

Crescimento e desempenho de espécies nativas de campo rupestre em áreas degradadas quartzíticas

Growth and performance of rupestrian grasslands native species in quartzitic degraded areas

Vanessa Matos Gomes¹
vanessamatosgomes@gmail.com

Daniel Negreiros^{1,2}
negreiros.eco@gmail.com

Vanessa Carvalho¹
cienciasbiologicasvanessa@gmail.com

G. Wilson Fernandes^{1,3*}
gw.fernandes@gmail.com

Resumo

Os campos rupestres da Cadeia do Espinhaço destacam-se por sua grande biodiversidade e alta proporção de espécies endêmicas. Estudos sobre a restauração ecológica desse ecossistema são urgentemente necessários, tendo em vista sua resiliência extremamente baixa e especial vulnerabilidade frente à degradação do solo. Investigamos experimentalmente o desempenho de sobrevivência, crescimento em altura e fenologia reprodutiva de mudas de oito espécies nativas de campo rupestre plantadas em áreas degradadas quartzíticas. O plantio foi feito em 2011, e as mudas foram monitoradas por 12 a 18 meses. Todas as espécies apresentaram elevada sobrevivência (90-100%) durante o período considerado e crescimento significativo em altura, o que indicou o estabelecimento bem-sucedido e adaptação às condições rigorosas encontradas nessas áreas degradadas. Além disso, quatro espécies arbustivas completaram o ciclo reprodutivo, atingindo a dispersão de sementes com aproximadamente dois anos de idade. Os resultados indicam que o plantio de mudas de espécies nativas deve ser considerado como uma importante ferramenta na restauração de áreas degradadas quartzíticas em campos rupestres.

Palavras-chave: Cerrado, crescimento de mudas, facilitação, restauração ecológica, Serra do Cipó, solos quartzíticos.

Abstract

The rupestrian grasslands stand out for their exceptional biodiversity and high proportion of endemic species. Ecological restoration studies on this ecosystem are urgently needed in view of its extremely low resilience and special vulnerability to soil degradation. We experimentally investigated the performance of survival, height growth, and reproductive phenology of eight rupestrian grassland native species, planted in quartzitic degraded areas. Planting took place in 2011 and the saplings were monitored for 12 to 18 months. All species presented high survival (90-100%) during the sampled time interval, with significant height growth, which suggested the successful establishment and adaptation to the harsh conditions found in these degraded areas. In addition, four shrubs completed the reproductive cycle, reaching seed dispersal at approximately two years age. The results indicate that planting saplings of native species should be considered an important tool for the restoration of quartzitic degraded areas in rupestrian grasslands.

Keywords: Cerrado, ecological restoration, facilitation, quartzitic soils, sapling growth, Serra do Cipó.

¹ Universidade Federal de Minas Gerais, Ecologia Evolutiva e Biodiversidade. Av. Pres. Antônio Carlos, 6627, 30161-901, Belo Horizonte, MG, Brasil.

² Instituto de Ciências Biológicas e Saúde. Centro Universitário UNA – Campus Guajajaras. Rua Guajajaras, 175, 30180-100, Belo Horizonte, MG, Brasil.

³ Stanford University, Department of Biology. Serra Mall, 450, 94305, Stanford, CA, USA.

* Autor para correspondência.

Introdução

A escolha correta da comunidade de plantas que irá iniciar o processo de sucessão em uma área degradada é um dos pontos mais críticos do processo de recuperação (Corrêa, 2007; Negreiros *et al.*, 2009; Le Stradic *et al.*, 2014a, 2014b). Após o estabelecimento adequado das espécies utilizadas em plantios de recuperação, o sucesso depende da capacidade da vegetação implantada se autorregenerar, o que justifica estudos sobre o desenvolvimento das mudas, a regeneração natural, a fisionomia, a diversidade e a chuva de sementes, entre outros (Mandetta, 2006).

A revegetação é uma estratégia de conservação fundamental que tem a capacidade de mitigar uma série de efeitos negativos, como os desencadeados pelos processos erosivos, proporcionando o restabelecimento da camada superficial do solo e a intensificação das interações ecossistêmicas (Pereira e Rodrigues, 2011). A recuperação da vegetação é o ponto de partida para a recuperação de ecossistemas, devido ao seu papel na estabilização do terreno, na proteção contra erosão, na manutenção do microclima local, na influência na quantidade e qualidade de água e no abrigo para fauna, entre outros. Dessa forma, constitui um indicador ambiental de grande importância para o diagnóstico, manejo e recuperação de ecossistemas (Gomes, 2006).

O Cerrado brasileiro, considerado um dos *hotspots* mundiais da biodiversidade, tem sofrido acelerada perda de *habitats* (Myers *et al.*, 2000; Klink e Machado, 2005). Dentro do domínio Cerrado, o ecossistema de campos rupestres destaca-se por sua grande biodiversidade e alta proporção de espécies endêmicas (Echternacht *et al.*, 2011), ocorrendo, em geral, em regiões com altitude superior a 900 m, onde predominam afloramentos rochosos de quartzo. Os campos rupestres apresentam grande heterogeneidade de *habitats*, mesmo em pequena escala (Medina

e Fernandes, 2007; de Carvalho *et al.*, 2012; Le Stradic *et al.*, 2015). Sua flora nativa é esclerófila e adaptada a condições extremas, como alta insolação e solos rasos, nutricionalmente pobres e com baixa capacidade de retenção de água (Benites *et al.*, 2007; Negreiros *et al.*, 2008, 2009; Le Stradic *et al.*, 2015). Esse ecossistema tem sido amplamente ameaçado por atividades antrópicas, como mineração, extração de madeira, construção de rodovias, queimadas, pastagens, turismo descontrolado e crescimento de áreas urbanas (Barbosa *et al.*, 2010; Fernandes *et al.*, 2014). A maior parte desses distúrbios ocasiona degradação e erosão do solo, alterando sua estrutura física e química, o que dificulta a regeneração natural das áreas afetadas, além de deixar o ambiente mais suscetível à colonização por espécies invasoras e à extinção de espécies nativas (Barbosa *et al.*, 2010; Hilário *et al.*, 2011). Diversos estudos têm sugerido que os campos rupestres são ambientes frágeis e de baixa resiliência, o que requer estratégias de restauração ecológica que considerem suas peculiaridades (Medina e Fernandes, 2007; Negreiros *et al.*, 2009, 2011; Fernandes *et al.*, 2014; Le Stradic *et al.*, 2014a, 2014b, 2015).

O presente estudo teve como objetivo avaliar a *performance* de oito espécies nativas de campo rupestre na restauração desse ecossistema. Avaliamos o desempenho de sobrevivência e de crescimento de mudas dessas espécies, plantadas em áreas quartzíticas degradadas. Testamos a hipótese de que as oito espécies apresentam capacidade de se estabelecer e desenvolver nas áreas quartzíticas degradadas, uma vez que são nativas e, portanto, adaptadas às severas condições ambientais, características dos campos rupestres.

Material e métodos

Área de estudo e espécies avaliadas

O estudo foi realizado em cinco áreas de campo rupestre degradadas locali-

zadas na Área de Proteção Ambiental Morro da Pedreira, em Minas Gerais, Brasil, ao sul da Cadeia do Espinhaço. A vegetação dominante na região é o campo rupestre. O clima regional é mesotérmico (Cwb), com uma estação seca, de aproximadamente quatro meses, e uma estação chuvosa, de oito meses de duração. A precipitação média anual é de 1370mm, e a temperatura média anual varia de 25 a 30°C, no verão, e de 8 a 18°C, no inverno (Madeira e Fernandes, 1999).

As áreas de estudo (Tabela 1), originalmente cobertas por vegetação de campo rupestre, foram exploradas para retirada de cascalho na construção e na pavimentação de um trecho da rodovia MG-010 (Hilário *et al.*, 2011). As cinco áreas degradadas possuem características semelhantes entre si, tendo sido abandonadas após a exploração do cascalho para a construção da rodovia, ficando desprovidas de cobertura vegetal, com solo quartzítico exposto e sem sistema de drenagem superficial eficiente (Negreiros *et al.*, 2011).

Os campos rupestres se caracterizam por solos muito rasos, com níveis tóxicos de Alumínio, deficiência hídrica sazonal e extrema pobreza nutricional, além de estarem submetidos a alta exposição solar, ventos fortes e grande amplitude térmica diária (Madeira e Fernandes, 1999; Negreiros *et al.*, 2008; Le Stradic *et al.*, 2015). Quando degradado, as condições nesse ecossistema particular tornam-se ainda mais drásticas, com a descaracterização física e química do solo, favorecendo processos erosivos, invasão de espécies exóticas e dificultando a regeneração natural (Barbosa *et al.*, 2010; Negreiros *et al.*, 2011).

Alguns aspectos das espécies estudadas são apresentados a seguir:

Baccharis dracunculifolia D.C. (Asteraceae) é um arbusto pioneiro e de rápido crescimento (Figura 1A), distribuído do sudeste e sul do Brasil, até a Argentina, Paraguai, Uruguai e Bolívia (Barroso, 1976). Esta espécie é frequentemente encontrada tanto em

Tabela 1. Data de plantio das mudas de cada espécie e coordenadas geográficas (lat/long) das áreas degradadas avaliadas ao longo da rodovia MG-010, Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil (AD: área degradada; na: não amostrada).**Table 1.** Date of sapling planting of each species and geographic coordinates (lat/long) of degraded areas evaluated along the MG-010 highway, Serra do Cipó, southeast Brazil (AD: degraded area; na: not sampled).

	AD1	AD2	AD3	AD4	AD5
	19°17'11,3" S	19°18'10,8" S	19°16'77,6" S	19°18'02,5" S	19°17'22,2" S
	43°36'05,0" W	43°36'05,3" W	43°35'27,9" W	43°38'77,7" W	43°33'56,7" W
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	julho/2011	julho/2011	julho/2011	na	julho/2011
<i>Eremanthus incanus</i>	na	agosto/2011	na	agosto/2011	na
<i>Handroanthus ochraceus</i>	na	na	agosto/2011	agosto/2011	na
<i>Collaea cipoensis</i>	na	na	fevereiro/2011	fevereiro/2011	na
<i>Dalbergia miscolobium</i>	agosto/2011	agosto/2011	na	na	na
<i>Mimosa foliolosa</i>	fevereiro/2011	na	fevereiro/2011	fevereiro/2011	na
<i>Lavoisiera campos-portoana</i>	na	na	fevereiro/2011	na	fevereiro/2011
<i>Tibouchina heteromalla</i>	fevereiro/2011	fevereiro/2011	fevereiro/2011	fevereiro/2011	fevereiro/2011

áreas degradadas quanto em áreas em estágios iniciais de sucessão, nas zonas de transição entre o Cerrado e a Mata Atlântica (Tabarelli e Mantovani, 1999; Müller *et al.*, 2007).

Eremanthus incanus LESS. (Asteraceae) é uma espécie arbórea (Figura 1B), presumivelmente ameaçada (Mendonça e Lins, 2000), cuja altura varia de 3 a 5m, comum nos estados de Minas Gerais e São Paulo, principalmente em regiões altas. Forma banco de sementes persistente no solo, apresentando grande potencial para regeneração de habitats degradados (Velten e Garcia, 2007).

Handroanthus ochraceus (CHAM.) MATTOS (Bignoniaceae) é uma espécie arbórea (Figura 1C) distribuída por vários estados do Brasil, que pode atingir até 20m de altura. Produz grande quantidade de sementes viáveis, adapta-se a terrenos secos e possui potencial para recuperação de áreas degradadas (Lorenzi, 1992).

Collaea cipoensis FORTUNATO (Fabaceae: Papilionoideae) é uma espécie arbustiva (Figura 1D) que atinge 2 a 4m de altura, ocorre em solos turfosos próximos a cursos d'água e possui distribuição muito restrita, sendo conhecida apenas nos campos rupestres da Serra do Cipó (Fortunato, 1995). Em experimento de restauração em campo rupestre, obteve boa capacidade de colonizar sítios disponíveis, além de alta sobrevivência após 4,5 anos de

plantio (Le Stradic *et al.*, 2014a; Fernandes e Angrisano, 2015).

Dalbergia miscolobium BENTH. (Fabaceae) é uma espécie arbórea típica do cerrado (Figura 1E), com altura entre 8 e 16m, embora, nos campos rupestres, tenha porte reduzido. Ocorre em Minas Gerais, São Paulo, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Distrito Federal, Tocantins, Maranhão, Pará e Ceará. Possui grande capacidade de recolonização em áreas degradadas, sendo indicada para restauração (Nunes *et al.*, 2002; Silva-Júnior *et al.*, 2005).

Mimosa foliolosa BENTH. subsp. *pachyparpa* (BENTHAM) BARNEBY (Fabaceae: Mimosoideae) é um arbusto que atinge 0,4 a 0,7m de altura (Figura 1F) e ocorre em solos arenosos de campo rupestre e nas bordas de afloramentos de arenito, entre 1.100 a 1.300m, com distribuição restrita às elevações da Cadeia do Espinhaço (Barneby, 1991). Estudos demonstram seu potencial para restauração ecológica, uma vez que apresentou grande capacidade de cobertura em solos inférteis, cobertura de copa, sobrevivência, crescimento em altura e floração (Negreiros *et al.*, 2009; Le Stradic *et al.*, 2014a).

Lavoisiera campos-portoana BARRETO (Melastomataceae) é um arbusto que atinge 1 a 2,5m de altura (Figura 1G), ameaçado de extinção e endêmico dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço, MG, sendo encontrado

em populações isoladas nos campos rupestres do Parque Nacional da Serra do Cipó (França *et al.*, 2012). Em experimento de restauração, esta espécie apresentou, debaixo de sua copa, grande cobertura e riqueza de espécies herbáceas, favorecendo o controle de processos erosivos (Le Stradic *et al.*, 2014a).

Tibouchina heteromalla (D. DON) COGN. (Melastomataceae) é um arbusto de altura entre 0,4 a 1,5m (Figura 1H) e possui ampla distribuição, ocorrendo no Cerrado, na Caatinga, na Mata Atlântica e na Floresta Amazônica, em vários estados do Brasil e na Venezuela, Guiana e Colômbia (Martins *et al.*, 2009). Mudas desta espécie tiveram alta sobrevivência após 4,5 anos do plantio em áreas de campo rupestre degradadas (Le Stradic *et al.*, 2014a).

Plantio e monitoramento das mudas

As sementes de cada espécie estudada foram obtidas no campo através de coleta manual de frutos maduros em mais de dez indivíduos adultos por espécie. Sementes que não apresentassem sinais de predação, patógenos ou má formação foram selecionadas. Estas foram semeadas diretamente no substrato preparado, contido em sacos pretos de polietileno (8cm de diâmetro e 20cm de profundidade), uma semen-

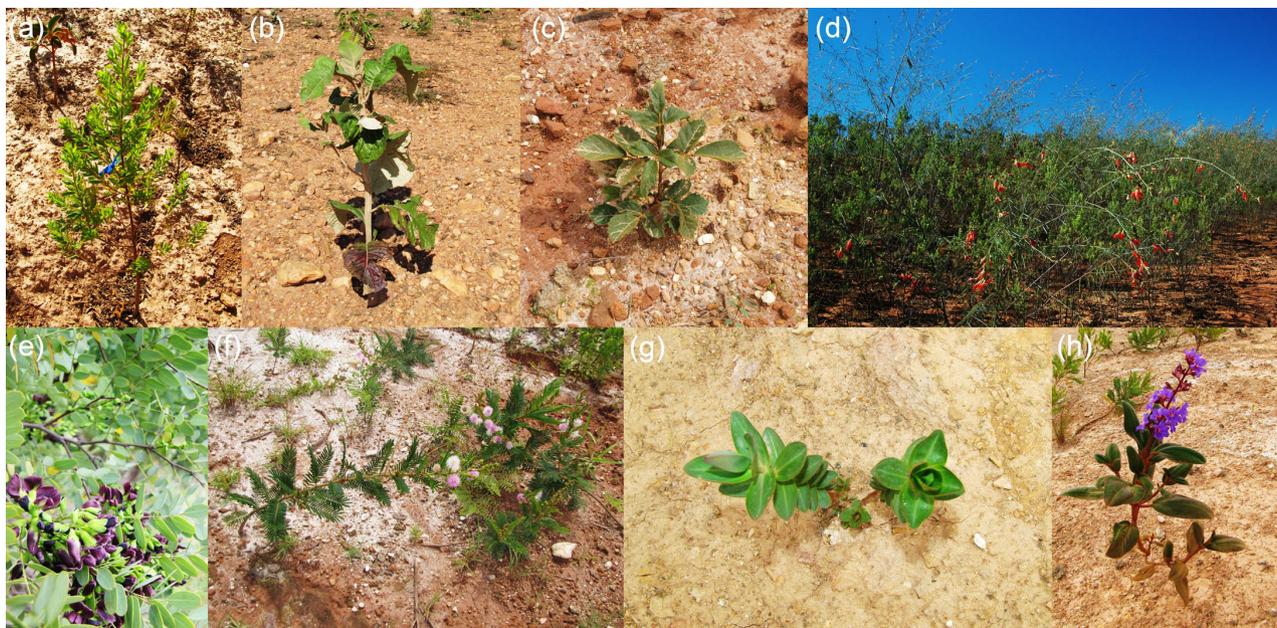


Figura 1. Espécies nativas de campo rupestre plantadas em áreas degradadas quartzíticas, Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil: (a) *Baccharis dracunculifolia*; (b) *Eremanthus incanus*; (c) *Handroanthus ochraceus*; (d) *Collaea cipoensis*; (e) *Dalbergia miscolobium*; (f) *Mimosa foliolosa*; (g) *Lavoisiera campos-portoana*; (h) *Tibouchina heteromalla*.

Figure 1. Rupestrian grasslands native species planted in quartzitic degraded areas, Serra do Cipó, southeast Brazil: (a) *Baccharis dracunculifolia*; (b) *Eremanthus incanus*; (c) *Handroanthus ochraceus*; (d) *Collaea cipoensis*; (e) *Dalbergia miscolobium*; (f) *Mimosa foliolosa*; (g) *Lavoisiera campos-portoana*; (h) *Tibouchina heteromalla*.

te por saco. O substrato utilizado para o crescimento das plântulas foi composto por partes iguais de terra de subsolo, turfeira e um composto orgânico (constituído de esterco equino curtido com serragem, na proporção de 1:1). Para correção de acidez e enriquecimento nutricional, foi adicionado 2L de CaCO_3 e 1L de NPK (4:14:8) em 360L de substrato. O composto resultante foi completamente misturado até a homogeneização e utilizado para o enchimento dos recipientes. Durante cinco meses, as mudas cresceram em casa de vegetação com 50% de sombreamento e irrigadas por microaspersão, durante 15 minutos, três vezes ao dia, totalizando 17,5mm de água por dia. Posteriormente, as mudas foram transferidas a céu aberto, com gradual redução do suprimento de água para adaptação das plântulas antes de serem plantadas em local definitivo. O plantio aconteceu no início ou em meados de 2011, dependendo da espécie (Tabela 1), com as mudas em idade aproximada de seis

meses, em cinco áreas degradadas. A maior parte das espécies foi plantada em duas das cinco áreas (*E. incanus*; *H. ochraceus*; *C. cipoensis*; *D. miscolobium* e *L. campos-portoana*). *Mimosa foliolosa* foi plantada em três áreas, *B. dracunculifolia*, em quatro, e *T. heteromalla*, nas cinco áreas (Tabela 1). O plantio foi efetuado pelo Departamento de Estradas e Rodagem de Minas Gerais (DER-MG) como uma ação para recuperação dessas áreas, sendo o monitoramento das mudas realizado no presente estudo. Não houve controle por parte do DER-MG da quantidade de mudas de cada espécie plantada em cada uma das áreas.

Para o monitoramento das mudas, foram selecionados aleatoriamente 50 indivíduos de cada espécie, em cada área onde foram plantadas. Esses indivíduos foram marcados e monitorados por 12 a 18 meses desde o plantio em 2011. Detalhes de local e datas de plantio estão disponíveis na Tabela 1. Para todos os indivíduos marcados, foi avaliada a sobrevivência, o cres-

cimento em altura e o estado fenológico reprodutivo das mudas (presença de flores e frutos). A primeira medida desses parâmetros foi feita no mesmo mês do plantio, e outras duas ao longo dos meses de monitoramento (exceto para *H. ochraceus*, com apenas uma medida adicional). A sobrevivência foi calculada como percentual de indivíduos vivos ao final do monitoramento em relação ao total de indivíduos plantados. O crescimento em altura foi medido com auxílio de trena (cm), sendo considerada a distância perpendicular entre o solo e o ápice da porção vegetativa das mudas.

Análises estatísticas

Os cálculos de sobrevivência e crescimento foram feitos considerando conjuntamente todas as áreas onde a espécie foi plantada. Para o crescimento, foram considerados somente os indivíduos que permaneceram vivos até a última data em que os parâmetros foram medidos. Sendo assim,

o tamanho amostral (número de mudas) de cada espécie foi variável: *B. dracunculifolia* (n=196), *E. incanus* e *L. campos-portoana* (n=92), *H. ochraceus* e *C. cipoensis* (n=95); *D. miscolobium* (n=94); *M. foliolosa* (n=136); *T. heteromalla* (n=220). Para avaliar o crescimento em altura, foi empregada, para cada espécie, a análise de medidas repetidas, que se mostra adequada quando medidas repetidas são tomadas sobre uma mesma unidade experimental, em diversas condições (e.g., tempo). Em função do modo sistemático em que são tomadas, essas medidas são frequentemente correlacionadas e com variâncias não homogêneas nos diversos tempos (Crowder e Hand, 1990).

A velocidade de crescimento em cada espécie foi avaliada pelo cálculo da taxa de crescimento relativo (TCR) em altura para cada indivíduo, conforme McGraw e Garbutt (1990): $TCR = (\ln H_f - \ln H_i) / (t_f - t_i)$; onde H_f e H_i são, respectivamente, a altura no tempo final e a altura no tempo inicial das plantas; t_f e t_i são, respectivamente, o tempo final e o tempo inicial em que as medidas de altura foram tomadas. Para cada espécie, a relação entre o tamanho inicial das mudas e a TCR foi avaliada por meio de análise de regressão linear simples.

Resultados

A sobrevivência das oito espécies no período amostrado foi extremamente alta, variando de 90% para *L. campos-portoana* até 100% para *D. miscolobium* (Figura 2). Todas as espécies apresentaram crescimento significativo em altura nos intervalos de tempo avaliados, indicando o sucesso em se estabelecerem nas áreas degradadas (Figura 3). A relação entre taxa de crescimento relativo (TCR) e o tamanho inicial dos indivíduos se mostrou altamente significativa para a maioria das espécies (Figura 4), com mudas de tamanho inicial menor crescendo relativamente mais que mudas de tamanho inicial maior. Somente

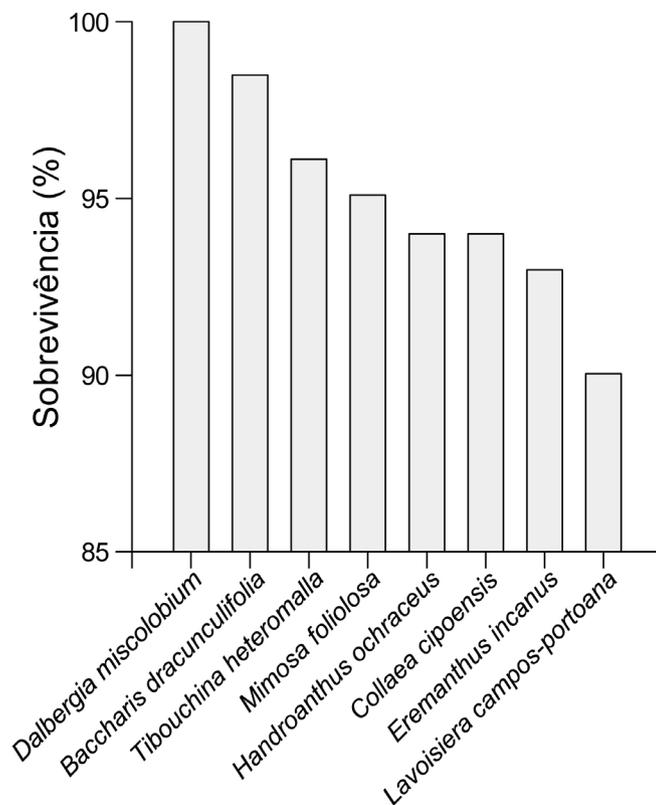


Figura 2. Porcentagem de sobrevivência das mudas de oito espécies nativas de campo rupestre plantadas em áreas degradadas quartzíticas, Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil.

Figure 2. Sapling survival percentage of eight rupestrian grassland native species planted in quartzitic degraded areas, Serra do Cipó, southeast Brazil.

T. heteromalla não teve relação significativa entre tamanho inicial e TCR. O arbusto *C. cipoensis* foi a espécie que mais cresceu em altura, atingindo aproximadamente 150cm em 12 meses, seis vezes sua altura inicial; seguida dos arbustos *M. foliolosa* e *B. dracunculifolia*, ambas com altura próxima a 75cm em 12 meses, cerca de 3,75 vezes suas alturas iniciais. As arbóreas *E. incanus* e *D. miscolobium* atingiram pouco mais de três vezes suas alturas iniciais, em 12 meses (atingindo quase 60cm) e 11 meses (atingindo 60cm), respectivamente. O arbusto *L. campos-portoana* cresceu cerca de 2,6 vezes seu tamanho inicial em 12 meses, chegando a cerca de 40cm. No mesmo intervalo de tempo, *T. heteromalla* atingiu aproximadamente o dobro de seu tamanho inicial, com cerca de 40cm. Já a arbórea *H.*

ochraceus cresceu 10cm em cerca de 11 meses, aproximadamente 1,3 vezes seu tamanho inicial. Em relação à fenologia reprodutiva, o arbusto *B. dracunculifolia* e as três espécies arbóreas (*E. incanus*, *H. ochraceus* e *D. miscolobium*) não apresentaram nenhum tipo de fenofase reprodutiva durante o período amostrado. Por outro lado, quatro espécies arbustivas (*L. campos-portoana*, *M. foliolosa*, *C. cipoensis* e *T. heteromalla*) completaram o ciclo reprodutivo e dispersaram sementes antes de atingirem dois anos de idade (Figura 5). Pelo menos 50% dos indivíduos dessas quatro espécies arbustivas apresentaram uma das fenofases (flor ou fruto) durante o período monitorado, com destaque para *C. cipoensis* e *T. heteromalla*, em que todos os indivíduos apresentaram tanto flores quanto frutos no período

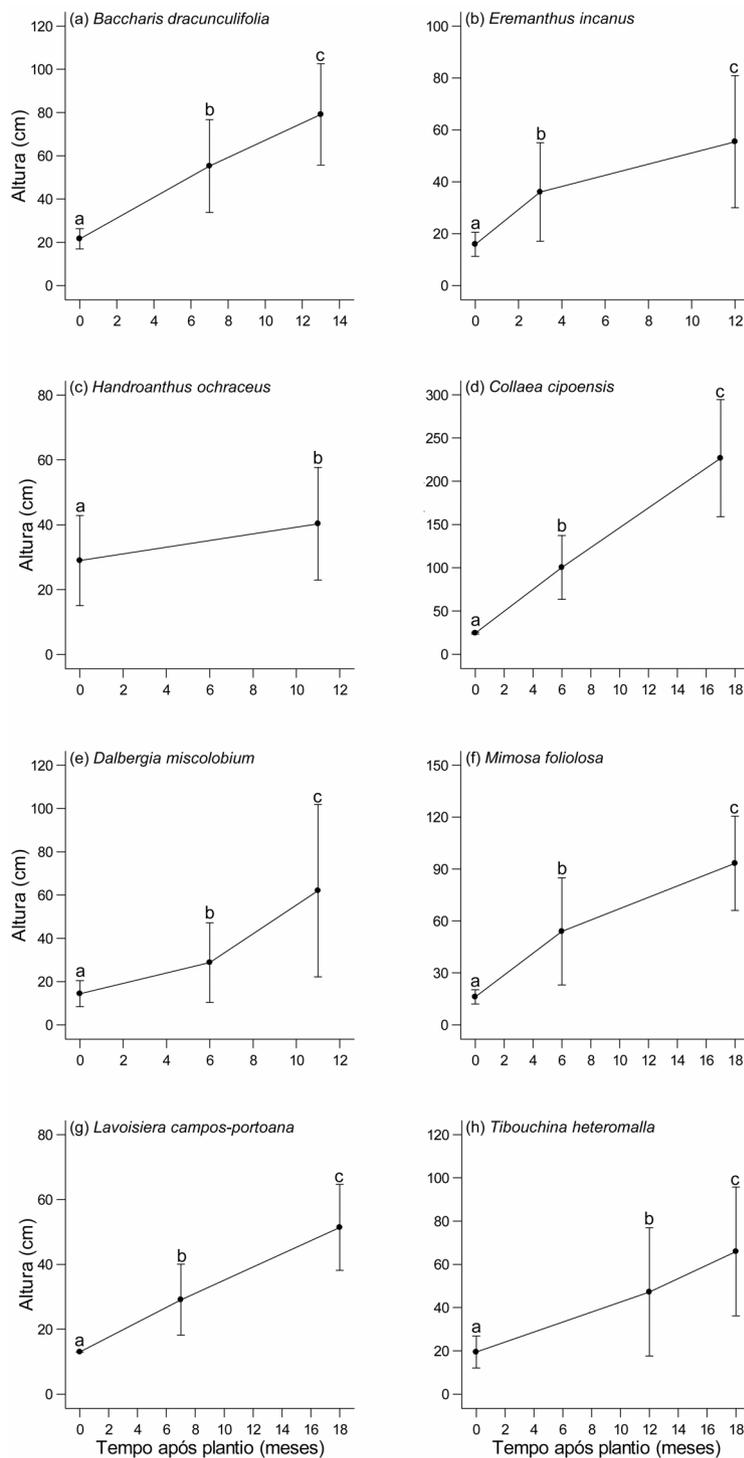


Figura 3. Crescimento em altura das mudas de oito espécies nativas de campo rupestre plantadas em áreas degradadas quartzíticas, Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil. Para cada espécie, letras distintas denotam diferença estatisticamente significativa entre as datas de amostragem ($p < 0,05$). Pontos representam médias, e as linhas verticais, o desvio-padrão.

Figure 3. Sapling height growth of eight rupestrian grassland native species planted in quartzitic degraded areas, Serra do Cipó, southeast Brazil. For each species, different letters denote statistical difference between the sampling dates ($p < 0.05$). Points represent means, and vertical lines, the standard deviation.

do de 18 meses. Ainda dentre essas quatro espécies, *C. cipoensis* exibiu flores e frutos aos seis meses e aos 18 meses após o plantio; *M. foliolosa* apresentou flores e frutos aos seis meses e somente frutos aos 18 meses após o plantio; *T. heteromalla* exibiu flores e frutos aos 12 e aos 18 meses após o plantio; e *L. campos-portoana* apresentou flores e frutos somente aos 18 meses após o plantio.

Discussão

Todas as espécies apresentaram desempenho satisfatório nas áreas de plantio, considerando a taxa de sobrevivência, o padrão de crescimento e a reprodução. O crescimento significativo de todas as espécies no intervalo avaliado indicou a capacidade das espécies se estabelecerem nas áreas estudadas. A relação entre tamanho inicial e taxa de crescimento relativo mostrou que as mudas que estavam com tamanho menor quando foram para o campo tinham um potencial maior para crescer, na maioria das espécies avaliadas. A única exceção foi *T. heteromalla*, a qual não apresentou uma relação significativa entre a taxa de crescimento relativo e o tamanho inicial. Tendo em vista que as condições restritivas nas áreas degradadas devem impor um limite na altura máxima a ser atingida pelas plantas, há indicações de que mudas com menor porte apresentaram um maior potencial de crescimento, relativamente às mudas que já foram plantadas no campo com porte maior. Estudos adicionais são necessários para esclarecer se o porte alcançado pelas mudas na área degradada é semelhante ou inferior ao das plantas em condições naturais nas áreas adjacentes. Uma vez estabelecidas, as plantas podem promover alterações nas condições microambientais à sua volta, acumulando água, nutrientes e matéria orgânica abaixo de suas copas. Com isso, o estabelecimento e o crescimento de outras espécies vegetais são facilitados, contribuindo para a regeneração da área e para o au-

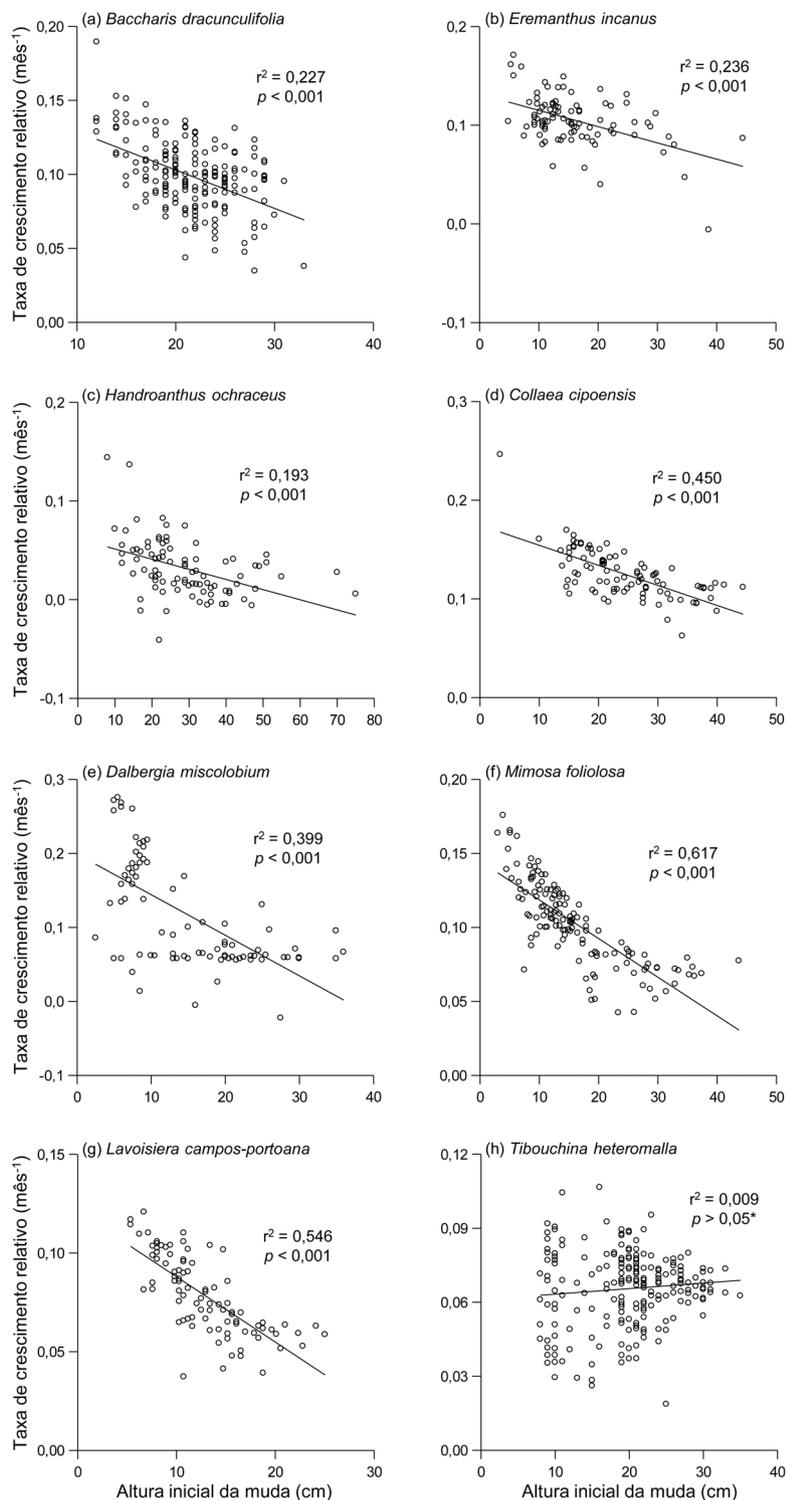


Figura 4. Relação entre a taxa de crescimento relativo e o tamanho inicial das mudas de oito espécies nativas de campo rupestre plantadas em áreas degradadas quartzíticas, Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil. São mostradas a linha de regressão, o coeficiente de determinação (r^2) e a significância da relação (p). * não significativo.

Figure 4. Relationship between the relative growth rate and the initial size for saplings of eight rupestrian grasslands native species planted in quartzitic degraded areas, Serra do Cipó, southeast Brazil. The regression line, the coefficient of determination (r^2) and the relationship significance (p) are shown. * not significant.

mento da heterogeneidade ambiental. Além disso, o estabelecimento dessas mudas promove a diminuição da radiação no solo com o sombreamento exercido pelos arbustos, podendo influenciar o processo de regeneração e criação de microclima favorável para o recrutamento de novos indivíduos (Alday *et al.*, 2014).

Os dados fenológicos reprodutivos reportados no presente estudo, embora investigados de maneira simplificada, demonstram a capacidade das espécies arbustivas (*L. campos-portoana*, *M. foliolosa*, *C. cipoensis* e *T. heteromalla*) completarem o ciclo reprodutivo, até a dispersão das sementes, com dois anos de idade. Apesar do curto período de tempo, o recrutamento de futuros indivíduos tornou-se possível, a partir da produção de frutos e sementes, contribuindo para a manutenção das espécies nas áreas restauradas (veja também Le Stradic *et al.*, 2014a; Silveira *et al.*, 2014). O recrutamento de árvores e arbustos é fortemente afetado pela disponibilidade de microhabitats em boas condições para germinação e crescimento, importante filtro no processo da restauração, que varia de espécie para espécie (Gómez-Aparicio, 2008). Muitas vezes, a disponibilidade de sementes viáveis não é suficiente para que ocorra o recrutamento, principalmente em ambientes com baixa disponibilidade de fósforo no solo (Fujita *et al.*, 2013), como é o caso dos campos rupestres. Cabe salientar que estudos de recrutamento de plântulas em condições de campo são ainda escassos, embora sejam extremamente necessários para que se possa mensurar a efetiva contribuição da chuva de sementes no processo de regeneração da vegetação de campo rupestre.

Em relação às espécies que não apresentaram flores e frutos durante o período monitorado, uma vez que *E. incanus*, *H. ochraceus* e *D. miscolobium* são espécies arbóreas, o curto intervalo de tempo estudado foi insuficiente para o início de seus ciclos reprodutivos. Por outro lado, o arbusto *B. dracunculifolia*

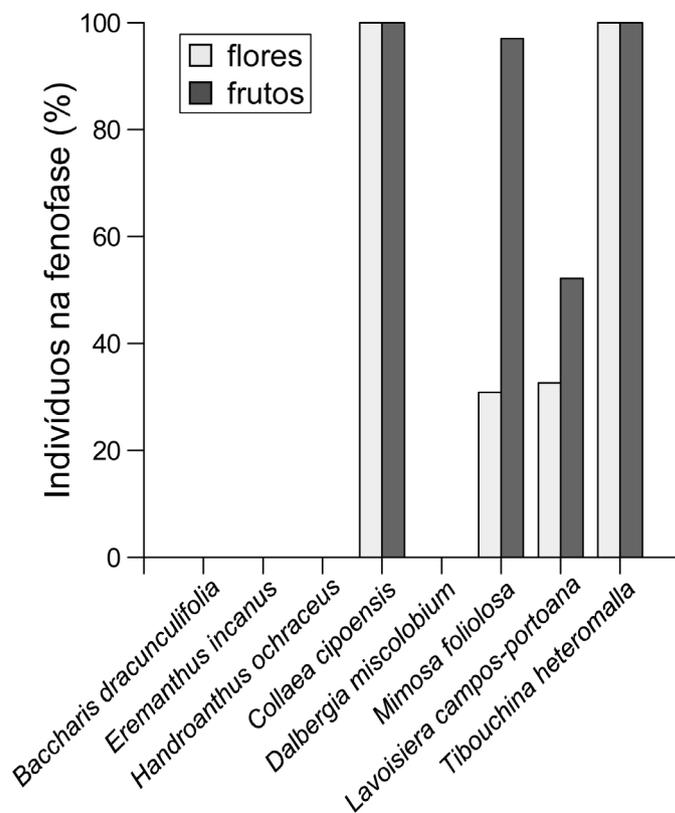


Figura 5. Porcentagem de indivíduos apresentando flores e frutos ao longo de 12 a 18 meses de monitoramento, em mudas de oito espécies nativas de campo rupestre plantadas em áreas degradadas quartzíticas, Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil.

Figure 5. Percentage of individuals with flowering and fruiting over 12 to 18 monitoring months, in saplings of eight rupestrian grassland native species planted in quartzitic degraded areas, Serra do Cipó, southeast Brazil.

provavelmente também não atingiu maturidade sexual nesse período, embora seja uma espécie com grande capacidade de dispersão e estabelecimento via sementes em locais sujeitos a distúrbios frequentes (Gomes e Fernandes, 2002; Galindez *et al.*, 2009; Negreiros *et al.*, 2014).

A taxa de sobrevivência maior que 90% para todas as espécies evidenciou a adaptação das espécies estudadas aos rigores ambientais característicos dessas áreas degradadas quartzíticas. Uma vez que são nativas de um ecossistema com condições ambientais extremas (Fernandes *et al.*, 2014), as espécies avaliadas apresentaram a aptidão esperada em se estabelecerem nessas áreas degradadas, corroborando nossa hipótese. Visto que solos descobertos dificultam as condições

para o estabelecimento da vegetação e, portanto, do potencial de recuperação da área (Alday *et al.*, 2014), e considerando a baixa resiliência inerente aos campos rupestres, o plantio de mudas nativas apresenta-se como uma das poucas formas de induzir a regeneração das comunidades nesses habitats degradados (Negreiros *et al.*, 2009, 2011; Le Stradic *et al.*, 2014a), conforme os resultados desse monitoramento de 12 a 18 meses sugerem.

A transferência de feno de locais naturais de campo rupestre, por exemplo, mostrou-se ineficiente na recuperação de áreas degradadas nesse ecossistema, em outro estudo, com pouquíssimas germinações, apesar do grande número de sementes presentes no material transferido (Le Stradic *et al.*, 2014b). A germinação e o crescimento inicial

das plântulas diretamente no ambiente degradado parecem ser um grande obstáculo no processo de recuperação, o que pode ser superado pela transferência de mudas nativas germinadas e cultivadas inicialmente em casa de vegetação. Inseridas no ambiente a partir de uma determinada idade ou estágio de desenvolvimento (seis meses, no caso do presente estudo), as plantas parecem ter maior capacidade de se estabelecerem para dar continuidade ao processo de recuperação.

Arbustos são formas de vida com grande potencial de ação como facilitadores no contexto de atividades de restauração, pois sua distribuição de recursos e arquitetura implica em uma baixa competição no nível do solo. Em geral, os arbustos atuam como plantas-berçário onde as condições ambientais limitam severamente o estabelecimento de outras espécies (Pardilla e Pugnaire, 2006; Gómez-Ruiz *et al.*, 2013). Com elevada sobrevivência e crescimento significativo das espécies arbustivas, o plantio de mudas permite aumentar os sítios de facilitação, criando habitats favoráveis ao estabelecimento de novos indivíduos, de outras e das mesmas espécies, contribuindo para a dinâmica do processo de restauração.

Nesse contexto, os resultados obtidos no presente estudo indicam que as oito espécies avaliadas são excelentes candidatas para projetos de reabilitação de áreas degradadas quartzíticas em campos rupestres que tenham sido sujeitas ao mesmo tipo de degradação das áreas estudadas ou a uma degradação semelhante que tenha gerado os mesmos efeitos no ambiente (retirada de vegetação e de camadas superficiais do solo, solo exposto e falta de um sistema de drenagem eficiente). Deve-se destacar que os três arbustos endêmicos de campo rupestre (*L. campos-portoana*, *M. foliolosa* e *C. cipoensis*), além do arbusto *T. heteromalla*, completaram seus ciclos reprodutivos em um curto intervalo de tempo, contribuindo de maneira efetiva para

o processo de recuperação das áreas degradadas através da dispersão de sementes e do recrutamento de novas plântulas. Em suma, o plantio de mudas de espécies lenhosas nativas de campo rupestre em áreas degradadas quartzíticas se mostra como uma ferramenta importante na busca de meios de restauração ecológica nesse frágil ecossistema.

Agradecimentos

Agradecemos a dois revisores anônimos pelas sugestões feitas na versão anterior do manuscrito. Ao DER-MG, pelo plantio das mudas nas áreas degradadas, a Andrea Greiner, pelo apoio nas diversas fases do estudo, a Rayana Mello, Sandra Crisioly, Izabella Radichi, Cristiane Alves, Katia Diniz e Danielle Rossi, pelo apoio nas coletas de dados em campo, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Reserva Natural Vellozia, pelo apoio logístico e financeiro.

Referências

- ALDAY, J.G.; SANTANA, V.M.; MARRS, R.H.; MARTÍNEZ-RUIZ, C. 2014. Shrub-induced understorey vegetation changes in reclaimed mine sites. *Ecological Engineering*, **73**:691-698. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.079>
- BARBOSA, N.P.U.; FERNANDES, G.W.; CARNEIRO, M.A.A.; JÚNIOR, L.A.C. 2010. Distribution of non-native invasive species and soil properties in proximity to paved roads and unpaved roads in a quartzitic mountainous grassland of southeastern Brazil (rupestrian fields). *Biological Invasions*, **12**(11):3745-3755. <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-010-9767-y>
- BARNEBY, R. 1991. Sensitivae censitae: a description of the genus *Mimosa* Linnaeus (Mimosaceae) in the New World. *Memoirs of the New York Botanical Garden*, **65**:835p.
- BARROSO, G.M. 1976. Compositae – Subtribo Baccharidinae Hoffmann – Estudo das espécies ocorrentes no Brasil. *Rodriguésia*, **28**(40):1-273.
- BENITES, V.M.; SCHAEFER, C.E.R.; SIMAS, F.N.B.; SANTOS, H.G. 2007. Soil associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. *Revista Brasileira de Botânica*, **30**(4):569-577. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-84042007000400003>
- CORREIA, R.S. 2007. *Recuperação de áreas degradadas pela mineração no Cerrado - Manual para revegetação*. Brasília, Universa, 173 p.
- CROWDER, M.J.; HAND, D.J. 1990. *Analysis of repeated measures*. London, Chapman & Hall, 256 p.
- DE CARVALHO, F.; SOUZA, F.A.; CARREIRO, R.; MOREIRA, F.M.S.; JESUS, E.C.; FERNANDES, G.W. 2012. The mosaic of habitats in the high altitude Brazilian rupestrian fields is a hotspot for arbuscular mycorrhizal fungi. *Applied Soil Ecology*, **52**(1):9-19. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.10.001>
- ECHTERNACHT, L.; TROVÓ, M.; OLIVEIRA, C.T.; PIRANI, J.R. 2011. Areas of endemism in the Espinhaço Range in Minas Gerais, Brazil. *Flora*, **206**(9):782-791. <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2011.04.003>
- FERNANDES, G.W.; ANGRISANO, P. 2015. *Collaea cipoensis* Fortunato (Fabaceae: Papilionoideae). *MG Biota*. [no prelo].
- FERNANDES, G.W.; BARBOSA, N.P.U.; NEGREIROS, D.; PAGLIA, A.P. 2014. Challenges for the conservation of vanishing megadiverse rupestrian grasslands. *Natureza & Conservação*, **12**(2):162-165. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2014.08.003>
- FORTUNATO, R.H. 1995. A new species of *Collaea* (Leguminosae: Papilionoideae: Phaseoleae: Diocleinae) from Brazil. *Kew Bulletin*, **50**(4):795-799. <http://dx.doi.org/10.2307/4110242>
- FRANÇA, M.G.C.; PRADOS, L.M.Z.; LEMOS-FILHO, J.P.; RANIERI, B.D.; VALE, F.H.A. 2012. Morphophysiological differences in leaves of *Lavoisiera campos-portoana* (Melastomataceae) enhance higher drought tolerance in water shortage events. *Journal of Plant Research*, **125**(1):85-92. <http://dx.doi.org/10.1007/s10265-011-0416-z>
- FUJITA, Y.; VENTERINK, H.O.; VAN BODEGOM, P.M.; DOUMA, J.C.; HEIL, G.W.; HOLZEL, N.; JABLONSKA, E.; KOTOWSKI, W.; OKRUSZKO, T.; PAWLIKOWSKI, P.; DE RUITER, P.C.; WASSEN, M.J. 2014. Low investment in sexual reproduction threatens plants adapted to phosphorus limitation. *Nature*, **505**(7481):82-86. <http://dx.doi.org/10.1038/nature12733>
- GALINDEZ, G.; BIGANZOLI, F.; ORTEGA-BAES, P.; SCOPEL, A.L. 2009. Fire responses of three co-occurring Asteraceae shrubs in a temperate savanna in South America. *Plant Ecology*, **202**(1):149-158. <http://dx.doi.org/10.1007/s11258-008-9537-4>
- GOMES, E.P.C. 2006. Florística e fitossociologia como ferramentas do processo de RAD. In: L.M. BARBOSA (coord.), *Manual para recuperação de áreas degradadas do estado de São Paulo: Matas ciliares do interior paulista*. São Paulo, Instituto de Botânica, p. 70-74.
- GOMES, V.; FERNANDES, G.W. 2002. Germinação de aquênios de *Baccharis dracunculifolia* DC (Asteraceae). *Acta Botanica Brasílica*, **16**(4):421-427. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062002000400005>
- GÓMEZ-APARICIO, L. 2008. Spatial patterns of recruitment in Mediterranean plant species: linking the fate of seeds, seedlings and saplings in heterogeneous landscapes at different scales. *Journal of Ecology*, **96**(6):1128-1140. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01431.x>
- GÓMEZ-RUIZ, P.A.; LINDIG-CISNEROS, R.; VARGAS-RÍOS, O. 2013. Facilitation among plants: A strategy for the ecological restoration of the High-Andean forest (Bogotá, D.C. – Colombia). *Ecological Engineering*, **57**:267-275. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.049>
- HILÁRIO, R.R.; CASTRO, S.A.B.; KER, F.T.O.; FERNANDES, G.W. 2011. Unexpected effects of pigeon-peas (*Cajanus cajan*) in the restoration of rupestrian fields. *Planta Daninha*, **29**(4):717-723.
- KLINK, C.A.; MACHADO, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian cerrado. *Conservation Biology*, **19**(3):707-713. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>
- LE STRADIC, S.; BUISSON, E.; NEGREIROS, D.; CAMPAGNE, P.; FERNANDES, G.W. 2014a. The role of native woody species in the restoration of Campos Rupestres in quarries. *Applied Vegetation Science*, **17**(1):109-120. <http://dx.doi.org/10.1111/avsc.12058>
- LE STRADIC, S.; BUISSON, E.; FERNANDES, G.W. 2014b. Restoration of Neotropical grasslands degraded by quarrying using hay transfer. *Applied Vegetation Science*, **17**(3):482-492. <http://dx.doi.org/10.1111/avsc.12074>
- LE STRADIC, S.; BUISSON, E.; FERNANDES, G.W. 2015. Vegetation composition and structure of some Neotropical mountain grasslands in Brazil. *Journal of Mountain Science*, **12**(4):864-877. <http://dx.doi.org/10.1007/S11629-013-2866-3>
- LORENZI, H. 1992. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Nova Odessa, Plantarum, 352 p.
- MADEIRA, J.A.; FERNANDES, G.W. 1999. Reproductive phenology of sympatric species of *Chamaecrista* (Leguminosae) in Serra do Cipó, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, **15**(4):463-479. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467499000954>
- MANDETTA, E.C.N. 2006. Alternativas de RAD e importância da avaliação e monitoramento dos projetos de reflorestamento. In: L.M. BARBOSA (coord.), *Manual para recuperação de áreas degradadas do estado de São Paulo: Matas ciliares do interior paulista*. São Paulo, Instituto de Botânica, p. 106-118.
- MARTINS, A.B.; GOLDENBERG, R.; SEMIR, J. 2009. Flora de Grão-Mogol, Minas Gerais: Melastomataceae. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo*, **27**(1):73-96. <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2316-9052.v27i1p73-96>

- MCGRAW, J.B.; GARBUTT, K. 1990. The analysis of plant growth in ecological and evolutionary studies. *Trends in Ecology and Evolution*, **5**(8):251-254.
[http://dx.doi.org/10.1016/0169-5347\(90\)90065-L](http://dx.doi.org/10.1016/0169-5347(90)90065-L)
- MEDINA, B.M.O.; FERNANDES, G.W. 2007. The potential of natural regeneration of rocky outcrop vegetation on rupestrian field soils in "Serra do Cipó", Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, **30**(4):665-678.
<http://dx.doi.org/10.1590/s0100-84042007000400011>
- MENDONÇA, M.P.; LINS, D.A. 2000. *Lista vermelha de espécies ameaçadas de extinção da flora de Minas Gerais*. Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas, 157 p.
- MÜLLER, S.C.; OVERBECK, G.E.; PFADE-NHAUER, J.; PILLAR, V.D. 2007. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. *Plant Ecology*, **189**(1):1-14.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11258-006-9162-z>
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**(6772):853-858.
<http://dx.doi.org/10.1038/35002501>
- NEGREIROS, D.; MORAES, M.L.B.; FERNANDES, G.W. 2008. Caracterização da fertilidade dos solos de quatro espécies de leguminosas de campos rupestres, Serra do Cipó, MG, Brasil. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, **8**(3):30-39.
- NEGREIROS, D.; FERNANDES, G.W.; SILVEIRA, F.A.O.; CHALUB, C. 2009. Seedling growth and biomass allocation of endemic and threatened shrubs of rupestrian fields. *Acta Oecologica*, **35**(2):301-310.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2008.11.006>
- NEGREIROS, D.; FERNANDES, G.W.; BERBARA, R.L.L.; RODARTE, L.H.O.; BARBOSA, N.P.U. 2011. Caracterização físico-química de solos quartzíticos degradados e áreas adjacentes de campo rupestre na Serra do Cipó, MG, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, **6**(3):156-161.
<http://dx.doi.org/10.4013/nbc.2011.63.02>
- NEGREIROS, D.; ESTEVES, D.; FERNANDES, G.W.; BERBARA, R.L.L.; OKI, Y.; VICHATO, M.; CHALUB, C. 2014. Growth-survival tradeoff in the widespread tropical shrub *Baccharis dracunculifolia* (Asteraceae) in response to a nutrient gradient. *Tropical Ecology*, **55**(2):167-176.
- NUNES, R.V.; SILVA-JUNIOR, M.C.; FELFILI, J.M.; WALTER, B.M.T. 2002. Intervalos de classe para abundancia, dominância, e frequência do componente lenhoso do cerrado sentido restrito no distrito Federal. *Revista Árvore*, **26**(2):173-182.
- PADILLA, F.M.; PUGNAIRE, F.I. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **4**(4):196-202.
[http://dx.doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)004\[0196:TRONPI\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1540-9295(2006)004[0196:TRONPI]2.0.CO;2)
- PEREIRA, J.S.; RODRIGUES, S.C. 2011. Crescimento de espécies arbóreas utilizadas na recuperação de área degradada. *Caminhos de Geografia*, **13**(41):102-110.
- SILVA-JÚNIOR, M.C.; SANTOS, G.C.; NOGUEIRA, P.E.; MUNHOZ, C.B.R.; RAMOS, A.E. 2005. *100 Árvores do Cerrado: guia de campo*. Brasília, Ed. Rede de Sementes do Cerrado, 278 p.
- SILVEIRA, F.A.O.; NEGREIROS, D.; RANIERI, B.D.; SILVA, C.A.; ARAÚJO, L.M.; FERNANDES, G.W. 2014. Effect of seed storage on germination, seedling growth and survival of *Mimosa foliolosa* (Fabaceae): implications for seed banks and restoration ecology. *Tropical Ecology*, **55**(3):358-329.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. 1999. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta Atlântica montana. *Revista Brasileira de Biologia*, **59**(2):251-261.
<http://dx.doi.org/10.1590/S0034-71081999000200009>
- VELTEN, S.B.; GARCIA, Q.S. 2007. Variation between three *Eremanthus* (Asteraceae) species in their ability to form a seed bank. *Revista Brasileira de Botânica*, **30**(4):713-719.
<http://dx.doi.org/10.1590/s0100-84042007000400016>

Submitted on April 16, 2015
 Accepted on August 31, 2015