

TATE CORRÊA LANA

ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE FORMIGAS EM UM GRADIENTE

ALTITUDINAL DE CAMPO RUPESTRE NA SERRA DO CIPÓ, MG

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

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE FORMIGAS EM UM GRADIENTE
ALTITUDINAL DE CAMPO RUPESTRE NA SERRA DO CIPÓ, MG**

Tate Corrêa Lana

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

Orientador:

Prof. Dr. Geraldo Wilson Fernandes

Co-Orientador: Dr. Frederico de Siqueira Neves

Belo Horizonte

2017

Dedico esse trabalho às estrelas:

Francisco Ferreira Lana

Elisa Samudio

Amanda Bueno

Avó da Vanessa Carvalho da Serra do Cipó

Princesa Diana

Michael Jackson

Bob Marley

Mamonas Assassinas

Bruce Lee

AGRADECIMENTOS

Ao meu filho Francisco, à minha rainha Marilene, ao meu segundo pai Márcio, à minha irmã Rose, à minha afilhada Carolina, ao tio Dudu, à futura princesa Ana Beatriz Lana, à minha segunda mãe e avó Dona Marica, aos meus avós Dona Dirce e Zé Corrêa, a todas as minhas tias e tios, principalmente tia Nininha, a todos as primas e primos pela força. Meu reconhecimento, reverência e eterno amor a todos.

À família que fiz no Santa Amélia: Bia, Francisquim e Sid pela amizade, companhia e ajuda nos momentos de felicidade e de batalha. À Sol, Zé, Kadu, Carla, Gilberto, Arthur, Patrícia, Sérgio e João, pelo compartilhamento do espaço e do coração.

À minha “irmã” Bia Missagia e Cielo, pelos valores transmitidos, ao profundo acolhimento e a todas às gargalhadas desse percurso.

Ao Prof. Dr. Geraldo Wilson Fernandes pela orientação e pelo apoio em todas as etapas do trabalho. Ao Prof. Dr. Frederico de Siqueira Neves pela amizade, colaboração na elaboração e execução do projeto.

À família do LEEB: Yomi Oki, Thaíse Bahia, Ana Neves, Vanessa Carvalho, Marcel Coelho, Rodrigo Fagundes, Fernando Silveira, Fernando Resende, Daniel Negreiros, Carol, Fabíola e todas as meninas das borboletas, pela amizade e auxílio na organização do espaço e das ideias.

À Marina Catão, Ariel Reis, Laura Braga e Humberto Brant, como um “superorganismo”, vocês formaram uma “superequipe”. A todos os agregados, principalmente Lorena e Núbia, que apoiaram tanto nas coletas sacrificantes, como

nas prazerosas do trabalho de campo, triagem e identificações. Aos eternos momentos de alegria dentro e fora do ambiente de trabalho.

Aos tantos amigos que fiz no trabalho: Laura Gagliardi, Fernanda Costa, Luciana Figueiredo, Rayana Mello, Alice Leite, Paloma, Raphael Garro, Ivan Monteiro, Lucas Perillo, Reuber Lana, Luiz Eduardo Macedo e Marina Beirão, pelas discussões de artigos, valiosíssimas sugestões e convivência que contribuíram para o meu crescimento profissional e pessoal durante este período.

Ao Prof. Dr. Jacques Delabie e Wesley Spixo pelo pronto atendimento e disponibilidade no CEPLAC. Ao seu Crispim pelos momentos lúdicos de aprendizado na Bahia.

A todos os funcionários do Instituto Chico Mendes (ICMBio) do PARNA Cipó, principalmente as meninas da limpeza, Claudinho, Farofa e Ivan por estarem sempre dispostos a atender à equipe. Ao Gianluca Rinonapoli pelo transporte.

A todos os amigos biólogos e agregados que fazem parte e frequentam o D.A. da Bio, local para desenvolvimento, discussão e concretização de ideias multidisciplinares cujo valor para mim é incalculável.

À Dra. Cláudia Lanna, Dra. Ludmila Rocha, Dr. Breno Costa Teixeira, ao Permacultor Marconi Reis Jr., ao Rodrigo Kahed, ao Vaguim Moura e ao Sensei André Fernandes, pelo trabalho, terapias e ombro amigo nessa caminhada.

Aos biólogos da Ilha da Magia, pelo acolhimento, ensinamentos e inspiração.

À família da França: Mami Jacqueline, Maman Scarlett, Tati et Jean Pierre, tia Giusette e tio Jean-Louis, et la très belle Clarisse et la plus belle Elisa. Aos grandes homens Cazelles: Papi Andre, Dr. Bernard e Kevin. Pelo amor, DIPLOMACIA, estatística no R e pelo turismo inesquecível.

Ao CNPq pela bolsa concedida, ao apoio do PELD/CNPq, FAPEMIG, Reserva Vellozia e a toda equipe da ECMVS da UFMG, principalmente Cris, Fred e Adriano.

Às montanhas, formigas e aves das MINAS Gerais.

Aos Pirocópteros, ao príncipe Bernardo Ranieri e a toda Família Cordeiro.

SUMÁRIO

Apresentação.....	8
Capítulo 1. Padrão e mecanismos determinantes da diversidade de formigas em uma montanha tropical	18
Resumo.....	19
Introdução	21
Materiais e Métodos	26
Resultados	33
Discussão.....	42
Bibliografia	51
Anexos.....	64
Capítulo 2. Ants “Sprout” after Fire in a Tropical Mountain Ecosystem: the Rupestrian Grasslands.....	71
Abstract.....	73
Introduction.....	74
Materials and Methods.....	76
Results.....	79
Discussion.....	80
References.....	86
Considerações finais	111

Apresentação

As montanhas representam um cenário propício para o desenvolvimento de teorias ecológicas sobre distribuição dos organismos (Beniston 2003), uma vez que apresentam variações climáticas, mudanças na paisagem e na composição de espécies num limite geográfico comparativamente pequeno em relação aos gradientes latitudinais (Colwell *et al.* 2008, Carnicer *et al.* 2011). Sendo assim, estudos sobre a riqueza de espécies nos gradientes altitudinais têm substituído de modo crescente o gradiente latitudinal como modelo padrão de gradientes ambientais (Rahbek 2005). A temperatura no gradiente altitudinal varia de 0,6 a 1°C ao subirmos 100m, o que equivalente ao andarmos 100km em direção latitudinal aos pólos. Esse cenário é um excelente sistema para se testar hipóteses ecológicas, evolutivas e de alterações da biota face às mudanças geofísicas (Körner 2007), e assim vem crescendo o número de trabalhos sobre a biodiversidade em ambientes altimontanos (McCain & Grytnes 2010, Carnicer *et al.* 2011, Graham *et al.* 2014).

Identificar os padrões ecológicos é o primeiro passo para uma informação inicial sobre de distribuição das espécies na montanha. Depois, é vital explicar porque esses padrões ocorrem. Isso porque a altitude per se tem pouco significado biológico (Qian *et al.* 2012), sendo uma medida indireta de fatores climáticos, biológicos, geográficos e históricos que determinam a presença de espécies ao longo do gradiente altitudinal (Graham *et al.* 2014). Quase todos os gradientes elevacionais têm uma história única de intervenção humana no seu ambiente e as variáveis que caracterizam a distribuição dos

organismos, o ambiente e a percepção da escala em questão são intercorrelacionadas (Rahbek 2005, Nogués-Bravo *et al.* 2008). Assim, ao documentarmos o grau de associação entre as espécies de formigas e o ambiente montanhoso em escalas menores podemos extrapolar para aplicabilidade desses resultados em modelos de nichos climáticos, predições de alterações globais e processos ecológicos numa macro-escala (Sanders *et al.* 2007, Belmaker & Jetz 2010).

Dentre os ecossistemas montanhosos brasileiros, a Cadeia do Espinhaço se destaca pela enorme riqueza e endemismo de espécies, além de representar a faixa orogênica pré-cambriana mais extensa e contínua do território brasileiro, com uma extensão de 1200 km, de Minas Gerais a Bahia (Salino & Almeida 2008). Muitas regiões elevadas da Cadeia do Espinhaço receberam denominações de serras, como a Serra do Cipó (Giulietti & Pirani 1988). A cobertura vegetal predominantemente encontrada na Cadeia do Espinhaço é de campo rupestre que se desenvolve sobre rochas, solos pedregosos decompostos e arenosos (Giulietti *et al.* 1987), apresentando características de biomas circundante como Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica (Martinelli 2007), sendo estes dois últimos considerados hotspots mundiais (Myers *et al.* 2000).

Em 2005, devido a sua relevância biológica para conservação, a Serra do Espinhaço foi considerada Reserva da Biosfera pela UNESCO (MMA 2009). Essa cadeia de montanhas possui uma grande influência na captação de águas de duas das principais bacias hidrográficas do Brasil, Rio Doce e Rio São Francisco, possuindo 11 unidades de conservação de proteção integral. Dentre elas, o Parque Nacional da Serra do Cipó é considerada a UC que mais se aproxima do conceito de área núcleo desse complexo (MMA 2009). A Serra do Cipó, que representa menos de 5% da cadeia, abriga mais de 34% da diversidade da flora conhecida na Cadeia do Espinhaço (Giulietti

et al. 1987). Regularmente a região vem apresentando registros de ocorrências de novas espécies (Rapini *et al.* 2003). Esse padrão de alta diversidade é também apresentado por outros grupos taxonômicos como insetos de vida livre (Ribeiro *et al.* 1998), insetos galhadores (Lara & Fernandes 1996) e fungos endofíticos (Carvalho *et al.* 2012). De acordo com o plano de manejo dessa região, o grupo dos invertebrados é classificado como de importância biológica extrema para conservação, pois apresenta inúmeras associações com a vegetação endêmica, o que eleva o grau de importância dos estudos sobre sua distribuição e mecanismos determinantes da sua diversidade (MMA 2009).

As formigas são consideradas um grupo muito diverso (Bolton 1994), com aproximadamente 12.500 espécies descritas e responsáveis pela composição de grande parte da biomassa animal do mundo (Wilson 1987). É crescente o número de estudos que relatam a resposta desses organismos às variações ambientais nas montanhas do planeta (Colwell *et al.* 2008), principalmente devido à vulnerabilidade desses locais (Beniston 2003) e sensibilidade das formigas à essas alterações. Os principais padrões de diversidade das formigas no gradiente de altitude - decréscimo e pico intermediário - estão relacionados à influência negativa do declínio da temperatura e redução dos recursos alimentares, locais de nidificação e forrageamento (Samson *et al.* 1997, Bruhl *et al.* 1999, Araújo & Fernandes 2003, Longino & Colwell 2011, Munyai & Foord 2012, Bharti *et al.* 2013, Bishop *et al.* 2014).

O elevado número de espécies endêmicas e microendêmicas dos campos rupestres ressalta a vulnerabilidade desse ecossistema frente às inúmeras alterações ambientais previstas (Rapini *et al.* 2008). Os distúrbios antrópicos como mineração, aberturas de estradas, queimadas provocadas e turismo sem controle no campo rupestre têm afetado negativamente a biota (Resende *et al.* 2013). O aumento na frequência de incêndios tanto naturais quanto antrópicos nessas regiões savânicas montanhosas estão

resultando na simplificação, perda de biodiversidade e desertificação ambiental (veja Beniston 2003, Bond & Keeley 2005, Andersen *et al.* 2006), transformando-o num dos ecossistemas mais ameaçados de extinção (Menezes & Giuliatti 2000). Assim, existe uma previsão de modificações a médio e longo prazo na distribuição das espécies e na estrutura das comunidades, principalmente nessas regiões montanhosas extremamente sensíveis e vulneráveis (Beniston 2003, Colwell *et al.* 2008). Caso o ritmo de destruição continue sem planos de ação, perderemos funções sem sequer quantificarmos o valor dos papéis exercidos pelos organismos nesse ecossistema (Resende *et al.* 2013).

A resposta das formigas ao fogo é bem conhecida em ecossistemas de savana da África e Austrália (York 2000, Hoffmann 2003, Parr *et al.* 2004, Andersen *et al.* 2006). É relatado o aumento da riqueza de algumas espécies ao longo do processo de recobrimento da vegetação após o fogo (Underwood & Christian 2009). Ao mesmo tempo, nas savanas onde projetos de manejo permitem a exclusão do fogo e recuperação da vegetação em longo prazo, espécies típicas de ambientes florestais retornam ao ambiente (Andersen *et al.* 2006). Originalmente, cobrindo cerca de 2 milhões de km², o Cerrado brasileiro é a maior área de savana das Américas, onde o fogo é o maior distúrbio natural determinante da dinâmica e fisionomia da vegetação, do recrutamento de espécies e da eficiência da absorção dos nutrientes do solo pelas plantas (Uehara-Prado *et al.* 2010, Miranda *et al.* 2002). Estudos sobre a resposta da fauna de formigas ao fogo no Cerrado revelam uma mirmecofauna resiliente (Vasconcelos *et al.* 2009) e que responde rapidamente após a queima (Frizzo *et al.* 2011). Naturalmente e positivamente, essa dinâmica é influenciada pela estrutura da vegetação do Cerrado (Maravalhas & Vasconcelos 2014).

Por essas características bioindicadoras de diversidade e recuperação após distúrbio, as formigas foram o objeto do nosso estudo nesse importante centro de

biodiversidade sujeito a incêndios frequentes: os campos rupestres da Serra do Cipó. O objetivo da primeira etapa do trabalho foi descrever o padrão de distribuição das espécies de formigas na montanha sob distintas escalas de observação (α , β e γ), em resposta às variáveis ambientais explicativas ao longo do gradiente altitudinal. Num segundo momento, após um incêndio ocorrido nas áreas de trabalho, nos propusemos a avaliar a recomposição da fauna de formigas nas áreas queimadas de duas distintas fitofisionomias do campo rupestre. Essa proposta seguiu o pressuposto de que a estrutura da vegetação exerce grande influência sobre a resiliência e reestruturação da comunidade de formigas do planeta. Ao descrevermos esses padrões nas diferentes escalas de observação de uma paisagem (veja Whittaker *et al.* 2001, Metzger 2001, Rahbek 2005, Baselga 2010) e relacioná-los aos fatores ambientais e climáticos (Sanders *et al.* 2007, Belmaker & Jetz 2010), podemos conhecer mais de perto o “funcionamento” do ecossistema montanhoso. Dessa forma, podemos adotar estratégias de conservação, manejo e de seguranças mais precisas (Colwell *et al.* 2008, Malsch *et al.* 2008), propostas ainda um pouco obscuras no Brasil (veja Metzger 2010).

Referências

Andersen, A. N., Hertog, T. and Woinarski, J. C. Z. (2006) 'Long-term fire exclusion and ant community structure in an Australian tropical savanna: congruence with vegetation succession', *Journal of Biogeography*, 33(5), pp. 823–832.

Araújo, L. M. and Fernandes, G. W. (2003) 'Altitudinal patterns in a tropical ant assemblage and variation in species richness between habitats', *Lundiana*, 4(2), pp. 103–109.

Baselga, A. (2010) 'Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity', *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), pp. 134–143.

Belmaker, J. and Jetz, W. (2010) 'Cross-scale variation in species richness – environment associations', *Global Ecology and Biogeography*, pp. 1–11.

Beniston, M. (2003) 'Climatic change in mountain regions: a review of possible impacts', pp. 5–31.

Bharti, H. *et al.* (2013) 'Ant species richness, endemism and functional groups, along an elevational gradient in the Himalayas', *Asian Myrmecology*, 5, pp. 79–101.

Bishop, T. R. *et al.* (2014) 'Elevation – diversity patterns through space and time: ant communities of the Maloti-Drakensberg Mountains of southern Africa', *Journal of Biogeography*, pp. 1–13.

Bolton, B. (1994) *Identification Guide to the Ant Genera of the World*. Cambridge, London: Harvard University Press.

Bond, W. J. and Keeley, J. E. (2005) 'Fire as a global “herbivore”: the ecology and evolution of flammable ecosystems.', *Trends in Ecology & Evolution*, 20(7), pp. 387–94.

Bruhl, C. A., Mohamed, M. and Linsenmair, K. E. (1999) 'Altitudinal distribution of leaf litter ants along a transect in primary forest on Mount Kinabalu, Sabah, Malaysia', *Journal of Tropical Ecology*, 15, pp. 265–277.

Carnicer, J. *et al.* (2011) 'Biogeography of species richness gradients: linking adaptive traits, demography and diversification.', *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 1, pp. 457–479.

Carvalho, F. *et al.* (2012) 'The mosaic of habitats in the high-altitude Brazilian rupestrian fields is a hotspot for arbuscular mycorrhizal fungi', *Applied Soil Ecology*, 52, pp. 9–19.

Colwell, R. K. *et al.* (2008) 'Global warming, elevational range shifts, and lowland biotic attrition in the wet tropics.', *Science (New York, N.Y.)*, 322(5899), pp. 258–61.

Frizzo, T. L. M., Campos, R. I. and Vasconcelos, H. L. (2011) 'Contrasting Effects of Fire on Arboreal and Ground-Dwelling Ant Communities of a Neotropical Savanna', *Biotropica*, pp. 1–8.

Giulietti, A. M. *et al.* (1987) 'Flora da Serra do Cipo, Minas Gerais: Caracterização e lista de espécies'.

Giulietti, A. M. and Pirani, J. R. (1988) 'Patterns of geographic distribution of some plant species from the Espinhaço Range, Minas Gerais and Bahia, Brazil', in *Proceedings of a workshop on neotropical distribution patterns. Academia Brasileira de Ciências*. Rio de Janeiro, pp. 39–69.

Graham, C. H. *et al.* (2014) 'The origin and maintenance of montane diversity: integrating evolutionary and ecological processes', *Ecography*, 37, pp. 1–9.

Hoffmann, B. D. (2003) 'Responses of ant communities to experimental fire regimes on rangelands in the Victoria River District of the Northern Territory', *Austral Ecology*, pp. 182–195.

Körner, C. (2007) 'The use of "altitude" in ecological research', *Trends in Ecology & Evolution*, 22, pp. 569–574.

Lara, A. C. M. and Fernandes, G. W. (1996) 'The highest diversity of galling insects:

Serra do Cipó, Brazil', *Biodiversity Letters*, 3, pp. 111–114.

Longino, J. T. and Colwell, R. K. (2011) 'Density compensation, species composition, and richness of ants on a neotropical elevational gradient', *Ecosphere*, 2(3), p. art29.

Malsch, A. K. F. *et al.* (2008) 'An analysis of declining ant species richness with increasing elevation at Mount Kinabalu, Sabah, Borneo', *Asian Myrmecology*, 2, pp. 33–49.

Martinelli, G. (2007) 'Mountain biodiversity in Brazil', *Revista Brasileira de Botânica*, 1, pp. 587–597.

McCain, C. M. and Grytnes, J.-A. (2010) 'Elevational Gradients in Species Richness', *Encyclopedia of Life Sciences*, pp. 1–10.

Menezes, N. L. and Giuliatti, A. M. (2000) 'Campos Rupestres', in Mendonça, M. P. and Lins, L. V. (eds) *Lista Vermelha das espécies ameaçadas de extinção da flora de Minas Gerais*. Fundação Biodiversitas e Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte.

Miranda, H., Bustamante, M. M. C. and C., M. A. (2002) 'The fire factor', in Oliveira, P. S. and Marquis, R. J. (eds) *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. New York, pp. 51–68.

MMA, M. do M. A. (2009) *Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra do Cipó e Área de Proteção Ambiental Morro da Pedreira*.

Munyai, T. C. and Foord, S. H. (2012) 'Ants on a mountain: spatial, environmental and habitat associations along an altitudinal transect in a centre of endemism', *Journal of Insect Conservation*, 16, pp. 677–695.

Myers, N. *et al.* (2000) 'Biodiversity hotspots for conservation priorities.', *Nature*, 403(6772), pp. 853–8.

Nogués-Bravo, D. *et al.* (2008) 'Scale effects and human impact on the elevational species richness gradients', *Nature*, 453, pp. 2–6. doi: 10.1038/nature06812.

Parr, C. L. *et al.* (2004) 'Response of African savanna ants to long-term fire regimes', *Journal of Applied Ecology*, 41, pp. 630–642.

- Qian, H., Wang, X. and Zhang, Y. (2012) 'Comment on "Disentangling the drivers of β diversity along latitudinal and elevational gradients"', *Science*, 335, p. 1573b.
- Rahbek, C. (2005) 'The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns', *Ecology Letters*, 8, pp. 224–239.
- Rapini, A. *et al.* (2003) 'Asclepiadaceae classification: evaluating the phylogenetic relationship of New World Asclepiadoidea (Apocynaceae)', *Taxon*, pp. 33–50.
- Rapini, A. *et al.* (2008) 'A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço', *Megadiversidade*, 4, pp. 16–24.
- Resende, F. M., Fernandes, G. W. and Coelho, M. S. (2013) 'Economic valuation of plant diversity storage service provided by Brazilian rupestrian grassland ecosystems', 73(4), pp. 709–716.
- Ribeiro, P., Carneiro, M. A. A. and Fernandes, G. W. (1998) 'Free-feeding insect herbivores along environmental gradients in Serra do Cipo: basis for a management plan', *Journal of Insect Conservation*, 2, p. 107-118.
- Salino, A. and Almeida, T. E. (2008) 'Pteridófitas do Parque Estadual do Jacupiranga, SP, Brasil', *Acta Botanica Brasilica*, 22(4), pp. 983–991.
- Samson, D. A., Rickart, E. A. and Gonzales, P. C. (1997) 'Ant diversity and abundance along an elevational gradient in the Philippines', *Biotropica*, 29, pp. 349–363.
- Sanders, N. J. *et al.* (2007) 'Temperature, but not productivity or geometry, predicts elevational diversity gradients in ants across spatial grains', *Global Ecology and Biogeography*, 16, pp. 640–649.
- Uehara-prado, M. *et al.* (2010) 'Abundance of epigaeic arthropods in a Brazilian savanna under different fire frequencies', *Zoologia*, 27(5), pp. 718–724.
- Underwood, E. C. and Christian, C. E. (2009) 'Consequences of Prescribed Fire and Grazing on Grassland Ant Communities', *Environmental Entomology*, 38(2), pp. 325–332.
- Vasconcelos, H. L. *et al.* (2009) 'Dynamics of the leaf-litter arthropod fauna following

fire in a neotropical woodland savanna.’, *PloS one*, 4(11), p. e7762.

Whittaker, R. J., Willis, K. J. and Field, R. (2001) ‘Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity’, *Journal of Biogeography*, 28, pp. 453–470.

Wilson, E. O. (1987) ‘The Little Things That Run the World’, *Conservation Biology*, 1(4), pp. 344–346.

York, A. (2000) ‘Long-term effects of frequent low-intensity burning on ant communities in coastal blackbutt forests of southeastern Australia’, *Austral Ecology*, pp. 83–98.

CAPÍTULO 1

**Padrão e mecanismos determinantes da diversidade de
formigas em uma montanha tropical**

Padrão e mecanismos determinantes da diversidade de formigas em uma montanha tropical

Resumo

O declínio monotônico do número de espécies da comunidade é o padrão mais comumente encontrado em estudos sobre ecossistemas altimontanos. Essa redução é relacionada ao aumento das severidades climáticas e aos fatores ambientais como diminuição dos recursos e redução da heterogeneidade espacial. Esse cenário tem grande implicação na conservação ambiental, pois é nas montanhas onde se espera que haja uma constrição espacial da comunidade devido às alterações climáticas previstas. Considerados de importância mundial para a conservação ambiental, os campos rupestres carecem de estudos que retratem a fauna ao longo do seu gradiente altitudinal. O presente estudo verificou os padrões de distribuição da diversidade de formigas ao longo de uma montanha de campo rupestre em diferentes escalas (α , β , γ). Além disso, foram verificados os principais mecanismos que poderiam influenciar esses componentes da diversidade ao longo da montanha, como a variação da temperatura e da estrutura do habitat. Ao longo do gradiente altitudinal, foram selecionadas sete áreas com intervalo de altitude de 100m entre elas. Em cada altitude foram marcados 15 pontos de coleta e feita a caracterização ambiental. Foram utilizadas quatro metodologias complementares para amostragem das formigas: pitfall epigéico, extrator de Winkler, batimento e varredura. Foram encontradas 170 espécies de formigas, o que corrobora com a grande diversidade de espécies de outros grupos taxonômicos da Serra do Cipó. A subfamília Myrmicinae apresentou 95 espécies, predominando os gêneros *Pheidole* e *Solenopsis*. *Camponotus* foi o gênero com maior número de espécies. A heterogeneidade da vegetação e a riqueza de plantas influenciaram positivamente a

diversidade de formigas nas escalas α e γ , respectivamente. A riqueza de plantas também influenciou positivamente a diversidade β . Dessa forma, podemos retratar que a diversidade da mirmecofauna ao longo da montanha, em todas as escalas, acompanha a diversificação biogeográfica e histórica das plantas desse ecossistema. Nosso estudo foi precursor em diferenciar os componentes da diversidade β em aninhamento e substituição (*turnover*) para a comunidade de formigas nos campos rupestres. Essa decomposição é essencial para projetos de conservação ambiental, pois são necessárias estratégias distintas a serem adotadas de acordo com esse resultado. No caso dos campos rupestres, planos de conservação devem priorizar toda a montanha, com abrangência de todos os tipos de micro-habitats, pois a montanha é formada pelo alto *turnover* de espécies entre os locais, ou seja, é um ecossistema que se diferencia no seu todo. Sugerimos a continuidade do monitoramento da diversidade de formigas em todo o gradiente de altitude, uma vez que as espécies que ocorrem nas partes mais altas da montanha são suscetíveis ao estresse provocado pela constrição espacial face às migrações de espécies previstas com as alterações climáticas e ambientais.

.

Palavras-chave: Serra do Cipó, montanha, Formicidade, comunidade, diversidade β

Introdução

As montanhas apresentam limites geográficos da parte superior e da sua base circundada por vales onde, de uma certa forma, as espécies que ali se distribuem experimentam um certo grau de isolamento espacial. Isso resulta numa constrição de nichos e distribuição restrita das espécies ao longo desse gradiente de altitude entre a base e o topo (Beniston 2003). A redução do espaço compartilhado pelos organismos à medida que se sobe em direção ao topo (veja McArthur & Wilson 1967) os torna ainda mais propensos aos impactos das alterações climáticas, uma vez que são previstas migrações de espécies vindas dos ambientes circundantes para as partes mais altas das montanhas, onde ocorre o “fim da linha” (Colwell *et al.* 2008; McCain & Colwell 2011). A iminência das alterações no clima, provocadas pelo homem, aumenta ainda mais a urgência de esforços e velocidade nas pesquisas para quantificar tais relações entre as espécies e o ambiente montanhoso (Beniston, 2003). Para isso acontecer, primeiramente, devemos abordar a diversidade total da montanha em diferentes escalas de observação e componentes de diversidade, a fim de interpretar os resultados de forma mais precisa em comparações com outros ecossistemas, objetivando a adoção de estratégias eficazes de conservação ambiental e manejo.

O declínio monotônico e o “*hump-shaped*” (picos intermediários de riqueza) com o aumento da altitude são os padrões de distribuição de espécies mais comumente encontrados nos estudos sobre ecossistemas altimontanos (Fernandes & Price 1988; Fernandes & Price 1991; Rahbek 2005; McCain & Grytnes 2010; Carnicer *et al.* 2011; Sundqvist *et al.* 2013; Graham *et al.* 2014). Entretanto, as explicações para esses padrões são complexas (Nogués-Bravo *et al.* 2008), e numerosas hipóteses têm sido propostas para explicá-los. De acordo com a biogeografia de ilhas (MacArthur &

Wilson 1967), por exemplo, podemos inferir que o decréscimo da riqueza em direção ao topo da montanha resulta da diminuição da área e aumento do isolamento das espécies nas altas altitudes. Alterações ambientais ao longo dos gradientes elevacionais também explicam o declínio na riqueza de espécies, como a redução da diversidade de recursos e/ou da produtividade primária (Lawton *et al.* 1987), redução da heterogeneidade espacial (Levanoni *et al.* 2011) e aumento das severidades climáticas, como diminuição da temperatura e aumento da incidência de ventos (Lawton *et al.* 1987, Fleishman *et al.* 2000).

Em muitos dos casos, essas variáveis são correlacionadas, como por exemplo, a produtividade primária e a heterogeneidade do habitat, ambas relacionadas aos atributos da vegetação ao longo da montanha (Levanoni *et al.* 2011). Ainda, na maioria das vezes, esses parâmetros ambientais são estimados através de imagens de satélites que, mesmo utilizando uma alta resolução das imagens (Levanoni *et al.* 2011), podem subestimar a produtividade e heterogeneidade espacial local num ambiente altamente heterogêneo numa micro-escala (Nogués-Bravo *et al.* 2008). Especialmente nas montanhas tropicais onde o fogo atua como grande herbívoro reduzindo as plantas a miniaturas (veja Bond & Keeley 2005), existe um elevado grau de heterogeneidade espacial nessa menor escala de observação. Consequentemente, nesse tipo de ecossistema, o olhar sobre a paisagem deve ser feito de maneira mais minuciosa, através da percepção ambiental das espécies que habitam no ecossistema (veja Gibb & Parr 2010, Metzger 2001). É imprescindível, nessa abordagem mais detalhada, considerar a história natural desses pequenos organismos, sua interação com o meio e, acima de tudo, a viabilidade de se medir esses parâmetros no campo.

Para isso, fazemos um ajuste do foco sobre a paisagem partindo de uma visão mais exterior (p.e. da lua), ajustando para uma bem próxima à superfície do chão. Dessa

forma, conseguimos fazer uma abordagem da paisagem em diferentes escalas (veja Metzger 2001, Baselga 2010). A diversidade de espécies de um ponto (local), ou seja, número de espécies numa menor unidade amostral é chamada de diversidade α . A diferença entre as diversidades α de uma ou mais amostras é chamada de diversidade β , e se refere a um certo grau de dissimilaridades entre essas unidades amostrais. Já a diversidade γ é o somatório de todas essas diversidades, totalizando o número de espécies de uma região (Whittaker 1960). Assim, quanto mais dissimilares as amostras entre si, maior o valor de β entre elas, e conseqüentemente, maior será o inventário total γ de espécies de uma região (Whittaker *et al.* 2001). A avaliação da diversidade da paisagem nas diferentes escalas de observação nos permite conhecer melhor o funcionamento do ecossistema e, assim, podemos tomar decisões práticas e eficientes quanto ao manejo e conservação desses locais, principalmente das áreas protegidas (Nogués-Bravo *et al.* 2008, Metzger 2001, Sanders & Rahbek 2012).

Ao longo de uma montanha, além da redução da diversidade local de espécies (α , por ponto), existe também uma redução da diversidade β em direção ao topo (Kraft *et al.* 2011). Ou seja, à medida que subimos a montanha, encontram-se menos espécies por amostra, e além disso, os pontos vão se tornando mais homogêneos em termos de composição dessas espécies (veja Carstensen *et al.* 2014). Entretanto, a variação da diversidade β com aumento da altitude ainda carece de investigação, principalmente em relação à amostragem mais minuciosa numa menor escala e ao longo de gradientes de complexidade (Qian *et al.* 2012). Partindo desse princípio de investigação, podemos decompor o componente da diversidade β em valores complementares de: 1) *turnover*, que é uma medida do valor de troca ou substituição de espécies entre os locais; 2) aninhamento, valor da formação de subconjuntos de espécies entre locais, ou perda de espécies de um local para outro (Baselga 2010). Esses valores são complementares, ou

seja, quando as assembleias possuem um alto grau de distinção entre elas, ou seja, existe uma grande substituição de espécies de um local para outro, maior o valor de *turnover* em relação ao de aninhamento. No caso de um maior valor de aninhamento dentro da comunidade, as assembleias são subconjuntos uma da outra, ou seja, entre as amostras existe uma perda (ou ganho) de espécies, e não uma substituição de espécies entre elas. Essa partição da diversidade β em valores de *turnover* ou aninhamento é essencial para uma maior compreensão de como a comunidade está estruturada e permite, assim, a adoção de estratégias distintas de conservação para a região (Baselga 2010).

Nos gradientes de altitude, a temperatura é um dos principais fatores na determinação da distribuição das espécies (Bishop *et al.* 2014), e está intimamente relacionada ao comprimento do gradiente altitudinal. A cada 100m de altitude, existe uma queda de 1°C na temperatura. Geralmente, as montanhas tropicais apresentam uma amplitude altitudinal menor em relação às montanhas temperadas (Grytnes & McCain 2007), mas, em contrapartida, apresentam uma elevada heterogeneidade ambiental, grande diversidade, endemismos e um elevado valor de *turnover* de espécies entre seus micro-habitats (Rahbek 1997, McCain & Grytnes 2010). Nessa descrição, se enquadram as montanhas Sul-americanas altamente heterogêneas formadas por mosaicos de fitofisionomias. Dentre essas, se destaca a Cadeia do Espinhaço, localizada na região central do Brasil e inserida em um dos *hotspots* mundiais de diversidade, o Cerrado brasileiro (Myers *et al.*, 2000). Esse ecossistema montanhoso é considerado um centro mundial de biodiversidade e endemismos (Menezes & Giulietti 2000), e se encontra altamente ameaçado por pressões antrópicas (Fernandes *et al.* 2014).

As formações montanhosas dos campos rupestres são encontradas numa amplitude altitudinal geralmente entre 900 aos 2000m de altitude e exibem um mosaico

de tipos de vegetação e solo (micro-habitats) que se diferenciam entre si em poucos metros de distância (Carvalho *et al.* 2012). O bioma circundante do ecossistema de campos rupestres, o Cerrado *stricto sensu*, apresenta uma elevada diversidade de formigas tanto na escala local quanto regional (Ribas *et al.* 2003, Campos *et al.* 2011, Pacheco & Vasconcelos 2012). A elevada diversidade de formigas encontrada no Cerrado é explicada, principalmente, pela grande heterogeneidade da vegetação, representada pelas matas de galeria, savanas e campos mais abertos (Ribas *et al.* 2003; Pacheco & Vasconcelos 2012). Essa variedade de fitofisionomias representa um mosaico de recursos e de energia que influencia positivamente a diversidade da mirmecofauna (Kaspari *et al.* 2000). À medida que subimos a montanha, vai havendo uma redução desses recursos que, juntamente com o declínio da temperatura, promovem uma redução do número de espécies de formigas (Malsch *et al.* 2008, Bharti *et al.* 2013, Bishop *et al.* 2014). Além desse descréscimo (Bruhl *et al.* 1999, Araújo & Fernandes 2003, Bharti *et al.* 2013), existe também o padrão de picos intermediários com aumento da altitude (Samson *et al.* 1997, Longino & Colwell 2011, Munyai & Foord 2012, Bharti *et al.* 2013, Bishop *et al.* 2014). Apesar do grande número de trabalhos que retratam a mirmecofauna nas montanhas do planeta, existem poucos estudos que determinam a distribuição das espécies de formigas nas montanhas do Brasil (ver Araújo & Fernandes 2003, Silvestre *et al.* 2012).

Devido à crescente destruição dos ecossistemas e eminência de um cataclismo ambiental planetário, é crescente o número de estudos ao redor do mundo que visam relatar a resposta das formigas nas montanhas (Colwell *et al.* 2008). A abordagem do potencial de migração das espécies de formigas para as partes mais altas da montanhas, a constrição espacial e risco de extinção das espécies exclusivas das regiões mais elevadas estão sendo priorizadas nesses estudos (Longino & Colwell 2011, Munyai &

Food 2012). Entretanto, as abordagens nesse sentido têm recebido muita atenção através de imagens de satélite (Levanoni *et al.* 2011), enquanto a relação entre a heterogeneidade espacial, produtividade e a diversidade de espécies numa micro-escala, numa visão do inseto, por exemplo (veja Gibb & Parr 2010), ao longo desses gradientes, é muito mais interessante e merece mais atenção. Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo verificar o padrão de distribuição dos componentes α , β e γ da diversidade de formigas ao longo de um gradiente altitudinal como resposta à variação altitudinal. O estudo visou também determinar quais componentes, *turnover* ou aninhamento, determinam a diversidade β de espécies no gradiente altitudinal. Finalmente, também verificamos quais os mecanismos, ao longo do gradiente altitudinal, influenciam todos os componentes da diversidade de formigas, testando as seguintes hipóteses: i) o aumento da altitude provoca uma diminuição da temperatura que, conseqüentemente, influencia negativamente a riqueza e composição de espécies de formigas ao longo do gradiente altitudinal, ii) a simplificação da estrutura do habitat com aumento da altitude determina negativamente os componentes da diversidade de formigas nas distintas escalas de observação.

Materiais e Métodos

Área de estudo

As amostragens foram realizadas em áreas de campos rupestres na Serra do Cipó, localizada na porção sul da Cadeia do Espinhaço, sudeste do Brasil, entre 19° 15' e 19° 30' S e 43° 55' W. O clima da região é do tipo *Cwb* de Koppen, que se caracteriza pelo clima mesotérmico, apresentando um período de chuva durante o verão entre os

meses de Novembro a Janeiro, uma estação de transição pós-chuva de Fevereiro a Abril, e estação seca de Maio a Setembro (Madeira & Fernandes 1999).

A fitofisionomia predominante da região se enquadra na classificação de campos rupestres, ecossistema montanhoso reconhecido pela enorme diversidade de espécies e alto índice de endemismo (veja Fernandes *et al.* 2014). Os campos rupestres se localizam geralmente a partir dos 900 de altitude acima do nível do mar e a vegetação é composta predominantemente por estrado herbáceo em continuidade com arbustos e sub-arbustos esclerófilos (Giulietti & Pirani 1988). O solo é raso e pobre em nutrientes, rico em Fe e saturação por Al (Negreiros *et al.* 2014), e formado por uma grande diversidade de micro-habitats, caracterizado pelo gradiente de vegetação, composição florística, afloramentos quartizíticos, proporção de rocha exposta e sedimento arenoso, formando um mosaico de micro-habitats altamente heterogêneo (ver Carvalho *et al.* 2012, 2014).

Desenho amostral

Utilizamos um conjunto de montanhas de campos rupestres para a representação do gradiente altitudinal (Fig. 1, Anexo 2). Traçamos o desenho amostral no gradiente altitudinal através da compilação de técnicas de amostragens diferentes e distintos períodos de coleta em cada ponto, que detalharemos abaixo. Assim, ao longo das montanhas, foram selecionadas sete faixas de altitudes com intervalo de aproximadamente 100m de elevação entre elas, e distância espacial mínima de 2,5 quilômetros entre si. Em cada uma dessas áreas, foram instalados três transectos paralelos de 200 m de comprimento no sentido Norte-Sul, e distantes 200m entre si (Fig. 1). A cada 50 m, ao longo de cada transecto, demarcamos um ponto de

amostragem (totalizando 15 por altitude) para a coleta das formigas e caracterização da complexidade ambiental.

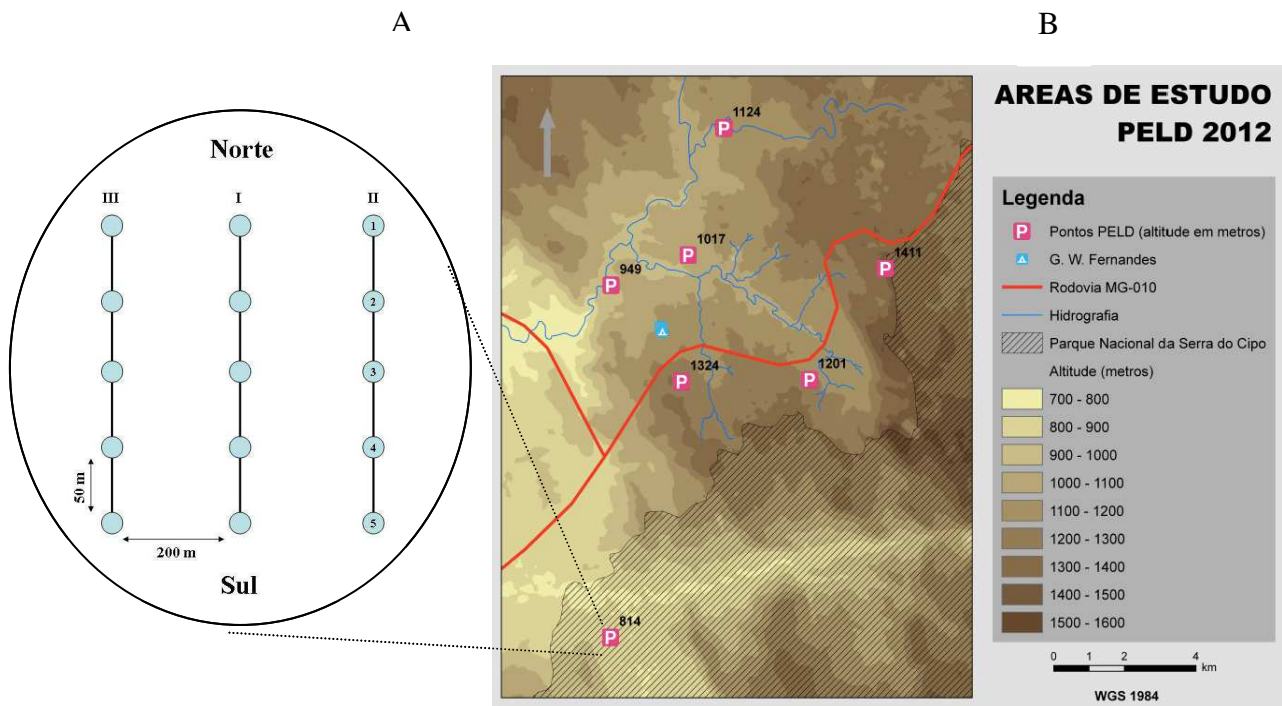


Figura 1. A. desenho esquemático representando a distribuição e orientação dos pontos e dos transectos de cada altitude; B. Área de estudo localizada na Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil.

Amostragem de formigas

As coletas foram realizadas trimestralmente entre o mês de abril de 2011 a Janeiro de 2012, abrangendo assim todas as estações do ano de acordo com a classificação climática da região proposta por Madeira e Fernandes (1999). Para a coleta das formigas, foram utilizadas quatro metodologias complementares (Delabie *et al.* 2000) em cada ponto amostral: *pitfall* epigéico, puçá de varredura e batimento, e extrator de Winkler.

Cada *pitfall* consistiu de um recipiente plástico de 1L de volume, 15 cm de diâmetro, instalado ao nível do solo, contendo aproximadamente 300 mL de água e

detergente. Essas armadilhas, que capturam as formigas que forrageiam no solo, permaneceram por 48 horas no campo. A varredura foi feita com puçá na vegetação rasteira e o batimento nos galhos dos arbustos e árvores num raio de 3 m em torno de cada ponto, capturando as formigas que forrageiam na vegetação. Essas três metodologias foram utilizadas nas quatro incursões de coletas do primeiro ano.

Escolhemos a estação úmida e quente (Janeiro de 2012), período quando as espécies estão mais ativas (50% maior riqueza de espécies (Leponce *et al.* 2004)), para utilização do extrator de Winkler. Esse método de coleta foi, dessa forma, utilizado apenas numa única expedição, uma vez que demanda grande esforço de coleta, triagem, e também devido à escassez de folhígio no campo rupestre. O método do Winkler consistiu na retirada da cobertura de serapilheira e touceiras de vegetação dentro do espaço de 1 m² da região adjacente ao ponto de coleta. Esse material foi peneirado, colocado nos sacos de Winkler e deixado à temperatura ambiente por dois dias, capturando, além das formigas que estariam forrageando no solo, também algumas espécies crípticas subterrâneas (Delabie *et al.* 2000). Todo o material de coleta identificado está alocado na coleção entomológica do Laboratório de Ecologia de Insetos (LEI), Universidade Federal de Minas Gerais.

Componentes da diversidade

O desenho amostral permitiu a análise da diversidade de formigas nas diferentes escalas propostas: α , β e γ (Whittaker, 1972). O ponto amostral (α) foi considerado como a menor unidade para o cálculo da riqueza de espécies na escala local. Assim, para cada altitude, houve réplicas amostrais (15 pontos), pois o espaçamento de 50 metros entre eles foi suficientemente grande para não haver interferência relacionada à sobreposição de forrageamento de uma mesma colônia (pseudoréplicas espaciais, veja Leponce *et al.* 2004). No caso de insetos sociais, se o intervalo amostral é muito curto,

pode-se coletar indivíduos da mesma colônia em amostras contíguas. Isso pode reduzir a taxa de acumulação de espécies e, conseqüentemente, a eficácia do inventário, pois a diversidade da comunidade tende a ser menor quando o espaço entre as amostras é inferior a 10m (Fisher 1999, Leponce *et al.* 2004).

Os valores da diversidade β em cada faixa altitudinal foram obtidos através da fórmula de Whittaker (1972): $\beta = \gamma / \bar{\alpha}$. Nessa abordagem, o valor de diversidade β é independente do valor da diversidade $\bar{\alpha}$, fórmula mais adequada para comparar valores de β entre locais com diversidades α distintas (Chao *et al.* 2012). A análise de decomposição foi feita através da fórmula ($\beta_{SNE} = \beta_{SOR} - \beta_{SIM}$), onde diversidade β total é representada pela dissimilaridade de Sorensen (β_{SOR}) e decomposta através da contribuição parcial entre os valores de *turnover* de espécies (dissimilaridade de Simpson, β_{SIM}) e aninhamento de espécies (dissimilaridade β_{SNE}). Os componentes β_{SIM} e β_{SNE} são complementares entre si, e fornecem valores entre 0 e 1, descrevendo o grau de substituição e/ou aninhamento das espécies da comunidade. Por exemplo, um valor de β_{SNE} próximo de 1 revela que quase toda a diversidade β é promovida pelo aninhamento entre as amostras, ou seja, ocorre uma perda de espécies dos locais mais ricos para os de menor riqueza (formação de subconjuntos, comunidade aninhada). No caso oposto, com valor de β_{SIM} maior em relação ao β_{SNE} , entre os locais ocorre a troca de espécies, ou seja, substituição de espécies de um local para outro.

A diversidade regional (γ) foi obtida do total de espécies encontrado em todos os 15 pontos amostrais de cada altitude. Ambas as diversidades na escala local (α) quanto na regional (γ) foram obtidas através do acúmulo de espécies resultado da utilização de todas as metodologias e ao longo dos quatro períodos de amostragem (1 ano de coleta), obtendo, assim, o que se denomina diversidade acumulada do local (Halffter & Moreno 2005).

Mecanismos que determinam a diversidade

Na escala local (ponto amostral), além das coordenadas geográficas e a altitude obtidas através de um GPS, mensuramos a complexidade do habitat através das seguintes medidas: porcentagem de cobertura de vegetação do solo (gramíneas e herbáceas) e a heterogeneidade de arbustos e árvores. Em cada ponto, a cobertura de 1 m² do solo foi fotografada e as imagens importadas para o software ImageJ 1.47t. Através da medição de área da imagem, obtivemos a porcentagem de cobertura da vegetação do solo. Adicionalmente, em cada ponto, obtivemos o valor da heterogeneidade espacial dos arbustos e árvores através do método do ponto quadrante, medindo-se a circunferência da planta na altura do solo (>5cm) e distância das quatro plantas mais próximas num raio máximo de três metros. Dessa forma, obtivemos a média dessas quatro árvores e, através da razão do desvio médio da distância sobre a circunferência, calculamos o valor da heterogeneidade espacial local da vegetação.

Para verificar a influência da complexidade do habitat (porcentagem da cobertura do solo e heterogeneidade espacial da vegetação) e da temperatura média sobre a diversidade de formigas na escala regional, foi obtida a riqueza de plantas, a média da heterogeneidade de plantas e a média da cobertura do solo (valores calculados sobre os dados locais citados anteriormente) e a temperatura média em cada faixa altitudinal. Para obtenção da riqueza de plantas (árvores e arbustos), em cada faixa altitudinal foi traçado um transecto de 250 m, no qual foram plotadas 13 parcelas de 100 m² (10 m × 10 m), distantes 10 m entre si, totalizando uma amostragem de 0,91 ha. No interior das parcelas, todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com diâmetro à altura do solo (DAS) >1 cm foram inventariados. A identificação do material botânico coletado foi realizada através de consultas a especialistas, uso de literatura especializada e comparações com as exsiccatas existentes no Herbário da Universidade Federal de Minas

Gerais (BHCB). Para a classificação das espécies vegetais em famílias, foi utilizado o sistema do Angiosperm Phylogeny Group III (APG III 2009) (Mota, 2012). Os dados de temperatura média por faixa altitudinal foram obtidos a cada 5 minutos ao longo de todos os períodos de amostragem através de estações meteorológicas OnSet ®. Posteriormente, foi calculada a média da temperatura em cada faixa altitudinal.

Análises estatísticas

Primeiramente, construímos uma curva de acúmulo de espécies para cada altitude para a verificação da estabilização e suficiência amostral (Colwell *et al.* 2004). Em seguida, fizemos a comparação do número observado de espécies com o estimado pelo índice Jackknife de primeira ordem, calculado através de 999 permutações. O cálculo da riqueza através desse índice é baseado na frequência de espécies e tem demonstrado uma maior fidelidade entre os outros estimadores. Essa comparação entre o observado e o esperado pelo estimador nos informa se o esforço amostral (número de amostras) foi satisfatório para uma amostragem representativa do total de espécies da comunidade.

Para verificar a influência da altitude na composição de espécies de formigas, utilizamos uma análise multivariada de variância permutacional PERMANOVA (Anderson 2001, 2006). Nessa análise, utilizamos a medidas de dissimilaridade de Jaccard com 999 permutações. Posteriormente, um escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) foi utilizado para representar graficamente a variação na composição de espécies (Clarke, 1993).

Para verificar o efeito da altitude nos distintos componentes da diversidade da mirmecofauna (α , β e γ), construímos modelos lineares generalizados (GLMs) (Crawley 2007). Em cada ponto amostral, a cobertura da vegetação e a densidade de arbustos e

árvores foram utilizados como variáveis explicativas para a riqueza de espécies de formigas na escala local (α). Para cada faixa altitudinal, foram construídos dois GLMs, um para a riqueza total de formigas (γ) e outro para a diversidade (β). Utilizamos o valor médio da altitude, a riqueza e densidade de plantas, e a temperatura média como variáveis explicativas nessa escala de observação. Numa segunda análise, após a decomposição da diversidade β , também relacionamos esses componentes (β_{SOR} , β_{SNE} e β_{SIM}) ao aumento da altitude, temperatura média e variáveis ambientais.

Em ambas as escalas, os modelos completos foram simplificados com a retirada das variáveis explicativas não significativas até a obtenção do modelo mínimo adequado (Crawley 2007). Análises de resíduos foram realizadas para testar a adequação do modelo mínimo na distribuição de erros utilizada (Crawley 2007).

Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa estatístico R 3.1.1 (R Core Team 2014). As análises de eficiência amostral e composição de espécies foram realizadas no pacote *vegan* (Oksanen *et al.* 2013). A decomposição da diversidade β foi realizada através do pacote *betapart* (Baselga & Orme 2012).

Resultados

Coletamos 170 espécies de formigas distribuídas em oito subfamílias e 40 gêneros durante o período acumulativo de um ano de coleta, com a utilização das quatro metodologias (Anexo 1). 98% das espécies foram capturadas com a utilização dos *pitfalls* de solo. As subfamílias com maior representatividade foram Myrmicinae com 95 espécies e 20 gêneros, Formicinae com 31 espécies e 5 gêneros e Dolichoderinae com 17 espécie e 5 gêneros (Fig. 2). Amblyoponinae foi representada apenas por uma espécie do gênero *Prionopelta*. Os gêneros mais diversos foram *Pheidole* (36 espécies), *Camponotus* (23 espécies) e *Solenopsis* (10 espécies).

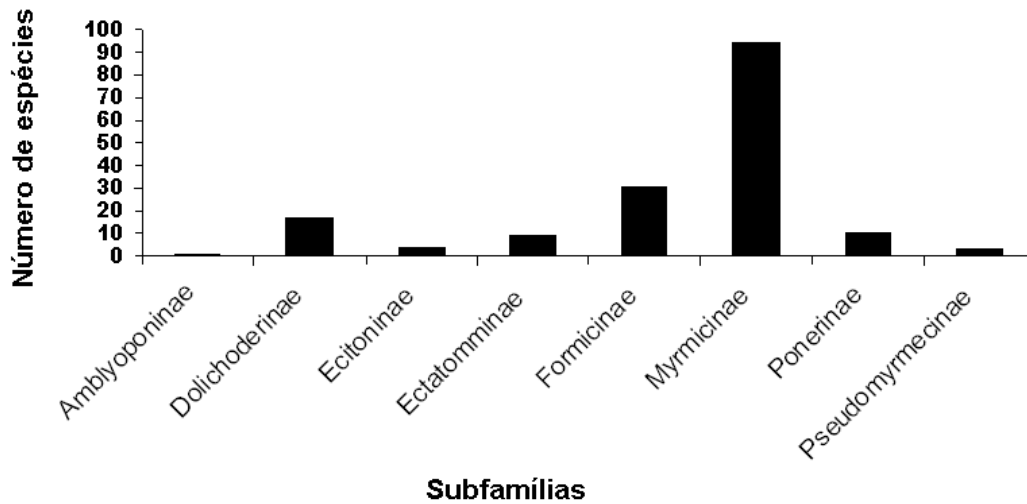


Figura 2. Número de espécies de formigas em cada subfamília, na Serra do Cipó, MG.

As sete curvas de acumulação (uma por altitude) tenderam à estabilização (Fig. 3). O estimador Jackknife de primeira ordem calculou um total de 212 espécies esperadas para as 105 amostras do estudo. Dessa forma, do total observado de 170 espécies coletadas, obtivemos uma eficiência amostral de 81%.

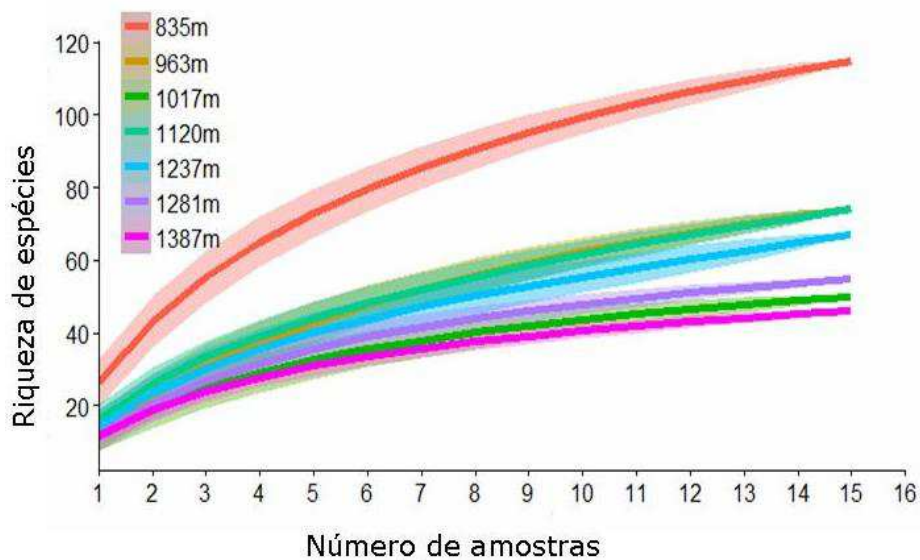


Figura 3. Curvas de acumulação de espécies (Coleman). As altitudes médias de cada área estão representadas na escala de cores.

Houve uma variação na composição da comunidade de formigas ao longo do gradiente altitudinal (D.f.=6, $r^2=0.17$, $F=3.89$, $P < 0.001$). A altitude mais elevada (1400 m) apresentou a maior dissimilaridade em relação às outras altitudes, principalmente em relação à região de menor altitude localizada na faixa dos 800m (Fig. 4).

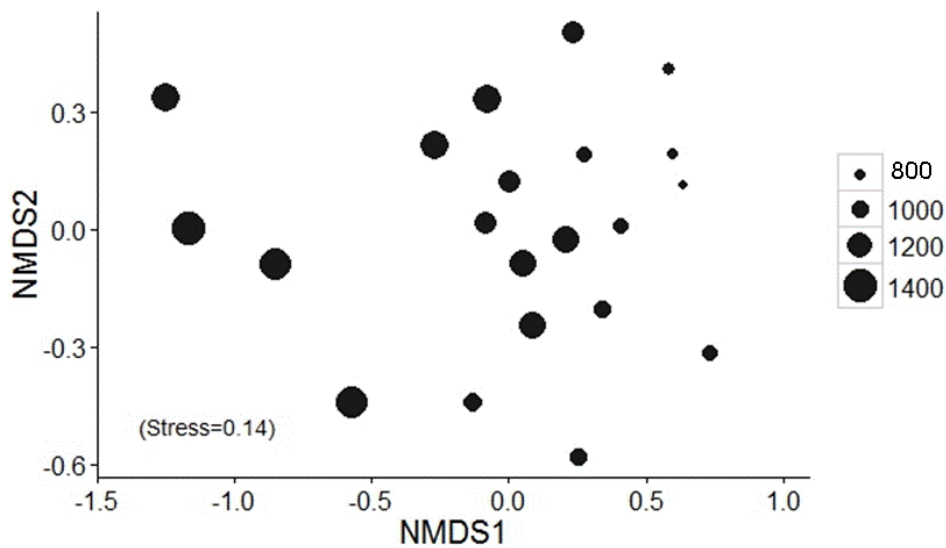


Figura 4. Composição de espécies de formigas das sete altitudes de campos rupestres (NMDS, Jaccard, stress=0.14). Eixo 1 da NMDS capturou 72 % do total da variação dos dados. Cada círculo representa um transecto (conjunto de 5 pitfalls). O aumento do tamanho dos círculos se refere ao aumento da altitude.

A região dos 800m de altitude apresentou 23,2% de espécies exclusivas, seguida do extremo superior da montanha com 15,2% de exclusividade de espécies em relação ao total. Ambas as altitudes de 1200 e 1100m apresentaram 12% das espécies exclusivas da montanha, seguidas pela altitude de 900m, 1300 e 1000m de altitude, com 8%, 7% e 5%, respectivamente.

As espécies dominantes (mais frequentes nas amostras) foram *Camponotus crassus* que ocorreu em 55,2% dos pontos e *Camponotus rufipes* com 50,5% de ocorrência. Dentro do gênero mais abundante, *Pheidole oxyops* foi encontrada em 52,4% e *Pheidole* sp.23 em 44,8% dos locais amostrados. *Brachymyrmex patagonicus* foi encontrada em 47,6% dos pontos, com exceção da altitude mais elevada da categoria dos 1400m. *Solenopsis* sp.1 foi representada em 41% dos pontos, enquanto *Linepithema humile*, *Linepithema* sp.2 e *Linepithema* sp.3 em 38,1%, 37,1% e 37,1% respectivamente. *Camponotus melanoticus* 38%, *Cephalotes pusillus* 36,2%, *Camponotus renggeri*, *Dorymyrmex pyramicus* e *Pogonomyrmex naegelii*, todas amostradas em 29,5% dos pontos.

Houve um decréscimo da riqueza de espécies de formigas com o aumento da altitude nas duas escalas espaciais ($p < 0.05$, Fig. 5, Anexo 2). O ponto amostral de 812m de altitude apresentou a maior diversidade local (α), com 37 espécies. Já o ponto de 966m de altitude apresentou a menor diversidade local, com apenas 4 espécies. Na escala regional (γ), a faixa altitudinal dos 800m apresentou 116 espécies de formigas, a maior riqueza regional acumulada. Enquanto a menor riqueza (γ) ocorreu na faixa altitudinal superior dos 1400m, com 46 espécies de formigas.

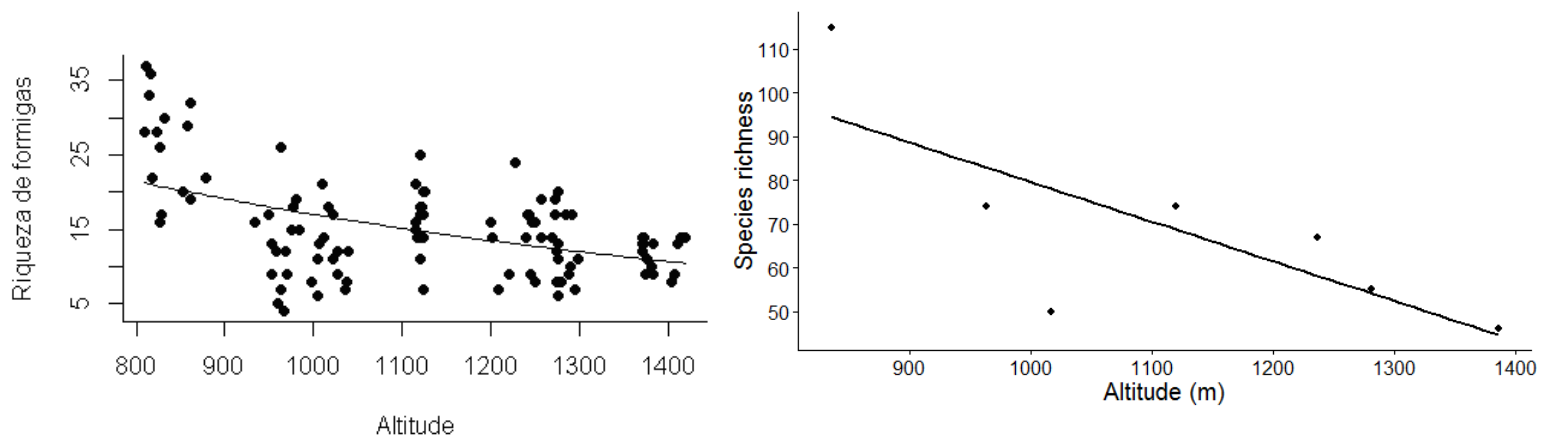


Figura 5. Influência da altitude na riqueza de formigas nas escalas: A) local (α) (GLM, $p < 0.031$); e B) regional (γ) por altitude (GLM, $p < 0.0001$).

Assim como a diminuição da diversidade de espécies nas escalas α e γ , houve também redução da diversidade β de formigas com aumento da altitude (Fig. 6, GLM, $p = 0.049$), ou seja, à medida que subimos a montanha, as amostras se tornam mais homogêneas em termos de composição de espécies. No geral, o β_{SIM} ou troca de espécies entre as amostras (*turnover*) explicou 99% da diversidade β . Entretanto, não houve variação significativa do β_{SIM} com o aumento da altitude, ou seja, a taxa de substituição de espécies se manteve alta ao longo de todo o gradiente. A faixa de altitude dos 1000m apresentou o menor valor de *turnover*, 80,59%, enquanto a altitude dos 900m apresentou o maior valor, 84,79% de substituição de espécies entre as suas amostras.

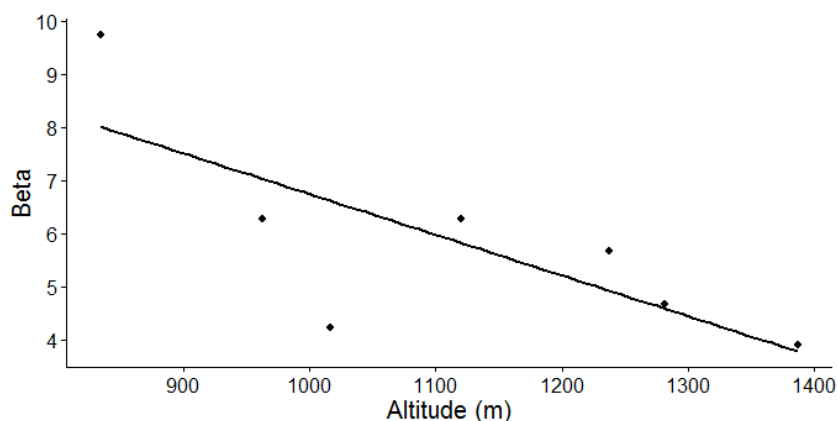


Figura 6. Variação da diversidade β de formigas com aumento da altitude (GLM, $p=0.049$).

Tabela 1. Dados da temperatura média, cobertura e heterogeneidade da vegetação e coordenadas geográficas das sete altitudes de campo rupestre na Serra do Cipó, MG.

Altitude	Temperatura Média (°C)	Riqueza de plantas	% Cobertura vegetação do solo	Heterogeneidade da vegetação (SD/densidade)	Coordenadas
800	20.3	117	66.57	2.89	19°21'36,2" S 43°36'25,2" W
900	20.85	119	47.18	12.93	19°16'17,8" S 43°36'18,1" W
1000	20.36	78	50.06	1.78	19°15'50,6" S 43°35'10,3" W
1100	19.61	84	81.05	10.81	19°13'56,5" S 43°34'34,8" W
1200	19.15	94	54.81	3.63	19°17'43,0" S 43°33'17,4" W
1300	18.56	48	41.7	7.37	19°17'49,6" S 43°35'28,2" W
1400	16.6	29	94.96	0	19°16'59,3" S 43°32'08,9" W

Mecanismos atuando na fauna de formigas

Na escala local, houve influência positiva da heterogeneidade da vegetação na diversidade (α) de espécies de formigas (Fig. 7, Tab. 2). Entretanto, não houve influência da cobertura da vegetação do solo sobre a riqueza local de espécies de formigas ($p=0.688$).

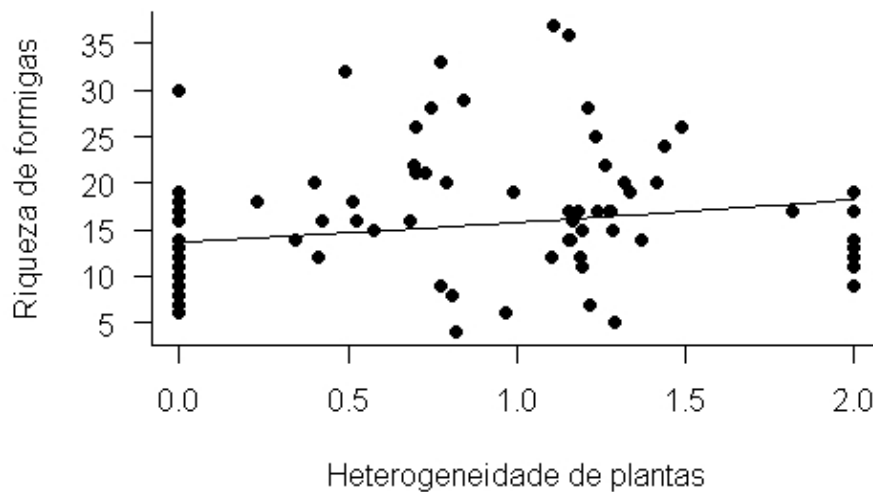


Figura 7. Influência da heterogeneidade de lenhosas na riqueza de formigas (GLM, d.f.=1, $p=0.02$).

A riqueza de plantas foi o principal determinante das diversidades γ e β de formigas ao longo da montanha (Fig.8, Tab. 2). A densidade de árvores e a temperatura média não influenciaram as diversidades γ e β de formigas nessa escala regional ($p > 0.05$).

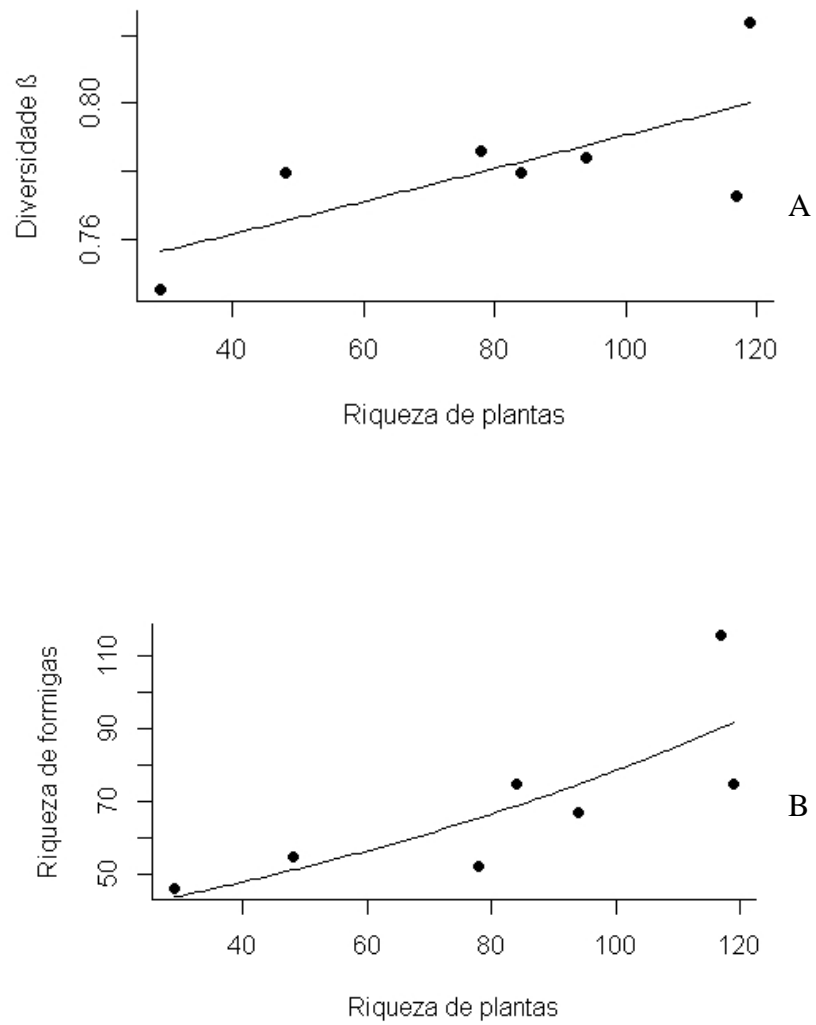


Figura 8. (A) Efeito da riqueza de plantas na diversidade β (GLM, d.f.=1, $p=0.047$) e (B) na riqueza de formigas na escala regional (GLM, d.f.=1, $p<0.001$).

Tabela 2. Influência dos parâmetros ambientais sobre as diversidades α , β e γ de formigas, nas escalas locais e regionais.

Escala	Variável resposta	Parâmetros	Desvio	d.f.	p
Local	α	Altitude	4.620	1	0.031
		Heterogeneidade	16.382	1	0.017
Regional	γ	Riqueza de plantas	28.336	1	<0.001
		Altitude	27.055	1	<0.001
	β	Riqueza de plantas	13.474	1	0.047
		Altitude	13.361	1	0.049

Discussão

Espécies de formigas da montanha: abordagem geral e comparações

A grande diversidade de formigas encontrada na Serra do Cipó corrobora com o padrão de alta diversidade apresentada também por outros grupos taxonômicos na mesma região, como a vegetação (Giulietti *et al.* 1997, Carvalho *et al.* 2012), fungos micorrízicos arbusculares (Carvalho *et al.* 2012), insetos galhadores (Lara & Fernandes 1996) e insetos de vida livre (Ribeiro *et al.* 1998). Comparativamente, a riqueza γ do nosso estudo é bem superior à obtida com o uso de iscas em estudos anteriores na mesma região de campo rupestre (43 espécies) (Araújo & Fernandes 2003), maior que à da canga (14 espécies) (Viana-Silva & Jacobi 2012) e também superior à encontrada no Cerrado *sensu strictu* (Ribas *et al.* 2003, 133 sp; Campos *et al.* 2011, 150 sp; Pacheco & Vasconcelos 2012, 150 sp). A diversidade da nossa mirmecofauna também é superior à de outros centros de endemismos como as montanhas quartizíticas da África do Sul, em Soutpansberg (Munyai & Foord 2012) (78 espécies), que Maloti-Drakensberg Transfrontier Conservation Area (92 spp.) (Bishop *et al.* 2014), que a Cape Floristic Region (85 spp.) (Botes *et al.* 2006), que as montanhas das Filipinas (77 spp.) (Samson *et al.* 1997), maior que a do Parque Nacional Great Smoky Mountains (38 spp.) (Lessard *et al.* 2007, Sanders *et al.* 2007) e que a das montanhas do Himalaia (144 spp.).

Nosso esforço amostral foi satisfatório e representativo para esse primeiro inventário da diversidade de espécies de formigas na Serra do Cipó, uma vez que as curvas de acumulação e estimadores de riqueza de espécies de cada altitude tenderam a uma estabilização. Isso sugere o acréscimo de poucas espécies novas caso haja um aumento do esforço amostral na área (veja Sanders *et al.* 2007). Esse é um resultado positivo do nosso estudo, uma vez que em ambientes igualmente diversos, com

presença de muitas espécies raras, como as florestas tropicais e subtropicais, as curvas de acumulação de espécies dificilmente atingem um platô (Longino *et al.* 2002). O conceito de espécie rara ou nova na comunidade aqui se refere à baixa probabilidade de captura através de métodos tradicionais. Geralmente essas espécies são assim denominadas por possuírem habitats e/ou nichos restritos (Leponce *et al.* 2004), por não habitarem o local onde são coletadas, e sim estarem “de passagem”. São exemplos aquelas formigas que habitam mirmecófilas e/ou aquelas as crípticas (veja Schmidt & Solar 2010). Ao fazermos uma distribuição de frequência das espécies de formigas do nosso estudo, observamos que a grande maioria delas também pode ser classificada como rara, restritamente distribuída ou “nova” na comunidade total (γ). Esse mesmo resultado foi também encontrado por Delabie e colaboradores (2000) em uma plantação de cacau no Brasil e no nordeste da Argentina por Leponce e colaboradores (2004).

Assim, enquanto a comunidade de formigas da Serra do Cipó é formada por muitas espécies novas, ou raras dentro da comunidade, algumas outras poucas espécies são muito frequentes (dominantes), ou seja, uma minoria de espécies dominantes ocupa a maioria dos pontos. Da mesma forma, o conceito de espécie dominante aqui se refere à grande frequência dessas espécies nos pontos amostrados, uma vez que não fizemos testes específicos para dominância comportamental nem foi objetivo direto do nosso estudo (veja Campos & Schoereder 2001). Essa caracterização prévia da dominância na estrutura da comunidade é o primeiro passo para os estudos posteriores específicos de história natural e comportamento das espécies. As espécies que dominam os campos rupestres (muito frequentes) são predominantemente da subfamília Myrmicinae. Essa subfamília é mais diversificada dos Neotrópicos (Bolton 1994), e foi a que apresentou a maior riqueza no estudo, com 95 espécies, predominando os gêneros *Pheidole* e *Solenopsis*. *Camponotus* foi o gênero com maior número de espécies, seguindo o padrão

para região neotropical, com aproximadamente 1000 espécies descritas (Fernández 2003). *Pheidole*, o segundo gênero mais rico do nosso estudo, é também considerado um gênero megadiverso e mais comum da região Neotropical (Fernández 2003).

Ao compararmos a eficiência amostral dos quatro métodos de coletas utilizados, o pitfall foi o método mais eficiente no período do verão, justamente o de maior atividade das formigas por ser mais quente e úmido (Leponce *et al.* 2004). Esse método é mais eficaz exatamente na captura ativa das formigas, ou seja, coleta os indivíduos que estão forrageando no local. Assim, quanto maior a atividade de forrageamento, independentemente dos fatores que a promovem, mais espécies são capturadas num dado intervalo de tempo. Ao contrário do pitfall, o extrator de Winkler se mostra mais eficiente quando o liter é farto (veja Lassau e Hochuli 2004) e menos eficaz quando há muita umidade na liteira que impede o peneiramento (Bestelmeyer *et al.* 2000; Delabie *et al.* 2000). A maioria das amostras da liteira dos campos rupestres foi proveniente das árvores e arbustos da altitude dos 800m. Sendo assim, o extrator de Winkler acrescentou apenas algumas espécies crípticas no total de amostras do estudo.

O batimento e a varredura se mostraram redundantes entre si e, além de terem capturado as mesmas espécies, acrescentaram poucas novas à amostragem total da diversidade da montanha. Esses resultados têm relação com a arquitetura da vegetação dos campos rupestres, uma vez que sendo o porte reduzido e distribuição esparsa das árvores e arbustos, as espécies conseguem se deslocar facilmente da superfície para partes aéreas das plantas. Por essa razão, no caso dos campos rupestres, classificamos os pitfalls epigéicos como o melhor método para a amostragem mais rápida e completa da comunidade de formigas, resultado que colabora com a redução dos esforços futuros de trabalho de campo.

Padrões da diversidade e mecanismos determinantes

A altitude teve influência negativa sobre todos os componentes da diversidade (α , β e γ) de formigas na montanha. O decréscimo da riqueza das espécies ao longo do gradiente altitudinal da Serra do Cipó corroborou com o padrão também encontrado em outros estudos nas montanhas do planeta: Madagascar (Fisher 1999), Malásia (Bruhl *et al.* 1999), Great Smoky Mountains (Lessard *et al.* 2007), no Himalaia (Bharti *et al.* 2013) e em estudo anterior na própria Serra do Cipó (Araújo & Fernandes 2003). Como já mencionado, a redução na temperatura decorrente da altitude é um dos principais fatores de influência negativa sobre a diversidade de formigas em gradientes altitudinais (veja Sanders *et al.* 2007, Munyai & Foord 2012). Entretanto, no nosso estudo, a temperatura não influenciou significativamente a diversidade de espécies, como também proposto por Rahbek e Graves (2001). A variação da temperatura na montanha está altamente correlacionada com o comprimento do gradiente altitudinal, diminuindo de 0,7 a 1° C para a cada 100m de altitude (Kaspari *et al.* 2000). Estudos sobre a diversidade de formigas em montanhas de regiões temperadas revelaram extremos muito negativos de temperatura para a mirmecofauna (Malsch *et al.* 2008, Bharti *et al.* 2013, Bishop *et al.* 2014). No nosso estudo, apesar de termos coletado no extremo de altitude de 2400m, a variação na temperatura não foi tão acentuada a ponto de influenciar a distribuição das formigas ao longo da montanha.

Ao observarmos na micro-escala, na base da montanha (800m de altitude) se encontra o ponto amostral com maior riqueza (α) do estudo (somatório de todas as coletas e métodos num único ponto), com 37 espécies de formigas. Essa nossa riqueza α é bem superior às riquezas locais de outros ecossistemas no planeta, como Estados Unidos (Sanders *et al.* 2007), Austrália (Andersen 2008) e Costa Rica e Panamá

(Kaspari 1996). Para termos uma noção dessa grande diversidade por ponto, ela se equivale à riqueza regional (γ) de todo o gradiente altitudinal de 1000m da Noruega (Hagvar 2005), e também à riqueza total γ encontrada nos Estados Unidos (Sanders *et al.* 2007). À medida que subimos a montanha de campo rupestre, essa diversidade α de formigas diminui, e a redução da heterogeneidade da vegetação em direção ao topo da montanha foi o principal determinante desse padrão nessa menor escala. A heterogeneidade de micro-habitats da vegetação é responsável por determinar o padrão da comunidade formigas (Campos *et al.* 2006, Pacheco & Vasconcelos 2012). Habitats heterogêneos são “locais-chave” dentro do ecossistema (revisão em Tews *et al.* 2004; Stein *et al.* 2014, Levanoni *et al.* 2011), pois abrigam maior diversidade de locais para nidificação e forrageamento. Quanto maior a heterogeneidade espacial, maior número de espécies que podem coexistir localmente sem que haja sobreposição de nichos (veja Andersen 2008).

Nos campos rupestres, com aumento da altitude, a vegetação passa de altamente heterogênea na base, com uma vegetação arbóreo-arbustiva mais densa, a um padrão mais homogêneo de campos abertos e graminóides nas partes mais altas (Giulietti *et al.* 1997, Borges *et al.* 2011). Nesse ecossistema, dos 800 aos 1000m de altitude, a vegetação é representada principalmente por espécies das famílias Vochysiaceae, Malpigiaceae (Byrsonima), Velloziaceae (Vellozia) e Caesalpinoidea (Chamaecrista). Essas espécies são altamente visitadas pelas formigas por possuírem recursos alimentares líquidos dos seus nectários extraflorais (NEFs) e secreções açucaradas de insetos trofobiontes (Schoereder *et al.* 2010, Oliveira & Freitas 2004). A maioria das espécies de formigas tende a estabelecer relações tróficas com esses homópteros (Davidson *et al.* 2003), monopolizando grandes territórios e reservas de recursos de açúcar das plantas (Campos *et al.* 2006). No nosso estudo, as espécies mais frequentes

como *Camponotus rufipes* e *Camponotus crassus* foram observadas inúmeras vezes exercendo interação com trofobiontes e NEFs das plantas. Essas espécies, juntamente com *Camponotus renggeri*, também já foram relatadas exercendo essas interações com a vegetação do Cerrado (Del-claro & Oliveira 2000, veja Schoereder *et al.* 2010). Assim, onde existe uma maior riqueza dessas plantas, observa-se a formação de um mosaico de espécies de formigas que dominam esses recursos, além daquelas também subordinadas que ocupam os espaços livres dessa dominância (Ribeiro *et al.* 2013), o que determina uma elevada diversidade local de espécies (Andersen 2008).

Conseqüentemente, a redução na riqueza dessas espécies arbustivas significa uma redução dos recursos para as formigas (Ribas *et al.* 2003), refletindo na redução do número de interações bióticas e na formação desses mosaicos (Koptur 1985, Ribeiro *et al.* 2013). Fazendo um paralelo, Ribeiro e colaboradores (2013) relataram uma redução da atividade e defesa das formigas em direção as partes baixas do dossel de florestas onde os recursos como NEFs, homópteros e partes mais jovens das plantas eram mais escassos. A redução da riqueza de plantas foi também o mecanismo determinante da redução da diversidade β de formigas ao longo da nossa montanha, assim como encontrado por Levanoni e colaboradores (2011) para uma comunidade de borboletas em Israel. Isso significa que, ao longo da montanha, a comunidade de formigas vai adquirindo também um padrão mais homogêneo em termos de composição de espécies. Dessa forma, a base da montanha é tanto mais heterogênea em termos da vegetação, quanto na composição de espécies de formigas, à medida que subimos em direção ao topo da montanha (redução do β com a altitude), a comunidade adquire um padrão mais homogêneo. Conseqüentemente, a redução dos componentes α e β com aumento da altitude determina uma redução, no geral, da diversidade γ ao longo da montanha (Kraft *et al.* 2011).

O elevado valor do componente *turnover* (99%) encontrado no estudo é comumente a regra para muitos taxa em regiões com altos valores de riqueza e endemismo, como exemplo da comunidade de besouros, árvores e répteis no sul da Europa (Baselga 2010). Esse padrão foi também encontrado para a comunidade de formigas nas montanhas do Mato Grosso do Sul (Silvestre *et al.* 2012). O oposto dessa situação seria a diversidade β da montanha ser formada na maioria pelo aninhamento, perda de espécies de um local em relação a outro (formação de subconjuntos), como demonstrado pela comunidade das formigas de liter nas Great Smoky Mountains (Lessard *et al.* 2007). Nesse caso, as assembleias com menos espécies (geralmente nas altitudes mais elevadas) são subconjuntos das assembleias mais ricas em espécies (geralmente nas altitudes menores).

O alto valor de *turnover* de espécies de formigas ao longo do gradiente altitudinal da Serra do Cipó pode ser explicado pelas características biogeográficas e históricas de suas montanhas (veja Baselga 2010). Durante o período Quaternário, ocorreram muitas alterações geológicas com ciclos de erosão, o que pode ter criado barreiras à dispersão de algumas espécies vegetais (Werneck 2011). Esse cenário propicia a especiação ao longo do tempo evolutivo (Mcknight *et al.* 2007, Baselga 2008 citado em Baselga 2010). Dessa forma, durante esse período, ocorreu uma grande diversificação de plantas nessa mistura de formações rupestres de campos úmidos, vegetação de cerrado, florestas de galeria e manchas de florestas decíduas e semidecíduas (Werneck 2011). A diversificação das espécies de formigas está intimamente relacionada à diversificação filogenética e histórica das angiospermas (Moreau *et al.* 2006). Assim, o mosaico ambiental rupestre permitiu, ao longo da evolução, a especiação de um grande número de espécies de formigas com diferentes

requerimentos em termos de hábitos de vida e nichos distintos (Kaspari 1996, Campos *et al.* 2007).

Essa história pode ser amparada pelo cenário atual de compartilhamento de muitas dessas espécies de formigas de campo rupestre com os biomas que circundam esse ecossistema, como o Cerrado, Floresta Atlântica e Caatinga. Dessa forma, nossos resultados corroboram com a hipótese de que os campos rupestres são, além de um mosaico de diversificação (Carvalho *et al.* 2012), um refúgio da biodiversidade (Giulietti *et al.* 1987, 1997), pois apresentam muitas características e espécies vegetais também compartilhadas com os biomas circundantes (Martinelli 2007). Podemos, então, finalizar com a especulação histórica de que os eventos geológicos do Quaternário induziram uma migração da biota proveniente dessa matriz circundante, que se estabeleceu nas formações geomorfológicas desse ecossistema. Assim, se originou o mosaico de fitofisionomias e da mirmecofauna nos campos rupestres da Serra do Cipó (veja Silvestre *et al.* 2012).

Conclusão

Podemos dizer que a Serra do Cipó apresenta uma das maiores diversidades de formigas do mundo, principalmente se pensarmos na pequena área amostrada por nosso estudo, 56 ha no total e uma amplitude altitudinal comparativamente pequena em relação às muitas montanhas que estão sendo estudadas no planeta Terra (Bharti *et al.* 2013). O elevado grau de diferenciação entre os habitats com formação de mosaicos de espécies mostra uma visão qualitativa da estruturação da comunidade, indo muito além da abordagem quantitativa de espécies. Essa abordagem nos permite, nesse primeiro momento, especular sobre a interação evolutiva entre as espécies, especiação e sua consequente co-evolução (veja Myers *et al.* 2013). Essa foi a parte mais importante do

nosso trabalho, justamente a da avaliação de porque a Serra do Cipó é tão rica em espécies que a faça merecer destaque importante na conservação ambiental mundial.

Ir além com a finalidade de melhorar nossos conhecimentos biogeográficos e ecológicos para propósitos de conservação ambiental é fundamental, pois requerem estratégias distintas de conservação. No caso dos campos rupestres, o propósito da conservação deve priorizar toda a montanha, com abrangência de todos os tipos de micro-habitats, e não somente aqueles locais com maior riqueza de espécies de plantas como a base da montanha e capões de mata. Sugerimos também a continuidade do monitoramento da diversidade de formigas em todo o gradiente de altitude, uma vez que as espécies que ocorrem nas altas altitudes são suscetíveis ao estresse provocado pela constrição espacial face às alterações climáticas. Ao documentarmos o grau de associação entre as espécies de formigas e o ambiente montanhoso em escalas menores, como fizemos, podemos extrapolar para aplicabilidade desses resultados em modelos de nichos climáticos, predições de alterações globais e processos ecológicos numa macro-escala.

Bibliografia

Alves-Silva, E. and Del-Claro, K. (2013) 'Effect of post-fire resprouting on leaf fluctuating asymmetry, extrafloral nectar quality, and ant-plant-herbivore interactions.', *Die Naturwissenschaften*, pp. 525–532.

Alves, R. J. V. and Kolbek, J. (2010) 'Can campo rupestre vegetation be floristically delimited based on vascular plant genera?', *Plant Ecology*, 207(1), pp. 67–79.

Andersen, A. N. (1988) 'Immediate and longer-term effects of fire on seed predation by ants in sclerophyllous vegetation in south-eastern Australia.', *Australian Journal of Ecology*, 13, pp. 285–293.

Andersen, A. N., Hertog, T. and Woinarski, J. C. Z. (2006) 'Long-term fire exclusion and ant community structure in an Australian tropical savanna: congruence with vegetation succession', *Journal of Biogeography*, 33(5), pp. 823–832.

Araújo, L. M. and Fernandes, G. W. (2003) 'Altitudinal patterns in a tropical ant assemblage and variation in species richness between habitats', *Lundiana*, 4(2), pp. 103–109.

Araújo, M. da S. *et al.* (2004) 'Efeito da queima da palhada de cana-de-açúcar sobre comunidade de formicídeos', *Ecologia Austral*, 14, pp. 191–200.

Arnan, X., Rodrigo, A. and Retana, J. (2006) 'Post-fire recovery of Mediterranean ground ant communities follows vegetation and dryness gradients', *Journal of Biogeography*, 33(7), pp. 1246–1258.

Baselga, A. (2010) 'Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity', *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), pp. 134–143.

Baselga, A. and Orme, C. D. L. (2012) 'betapart: an R package for the study of beta diversity', *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5), pp. 808–812.

- Belchior, C., Del-Claro, K. and Oliveira, P. S. (2012) 'Seasonal patterns in the foraging ecology of the harvester ant *Pogonomyrmex naegelii* (Formicidae, Myrmicinae) in a Neotropical savanna: daily rhythms, shifts in granivory and carnivory, and home range', *Arthropod-Plant Interactions*, 6(4), pp. 571–582.
- Belo, R. M. *et al.* (2013) 'Fenologia reprodutiva e vegetativa de arbustos endêmicos de campo rupestre na Serra do Cipó, Sudeste do Brasil', *Rodriguésia*, 64, pp. 817–828.
- Beniston, M. (2003) 'Climatic change in mountain regions: a review of possible impacts', pp. 5–31.
- Bharti, H. *et al.* (2013) 'Ant species richness, endemism and functional groups, along an elevational gradient in the Himalayas', *Asian Myrmecology*, 5, pp. 79–101.
- Bishop, T. R. *et al.* (2014) 'Elevation – diversity patterns through space and time: ant communities of the Maloti-Drakensberg Mountains of southern Africa', *Journal of Biogeography*, pp. 1–13.
- Brandão, C. R. F., Silva, R. R. and Feitosa, R. M. (2011) 'Cerrado ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) as indicators of edge effects', *Zoologia*, 28(3), pp. 379–387.
- Bruhl, C. A., Mohamed, M. and Linsenmair, K. E. (1999) 'Altitudinal distribution of leaf litter ants along a transect in primary forest on Mount Kinabalu, Sabah, Malaysia', *Journal of Tropical Ecology*, 15, pp. 265–277.
- Campos, R. B. F. and Schoederer, J. H. (2001) 'Dominance and Resource Temporal Partitioning in Pasture Ants (Hymenoptera: Formicidae)', *Sociobiology*, (January), pp. 539–550.
- Campos, R. I. *et al.* (2011) 'Multi-scale ant diversity in savanna woodlands: an intercontinental comparison', *Austral Ecology*, 36, pp. 983–992.

- Carnicer, J. *et al.* (2011) 'Biogeography of species richness gradients: linking adaptive traits, demography and diversification.', *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 1, pp. 457–479.
- Carstensen, D. W. *et al.* (2014) 'Beta diversity of plant-pollinator networks and the spatial turnover of pairwise interactions', *PloS one*, 9.
- de Carvalho, F. *et al.* (2012) 'The mosaic of habitats in the high-altitude Brazilian rupestrian fields is a hotspot for arbuscular mycorrhizal fungi', *Applied Soil Ecology*, 52, pp. 9–19.
- Castro, E. A. D. E. and Kauffman, J. B. (1998) 'Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado : a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire', *Journal of Tropical Ecology*, 14, pp. 263–283.
- Chao, A., Chiu, C.-H. and Hsieh, T. C. (2012) 'Proposing a resolution to debates on diversity partitioning', *Ecology*, 93(9), pp. 2037–2051.
- Christianini, A. V., Mayhé-Nunes, A. J. and Oliveira, P. S. (2007) 'The role of ants in the removal of non-myrmecochorous diaspores and seed germination in a neotropical savanna', *Journal of Tropical Ecology*, 23(3), p. 343.
- Clarke, K. R. (1993) 'Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure', *Australian Journal of Ecology*, 18, pp. 117–143.
- Colwell, R. K. *et al.* (2008) 'Global warming, elevational range shifts, and lowland biotic attrition in the wet tropics.', *Science (New York, N.Y.)*, 322(5899), pp. 258–61.
- Colwell, R. K., Mao, C. X. and Chang, J. (2004) 'Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves', *Ecology*, 85(10), pp. 2717–2727.
- Conceição, A. A. *et al.* (2013) 'Massive post-fire flowering events in a tropical

mountain region of Brazil: high episodic supply of floral resources’, *Acta Botanica Brasilica*, 27, pp. 847–850.

Coutinho, L. M. (1990) ‘Fire in the ecology of the Brazilian cerrado’, in Goldammer, J. (ed.) *Fire in the Tropical Biota*. Berlin, pp. 82–105.

Crawley, M. (2007) ‘Statistical Modelling’, in *The R book*. England: Wiley Online Library, pp. 323–386.

Delabie, J. H. C., Agosti, D. and Nascimento, I. C. (2000) ‘Litter ant communities of the Brazilian Atlantic rain forest region’, in Agosti, D. et al. (eds) *Sampling ground-dwelling ants: case studies from the world’s rain forests*. Perth, Australia: Curtin University School of Environmental Biology, pp. 1–17.

Farji-Brener, A. G., Corley, J. C. and Bettinelli, J. (2002) ‘The effects of fire on ant communities in north-western Patagonia: the importance of habitat structure and regional context’, *Diversity and Distributions*, 8, pp. 235–243.

Fernandes, G. W. et al. (2014) ‘Challenges for the conservation of vanishing megadiverse rupestrian grasslands’, *Natureza & Conservação*, 12, pp. 162-165.

Fernandes, G. W. and Price, P. W. (1988) ‘Biogeographical gradients in galling species richness Tests of hypotheses’, *Oecologia*, 76, pp. 161–167.

Fernandes, G. W. and Price, P. W. (1991) ‘Comparison of tropical and temperate galling species richness: the roles of environmental harshness and plant nutrient status. In: Price, P.W., Lewinsohn, T.M., Fernandes, G.W., Benson, W.W.W. (Eds.)’, in Price, P. W. et al. (eds) *Plant–Animal Interactions: Evolutionary Ecology in Tropical and Temperate Regions*. New York: Wiley, pp. 91–115.

Fisher, B. (1999) ‘Improving inventory efficiency: A case study of leaf-litter ant diversity in Madagascar’, *Ecological Applications*, 9(2), pp. 714–731.

Fleishman, E., Fay, J. P. and Murphy, D. D. (2000) 'Upsides and downsides: contrasting topographic scenarios in species richness and associated scenarios for climate change', *Journal of Biogeography*, 27, pp. 1209–1219.

Frizzo, T. L. M. *et al.* (2011) 'Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil', *Oecologia Australis*, 15, pp. 365–379.

Frizzo, T. L. M., Campos, R. I. and Vasconcelos, H. L. (2011) 'Contrasting Effects of Fire on Arboreal and Ground-Dwelling Ant Communities of a Neotropical Savanna', *Biotropica*, pp. 1–8.

Gibb, H. and Parr, C. L. (2010) 'How does habitat complexity affect ant foraging success? A test using functional measures on three continents.', *Oecologia*, 164(4), pp. 1061–73.

Giulietti, A. M. and Pirani, J. R. (1988) 'Patterns of geographic distribution of some plant species from the Espinhaço Range, Minas Gerais and Bahia, Brazil', in *Proceedings of a workshop on neotropical distribution patterns. Academia Brasileira de Ciências*. Rio de Janeiro, pp. 39–69.

Giulietti, A. M. and Pirani, J. R. (1997) 'Espinhaço Range Region - Eastern Brazil.', in, pp. 397–404.

Giulietti, A. M., Pirani, J. R. and Harley, R. M. (1997) 'Espinhaço range region, eastern Brazil', in Davis, S. D. *et al.* (eds) *Centers of plant diversity: a guide and strategy for their conservation*. Oxford.

Graham, C. H. *et al.* (2014) 'The origin and maintenance of montane diversity: integrating evolutionary and ecological processes', *Ecography*, 37, pp. 1–9.

Grytnes, J. and McCain, C. M. (2007) 'Elevational trends in biodiversity', *Encyclopedia of Biodiversity*, pp. 1–8.

- Halffter, G. and Moreno, C. E. (2005) 'Significado Biológico de las Diversidades Alfa, Beta Y Gamma', in *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. Zaragoza, pp. 5–18.
- Hammer, O., Harper, D. A. T. and Ryan, P. D. (2001) 'PAST: Palaeontological Statistics Software Package for education and data analysis', *Paleontologia Electronica*, 4, pp. 1–9.
- Hoffmann, B. D. (2003) 'Responses of ant communities to experimental fire regimes on rangelands in the Victoria River District of the Northern Territory', *Austral Ecology*, pp. 182–195.
- Kaspari, M., Donnell, S. O. and Kercher, J. R. (2000) 'Energy, density, and constraints to species richness: ant assemblages along a productivity gradient', *The American Naturalist*, 155, pp. 280–293.
- Knoechelmann, C. and Morais, H. C. (2008) 'Visitas de formigas (Hymenoptera, Formicidae) a nectários extraflorais de *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Cov. (Fabaceae, Mimosoideae) em áreas de Cerrado frequentemente queimado', *Revista Brasileira de Zoociências*, 10, pp. 35–40.
- Kolbek, J. and Alves, R. J. V. (2008) 'Impacts of Cattle, Fire and Wind in Rocky Savannas, Southeastern Brazil', *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica*, 22, pp. 111–130.
- Kraft, N. J. B. *et al.* (2011) 'Disentangling the drivers of B diversity along latitudinal and elevational gradients', *Science*, 333, pp. 1755–1758.
- Lara, A. C. M. and Fernandes, G. W. (1996) 'The highest diversity of galling insects: Serra do Cipó, Brazil', *Biodiversity Letters*, 3, pp. 111–114.
- Lawton, J. H., MacGarvin, M. and Heads, P. A. (1987) 'Effects of altitude on the

abundance and species richness of insect herbivores on bracken', *Journal of Animal Ecology*, 56, pp. 147–160.

Leponce, M., Theunis, L. and Delabie, J. (2004) 'Scale dependence of diversity measures in a leaf-litter ant assemblage', *Ecography*, 27, pp. 253–267.

Levanoni, O. *et al.* (2011) 'Can we predict butterfly diversity along an elevation gradient from space?', *Ecography*, 34(3), pp. 372–383.

Lima, M. H. C., Oliveira, E. G. and Silveira, F. A. O. (2012) 'Interactions between Ants and Non-myrmecochorous Fruits in *Miconia* (Melastomataceae) in a Neotropical Savanna', *Biotropica*, pp. 1–7.

Longino, J. T. and Colwell, R. K. (2011) 'Density compensation, species composition, and richness of ants on a neotropical elevational gradient', *Ecosphere*, 2(3), p. art29.

Lopes, C. T. and Vasconcelos, H. L. (2008) 'Evaluation of three methods for sampling ground-dwelling Ants in the Brazilian Cerrado.', *Neotropical Entomology*, 37(4), pp. 399–405.

MacArthur, R. H. and Wilson, E. O. (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University.

MacMahon, J. A., Mull, J. F. and Crist, T. O. (2000) 'Harvester ants (*Pogonomyrmex* spp.): their community and ecosystem influences', *Annual Review of Ecology and Systematics*, pp. 265–291.

Madeira, J. and Fernandes, G. W. (1999) 'Reproductive phenology of sympatric taxa of *Chamaecrista* (Leguminosae) in Serra do Cipo, Brazil', *Journal of Tropical Ecology*, 15, pp. 463–479.

Malsch, A. K. F. *et al.* (2008) 'An analysis of declining ant species richness with increasing elevation at Mount Kinabalu , Sabah , Borneo', *Asian Myrmecology*, 2, pp.

33–49.

Mccain, C. M. and Colwell, R. K. (2011) ‘Assessing the threat to montane biodiversity from discordant shifts in temperature and precipitation in a changing climate’, *Ecology Letters*, 14, pp. 1236–1245.

McCain, C. M. and Grytnes, J.-A. (2010) ‘Elevational Gradients in Species Richness’, *Encyclopedia of Life Sciences*, pp. 1–10.

Medina, B. M. O. and 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*, 1, pp. 665–678.

Menezes, N. L. and Giulietti, A. M. (2000) ‘Campos Rupestres’, in Mendonça, M. P. and Lins, L. V. (eds) *Lista Vermelha das espécies ameaçadas de extinção da flora de Minas Gerais*. Fundação Biodiversitas e Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte.

Miranda, H., Bustamante, M. M. C. and C., M. A. (2002) ‘The fire factor’, in Oliveira, P. S. and Marquis, R. J. (eds) *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. New York, pp. 51–68.

Mistry, J. (1998) ‘Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review’, *Progress in Physical Geography*, 22(4), pp. 425–448.

Mota, G. S. (2012) ‘Variação na estrutura, na composição florística e nas formas de vida ao longo de um gradiente altitudinal na Cadeia do Espinhaço’, *Dissertação de Mestrado*.

Munyai, T. C. and Foord, S. H. (2012) ‘Ants on a mountain: spatial, environmental and habitat associations along an altitudinal transect in a centre of endemism’, *Journal of Insect Conservation*, 16, pp. 677–695.

Myers, N. *et al.* (2000) ‘Biodiversity hotspots for conservation priorities.’, *Nature*,

403(6772), pp. 853–8.

Negreiros, D. *et al.* (2009) ‘Seedling growth and biomass allocation of endemic and threatened shrubs of rupestrian fields’, *Acta Oecologica*, 35(2), pp. 301–310.

Negreiros, D. *et al.* (2014) ‘Growth-survival tradeoff in the widespread tropical shrub *Baccharis dracunculifolia* (Asteraceae) in response to a nutrient gradient’, *Tropical Ecology*, 55(2), pp. 167–176.

Neves, A. C. de O., Bedê, L. C. and Martins, R. P. (2011) ‘Revisão sobre efeitos do fogo em Eriocaulaceae como subsídio para a sua conservação’, *Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade*, pp. 50–66.

Neves, S. P. S. and Conceição, A. A. (2010) ‘Campo rupestre recém-queimado na Chapada Diamantina, Bahia ,Brasil: plantas de rebrota e sementes, com espécies endêmicas na rocha’, *Acta Botanica Brasilica*, 24, pp. 697–707.

Nogués-Bravo, D. *et al.* (2008) ‘Scale effects and human impact on the elevational species richness gradients’, *Nature*, 453, pp. 2–6.

Oksanen, A. J. *et al.* (2013) ‘Package “vegan” ’.

Pacheco, R. and Vasconcelos, H. L. (2012) ‘Habitat diversity enhances ant diversity in a naturally heterogeneous Brazilian landscape’, *Biodiversity and Conservation*, 21(3), pp. 797–809.

Parr, C. L. *et al.* (2004) ‘Response of African savanna ants to long-term fire regimes’, *Journal of Applied Ecology*, 41, pp. 630–642.

Passos, L. and Oliveira, P. S. (2004) ‘Interaction between ants and fruits of *Guapira opposita* (Nyctaginaceae) in a Brazilian sandy plain rainforest: ant effects on seeds and seedlings’, *Oecologia*, 139, pp. 376–382.

Pizo, M., Guimarães Jr, P. R. and Oliveira, P. S. (2005) ‘Seed removal by ants from

- faeces produced by different vertebrate species', *Ecoscience*, 12(1), pp. 136–140.
- Qian, H., Wang, X. and Zhang, Y. (2012) 'Comment on "Disentangling the drivers of β diversity along latitudinal and elevational gradients"', *Science*, 335, p. 1573b.
- R Development Core Team (2008) 'A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing'. Vienna, Austria.
- Rahbek, C. (1997) 'The relationship among area, elevation, and regional species richness in neotropical birds.', *American Naturalist*, 149, pp. 875–902.
- Ranieri, B. D. *et al.* (2012) 'Fenologia reprodutiva , sazonalidade e germinação de *Kielmeyera regalis* Saddi (Clusiaceae), espécie endêmica dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço , Brasil Introdução Material e métodos', *Acta Botanica Brasilica*, 26(3), pp. 632–641.
- Ribas, C. R. *et al.* (2003) 'Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness', *Austral Ecology*, 28(3), pp. 305–314.
- Ribeiro, M. C. and Figueira, J. E. (2011) 'Uma Abordagem Histórica do Fogo no Parque Nacional da Serra do Cipó , Minas Gerais – Brasil', *Biodiversidade Brasileira*, 2, pp. 212–227.
- Rico-Gray, V. *et al.* (2011) 'Abiotic factors shape temporal variation in the structure of an ant–plant network', *Arthropod-Plant Interactions*, 6(2), pp. 289–295.
- Samson, D. A., Rickart, E. A. and Gonzales, P. C. (1997) 'Ant diversity and abundance along an elevational gradient in the Philippines', *Biotropica*, 29, pp. 349–363.
- Sanders, N. J. and Rahbek, C. (2012) 'The patterns and causes of elevational diversity gradients', *Ecography*, 35, pp. 1–3.
- Santos, J. C., Delabie, J. H. C. and Fernandes, G. W. (2008) 'A 15-year post evaluation

of the fire effects on ant community in an area of Amazonian forest', *Revista Brasileira de Entomologia*, 52(1988), pp. 82–87.

Sarmiento, G. and Monasterio, M. (1983) 'Life forms and phenology', in Bourliere, F. (ed.) *Ecosystems of the World XIII. Tropical Savannas*. Amsterdam: Elsevier, pp. 79–108.

Schmidt, F. a. and Solar, R. R. C. (2010) 'Hypogaeic pitfall traps: methodological advances and remarks to improve the sampling of a hidden ant fauna', *Insectes Sociaux*, 57(3), pp. 261–266.

Schütz, S. *et al.* (1999) 'Insect antenna as a smoke detector Rings of single-walled carbon nanotubes Taxon sampling revisited', *Nature*, pp. 3–4.

Seyffarth, J., Calouro, A. and Price, P. (1996) 'Leaf rollers in *Oureatea hexasperma* (Ochnaceae): fire effect and the plant vigor hypothesis', *Revista Brasileira de Biologia*, 56, pp. 135–137.

Silvestre, R., Demétrio, M. F. and Delabie, J. H. C. (2012) 'Community Structure of Leaf-Litter Ants in a Neotropical Dry Forest: A Biogeographic Approach to Explain Betadiversity', *Psyche: A Journal of Entomology*, 2012, pp. 1–15.

Sousa-Souto, L., Schoereder, J. H. and Schaefer, C. E. G. R. (2007) 'Leaf-cutting ants, seasonal burning and nutrient distribution in Cerrado vegetation', *Austral Ecology*, 32(7), pp. 758–765.

Sundqvist, M. K., Sanders, N. J. and Wardle, D. A. (2013) 'Community and ecosystem responses to elevational gradients: processes, mechanisms, and insights for global change', *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 44, pp. 261–280.

Underwood, E. C. and Christian, C. E. (2009) 'Consequences of Prescribed Fire and Grazing on Grassland Ant Communities', *Environmental Entomology*, 38(2), pp. 325–

332.

Vasconcelos, H. L. *et al.* (2008) 'Ant diversity in an Amazonian savanna: Relationship with vegetation structure, disturbance by fire, and dominant ants', *Austral Ecology*, 33(2), pp. 221–231.

Vasconcelos, H. L. *et al.* (2009) 'Dynamics of the leaf-litter arthropod fauna following fire in a neotropical woodland savanna.', *PloS one*, 4(11), p. e7762.

Viana, L. R. *et al.* (2004) 'Foraging Patterns of the Leaf-Cutter Ant *Atta laevigata* (Smith)(Myrmicinae:Attini) in an Area of Cerrado Vegetation', *Neotropical Entomology*, 33, pp. 391–393.

Vieira, E., Andrade, I. and Price, P. (1996) 'Fire effects on a *Palicourea rigida* (Rubiaceae) gall midge: a test of the plant vigor hypothesis', *Biotropica*, 28, pp. 210–217.

Vitta, F. (2002) 'Diversidade e conservação da flora nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço em Minas Gerais', in Araújo, E.L.; Moura, A.N.; Sampaio, E.V.S.B.; Gestinari, L.M.S. & Carneiro, J. M. T. (ed.) *Biodiversidade, Conservação e Uso Sustentável da Flora do Brasil*. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco/Sociedade Botânica do Brasil, pp. 90–94.

Warming, E. (1892) 'Lagoa Santa, contribuição para a geografia fitobiológica', in E. W. and Ferri, M. (eds) *Lagoa Santa e a Vegetação dos Cerrados Brasileiros*. Belo Horizonte: Itatiaia, pp. 1–294.

Whittaker, R. H. (1960) 'Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California', *Ecological Monographs*, 30, pp. 279–338.

Whittaker, R. H. (1972) 'Evolution and measurement of species diversity', *Taxon*, 21, pp. 213–251.

Whittaker, R. J., Willis, K. J. and Field, R. (2001) 'Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity', *Journal of Biogeography*, 28, pp. 453–470.

York, A. (2000) 'Long-term effects of frequent low-intensity burning on ant communities in coastal blackbutt forests of southeastern Australia', *Austral Ecology*, pp. 83–98.

Zimmer, K. and Parmenter, R. R. (1998) 'Harvester Ants and Fire in a Desert Grassland: Ecological Responses of *Pogonomyrmex rugosus* (Hymenoptera: Formicidae) to Experimental Wildfires in Central New Mexico', *Environmental Entomology*, 27(2), pp. 282–287.

ANEXOS

Anexo 1) Lista das espécies e locais de ocorrência (altitudes)

Espécies	Altitude						
	1400	1300	1200	1100	1000	900	800
Subfamília Amblyoponinae							
<i>Prionopelta</i> sp1			X				
Subfamília Dolichoderinae							
<i>Dolichoderus diversus</i>							X
<i>Dolichoderus lutosus</i>							X
<i>Dorymyrmex brunneus</i>	X			X	X	X	
<i>Dorymyrmex goeldii</i>	X	X	X	X	X		
<i>Dorymyrmex pyramicus</i>		X	X	X	X	X	X
<i>Dorymyrmex</i> sp5				X			
<i>Forelius maranhaoensis</i>				X	X		X
<i>Forelius brasiliensis</i>							X
<i>Linepithema humile</i>	X	X	X	X			X
<i>Linepithema</i> sp1	X	X	X	X	X	X	X
<i>Linepithema</i> sp2	X	X	X	X	X	X	X
<i>Linepithema</i> sp3		X	X	X	X	X	X
<i>Linepithema</i> sp4		X	X			X	X
<i>Linepithema</i> sp5						X	X
<i>Linepithema</i> sp6	X						
<i>Tapinoma</i> sp1			X	X		X	X
<i>Tapinoma</i> sp2						X	
Subfamília Ecitoninae							
<i>Labidus coecus</i>				X			
<i>Neivamyrmex pseudops</i>				X			
<i>Neivamyrmex</i> sp1			X		X		
<i>Neivamyrmex</i> sp2						X	
Subfamília Ectatomminae							
<i>Ectatomma brunneum</i>						X	X
<i>Ectatomma edentatum</i>		X	X	X	X	X	X
<i>Ectatomma opaciventre</i>					X	X	X
<i>Ectatomma permagnum</i>		X					X
<i>Ectatomma planidens</i>					X		X
<i>Ectatomma tuberculatum</i>						X	X
<i>Gnamptogenys</i> sp3				X			
<i>Gnamptogenys striatula</i>				X			
<i>Gnamptogenys sulcata</i>				X	X	X	
Subfamília Formicinae							

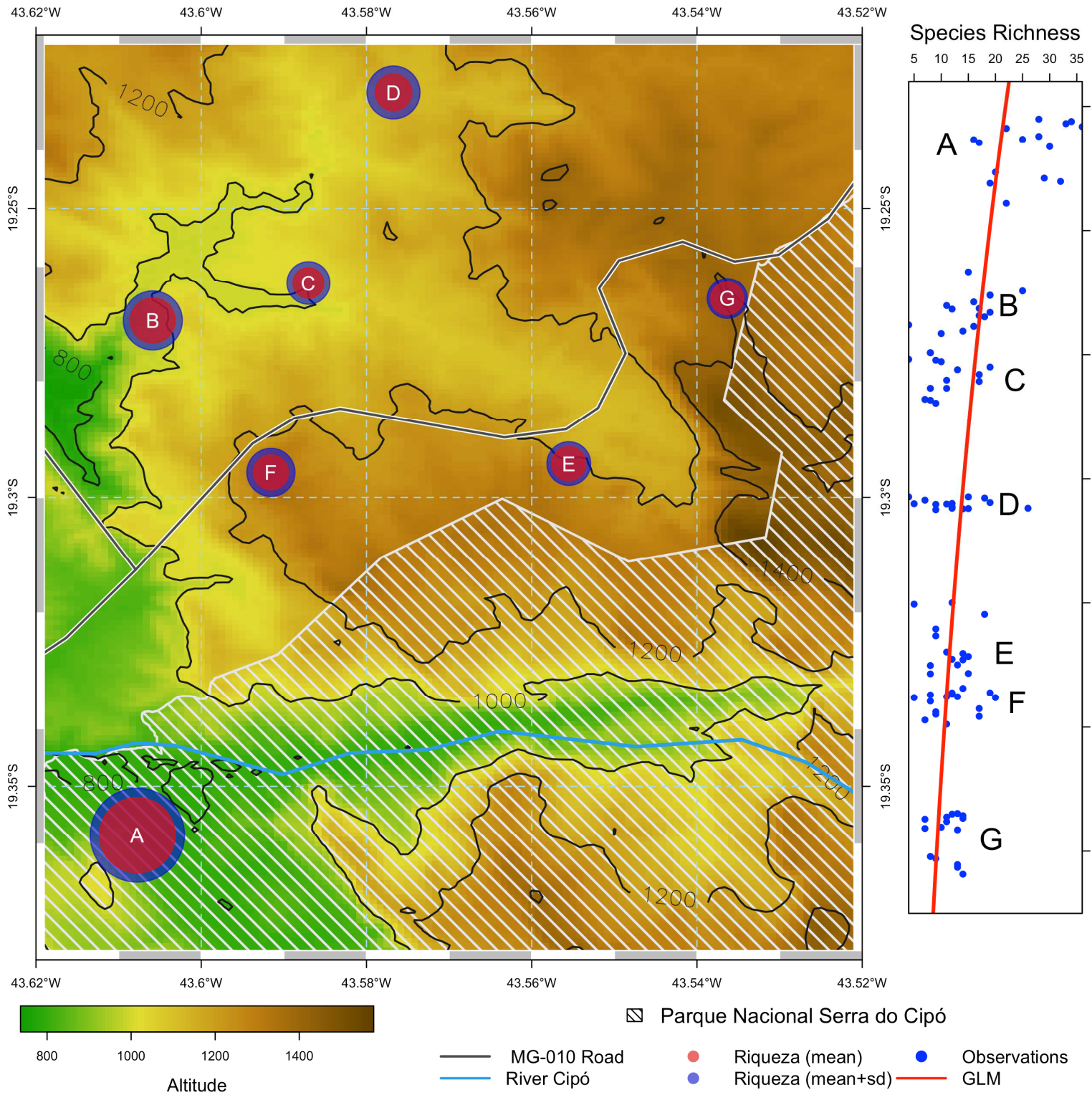
<i>Brachymyrex</i> sp3				X			
<i>Brachymyrmex patagonicus</i>	X	X	X		X	X	
<i>Brachymyrmex</i> sp1		X	X	X	X	X	X
<i>Camponotus</i> (Hypercolobopsis)sp3		X		X			
<i>Camponotus</i> (Hypercolobopsis)sp6		X	X	X		X	
<i>Camponotus</i> (Hypercolobopsis)sp7							X
<i>Camponotus</i> (Myrmaphaenus)sp1				X		X	X
<i>Camponotus</i> (Myrmaphaenus)sp4	X		X	X		X	X
<i>Camponotus</i> (Myrmaphaenus)sp5	X		X	X	X	X	X
<i>Camponotus</i> (Tanaemyrmex)sp2			X		X		X
<i>Camponotus</i> (Tanaemyrmex)sp3			X	X			X
<i>Camponotus</i> (Tanaemyrmex)sp6				X		X	
<i>Camponotus</i> (Tanaemyrmex)sp8		X					X
<i>Camponotus blandus</i>	X		X		X	X	X
<i>Camponotus crassus</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Camponotus fastigatus</i>				X			X
<i>Camponotus leydigi</i>						X	X
<i>Camponotus melanoticus</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Camponotus renggeri</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Camponotus novogranadensis</i>	X		X	X	X	X	X
<i>Camponotus rufipes</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Camponotus</i> sp10				X			
<i>Camponotus</i> sp14							X
<i>Camponotus</i> sp20			X				
<i>Camponotus</i> sp28							X
<i>Camponotus</i> sp7							X
<i>Camponotus vittatus</i>			X	X			X
<i>Myrmelachista</i> sp1				X			
<i>Myrmelachista</i> sp2	X			X			
<i>Myrmelachista</i> sp3	X	X		X			
<i>Nylanderia</i> sp1							X
Subfamília Myrmicinae							
<i>Acromyrmex balzani</i>							X
<i>Acromyrmex fracticornis</i>						X	
<i>Acromyrmex</i> sp2	X					X	X
<i>Acromyrmex</i> sp3						X	X
<i>Acromyrmex subterraneus</i> <i>subterraneus</i>		X	X			X	X
<i>Apterostigma</i> gr Pillosum sp1			X	X			X
<i>Atta sexdens rubropilosa</i>						X	X
<i>Carebara</i> sp1							X
<i>Cephalotes atratus</i>						X	X
<i>Cephalotes minutus</i>							X
<i>Cephalotes pavonii</i>			X				X

<i>Cephalotes prox pallidoides</i>							X
<i>Cephalotespusillus</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cephalotes</i> sp3							X
<i>Crematogaster acuta</i>			X		X		X
<i>Crematogaster arcuata</i>			X	X	X	X	
<i>Crematogaster brasiliensis</i>	X						
<i>Crematogaster prox erecta</i> sp1					X	X	X
<i>Crematogaster prox obscurata</i> sp1				X	X		
<i>Crematogaster</i> sp4	X						
<i>Crematogaster</i> sp5							X
<i>Crematogaster</i> sp7							X
<i>Cyphomyrmex</i> gr Rimosus sp1					X		X
<i>Cyphomyrmex</i> gr Rimosus sp2	X	X	X	X	X		X
<i>Cyphomyrmex</i> gr Strigatus sp4			X				
<i>Cyphomyrmex</i> gr Strigatus sp5			X				
<i>Cyphomyrmex</i> gr Strigatus sp6		X					
<i>Cyphomyrmex lectus</i>		X	X	X		X	X
<i>Hylomyrma prox reitteri</i>	X	X		X			
<i>Kalathomyrmex emeryi</i>						X	
<i>Megalomyrmex</i> sp1			X				
<i>Mycocepurus goeldii</i>			X	X	X	X	X
<i>Oxyepoecus prox bruschi</i> sp1	X	X					
<i>Oxyepoecus prox bruschi</i> sp2	X	X		X			
<i>Oxyepoecus</i> sp3				X			
<i>Pheidole gertrudae</i>				X	X	X	X
<i>Pheidole oxyops</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pheidole</i> sp1	X	X	X				X
<i>Pheidole</i> sp2			X			X	X
<i>Pheidole</i> sp10							X
<i>Pheidole</i> sp11							X
<i>Pheidole</i> sp12	X						
<i>Pheidole</i> sp13	X		X		X	X	X
<i>Pheidole</i> sp14							X
<i>Pheidole</i> sp15	X	X		X			
<i>Pheidole</i> sp17						X	X
<i>Pheidole</i> sp18						X	X
<i>Pheidole</i> sp22		X				X	X
<i>Pheidole</i> sp23	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pheidole</i> sp24				X		X	X
<i>Pheidole</i> sp25			X				X
<i>Pheidole</i> sp26		X	X	X	X	X	X
<i>Pheidole</i> sp29		X	X	X		X	X
<i>Pheidole</i> sp31					X		
<i>Pheidole</i> sp32	X	X	X			X	X

<i>Pheidole</i> sp35							X
<i>Pheidole</i> sp39							X
<i>Pheidole</i> sp4				X			X
<i>Pheidole</i> sp40							X
<i>Pheidole</i> sp41							X
<i>Pheidole</i> sp45			X	X			X
<i>Pheidole</i> sp48	X		X	X		X	X
<i>Pheidole</i> sp5		X					
<i>Pheidole</i> sp6		X					
<i>Pheidole</i> sp7							X
<i>Pheidole</i> sp8			X		X		X
<i>Pheidole</i> sp9					X	X	X
<i>Pogonomyrmex naegelii</i>		X	X	X	X	X	X
<i>Sericomyrmex</i> sp1		X		X			X
<i>Solenopsis globularia</i> sp1		X	X	X		X	X
<i>Solenopsis.globularia.sp2</i>		X	X		X		
<i>Solenopsis saevissima</i>	X						
<i>Solenopsis</i> sp1	X	X	X	X	X	X	X
<i>Solenopsis</i> sp2		X	X	X	X	X	X
<i>Solenopsis</i> sp3	X			X	X	X	
<i>Solenopsis</i> sp5			X	X	X	X	X
<i>Solenopsis</i> sp6		X	X	X	X	X	X
<i>Solenopsis</i> sp7	X	X					
<i>Solenopsis</i> sp2						X	
<i>Strumigenys crassicornis</i>							X
<i>Strumigenys eggersi</i>			X				
<i>Strumigenys elongata</i>			X				
<i>Strumigenys louisianae</i>	X						
<i>Strumigenys schulzi</i>		X					X
<i>Trachymyrmex</i> sp1	X	X		X		X	X
<i>Trachymyrmex</i> sp2		X					X
<i>Trachymyrmex</i> sp3		X					X
<i>Trachymyrmex</i> sp4						X	X
<i>Trachymyrmex</i> sp5		X					
<i>Trachymyrmex</i> sp7	X			X			
<i>Trachymyrmex</i> sp8		X	X			X	X
<i>Trachymyrmex</i> sp9				X		X	X
<i>Tranopelta gilva</i>				X		X	X
<i>Wasmannia affinis</i>		X	X		X		X
<i>Wasmannia auropunctata</i>	X	X	X	X		X	X
Subfamília Ponerinae							
<i>Anochetus inermis</i>				X		X	
<i>Hypoponera</i> sp1	X	X	X	X			X
<i>Hypoponera</i> sp2			X	X	X	X	X

<i>Leptogenys prox linda</i>	X						
<i>Odontomachus brunneus</i>							X
<i>Odontomachus insularis</i>							X
<i>Odontomachus meinerti</i>						X	
<i>Pachycondyla sp4</i>							X
<i>Pachycondyla striata</i>	X			X			X
<i>Pachycondyla villosa</i>	X				X		X
Subfamília Pseudomyrmecinae							
<i>Pseudomyrmex gr Pallidus spl</i>	X		X	X		X	X
<i>Pseudomyrmex gracilis</i>					X		X
<i>Pseudomyrmex termitarius</i>	X	X	X	X	X	X	X

Anexo 2



Mapa da diversidade de formigas ao longo do gradiente de altitude na Serra do Cipó: o tamanho dos círculos vermelhos representa a riqueza média por ponto (α médio);

tamanho do aro azul representa o desvio padrão em torno da média; direita: riqueza α de formigas pela altitude na escala local (GLM, $p < 0.001$). Letras no gráfico à direita representam o conjunto da riqueza média dos 15 pontos amostrais de cada altitude. Cada conjunto está representado também através das letras nos círculos correspondentes no mapa.

CAPÍTULO 2

Ants “Sprout” after Fire in a Tropical Mountain Ecosystem: the Rupestrian Grasslands

Corresponding author: Frederico S Neves

Laboratório de Ecologia Evolutiva e Biodiversidade/ DBG/ ICB UFMG/

Belo Horizonte, Brazil. 31270-901

fredneves@ufmg.br

Ant Diversity Variation in Burned and Unburned Areas in *Campos Rupestres*,
Brazil.

TC LANA¹, MC ANJOS², AC REIS³, GW FERNANDES¹, FS NEVES³,

1. Ecologia Evolutiva & Biodiversidade/DBG, ICB/Universidade Federal de Minas Gerais, UFMG. Belo Horizonte, 31270-901. MG, Brazil. +55 31 3409 2580

2. Laboratório de Ecologia de Formigas. Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Viçosa, UFV. Viçosa, 36570000. MG. Brazil. +55 31 3899 2510

3. Laboratório de Ecologia de Insetos. Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Minas Gerais, UFMG. Belo Horizonte, 31270-901. MG, Brazil. +55 31 3409 2579.

Ants and fire in *campos rupestres*

ABSTRACT - Ground-dwelling ants have shown consistent resilience to fire in savanna environments. We carried out a study to investigate how ant community structure responds to fire in a harsh and fragile Cerrado ecosystem, the *campos rupestres*. We studied the change in the ant communities subjected to fire in two rocky outcrop habitats at two different elevations (800m above sea level and 1300m a.s.l.). Pitfall trap samples were set at three different periods after a fire event: one, four, and ten months later. Overall, one hundred and fifteen ant species were collected. At the altitude of 800 m asl, no difference in richness and composition of the ant community was found between burned and control plots, whereas at 1300 m asl the burned areas showed higher richness and different ant composition in comparison to control areas. Differences were clear in the rainy period, four months after the fire. Ten months later, no difference between the richness of ant species in burned and unburned plots was found at higher altitudes, even though the plots showed distinct species composition. These data support the hypothesis that fire must be a structuring disturbance factor for some groups in the ant assemblages and indicate that ant community structure at higher elevations is somehow influenced by the recover of the *campos rupestre* vegetation.

Key words: Disturbance, Ant Community Structure, Conservation, Serra do Cipó

Introduction

Fire is common environmental filter that affects many savanna environments worldwide, be it natural or man-induced (Maurin et al., 2014). The *campos rupestres* is one of the many phytophysionomies of the Cerrado biome where fire represents a common phenomenon.(Alves & Silva, 2011; Conceição et al., 2013). In this mountaintop ecosystem prevails a flora and fauna rich in species and endemisms (Lara & Fernandes, 1996; Giuliatti et al., 1997; Menezes & Giuliatti, 2000; Alves & Kolbek, 2010; De Carvalho et al., 2012). Inserted in a naturally flammable region, the *campos rupestres* are characterized by a variety of soil types, a mosaic of vegetation types, and many life forms, mostly adapted to fire (Kolbek & Alves, 2008; Neves et al., 2011; Alves et al. 2014) .

The *campos rupestre* is a Neotropical vegetation complex that forms a mosaic of rocky mountaintop “archipelagos” inserted within a matrix of zonal vegetation, mainly in the Cerrado and Caatinga provinces of the Brazilian Shield (Southeastern, Northeastern and Central-Western regions). They occur mainly above 900 m a.s.l. up to altitudes exceeding 2000 m (Alves et al., 2014) and are composed by open and inflammable vegetation due to abundant herbaceous stratum of Poaceae and Cyperaceae (Vitta, 2002; Ribeiro & Figueira, 2011; Neves et al., 2011). The herbaceous layer generally possess high post-fire resilience, great capacity of rapid reestablishment and almost complete recovery after months since a fire event (Neves & Conceição, 2010). Many graminoid species mainly found at higher altitudes sprout and flower shortly after fire disturbances (Kolbek & Alves, 2008; Neves *et al.*, 2011; Ribeiro & Figueira, 2011; Conceição et al., 2013; Alves et al., 2014). In contrast to the herbaceous stratum, shrubs and trees exhibit thick, corky, or exfoliating bark that protect the gems, and guarantees their survival after fire. On the other hand, recovery time is greater when

compared to the herbaceous stratum (Warming, 1892; Mistry, 1998; Miranda et al., 2002; Maurin et al., 2014).

Despite the direct mortality caused by burning in some groups, the ground fauna quickly re-colonize burned areas and also benefit from vegetation products induced by fire (Vieira et al., 1996; Frizzo et al., 2011; Conceição et al., 2013). Among those groups, ants demonstrated to be good indicators of biota response to fire disturbances in many fire-prone savannas (York, 2000; Hoffmann, 2003; Parr et al., 2004; Andersen et al., 2006). In Brazil, although some studies have reported the influence of fire on ant communities in the Amazonian rain forests (Santos et al., 2008; Vasconcelos et al., 2008), most studies have been carried out in the Cerrado *stricto sensu* (Warming, 1892; Miranda et al., 2002) where ground-dwelling ants have been reported as resilient to burning (Vasconcelos et al., 2009). The Cerrado ground-dwelling ants are known to show a quick community response to fire (Frizzo et al., 2011), as well as pyrodiversity (variable fire regimes) in this ecosystem promotes a high biodiversity of ants mediated by fire-induced changes in vegetation structure (Maravalhas & Vasconcelos, 2014). In other savannas, where biomass loads is generally lower, fire effects are less pronounced on vegetation structure, consequently the effect on ant assemblages is reduced (Farji-Brener et al., 2002; Parr et al., 2004). The increase in fire frequency regimes leads to ant community simplification and loss of biodiversity, while sensitive forest ant species are generally eliminated from the environment. As a result, ant species more adapted to open habitats are selected (Andersen et al., 2006). Hence, the effect of fire on ant assemblages depends both on habitat traits and on the regional context of the ant fauna (Farji-Brener et al., 2002; Parr et al., 2004; Arnan et al., 2006).

In Cerrado *stricto sensu*, ants are known to play an important role in seed dispersal and plant establishment (e.g., Pizo et al., 2005; Christianini et al., 2007, Lima

et. al., 2012) and act as herbivores in this ecosystem (Viana et al., 2004). Their nests are an important source of nutrients after fire (Sousa-Souto et al., 2007), and play an important role in trophic interaction in fire-plant-ant system (Alves-Silva & Del-Claro, 2013). In the speciose *campos rupestres* the effects of fire on ants are practically unknown. Nevertheless, human induced impact on the *campos rupestres* is increasing at fast rates (Fernandes *et al.*, 2014). Fire has now be acknowledged to promote the invasion of the campo rupestre by exotic plant species as well as to have a deep effect on the depletion of the seed bank. Our goal in this study was to show for the first time the re-establishment of species richness and composition in the *campos rupestres* after a fire event. Second, we aimed at compare such effects on two distinct *campos rupestres* at two different altitudes, low and higher elevation. We postulated that given the structural vegetation differences between the two areas, the effects of fire on ant community would also differ.

Materials and methods

Study area

This study was conducted in the *campos rupestres* of Serra do Cipó, Minas Gerais, Brazil. A study conducted by Madeira and Fernandes (1999) in the area reported mean annual precipitation of 1374 mm, with four distinguishable seasons: the rainy season from November to January; the ‘post-rain’ transition season from February to April; the dry season from May to September; and the ‘post-dry’ transition in October. The soil is acid, poor in phosphorus, calcium, potassium and magnesium but is rich in aluminum (Medina & Fernandes, 2007; Negreiros et al., 2009).

Our study areas comprised two distinct sites: the low elevation located at the Parque Nacional da Serra do Cipó (19°17'49,6" S 19°17'49,6"W) exhibiting a typical

matrix of rocky outcrops at 800m a.s.l. with several species of Velloziaceae and *Lychnophora* (Asteraceae) shrubs (De Carvalho et al., 2012) (Fig 1). At this lower altitude, the greater amount of available water, higher temperatures, deeper and fertile soils favor the presence of woody vegetation and less fine fuel (Ribeiro & Figueira, 2011). The higher elevation was selected at Reserva Natural Vellozia (19°16'45"S, 43°35'27.8"W) located on a typical rocky (quartz) grassland at 1300m a.s.l. which exhibits formations of contiguous graminoid cover, some rock outcrop islands, as well as spots of sandy grassland habitats (see De Carvalho et al., 2012) (Fig 1). The graminoid taxa have been argued to be responsible for the spread of fire in fire-prone ecosystems (Castro & Kauffman, 1998; Ribeiro & Figueira, 2011).

Ant sample design

An extensive fire event occurred at Serra do Cipó in September 2011. The pattern of ground-dwelling ant organization was examined at three different periods: one, four, and ten months after the fire.

A burned and an adjacent unburned area (control) were haphazardly chosen at both 800m and 1300m elevations (Fig 1). The burned and control areas were at least 500 m apart from each other and in each of them the sample design consisted of three parallel transects of 200 m long, spaced 200m apart. This experimental design allowed the minimization of the effect of variation in soil structure, topography and other factors that could influence the diversity of soil organisms. Along each transect, five pitfall traps were installed with intervals of 50 m among them, totalizing 15 pitfalls in burned area and 15 in unburned area. Pitfall traps were 1 l volume plastic container, 15 cm of diameter, filled with 300 ml of soapy water, and left open for 48h in the field.

The first sample was taken in October 2011, just one month after the fire event and at the beginning of the wet season. The second sample was collected after the rainfall period, in the middle of the wet season (January), four months after the fire event. Finally, the last sample was done in the middle of the dry season (in July), ten months after the fire event. Ant specimens were identified to the species level whenever possible and kept in the collection at the Laboratório de Ecologia de Insetos, UFMG, Belo Horizonte, MG, Brazil.

Statistical analysis

Analyses were performed separately for the two elevations. To test the influence of time elapsed since the fire event on the ant species richness, we compared burned and control plots through a linear mixed effects model (lmer) for both altitudes. This analysis fits linear mixed-effects model with specified mixtures of fixed effects and random effects, which exclude temporal pseudo-replication of data (Crawley, 2007). Data were grouped by sample points (pitfalls) as random effect, whereas the burning effect was put into the model as a fixed one. Sampling and burning dates were also incorporated as fixed units in order to test the effects of time and fire on ant species richness. We conducted all mixed effects models analyses with the package lmer in the R Language and Environment for Statistical Computing (R Development Core Team, 2014).

Moreover, for each elevation we performed separate analysis of similarity on a monthly basis (one way ANOSIM) to test changes in ant species composition in burned and unburned areas at each sample month. We used an absence-presence matrix, performing the similarity index of Jaccard and each R-value with a corresponding p-value. In addition, Non Metric Multidimensional Scale (NMDS) analysis was

performed to plot the significant differentiation in ant community composition.

ANOSIM and NMDS analysis were performed with the program Past (Hammer et al., 2001).

Results

We recorded 115 morphospecies of ground-dwelling ants foraging in the *campos rupestres* in Serra do Cipó (Appendix). These species were distributed in seven different subfamilies with Myrmicinae being the most diverse in terms of species number (Appendix). *Pheidole* was the most diverse genus with 21 species followed by *Camponotus* with 20 ant species. As expected, the two elevations exhibited contrasting ant community composition and showed distinct patterns of ant community organization after the fire disturbance (Table 1).

Species richness per pitfall in burned and unburned plots at 800m altitude did not differ statistically during the sampling period ($p=0.681$, Table 1, Fig 2). The only significant factor affecting ant species richness at this altitude was the time interval ($p<0.01$, Table 1); i.e., ant species richness variation along time was similar in burned and unburned plots. In January, incoming species that were absent in October such as *Trachymyrmex* sp.2, *Cyphomyrmex lectus* (F.), *Strumigenys schulzi* (E.), *Pheidole* sp.2, and *Tapinoma* sp.1 were found in both burned and unburned plots. There was no significant difference in ant species composition between burned and unburned plots at this elevation, irrespective of time (Table 1, Fig. 3).

Temporal variation of species richness per pitfall in burned and unburned plots at 1300m elevation did not differ statistically ($p=0.24$, Table 1, Fig 2). However, the time elapsed since the fire event presented statistically significant effects on the number of ant species ($p= 0.03$, and $p< 0.01$, respectively; Table 1). One month after the fire

(October) burned and unburned plots at 1300m a.s.l. presented similar number of ant species and undifferentiated species composition. On the other hand, in January, burned plot exhibited significantly more species per pitfall compared to the unburned plot, as well as a dissimilarity of 60% in the community composition between them (Table 1, Fig 2, Fig 3). While the mean number of species per pitfall was 4.62 ± 0.55 (n=15) in unburned plots in this period, in burned areas it was equal to 7.13 ± 0.93 (n=15). Ten months after the fire disturbance, the number of species per pitfall decreased and both plots exhibited again a non-significant difference in ant richness, although presenting distinct species composition. The ant species found more frequently in burned areas four and ten months after fire at 1300m were *Dorymyrmex goeldii* (F.), *Camponotus rufipes* (F.), *Ectatomma edentatum* (R.), and *Brachymyrmex. sp4*. *Solenopsis* sp. 6 was found exclusively in burned areas and completely absent from samples in unburned plots. We also observed the presence of the harvester ant *Pogonomyrmex naegelii* (F.) in the burned plot, and its absence at unburned area in these months. *Linepithema* sp.1 and the Argentine ant *L. humile* were by far the most frequent species in both unburned and burned plots at higher elevation *campos rupestres*, in all studied months. In January at this altitude *L. humile* was more frequent in burned area than in the adjacent unburned area.

Discussion

The number of ant species found in such a harsh ecosystem is unparalleled when compared to other ecosystems from the same region in the *campos rupestres* in Serra do Cipó (Araújo & Fernandes, 2003), and even from other Cerrado ecosystems (Brandão et al., 2011; Frizzo et al., 2011). In general, the distinct pattern of ant richness and ant composition between two elevations may be caused by a diverse array of factors, such

as the decrease in the vegetation complexity and the increase in habitat harshness (Araújo & Fernandes, 2003). As stated earlier, lower elevation areas are characterized by structurally distinct vegetation, a fact that must influence differences in the quantity and quality of resources available to the ant community. Lower elevation habitats generally present greater number and density of shrubs and trees, which has been shown to increase habitat complexity. Therefore, this greater complexity would ultimately promote ant species richness (Araújo & Fernandes, 2003, Ribas et al., 2003, Lopes & Vasconcelos, 2008).

We observed a resilient ground-dwelling ant community at the altitude of 800m considering that there was not a significant alteration in ant community structure after fire in this habitat. Similar results were obtained by Frizzo et al. (2011) and by Vasconcelos et al. (2009) in burned areas of the Cerrado *stricto sensu*. The typical superficial layer of the *campos rupestres*, which is composed by rocky and sandy soils, offers protection from the fire heat (Coutinho, 1990; Kolbek & Alves, 2008; Alves et al., 2014). Therefore, ground-dwelling ants that nest and forage underground seem not to suffer from the negative effects of burning (Araújo et al., 2004; Frizzo et al., 2011). Casual observations also indicate that even the arboreal ant species may hide and protect themselves inside thick trunks of fire-adapted plant species in the *campos rupestres*. The observed variation in ant assemblage at this elevation correlates with the climatic and phenological traits of the *campos rupestres* (e.g., Belo et al., 2013). We observed an increase in ant species richness in January, the warmer and wetter period, followed by a significant decrease in July, cold and dry period., Many plants species bloom and disperse in the rainy season in Serra do Cipó (Madeira & Fernandes 1999, Ranieri et al., 2012; Belo et al., 2013). The availability of food resources mediated by plant phenology influences positively the ant–plant interactions (see Rico-Gray et al.,

2011; Lange et al., 2013), which could reflect in greater ant species richness in this period. In the same way, during the winter we observed a decrease in ant species, probably due to less plant-resources produced in this period and also for the lower ant activity due to cooler temperatures (Rico-Gray et al., 2011; Lange et al., 2013). Therefore, cold temperatures during winter may act as another environmental filter eliminating some incoming ant species from this ecosystem.

At the altitude of 1300m, the ant community showed a distinct organization pattern from that observed at 800m. Fire apparently showed a positive effect on the ant species richness and triggered a distinct organization of the community in burned plot at the higher elevation. Burned plot exhibited an increase in ant richness in January and different species composition. The new post fire ant community organization in January could have been related to the sharp increase in the graminoid re-sprouting biomass and also blooming of some species plant induced by fire (see Maurin et al., 2014; Maravalhas & Vasconcelos, 2014). The higher sprouting capacity of this stratum provides quick recovery of the cerrado grasslands and *campos rupestres* (Coutinho, 1990; Maurin et al., 2014). In this study, the reestablishment of grasslands of the burned areas was almost complete four months after the fire event at this elevation. In addition, a massive flowering in burned area at 1300m took place in January. This phenomenon followed by fruit dehiscence and germination of seeds has already been reported in the *campos rupestres* (see Mistry, 1998; Kolbek and Alves, 2008; Neves et al., 2011; Conceição et al., 2013). In the Brazilian Cerrado, this boom of resources are attractive for many insects (Seyffarth et al., 1996; Vieira et al., 1996), representing higher quality resources offered by the herbaceous stratum for herbivores and pollinators (Vieira et al., 1996; Conceição et al., 2013). Some ant species are seeds' harvesters and such resource represents a high-nutritional food for those ants (Passos & Oliveira, 2004).

Ectatomma edentatum, *Acromyrmex subterraneus* (F.) and *C. rufipes* were found abundantly in burned areas at 1300m, and species of those genera were already reported to remove and to transport *Miconia* seeds in the *campos rupestres* of the Serra do Cipó (Lima et al., 2012), and also to collect seeds from faeces in Brazilian forest formations (Pizo et al., 2005). Moreover, ants were already reported to benefit from the seeds fallen after the fire event in other fire prone savannas worldwide (Andersen, 1988; Arnan et al., 2006). On the other hand, we are unaware of any detailed experimental or even field study focusing on the resilience of the *campos rupestres* productivity and phenological shifts influence on the fauna.

The presence of the harvester ant *P. naegelii* in burned areas at 1300m in January supported our hypothesis of greater availability of food. In cerrado, *P. naegelii* has a generalist and season-dependent diet comprised of many seed species and arthropod preys, as well as pieces of plant and animal matter (Belchior et al., 2012). In California, abundant forbs' seeds were observed immediately after fire (Underwood & Christian, 2009). Also, an increase of seed harvester ants was reported one year after burning and related to greater food availability represented by plant re-sprouting (Underwood & Christian, 2009; Maravalhas & Vasconcelos, 2014). In addition, harvester ants remove carcasses of insects killed by fire (Zimmer & Parmenter, 1998), and are associated with seed dispersion and establishment of "islands of fertility" in soil (MacMahon et al., 2000).

In our study, casual observation detected *E. edentatum* and *C. rufipes* widely interacting with trophobionts and extrafloral nectaries (NEFs) in the burned areas. In the Cerrado, higher sugar concentration in NEFs was found in fire induced re-sprouting plants when compared to unburned ones, and this fact affected positively abundance of ants on those plants (Alves-Silva & Del-Claro, 2013). Previous studies also revealed

that the frequency of visiting NEFs by ants was higher in areas with more frequent fire events compared to rarely burned ones (Knoechelmann & Morais, 2008; Vasconcelos et al., 2009).

In summary, the increase of ant species only observed at higher elevations may have been influenced by the fire-induced sprouting, blooming, and seed dispersion that occurs rapidly in the wet season resulting in a flush of resources highly palatable to ants (Vieira *et al.*, 1996; Alves-Silva & Del-Claro, 2013; Conceição *et al.*, 2013; Maravalhas & Vasconcelos, 2014). Thus, we argue that fire adaptive traits of herbaceous stratum and rocky island plants at higher altitudes in the *campos rupestres* may offer ants attractive and ephemeral resources after burning events (Frizzo et al., 2011; Alves-Silva & Del-Claro, 2013; Conceição et al., 2013), reflecting in more ant species exploring such resources.

Regardless the shift to the original and indistinct situation of species richness between burned and unburned plots of both areas 10 months after the fire, burned areas at higher elevation remained showing higher distinctiveness of ant species composition in comparison to control plots. The study reinforces that ants respond quickly to such disturbance and the changes persists for at least some months after burning, promoting a dynamic and diverse ecosystem. At the same time, rapid colonization of burned areas by ants may be positive for plants since they are potential dispersers of seeds in these environments (Lima et al., 2012). Besides, ant nests may represent an important source of nutrients that must contribute to accelerate the vegetation recovery after burning (Sousa-Souto et al., 2007). In the *campos rupestres* the interaction among ants, plants and fire represent new avenues for future studies on the role of ants in this threatened fire-prone ecosystem. Detailed studies on the relationships of the speciose ant fauna and the vegetation in this mountaintop ecosystem is urgently needed.

Acknowledgments

We thank J. H. Delabie and W. Rocha for identification of ant species and R. Garro for field help. We also thank H. Brant and N. Oliveira for laboratory help. We thank the Parque Nacional da Serra do Cipó/ICMBio and Reserva Vellozia for logistical support. This work was in partial fulfilment for the PhD dissertation of TCL, and was financially supported by PELD/ CNPq, ComCerrado/CNPq and FAPEMIG.

References

- Alves-Silva, E. and Del-Claro, K. (2013) 'Effect of post-fire resprouting on leaf fluctuating asymmetry, extrafloral nectar quality, and ant-plant-herbivore interactions.', *Die Naturwissenschaften*, pp. 525–532. doi: 10.1007/s00114-013-1048-z.
- Alves, R. J. V. and Kolbek, J. (2010) 'Can campo rupestre vegetation be floristically delimited based on vascular plant genera?', *Plant Ecology*, 207(1), pp. 67–79. doi: 10.1007/s11258-009-9654-8.
- Andersen, A. N. (1988) 'Immediate and longer-term effects of fire on seed predation by ants in sclerophyllous vegetation in south-eastern Australia.', *Australian Journal of Ecology*, 13, pp. 285–293.
- Andersen, A. N., Hertog, T. and Woinarski, J. C. Z. (2006) 'Long-term fire exclusion and ant community structure in an Australian tropical savanna: congruence with vegetation succession', *Journal of Biogeography*, 33(5), pp. 823–832. doi: 10.1111/j.1365-2699.2006.01463.x.
- Araújo, L. M. and Fernandes, G. W. (2003) 'Altitudinal patterns in a tropical ant assemblage and variation in species richness between habitats', *Lundiana*, 4(2), pp. 103–109. Available at: <http://www.icb.ufmg.br/~lundiana/full/vol422003/4.pdf> (Accessed: 31 May 2012).
- Araújo, M. da S. *et al.* (2004) 'Efeito da queima da palhada de cana-de-açúcar sobre comunidade de formicídeos', *Ecologia Austral*, 14, pp. 191–200.
- Arnan, X., Rodrigo, A. and Retana, J. (2006) 'Post-fire recovery of Mediterranean ground ant communities follows vegetation and dryness gradients', *Journal of Biogeography*, 33(7), pp. 1246–1258. doi: 10.1111/j.1365-2699.2006.01506.x.
- Baselga, A. (2010) 'Partitioning the turnover and nestedness components of beta

diversity', *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), pp. 134–143. doi: 10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x.

Baselga, A. and Orme, C. D. L. (2012) 'betapart : an R package for the study of beta diversity', *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5), pp. 808–812. doi: 10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x.

Belchior, C., Del-Claro, K. and Oliveira, P. S. (2012) 'Seasonal patterns in the foraging ecology of the harvester ant *Pogonomyrmex naegelii* (Formicidae, Myrmicinae) in a Neotropical savanna: daily rhythms, shifts in granivory and carnivory, and home range', *Arthropod-Plant Interactions*, 6(4), pp. 571–582. doi: 10.1007/s11829-012-9208-1.

Belo, R. M. *et al.* (2013) 'Fenologia reprodutiva e vegetativa de arbustos endêmicos de campo rupestre na Serra do Cipó , Sudeste do Brasil', *Rodriguésia*, 64, pp. 817–828. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S2175-78602013000400011>.

Beniston, M. (2003) 'Climatic change in mountain regions: a review of possible impacts', pp. 5–31.

Bharti, H. *et al.* (2013) 'Ant species richness , endemicity and functional groups , along an elevational gradient in the Himalayas', *Asian Myrmecology*, 5, pp. 79–101.

Bishop, T. R. *et al.* (2014) 'Elevation – diversity patterns through space and time: ant communities of the Maloti-Drakensberg Mountains of southern Africa', *Journal of Biogeography*, pp. 1–13. doi: 10.1111/jbi.12368.

Brandão, C. R. F., Silva, R. R. and Feitosa, R. M. (2011) 'Cerrado ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) as indicators of edge effects', *Zoologia*, 28(3), pp. 379–387. doi: 10.1590/S1984-46702011000300012.

Bruhl, C. A., Mohamed, M. and Linsenmair, K. E. (1999) 'Altitudinal distribution of leaf litter ants along a transect in primary forest on Mount Kinabalu, Sabah, Malaysia',

Journal of Tropical Ecology, 15, pp. 265–277.

Campos, R. B. F. and Schoereder, J. H. (2001) ‘Dominance and Resource Temporal Partitioning in Pasture Ants (Hymenoptera: Formicidae)’, *Sociobiology*, (January), pp. 539–550.

Campos, R. I. *et al.* (2011) ‘Multi-scale ant diversity in savanna woodlands: an intercontinental comparison’, *Austral Ecology*, 36, pp. 983–992. doi: 10.1111/j.1442-9993.2011.02255.x.

Carnicer, J. *et al.* (2011) ‘Biogeography of species richness gradients: linking adaptive traits, demography and diversification.’, *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 1, pp. 457–479. doi: 10.1111/j.1469-185X.2011.00210.x.

Carstensen, D. W. *et al.* (2014) ‘Beta diversity of plant-pollinator networks and the spatial turnover of pairwise interactions’, *PloS one*, 9. doi: 10.1371/journal.pone.0112903.

de Carvalho, F. *et al.* (2012) ‘The mosaic of habitats in the high-altitude Brazilian rupestrian fields is a hotspot for arbuscular mycorrhizal fungi’, *Applied Soil Ecology*, 52, pp. 9–19. doi: 10.1016/j.apsoil.2011.10.001.

Castro, E. A. D. E. and Kauffman, J. B. (1998) ‘Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado : a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire’, *Journal of Tropical Ecology*, 14, pp. 263–283.

Chao, A., Chiu, C.-H. and Hsieh, T. C. (2012) ‘Proposing a resolution to debates on diversity partitioning’, *Ecology*, 93(9), pp. 2037–2051. doi: 10.1890/11-1817.1.

Christianini, A. V., Mayhé-Nunes, A. J. and Oliveira, P. S. (2007) ‘The role of ants in the removal of non-myrmecochorous diaspores and seed germination in a neotropical savanna’, *Journal of Tropical Ecology*, 23(3), p. 343. doi:

10.1017/S0266467407004087.

Clarke, K. R. (1993) 'Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure', *Australian Journal of Ecology*, 18, pp. 117–143.

Colwell, R. K. *et al.* (2008) 'Global warming, elevational range shifts, and lowland biotic attrition in the wet tropics.', *Science (New York, N.Y.)*, 322(5899), pp. 258–61. doi: 10.1126/science.1162547.

Colwell, R. K., Mao, C. X. and Chang, J. (2004) 'INTERPOLATING , EXTRAPOLATING , AND COMPARING INCIDENCE-BASED SPECIES ACCUMULATION CURVES', *Ecology*, 85(10), pp. 2717–2727.

Conceição, A. A. *et al.* (2013) 'Massive post-fire flowering events in a tropical mountain region of Brazil: high episodic supply of floral resources', *Acta Botanica Brasiliica*, 27, pp. 847–850. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062013000400025>.

Coutinho, L. M. (1990) 'Fire in the ecology of the Brazilian cerrado', in Goldammer, J. (ed.) *Fire in the Tropical Biota*. Berlin, pp. 82–105.

Crawley, M. (2007) 'Statistical Modelling', in *The R book*. England: Wiley Online Library, pp. 323–386. Available at: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/cbdv.200490137/abstract> (Accessed: 11 July 2012).

Delabie, J. H. C., Agosti, D. and Nascimento, I. C. (2000) 'Litter ant communities of the Brazilian Atlantic rain forest region', in Agosti, D. *et al.* (eds) *Sampling ground-dwelling ants: case studies from the world's rain forests*. Perth, Australia: Curtin University School of Environmental Biology, pp. 1–17.

Farji-Brener, A. G., Corley, J. C. and Bettinelli, J. (2002) 'The effects of fire on ant communities in north-western Patagonia: the importance of habitat structure and

regional context', *Diversity and Distributions*, 8, pp. 235–243.

Fernandes, G. W. *et al.* (2014) 'Challenges for the conservation of vanishing megadiverse rupestrian grasslands', *Natureza & Conservação*, in press.

Fernandes, G. W. and Price, P. W. (1988) 'Biogeographical gradients in galling species richness Tests of hypotheses', *Oecologia*, 76, pp. 161–167.

Fernandes, G. W. and Price, P. W. (1991) 'Comparison of tropical and temperate galling species richness: the roles of environmental harshness and plant nutrient status. In: Price, P.W., Lewinsohn, T.M., Fernandes, G.W., Benson, W.W.W. (Eds.)', in Price, P. W. *et al.* (eds) *Plant–Animal Interactions: Evolutionary Ecology in Tropical and Temperate Regions*. New York: Wiley, pp. 91–115.

Fisher, B. (1999) 'Improving inventory efficiency: A case study of leaf-litter ant diversity in Madagascar', *Ecological Applications*, 9(2), pp. 714–731.

Fleishman, E., Fay, J. P. and Murphy, D. D. (2000) 'Upsides and downsides: contrasting topographic scenarios in species richness and associated scenarios for climate change', *Journal of Biogeography*, 27, pp. 1209–1219.

Frizzo, T. L. M. *et al.* (2011) 'Revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil', *Oecologia Australis*, 15, pp. 365–379. doi: 10.4257/oeco.2011.1502.13.

Frizzo, T. L. M., Campos, R. I. and Vasconcelos, H. L. (2011) 'Contrasting Effects of Fire on Arboreal and Ground-Dwelling Ant Communities of a Neotropical Savanna', *Biotropica*, pp. 1–8.

Gibb, H. and Parr, C. L. (2010) 'How does habitat complexity affect ant foraging success? A test using functional measures on three continents.', *Oecologia*, 164(4), pp. 1061–73. doi: 10.1007/s00442-010-1703-4.

- Giulietti, A. M. and Pirani, J. R. (1988) 'Patterns of geographic distribution of some plant species from the Espinhaço Range, Minas Gerais and Bahia, Brazil', in *Proceedings of a workshop on neotropical distribution patterns. Academia Brasileira de Ciências*. Rio de Janeiro, pp. 39–69.
- Giulietti, A. M. and Pirani, J. R. (1997) 'Espinhaço Range Region - Eastern Brazil.', in, pp. 397–404.
- Giulietti, A. M., Pirani, J. R. and Harley, R. M. (1997) 'Espinhaço range region, eastern Brazil', in Davis, S. D. et al. (eds) *Centers of plant diversity: a guide and strategy for their conservation*. Oxford.
- Graham, C. H. *et al.* (2014) 'The origin and maintenance of montane diversity: integrating evolutionary and ecological processes', *Ecography*, 37, pp. 1–9. doi: 10.1111/ecog.00578.
- Grytnes, J. and McCain, C. M. (2007) 'Elevational trends in biodiversity', *Encyclopedia of Biodiversity*, pp. 1–8.
- Halffter, G. and Moreno, C. E. (2005) 'Significado Biológico de las Diversidades Alfa, Beta Y Gamma', in *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. Zaragoza, pp. 5–18.
- Hammer, O., Harper, D. A. T. and Ryan, P. D. (2001) 'PAST: Palaeontological Statistics Software Package for education and data analysis', *Paleontologia Electronica*, 4, pp. 1–9.
- Hoffmann, B. D. (2003) 'Responses of ant communities to experimental fire regimes on rangelands in the Victoria River District of the Northern Territory', *Austral Ecology*, pp. 182–195.
- Kaspari, M., Donnell, S. O. and Kercher, J. R. (2000) 'Energy, density, and constraints

- to species richness: ant assemblages along a productivity gradient', *The American Naturalist*, 155, pp. 280–293.
- Knoechelmann, C. and Morais, H. C. (2008) 'Visitas de formigas (Hymenoptera, Formicidae) a nectários extraflorais de *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Cov. (Fabaceae, Mimosoideae) em áreas de Cerrado frequentemente queimado', *Revista Brasileira de Zoociências*, 10, pp. 35–40.
- Kolbek, J. and Alves, R. J. V. (2008) 'Impacts of Cattle, Fire and Wind in Rocky Savannas, Southeastern Brazil', *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica*, 22, pp. 111–130.
- Kraft, N. J. B. *et al.* (2011) 'Disentangling the drivers of B diversity along latitudinal and elevational gradients', *Science*, 333, pp. 1755–1758.
- Lara, A. C. M. and Fernandes, G. W. (1996) 'The highest diversity of galling insects: Serra do Cipó, Brazil', *Biodiversity Letters*, 3, pp. 111–114.
- Lawton, J. H., MacGarvin, M. and Heads, P. A. (1987) 'Effects of altitude on the abundance and species richness of insect herbivores on bracken', *Journal of Animal Ecology*, 56, pp. 147–160.
- Leponce, M., Theunis, L. and Delabie, J. (2004) 'Scale dependence of diversity measures in a leaf-litter ant assemblage', *Ecography*, 27, pp. 253–267. Available at: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.0906-7590.2004.03715.x/full> (Accessed: 29 May 2012).
- Levanoni, O. *et al.* (2011) 'Can we predict butterfly diversity along an elevation gradient from space?', *Ecography*, 34(3), pp. 372–383. doi: 10.1111/j.1600-0587.2010.06460.x.
- Lima, M. H. C., Oliveira, E. G. and Silveira, F. A. O. (2012) 'Interactions between Ants

and Non-myrmecochorous Fruits in *Miconia* (Melastomataceae) in a Neotropical Savanna', *Biotropica*, pp. 1–7.

Longino, J. T. and Colwell, R. K. (2011) 'Density compensation, species composition, and richness of ants on a neotropical elevational gradient', *Ecosphere*, 2(3), p. art29. doi: 10.1890/ES10-00200.1.

Lopes, C. T. and Vasconcelos, H. L. (2008) 'Evaluation of three methods for sampling ground-dwelling Ants in the Brazilian Cerrado.', *Neotropical Entomology*, 37(4), pp. 399–405. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18813741>.

MacArthur, R. H. and Wilson, E. O. (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University.

MacMahon, J. A., Mull, J. F. and Crist, T. O. (2000) 'Harvester ants (*Pogonomyrmex* spp.): their community and ecosystem influences', *Annual Review of Ecology and Systematics*, pp. 265–291.

Madeira, J. and Fernandes, G. W. (1999) 'Reproductive phenology of sympatric taxa of *Chamaecrista* (Leguminosae) in Serra do Cipo, Brazil', *Journal of Tropical Ecology*, 15, pp. 463–479.

Malsch, A. K. F. *et al.* (2008) 'An analysis of declining ant species richness with increasing elevation at Mount Kinabalu , Sabah , Borneo', *Asian Myrmecology*, 2, pp. 33–49.

Mccain, C. M. and Colwell, R. K. (2011) 'Assessing the threat to montane biodiversity from discordant shifts in temperature and precipitation in a changing climate', *Ecology Letters*, 14, pp. 1236–1245.

McCain, C. M. and Grytnes, J.-A. (2010) 'Elevational Gradients in Species Richness', *Encyclopedia of Life Sciences*, pp. 1–10. doi: 10.1002/9780470015902.a0022548.

Medina, B. M. O. and 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*, 1, pp. 665–678.

Menezes, N. L. and Giulietti, A. M. (2000) 'Campos Rupestres', in Mendonça, M. P. and Lins, L. V. (eds) *Lista Vermelha das espécies ameaçadas de extinção da flora de Minas Gerais*. Fundação Biodiversitas e Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte.

Miranda, H., Bustamante, M. M. C. and C., M. A. (2002) 'The fire factor', in Oliveira, P. S. and Marquis, R. J. (eds) *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. New York, pp. 51–68.

Mistry, J. (1998) 'Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review', *Progress in Physical Geography*, 22(4), pp. 425–448. doi: 10.1177/030913339802200401.

Mota, G. S. (2012) 'Variação na estrutura, na composição florística e nas formas de vida ao longo de um gradiente altitudinal na Cadeia do Espinhaço', *Dissertação de Mestrado*.

Munyai, T. C. and Foord, S. H. (2012) 'Ants on a mountain: spatial, environmental and habitat associations along an altitudinal transect in a centre of endemism', *Journal of Insect Conservation*, 16, pp. 677–695. doi: 10.1007/s10841-011-9449-9.

Myers, N. *et al.* (2000) 'Biodiversity hotspots for conservation priorities.', *Nature*, 403(6772), pp. 853–8. doi: 10.1038/35002501.

Negreiros, D. *et al.* (2009) 'Seedling growth and biomass allocation of endemic and threatened shrubs of rupestrian fields', *Acta Oecologica*, 35(2), pp. 301–310. doi: 10.1016/j.actao.2008.11.006.

Negreiros, D. *et al.* (2014) 'Growth-survival tradeoff in the widespread tropical shrub

Baccharis dracunculifolia (Asteraceae) in response to a nutrient gradient', *Tropical Ecology*, 55(2), pp. 167–176.

Neves, A. C. de O., Bedê, L. C. and Martins, R. P. (2011) 'Revisão sobre efeitos do fogo em Eriocaulaceae como subsídio para a sua conservação', *Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade*, pp. 50–66.

Neves, S. P. S. and Conceição, A. A. (2010) 'Campo rupestre recém-queimado na Chapada Diamantina, Bahia ,Brasil : plantas de rebrota e sementes, com espécies endêmicas na rocha', *Acta Botanica Brasilica*, 24, pp. 697–707.

Nogués-Bravo, D. *et al.* (2008) 'Scale effects and human impact on the elevational species richness gradients', *Nature*, 453, pp. 2–6. doi: 10.1038/nature06812.

Oksanen, A. J. *et al.* (2013) 'Package “vegan”'.

Pacheco, R. and Vasconcelos, H. L. (2012) 'Habitat diversity enhances ant diversity in a naturally heterogeneous Brazilian landscape', *Biodiversity and Conservation*, 21(3), pp. 797–809. doi: 10.1007/s10531-011-0221-y.

Parr, C. L. *et al.* (2004) 'Response of African savanna ants to long-term fire regimes', *Journal of Applied Ecology*, 41, pp. 630–642. Available at:

<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.0021-8901.2004.00920.x/full> (Accessed: 1 June 2012).

Passos, L. and Oliveira, P. S. (2004) 'Interaction between ants and fruits of *Guapira opposita* (Nyctaginaceae) in a Brazilian sandy plain rainforest : ant effects on seeds and seedlings', *Oecologia*, 139, pp. 376–382. doi: 10.1007/s00442-004-1531-5.

Pizo, M., Guimarães Jr, P. R. and Oliveira, P. S. (2005) 'Seed removal by ants from faeces produced by different vertebrate species', *Ecoscience*, 12(1), pp. 136–140.

Available at: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.2980/i1195-6860-12-1-136.1>

(Accessed: 29 May 2012).

Qian, H., Wang, X. and Zhang, Y. (2012) ‘Comment on “Disentangling the drivers of β diversity along latitudinal and elevational gradients”’, *Science*, 335, p. 1573b.

R Development Core Team (2008) ‘A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing’. Vienna, Austria.

Rahbek, C. (1997) ‘The relationship among area, elevation, and regional species richness in neotropical birds.’, *American Naturalist*, 149, pp. 875–902.

Ranieri, B. D. *et al.* (2012) ‘Fenologia reprodutiva , sazonalidade e germinação de *Kielmeyera regalis* Saddi (Clusiaceae), espécie endêmica dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço , Brasil Introdução Material e métodos’, *Acta Botanica Brasilica*, 26(3), pp. 632–641.

Ribas, C. R. *et al.* (2003) ‘Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness’, *Austral Ecology*, 28(3), pp. 305–314. doi: 10.1046/j.1442-9993.2003.01290.x.

Ribeiro, M. C. and Figueira, J. E. (2011) ‘Uma Abordagem Histórica do Fogo no Parque Nacional da Serra do Cipó , Minas Gerais – Brasil’, *Biodiversidade Brasileira*, 2, pp. 212–227. Available at:

<http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Uma+Abordagem+Histórica+do+Fogo+no+Parque+Nacional+da+Serra+do+Cipó+,+Minas+Gerais+-+Brasil#0> (Accessed: 31 May 2012).

Rico-Gray, V. *et al.* (2011) ‘Abiotic factors shape temporal variation in the structure of an ant–plant network’, *Arthropod-Plant Interactions*, 6(2), pp. 289–295. doi: 10.1007/s11829-011-9170-3.

Samson, D. A., Rickart, E. A. and Gonzales, P. C. (1997) ‘Ant diversity and abundance

- along an elevational gradient in the Philippines', *Biotropica*, 29, pp. 349–363.
- Sanders, N. J. and Rahbek, C. (2012) 'The patterns and causes of elevational diversity gradients', *Ecography*, 35, pp. 1–3. doi: 10.1111/j.1600-0587.2011.07338.x.
- Santos, J. C., Delabie, J. H. C. and Fernandes, G. W. (2008) 'A 15-year post evaluation of the fire effects on ant community in an area of Amazonian forest', *Revista Brasileira de Entomologia*, 52(1988), pp. 82–87.
- Sarmiento, G. and Monasterio, M. (1983) 'Life forms and phenology', in Bourliere, F. (ed.) *Ecosystems of the World XIII. Tropical Savannas*. Amsterdam: Elsevier, pp. 79–108.
- Schmidt, F. a. and Solar, R. R. C. (2010) 'Hypogaeic pitfall traps: methodological advances and remarks to improve the sampling of a hidden ant fauna', *Insectes Sociaux*, 57(3), pp. 261–266. doi: 10.1007/s00040-010-0078-1.
- Schütz, S. *et al.* (1999) 'Insect antenna as a smoke detector Rings of single-walled carbon nanotubes Taxon sampling revisited', *Nature*, pp. 3–4.
- Seyffarth, J., Calouro, A. and Price, P. (1996) 'Leaf rollers in *Ouratea hexasperma* (Ochnaceae): fire effect and the plant vigor hypothesis', *Revista Brasileira de Biologia*, 56, pp. 135–137.
- Silvestre, R., Demétrio, M. F. and Delabie, J. H. C. (2012) 'Community Structure of Leaf-Litter Ants in a Neotropical Dry Forest: A Biogeographic Approach to Explain Betadiversity', *Psyche: A Journal of Entomology*, 2012, pp. 1–15. doi: 10.1155/2012/306925.
- Sousa-Souto, L., Schoederer, J. H. and Schaefer, C. E. G. R. (2007) 'Leaf-cutting ants, seasonal burning and nutrient distribution in Cerrado vegetation', *Austral Ecology*, 32(7), pp. 758–765. doi: 10.1111/j.1442-9993.2007.01756.x.

Sundqvist, M. K., Sanders, N. J. and Wardle, D. A. (2013) 'Community and ecosystem responses to elevational gradients: processes, mechanisms, and insights for global change', *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 44, pp. 261–280. doi: 10.1146/annurev-ecolsys-110512-135750.

Underwood, E. C. and Christian, C. E. (2009) 'Consequences of Prescribed Fire and Grazing on Grassland Ant Communities', *Environmental Entomology*, 38(2), pp. 325–332.

Vasconcelos, H. L. *et al.* (2008) 'Ant diversity in an Amazonian savanna: Relationship with vegetation structure, disturbance by fire, and dominant ants', *Austral Ecology*, 33(2), pp. 221–231. doi: 10.1111/j.1442-9993.2007.01811.x.

Vasconcelos, H. L. *et al.* (2009) 'Dynamics of the leaf-litter arthropod fauna following fire in a neotropical woodland savanna.', *PloS one*, 4(11), p. e7762. doi: 10.1371/journal.pone.0007762.

Viana, L. R. *et al.* (2004) 'Foraging Patterns of the Leaf-Cutter Ant *Atta laevigata* (Smith)(Myrmicinae:Attini) in an Area of Cerrado Vegetation', *Neotropical Entomology*, 33, pp. 391–393.

Vieira, E., Andrade, I. and Price, P. (1996) 'Fire effects on a *Palicourea rigida* (Rubiaceae) gall midge: a test of the plant vigor hypothesis', *Biotropica*, 28, pp. 210–217.

Vitta, F. (2002) 'Diversidade e conservação da flora nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço em Minas Gerais', in Araújo, E.L.; Moura, A.N.; Sampaio, E.V.S.B.; Gestinari, L.M.S. & Carneiro, J. M. T. (ed.) *Biodiversidade, Conservação e Uso Sustentável da Flora do Brasil*. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco/Sociedade Botânica do Brasil, pp. 90–94.

Warming, E. (1892) 'Lagoa Santa, contribuição para a geografia fitobiológica', in E. W. and Ferri, M. (eds) *Lagoa Santa e a Vegetação dos Cerrados Brasileiros*. Belo Horizonte: Itatiaia, pp. 1–294.

Whittaker, R. H. (1960) 'Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California', *Ecological Monographs*, 30, pp. 279–338.

Whittaker, R. H. (1972) 'Evolution and measurement of species diversity', *Taxon*, 21, pp. 213–251.

Whittaker, R. J., Willis, K. J. and Field, R. (2001) 'Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity', *Journal of Biogeography*, 28, pp. 453–470.

York, A. (2000) 'Long-term effects of frequent low-intensity burning on ant communities in coastal blackbutt forests of southeastern Australia', *Austral Ecology*, pp. 83–98.

Zimmer, K. and Parmenter, R. R. (1998) 'Harvester Ants and Fire in a Desert Grassland : Ecological Responses of *Pogonomyrmex rugosus* (Hymenoptera : Formicidae) to Experimental Wildfires in Central New Mexico', *Environmental Entomology*, 27(2), pp. 282–287.

Table 1. Values of lmer model of burning and time since fire effects on ant species richness (800m = lower elevation, 1300m = higher elevation) and NMDS's values of dissimilarity between burned and unburned plots at each elevation (Jaccard index), separated by time since fire (in months).

Elevation	Response variable	Parameters	Chisq	d.f.	AIC	p
800 m	Ant richness	Time*Burn		5	143.44	
		Time + Burn	0.168	4	141.61	0.681
		Burn	1.134	3	140.75	0.287
		Time	8.532	3	148.15	0.003
1300 m	Ant richness	Time*Burn		7	125.03	
		Time + Burn	2.788	5	123.82	0.249
		Burn	4.304	4	126.12	0.038
		Time	8.918	3	128.74	0.011

Elevation	Response variable	Parameters	Time (moth)	R	p
800m	Ant composition	Burn x Unburned	1	0.04	0.180
			4	0.01	0.391
			10	0.08	0.065
1300m	Ant composition	Burn x Unburned	1	0.07	0.043
			4	0.60	<0.001
			10	0.59	<0.001

Fig 1. Burned areas immediately after fire in September 2011 at A) lower altitude of 800 m a.s.l. and B) higher lands at elevations of 1300m. C and D: the same areas four months after fire, in the mid rainy season.

Fig 2. Mean number (\pm SE) number of species per pitfall in burned and unburned plots of *campos rupestres* located at A) 1300m and B) 800m asl elevations, one (October), four (January) and ten (July) months after fire. * indicates significant difference ($p < 0.05$) in mean number of species per pitfall between burned and unburned plots.

Fig 3. Ant species spatial distribution in Non Metric Dimensional Scale (NMDS); filled symbols correspond to burned plots

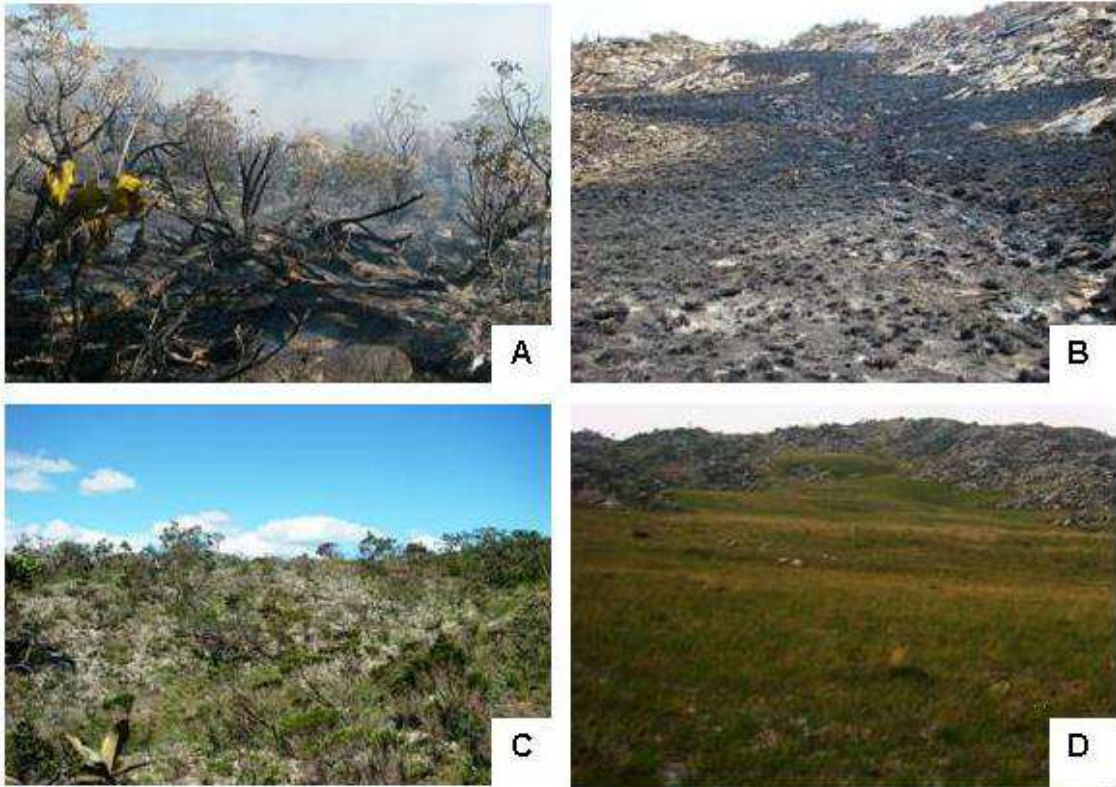


Fig. 1

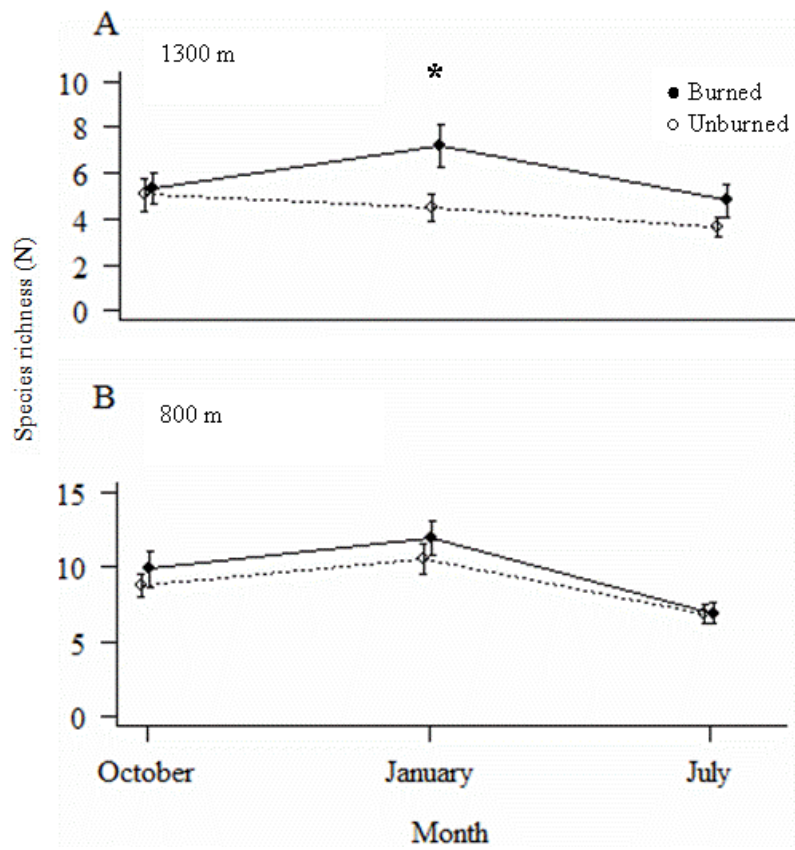


Fig. 2

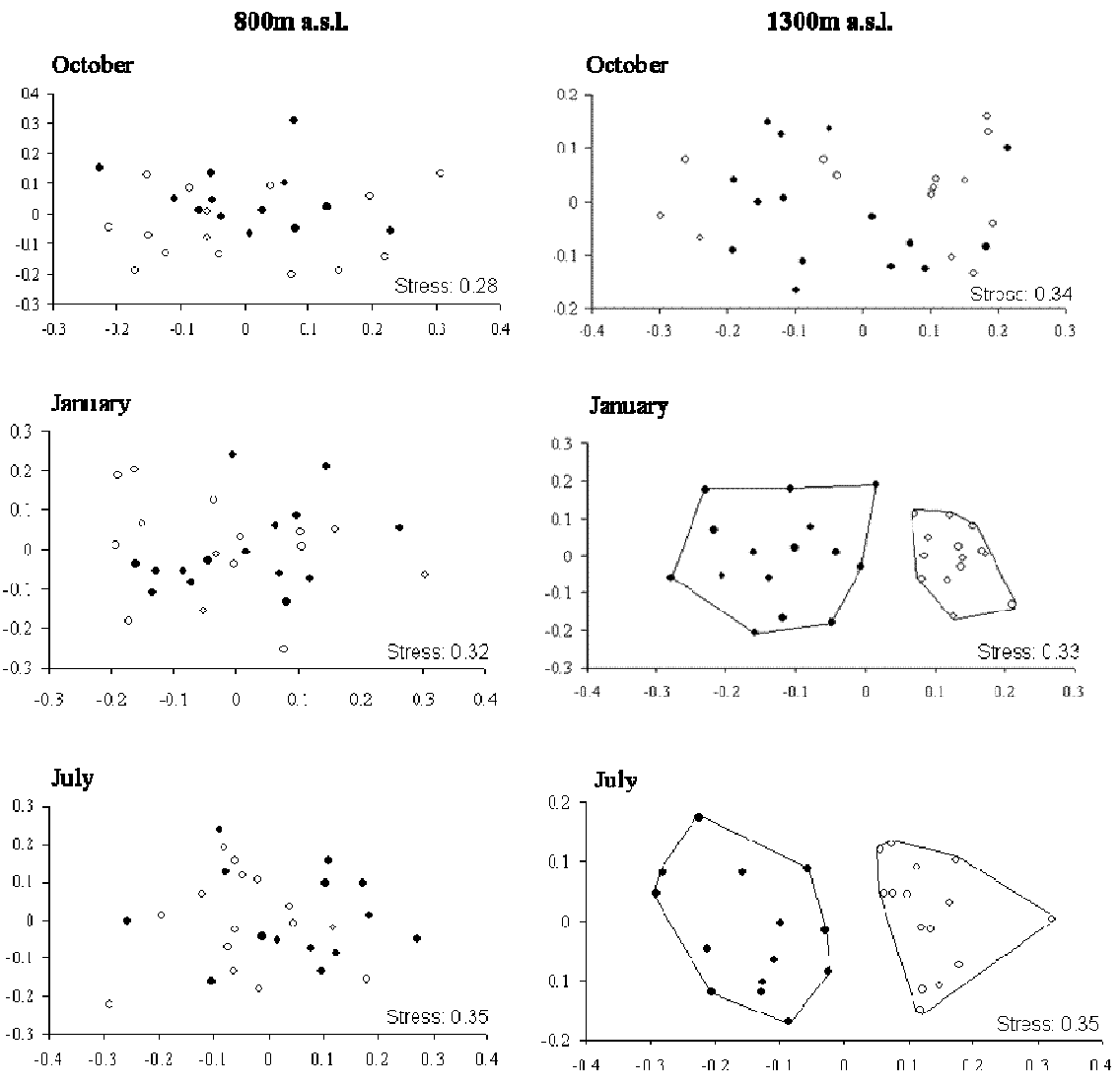


Fig. 3

Appendix

	October 2011			January 2012			July 2012		
	800 m	1300 m	unburned	800 m	1300 m	unburned	800 m	1300 m	unburned
	burned	burned	unburned	burned	burned	unburned	burned	burned	unburned
Subfamily Dolichoderinae									
<i>Dolichoderus diversus</i> (Emery, 1894)				x					
<i>Dorymyrmex brunneus</i> (Forel, 1908)	x								
<i>Dorymyrmex goeldii</i> (Forel, 1904)	x	x					x		x
<i>Dorymyrmex pyramicus</i> (Forel, 1912)	x		x	x			x		x
<i>Forelius brasiliensis</i> (Forel, 1908)				x					
<i>Forelius maranhaoensis</i> (Cuezzo, 2000)		x		x					
<i>Linepithema humile</i> (Mayr, 1868)		x	x	x			x		x
<i>Linepithema</i> sp.1		x	x	x			x		x
<i>Linepithema</i> sp.2		x	x	x			x		x
<i>Linepithema</i> sp.3		x	x	x			x		x
<i>Linepithema</i> sp.4		x	x	x			x		x
<i>Tapinoma</i> sp.1									
Subfamily Ectoninae									
<i>Neivamyrmex</i> sp.2			x	x					
Subfamily Ectatomminae									
<i>Ectatomma brunneum</i> (Smith, 1858)									
<i>Ectatomma edentatum</i> (Roger, 1863)	x	x	x	x			x		x
<i>Ectatomma opaciventre</i> (Roger, 1861)	x	x	x	x			x		x
<i>Ectatomma permagnum</i> (Forel, 1908)	x	x	x	x			x		x
<i>Ectatomma planidens</i> (Borgmeier, 1939)	x	x	x	x			x		x
<i>Ectatomma suzanae</i> (Almeida, 1986)	x	x	x	x			x		x
<i>Ectatomma tuberculatum</i> (Olivier, 1792)	x	x	x	x			x		x
<i>Gnamptogenys sulcata</i> (Roger, 1861)									
Subfamily Formicinae									
<i>Brachymyrmex</i> sp.3		x		x			x		x

Considerações finais

Os campos rupestres da Serra do Cipó possuem uma fauna muito rica de formicídeos que formam um mosaico de espécies com uma das maiores diversidades de formigas de ambientes altimontanos do mundo. O aumento progressivo da altitude foi acompanhado pela substituição gradual e homogeneização da vegetação mais complexa (mais heterogênea e rica) para graminóide, o que influenciou positivamente na diversidade α local e γ de espécies nas escalas local e regional, respectivamente. O aumento na riqueza de plantas também determinou positivamente a β diversidade de espécies entre as altitudes da montanha, corroborando com os estudos sobre a alta diversidade de plantas, fungos micorrízicos, galhas e insetos de vida livre na Serra do Cipó. A estrutura da comunidade de formigas na montanha é extremamente heterogênea e reforça o propósito da conservação em toda sua altura e extensão, uma vez que os altos valores de *turnover* das formigas se encontram em toda a extensão do gradiente altitudinal, indicando comunidades distintas entre os locais.

A região dos campos rupestres é suscetível à presença frequente de queimadas que podem afetar a estrutura da biota da região. O fogo simplifica o ecossistema pela abertura de espaço para novos nichos, aumento de recursos de algumas espécies vegetais, o que pode induzir a chegada de novos “propágulos” de formigas nas áreas queimadas. Diferenças adaptativas são sugeridas para explicação das diferentes respostas entre a comunidade de formigas das áreas queimadas em relação às não queimadas em diferentes habitats. O aumento da frequência de espécies “agricultoras” como *Pogonomyrmex naegelli* foi notado principalmente pela presença de espécies, o que pode sugerir um aumento dos recursos e nichos induzidos pelo fogo. Isso nos permite fazer um paralelo da resiliência apresentada pelas plantas desse ecossistema e as

formigas. Ambas comunidades parecem responder através o rápido “brotamento” induzido pelo fogo, corroborando com a hipótese das diferenças adaptativas no recrutamento e aumento da biodiversidade de espécies nos campos rupestres após o distúrbio. Finalizando, sugerimos a continuidade do monitoramento da diversidade de formigas em todo o comprimento do gradiente de altitude, uma vez que são potenciais bioindicadoras do deslocamento altitudinal das espécies previsto com as alterações climáticas.