Se	Ch	800	900	1000	1100	1200	1300	1400	Voucher
Xyridaceae												
<i>Xyris</i> sp	H	Aut		X							X	
Não identificadas												
sp.1			X			X						
sp.2			X	X	X							
sp.3			X						X			
sp.4			X			X						
sp.5			X			X						
sp.6			X					X				
sp.7			X					X				
sp.8			X						X			
sp.9			X		X				X			

1 **CAPÍTULO 3**

2

3 **Impacto do fogo no banco de sementes do solo em campo rupestre quartzítico ao**
4 **longo de um gradiente altitudinal**

5

6 Giovana Rodrigues da Luz¹, Ozorino Caldeira Cruz-Neto², Sarah Ferreira de Jesus³,

7 Raissa Thaynan Viana Macedo², G. Wilson Fernandes¹ & Yule Roberta Ferreira Nunes²

8

9

10

11

12

13

14

15

16 ¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre,
17 Departamento de Biologia Geral, C. Postal 486, 30161-970 Belo Horizonte, MG, Brasil

18 ² Laboratório de Ecologia Vegetal, Departamento de Biologia Geral, Universidade
19 Estadual de Montes Claros, Campus Universitário Prof. Darcy Ribeiro, Caixa Postal
20 126, 39401-089, Montes Claros, Minas Gerais, Brasil

21 ³ Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Uso dos Recursos Naturais,
22 Departamento de Biologia Geral, Universidade Estadual de Montes Claros, Campus
23 Universitário Prof. Darcy Ribeiro, Caixa Postal 126, 39401-089, Montes Claros, Minas
24 Gerais, Brasil

25 ⁴ Autor para correspondência: yule.nunes@unimontes.br

26

27

Formatado segundo as normas do periódico Biotropica

28

29 **ABSTRACT:** The soil seed bank is the main means of regeneration of the species after
30 a disturbance. The occurrence of fire can directly affect the regeneration potential of an
31 area, since the seed bank can be influenced by the intensity and frequency of these
32 events. This study had as objectives to verify if there is difference in the composition,
33 richness and abundance of the seed bank of rupestrian grassland before and after the
34 passage of the fire, between areas of different altitudes, between the strata soil and litter,
35 between the habits of the species, well as if there are species that can be considered
36 indicators of areas that have caught fire. For this, samples of soil and litter samples were
37 collected in four different elevations (800, 1100, 1200 and 1400 m) in Serra do Cipó.
38 The occurrence of fire was a determinant of loss of seed richness and abundance in the
39 analyzed community. There was greater richness and abundance in the graminoid habit
40 and in the soil stratum, before and after the fire. Areas of different elevations had no
41 significant difference in richness and abundance before and after fire. The floristic
42 composition also did not vary before and after the disturbance, showing high similarity.
43 Three species proved to be resistant and indicators to environments disturbed by fire
44 (*Rhynchospora tenuis*, *Echinolaena inflexa* and *Bulbostylis sp.*). In this way, we can say
45 that fire has a very important role in the ecology and dynamics of the species of the
46 rupestrian grassland seed bank. If the fire regimes of the rupestrian grassland are
47 altered, in the way they are today, it can cause negative impacts in several aspects in the
48 ecosystem, compromising the regenerative potential of the rupestrian fields through
49 seeds.

50
51 *Keywords:* abundance; disturbance; elevation; floristic composition; indicator species;
52 habit; litter; richness.

53

54

55 **RESUMO:** O banco de sementes do solo é o principal meio de regeneração das
56 espécies após um distúrbio. A ocorrência de fogo pode afetar diretamente o potencial de
57 regeneração de uma área, uma vez que o banco de sementes pode ser influenciado pela
58 intensidade e frequência destes eventos. Este estudo teve como objetivos verificar se há
59 diferença na composição, riqueza e abundância do banco de sementes de campo
60 rupestre antes e após a passagem do fogo, entre áreas de diferentes altitudes, entre os
61 estratos solo e serapilheira, entre os hábitos das espécies, bem como se existem espécies
62 que podem ser consideradas indicadoras de áreas que sofreram este distúrbio. Para isso,
63 foram feitas coletas de amostras compostas de solo e serapilheira em quatro áreas de
64 diferentes altitudes (800, 1100, 1200 e 1400 m) na Serra do Cipó. A ocorrência do fogo
65 mostrou-se determinante da perda de riqueza e abundância de sementes na comunidade
66 analisada. Houve maior riqueza e abundância no hábito graminoide e no estrato solo,
67 antes e após o fogo. As áreas de diferentes altitudes não tiveram diferença significativa
68 quanto riqueza e abundância antes e após o fogo. A composição florística também não
69 variou antes e após o distúrbio, mostrando alta similaridade. Três espécies se mostraram
70 resistentes e indicadoras de ambientes perturbados pelo fogo (*Rhynchospora tenuis*,
71 *Echinolaena inflexa* e *Bulbostylis* sp). Desta forma, podemos dizer que o fogo tem um
72 papel muito importante na ecologia e dinâmica das espécies do banco de sementes de
73 campo rupestre. Caso os regimes de fogo dos campos rupestres sejam alterados da
74 forma em que estão atualmente, podem causar impactos negativos em vários aspectos
75 no ecossistema, comprometendo o potencial regenerativo dos campos rupestres via
76 sementes.

77

78 **Palavras-chave:** abundância; altitude; composição florística; distúrbio; espécie
79 indicadora; hábito; riqueza; serapilheira.

80 APÓS UM DISTÚRBO AMBIENTAL, O BANCO DE SEMENTES DO SOLO É O
81 PRINCIPAL MEIO DE REGENERAÇÃO DAS ESPÉCIES (Machado *et al.* 2013).
82 Este banco atua como um reservatório da diversidade genética vegetal, que pode ser
83 usado para restaurar áreas degradadas ou recuperar espécies da flora que estão em via de
84 extinção (Pérez & Santiago 2001). A disponibilidade de sementes no banco para a
85 regeneração após uma perturbação pode ser influenciada por padrões temporais de
86 produção, modos de dispersão e longevidade das sementes (Grubb 1977). A quantidade
87 de sementes no solo pode diferir com a região, com o histórico da área, o tipo da
88 vegetação, e a profundidade da coleta (Garwood 1989), sendo observada uma maior
89 proporção na camada superficial (0 a 5 cm de profundidade) do solo (veja Santos *et al.*
90 2010, Santos *et al.* 2015). A serapilheira, acima dessa camada superficial de solo, é um
91 componente importante do ecossistema e funciona como uma manta que auxilia a
92 entrada de sementes e sua incorporação no solo, além de suprir o solo com nutrientes e
93 matéria orgânica (Rodrigues *et al.* 2010). Entretanto, caso um distúrbio, como o fogo,
94 incida sobre uma área, a serapilheira é fortemente afetada, comprometendo a viabilidade
95 das sementes e causando morte de outros organismos vivos, presentes nesse
96 compartimento (Camargos *et al.* 2015).

97 A ocorrência de fogo pode afetar diretamente o potencial de regeneração de uma
98 área, uma vez que o banco de sementes pode ser influenciado pela intensidade e
99 frequência destes eventos (Whelan 1995). Alguns estudos mostram que o fogo reduz a
100 riqueza ou densidade de sementes (Melo *et al.* 2007, Ikeda *et al.* 2008, Melo & Durigan
101 2010), enquanto outros, o fogo não interferiu na riqueza ou densidade do banco (Ikeda
102 *et al.* 2008, Andrade & Miranda 2014). As temperaturas elevadas do fogo podem causar
103 perdas no banco de sementes das espécies arbustivo-arbóreas, favorecendo a
104 proliferação de herbáceas e outros hábitos de vida em um próximo ciclo da vegetação

105 (Ikeida *et al.* 2008), inclusive de espécies oportunistas, que surgem devido a perda da
106 fertilidade do solo (Rosengurtt 1943). Algumas espécies se mostram resistentes e
107 adaptadas a este distúrbio, como *Bulbostylis paradoxa*, encontrada em campos
108 rupestres, que só floresce poucos dias depois que suas folhas são queimadas
109 (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006).

110 Os campos rupestres, uma das fitofisionomias do Cerrado (savana brasileira),
111 são caracterizados por uma vegetação predominantemente herbáceo-arbustiva, que
112 ocorre em solos ácidos, com alta saturação de alumínio, de baixa fertilidade ou em
113 trechos de afloramentos rochosos, em altitudes superiores a 900 metros (Negreiros *et al.*
114 2008, Silveira *et al.* 2016). Assim como em outras fitofisionomias do Cerrado
115 (Coutinho 1982, Hoffman 1999, Klink & Machado 2005), estudos sobre a influência do
116 fogo sobre o campo rupestre também são frequentes (Figueira 1998, Miranda 2002,
117 Barbosa *et al.* 2014, França & Ribeiro 2008, Le Stradic *et al.* 2015a). Entretanto,
118 trabalhos que abordem o efeito do fogo sobre o banco de sementes do solo de campos
119 rupestres são inexistentes.

120 A vegetação rupestre das áreas de maiores altitudes da Serra do Cipó,
121 pertencente a cadeia do Espinhaço, no sudeste do Brasil, caracterizam-se por espécies
122 predominantemente herbáceas, com alguns arbustos entremeados nos afloramentos
123 rochosos presentes (Le Stradic *et al.* 2015b). Tanto a velocidade dos ventos quanto a
124 umidade relativa do ar são mais intensas nessas áreas que nas áreas mais baixas
125 (Fernandes *et al.* 2016). Por outro lado, nas áreas de menores altitudes, como 900 e 800
126 m, a vegetação é predominantemente arbustiva, e ocorrem muitas espécies encontradas
127 em outras fitofisionomias adjacentes, também pertencentes ao Cerrado (Mota *et al.*
128 2018), devido ao ecótono com essas vegetações. As temperaturas tanto do ar quanto do
129 solo são maiores nestas áreas em comparação as de maiores altitudes (Fernandes *et al.*

130 2016). Segundo Ribeiro & Figueira (2011), a vegetação das áreas de maiores altitudes
131 da Serra do Cipó, devido à abundância de gramíneas e ciperáceas nativas e a grande
132 velocidade dos ventos que incidem principalmente durante a estação seca, é em geral
133 mais inflamável, predispondo os campos rupestres a incêndios de grande intensidade e
134 extensão. Por outro lado, nas áreas de menores altitudes, apesar da temperatura ser mais
135 alta, há maior disponibilidade de água, solos mais profundos e férteis, o que reduz a
136 quantidade de combustível vegetal fino e favorece a vegetação mais lenhosa (Ribeiro &
137 Figueira 2011). Desta forma, o fogo deve comprometer mais intensamente o banco de
138 sementes das áreas de maiores altitudes, uma vez que são mais afetadas por este
139 distúrbio.

140 Nesse sentido, este estudo teve como objetivo responder as seguintes perguntas
141 sobre o banco de sementes do solo, comparando-se as amostras antes e após a passagem
142 do fogo: (1) Há diferenças quanto a composição, riqueza e abundância do banco de
143 sementes? (2) Áreas em diferentes altitudes apresentam resposta diferencial do banco de
144 sementes? (3) O fogo afeta diferencialmente os estratos (serapilheira e solo) do banco
145 de sementes do solo? (4) Há diferença quanto a predominância de determinado hábito
146 das espécies? (5) Quais espécies de campo rupestre podem ser consideradas indicadoras
147 de áreas que sofreram este distúrbio? Espera-se que o fogo afete negativamente a
148 riqueza e abundância do banco de sementes e determine diferenças na composição
149 florística e aumente a ocorrência do hábito herbáceo. Além disso, que tenha menor
150 riqueza e abundância do banco de sementes no estrato serapilheira e em áreas de
151 maiores altitudes, após a passagem do fogo.

152

153

154

155 **MÉTODOS**

156 **ÁREA DE ESTUDO** ____ O estudo foi realizado numa região de campo rupestre
157 quartzítico na Serra do Cipó, localizada na porção sul da Cadeia do Espinhaço, entre os
158 limites latitudinais e longitudinais de 19°12' – 19°34'N e 43°27' – 43°38'W, nos
159 municípios de Santana do Riacho e Jabuticatubas, área central do Estado de Minas
160 Gerais, sudeste do Brasil (Fig. 1). O clima da região, de acordo com a classificação de
161 Köppen, é do tipo Cwp, ou seja, clima mesotérmico com verões brandos e estação
162 chuvosa no verão (Galvão & Nimer 1965), com temperaturas médias entre 17,4 e 19,8°
163 C. A precipitação anual da região gira em torno de 1500 mm, com inverno seco de três a
164 quatro meses, e período úmido de sete a oito meses (veja Fernandes *et al.* 2016). Os
165 solos apresentam níveis moderados de matéria orgânica, são altamente ácidos e
166 deficientes em macronutrientes, com alta saturação de alumínio e textura
167 predominantemente arenosa (Negreiros *et al.* 2008).

168 As áreas de estudo foram escolhidas em quatro altitudes distintas: 800, 1100,
169 1200 e 1400 m A área mais baixa apresenta vegetação predominantemente arbustivo-
170 arbórea, com presença de espécies de outras fisionomias do Cerrado, visto que é uma
171 área ecotonal, enquanto que a área mais alta possui espécies predominantemente
172 herbáceas, principalmente graminóides. As áreas intermediárias não possuem
173 predominância de determinado hábito, contendo grande diversidade de espécies
174 herbáceas, graminóides e arbustivas (Tabela 1). Para mais detalhes veja Mota et al.
175 (2016, 2018).

176

177 **COLETA DE DADOS.**____A amostragem do banco de sementes do solo foi realizada
178 em dois períodos: julho de 2014 (estação seca) e setembro (estação seca) de 2015 nos
179 quatro sítios de coletas. O incêndio, nas áreas amostradas, ocorreu de 10 a 19 de

180 outubro de 2014. De acordo com informações dos brigadistas que atuaram no combate
181 ao incêndio e do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
182 (ICMbio) que atua na região, não sabe ao certo o tamanho da área queimada durante
183 os nove dias de ocorrência do incêndio, mas estima-se que, em uma semana, as
184 chamas consumiram pelo menos sete mil hectares ou 22% da área total do Parque
185 Nacional da Serra do Cipó (dados não publicados), fora as outras áreas no entorno do
186 Parque que também foram queimadas, como as áreas de 1100, 1200 e 1400 m, deste
187 estudo. Apenas a área de 800 m encontra-se localizada dentro do Parque. Nas
188 últimas décadas, os focos de incêndio na Serra do Cipó ocorreram anualmente,
189 decorrente de ação antrópica, principalmente na estação seca, com a finalidade de
190 renovação dos pastos. Os incêndios naturais são mais raros, em geral a cada três ou
191 quatro anos e deflagrados por raios durante a estação chuvosa (Ribeiro e Figueira
192 2011).

193 Para a coleta do banco de sementes, foram utilizadas as parcelas de 100 m²
194 instaladas para o levantamento da vegetação lenhosa (Mota *et al.* 2018). Em cada uma
195 das 13 parcelas (100 m²) instaladas em cada uma das quatro áreas estudadas, foram
196 marcados quatro pontos equidistantes 3 m das bordas das parcelas, perfazendo quatro
197 amostras de solo e quatro amostras de serapilheira por parcela. Posteriormente, essas
198 amostras foram homogeneizadas e retirada uma amostra composta em cada parcela. Em
199 cada ponto, foi coletada uma amostra de serapilheira (folheto) na área superficial e
200 outra de solo na profundidade de 0-5 cm, com auxílio de um gabarito nas dimensões 30
201 cm × 30 cm.

202 Em laboratório, as amostras compostas de serapilheira e de solo foram
203 acondicionadas em bandejas plásticas (22 cm × 12 cm × 8 cm). As amostras de
204 serapilheira foram dispostas sobre areia esterilizada, conforme metodologia adaptada de

205 Pereira *et al.* (2010). Em cada tratamento (pré e pós-fogo; solo e serapilheira; e das
206 quatro áreas), as amostras foram distribuídas em duas casas de vegetação no campus da
207 Universidade Estadual de Montes Claros (Unimontes) e acrescentadas 35 bandejas
208 plásticas em cada casa de vegetação, contendo areia esterilizada, para controle de
209 infestações da chuva de sementes local. As amostras foram regadas duas vezes ao dia
210 (pela manhã e tarde), em torno de cinco segundos, cada bandeja.

211 Para avaliação do banco de sementes foi utilizado o método de germinação
212 (Brown 1992). As amostras de cada área foram acompanhadas semanalmente durante o
213 período de 12 semanas. Para isto, foram contados e morfotipados todos os indivíduos
214 cujas sementes emergiram. Após o estabelecimento do indivíduo ou quando houve o
215 aparecimento de material reprodutivo, foi feita a retirada do indivíduo, que foi
216 herborizado, identificado e depositado no Herbário Montes Claros (MCMG) da
217 Unimontes. A identificação do material botânico foi realizada através de consultas a
218 especialistas e uso de literatura especializada, e a classificação das espécies em famílias
219 foi feita pelo sistema do Angiosperm Phylogeny Group IV (APG IV 2016). As espécies
220 foram também classificadas quanto ao hábito em: graminóide, herbáceo, arbustivo ou
221 subarbustivo e lianas (adaptado de Figueiredo *et al.* 2014). Apesar das espécies
222 graminóides estarem incluídas no hábito herbáceo, neste estudo, devido a importância e
223 abundância que elas têm nos campos rupestres, foram consideradas como sendo um
224 hábito, separado das herbáceas, conforme adotado também por Le Stradic *et al.* (2015b).

225

226 ANÁLISE DE DADOS.____Para verificar se existem diferenças quanto a riqueza e
227 abundância do banco de sementes do solo antes e após a passagem do fogo, em áreas de
228 diferentes altitudes, e em diferentes estratos do solo foi utilizado o modelo linear de
229 efeito misto (LME) com o pacote nlme (Pinheiro *et al.* 2013). Também foi utilizado o

230 LME para avaliar se a riqueza e abundancia dos hábitos de vida das espécies variam
231 antes e após o fogo. Os LMEs foram ajustados, porque o banco de sementes do solo foi
232 coletado repetidamente após um ano, nas mesmas parcelas, durante intervalo
233 subsequente, e a autocorrelação temporal gerada por contagem consecutiva viola a
234 suposição de independência de amostragem. Partindo do princípio de independência,
235 quando isso não é verdade, inflacionaria os graus de liberdade do erro e poderia levar a
236 importância espúria (erro tipo I) (Crawley 2002). Para superar este problema, os dados
237 foram agrupados por parcela e as variâncias dos erros foram calculadas para cada
238 variável explicativa. Todo o modelo e as análises foram realizadas utilizando o software
239 R_{3.5.0} (R Development Core Team 2018). Todas as análises apresentaram um número de
240 832 observações (7 áreas x 13 parcelas x 2 estratos x 2 coletas x 4 hábitos) e 13 grupos
241 (parcelas), e os dados são apresentados como média (\pm erro padrão).

242 Para verificar diferenças na composição de espécies entre as altitudes, utilizou-
243 se o escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) com o índice de Simpson
244 calculado a partir do número de indivíduos de cada espécie, em cada área. O valor de
245 *stress* indica quanto os eixos produzidos pela análise explicam as variações dos dados
246 brutos. Posteriormente, análises de similaridades (Anosim) foram realizadas entre as
247 altitudes. Além disso, análises de porcentagens de dissimilaridade (Simper) foram
248 utilizadas para determinar quais espécies contribuíram mais para a formação de grupos
249 distintos. As análises foram realizadas utilizando o software PAST (Statistics
250 PAleontological) versão 1.81 (Hammer *et al.* 2001).

251 Foi utilizada a análise de espécies indicadoras (Dufrene & Legendre 1997) como
252 ferramenta na determinação de espécies do banco de sementes que são resistentes e
253 indicadoras de áreas queimadas pelo fogo. Para isso foi utilizada uma matriz com os
254 dados de abundância das espécies por parcelas, das áreas após o fogo e outra matriz com

255 as parcelas que continham espécies após a passagem do fogo, separadas por áreas. Um
256 valor indicador (VI) foi gerado para cada espécie e a significância da diferença de um
257 valor gerado pelo acaso foi determinada pelo teste de permutação de Monte Carlo. Com
258 isso, uma espécie só foi considerada indicadora de uma área queimada quando
259 apresentou o maior VI para o mesmo e o resultado do teste de Monte Carlo foi
260 significativo ($p < 0,05$). Os cálculos foram feitos no programa PC-ORD for Windows
261 versão 6.0 (McCune & Mefford 2011).

262

263 RESULTADOS

264 Somando-se as quatro áreas de diferentes altitudes, emergiram 75 espécies (Tablea S1)
265 e 601 indivíduos antes da passagem do fogo. Destas, 12 espécies apresentaram 10 ou
266 mais indivíduos. As cinco espécies mais abundantes foram *Rhynchospora consanguinea*
267 (29,28%), *Rhynchospora* sp.1 (9,65%), *Rhynchospora* sp.3 (8,81%), *Rhynchospora*
268 *riedeliana* (5,16%) e *Shymphiopappus brasiliensis* (3,66%). Após a passagem do fogo
269 emergiram 44 espécies e 251 indivíduos. Destas, oito espécies possuíram 10 ou mais
270 indivíduos. As cinco espécies mais abundantes foram *Rhynchospora tenuis* (13,15%),
271 *Bulbostylis* sp. (9,96%), *Eragrostis articulata* (8,37%), *Rhynchospora consanguinea*
272 (7,57%) e *Echinolaena inflexa* (6,37%). Apesar de 44 espécies germinarem após a
273 passagem do fogo, apenas três espécies tiveram o valor indicador observado (VIO)
274 significativamente ($p < 0,05$) maior que o valor indicador esperado (VIE) e foram
275 consideradas indicadoras do ambiente após o distúrbio: *Bulbostylis* sp., *Echinolaena*
276 *inflexa* e *Rhynchospora tenuis* (Tabela 2). A riqueza de espécies que ocorreu em ambas
277 as coletas, antes e após a passagem do fogo, foi relativamente alta (31 espécies),
278 correspondendo a 70,45% das espécies e 88,44% dos indivíduos que emergiram após o
279 fogo. As espécies *Bulbostylis* sp., *Echinolaena inflexa*, *Eragrostis articulata*,

280 *Rhynchospora consanguinea* e *Rhynchospora* sp.3 tiveram boa representatividade (10
281 indivíduos ou mais) antes e após o fogo. Por outro lado, 43 espécies (57,33%) e 106
282 indivíduos (17,64%) que ocorreram antes do fogo não emergiram novamente após o
283 fogo. Dentre estas espécies (com cinco indivíduos ou mais), destacam-se Cyperaceae
284 sp.6, *Diodella apiculata*, *Panicum cyanescens*, Poaceae sp.9, Poaceae sp.10 e Poaceae
285 sp.11 (Tabela S1).

286 A ocorrência do fogo mostrou-se como fator determinante da perda de riqueza e
287 abundância de sementes na comunidade analisada, com base nas espécies que compõem
288 o banco de sementes do solo. Após o fogo, considerando-se os dois estratos (solo e
289 serapilheira) e as quatro áreas, o banco de sementes apresentou redução de 40,54% no
290 número de espécies ($F = 22,66$; $P < 0,001$) e de 58,24 % na quantidade de sementes
291 germinadas ($F = 24,02$; $P < 0,00$), quando comparadas as coletas antes do fogo (Tabela
292 3).

293 A composição florística não foi significativamente diferente entre as áreas antes
294 e após o fogo ($R_{anosim} = 1,036$, $p > 0,001$). A análise de NMDS revelou que as áreas de
295 diferentes altitudes, antes e após o fogo foram agregadas, com exceção da altitude de
296 1400 m após o fogo. Além disso, as espécies das áreas 1100 m, antes e após o fogo, e
297 1200 m, antes e após se agruparam, assim como as espécies da área de 1400 m, antes do
298 fogo, com a de 800 m, após o fogo. Por outro lado, a área de 1400 m, após o fogo se
299 distanciou das demais. A de 800 m, antes do fogo, também não agrupou com outra área
300 (Fig. 2). A análise SIMPER mostrou que as espécies que mais contribuíram para a
301 formação do grupo de 1100 m, antes e após o fogo foram *Aspilias* sp, *Bulbostylis* sp, *E.*
302 *articulata*, *L. cf ericoides*, *P. multicaule*, *P. glochidata*, *R. consanguinea* e *S.*
303 *americana*, do grupo 1400 m antes do fogo e 800 m após o fogo foram *Borreria* sp.1, *R*
304 *cf. emaciata*, *R. consanguinea* e *R. tenuis* e do grupo 1200 m antes e após o fogo foram

305 *B. platypoda*, *E. inflexa*, *H. longispicula*, *R. riedeliana*, *R. sp.1*, *R. tenuis* subsp. *austro*
306 *brasiliensis* e *S. americana*.

307 Não houve diferenças significativas, quanto a riqueza e abundância do banco de
308 sementes, entre as áreas de distintas altitudes ($P > 0,05$) e nas interações entre áreas e os
309 estratos - solo e serapilheira ($P > 0,05$), e entre as áreas e as coletas antes e após a
310 passagem do fogo ($P > 0,05$). Já os estratos, solo e serapilheira foram afetados pelo
311 fogo, sendo que o solo teve redução de 40,54% na riqueza de espécies ($F = 9,22$; $P <$
312 0.001) e 56,81% na abundância de sementes ($F = 15,70$; $P < 0.001$) e a serapilheira teve
313 redução de 28,57% na riqueza ($F = 9,22$; $P < 0.001$) e 76,74% na abundância ($F =$
314 $15,70$; $P < 0.001$), após a passagem do fogo. Entretanto, antes e após o fogo, o resultado
315 encontrado foi o mesmo, com menor riqueza ($F = 115,72$; $P < 0.001$) e abundância ($F =$
316 $85,66$; $P < 0.001$) na serapilheira em comparação com a camada de 0-5 cm de
317 profundidade do solo (Tabela 2; Fig. 3).

318 Os hábitos diferiram quanto a riqueza ($F = 12,43$; $P < 0,0001$) e abundância ($F =$
319 $11,08$; $P < 0,0001$) antes e após o fogo (Tabela 4), exceto o herbáceo que manteve a
320 riqueza ($p < 0,05$) e abundância ($p < 0,05$) após o fogo. Tanto o hábito graminóide,
321 quanto o arbustivo e liana reduziram a riqueza e abundância após a passagem do fogo
322 (Fig. 4).

323

324 **DISCUSSÃO**

325 O fogo é um evento frequente nas formações savânicas e campestres de todas as partes
326 do globo terrestre e, devido à sua onipresença, atuou e ainda atua como pressão
327 evolutiva nos organismos desses ambientes (Coutinho 1980, Howe 1994). Apesar dos
328 campos rupestres serem propensos as queimadas anuais (Ribeiro & Figueira 2011), o
329 banco de sementes do solo da Serra do Cipó foi afetado pela ocorrência do fogo, com

330 redução da riqueza e abundância do banco de sementes do solo. Espécies como *Diodella*
331 *apiculata* e *Panicum cyanescens*, presentes nas áreas estudadas antes do fogo, não
332 foram observadas no banco de sementes após a passagem do fogo. Apesar de não poder
333 afirmar que a ausência dessas espécies foi causada por este distúrbio, o fogo pode
334 estressar plantas, individualmente, por consumir reservas que sustentam o seu
335 crescimento, assim como estressar comunidades de plantas, por reduzir a fertilidade e
336 umidade do solo, através do aumento na evapotranspiração e escoamento superficial
337 (Steuter & McPherson 1995). A ausência de determinada espécie, no banco de sementes
338 das áreas, após a queima também não reflete a exclusão da espécie do banco, mas pode
339 indicar que o fogo tenha inviabilizado as sementes (Kissmann & Groth 1997). Esse
340 efeito pode ser temporário, conforme verificado por Williams *et al.* (2005) em uma
341 savana na Austrália, que observaram logo após a passagem do fogo a redução na
342 densidade de sementes de subarbustos e monocotiledôneas, porém observaram também
343 o restabelecimento da maioria das espécies no ano seguinte à queima. Trabalhos em
344 savanas no Brasil e no mundo também documentaram a redução, em densidade de
345 indivíduos ou riqueza de espécies, do banco de sementes, após a passagem do fogo
346 (veja Goubitz *et al.* 2004, Ikeda *et al.* 2008, Le Stradic *et al.* 2018). Alguns estudos,
347 porém, não encontraram relação significativa quanto a densidade ou riqueza antes e
348 após o fogo (Zammit & Zedler 1994, Camargos *et al.* 2013), enquanto outros
349 observaram aumento da densidade ou riqueza de sementes após o fogo (Cardoso *et al.*
350 2000; Valbuena & Trabaud 2001), diferindo deste resultado.

351 Alguns autores consideram o fogo como uma força evolutiva que modela as
352 adaptações das plantas nos ambientes propensos à queimadas (Pausas *et al.* 2004). A
353 adaptação das plantas e comunidades ao fogo evoluiu sob determinadas condições
354 ambientais em uma escala temporal e espacial (Steuter & McPherson 1995), sendo a

355 extensão do distúrbio ajustada às variações climáticas e topográficas (Henriger &
356 Jacques 2001). Os campos rupestres apresentam uma flora com muitas adaptações ao
357 fogo (Giulietti *et al.* 1987, Kolbek & Alves 2008). De fato, 70% das espécies que
358 estavam presentes no banco de sementes do solo antes do fogo, foram observadas
359 também após a passagem do fogo, demonstrando alta similaridade. Dentre estas
360 espécies, *H. longispicula*, no estudo de Le Stradic *et al.* (2015b) também mostrou-se
361 adaptada ao fogo. A porcentagem de emergência das suas sementes no tratamento que
362 simula o fogo foi acima de 75% e com um tempo de germinação menor que o
363 observado no tratamento controle. Le Stradic *et al.* (2018) estudando a vegetação
364 regenerante de campos rupestres após o fogo, a curto (2 e 5 meses após o evento) e
365 longo prazo (11 e 25 anos após), também verificou redução na riqueza de espécies logo
366 após a passagem do fogo. Porém, cinco meses após o incêndio, houve aumento da
367 riqueza e composição florística semelhante ao pré-fogo. A alta capacidade de
368 recuperação das comunidades vegetais estabelecidas nas áreas amostradas por Le
369 Stradic *et al.* (2018) quanto a comunidade vegetal do banco de sementes deste estudo,
370 implica que a maioria das espécies de campo rupestre são capazes de se regenerar
371 rapidamente após o fogo.

372 Das espécies que emergiram no banco de sementes, deste estudo, antes e após a
373 passagem do fogo, três (*Bulbostylis* sp, *E. inflexa* e *R. tenuis*) indicaram ser resistentes
374 devido à alta abundância e frequência nas áreas após o fogo. *Bulbostyllis paradoxa* tem
375 sido citada na literatura como pirófito, ou seja, só consegue reproduzir quando há fogo,
376 e sua floração acontece poucos dias após a passagem do fogo (Gottsberger &
377 Silberbauer-Gottsberger 2006, Alves & Silva 2011). *Echinolaena inflexa* é uma espécie
378 nativa e abundante no bioma Cerrado (Souza *et al.* 2005, Clayton *et al.* 2006),
379 estolonífera ou rizomatosa com colmos entre 20 e 50 cm de altura (Clayton *et al.* 2006)

380 e segundo Silva & Klink (2001) tem uma arquitetura simplificada devido a adaptação ao
381 fogo. As sementes de *E. inflexa* apresentam germinabilidade de aproximadamente 50%
382 e possuem dormência primária de cerca de seis meses (Aires *et al.* 2014). A resposta de
383 *R. tenuis*, aumentando sua abundância após o fogo em 78,79%, também demonstra
384 resistência da espécie a este distúrbio. Le Stradic *et al.* (2015b) estudando três espécies
385 de *Rhynchospora* (*R. consanguínea*, *R. riedeliana* e *R. ciliolata*) verificaram que estas
386 espécies produzem sementes fisiologicamente inativas e que a dormência é alta,
387 chegando a 100%. Além disso, neste mesmo estudo, outras espécies de campo rupestre
388 mostraram alta e rápida germinação e sincronia após submetidas a altas temperaturas.
389 Esses dados sugerem que *R. tenuis* pode ter superado a dormência após o fogo.
390 Entretanto, mais estudos sob a germinação desta espécie são necessários para esclarecer
391 a existência de dormência, tão comum em espécies de Cyperaceae (Leck & Schutz
392 2005).

393 O hábito graminóide forma um grupo de espécies dominantes em áreas de
394 campos rupestres (Rapini *et al.* 2008, Conceição & Pirani 2005) e mostram adaptações
395 ao fogo (Ferreira & Conceição 2012, Le Stradic *et al.* 2015b). Porém, a ocorrência
396 frequente de queimadas pode reduzir a riqueza e abundância do banco de sementes,
397 inclusive de espécies deste grupo. A predominância após a passagem do fogo ocorre em
398 função de sua rápida capacidade de regeneração após a queima (Coutinho 1994). Em
399 espécies da família Poaceae, por exemplo, ocorre contínuo crescimento foliar do
400 meristema intercalar e novas folhas oriundas de meristemas protegidos abaixo do solo
401 ou na base das bainhas persistentes (Bond & Wilgen 1996). Estas adaptações ajudam as
402 espécies a se protegerem do fogo. A maior parte do combustível que sustenta o fogo em
403 vegetação campestre de cerrado (Kauffman *et al.* 1994) é composto principalmente de
404 graminóides com folhas finas e estruturas caulinares de Poaceae e Cyperaceae. Espécies

405 graminóides encontradas por Neves & Conceição (2012) em uma área queimada na
406 Chapada Diamantina, ao norte da Cadeia do Espinhaço, são comuns ao presente estudo
407 (*Axonopus aureus*, *Trachypogon spicatus*, *Lagenocarpus rigidus* e *Schizachyrium*
408 *sanguineum*). A ocorrência dos mesmos táxons possivelmente se deve às condições
409 ambientais severas que limitam a ocupação das áreas de campos rupestres, como ventos
410 fortes, disponibilidade hídrica restrita, solos rasos e fogo (Kolbek & Alves 2008,
411 Negreiros *et al.* 2008, Ribeiro & Figueira 2011).

412 Em ambientes sem a interferência do fogo, fatores abióticos como vento e chuva
413 auxiliam na deposição das sementes, fazendo com que estas sejam deslocadas da
414 camada superficial de serapilheira para camadas de solo, abaixo deste componente
415 (Santos *et al.* 2015). Com a exposição, as sementes também se tornam mais visíveis aos
416 predadores naturais sendo removidas pelos mesmos (Hopfensperger 2007, Yu *et al.*
417 2008). Desta forma, existe uma estratificação no banco de sementes do solo, como
418 maior riqueza e abundância de sementes na camada superficial de solo (Rodrigues *et al.*
419 2010, Hopfensperger 2007, Yu *et al.* 2008, Santos *et al.* 2010, Araújo *et al.* 2014). Com
420 a passagem do fogo, a serapilheira é removida e, conseqüentemente, as sementes
421 presentes são queimadas (Carpanezzi *et al.* 1997). Assim, a emergência de plântulas
422 contidas na serapilheira fica prejudicada. Carpanezzi *et al.* (1997) estudando a
423 regeneração natural de *Mimosa scabrella* via banco de sementes no sul do Brasil,
424 verificou que a taxa de mortalidade causada pelo fogo é máxima para as sementes
425 localizadas na serapilheira, e diminui com a profundidade de enterrio no solo, com
426 tendência a ser nula em profundidades maiores que 3 cm. Roth (1982) também verificou
427 para esta mesma espécie que sementes localizadas até 2 cm de profundidade morreram,
428 por causa de ocorrência de temperaturas superiores a 100°C e, sementes localizadas nas
429 camadas inferiores germinaram em percentagens próximas entre si, e superiores à

430 testemunha, sem tratamento de escarificação, devido ao efeito de temperaturas máximas
431 variando de 80°C (na camada 2 a 4 cm) até 38°C (na camada 6 a 8 cm), que
432 provavelmente quebraram a dormência das sementes. Deste modo, nossos resultados
433 mostraram que o fogo atuou com maior intensidade sobre as sementes contidas na
434 serapilheira do que sobre as sementes da camada do solo de 0 a 5 cm de profundidade.

435 A altitude foi um fator que não influenciou o decréscimo na riqueza e
436 abundância de sementes nas áreas após o fogo. Este resultado mostra que espécies como
437 *R. tenuis*, *E. inflexa*, *Bulbostylis* sp, entre outras espécies que ocorreram antes e após o
438 fogo, independente da área em que estão estabelecidas, estão adaptadas a este distúrbio,
439 e tem grande abundância nas áreas estudadas (Luz *et al.* 2018). A tolerância ao fogo é
440 uma característica peculiar a muitas espécies presentes na flora das fisionomias
441 savânicas e campestres (veja Barbosa *et al.* 2014, Neves & Conceição 2010, Ferreira &
442 Conceição 2012, Le Stradic *et al.* 2018). Muitas espécies apresentam mecanismos com
443 potencial para a regeneração pós-fogo, como, por exemplo, as espécies encontradas
444 neste estudo, do gênero *Lychnophora*. Os incêndios geralmente matam as suas hastes
445 aéreas e as populações se recuperam através da rebrota de novas hastes aéreas de
446 lignotubos subterrâneos ou através do aumento da germinação, formando povoamentos
447 muito densos de mudas do banco de sementes após incêndios. Desta forma, podemos
448 dizer que o fogo tem um papel muito importante na ecologia e dinâmica destas espécies.

449

450 **CONCLUSÕES**

451 Após a passagem do fogo pelas áreas, houve redução na riqueza e abundância do banco
452 de sementes da Serra do Cipó. No entanto, a composição de espécies foi bem similar
453 antes e após o fogo, indicando que a maior parte das espécies estão adaptadas ao fogo.
454 Três destas espécies podem ser consideradas indicadoras e resistentes a este distúrbio,

455 *Bulbostylis* sp, *E. inflexa* e *R. tenuis*, podendo ser indicadas em trabalhos de recuperação
456 de áreas de campos rupestres que sofreram este tipo de distúrbio. Não houve diferença
457 entre áreas de maiores e menores altitudes com relação a riqueza e abundância após o
458 fogo. A serapilheira continuou sendo o componente com menores valores de riqueza e
459 abundancia após o fogo e o hábito graminóide, o mais expressivo antes e após o fogo.
460 Desta forma, caso os regimes de fogo dos campos rupestres sejam alterados da forma
461 em que estão atualmente, podem causar impactos negativos em vários aspectos no
462 ecossistema, levando a degradação da vegetação e do solo e perda do potencial
463 regenerativo via sementes.

464

465 **AGRADECIMENTOS**

466 Agradecemos aos dois revisores anônimos pela revisão ao manuscrito; a D. Negreiros
467 (UMA), S. Le Stradic (Unesp-Rio Claro), R. C. Oliveira (UNB) e S. D'Ângelo Neto
468 (Unimontes) pela identificação das espécies; a C. O. Brasil pela confecção do mapa da
469 área de estudo; a G. S. Mota pelo auxílio nas análises estatísticas. Ao CNPq (Conselho
470 Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico/ PELD-CRSC Site 17),
471 FAPEMIG (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais) e CAPES
472 (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pelo apoio financeiro
473 e a Unimontes, UFMG, Reserva Vellozia, Parque Nacional da Serra do Cipó, Pousada
474 Serra Morena, Pouso Pedra do Elefante e Industria Textil Cedro pelo apoio logístico.
475 Aos estagiários do Laboratório de Ecologia Vegetal (Unimontes) e de Ecologia
476 Evolutiva e Biodiversidade (UFMG) pelo auxílio no campo.

477

478 **DECLARAÇÃO DE DISPONIBILIDADE DOS DADOS**

479 Os dados deste artigo “estarão” disponíveis no Repositório Digital Dryad:

480 <https://datadryad.org/>

481

482 **LITERATURA CITADA**

483 AIRES, S. S., M. N. SATO, AND H. S. MIRANDA. 2014. Seed characterization and
484 direct sowing of native grass species as a management tool. *Grass Forage Sci.*
485 69: 470-478.

486 ALVES, R. J. V., E N. G. SILVA. 2011. O fogo é sempre um vilão nos Campos
487 Rupestres? *Bio Brasil*. 1: 120-127.

488 ANDRADE, L.A.Z., AND H. S. MIRANDA. 2014. The dynamics of the soil bank after
489 a fire event in a woody savana in central Brazil. *Plant Ecol* 215: 1199-1209.

490 APG IV. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the
491 orders and families of flowering plants: APG IV. *Bot. J. Linn. Soc.* 181: 1-20.

492 ARAÚJO V. K.R., D. M, SANTOS, J. M. F. F. SANTOS, K. A. LIMA, D. N. N.
493 SOUZA, E E. L. ARAÚJO. 2014. Influência do status da floresta e da variação
494 sazonal sobre o banco de sementes no semiárido brasileiro. *Gaia Sci.* 8: 136-149.

495 BARBOSA, B.C., V. S. CAPPI, S. P. RIBEIRO, E G. W. FERNANDES. 2014.
496 Avaliação da capacidade de rebrotamento pós-distúrbio das plantas lenhosas
497 típicas dos campos rupestres. *Ecol. Austral.* 24: 350-355.

498 BOND, W.J., AND B. W. VAN WILGEN. 1996. *Fire and plants*. Chapman & Hall,
499 London, UK.

500 BROWN, D. 1992. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of
501 the seed extraction and seedling emergence methods. *Can. J. Bot.* 70: 1603-
502 1612.

- 503 CAMARGOS, V. L., G. A. RIBEIRO, A. F. SILVA, S. V. MARTINS, E F.M.S
504 CARMO. 2015. Estudo do comportamento do fogo em um trecho de Floresta
505 Estacional Semidecidual no município de Viçosa, Minas Gerais. Ci. Fl. 25: 537-
506 545.
- 507 CAMARGOS, V. L., S. V. MARTINS, G. A. RIBEIRO, F. M. S. CARMO, A. F.
508 SILVA. 2013. Influência do fogo no banco de sementes do solo em Floresta
509 Estacional Decidual. Ci. Fl. 23: 19-28.
- 510 CARDOSO, E. L., S. M. A. CRISPIM, C. A. G. RODRIGUES, E W. BARIONI
511 JÚNIOR. 2000. Composição e dinâmica da biomassa aérea após a queima em
512 savana gramíneo-lenhosa no Pantanal. Pesq. Agropec. Bras. 35: 2309-2316.
- 513 CARPANEZZI, A. A., S. N. PAGANO, E A. J. BAGGIO. 1997. Soil seed bank of
514 *Mimosa scabrella* Bentham in stands under the traditional agroforestry
515 management system. Boletim de Pesquisa Florestal 35: 3-19.
- 516 CLAYTON, W. D., M. S. VORONTSOVA, K. T. HARMAN, AND H.WILLIAMSON.
517 2006. Grass Base The online World grass flora. Kew: The Board of Trustees,
518 Royal Botanic Gardens, Acessado em Fevereiro de 2018.
- 519 CONCEIÇÃO, A. A., E J. R. PIRANI. 2005. Delimitação de habitats em campos
520 rupestres na Chapada Diamantina, Bahia: substratos, composição florística e
521 aspectos estruturais. Bol. Bot. Univ. São Paulo 23: 85-111.
- 522 COUTINHO, L. M. 1980. As queimadas e seu papel ecológico. Brasil Florestal 44: 7-
523 23.
- 524 COUTINHO, L. M. 1982. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. In: B. J.
525 Huntley, and B. H. Walker (Eds.). Ecological Studies 42: Ecology of Tropical
526 Savannas, pp. 273-291. Springer-Verlag, New York, USA.

- 527 COUTINHO, L. M. 1994. O uso do fogo em pastagens naturais brasileiras. In J. P.
528 Puignau, (Ed). Utilización y Manejo de Pastizales, pp.159-168. IICA
529 PROCISUR, (DIÁLOGO XL).Montevideo. Uruguai.
- 530 CRAWLEY, M. J. 2002. Statistical computing: an introduction to data analysis using S-
531 Plus. Wiley, Chichester, UK.
- 532 DUFRENE, M., AND P. LEGENDRE. 1997. Species assemblages and indicator
533 species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecol Monogr. 67: 345–
534 366
- 535 FERNANDES, G. W., H. A. ALMEIDA, C. A. NUNES, J. H. A. XAVIER, N. S.
536 COOB, M. A. A. CARNEIRO, T. CORNELISSEN, F. S. NEVES, S. P.
537 RIBEIRO, Y. R. F. NUNES, A. C. V. PIRES, AND M. V. BEIRÃO, 2016.
538 Cerrado to rupestrian grasslands: patterns of species distribution and the forces
539 shaping them along an altitudinal gradient. In G.W. Fernandes (Ed.). Ecology
540 and conservation of mountain-top grasslands in Brazil. pp. 345-371.Springer
541 International, Cham, Alemanha.
- 542 FERREIRA, M. M. A. A. S., E A. A. CONCEIÇÃO. 2012. Alocação preferencial de
543 recursos e morfologia de órgãos subterrâneos em plantas resistentes ao fogo em
544 vegetação campestre. Sitientibus 12: 143–149.
- 545 FIGUEIRA, J. E. C. 1998. Dinâmica de Populações de *Paepalanthus polyanthus*
546 (Eriocaulaceae) na Serra do Cipó, MG. Phd Tese. Universidade Estadual de
547 Campinas, pp. 112.
- 548 FIGUEIREDO, P. H. A., C. C. MIRANDA, F. M. ARAUJO, E R. VALCARCEL.
549 2014. Germinação *ex-situ* do banco de sementes do solo de capoeira em
550 restauração florestal espontânea a partir do manejo do sombreamento. Sci. For.
551 42: 69-80.

- 552 FRANÇA, H. E K. T. RIBEIRO. 2008. Mapeamento de queimadas no Parque Nacional
553 da Serra do Cipó e na Área de Proteção Ambiental Morro da Pedreira, MG:
554 1984-2007. Relatório Técnico do Ministério do Meio Ambiente. ICMBio,
555 Brasília.
- 556 GALVÃO, M. V., E E. NIMER. 1965. Clima. Geografia do Brasil - grande região leste.
557 Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, RJ.
- 558 GARWOOD, N.C. 1989. Tropical soil seed banks: a review. In M.A. Leck, V.T. Parker
559 & R.L. Simpson (Eds.). Ecology of soil seed banks, pp.149-209. Academic
560 Press, San Diego, USA.
- 561 GIULIETTI, A.M., N. L. MENEZES, J. R. PIRANI, M. MEGURO E M. G. L.
562 WANDERLEY. 1987. Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: caracterização e
563 lista de espécies. Bol. Bot. Univ. *São Paulo* 9: 1-151.
- 564 GRIME, J. P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. John Wiley, Chichester,
565 UK.
- 566 GOTTSBERGER, G. AND I. SILBERBAUER-GOTTSBERGER. 2006. Life in the
567 Cerrado: a South American Tropical Seasonal Vegetation, Vol. II. Pollination
568 and seed dispersal. Reta Verlag, Ulm.
- 569 GOUBITZ, S., R. NATHAN, R. ROITEMBERG, A. SHMIDA, AND G. NE'EMAN,
570 2004. Canopy seed bank structure in relation to: fire, tree size and density.
571 Plant Ecol 173: 191-201.
- 572 GRUBB, P.J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the
573 importance of the regeneration niche. Biol Rev. 52: 107-145.
- 574 HAMMER, O., D. A. T. HARPER, AND P. D. RYAN. 2001. PAST – Paleontological
575 http://www.uv.es/~pardomv/pe/2001_1/past/pastprog/past.pdf.
576 Acessado em Janeiro 2017.

- 577 HOPFENSBERGER, K.N. 2007. A review of similarity between seed bank and
578 standing vegetation across ecosystems. *Oikos* 116: 1438-1448.
- 579 HENRIGER, I. E JACQUES, A.V.A. 2001. Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na
580 transição Floresta-Campo. *Cienc Rural* 31: 1090-2001.
- 581 HOFFMANN, W. A. 1996. The effects of fire and cover on seedling establishment in a
582 neotropical savanna. *J. Ecol.* 84: 383-393.
- 583 HOWE, H.F. 1994. Managing tall-grass species diversity: assumptions and
584 implications. *Conserv Biol.* 8: 691-704.
- 585 IKEDA, F. S., D. MITJA, L. VILELA E J. C. S. SILVA. 2008: Banco de sementes em
586 cerrado *sensu stricto* sob queimada e sistemas de cultivo. *Pesq. Agropec, Bras.*
587 43: 667-73.
- 588 KAUFFMAN, J.B., D. L. CUMMINGS AND D. E. WARD. 1994. Relationships of fi
589 re, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian
590 Cerrado. *J. Ecol* 82: 519-531.
- 591 KISSMANN, K.G. E D, GROTH. 1997. Plantas infestantes e nocivas. 2.ed. BASF, São
592 Paulo, 824p.
- 593 KLINK, C. A. E R. B. MACHADO. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro.
594 *Megadiversidade* 1: 147-155.
- 595 KOLBEK, J. AND R. J. V. ALVES. 2008. Impacts of Cattle, Fire and Wind in Rocky
596 Savannas, Southeastern Brazil. *AUCE* 22: 111–130.
- 597 LE STRADIC, S., F. A. O. SILVEIRA, E. BUISSON, K. CAZELLE, V. CARVALHO,
598 AND G. W. FERNANDES. 2015a. Diversity of germination strategies and seed
599 dormancy in herbaceous species of *campo rupestre* grasslands. *Austral Ecology*
600 40: <https://doi.org/10.1111/aec.12221>.

- 601 LE STRADIC, S., E. BUISSON, AND G. W. FERNANDES. 2015b. Vegetation
602 composition and structure of some Neotropical mountain grasslands in Brazil. J.
603 Mt. Sci. 12: 864–877.
- 604 LE STRADIC, S.; HERNANDEZ, P.; FERNANDES, G.W.; BUISSON, E. 2018.
605 Regeneration after fire in campo rupestre: Short- and long-term vegetation
606 dynamics. Flora 238: 191-200.
- 607 LECK, M. A., AND W. SCHUTZ. 2005. Regeneration of Cyperaceae, with particular
608 reference to seed ecology and seed banks. Perspectives in plant ecology.
609 Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst 7: 95–133.
- 610 LUZ, G.R., G. S. MOTA, C. SPADETO, G. S. TOLENTINO, G. FERNANDES, AND
611 Y. R. F. NUNES. Regenerative potential of the soil seed bank along an elevation
612 gradient of rupestrian grassland in Southeastern Brazil. Botany 96: 281-298.
- 613 MACHADO, V.M., J. B. SANTOS, I. M. PEREIRA, R. O. LARA, C. M. CABRAL, E
614 C. S. AMARAL. 2013. Avaliação do banco de sementes de uma área em
615 processo de recuperação em cerrado campestre. Planta Daninha 31: 303-312.
- 616 MARTINS, C. R., L. L. LEITE, E M. HARIDASAN, 2004. Capim-gordura (*Melinis*
617 *minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de
618 áreas degradadas em unidades de conservação. Rev. Árvore 28: 739-747.
- 619 MCCUNE, B. AND M. J. MEFFORD. 2011. PC-ORD Version 6.0, Multivariate
620 Analysis of Ecological Data. MJM Software. Gleneden Beach, Oregon.
- 621 MELO, P. R. B., J. A. OLIVEIRA, J. E. B. PINTO, E. M. CASTRO, A. R. VIEIRA, E
622 J. R. E. EVANGELISTA. 2007. Germinação de aquênios de arnica
623 (*Lychnophora pinaster*) armazenados em diferentes condições. Cien Agrotéc.
624 31: 75-82.

- 625 MELO, A.C.G. E G. DURINGAN. 2010. Impacto do fogo e dinâmica da regeneração
626 da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália,
627 SP, Brasil). *Rev. Brasil. Bot.* 33: 37-50.
- 628 MIRANDA, C. A. K. 2002. *Paepalanthus polyanthus* (Bong.) Kunth (Eriocaulaceae)
629 como bioindicadora de biomassa vegetal aérea nos campos rupestres da Serra do
630 Cipó. Phd Dissertação. Universidade Federal de Minas Gerais, pp. 110.
- 631 MOTA, N.M., V. L. REZENDE, G. S. MOTA, G. W. FERNANDES, AND Y. R. F.
632 NUNES. 2016. Forces driving the regeneration component of a rupestrian
633 grassland complex along an altitudinal gradient. *Braz. J. Bot.* 39: 845–860.
- 634 MOTA, G.S., G. R. LUZ, N. M. MOTA, E. S. COUTINHO, M. D. M. VELOSO, G. W.
635 FERNANDES, AND Y. R. F. NUNES. 2018. Changes in species composition,
636 vegetation structure, and life forms along an altitudinal gradient of rupestrian
637 grasslands in Southeastern Brazil. *Flora* 238: 32-42.
- 638 NEGREIROS, D., M. L. M. MORAES E G. W. FERNANDES. 2008. Caracterização,
639 da fertilidade dos solos de quatro leguminosas de campos rupestres, Serra do
640 Cipo', MG, Brasil. *Rev. Cienc Suelo Nutr* 8: 30–39.
- 641 PAUSAS, J. G., R. A. BRADSTOCK, D. A. KEITH, AND J. E. KEELEY. 2004. Plant
642 Functional Traits in Relation to Fire in Crown-Fire Ecosystems. *Ecology* 85:
643 1085-1100.
- 644 PÉREZ, E. M., AND E. T. SANTIAGO. 2001. Dinámica estacional del banco de
645 semillas en una sabana en los Lhanos Centro Orientales de Venezuela.
646 *Biotropica* 33: 435-446,
- 647 PINHEIRO, J., D., BATES, S. DEBROY, AND D.R SARKAR, Development Core
648 Team. *nlme: linear and nonlinear mixed effects models*. R package version 3.1-
649 117. 2013. Disponível em: <http://CRAN.Rproject.org/package=nlme>.

- 650
- 651 R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2015. R: A language and environment for
652 statistical computing, Version 3.4.3, R Foundation for Statistical Computing,
653 Vienna, Austria. <http://www.r-project.org>. Acessado em Outubro de 2017.
- 654 RAPINI, A., P. L. RIBEIRO, S. LAMBERT, AND J. R. PIRANI. 2008. A flora dos
655 campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. Megadiversidade 4: 16-24.
- 656 RIBEIRO, M.C., E J. E. C. FIGUEIRA. 2011. Uma abordagem histórica do fogo no
657 Parque Nacional da Serra do Cipó, Minas Gerais – Brasil. Bio Brasil. 1: 212-
658 227.
- 659 RODRIGUES, B. D., S. V. MARTINS, E H. G. LEITE. 2010. Avaliação do potencial
660 da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração
661 florestal em áreas degradadas. Rev. Árvore 34: 65-73.
- 662 ROSENGURTT, B. 1943. Estudios sobre praderas naturales Del Uruguay- 3
663 contribución. Hemisferio Sur, Montivideo, 201p.
- 664 ROTH, P. S. 1982. O efeito do fogo sobre a quebra de dormência em sementes de
665 bracatinga (*Mimosa bracaatinga* Hoehne). Circular Técnica, 143. IPEF,
666 Piracicaba, 7p.
- 667 SANTOS, D.M., K. A. SILVA, J. M. F. F. SANTOS, C. G. R. LOPES, R. M. M.
668 PIMENTEL, E E. L. ARAUJO. 2010. Variação espaço-temporal do banco de
669 sementes em uma área de Floresta Tropical Seca (Caatinga) Pernambuco. Rev.
670 de Geografia 27: 234-253.
- 671 SANTOS, M.D., J. M. F. F. SANTOS, D. N. N. SOUZA, J. R. ANDRADE, K. A.
672 SILVA, W. M. ANDRADE, E E. L. ARAÚJO. 2015. O que mais influencia a
673 densidade do banco de sementes do solo de *Cereus jamacaru* DC. subsp.
674 *Jamacaru* (Cactaceae): Variação espacial ou temporal? Gaia Sci. 9: 167-174.

- 675 SILVEIRA, F.A.O., D. NEGREIROS, N. P. U. BARBOSA, E. BUISSON, F. F.
676 CARMO, D. W. CARSTENSEN, A. A. CONCEIÇÃO, T. G. CORNELISSEN,
677 L. ECHTERNACHT, G. W. FERNANDES, Q. S. GARCIA, T. J. GUERRA, C.
678 M. JACOBI, J. P. LEMOS-FILHO, S. LE STRADIC, L. P. C. MORELLATO,
679 F. S. NEVES, R. S. OLIVEIRA, C. E. SCHAEFER, P. L. VIANA, AND H.
680 LAMBERS. 2016. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered
681 campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant Soil* 403: 129-152.
- 682 SOUZA, A., M. G. MORAES, E R. C. L. F. RIBIERO. 2005. Gramíneas do cerrado:
683 carboidratos não-estruturais e aspectos ecofisiológicos. *Acta. bot. bras.* 19: 81-
684 90.
- 685 STEUTER, A. A., AND G. R. MCPHERSON. Fire as a physical stress. In D.J.
686 Bedunah, and R. E. Sosebee (Eds). 1995. *Wildland plantas physiological*
687 *ecology and developmental morphology*. pp.550-579. Society for Range
688 Management, Denver, USA.
- 689 VALBUENA, L., AND L. TRABAUD. 2001. Contribution of the soil seed bank to
690 post-fire recovery of a heathland. *Plant Ecol.* 152: 175–183.
- 691 WILLIAMS, P.R., R. A. CONGDON, A. C. GRICE, AND P. J. CLARKE. 2005.
692 Germinable soil seed banks in a tropical savanna: seasonal dynamics and effects
693 of fire. *Austral Ecology* 30: 79–90
- 694 WHELAN, R. J. 1997. *Ecology of fire*. 2nd, University Press, Cambridge, 346p.
- 695 YU, S., D. BELL, G. M. STERNBERG, AND P. KUTIEL. 2008. The effect of
696 microhabitats on vegetation and its relationships with seedlings and soil seed
697 bank in a Mediterranean coastal sand dune community. *J Arid Environ.* 72:
698 2040-2053.

699 ZAMMIT, C., AND P. H. ZEDLER. 1994. Organisation of the soil seed bank in mixed
700 chaparral. *Vegetatio* 111: 1-16.

701 TABELA 1. Localização das áreas de estudo na Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil, e
 702 suas principais características, em diferentes altitudes (modificado de Mota et al. 2016).

Áreas (altitude (m))	Localização (latitude e longitude)	Características das áreas
800 m	19°21'36.2"S e 43°36'25.2"W	Área ecotonal de cerrado sensu stricto e campo rupestre, predominância de estrato arbustivo-arbóreo. Alta quantidade de serapilheira produzida.
1100 m	19°13'56.5"S e 43°34'34.8"W	Área de campo rupestre, presença de afloramentos rochosos e estratos graminóide, herbáceo e arbustivo evidentes. Boa quantidade de serapilheira produzida.
1200 m	19°17'43.0"S e 43°33'17.4"W	Área de campo rupestre, terreno um pouco íngreme, encharcado em algumas parcelas, durante a estação chuvosa. Presença de afloramentos rochosos e de estratos arbustivo e herbáceo evidentes. Alta quantidade de serapilheira produzida.
1400 m	19°16'59.3"S e 43°32'08.9"W	Vegetação típica de campo rupestre, estrato predominantemente graminóide e herbáceo, em solo plano. Baixa quantidade de serapilheira produzida.

703 TABELA 2. Espécies com resultados significativos na análise de espécie indicadora
 704 (ISA) realizada com base na listagem de espécies que ocorreram após a passagem do
 705 fogo no banco de sementes. VIO = valor indicador observado; VIE = valor indicador
 706 esperado; s = desvio padrão; p = significância, $p < 0,01$; $p < 0,05$.

707

Espécies	VIO	VIE		
		Média	s	p
<i>Bulbostylis</i> sp	50,8	16,3	7,68	< 0,01
<i>Echinolaena inflexa</i>	56,3	16,3	7,83	< 0,01
<i>Rhynchospora tenuis</i>	35,0	18,7	7,29	< 0,05

708 TABELA 3. ANOVA dos modelos mínimos de efeitos lineares mistos (LME)
 709 mostrando o efeito da época de coleta, dos estratos avaliados, da altitude e suas
 710 interações sobre a riqueza de espécies e abundancia de sementes germinadas do banco
 711 de sementes de campo rupestre da Serra do Cipó, Brasil. Diferença significativa para
 712 valores de $p < 0,05$.

713

Variável resposta	Fonte de variação	num DF	denDF	F	p
Riqueza de espécies	Coletas (antes e pós fogo)	1	812	16.70084	< 0.0001
	Estrato (solo e serapilheira)	1	812	76.84224	< 0.0001
	Área (800, 1100, 1200 e 1400 m)	1	812	2.67779	> 0.05
	Coleta : Estrato	1	812	6.30532	< 0.05
	Coleta : Área	1	812	0.01060	> 0.05
	Estrato : Área	1	812	0.41859	> 0.05
	Coleta : Estrato : Área	1	812	0.44901	> 0.05
	Intercepto	1	812	134.30613	< 0.0001
Abundância de sementes	Coletas (antes e pós fogo)	1	812	13.37799	< 0.001
	Estrato (solo e serapilheira)	1	812	54.56884	< 0.0001
	Altitude (800, 1100, 1200 e 1400 m)	1	812	0.13288	> 0.05
	Coleta : Estrato	1	812	7.49999	< 0.05
	Coleta : Área	1	812	0.00038	> 0.05
	Estrato : Área	1	812	0.00081	> 0.05
	Coleta : Estrato : Área	1	812	0.10788	> 0.05
	Intercepto	1	812	76.15544	< 0.0001

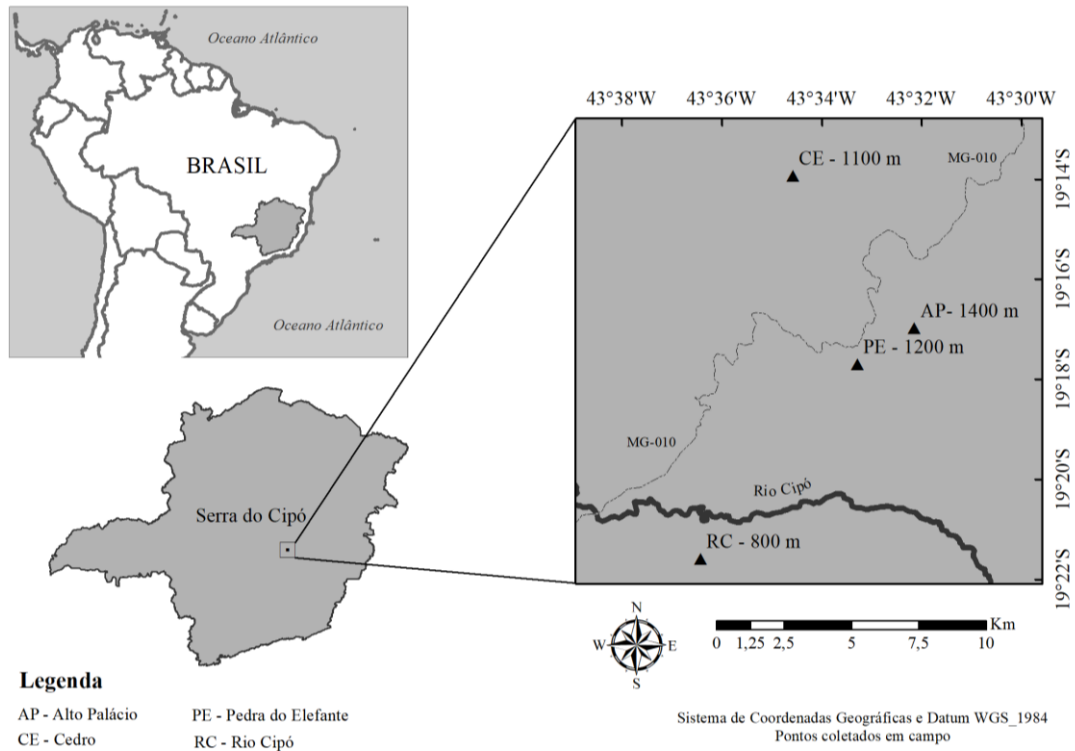
714

715

716 TABELA 4. ANOVA dos modelos mínimos de efeitos lineares mistos (LME)
 717 mostrando o efeito dos tratamentos (coleta e hábito de vida) nas variáveis de resposta,
 718 riqueza de espécies e abundância de sementes do banco de sementes da Serra do Cipó,
 719 Brasil. Diferença significativa para valores de $p < 0,05$.

720

Variável resposta	Fonte de variação	numDF	denDF	F	p
Riqueza de espécies	Coletas (antes e pós fogo)	1	812	20.54508	< 0.0001
	Hábito	3	812	86.34822	< 0.0001
	Coleta : Hábito	3	812	12.42896	< 0.0001
	Intercepto	1	812	165.22080	< 0.0001
Abundância de sementes	Coletas (antes e pós fogo)	1	812	15.34806	< 0.0001
	Hábito	3	812	53.19682	< 0.0001
	Coleta : Hábito	3	812	11.08003	< 0.0001
	Intercepto	1	812	87.37021	< 0.0001

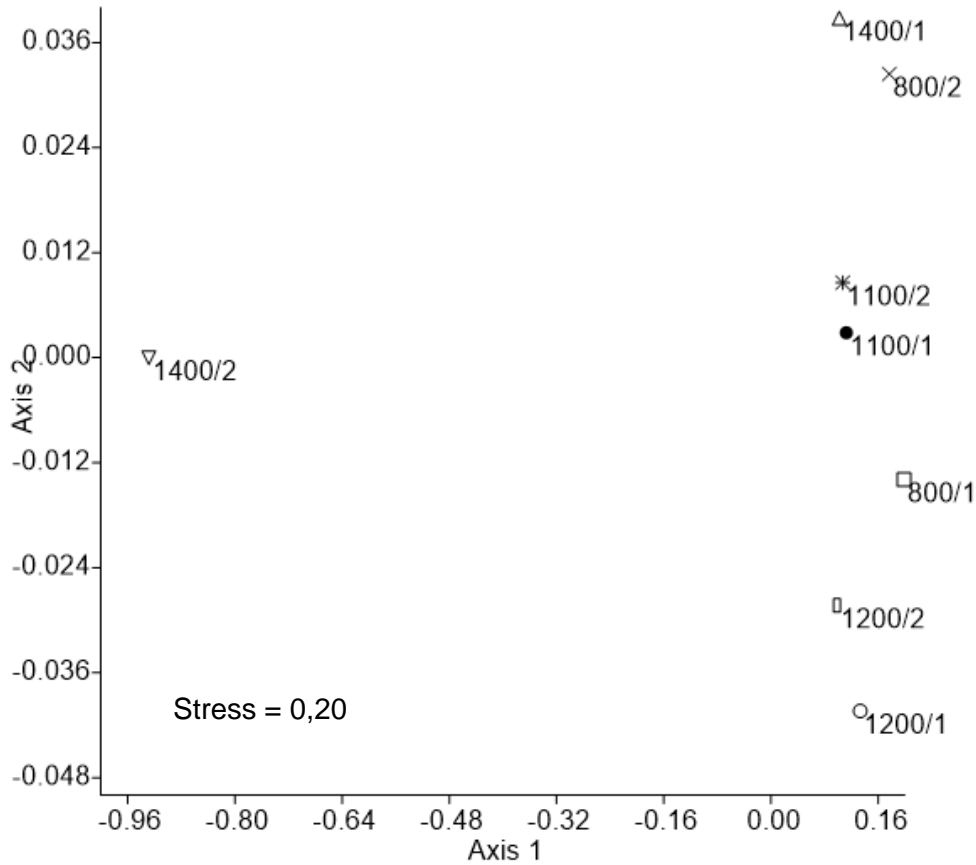


721

722 FIGURA 1. Localização das quatro áreas de estudo de diferentes cotas altitudinais (RC

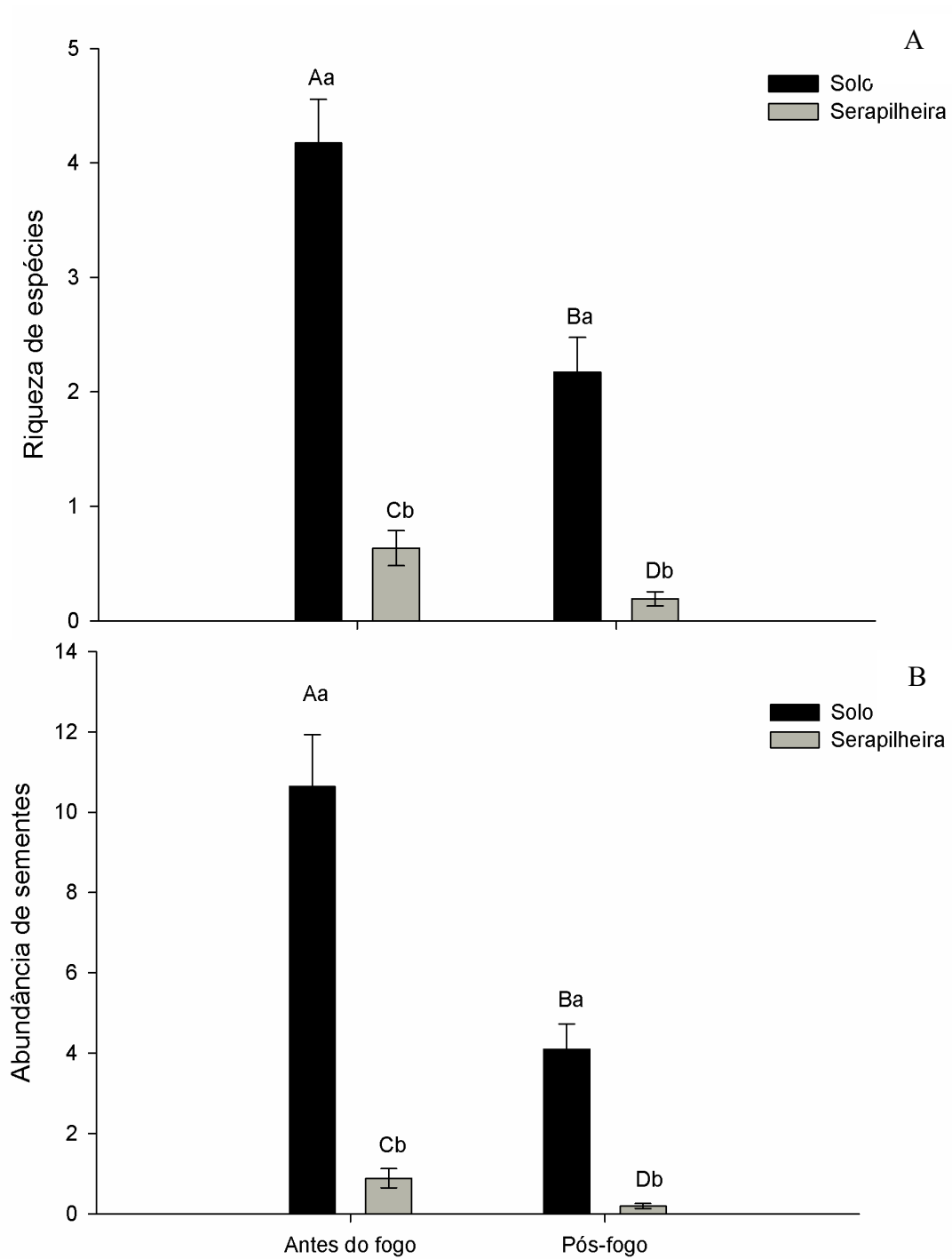
723 – 800 m, CE – 1100 m, PE – 1200 m e AP – 1400 m), na Serra do Cipó, em Minas

724 Gerais, Brasil.

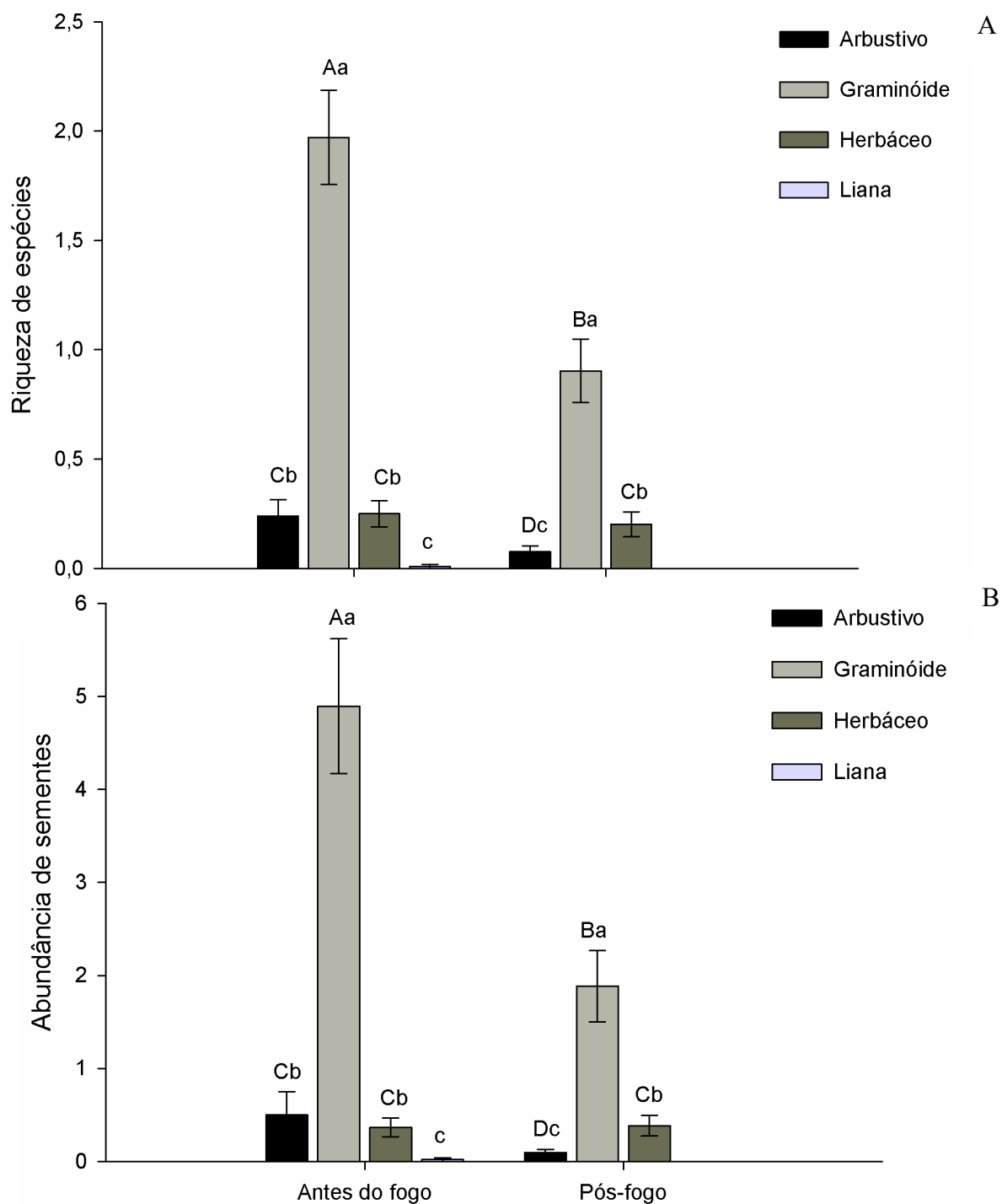


725

726 FIGURA 2. Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) das espécies
 727 amostradas no banco de sementes em quatro áreas de diferentes altitudes (800, 100,
 728 1200 e 1400 m), antes (1) e após (2) o fogo, em campos rupestres da Serra do Cipó,
 729 Brasil.



730 FIGURA 3. Riqueza de espécies (A) e abundância de sementes (B) germinadas nos
 731 bancos de sementes de solo e serapilheira coletados em quatro áreas de diferentes
 732 altitudes antes e após a passagem do fogo na Serra do Cipó, Brasil. Valores são médias
 733 \pm DP (n = 13). Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p \leq 0.05$) entre as
 734 médias.



735 FIGURA 4 – Riqueza de espécies (A) e abundância de sementes (B) germinadas dos
 736 diferentes hábitos (arbustivo, graminóide, herbáceo e liana) ocorrentes nos bancos de
 737 sementes de solo coletados antes e após a passagem do fogo na Serra do Cipó, Brasil.
 738 Valores são médias \pm DP (n = 13). Letras diferentes indicam diferenças significativas (p
 739 ≤ 0.05) entre as médias

TABELA S1 - Espécies e suas respectivas famílias que germinaram nos bancos de sementes antes e após a passagem do fogo em quatro áreas de estudo (800 m, 1100 m, 1200 m e 1400 m) na Serra do Cipó, Sudeste do Brasil. Hábito (H): A - arbusto ou subarbusto; G: gramínoide; H – herbáceo; L – liana. Estrato: SO – solo; SE – serapilheira.

Espécies	Hábito	SO	SE	Antes do fogo	Pós-fogo	800 m	1100 m	1200 m	1400 m	Voucher
Amaranthaceae										
<i>Alternanthera</i> sp.		X		X					X	5143
<i>Amaranthus</i> sp.				X			X			5144
Apocynaceae										
<i>Oxypetalum</i> cf. <i>strictum</i>	A	X	X	X	X	X	X			5145
Asteraceae										
<i>Ageratum fastigiatum</i> (Gardner) R.M.King & H.Rob.	A			X			X			5146
<i>Aspilia</i> sp.		X	X	X	X		X	X		
sp.1		X	X	X			X		X	
sp.4		X	X	X	X	X		X		
<i>Baccharis platypoda</i> DC.	A			X	X	X	X	X		5147
<i>Lychnophora</i> cf. <i>ericoides</i>	A			X	X		X	X		5148
<i>Symphopappus brasiliensis</i> (Gardner) R.M.King & H.Rob.	A			X	X	X	X	X		5150
Bromeliaceae										
sp.1				X				X		
Cyperaceae										
<i>Bulbostylis</i> sp.	G			X	X	X	X	X		5152
sp.5	G	X	X	X			X		X	
sp.6	G		X	X		X		X		
sp.7	G			X		X				
sp.9	G				X				X	
<i>Cyperus</i> sp.1	G			X	X	X		X		5153

Espécies	Hábito	SO	SE	Antes do fogo	Pós-fogo	800 m	1100 m	1200 m	1400 m	Voucher
<i>Cyperus</i> sp.2	G			X		X				
<i>Cyperus</i> sp.3	G			X	X	X				5154
<i>Cyperus</i> sp.5	G				X	X	X			
<i>Fimbristylis</i> sp.	G			X		X		X		5156
<i>Lagenocarpus</i> sp.	G			X			X			
<i>Lagenocarpus tenuifolius</i> (Boeckeler) C.B.Clarke	G			X					X	5158
<i>Rhynchospora</i> cf. <i>emaciata</i>	G			X	X	X	X	X	X	5159
<i>Rhynchospora consanguinea</i> (Kunth) Boeckeler	G	X	X	X	X	X	X	X	X	5160
<i>Rhynchospora riedeliana</i> C.B.Clarke	G			X	X	X	X	X	X	5162
<i>Rhynchospora</i> sp.1	G			X	X		X	X	X	5163
<i>Rhynchospora</i> sp.2	G			X					X	
<i>Rhynchospora</i> sp.3	G	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Rhynchospora</i> sp.4	G	X	X	X	X	X	X	X	X	5164
<i>Rhynchospora</i> sp.6	G			X					X	
<i>Rhynchospora tenuis</i> Link	G	X	X	X	X	X	X	X	X	5165
<i>Rhynchospora tenuis</i> subsp. <i>austro brasiliensis</i> T.Koyama	G			X	X	X	X	X	X	5166
Euphorbiaceae										
<i>Croton</i> sp.1				X	X	X				5168
<i>Croton</i> sp.2				X		X	X			5169
Sp.1	L				X			X		
Fabaceae										
<i>Chamaecrista desvauxii</i> (Collad.) Killip	A			X	X		X	X		5170
<i>Stylosanthes guianensis</i> (Aubl.) Sw.	H			X		X				
Lamiaceae										
sp.1					X			X		
Malvaceae										
sp.1			X	X			X			
Melastomataceae										
sp1			X	X				X		

Espécies	Hábito	SO	SE	Antes do fogo	Pós-fogo	800 m	1100 m	1200 m	1400 m	Voucher
sp.2				X				X		
sp.3			X	X		X				
sp.4				X				X		
<i>Trembleya laniflora</i> (D.Don) Cogn.	A			X				X		5175
Phyllantaceae										
<i>Phyllanthus</i> sp.2	H			X	X	X	X			
Poaceae										
<i>Axonopus aureus</i> P. Beauv.	G	X	X	X	X	X		X		
<i>Axonopus</i> sp.3	G			X	X	X		X		
<i>Digitaria</i> cf. <i>bicornis</i>	G			X		X	X	X		5177
<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase	G	X	X	X	X	X	X	X	X	5179
<i>Eragrostis articulata</i> (Schränk) Nees	G			X	X	X	X	X	X	5176
<i>Homolepis longispicula</i> (Döll) Chase	G	X	X	X	X	X		X	X	5180
<i>Mesosetum loliiforme</i> (Hochst.) Chase	G			X			X			5181
<i>Panicum cyanescens</i> Nees ex Trin.	G			X				X		5182
<i>Panicum</i> sp	G			X			X			
<i>Paspalum hyalinum</i> Nees ex Trin.	G			X				X		5184
<i>Paspalum multicaule</i> Poir.	G	X	X	X	X	X	X			5186
<i>Paspalum</i> sp.1	G	X		X		X	X			5185
<i>Paspalum</i> sp.3	G				X		X	X		5187
sp.1	G			X	X	X	X			
sp.5	G			X		X				
sp.6	G			X	X	X				
sp.8	G			X		X	X	X	X	
sp.9	G			X		X		X		
sp.10	G			X		X	X	X		
sp.11	G			X		X				
sp.12	G			X				X		
<i>Schizachyrium</i> cf. <i>sanguineum</i>	G			X					X	5189
<i>Schizachyrium</i> sp.2	G			X		X				

Espécies	Hábito	SO	SE	Antes do fogo	Pós-fogo	800 m	1100 m	1200 m	1400 m	Voucher
<i>Schizachyrium tenerum</i> Nees	G			X			X	X	X	5190
<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze	G			X				X		5191
Polygalaceae										
<i>Polygala glochidata</i> Kunth	H			X	X	X	X	X		5193
Portulacaceae										
<i>Portulaca cf. oleracea</i>	H	X	X		X		X	X		
Rubiaceae										
<i>Borreria</i> sp.1	H	X	X	X	X	X	X		X	5194
<i>Borreria</i> sp.2	H			X		X				
<i>Declieuxia</i> sp.2	H			X				X		
<i>Diodella apiculata</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Delprete	A			X				X		5196
<i>Richardia</i> sp.1	H				X	X		X		5197
<i>Richardia</i> sp.2	H				X	X	X			5198
sp.1					X			X		
sp.3				X			X			
Solanaceae										
<i>Schwenckia americana</i> Rooyen ex L	H			X	X		X	X		5199
Não identificadas										
sp.2					X	X				
sp.3					X			X		
sp.7				X			X			
sp.8					X			X		
sp.9					X			X		

Conclusão geral

Este trabalho estudou a ecologia do banco de sementes do solo do campo rupestre da Serra do Cipó, ao longo de um gradiente altitudinal, procurando entender quais os fatores que afetam a composição florística, a riqueza e a abundância de sementes. Os dados apresentados mostram que o banco de sementes de Serra do Cipó, formado principalmente por espécies graminóides, de dispersão abiótica, não tem um padrão linear de aumento ou diminuição da riqueza e abundância com a elevação e que o solo, embora extremamente ácido e pobre em nutrientes, é em grande parte responsável pela alta diversidade beta e mudanças na riqueza, abundância, e composição entre as áreas. Entretanto, o clima exerce ainda maior influência sobre a composição do banco de sementes que o solo, sendo que os fatores que exercem influência sobre o banco de sementes na estação chuvosa são diferentes dos que influenciam a composição na estação seca, a qual teve maior riqueza e abundância de espécies. A redução na riqueza e abundância do banco de sementes após queimadas nos campos rupestres estudados indica que as queimadas anuais interferem negativamente neste componente. Entretanto, a similaridade florística antes e após o fogo foi alta, indicando que a composição em si, não modifica com o distúrbio e que várias espécies estão adaptadas ao fogo, sendo que algumas podem ser consideradas indicadoras do ambiente perturbado pelo fogo em campos rupestres. O banco de sementes, além de ser um componente extremamente importante na regeneração natural dos ecossistemas, ainda é pouco estudado nos campos rupestres. Esse foi o primeiro trabalho que abordou o banco de sementes ao longo de um gradiente altitudinal no Brasil e também o primeiro que relaciona as espécies de banco de sementes de campos rupestres com os fatores edáfico-climáticos e a resposta após um distúrbio (fogo). Espera-se que esses dados possam servir de base para outros estudos, para melhor compreensão do processo

de regeneração natural dos campos rupestres, além de fonte de informações para conservação e restauração destes ambientes.