

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS

BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

WILLIAN CARLOS CORRÊA PADILHA

**A INFLUÊNCIA DA HETEROGENEIDADE DE HABITAT E DA INTENSIDADE DE
PASTEJO SOBRE PADRÕES DE COMUNIDADES DE FORMIGAS
(HYMENOPTERA, FORMICIDAE) EM CAMPO NATIVO NO SUL DO BRASIL**

Porto Alegre

2020

WILLIAN CARLOS CORRÊA PADILHA

A INFLUÊNCIA DA HETEROGENEIDADE DE HABITAT E DA INTENSIDADE DE PASTEJO SOBRE PADRÕES DE COMUNIDADES DE FORMIGAS (HYMENOPTERA, FORMICIDAE) EM CAMPO NATIVO NO SUL DO BRASIL

Trabalho de Conclusão de curso apresentado como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas com ênfase em Ecologia de Invertebrados na Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Orientador(a): Prof. Dr. Luciana Regina Podgaiski

Co-orientador(a): Prof. Dr. William Dröse

Manuscrito formatado segundo as regras editoriais da revista *Biodiversity and Conservation*.

Porto Alegre

2020

WILLIAN CARLOS CORRÊA PADILHA

A INFLUÊNCIA DA HETEROGENEIDADE DE HABITAT E DA INTENSIDADE DE PASTEJO SOBRE PADRÕES DE COMUNIDADES DE FORMIGAS (HYMENOPTERA, FORMICIDADE) EM CAMPO NATIVO NO SUL DO BRASIL)

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de Bacharel e aprovado em sua forma final pelo Curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Rio Grande do sul.

Porto Alegre, 11 de novembro de 2020.

Prof. Dr. Fernanda Stanisçuaski
Coordenadora do Curso

Banca Examinadora:

Prof.^a Dra. Luciana Regina Podgaiski
Orientadora
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. Dr. William Dröse
Coorientador
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Mt. Leoni Bomfim
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Mt. Murilo Zanini David
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Este artigo encontra-se nas regras da revista Biodiversity and Conservation!

A influência da heterogeneidade de habitat e da intensidade de pastejo sobre padrões de comunidades de formigas (Hymenoptera, Formicidae) em campo nativo no sul do Brasil

Willian Carlos Corrêa Padilha^{1*}, William Dröse¹, Luciana Regina Podgaiski¹

Resumo Campos do sul do Brasil constantemente sofrem distúrbios, como o pastejo. Grandes herbívoros formam no campo, por meio do pisoteio e remoção seletiva de espécies vegetais, um mosaico de manchas de vegetação preferidas e rejeitadas. Variações na estrutura da vegetação causadas por esses distúrbios disponibilizam diferentes microhabitats e microclimas para a fauna associada, podendo refletir em mudanças nessas comunidades, como as de formigas. Nesse estudo, foram investigadas as respostas da mirmecofauna, por meio de medidas taxonômicas e funcionais, a diferentes microhabitats em um gradiente de intensidade de pastejo em campos naturais no sul do Brasil. Foram selecionadas três intensidades, representadas por duas áreas cada uma; dentro de cada área, foram coletadas formigas por meio de armadilhas de queda (*pitfalls trap*) instaladas em três microhabitats: *Baccharis articulata*, *Eryngium horridum* e estrato sobrepastejado; após morfoespeciação, os atributos funcionais foram medidos. A composição de formigas foi diferente entre intensidades e também entre microhabitats. A riqueza e diversidade taxonômica não mudaram entre os ambientes. A diversidade funcional foi afetada somente pela intensidade de pastejo. As diferenças nas composições parecem ser consequências das mudanças na abertura dos habitats, pois este é um fator chave no estabelecimento de formigas em um ambiente. As intensidades pastoris e os microhabitats podem estar selecionando atributos

¹ Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 9500, Porto Alegre 91501-970, Brasil

*E-mail: willianccpadilha@gmail.com

distintos, pois a seleção depende de uma série de variáveis ambientais que podem diferir entre escalas (regional e local). A divergência da resposta observada entre diversidade funcional e taxonômica das intensidades pastoris sugere espécies com diferentes pesos funcionais entre esses ambientes, reforçando a importância da utilização de múltiplas medidas nas análises de distúrbios nos ecossistemas.

Palavras-chave: mirmecofauna, diversidade funcional, diversidade taxonômica, distúrbio, pastejo.

Introdução

Campos são ecossistemas biodiversos largamente distribuídos em todo mundo. A ocorrência de distúrbios nos campos (e.g. pastejo, queimadas) ajuda a manter sua fisionomia (Crawshaw *et al.*, 2007), sendo que sua ausência pode levar ao estabelecimento de arbustos e touceiras, que passam a competir por recursos (e. g. incidência de luz solar) com espécies já estabelecidas, principalmente de herbáceas e gramíneas, gerando uma descaracterização do ambiente (Oliveira & Pillar, 2004; Overbeck *et al.*, 2007). A presença de animais pastejadores (i.e. o gado) leva a uma heterogeneidade na estrutura e composição da vegetação campestre, causada pelo pisoteio e remoção seletiva de espécies pelos herbívoros, e altamente influenciada pela intensidade de pastejo (Klink *et al.*, 2014). Em geral, a heterogeneidade na estrutura da vegetação e das condições abióticas aumenta em intensidades de pastejo intermediárias, porém é reduzida em intensidades maiores ou menores (Klink *et al.*, 2014). Os grandes herbívoros em geral mantêm o campo como um mosaico de manchas de vegetação preferidas e rejeitadas. As espécies rejeitadas (tóxicas, implantáveis, ou com defesas contra herbívoros como espinhos) podem facilitar o estabelecimento de outras espécies vegetais sob sua copa, atenuando condições desfavoráveis e até protegendo contra a herbivoria (Fidelis *et al.*, 2009). Por exemplo, em campos naturais no sul do Brasil (Campos

Sulinos), Fidelis *et al.* (2009) observaram indícios de facilitação do gravatá *Eryngium horridum* Malme, 1904 (Apiaceae), uma roseta espinhenta impalatável ao gado, sobre herbáceas e gramíneas em seu sub-bosque.

Variações na estrutura da vegetação e das condições abióticas causada por distúrbios nos ecossistemas disponibilizam diferentes microhabitats e microclimas para a fauna associada (Milchunas *et al.*, 1988), e podem refletir em mudanças nas comunidades de invertebrados associadas a esses ambientes (Klink *et al.*, 2014; Ruttan *et al.*, 2016). As diferentes condições abióticas (e. g. nível de umidade, temperatura) agem como filtro ambiental e, assim como as bióticas (e.g. predadores, presas, competidores), afetam a performance (e. g., crescimento, sobrevivência, fecundidade) de um organismo no ambiente (Bousseau *et al.*, 2018); desse modo, indivíduos com as características certas para determinadas condições possuem maior chance de se estabelecer e aumentar sua população em um ambiente, e os demais indivíduos tendem a ser excluídos (Renault *et al.*, 2018)

Formigas são um táxon frequentemente utilizado no monitoramento de distúrbios causados pelo manejo pastoril, devido a sua abundância, importância em diversos processos ecológicos e por terem padrões globais de resposta razoavelmente conhecidos (Hoffmann, 2010). Sabe-se que: (i) os efeitos mais importantes causados pelo distúrbio do habitat sobre as formigas são tipicamente indiretos, por meio dos seus efeitos sobre a estrutura do habitat, microclima, disponibilidade de recursos e interações competitivas (Andersen, 2018); (ii) a abertura do habitat, fator relacionado ao tipo de vegetação, é um fator chave para a variação nas comunidades de formigas (Hoffmann, 2010; Andersen, 2018); (iii) distúrbios induzem alterações na composição das espécies, mas não necessariamente afetam riqueza ou abundância (Hoffmann, 2010; Andersen, 2018); (iv) o mesmo distúrbio pode ter diferentes efeitos sobre as formigas em diferentes habitats, devido à diferença no impacto sobre a

abertura do habitat (Andersen, 2018) e a variação na aptidão inerente do habitat de suportar diferentes formigas (Hoffmann, 2010).

Entretanto, trabalhos de biomonitoramento geralmente avaliam as comunidades considerando sua diversidade taxonômica (Melo & Hepp, 2008; Gavrilescu *et al.*, 2015). Porém, esses indicadores assumem mesmo peso funcional para todas as espécies na comunidade, sem levar em consideração as características e funções das espécies no ambiente em que estão inseridas; conseqüentemente, não informam sobre suas propriedades estruturais, de organização e sua relação com os processos e serviços ecossistêmicos (Podgaiski *et al.*, 2011). A fim de contornar essa situação e complementar estratégias de conservação e restauração, temos a adição de métricas capazes de quantificar diferenças funcionais e fenotípicas: os índices de diversidade funcional (FD) (Cadotte *et al.*, 2011). Esses índices levam em consideração os atributos funcionais das espécies, que são propriedades mensuráveis dos organismos que influenciam fortemente no seu desempenho no ambiente (McGill *et al.*, 2006), e que podem apresentar plasticidade fenotípica dependendo de sua interação com o meio (Whitman & Agrawal, 2009). Geralmente, são positivamente relacionados com a diversidade taxonômica, mas podem ocorrer divergências (Cadotte *et al.*, 2011).

Nesse estudo, foram investigadas as respostas das comunidades de formigas, por meio de medidas taxonômicas (i.e. riqueza, composição e diversidade taxonômica) e funcionais (i.e. diversidade funcional), a diferentes microhabitats em um gradiente de intensidade de pastejo em campos naturais no sul do Brasil, avaliando a relação entre elas. Foram avaliadas as comunidades de formigas estabelecidas sob duas plantas rejeitadas pelo gado: gravatá (*Eryngium horridum*) e carqueja (*Baccharis articulata* (Lam.) Pers.; Asteraceae), assim como o estrato herbáceo sobrepastejado. As seguintes hipóteses foram estabelecidas: (i) a maior

abertura do estrato baixo em relação aos demais, assim como na maior intensidade de pastejo, vai afetar na ocorrência de formigas nesses ambientes; (ii) o efeito de facilitação dos estratos não-pastejados, caso houver, será estendido às formigas; (iii) a intensidade de pastejo intermediária fornecerá maior diversidade de recursos e condições ambientais para ocorrência das espécies. Como predições, temos: (i) a composição de espécies será afetada tanto pela intensidade de pastejo, quanto pelo microhabitat; (ii) a riqueza de espécies será menor entre os estratos sobrepastejados, em relação aos não-pastejados; (iii) a riqueza de espécies será maior na intensidade de pastejo intermediária; (iv) o FD será afetada tanto pela intensidade de pastejo, quanto pelo microhabitat, e será diretamente proporcional à diversidade taxonômica.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado na Estação Experimental Agronômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (EEA – UFRGS), localizada no município de Eldorado do Sul, Rio Grande do Sul, entre as latitudes de 30° 04' 30" S e 30° 07' 30" S e as longitudes de 51° 39' 18" W e 51° 42' 18" W. A área ocupada é de 1.576 hectares e está situada na região climática da Depressão Central, com temperatura média de 18,8 °C e pluviosidade média anual de 1.455 mm (Bergamaschi *et al.*, 2013). É composta por campos, inseridos no bioma Pampa.

Os Campos da Depressão Central possuem vegetação caracterizada pela presença de dois estratos: o mais baixo, dominado por gramíneas rizomatosas (*Poaceae*), e o mais alto por touceiras de gramíneas cespitosas (*Poaceae*) e por espécies de compostas (*Asteraceae*) (Overbeck *et al.*, 2015). Para melhor representar o estrato alto, selecionamos duas espécies de compostas rejeitadas pelo gado: *Eryngium horridum*, com efeito de facilitação sobre plantas conhecido, e *Baccharis articulata*, a fim de comparação. *E. horridum* é uma roseta com folhas fibrosas e espinhosas comum nos campos do sul do Brasil, possuindo

inflorescências cujo eixo principal pode chegar a 3 metros de altura (Irgang, 1974). Já *B. articulata* é um arbusto ramificado, cuja altura varia entre 50 e 100 cm, e distribuído no sul do Brasil, Paraguai, Uruguai e Argentina (Cortadi *et al.*, 1999).

Delineamento amostral e coleta dos dados

As coletas ocorreram entre janeiro e março de 2017. A Estação contém blocos experimentais com diferentes ofertas de forragem (4%, 8%, 8-12%, 12%, 12-16% e 16%) (Fig. 1).



Fig. 1: Imagem de satélite da EEA destacando os diferentes poteiros, indicados com as respectivas ofertas de forragem fornecidas. Fonte: Google Maps.

Cada oferta representa a quantidade de biomassa seca por 100 kg de peso animal, de modo que no 4%, por exemplo, temos 4 kg de biomassa para cada 100 kg de gado. A intensidade de pastejo é inversamente proporcional à oferta. Para o estudo, foram

selecionados dois blocos, cada um contendo três áreas de diferentes ofertas de forragem: 4%, 8% e 12% (Fig. 2), totalizando seis áreas.



Fig. 2: Fotos das áreas de coleta, evidenciando as diferenças na densidade e composição da vegetação. **A:** maior intensidade de pastejo; **B:** intensidade intermediária; **C:** menor intensidade.

Em cada área, instalaram-se 12 unidades amostrais, sendo 4 em vegetação herbácea pastejada, representando o estrato baixo, e 8 sob não-pastejada (4 sob plantas de *Baccharis articulata* e 4 sob *Eryngium horridum*), representando o estrato alto (Fig. 3). Buscou-se formar trios contendo um tipo de cada microhabitat, distantes a pelo menos 10 m entre si, formando 4 sub-áreas dentro de cada área, estas com distância mínima de 50 m. Cada unidade amostral representou um quadrante de 50 x 50 cm onde foram instaladas três armadilhas de queda (pitfall trap) constituídas por tubos falcon de 50 mL com solução de detergente e álcool 80%. As armadilhas permaneceram em campo durante 72 h, sendo posteriormente levadas para o Laboratório de Ecologia de Interações da UFRGS (LEIN), onde foram triadas e determinadas em gêneros e morfoespécies utilizando chaves de identificação de Baccaro *et al.* (2015).



Fig. 3: Foto dos diferentes microhabitats, mostrando os quadrantes demarcados e *pitfalls* utilizados para as coletas. **A:** sobrepastejado; **B:** *E. horridum*; **C:** *B. articulata*.

Para avaliar a diversidade funcional, foram medidos cinco atributos funcionais utilizando ocular micrométrica em estereomicroscópio. Os atributos foram selecionados seguindo recomendação de Parr *et al.* (2017), baseados em importantes características reconhecidas em ecologia de formigas: comprimento da cabeça (indicativo de tamanho corporal), da mandíbula (relacionada à dieta), do escapo antenal (associado a habilidades sensoriais e capacidade de seguir trilhas de feromônios), do olho (indicativo de comportamento de busca por recursos e turnos de atividade) e do fêmur (indicativo da velocidade de forrageamento, reflexo da complexidade do habitat). Em cada unidade amostral, selecionou-se uma operária menor de cada morfoespécie para medição dos atributos, totalizando 673 indivíduos medidos.

Análise dos dados

Para explorar como a composição de espécies de formigas responde aos diferentes microhabitats e intensidades, foram realizadas ordenações das unidades amostrais através do escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), utilizando o índice de Jaccard como medida de similaridade para a presença/ausência das espécies. Para isso, foram utilizadas duas matrizes: a primeira, considerando a presença das espécies de formigas (63 colunas) nas unidades dentro de cada oferta de forragem, considerando cada sub-área como ponto único

(24 linhas, 8 para cada oferta); e a segunda, considerando a presença das espécies de formigas (63 colunas) em cada microhabitat (72 linhas, 24 para cada microhabitat). As composições foram testadas, utilizando as mesmas matrizes, através de uma análise de similaridade (ANOSIM) de um fator, com base em 10.000 permutações. Estes dados foram analisados através do software PAST (Hammer *et al.*, 2001).

Para avaliar a variação de riqueza ao longo dos tratamentos, a mesma foi colocada como variável resposta em um Modelo Linear Generalizado (GLM), com ajuste em distribuição de Poisson, modelada pelas variáveis explicatórias: oferta de forragem e microhabitat, em uma matriz contendo a riqueza absoluta (1 coluna) de cada unidade amostral (72 linhas) utilizando o pacote *vegan* do programa R (Core Team, 2019).

O índice utilizado para diversidade funcional foi a Entropia Quadrática de Rao (RaoQ), que representa uma forma generalizada do índice de diversidade de Simpson, e que calcula as diferenças funcionais entre pares de espécies ponderando as respectivas abundâncias. Para calcular o índice de cada unidade amostral, foi utilizado o pacote SYNCSA do programa R (Core Team, 2019), que também fornece o valor de Simpson, sendo esse o índice de diversidade taxonômica utilizado para comparação. Duas matrizes foram utilizadas, uma contendo a frequência relativa das espécies (63 colunas) dentro de cada unidade amostral (72 linhas), considerando a riqueza de cada unidade, e outra contendo o valor médio de cada atributo (5 colunas) para cada espécie (63 linhas). O tamanho médio do olho, da mandíbula, do fêmur e do escapo antenal de cada espécie foi previamente ponderado pelo comprimento de sua cabeça. A abundância dos indivíduos não foi considerada pois essa medida é fortemente influenciada pela posição dos ninhos e de trilhas de forrageamento. Os valores de Rao e de Simpson foram colocados como variáveis dependentes em um GLM, com ajuste em distribuição normal, modelados pelas variáveis independentes: microhabitat e oferta de forragem. Ainda, foi realizado um modelo linear simples, para testar a correlação

entre os valores de diversidade taxonômica (Simpson) e funcional (Rao). Essas análises foram realizadas no programa R (Core Team, 2019).

Resultados

Mirmecofauna

Foram coletados 10313 indivíduos, distribuídos em 63 morfoespécies, 28 gêneros e sete subfamílias. A subfamília mais representativa foi Myrmicinae (14 gêneros), seguida por Ponerinae, Formicinae e Dolichoderinae (3 gêneros cada), Dorylinae e Ectatomminae (2 gêneros cada) e Pseudomyrmicinae (1 gênero). Os gêneros com maior número de espécies foram *Pheidole* Westwood 1939 (12 espécies), seguido por *Camponotus* Mayr, 1861 (oito espécies), e *Solenopsis* Westwood 1840 e *Acromyrmex* Mayr, 1865 (ambas com cinco) (Tab. 1). As espécies mais frequentes nas unidades amostrais foram *Wasmannia* sp. 1, *Solenopsis* sp. 2 e *Solenopsis* sp. 3.

Tabela 1: Ocorrência das espécies de formigas coletadas nas diferentes ofertas de forragem (4%, 8% e 12%) e nos diferentes estratos. **SB** = sobrepastejado; **EH** = *Eryngium horridum*; **BA** = *Baccharis articulata*.

Subfamília	Morfoespécie	4%			8%			12%		
		SB	EH	BA	SB	EH	BA	SB	EH	BA
Dolichoderinae	<i>Dorymyrmex</i> sp. 1			x	x		x	x	x	
	<i>Linepithema</i> sp. 1	x	X	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Tapinoma</i> sp. 1	x		x	x			x		
Dorylinae	<i>Labidus</i> sp. 1		X				x			x
	<i>Neivamyrmex</i> sp. 1									x
	<i>Neivamyrmex</i> sp. 2					x	x			
Ectatomminae	<i>Ectatomma</i> sp. 1								x	
	<i>Gnamptogenys</i> sp. 1		X			x	x	x	x	x
	<i>Gnamptogenys</i> sp. 2	x	X	x		x				
Formicinae	<i>Brachymyrmex</i> sp. 1	x	X	x						
	<i>Brachymyrmex</i> sp. 2	x	X	x	x		x	x	x	x
	<i>Brachymyrmex</i> sp. 3			x						
	<i>Camponotus</i> sp. 1		X	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Camponotus</i> sp. 2			x	x	x	x	x	x	x

	<i>Camponotus</i> sp. 3						x	x	x
	<i>Camponotus</i> sp. 4							x	
	<i>Camponotus</i> sp. 5				x				
	<i>Camponotus</i> sp. 6		X						
	<i>Camponotus</i> sp. 7		X		x	x	x	x	x
	<i>Camponotus</i> sp. 8					x			
	<i>Nylanderia</i> sp. 1		X	x	x	x	x	x	x
	<i>Nylanderia</i> sp. 2		X	x	x				
Myrmicinae	<i>Acromyrmex</i> sp. 1	x	X		x	x	x	x	
	<i>Acromyrmex</i> sp. 2		X		x			x	x
	<i>Acromyrmex</i> sp. 3	x		x					
	<i>Acromyrmex</i> sp. 4								x
	<i>Acromyrmex</i> sp. 5			x					
	<i>Atta</i> sp. 1							x	
	<i>Atta</i> sp. 2							x	
	<i>Cephalotes</i> sp. 1								x x
	<i>Crematogaster</i> sp. 1		X	x	x		x		
	<i>Crematogaster</i> sp. 2	x	X	x	x		x	x	
	<i>Cyphomyrmex</i> sp. 1	x	X	x	x	x	x		
	<i>Cyphomyrmex</i> sp. 2	x	X	x	x	x	x	x	x
	Gênero A				x	x			
	<i>Mycocepurus</i> sp. 1								x x
	<i>Pheidole</i> sp. 1		X						
	<i>Pheidole</i> sp. 2	x	X		x		x		
	<i>Pheidole</i> sp. 3	x	X	x	x	x	x	x	x
	<i>Pheidole</i> sp. 4		X		x				
	<i>Pheidole</i> sp. 5		X	x	x	x	x	x	x
	<i>Pheidole</i> sp. 6	x	X	x	x	x	x	x	x
	<i>Pheidole</i> sp. 7	x	X	x	x		x	x	x
	<i>Pheidole</i> sp. 8	x		x	x	x	x	x	x
	<i>Pheidole</i> sp. 9	x		x	x	x	x	x	x
	<i>Pheidole</i> sp. 10			x	x	x			x x
	<i>Pheidole</i> sp. 11	x		x				x	
	<i>Pheidole</i> sp. 12		X						
	<i>Pogonomyrmex</i> sp. 1	x	X		x			x	x
	<i>Solenopsis</i> sp. 1	x	X	x	x				
	<i>Solenopsis</i> sp. 2	x	X	x	x	x	x	x	
	<i>Solenopsis</i> sp. 3	x	X	x	x	x	x	x	x
	<i>Solenopsis</i> sp. 4	x							
	<i>Solenopsis</i> sp. 5		X	x		x		x	x
	<i>Strumigenys</i> sp. 1								x
	<i>Trachymyrmex</i> sp. 1		X				x		
	<i>Trachymyrmex</i> sp. 2				x	x	x	x	x
	<i>Tranopelta</i> sp. 1					x			x x

	<i>Wasmannia</i> sp. 1	x	X	x	x	x	x	x	x	x
Ponerinae	<i>Anochetus</i> sp. 1	x			x					
	<i>Hypoponera</i> sp. 1		X							
	<i>Pachycondyla</i> sp. 1	x		x						
Pseudomyrmicinae	<i>Pseudomyrmex</i> sp. 1									x

O número total de espécies por unidade variou de 5 a 16 na maior intensidade de pastejo (média = 9; DP = 3.02), de 6 a quinze na intermediária (média = 10; DP = 2.44) e de 1 a quatorze na menor (média = 9; DP = 2.73). Observaram-se 26 espécies compartilhadas entre todas as intensidades. A menor intensidade apresentou 11 espécies exclusivas, a maior, 10, e a intermediária, quatro (Fig. 4).

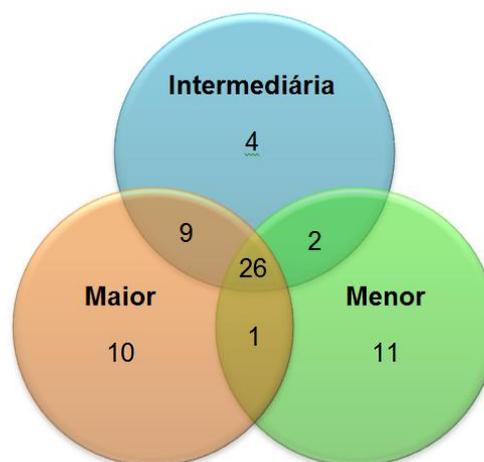


Fig. 4: Diagrama de Venn mostrando o número de espécies exclusivas e compartilhadas entre as diferentes intensidades de pastejo.

A riqueza nas unidades, considerando os microhabitats, variou de 1 a 16 no sobrepastejado (média = 10; DP = 3.4), de 6 a treze em *B. articulata* (média = 9; DP = 2.26) e de 6 a dezesseis em *E. horridum* (média = 9; DP = 2.45). Houve compartilhamento de 32 espécies. No sobrepastejado e em *B. articulata* ocorreram cinco espécies exclusivas, enquanto em *E. horridum* ocorreram sete (Fig. 5).

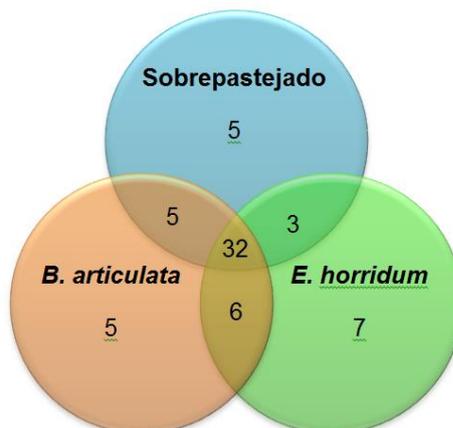


Fig. 5: Diagrama de Venn mostrando o número de espécies exclusivas e compartilhadas entre os diferentes microhabitats.

Respostas das formigas ao manejo

A partir da ordenação com base na composição de formigas nas diferentes intensidades de pastejo, verificaram-se três agrupamentos claros, representando as diferentes intensidades de pastejo, com separação mais acentuada entre os tratamentos extremos opostos, havendo pequena sobreposição de ambos com a intensidade intermediária (Fig. 6). A análise de similaridade indicou diferença significativa entre as intensidades (ANOSIM, $R = 0.4373$, $p < 0.001$), onde a composição diferiu entre as extremas opostas ($p < 0.001$), entre a intermediária e a maior ($p = 0.01$) e, também, entre a intermediária e a menor ($p < 0.001$).

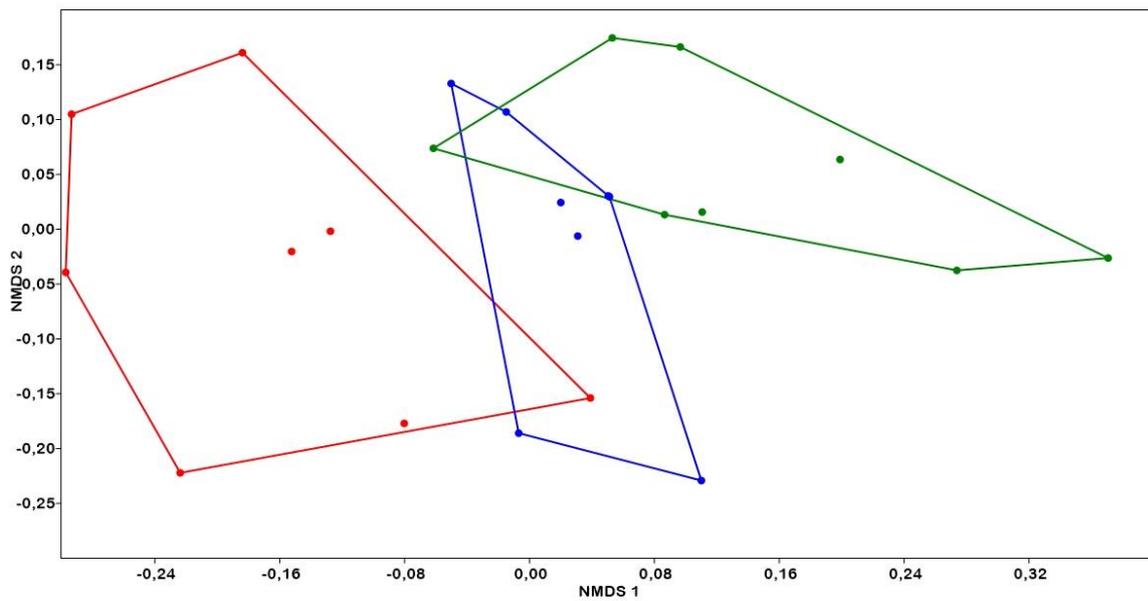


Fig. 6: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) da composição de formigas nas diferentes ofertas de forragem. **Vermelho** = 4%; **azul** = 8%; **verde** = 12%.

Embora a ordenação com base na composição de espécies nos diferentes microhabitats não tenha indicado agrupamentos muito claros (Fig. 7), a diferença na composição foi significativa (ANOSIM, $R = 0.0725$, $p = 0.001$), onde o sobrepastejado diferiu tanto de *B. articulata* ($p = 0.003$) quanto de *E. horridum* ($p = 0.002$).

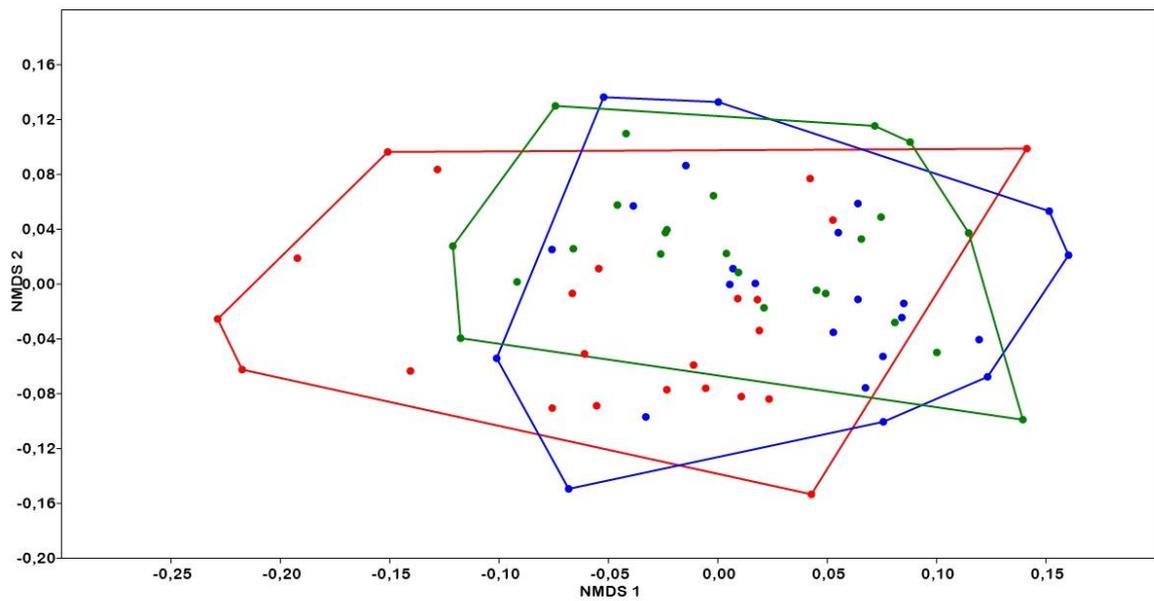


Fig. 7: Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) da composição de formigas nos diferentes microhabitats. **Vermelho** = sobrepastejado; **azul** = *B. articulata*; **verde** = *E. horridum*.

A riqueza não apresentou diferença significativa entre intensidades nem entre microhabitats. Embora a diversidade taxonômica de formigas, considerando índice de Simpson, não tenha sido diferente entre os tratamentos, a diversidade funcional foi significativamente maior no tratamento com 12% de oferta de forragem em relação ao com 4% (GLM, $p < 0.01$, $t = 2.833$) (Fig. 8). As diversidades funcional e taxonômica apresentaram forte correlação ($p < 0.001$, $R^2 = 0.76$).

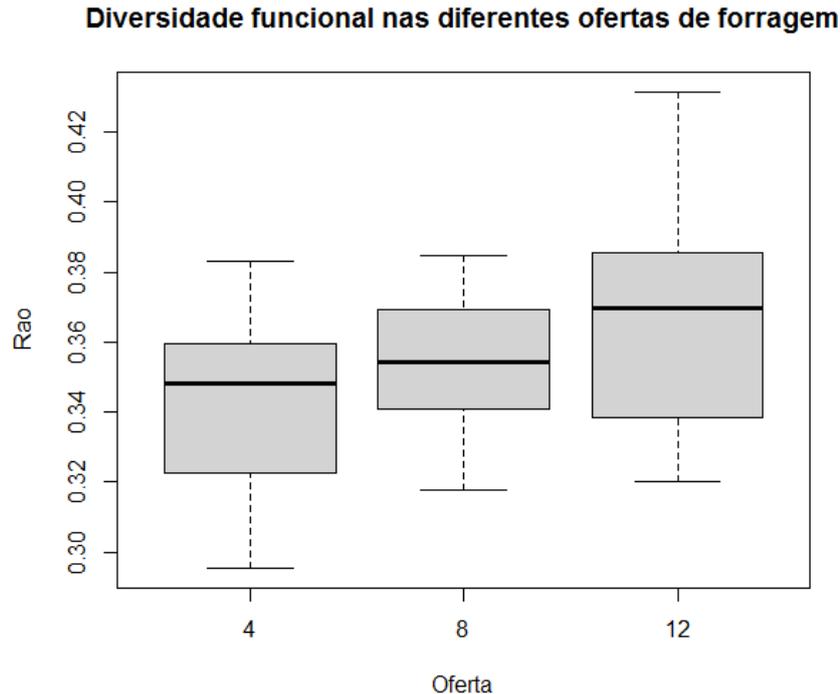


Fig 8: Boxplot demonstrando diferenças nos valores de diversidade funcional (Rao) entre as diferentes intensidades de pastejo (ofertas de forragem).

Discussão

Este estudo verificou que a composição de formigas é afetada tanto pela intensidade de pastejo quanto pelos microhabitats. Entretanto, esses fatores não conduzem a diferenças na riqueza nem na diversidade taxonômica. A diversidade funcional foi afetada somente pela intensidade de pastejo, e apresentou forte correlação com a diversidade taxonômica.

Um dos padrões globais de resposta ao pastejo observado por Hoffmann (2010) é a alteração na composição da mirmecofauna, dependente do tipo de pastejo empregado. Comparações entre ambientes pastejados e não pastejados, ou ainda entre baixa intensidade pastoril e alta, relatam separações nas comunidades de formigas presentes em cada um (Majer & Beeston, 1996; Woinarsky *et al.* 2002; Hoffmann & Andersen, 2003; Dahms *et al.* 2010).

Adicionalmente, a análise de composição de espécies para os microhabitats formou dois grupos: as formigas que ocorrem no estrato baixo e as que ocorrem no estrato alto.

Dahmns *et al.* (2010) compararam áreas continuamente pastejadas com áreas para pastejo restauradas (por meio de corte de árvores e arbustos, e reintrodução do pastejo) no norte europeu e observaram dois padrões: (i) houve alta frequência de espécies de formigas de habitat aberto em áreas com vegetação mais baixa e (ii) espécies florestais tiveram maior frequência em ambientes com arbusto. As diferentes composições observadas no presente estudo podem ser reflexo desses padrões, pois (i) a maior intensidade de pastejo e o estrato baixo possuem vegetação mais baixa em relação à menor intensidade e ao estrato alto, respectivamente; e (ii) o estrato alto é composto predominantemente por arbustos, enquanto o baixo é formado por espécies herbáceas. Além disso, o tipo de pastejo afeta a diversidade (taxonômica e funcional) de plantas no campo (Dröse, 2015); conseqüentemente, a estrutura da vegetação é afetada, tendendo a ser simplificada pelo pastejo (Bestelmeyer & Wiens, 2001.a). Dessa forma, são causadas alterações na abertura do habitat, e este é um fator chave no estabelecimento de formigas em um ambiente (Andersen, 2018).

Distúrbios causados pelo pastejo nem sempre levam a alterações na riqueza das assembleias de formigas, e as respostas são variáveis (Hoffmann, 2010). Enquanto alguns autores observaram maior riqueza de formigas em ambientes não pastejados ou em que o pastejo foi abandonado (Woinarsky *et al.*, 2002; Boulton *et al.*, 2005), outros relatam maior riqueza de espécies em ambientes pastejados ou com maior intensidade de pastejo em relação a não pastejados ou de menor intensidade (Bestelmeyer & Wiens, 2001.b; Heuss *et al.*, 2019), ou ainda não constataram diferenças significativas na riqueza entre esses ambientes (Read & Andersen, 2000; Dahmns *et al.*, 2010), como neste trabalho.

Respostas da riqueza de formigas aos microhabitats também são variáveis, pois Lassau & Hochuli (2004) relataram correlação negativa entre riqueza de espécies e complexidade de habitat, enquanto Ruttan *et al.* (2016) registraram maior riqueza de formigas em arbustos (mais complexos) em relação a ambientes abertos (menos complexos). Dahmns

et al. (2005) compararam quatro campos com diferentes tratamentos na Alemanha: pradarias para silagem, pradarias de feno, pradarias de pasto e pastagens para gado. Também não foi encontrada diferença significativa na riqueza da mirmecofauna em nenhum dos tratamentos. Os autores concluíram que as diferenças nas intensidades do pastejo não foram fortes o suficiente para afetar a riqueza de formigas entre ambientes. O mesmo pode ter acontecido entre as intensidades aqui estudadas.

O método de coleta utilizado também pode ter influenciado o resultado observado. Melbourne (1999) realizou um experimento em um campo da Austrália, comparando a eficiência de captura de armadilhas de queda em três níveis de estrutura de habitat: mais denso (sem modificação), intermediário (com remoção de serrapilheira e plantas senescentes ao redor da armadilha) e menos denso (remoção total da vegetação e serrapilheira ao redor da armadilha). Ele constatou que a riqueza de formigas foi quase duas vezes maior nos habitats com estrutura menos densa ou intermediária em relação aos com estrutura mais densa, devido a diferenças na superfície vegetal disponível para deslocamento. Logo, a riqueza da menor intensidade de pastejo, assim como do estrato alto, pode ter sido subestimada.

Fatores como clima e vegetação estruturam, além da composição taxonômica, a composição funcional das formigas em um ambiente (Gibb & Parr, 2010; Wiescher *et al.* 2012; Arnan *et al.* 2014). Além disso, em escala regional, a seleção de atributos depende de uma série de variáveis ambientais, mas que nem sempre são as mesmas que determinam atributos em escalas locais (Gibb *et al.* 2015). Yates *et al.* (2014) testaram respostas dos atributos de formigas entre ambientes pastejados e remanescentes de vegetação, na Austrália, e constataram variação funcional apenas em macrohabitats. Já outros autores encontraram relação entre características de microhabitats e diversidade funcional (Debusse *et al.* 2007; Silva & Brandão, 2010; Gibb & Parr, 2013). Desse modo, as intensidades pastoris e os

microhabitats podem estar selecionando atributos diferentes. Sendo assim, a seleção do ambiente sobre os atributos que foram mensurados neste estudo tem força baixa ou nula em escala menor, mas é relevante em escala maior.

Ao comparar campos pastejados com sistemas de pastejo abandonados, na Espanha, Azcárate & Peco (2011) relataram maior diversidade funcional nos sistemas abandonados. Embora sejam homogêneos em grande escala, esses ambientes são heterogêneos em pequenas escalas (Azcárate & Peco, 2011). Isso fornece maior disponibilidade de condições e recursos e, conseqüentemente, maior diversidade de atributos funcionais que sejam compatíveis com os mesmos (Wiescher *et al.* 2012). Isso pode explicar a maior diversidade funcional observada na menor intensidade pastoril, visto que ela é a mais próxima de um sistema abandonado entre as três.

A forte correlação entre diversidade taxonômica e funcional encontrada também foi relatada em outros estudos (Bihn *et al.* 2010; Liu *et al.* 2016), porém nem sempre ela é observada (Hevia *et al.* 2016). Isso porque distúrbios impactam processos das comunidades ecológicas, e não as espécies em si (Mayfield *et al.* 2010). As espécies podem ser funcionalmente redundantes em um ambiente, onde sua exclusão pouco afeta a diversidade funcional do ecossistema (Cadotte *et al.* 2011). Em contrapartida, existem espécies funcionalmente únicas, que agregam valor à diversidade funcional dos ambientes (Bihn *et al.*, 2010). Assim, alterações taxonômicas nem sempre são refletidas em alterações funcionais e, quando são, a força da resposta depende do contexto em que a espécie está inserida. Já que não houve diferença na diversidade taxonômica entre intensidades pastoris, as diferenças funcionais observadas sugerem mais espécies funcionalmente redundantes na maior intensidade de pastejo, ou ainda mais espécies funcionalmente únicas na menor intensidade, ou ambos. Isso é corroborado pelo fato das análises de composição indicarem grupos de espécies distintos entre esses ambientes.

Conclusão

Em suma, o estudo comprovou que tanto a intensidade de pastejo quanto os microhabitats são importantes na estruturação das assembleias de formigas nos campos do sul do Brasil. As respostas foram variadas e dependentes de escala. Em escala maior, houve separação na composição das comunidades entre as intensidades, que refletiu em alterações de diversidade funcional, mas não taxonômica. Em escala menor, as comunidades foram separadas por estrato, mas sem resposta na diversidade taxonômica nem funcional. Isso indica que cada nível está selecionando uma gama diferente de atributos funcionais das espécies. A maior diversidade funcional no pastejo mais intenso sugere maior ocorrência de espécies funcionalmente únicas, ou ainda que existam mais espécies funcionalmente redundantes na menor intensidade. As divergências das métricas utilizadas reforçam a importância da utilização de diferentes medidas nas análises de distúrbios nos ecossistemas.

Referências bibliográficas:

- Andersen, N. A. (2018). Responses of ant communities to disturbance: five principles for understanding the disturbance dynamics of a globally dominant faunal group. *Journal of animal ecology*, doi: 10.1111/1365-2656.12907.
- Andersen, A. N.; Hoffmann, B. D.; Müller, W. J.; Griffiths, A. D. (2002). Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. *Journal of Applied Ecology*, 39(1), 8-17.
- Arnan, X.; Cerdá, X.; Renata, J. (2014). Ant functional responses along environmental gradients. *Journal of Animal Ecology*, 83(6), 1398-1408.

- Azcárate, F. M. & Peco, B. (2011). Abandonment of grazing in a mediterranean grassland area: consequences for ant assemblages. *Insect Conservation and Diversity*, 5(4), 279-288.
- Baccaro, F. B.; Feitosa, R. M.; Fernández, F.; Fernandes, I. (2015). Guia para os gêneros de formigas do Brasil. *Editora INPA*, Manaus, 388 p.
- Bergamaschi, H.; Melo, R. W.; Guadagnin, M. R.; Cardoso, L. S.; Silva, M. I. G.; Comiran, F.; Dalsin, F.; Tessari, M. L.; Brauner, P. C. (2013). Boletins Agrometeorológicos da Estação Experimental Agrônômica da UFRGS: Série Histórica 1970-2012. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 8 p.
- Bestelmeyer, B. T. & Wiens, J. A. (2001.a). Ant biodiversity in semiarid landscape mosaics: the consequences of grazing vs. natural heterogeneity. *Ecological Society of America: Ecological Applications*, 11(4), 1123-1140.
- Bestelmeyer, B. T. & Wiens, J. A. (2001.b). Local and regional-scale responses of ant diversity to a semiarid biome transition. *Ecography*, 24(4), 381-392.
- Bihn, J. H.; Gebauer, G.; Brandl, R. (2010). Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. *Ecological Society of America: Ecology*, 91(3), 782-792.
- Boulton, A. M.; Kendi, F. D.; Ward, P. S. (2005). Species Richness, Abundance, and Composition of Ground-Dwelling Ants in Northern California Grasslands: Role of Plants, Soil, and Grazing. *Environmental Entomology*, 34(1), 96-104.
- Brousseau, P. M.; Gravel, D.; Handa, I. T. (2018). On the development of a predictive functional trait approach for studying terrestrial arthropods. *Journal of Animal Ecology*, 87(5), 1209-1220.
- Cadotte, M. W.; Carscadden, K.; Mirotnick, N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48, 1079-1087.

- Cortadi, A.; Di Sapio, O.; McCargo, J.; Scandizzi, A.; Gattuso, S.; Gattuso, M. (1999). Anatomical studies of *Baccharis articulata*, *Baccharis crispa* e *Baccharis trimera*, "Carquejas" used in folk medicine. *Pharmaceutica Biologia*, 37, 357-365.
- Crawshaw, D.; DallAgnol, M.; Cordeiro, J. L. P.; Hasenack, H. (2007). Caracterização dos campos sul-rio-grandenses: uma perspectiva da ecologia da paisagem. *Boletim Gaúcho de Geografia*, 33(1), 233-252.
- Dahmns, H.; Lenoir, L.; Lindborg, R.; Wolters, V.; Dauber, J. (2010). Restoration of Seminatural Grasslands: What is the Impact on Ants? *Restoration Ecology*, 18(3), 330-337.
- Dahmns, H.; Wellstein, C.; Wolters, V.; Dauber, J. (2005). Effects of management practices on ant species richness and community composition in grasslands (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News*, 7, 9-16.
- Debuse, V. J.; King, J., House, A. P. N. (2007). Effect of fragmentation, habitat loss and within-patch habitat characteristics on ant assemblages in semi-arid woodlands of eastern Australia. *Landscape Ecology*, 22, 731-745.
- Dröse, W. (2015). Efeito do pastejo sobre as assembleias de formigas nos campos sulinos. Dissertação, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Fidelis, A., Overbeck, G. E., Pillar, V. D., & Pfadenhauer, J. (2009). The ecological value of *Eryngium horridum* in maintaining biodiversity in subtropical grasslands. *Austral ecology*, 34(5), 558-566.
- Gavrilescu, M.; Demnerova, K.; Aamand, J.; Agathos, S.; Fava, F. (2015). Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. *New Biotechnology I*, 32(1), 147-156.
- Gibb, H; & Parr, C. L. (2010). How does habitat complexity affect ant foraging success? A test using functional measures on three continents. *Oecologia*, 164, 1061-1073.

- Gibb, H.; & Parr, C. L. (2013). Does Structural Complexity Determine the Morphology of Assemblages? An Experimental Test on Three Continents. *PLoS ONE*, 8(5), e64005. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0064005>.
- Gibb, H.; Stoklosa, J.; Warton, D. I.; Brown, A. M.; Andrew, N. R.; Cunningham, S. A. (2015). Does morphology predict trophic position and habitat use of ant species and assemblages? *Oecologia*, 177(2), 519-531.
- Hammer Ø; Harper, D. A. T.; Ryan PD. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.
- Heuss, L.; Grevé, M. E.; Schäfer, D.; Busch, V.; Feldhaar, H. (2019). Direct and indirect effects of land-use intensification on ant communities in temperate grasslands. *Ecology and Evolution*, 9(7), 4013-4024.
- Hevia, V.; Carmona, C. P.; Azcárate, F. M.; Torralba, M.; Alcorlo, P.; Ariño, R.; Lozano, J.; Castro-Cobo, S.; González, J. A. (2016). Effects of land use on taxonomic and functional diversity: a cross-taxon analysis in a Mediterranean landscape. *Oecologia*, 181(4), 959-970.
- Hoffmann, B. D. (2010). Using ants for rangeland monitoring: global patterns in the responses of ant communities to grazing. *Ecological Indicators*, 10(2), 105-111.
- Hoffmann, B. D. & Andersen, A. N. (2003). Responses of ants to disturbance in Australia, with particular reference to functional groups. *Austral Ecology*, 28(4), 444-464.
- Irgang, B. E. (1974). Umbelliferae II: Gênero *Eryngium* L. *Boletim do Instituto Central de Biociências*, 32 (2), 86 p.
- Klink, R.; van der Plas, F.; Van Noordwijk, C. G. E.; WallisDeVries, M. F.; Olf, H. (2015). Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Biological Reviews*, 90(2), 347-366.

- Lassau, S. A. & Hochuli, D. F. (2004). Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography*, 27(2), 157-164.
- Liu, C.; Guénard, B.; Blanchard, B.; Peng, Y. Q.; Economo, E. P. (2016). Reorganization of taxonomic, functional, and phylogenetic ant biodiversity after conversion to rubber plantation. *Ecological Society of America: Ecological Monographs*, 86(2), 215-227.
- Mayfield, M. M.; Bonser, S. P.; Morgan, J. W.; Aubin, I.; McNamara, S.; Vesk, P. A. (2010). What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. *Global Ecology and Biogeography*, 19(4), 423-431.
- Majer, J. D.; Beeston, G. (1996). The biodiversity integrity index: an illustration using ants in Western Australia. *Conservation Biology*, 10, 65-73.
- Melbourne, B. A.. (1999). Bias in the effect of habitat structure on pitfall traps: An experimental evaluation. *Australian Journal of Ecology*, 24(3), 228-239.
- McGill, B. J.; Enquist, B. J.; Weiher, E.; Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, 21, 178-185.
- Melo, A. S. & Hepp, L. U. (2008). Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3), 463-486.
- Milchunas, D.; Sala, O.; Lauenroth, W. K. (1988). A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *American Naturalist* 132:87-106.
- Oliveira, J. M. & Pillar, V. D. (2004). Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community. Ecol.*, 5, 197-202.

- Overbeck, G. E.; Boldrini, I. I.; Carmo, M. R. B.; Garcia, E. N.; Moro, R. S.; Pinto, C. E.; Trevisan, R.; Zannin, A. (2015). Fisionomia dos Campos. In: Pillar, V. P. & Lange, O. (eds.). Os Campos do Sul. UFRGS, Porto Alegre, 31-42.
- Overbeck, G. E.; Müller, S. C.; Fidelis, A. T.; Pfadenhauer, J.; Pillar, V. D.; Blanco, C.; Boldrini II, B. R.; & Forneck, E. D. (2007). Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9, 101-116.
- Parr, C. L.; Dunn, R. R.; Sanders, N. J.; Weiser, M. D.; Photakis, M.; Bishop, T. R.; Fitzpatrick, M. C.; Arnan, X.; Baccaro, F.; Brandão, C. R. F.; Chick, L.; Donoso, D. A.; Fayle, T. M.; Gómez, C.; Grossman, B.; Munyai, T. C.; Pacheco, R.; Retana, J.; Robinson, A.; Sagata, K.; Silva, R. R.; Tista, M.; Vasconcelos, H.; Yates, M.; Gibb, H. (2016). *GlobalAnts*: a new database on the geography of ant traits (Hymenoptera: Formicidae). *Insect Conservation and Diversity*, 10(1), 5-20.
- Podgaiski, L. R.; Mendonça, M. S.; Pillar, V. P. (2011). O uso de Atributos Funcionais de invertebrados terrestres na ecologia: O que, como e por quê? *Oecologia Australis*, 15(4), 835-853.
- R Development Core Team (2019) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>.
- Read, J. L. & Andersen, A. N. (2000). The value of ants as early warning bioindicators: Responses to pulsed cattle grazing at an Australian arid zone locality. *Journal of Arid Environments*, 45(3), 231-251.
- Renault, D.; Laparie, M.; McCauley, S. J.; Bonte, D. (2018). Environmental Adaptations, Ecological Filtering, and Dispersal Central to Insect Invasions. *Annual Review of Entomology*, 63, 345-368.

- Ruttan, A.; Filazzola, A.; Lortie, C. J. (2016). Shrub-annual facilitation complexes mediate insect community structure in arid environments. *Journal of Arid Environments*, 134, 1-9.
- Silva, R. R. & Brandão, C. R. F. (2010). Morphological patterns and community organization in leaf-litter ant assemblages. *Ecological Society of America: Ecological Monographs*, 80(1), 107-124.
- Vélez, E.; Chomenko, L.; Schaffer, W.; Madeira, M. (2009). Um panorama sobre as iniciativas de conservação dos Campos Sulinos. In: Pillar, V. P.; Müller, S. C.; Castilhos, Z. M. S.; Jacques, A. V. A. (eds.). *Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade*. MMA, Brasília, 356-379.
- Whitman, D. W. & Agrawal, A. A. (2009). What is phenotypic plasticity and Why is it important? In: Whitman, D. W. & Ananthakrishnan, T. N. (eds.). *Phenotypic plasticity of insects: Mechanisms and consequences*. Science Publishers, New Hampshire, 1-63.
- Wiescher, P. T.; Pearce-Duvet, J. M. C.; Junior, D. H. F. (2012). Assembling an ant community: Species functional traits reflect environmental filtering. *Oecologia*, 169(4), 1063-1074.
- Woinarski, J. C. Z.; Andersen, A. N.; Churchill, T. B.; Ash, A. J. (2002). Response of ant and terrestrial spider assemblages to pastoral and military land use, and to landscape position, in a tropical savanna woodland in northern Australia. *Austral Ecology*, 27(3), 324-333.
- Yates, M.; Andrew, N. R.; Binns, M.; Gibb, H. (2014). Morphological traits: predictable responses to macrohabitats across a 300 km scale. *PeerJ* 2:e271, <https://doi.org/10.7717/peerj.271>.