



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA E ZOOLOGIA
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Eneli Gomes de Lima

**Comunidades de formigas em Campos de Altitude e sua relação com a
estrutura do hábitat em Santa Catarina, sul do Brasil**

Florianópolis
2024

Eneli Gomes de Lima

Comunidades de formigas em Campos de Altitude e sua relação com a estrutura do hábitat em Santa Catarina, sul do Brasil

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao Curso de Ciências Biológicas do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Licenciada em Ciências Biológicas.

Orientador: Dr. Félix Baumgarten Rosumek
Coorientadora: Ma. Sofia Casali

Florianópolis

2024

Gomes de Lima, Eneli

Comunidades de formigas em Campos de Altitude e sua relação com a estrutura do hábitat em Santa Catarina, sul do Brasil / Eneli Gomes de Lima ; orientador, Félix Baumgarten Rosumek, coorientador, Sofia Casali, 2024.
49 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Graduação em Ciências Biológicas,
Florianópolis, 2024.

Inclui referências.

1. Ciências Biológicas. 2. Ecologia. 3. Formigas. 4. Biodiversidade. 5. Ecossistemas. I. Baumgarten Rosumek, Félix. II. Casali, Sofia. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Ciências Biológicas. IV. Título.

Eneli Gomes de Lima

**Comunidades de formigas em Campos de Altitude e sua relação com a estrutura do
hábitat em Santa Catarina, sul do Brasil**

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do título de
Licenciada e aprovado em sua forma final pelo Curso de Ciências Biológicas.

Centro de Ciências Biológicas, 20 de junho de 2024.

Insira neste espaço
a assinatura

Prof.^a Dra. Daniela Cristina de Toni
Coordenadora do Curso

Insira neste espaço
a assinatura

Dr. Félix Baumgarten Rosumek
Orientador
Universidade Federal de Santa Catarina

Insira neste espaço
a assinatura

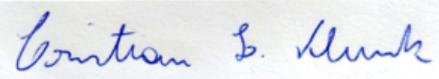
Ma. Sofia Casali
Coorientadora
Universidade Federal de Santa Catarina

Banca examinadora

Dr^a. Mônica Antunes Ulysséa
Universidade de São Paulo

Insira neste espaço
a assinatura

Dr. Nivaldo Peroni
Universidade Federal de Santa Catarina



Dr. Cristian Luan Klunk
Universidade Federal do Paraná

Dedico esse trabalho a minha querida mãe que não apenas possibilitou que eu saísse debaixo de suas asas para voar, como também acreditou que, mesmo caindo, eu seria capaz de me reerguer e seguir voo sozinha.

AGRADECIMENTOS

Esta é, sem dúvidas, a parte mais desejada deste trabalho e, por mais que possa soar como egoísmo, começarei agradecendo a mim mesma. Não por ser egocêntrica, mas porque por diversas vezes eu pensei e tentei desistir de mim mesma, da minha própria vida. Mas não o fiz. Acreditei em mim e em cada pessoa que estava ao meu lado e me disse que eu iria ficar bem (por mais clichê que isso pudesse ser). Depois de mim, é a estas pessoas que quero agradecer aqui. Por conta de cada um de vocês é que este agradecimento pôde ser escrito. Obrigada!

Por trás de toda coragem em não deixar a depressão ser maior do que eu, estava (e ainda está) minha mãe, Lourdes, com uma fé e força inigualável. Agradeço imensamente pelas palavras de incentivo e carinho. Por ter se afastado do trabalho para cuidar de mim quando mais precisei. Pelas caminhadas que fez comigo (em meio às lágrimas, mas sabendo que era para o meu bem). Por me aceitar como sou. Por me ver para além de uma doença. Por cada pequeno e grande esforço que você fez e ainda faz para que eu esteja bem, tenha uma casa onde morar em outra cidade e um vira-lata caramelo, Scooby, para me alegrar quando voltar para sua casa, sem nunca deixar me faltar nada! Este trabalho e toda a experiência que eu tive até aqui só foram possíveis pois você me apoiou e teve coragem para deixar sua caçula sair debaixo de suas asas. Cair e se machucar muitas vezes durante o voo. Mas sabendo que ela estaria aprendendo a voar sozinha, cada dia melhor e mais forte. Amo você imensamente, “tesouro da fifi”.

Durante essa jornada, você não foi a única da família a me apoiar. Meus irmãos, Helder e Alisson, minhas cunhadas, Fran e Paty, e meu pai, Paulo, também foram essenciais para que minha base se mantivesse forte, mesmo frente às adversidades. Assim como meus sobrinhos, Bryan e Kauan, os quais trouxeram sentido e alegria para grande parte dessa caminhada - mesmo sendo “apenas” crianças (mas são as minhas crianças). Também agradeço pela inspiração que tive ao escolher este curso, Fabiani. Você sempre é uma bióloga e cientista incrível que me inspirou muito - assim como meu irmão Helder e cunhada Fran. Sempre caberia espaço para incluir vocês, Candinho, Joce, Michele e Pedro, que estiveram presentes desde antes mesmo eu me tornar moradora desta ilha.

Ao meu namorado, companheiro e amigo, Michel, só tenho a agradecer por me apoiar e incentivar, mesmo não fazendo parte desta bolha acadêmica. Você tem

sido uma grande luz na minha vida e eu só tenho a agradecer pela cumplicidade e parceria. Obrigada por dividir os últimos dois anos comigo. Te amo. Com você, minha família aqui se expandiu e me trouxe novamente a experiência de ter uma avó por perto. Sei que tanto a dona Miriam, como minha avó Luzia e Maria, estão orgulhosas, independente da cidade ou plano em que se encontram.

E por falar em família, assim que cheguei na ilha, vi se formar (entre muita ansiedade, choros e risadas) a minha nova família. A cada um de vocês Ana Júlia, Cindy, Luísa, Renata, Vitória, João, Marco, Petterson e Thomas (e sim eu contei nos dedos para não esquecer de ninguém e não ter briga). Vocês foram meu acalento inúmeras vezes, e espero que continuem sendo, mesmo com a distância. Recentemente, ganhei mais duas “Luizas” (agora com “z”) na minha vida e na minha casa. Luiza Schmidt e Luiza Vieira, assim como a Ana, Renata e o vira-lata formigueiro, Paia, obrigada por serem meu lar.

Não tenho dúvidas de que finalizar a graduação só foi possível quando passei a priorizar e cuidar da minha saúde mental, por isso agradeço também à minha atual psicóloga, Anna Gabriela, e à minha antiga psicóloga, Daniela Escribano, bem como à minha psiquiatra, Carolinne Ballardin. Obrigada por serem profissionais maravilhosas e me ajudarem tanto!

Agradeço também ao Programa de Educação Tutorial (PET) e Miolhe, juntamente com as pessoas que compõem estes dois projetos incríveis. Ambos foram muito importantes e complementares na minha formação, especialmente por trazerem experiências que não seriam possíveis em sala de aula. Deixo um agradecimento especial aos “miolhinhos”, fez muito bem me aproximar de vocês no último ano.

Ao Laboratório de Biologia de Formigas, onde meu orientador, Félix, abriu as portas em 2019. Agradeço a oportunidade e confiança de desenvolver este trabalho. Também deixo o meu reconhecimento e carinho aos colegas de laboratório: Nayara, com quem convivi pouco, mas quem teve paciência de me ensinar muito; Carol e Pedro por terem topado fazer a saída de campo para este trabalho, aos trancos e barrancos, me acalmado em meio a tanta ansiedade e tantas mutucas; Larissa e Karolina por terem tornado as idas ao laboratório e as horas montando formigas muito mais leves e divertidas. Amei compartilhar essa experiência com cada um de vocês.

Devo muitos agradecimentos à minha co-orientadora, Sofia, por ter aceitado orientar uma graduanda completamente aterrorizada com o R, mas confiar que juntas, seríamos capazes de fazer um trabalho lindo. Enxergando não somente a beleza, mas

também o potencial deste trabalho. Obrigada, você trouxe muita luz e calma nessa reta final.

Ao PELD-BISC, agradeço também por ter proporcionado e custeado o meu encontro com os campos de altitude e as florestas de araucárias. Foi a vista mais linda que eu já vi em toda minha vida.

E por fim, mas não menos importante, à UFSC, universidade pública e de qualidade, que mesmo diante de todo sucateamento, possibilitou que eu tivesse uma formação em um curso lindo, oportunidades únicas e a permanência nessa cidade.

RESUMO

A diversidade em ecossistemas abertos é influenciada por condições abióticas locais e distúrbios como fogo e pastejo. Esses distúrbios fazem parte de um manejo tradicional em que proprietários queimam biomassa seca para promover o rebrote da vegetação para a pecuária extensiva. A ausência de tais distúrbios pode levar ao acúmulo de biomassa seca, modificando a estrutura do habitat e os recursos disponíveis, o que influencia a fauna de formigas. O objetivo foi avaliar o efeito do volume da biomassa seca e cobertura por rochas nas comunidades de formigas dos campos de altitude, no sul do Brasil. A hipótese foi que a riqueza de espécies de formigas seria maior em locais com menor volume de biomassa seca, por apresentarem mais espaço e recursos para o estabelecimento das espécies. Além disso, é esperada uma maior riqueza de espécies em locais com maior cobertura de rochas. A coleta de dados foi feita em 336 quadrados de 1 × 1 m, distribuídos em 28 parcelas de 70 × 70 m e agrupados em 7 blocos. As formigas foram coletadas com dois tipos de iscas (mel e atum) em cada quadrado amostral e, em seguida, foram armazenadas, triadas e identificadas em laboratório. Para testar o efeito das variáveis cobertura de rochas e acúmulo de biomassa seca sobre a riqueza de formigas, foram utilizados Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) e para avaliar o efeito das variáveis na composição de formigas, foi realizada uma PERMANOVA, seguida de uma Análise de Escalonamento não-Métrico (nMDS). Os resultados mostraram que a cobertura de rochas aumenta a riqueza de espécies, enquanto a biomassa seca diminui. O acúmulo de biomassa seca altera o habitat e recursos, enquanto as rochas criam micro-habitats que favorecem espécies sensíveis, afetando também a composição de espécies. A falta de distúrbios em áreas protegidas pode ameaçar os campos, aumentando o risco de incêndios catastróficos. Práticas de manejo adequadas e estudos de longo prazo são essenciais para entender os efeitos dos distúrbios e desenvolver políticas de conservação eficazes.

Palavras-chave: biomassa seca; diversidade; distúrbios; Formicidae; heterogeneidade ambiental; rochas.

ABSTRACT

The diversity in open ecosystems is influenced by local abiotic conditions and disturbances such as fire and grazing. These disturbances are part of traditional management where landowners burn litter to promote vegetation regrowth for extensive livestock farming. The absence of such disturbances can lead to the accumulation of litter, modifying the habitat structure and available resources, which influences ant fauna. The objective was to evaluate the effect of litter volume and rock cover on ant communities in the highland fields of southern Brazil. The hypothesis was that ant species richness would be higher in areas with less litter due to more space and resources for species establishment. Additionally, greater species richness was expected in areas with more rock cover. Data collection was conducted in 336 1 × 1 m plots, distributed across 28 70 × 70 m parcels and grouped into 7 blocks. Ants were collected using two types of baits (honey and tuna) in each sampling square, then stored, sorted, and identified in the laboratory. Generalized Linear Mixed Models (GLMM) were used to test the effect of rock cover and litter accumulation on ant richness, and PERMANOVA followed by Non-Metric Multidimensional Scaling (nMDS) was used to assess the effect on ant composition. The results showed that rock cover increases species richness, while litter decreases it. The accumulation of litter alters the habitat and resources, while rocks create micro-habitats that favor sensitive species, also affecting species composition. The lack of disturbances in protected areas can threaten the grasslands, increasing the risk of catastrophic fires. Proper management practices and long-term studies are essential to understand the effects of disturbances and develop effective conservation policies.

Keywords: litter; diversity; disturbance; Formicidae; environmental heterogeneity; rocks.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Transição entre campos de altitude e florestas de araucária no sul do Brasil. 19
- Figura 2** – Localização do Parque Nacional de São Joaquim, SC, Brasil e a disposição dos blocos amostrais. 23
- Figura 3** – Esquema do desenho amostral, contendo o bloco com as parcelas e os quadrados amostrais (QAs) instalados nos campos de altitude, Sul do Brasil. 24
- Figura 4** – Curva de acumulação de espécies para cada bloco, considerando o número de ocorrências em quadrados amostrais (QAs), e intervalos de confiança de 95%. 30
- Figura 5** – Efeitos da cobertura de rochas sobre a riqueza de espécies nos campos de altitude no sul do Brasil. 31
- Figura 6** – Efeitos do volume de biomassa seca sobre a riqueza de espécies de formigas nos campos de altitude, sul do Brasil. 32
- Figura 7** – Ordenação das espécies de formigas por escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) em relação à influência da cobertura de rochas (representada pela cor laranja) e do volume de biomassa seca 39

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Riqueza, indivíduos por espécie e ocorrência de espécies conforme o bloco amostrado (B1 - bloco 1, B2 - bloco 2, B3 - bloco 3, B4 - bloco 4, B5 - bloco 5, B6 - bloco 6, e b7 - bloco 7), e frequência total por espécie (f). 28

Tabela 2 – Relação da riqueza de espécies de formigas com a cobertura de rochas e o volume de biomassa seca. Parâmetros estimados a partir do GLMM. 31

Tabela 3 – Relação dos efeitos da cobertura de rochas e do volume de biomassa seca na composição de espécies de formigas com. Parâmetros estimados a partir do PERMANOVA. 33

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. OBJETIVO GERAL	23
3. METODOLOGIA	23
3.1 Área de estudo	23
3.2 Desenho amostral	24
3.3 Coleta de dados	25
3.4 Identificação de espécies	26
3.5 Análise de dados	26
4. RESULTADOS	28
4.1. Identificação de espécies	28
4.2 Riqueza de espécies e estrutura do habitat	31
4.3 Composição de espécies e estrutura do hábitat	33
5. DISCUSSÃO	35
5.1 Caracterização da comunidade de formigas	35
5.2 Influência do acúmulo de biomassa seca e da cobertura de rochas sobre a riqueza e composição de formigas	37
6. CONCLUSÃO	39
REFERÊNCIAS	41

1. INTRODUÇÃO

As formigas, insetos eusociais da família Formicidae e ordem Hymenoptera, existem há pelo menos 125 milhões de anos (Baccaro et al., 2015) e passaram por uma diversificação significativa há aproximadamente 65,5 milhões de anos (Barden, 2017). Com mais de 14.000 espécies descritas distribuídas em 339 gêneros e 16 subfamílias (Bolton, 2024), as formigas são um grupo de insetos sociais abundantes e ecologicamente diversificados (Engel; Grimaldi, 2005), as quais desempenham papéis ecológicos importantes (Folgarait, 1998) tais como alteração na cobertura vegetal e nas propriedades do solo (taxa de infiltração, influência no escoamento e na erosão), ciclagem biogeoquímica e meteorização de rochas e minerais (Viles; Goudie; Goudie, 2021). Ainda, elas estabelecem diferentes interações ecológicas com a fauna, flora e funga, o que as torna essenciais nos ecossistemas terrestres (Ness; Mooney; Lach, 2010). Consideradas “engenheiras ecossistêmicas”, as formigas constroem estruturas ao moverem-se pelo solo, aumentando a aeração, porosidade e incorporando matéria orgânica, o que leva a criação de novos habitats (Jouquet et al., 2006). As espécies de formigas compõem grupos funcionais distintos e podem habitar diferentes estratos do hábitat (Brühl; Gunsalam; Linsenmair, 1998; Silvestre, 2000), como subterrâneo, serapilheira, epigeico e arbóreo (Baccaro et al., 2015).

A diversidade de formigas está estreitamente vinculada com a complexidade do hábitat, pois esta oferece locais mais diversos para a nidificação e alimentação das formigas (Pacheco; Vasconcelos, 2012; Pol; Casenave, 2004). Alguns gêneros, como *Camponotus* Mayr, 1861, *Nylanderia* Emery, 1906, *Pheidole* Westwood, 1839 e *Solenopsis* Westwood, 1840 são conhecidos por nidificar embaixo de pedras e rochas (Baccaro et al., 2015; Hölldobler; Wilson, 1990). As rochas isolam e regulam a temperatura (Cloudsley-Thompson, 1956; Dean; Turner, 1991) e protegem as formigas de mamíferos mirmecófagos (Dean; Turner, 1991). Além disso, nos campos de altitude sujeitos à distúrbios ecológicos como o fogo e pastejo, as formigas geralmente constroem ninhos no subsolo, o que as protege de mortalidade pelo fogo (Arnan; Rodrigo; Renata, 2006; Debano, 2000) e, possivelmente, do pisoteamento ocasional do gado. Ademais, as formigas estabelecem diversas interações com as plantas, incluindo aquelas que fornecem recursos tróficos, como néctar extrafloral, e com insetos sugadores de seiva das plantas. Portanto, quanto maior a diversidade de plantas, maior é a variedade de interações possíveis (Rosumek et al., 2009). Em consequência à natureza séssil dos ninhos das formigas, a configuração do hábitat é

crucial na definição dos recursos alimentares e da disponibilidade de locais para nidificação (Blüthgen; Feldhaar, 2010), de tal forma a tornar as formigas altamente sensíveis às condições do microambiente (Klunk et al., 2018) e a distúrbios ecológicos. Devido a esta sensibilidade às mudanças climáticas e ambientais, bem como sua grande abundância nos ambientes terrestres (perturbados ou não) e serem relativamente bem conhecidas taxonomicamente, as formigas podem ser classificadas como bioindicadores ambientais, ecológicos e de diversidade (Zina et al., 2021).

Para isso, entretanto, é essencial utilizar diferentes metodologias de amostragem para ter maior precisão da riqueza de formigas considerando a variedade de habitats (Silva; Cajaíba; Périco, 2021). As iscas de sardinha têm sido amplamente utilizadas nas savanas e campos brasileiras (Silvestre, 2000). No entanto, em ambientes como o cerrado, as armadilhas de queda (pitfalls) coletam mais espécies. Portanto, utilizar um único método pode ser suficiente para comparar condições ou habitats distintos, mas para um inventário a combinação de diferentes métodos pode ampliar a riqueza de espécies (Lopes; Vasconcelos, 2008). O estado de Santa Catarina foi pioneiro em criar uma lista própria de espécies de formigas, com informações sobre a distribuição nas sete mesorregiões do estado (Silva, 1999; atualizado por Ulysséa et al., 2011). Diante da necessidade de estudos sobre o Planalto Central, uma região criticamente subdocumentada, é fundamental realizar inventários da fauna de formigas (mirmecofauna) em SC (Ulysséa et al., 2011; Klunk et al., 2018; Spaniol, 2021). A realização de inventários faunísticos pode fornecer dados, e estes dados podem ser usados para responder perguntas, possibilitando análises ecológicas e identificação de regiões subamostradas para futuros projetos de monitoramento e conservação (Ulysséa et al., 2011; Spaniol, 2021).

A complexidade do hábitat pode ser definida como a heterogeneidade no arranjo de estrutura física (Lassau; Hochuli, 2004). A heterogeneidade ambiental é o resultado da variação de fatores geológicos, geomorfológicos e climáticos, sendo que quanto maior a variabilidade desses fatores, mais heterogêneo será o ambiente. Esta heterogeneidade influencia fortemente a diversidade biológica das comunidades (Ryser et al., 2021), através da interação entre a diversidade de habitats e consequentemente de recursos disponíveis (Brosi; Armsworth; Daily, 2008; Ferreira et al., 2015). Estudos destacam a associação entre a riqueza de espécies e a complexidade estrutural dos habitats, proporcionando uma variedade de recursos

ecológicos (Correa; Fernandes; Lea, 2006; Lassau; Hochuli, 2004; Vargas et al., 2007). A influência dos distúrbios ecológicos e da estrutura dos habitats sobre a fauna de formigas, por exemplo, está relacionada com os padrões de riqueza de espécies e composição das comunidades (Delabie, et al., 2006; Floren; Linsenmair, 2005), indicando que ambientes mais complexos podem abrigar uma maior diversidade de espécies (Pianka, 1994).

O Brasil é um país extremamente heterogêneo em termos ambientais e também detém uma das maiores biodiversidades do planeta. Estima-se que o país possua cerca de 10% das espécies conhecidas no mundo (Lewinsohn; Prado, 2005). As savanas brasileiras atingem uma diversidade semelhante à da Amazônia, embora representem metade de sua área (Filardi et al., 2018). Os ecossistemas abertos brasileiros abrangem 27% do território, e incluem domínios como Cerrado, Pampa, Pantanal, Amazônia, Caatinga e Mata Atlântica, com formações vegetais de campos, savanas e florestas (IBGE, 2019; Overbeck, et al., 2015). No Planalto sul-brasileiro, a vegetação nativa consiste principalmente em mosaicos de campos e florestas de araucárias (Gasper et al., 2013; Klein, 1978, Overbeck et al., 2022) (Fig. 1). Estes campos, também denominados campos de altitude, são mantidos por distúrbios como fogo e pastejo por herbívoros de grande porte, condições de solo e de clima, ou uma combinação desses elementos que restringem o estabelecimento de espécies lenhosas, preservando a diversidade campestre (Behling et al., 2004; Overbeck et al., 2022).

Figura 1 – Transição entre campos de altitude e florestas de araucária no sul do Brasil.



Foto de Sofia Casali, 2023.

Os distúrbios ecológicos são processos ou eventos que resultam na remoção total ou parcial de biomassa de uma comunidade (Grime, 1977; 1979). Os distúrbios cumprem um importante papel na manutenção do ecossistema. Eles modificam propriedades bióticas e abióticas locais, a estrutura do hábitat e disponibilidade de recursos, criando fatores abióticos que limitam e selecionam as espécies capazes de se estabelecer no local, de tal forma a moldar interações ecológicas, funções ecossistêmicas e traços funcionais da comunidade como um todo (Bond; Keeley, 2005; Díaz et al., 2007). Sem estes distúrbios, ocorre uma homogeneização da diversidade de espécies de plantas, podendo levar a um efeito em cascata, afetando outros níveis tróficos. Ainda que alguns fatores abióticos possam manter-se invariáveis, esta alteração das interações bióticas, pode resultar no empobrecimento de aspectos taxonômicos, ecológicos e genéticos, e afetar a funcionalidade e resiliência do ecossistema. (Cadotte; Dinnage; Tilman, 2012; Fraser et al., 2015; Norden et al., 2009; Olden, 2006).

Um dos distúrbios mais importantes para a evolução dos ecossistemas é o fogo (Bond; Woodward; Midgley, 2005; Bowman et al., 2009). O fogo teve um papel importante para a expansão dos campos tropicais e savanas, como o Cerrado (Bond; Scott, 2010). Tanto o fogo quanto a herbivoria, têm uma relação histórica com os campos de altitude (Dröse, 2015). Estes distúrbios foram os principais responsáveis pela manutenção dos campos ao longo do tempo, principalmente a herbivoria da megafauna (Behling; Pillar, 2007). Nos últimos milênios, com a extinção da boa parte da megafauna e chegada das populações pré-colombianas, o fogo passou a ser mais recorrente, entre a humanidade (sendo utilizado para o manejo e como ferramenta para alimentação, rituais e fabricação de armas) o que, conseqüentemente, tornou a paisagem domesticada (Reis; Ladio; Peroni, 2014). Além disso, o manejo dos campos torna-se importante para a manutenção da diversidade em escala de paisagem (Sühs; Giehl; Peroni, 2018) por introduzir uma heterogeneidade de habitats para espécies de artrópodes, tais como as formigas (Valkó et al., 2016).

O manejo com fogo também influencia a heterogeneidade do habitat, e desta forma a diversidade (Casali, 2023; Beal-Neves et al., 2020; Joner et al., 2021; Sühs et al., 2021). Isso porque a fauna, incluindo as formigas, que habitam os campos também estão sujeitos ao acúmulo de biomassa, alteração nos recursos disponíveis e estabelecimento de vegetação arbustiva (Sühs et al., 2021) ou florestal (Ferreira; Ely; Beal-Neves, 2021). O fogo controlado pode aumentar a diversidade vegetal e, como consequência, beneficiar a diversidade de formigas (Andersen, 1991; Maravalhas; Vasconcelos, 2014; Parr et al., 2004). Em ambientes adaptados ao fogo, este pode ser considerado positivo, tendo em vista que a riqueza de formigas é pouco afetada (Vasconcelos et al., 2017), ou pode sofrer um aumento (tanto na riqueza quanto abundância) (Barbosa et al., 2022). Além disso, o fogo provoca uma alteração significativa na composição das espécies (Anjos et al., 2017), compensada pela manutenção da heterogeneidade do habitat, e por evitar acúmulo excessivo de biomassa que, a longo prazo, possa causar grandes incêndios (uma vez que a biomassa seca acumulada pode se tornar um verdadeiro combustível) (Pausas; Keeley, 2009). Entretanto, em comunidades de formigas de serapilheira em florestas, o fogo tem um efeito negativo. Isso pelo fato de que em áreas onde a ocorrência de fogo é incomum, as formigas não estão necessariamente adaptadas ao distúrbio, tendo uma influência negativa sobre a diversidade de formigas (Vasconcelos et al., 2017). Embora o manejo do fogo seja comum em áreas privadas, em algumas

unidades de conservação ainda é implementado um manejo antidistúrbio, com efeitos desconhecidos (Mistry et al., 2019). Ainda que existam estudos recentes sobre o efeito do fogo nos ecossistemas campestres (Anjos et al., 2017; Barbosa et al., 2022; Casali, 2023; Fidelis, 2020), trabalhos que correlacionam as formigas nos campos de altitude com estes distúrbios, se tornam necessários para um planejamento adequado no manejo desses ecossistemas.

Assim como o fogo, o pastejo é um distúrbio comum em savanas e campos por todo o mundo e, conseqüentemente, estas espécies não apenas são adaptadas, como também dependentes de ambos. Nos últimos séculos, pecuaristas chegaram nos campos de altitude e passaram a manejar o fogo em conjunção com o pastejo pelos rebanhos de animais domésticos, criados de forma extensiva (Nabinger et al., 2009). Este manejo visa remover biomassa seca e promover o rebrote da vegetação para o gado (Collins, 1987; Nabinger et al., 2009; Sühs; Giehl; Peroni, 2020). O pastejo também pode afetar as formigas de diversas formas, ainda que seus efeitos diretos sobre as comunidades de formigas sejam pouco conhecidos (Andersen; Majer 2004). Uma vez que a maioria das espécies de formigas constroem seus ninhos no solo, mudanças nas características do solo podem afetá-las (Wang et al., 2001). A textura e a compactação devido ao pisoteio podem alterar a umidade e interferir na arquitetura dos ninhos (Boulton et al., 2005). Efeitos do pastejo na estrutura da vegetação, disponibilidade de alimentos e interações competitivas também são responsáveis por afetar as comunidades destes artrópodes (Andersen, 1995).

Nesse sentido, torna-se imprescindível compreender como o fogo e o pastejo impactam a distribuição e biodiversidade das comunidades campestres, incluindo a mirmecofauna, dado o histórico de associação desses distúrbios com o ecossistema dos campos de altitude. No âmbito do Programa em Ecologia de Longa Duração da Biodiversidade de SC (PELD-BISC), em 2022 iniciou este projeto para avaliar os efeitos a longo prazo do fogo e do pastejo nas plantas e formigas dos campos de altitude. Dito isso, a hipótese deste trabalho foi que a riqueza de espécies de formigas nos campos é maior em locais com maior cobertura de rochas e menor acúmulo de biomassa seca, além de verificar se a composição de espécies é influenciada por essas variáveis. Por meio do PELD-BISC, pesquisas nos campos de altitude no PNSJ, podem contribuir para o embasamento do conhecimento científico e para a gestão da unidade de conservação. Além de promover estratégias sustentáveis para o manejo do fogo e pastejo, auxiliando nos planos de conservação do parque.

2. OBJETIVO GERAL

O objetivo principal deste estudo foi caracterizar as comunidades de formigas nos campos de altitude localizados no Parque Nacional de São Joaquim (PNSJ) em SC, antes da aplicação do fogo e pastejo.

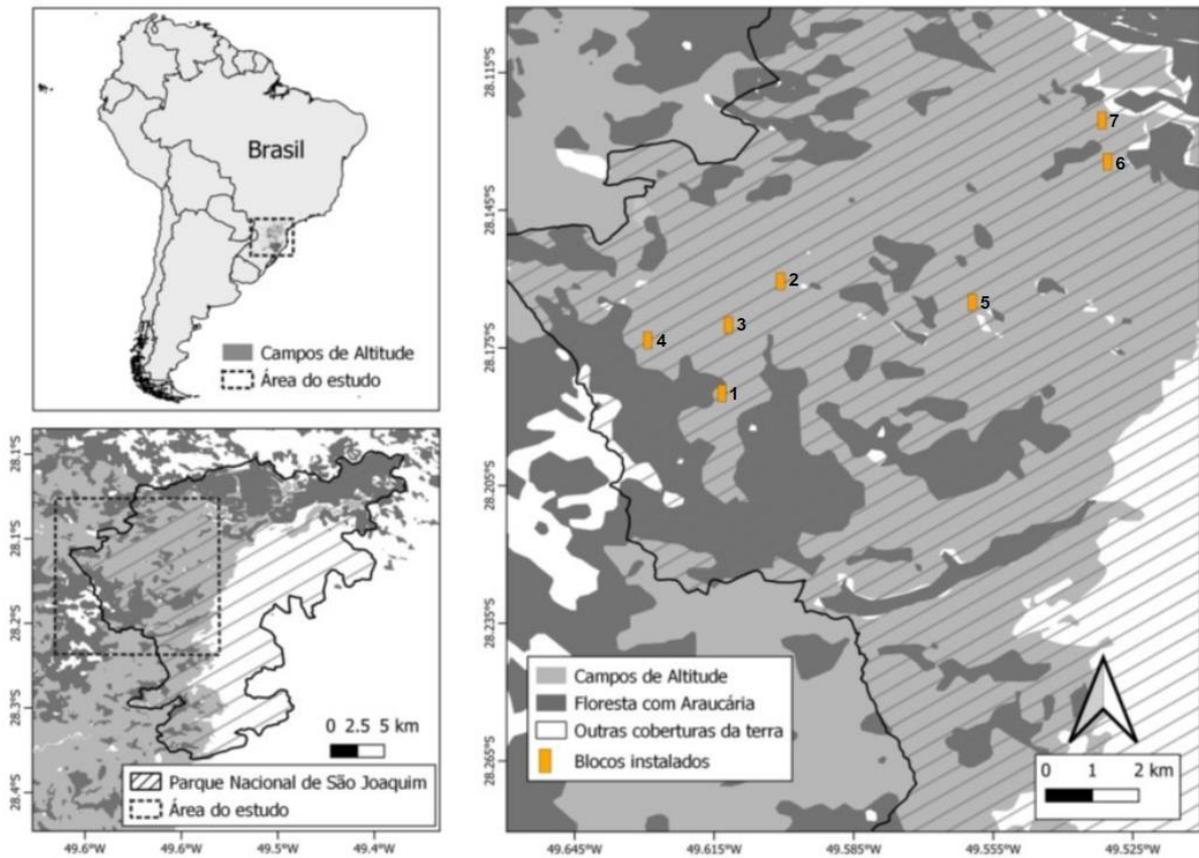
3. METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em campos nativos localizados no Parque Nacional de São Joaquim (PNSJ), Santa Catarina, Brasil (28.148694°, 49.578962°) (Fig. 2). Esta região cobre uma das áreas mais elevadas do sul do Brasil, atingindo até 1.800 m de altitude. O PNSJ tem 49.800 ha, dos quais 13.000 ha são de propriedades rurais que ainda não foram indenizadas pelo governo brasileiro. O parque abrange parte da área de diferentes municípios, como Bom Jardim da Serra, Grão Pará, Orleans e Urubici (Souza, 2004). A área de estudo apresenta uma vegetação em mosaico, constituída por campos de altitude, Floresta Ombrófila Mista (ou floresta com araucárias) e Floresta Ombrófila Densa, representada por matas nebulares. A vegetação protegida pelo parque é extremamente diversificada e sujeita a condições geológicas, climáticas e hidrográficas (Faxina, 2014). Com base em dados do período de 2007 a 2020, a precipitação média anual foi de 2.822 mm, distribuída uniformemente ao longo do ano, e a temperatura média anual foi de 11,1 °C. A temperatura média mínima do mês mais frio foi de 7,7 °C e a temperatura média máxima do mês mais quente (janeiro) foi de 14,3 °C (INMET, 2024).

Nos campos, o manejo tradicional por proprietários rurais consiste na criação de gado em baixa densidade, combinado com eventos de fogo a cada dois anos para promover o rebrote de gramíneas e herbáceas para o pastejo. Entretanto, a aplicação deste manejo, após a coleta realizada neste trabalho, é realizada pela equipe de pesquisadores do PELD-BISC.

Figura 2 – Localização do Parque Nacional de São Joaquim, SC, Brasil e a disposição dos blocos amostrais.

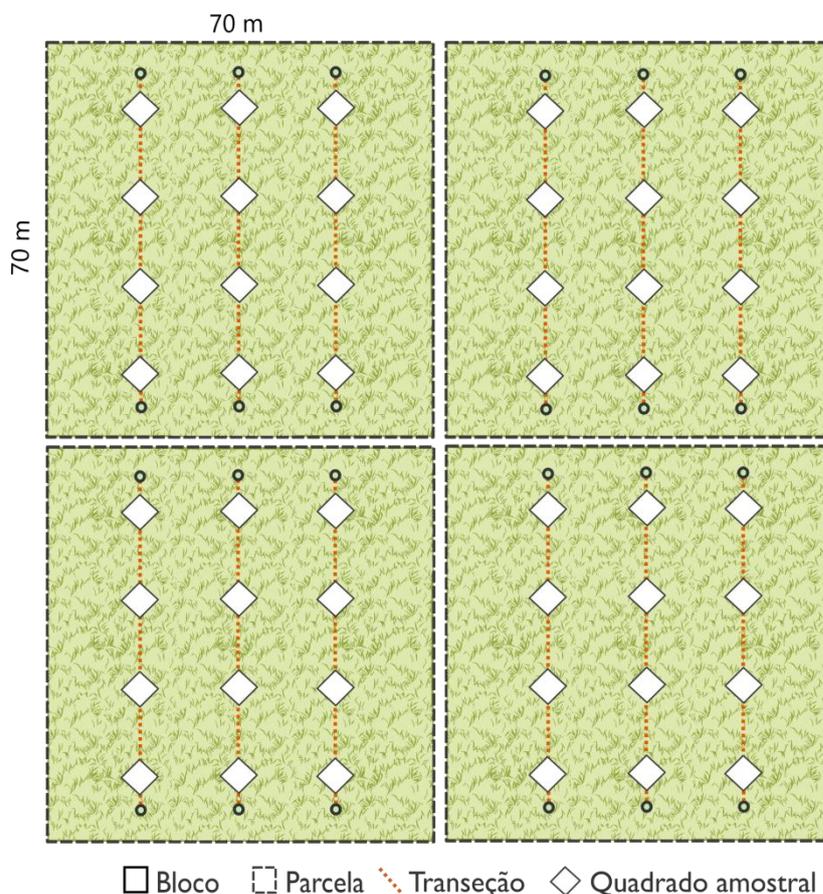


Fonte: Imagem de Casali, 2023.

3.2 Desenho amostral

O desenho amostral consistiu em 7 blocos, cada um contendo 4 parcelas de 70 m x 70 m. A amostragem foi realizada em 12 pontos de cada parcela, em quadrados amostrais (QAs) de 1 m x 1 m, totalizando 336 QAs (Fig. 2 e 3).

Figura 3 – Esquema do desenho amostral, contendo o bloco com as parcelas e os quadrados amostrais (QAs) instalados nos campos de altitude, Sul do Brasil.



Fonte: Imagem de Casali, 2023.

3.3 Coleta de dados

A coleta das formigas foi realizada no verão de 2023, utilizando iscas de atum e de mel. Estas iscas foram escolhidas por serem fontes de alimentos ricos em proteínas, gorduras e carboidratos, que atraem formigas forrageadoras (Blüthgen, Feldhaar, 2010). Foram colocadas duas iscas em cada QA (uma colher de chá de atum e uma de mel) em tubos falcon de 50 mL com tempo de exposição de 1 hora, totalizando 672 iscas em toda a área de estudo. Cada isca foi disposta nas extremidades opostas do QA. As formigas coletadas foram armazenadas nos tubos devidamente etiquetados e com acetato de etila, causando a sua morte para evitar que as formigas vivas atacassem-se. Posteriormente, foram retiradas do tubo e preservadas em álcool 95% em tubos falcon etiquetados até a triagem e identificação das espécies em laboratório.

Em relação à estrutura do hábitat, foram coletados dados da área coberta por rochas em cada QA e do volume de biomassa seca (biomassa morta em pé ou prostrada), em cada QA. Para isso, foram coletados dados de altura e cobertura da biomassa, e aplicamos a fórmula $V = A \times H$, onde “V” é o volume, “A” é a área e “H” é a altura.

3.4 Identificação de espécies

Ambas as iscas de cada QA foram triadas em conjunto. Primeiramente, com auxílio de placas de petri, pincéis e pinças. Ambas as iscas de cada quadrado foram triadas em conjunto, porém mantendo as informações de cada isca separadas na planilha de dados. As formigas foram separadas em morfoespécies e, a partir disso, apenas uma ou duas operárias (além das operárias maiores) foram montadas para cada morfoespécie do QA. Todos os indivíduos não montados foram agrupados em um único tubo, referente a isca do QA ao qual pertencia. Os espécimes foram montados seguindo o procedimento de dupla montagem, isto é, cada formiga foi colada com cola branca em um pequeno triângulo de papel fixado em alfinete entomológico. Para identificá-las a nível de gênero, o livro “Guia para os gêneros de formigas do Brasil” (Baccaro et al., 2015) foi utilizado, enquanto que para a identificação à nível de espécie foram utilizadas chaves específicas (Brown, Kempf, 1969, atualizado por Galvis, Fernandez, 2009; Longino, 2006; Wild, 2007; Camacho et al. 2022), comparação com espécimes da Coleção Zoológica da Universidade Federal de Santa Catarina e consulta à Rodrigo dos Santos Machado Feitosa do Laboratório de Sistemática e Biologia de Formigas da Universidade Federal do Paraná.

3.5 Análise de dados

Em primeiro lugar, para organização dos dados foi feita uma planilha, pelo Google Sheets, contendo colunas com um código de identificação de cada operária montada, número de indivíduos por morfoespécie, ocorrências, gênero, espécie e dados sobre bloco, tratamento, quadrado e isca. As ocorrências foram utilizadas como representação da abundância (Gotelli et al., 2011) e, foi considerada como ocorrência, a espécie que apareceu em pelo menos uma das duas iscas em cada QA. Portanto, se uma espécie apareceu em uma ou duas iscas da mesma QA, foi contabilizada apenas como uma ocorrência por QA. A frequência em cada bloco foi calculada a

partir do número de ocorrências dividido pelo número de QAs no bloco (total de 48 QAs/bloco) e a frequência total com o número de ocorrências dividido pelo número total de QAs em todos os blocos (total geral de 336 QAs). Com a ocorrência das espécies, foi possível elaborar gráficos que permitem visualizar os dados referentes à frequência, distribuição e composição das formigas coletadas. Antes de prosseguir com as análises, foi medido o esforço amostral a partir de uma curva de acumulação de espécies (curva de extrapolação e interpolação) considerando as ocorrências nas QAs por bloco (total de 48 QAs/bloco). Nesta curva, a extrapolação foi feita com o dobro do número de QAs por bloco, ou seja, 96 amostras ao total, com intervalo de confiança de 0,95 (95%) incluído pelo pacote iNEXT utilizado (Hsieh; Ma; Chao, 2016).

Modelamos a riqueza de formigas (variável resposta) em função das variáveis da cobertura de rochas e biomassa seca (variáveis explicativas). Para a construção do modelo, os blocos e parcelas foram incluídos como variáveis de efeito aleatório, de forma que foram ajustados Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) entre variáveis respostas e explicativas. Através do conjunto de GLMM foi possível estabelecer relação entre a distribuição da variável resposta às variáveis explicativas (cobertura de rochas e volume de biomassa seca) por meio de uma função de ligação. A distribuição para o modelo de cada variável explicativa e resposta foi selecionado com base na inspeção visual e teste dos resíduos dos modelos para os pressupostos de normalidade, homocedasticidade, enviesamento, sobredispersão e valores extremos ("outliers"). Após estas verificações, a riqueza de espécies foi modelada com distribuição Poisson. A significância das variáveis explicativas sobre a resposta foi determinado a partir do valor p ($p < 0 < 0,05$).

Para avaliar o efeito da cobertura de rochas e biomassa seca na composição das espécies, foi realizado um teste de PERMANOVA. Com esse fim, foi realizada a transformação dos dados de abundâncias para dados de presença e ausência (ocorrências por bloco), utilizando o método Hellinger (Haug; Setaro; Suárez, 2019). Depois disso, foi calculada uma matriz de dissimilaridade, utilizando a distância Euclidiana e assim realizado o teste de PERMANOVA. Para visualizar os efeitos das variáveis sobre a composição de espécies, foi executada uma Análise de Escalonamento não-Métrico (non-Metric Multidimensional Scaling - nMDS) (Silva et al., 2022). As análises estatísticas foram realizadas no software RStudio (2024), utilizando os pacotes "glmmTMB" para construir os modelos, "DHARMA" para diagnóstico dos resíduos e validação dos modelos, "MuMin" para o ajuste (pseudo- R^2)

dos modelos, “visreg” para visualização dos efeitos dos modelos, “vegan” para a dbRDA, “ggplot2” para construir os gráficos (Silva et al., 2022; Casali, 2023).

4. RESULTADOS

4.1. Identificação de espécies

Foram coletados 16.610 indivíduos de 15 espécies de formigas (Tab. 1). Destas espécies, 11 tiveram identificação específica e 4 a nível de morfoespécie. As 15 espécies coletadas estão distribuídas em 9 gêneros e 5 subfamílias. As subfamílias que apresentaram maior riqueza de espécies foram Myrmicinae, com 3 gêneros e 6 espécies, seguida de Formicinae, com 4 gêneros e 3 espécies, Dolichoderinae (com 1 gênero e 3 espécies), e Ponerinae e Ectatomminae, ambas com apenas 1 gênero e 1 espécie cada.

A espécie mais frequente (Tab. 1) foi *Pheidole mapinguari* ($f = 0,548$), seguida por *Camponotus rufipes* ($f = 0,185$) e *C. fastigatus* ($f = 0,125$). As espécies *Linepithema gallardoi* ($f = 0,051$), *Pheidole* sp. 01 ($f = 0,036$) e *Holcoponera striatula* ($f = 0,021$) tiveram frequências intermediárias. Já as demais espécies registraram frequências abaixo de $f = 0,009$, sendo que *L. angulatum*, *Myrmelachista gallicola*, *Nylanderia* sp. 01 e *Acanthognathus brevicornis* obtiveram as menores frequências ($f = 0,003$) entre todos os registros.

A respeito da quantidade de indivíduos coletados por cada espécie (Tab. 1), *P. mapinguari* representou a maior abundância, totalizando 15.030 indivíduos. Isto é, 90,49% da abundância total de formigas coletadas. Outra espécie com abundância relativamente considerável, foi *L. gallardoi*, com 950 indivíduos. As espécies do gênero *Camponotus* (*C. fastigatus* e *C. rufipes*) juntas tiveram uma baixa abundância, mas ainda assim foram maiores do que as demais espécies. Em compensação, algumas espécies tiveram apenas um único indivíduo coletado, como é o caso de *L. angulatum*, *M. gallicola* e *A. brevicornis*.

Com relação aos registros por bloco (Tab. 1), o bloco com maior número de registros foi o bloco 1 (B1), seguido dos blocos 5 (B5), 2 (B2) e 3 (B3). Já o bloco 4 (B4) ficou próximo à média de registros dos blocos (46 registros). Enquanto os demais blocos (B6 e B7), tiveram registros abaixo da média.

Tabela 1 – Riqueza, indivíduos por espécie e ocorrência de espécies conforme o bloco amostrado (B1 - bloco 1, B2 - bloco 2, B3 - bloco 3, B4 - bloco 4, B5 - bloco 5, B6 - bloco 6, e b7 - bloco 7), e frequência total por espécie (f).

Subfamília/Espécie	Indivíduos por espécie	Ocorrências por bloco							f
		B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	
Dolichoderinae									
<i>Linepithema angulatum</i> (Emery, 1894)	1	0	0	0	1	0	0	0	0,003
<i>Linepithema gallardoii</i> (Brèthes, 1914)	950	5	0	0	0	0	1	11	0,051
<i>Linepithema micans</i> (Forel, 1908)	63	0	0	1	1	0	0	0	0,006
Ectatomminae									
<i>Holcoperona striatula</i> (Mayr, 1884)	14	7	0	0	0	0	0	0	0,021
Formicinae									
<i>Camponotus fastigatus</i> Roger, 1863	177	13	1	0	0	28	0	0	0,125
<i>Camponotus rufipes</i> (Fabricius, 1775)	266	21	6	0	0	18	12	8	0,185
<i>Myrmelachista gallicola</i> Mayr, 1887	1	0	0	0	0	0	0	1	0,003

<i>Nylanderia</i> sp. 01	4	1	0	0	0	0	0	0	0,003
--------------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	-------

Myrmicinae

<i>Acanthognathus brevicornis</i> Smith, 1944	1	1	0	0	0	0	0	0	0,003
---	---	---	---	---	---	---	---	---	-------

<i>Pheidole mapinguari</i> Casadei-Ferreira et al., 2020	15.030	18	42	46	40	14	21	3	0,548
--	--------	----	----	----	----	----	----	---	-------

<i>Pheidole radoszkowskii</i> Mayr, 1884	18	0	0	0	0	3	0	0	0,009
--	----	---	---	---	---	---	---	---	-------

<i>Pheidole</i> sp. 01	58	9	1	2	0	0	0	0	0,036
------------------------	----	---	---	---	---	---	---	---	-------

<i>Pheidole</i> sp. 02	13	1	0	0	0	0	0	1	0,006
------------------------	----	---	---	---	---	---	---	---	-------

<i>Solenopsis</i> sp. 01	12	0	0	0	0	3	0	0	0,009
--------------------------	----	---	---	---	---	---	---	---	-------

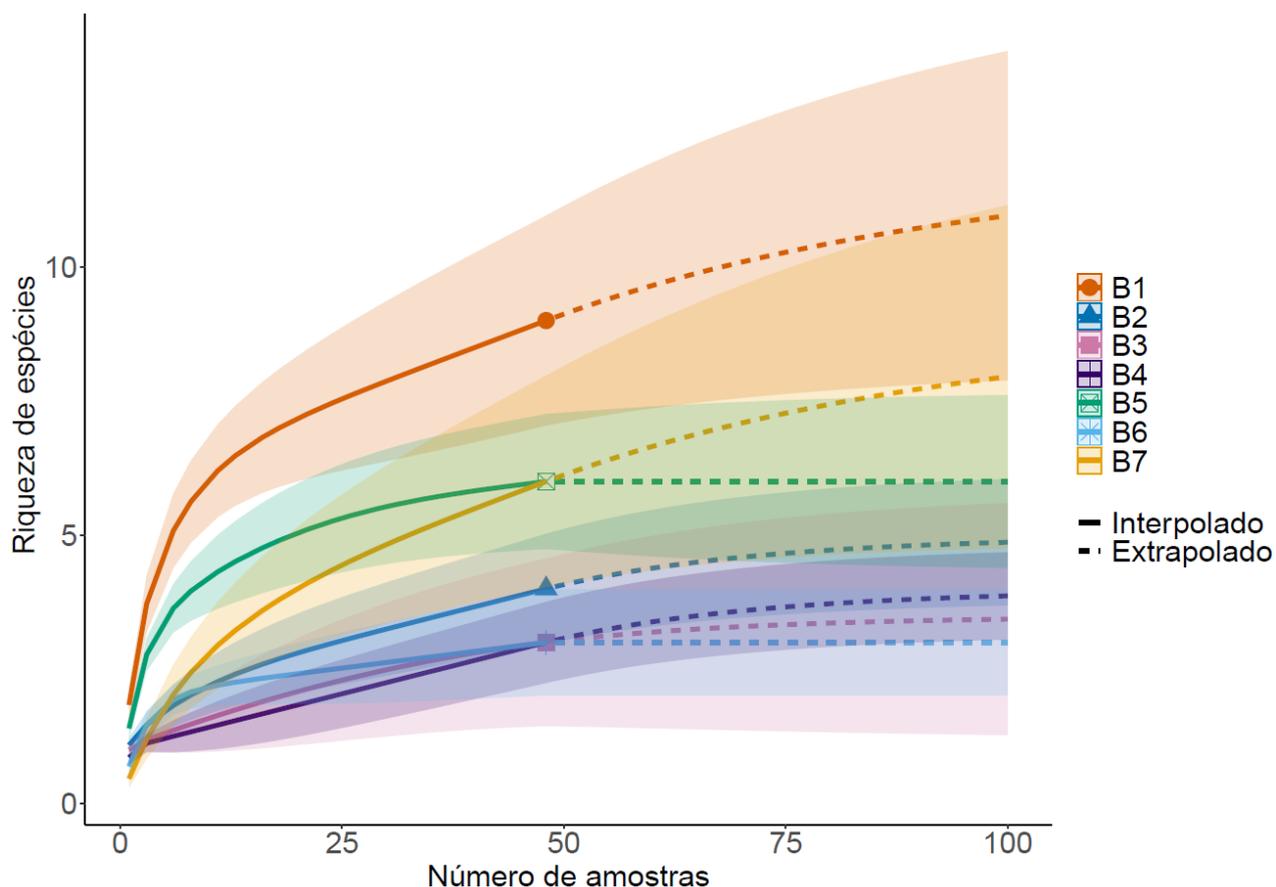
Ponerinae

<i>Pachycondyla striata</i> Smith, 1858	2	0	0	0	0	1	0	1	0,006
---	---	---	---	---	---	---	---	---	-------

Total de indivíduos	16.610								
Total de registros por bloco		76	50	49	42	67	34	25	
Quantidade de espécies por bloco		9	4	3	3	6	3	5	

A curva de acumulação de espécies (Fig. 4) sugere que somente, blocos B1 e B7 a riqueza de espécies aumentaria consideravelmente se o esforço amostral fosse maior, visto que a extrapolação aumenta. Nos B2, B3 e B4, a riqueza sofreria um pequeno aumento com o aumento do esforço amostral, o que indica que a curva está quase alcançando sua estabilização. Já para os demais blocos, B5 e B6, quando o esforço amostral aumenta, a riqueza mantém-se a mesma, ou seja, a estabilização da curva indica que o número amostral atual foi suficiente para amostrar a riqueza esperada para ambos os blocos

Figura 4 – Curva de acumulação de espécies para cada bloco, considerando o número de ocorrências em quadrados amostrais (QAs), e intervalos de confiança de 95%.



4.2 Riqueza de espécies e estrutura do habitat

Através do GLMM, foi possível analisar a riqueza de espécies de formigas com a cobertura de rochas e volume de biomassa seca. Ademais, o modelo construído explica aproximadamente 11% o ajuste do modelo ($\text{pseudo-R}^2 = 0,11$), um valor baixo.

Dessa forma, o modelo indica que possivelmente existem outras variáveis que influenciam a riqueza de formigas e que não foram analisadas neste estudo. Particularmente, a cobertura de rochas teve uma relação positiva com a riqueza, porém com menor tamanho do efeito (Fig. 5). Por outro lado, o volume de biomassa seca teve uma relação negativa sobre a riqueza de espécies (Fig. 6; Tab. 2).

Tabela 2 – Relação da riqueza de espécies de formigas com a cobertura de rochas

Resposta	Preditores	Coefficiente	Erro padrão	Valor Z	Valor de p
Riqueza de espécies	Cobertura de rochas	1,0544	0,4932	2,138	0,03252
	Volume de biomassa seca	-9,6181	3,5038	-2,745	0,00605

e o volume de biomassa seca. Parâmetros estimados a partir do GLMM.

Figura 5 – Efeitos da cobertura de rochas sobre a riqueza de espécies nos campos de altitude no sul do Brasil.

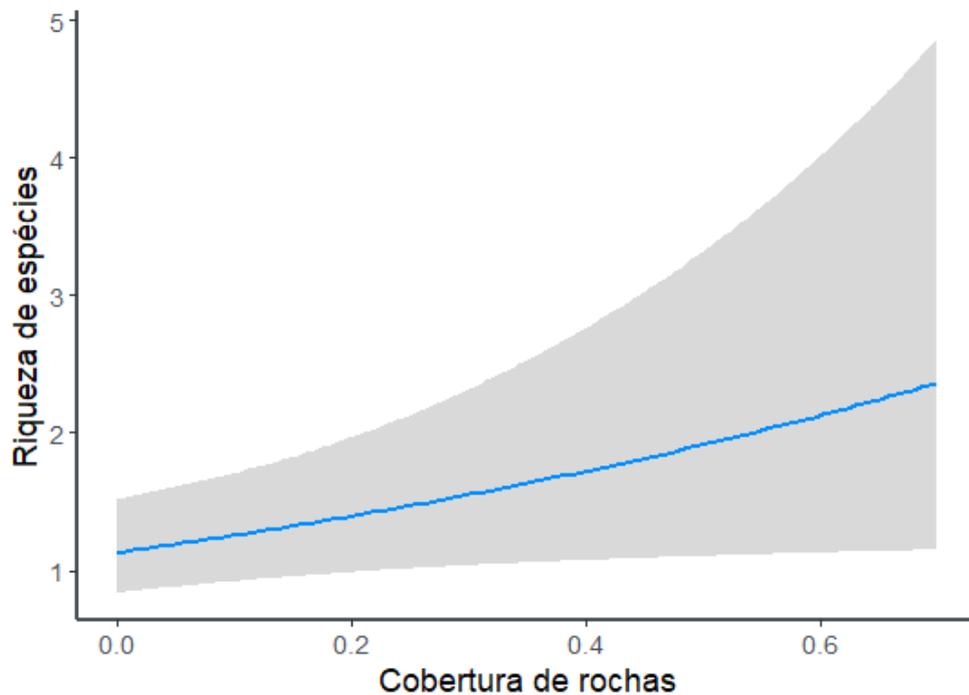
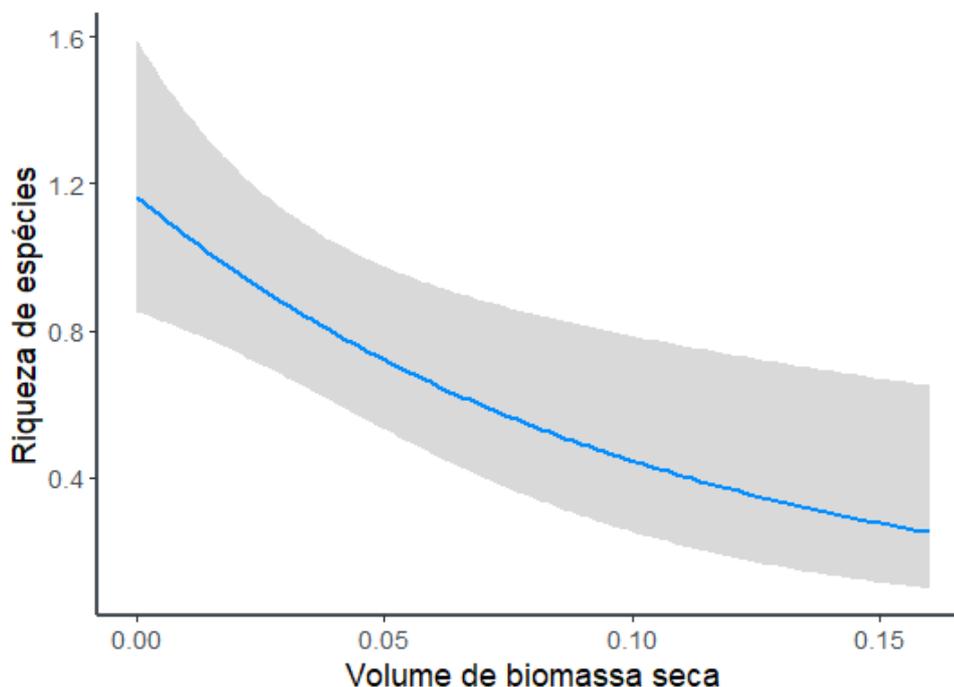


Figura 6 – Efeitos do volume de biomassa seca sobre a riqueza de espécies de formigas nos campos de altitude, sul do Brasil.



4.3 Composição de espécies e estrutura do hábitat

Através do teste de PERMANOVA, foi possível analisar que as variáveis consideradas, exercem influência sobre a composição de espécies. Cada variável possui grau 1 de liberdade, indicando que são independentes. Dessa forma, o valor de R^2 para cobertura de rochas ($R^2 = 0,0255$) indica que 2,55% dos efeitos sobre a composição de espécies de formigas são explicadas por esta variável. Da mesma forma, o valor de R^2 para o volume de biomassa seca ($R^2 = 0,055$) demonstra que 5,5% dos efeitos são explicados por esta variável. Ao mesmo tempo, o valor de P ($P = 0,001$) indica que ambas as variáveis têm um efeito significativo, considerando o nível de significância típico de 0,05.

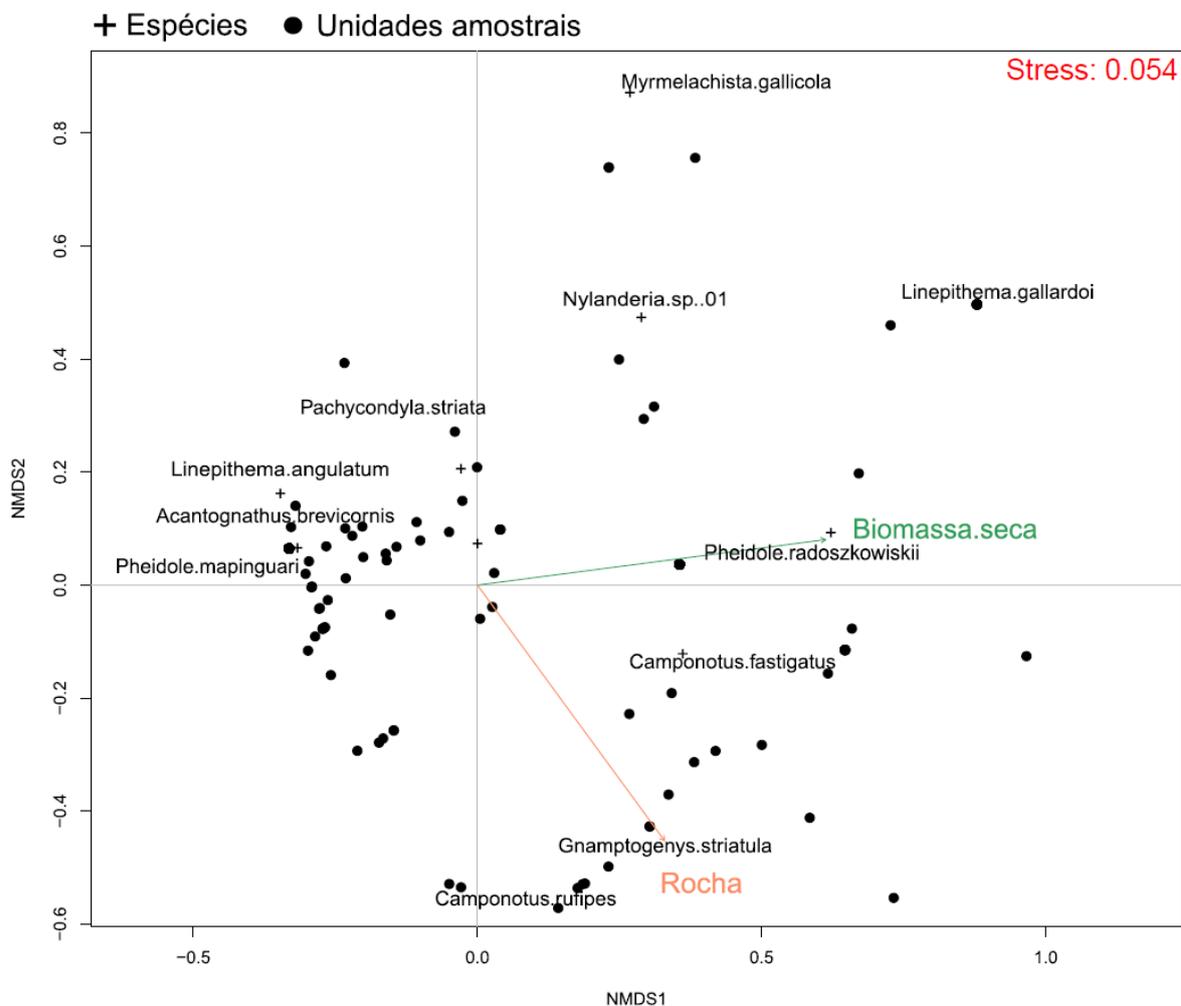
A partir deste teste, a análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) demonstrou que a cobertura de rochas e o volume de biomassa seca sugerem padrões de ordenação distintos para as 15 espécies de formigas no espaço multidimensional (Fig. 7). Ademais, 4 espécies não sofrem efeitos das variáveis (*A. brevicornis*, *L. angulatum*, *P. striata* e *P. mapinguari*) e outras 7 sofrem influência da cobertura de rochas ou da biomassa. O gráfico da nMDS indica possíveis preferências das espécies em relação a estrutura do habitat, sendo que 4 espécies (*L. gallardoi*, *M. gallicola*, *Nylanderia* sp. 01 e *P. radoskowskii*) apareceram associadas com o volume

de biomassa seca. Dentre elas, *P. radoskowskii* é a que demonstra uma associação mais forte. Por outro lado, as espécies *C. rufipes* e *H. striatula* apresentaram uma forte associação com a cobertura de rochas nos locais. Por último, *C. fastigatus* demonstrou ter uma associação tanto com a cobertura de rochas quanto com o volume de biomassa seca, por estar situado entre estas duas, porém a influência das rochas é mais forte do que a da cobertura de biomassa seca. O valor de stress neste modelo foi igual a 0,054 demonstrando um bom ajuste do modelo (Buttigieg; Ramette, 2014).

Tabela 3 – Relação dos efeitos da cobertura de rochas e do volume de biomassa seca na composição de espécies de formigas com. Parâmetros estimados a partir do PERMANOVA.

Resposta	Preditores	Df	SumOfSqs	R ²	F	Valor de P (p < 0,05)
Composição das espécies	Cobertura de rochas	1	3,752	0,02547	9,2286	0,001 ***
	Volume de biomassa seca	1	8,186	0,05556	20,1333	0,001 ***
	Residual	333	135,392	0,91897		

Figura 7 – Ordenação das espécies de formigas por escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) em relação à influência da cobertura de rochas (representada pela cor laranja) e do volume de biomassa seca (representada pela cor verde) nos campos de altitude, no sul do Brasil.



5. DISCUSSÃO

5.1 Caracterização da comunidade de formigas

No presente estudo, foram encontradas 15 espécies distintas da mirmecofauna dos campos do PNSJ. Isto é reforçado pelo fato de que cinco das seis espécies mais frequentes aqui foram também as mesmas cinco espécies mais frequentes registradas anteriormente (Klunk et al., 2018). Neste trabalho de 2018, um maior número de espécies na região foi registrado (60), porém utilizando três métodos de coleta diferentes (armadilhas de queda no solo e em árvore, iscas com sardinha, e amostras da serrapilheira). Nesse sentido, outro aspecto que pode ter influenciado a quantidade de espécies coletadas no presente trabalho é a utilização de iscas, as

quais podem atrair uma menor quantidade de espécies coletadas. As iscas capturam normalmente menos espécies, devido à aspectos de seletividade (nem todas as espécies são atraídas pelo recurso), dominância (algumas espécies recrutam massivamente e dominam as iscas, excluindo as outras) (Castro; Queiroz, 1987) e tempo de amostragem (1 hora para as iscas e 24 horas para os pitfalls) (Agosti et al., 2000). Em ambientes abertos e secos, como no caso do Cerrado, a utilização de pitfalls pode ser mais eficiente para capturar formigas (Hacala et al., 2020; Lopes; Vasconcelos, 2008).

A espécie mais frequente e identificada como *Pheidole* sp. 5 na pesquisa de Klunk et al. (2018) é também a espécie mais frequente neste trabalho, identificada a nível de espécie como *P. mapinguari*. O fato desta ter sido a espécie mais frequente e mais abundante em ambos os trabalhos, vai ao encontro com a sua presença comum nos campos de altitude do Paraná, tratando-se de uma das espécies mais dominantes deste ecossistema (Feitosa, R. M., comunicação pessoal, 2024). No entanto, sendo *P. mapinguari* uma espécie recentemente descrita (Casadei-Ferreira; Economo; Feitosa, 2020), faltam informações sobre sua ecologia para compreender melhor os motivos pelos quais a espécie, em campos de altitude, sobressai-se em relação às outras (tanto em frequência quanto em abundância).

As espécies do gênero *Camponotus* (*C. fastigatus* e *C. rufipes*), são espécies comuns em áreas abertas de toda a América do Sul, tais como cerrado, restinga e campos (Ramos, 2003; Cereto, 2008; Klunk et al., 2018). Apelidadas de formigas carpinteiras, as *Camponotus* são conhecidas por nidificar em madeira, em árvores vivas ou mortas (Zorzenon et al., 2011). No cerrado, estas formigas, como é o caso de *C. rufipes*, constroem ninhos com palha (Ronque et al., 2016; 2018).

Dentre as espécies do gênero *Linepithema*, a *L. gallardoi* foi a que apresentou maior abundância e frequência. Além de ser um gênero generalista e dominante (Baccaro et al., 2015), é característico da subfamília Dolichoderinae (Silvestre et al., 2015) o recrutamento em massa (assim como a mirmicínea *Pheidole*). Quando uma operária encontra a isca, ela retorna ao ninho formando uma trilha de feromônios que é útil para as outras formigas do ninho encontrarem o recurso e reforçarem ainda mais a trilha aumentando o recrutamento (referência). Tais fatos reforçam a possibilidade de que, no B7, a chegada de *L. gallardoi* às iscas e, conseqüentemente, o recrutamento em massa, possam ter impedido o registro de outras espécies.

Levando em conta os hábitos generalistas e recrutamento em massa das espécies anteriores, é esperado que as demais espécies (menos dominantes, com hábitos e nichos mais específicos) não sejam tão frequentes. Estas em questão, ocorreram em não mais do que dois blocos, sendo gêneros generalistas (como *Solenopsis* sp. 01 e *Nylanderia* sp. 01), predadoras generalistas (como *H. striatula* e *P. striata*), visitantes de nectários extraflorais (tal qual *M. gallicola* e *Nylanderia* sp. 01), ou predadora especialista (*A. brevicornis*, por exemplo) (Baccaro et al., 2015).

O presente trabalho traz um novo registro (*A. brevicornis*) para a mesorregião do Planalto Serrano. *Acanthognathus* é um gênero comumente associado à serrapilheira de florestas (Baccaro et al., 2015) que ocorre exclusivamente na região Neotropical. Até então, apenas uma espécie do gênero (*A. rudis*) teve aspectos biológicos estudados. Dessa forma, é sugerido que as demais espécies, incluindo *A. brevicornis*, sejam predadoras generalistas de serapilheira (Silva, 2014).

5.2 Influência do acúmulo de biomassa seca e da cobertura de rochas sobre a riqueza e composição de formigas

Os resultados deste estudo confirmaram as hipóteses formuladas, sendo que a riqueza e composição de espécies de formigas foram influenciadas pela cobertura de rochas e pelo volume de biomassa seca. Apesar do modelo construído através do GLMM correlacionar às variáveis à riqueza de espécies, o ajuste ao modelo (pseudo- $R^2 = 0,11$) sugere que outras variáveis têm uma influência significativa nos padrões observados. Outros estudos demonstram que considerar variáveis como a textura (Bestelmeyer, Wiens, 2001), a umidade e composição química do solo (McMillan, 2003) podem ser importantes para avaliar a riqueza de espécies de formigas. A riqueza de espécies foi maior em locais com maior cobertura de rochas e com menor acúmulo de biomassa seca. Por outro lado, com relação a composição de espécies, há espécies que são influenciadas pela cobertura de rochas, outras pelo acúmulo de biomassa seca, outra por ambas, e há ainda aquelas que não são influenciadas por nenhuma das duas variáveis (Fig. 7). Com estes resultados, foi possível observar que tanto a riqueza quanto a composição de espécies da mirmecofauna dos campos de altitude sofrem influência dessas variáveis.

As espécies exploram distintos recursos para a construção de ninhos, como solo, árvores, pedras, troncos em decomposição, serrapilheira e até mesmo em plantas mirmecófitas (possuem órgãos e estruturas que proporcionam alimentação

e/ou abrigo) (Baccaro et al., 2015). Desse modo, os recursos influenciam na riqueza das comunidades, pois diferentes ambientes têm diferentes estruturas, o que gera diferenças na composição das espécies. Dito isso, o acúmulo de biomassa vegetal seca parece gerar um efeito negativo nas comunidades de formigas (Dröse et al., 2019). Quando existe restrição de distúrbios, como fogo e pastejo, nos campos espécies de plantas com forma de vida cespitosa tornam-se dominantes e com o tempo podem gerar o acúmulo de biomassa seca (Andrade et al., 2016). Essas condições levam à dominância de poucas espécies vegetais, simplificando o habitat e reduzindo a diversidade de recursos que potencialmente podem ser utilizados para o forrageio e a nidificação, conseqüentemente resultando em uma comunidade de formigas menos diversa (Dröse et al., 2019). Além de que regiões dos campos após a aplicação do fogo, costumam apresentar maior abertura no hábitat e substrato mais simples para a locomoção de formigas do que regiões não queimadas (Podgaiski et al., 2014). Essas condições podem eventualmente levar a uma composição de espécies com características funcionalmente semelhantes, além de também modificar os padrões de forrageamento das comunidades (Parr et al., 2007; Wiescher; Pearce-Duvel; Feener, 2012; Bishop et al., 2021).

Já a cobertura de rocha influenciou tanto a riqueza quanto a composição de espécies, provavelmente isto deve-se ao fato de que as rochas servem de refúgio para as espécies contra a predação (Dean; Turner, 1991) e, no caso dos campos, dos efeitos diretos do fogo e do pastejo (Heron, 2001). Além disso, as rochas proporcionam condições favoráveis para as formigas, como variação na temperatura. Por exemplo, as formigas do gênero *Camponotus* possuem preferências por nidificar sob pedras bem iluminadas pelo sol, pois isto favorece o desenvolvimento das larvas e pupas da colônia (Hölldobler; Wilson, 1990; Stukalyuk; Vesnic et al., 2017; Radchenko, 2022).

No caso das espécies que tiveram influência do volume de biomassa seca, tal fato pode estar relacionado a certas preferências ecológicas destas espécies. Dentre elas, a espécie *P. radoszkowskii* é comum em ambientes abertos e sujeitos a distúrbios (Wilson, 2003). Já a espécie *L. gallardoi* pertence a um gênero que comumente nidifica na vegetação, considerado generalista e que geralmente habita ecossistemas modificados por atividades humanas (Calle et al. 2013; Escárraga; Guerrero, 2016). Além disso, o gênero da espécie *M. gallicola* também é conhecido por fazer ninhos em cavidades de troncos e galhos (Nakano et al., 2013). Da mesma

forma, *Nylanderia* sp.01. é um gênero que nidificam na serapilheira e na madeira em decomposição (LaPolla; Brady; Shattuck, 2011). Estas preferências ecológicas vão ao encontro do fato destas formigas serem influenciadas pelo acúmulo de biomassa seca.

Os resultados obtidos demonstraram que as espécies de *Camponotus* (*C. fastigatus* e *C. rufipes*) estão associadas às rochas, possivelmente por sua preferência para criar ninhos em ambientes com estas características (Dean; Turner, 1991; Vesnic et al., 2017 Stukalyuk; Radchenko, 2022). Em relação a espécie *H. striatula*, que também demonstrou uma associação às rochas, podendo haver uma preferência para nidificação (Lattke; Delsinne, 2016). Porém, sendo *Holcaponera* (Mayr, 1884) um gênero que constrói ninhos subterrâneos (referência), é possível que este também seja um hábito comum entre as espécies campestres, que pode auxiliar a manter a estrutura do ninho diante dos distúrbios.

6. CONCLUSÃO

Com este estudo é possível concluir que a cobertura de rochas influencia positivamente a riqueza de espécies de formigas. Isso pois, provavelmente, proporciona maior complexidade de habitat e as protege contra queimadas e pisoteamento dos ninhos. Dessa forma, a presença de rochas no ambiente contribui para a criação de micro-habitats variados que suportam uma maior diversidade de espécies, alterando a composição da mirmecofauna campestre. Por outro lado, foi possível concluir também que o acúmulo de biomassa seca influencia de forma negativa a riqueza de espécies uma vez que, possivelmente, pode homogeneizar a vegetação e reduzir a variabilidade de recursos e habitats. Assim, o acúmulo de biomassa seca no ambiente prejudica a heterogeneidade e complexidade de habitats, alterando também a composição de formigas campestres. Ademais, com relação ao método de amostragem e da riqueza de espécies obtidas, recomenda-se considerar a localização de cada um dos blocos para combinar diferentes métodos de amostragem (iscas e pitfalls, por exemplo).

Torna-se evidente, a partir destes resultados e de outras pesquisas (Medeiros; Fiedler, 2011; Ribas et al., 2012; Casali, 2023) que a grande diversidade nos biomas brasileiros está relacionada com a alta complexidade de habitats. Tendo em vista que os distúrbios ecológicos em decorrência do manejo com o fogo e pastejo podem gerar mudanças na estrutura do habitat e disponibilidade de recursos, torna-se importante

promover práticas baseadas em resultados científicos para a manutenção dos campos. (Bharti; Bharti; Pfeifer, 2016; Philpott et al., 2010). Através do PELD-BISC, este trabalho adiciona dados ao inventário da mirmecofauna dos campos de altitude no PNSJ, juntamente de Klunk et al. 2018.

O presente trabalho traz uma melhor compreensão sobre as comunidades de formigas campestres, através de um inventário da mirmecofauna, o qual é por si só um dos passos para planejar ações de conservação. Porém, para a conservação da mirmecofauna e a manutenção da biodiversidade nos ecossistemas campestres, é essencial considerar a heterogeneidade do habitat. Além disso, é crucial que, para a continuidade deste projeto do PELD-BISC, sejam consideradas outras variáveis (como a textura, umidade e composição química do solo) para compreender melhor as comunidades de formigas e como os distúrbios as afetam. Portanto, para desenvolver políticas públicas ambientais mais adequadas, é necessário realizar estudos de longa duração para entender os efeitos dos distúrbios sobre a diversidade dos campos e táxons associados. O PELD-BISC pode contribuir significativamente para a fiscalização e estratégias sustentáveis para o manejo do fogo e do pastejo através deste inventário da mirmecofauna.

REFERÊNCIAS

AGOSTI, D. et al. **Ants**: Standard Methods for Measuring and Monitoring biodiversity. Biological Diversity Handbook Series. 280p. 2000.

ANDERSEN, A. N. **A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance.** Journal of Biogeography 22: 2297–2311. 1995.

ANDERSEN, A. N. **Responses of Ground-Foraging Ant Communities to Three Experimental Fire Regimes in a Savanna Forest of Tropical Australia.** Tropical Biology and Conservation, p. 575-585, 1 dez. 1991.

ANDERSEN, A. N.; MAJER, J. D. **Ants show the way Down Under:** invertebrates as bioindicators in land management. Frontiers in Ecology and the Environment, 2: 291-298. 2004.

ANDRADE, B. O. et al. **Highland grasslands at the southern tip of the atlantic forest biome:** Management options and conservation challenges. Oecologia Australis, 20(2), 37–61.2016.

ANJOS, D. et al. **Monitoring Effect of Fire on Ant Assemblages in Brazilian Rupestrian Grasslands:** Contrasting Effects on Ground and Arboreal Fauna. Insects, 8(3): 1–12. 2017.

ARNAN, X., RODRIGO, A., RENATA, J. **Post-fire recovery of Mediterranean ground ant communities follows vegetation and dryness gradients.** J. Biogeogr. 33 (7), 1246–1258. 2006.

BACCARO, F. B. et al. **Guia para os gêneros de formigas do Brasil.** Manaus: INPA - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. 388 p. ISBN 978-85-211-0152-9. 2015.

BARBOSA, G. B. **How do patch burnings affect ant communities and seed removal in a subtropical grassland?.** Perspectives in Ecology and Conservation 20, 322–329, 2022.

BARDEN, Phillip. **Fossil ants (Hymenoptera: Formicidae):** ancient diversity and the rise of modern lineages. Myrmecological News, v. 24, n. 1, p. 30, 2017.

BEAL-NEVES, M., CHIARANI, E., FERREIRA, P. M. A. et al. **O papel da perturbação do fogo na estrutura do hábitat e nas comunidades de aves nas pastagens montanhosas do sul do Brasil.** Sci Rep 10 , 19708. 2020.

BEHLING, H.; PILLAR, V.D. **Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems.** Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Biological Sciences 362: 243-25. 2007.

BEHLING, Hermann. **Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil.** Elsevier - Livestock Science, [S. l.], p. 277-297, 15 fev. 2004.

BESTELMEYER, B.T.; WIENS, J.A. **Ant biodiversity in semiarid landscape mosaics: the consequences of grazing vs. natural heterogeneity.** *Ecological Applications*, 11: 1123-1140. 2001.

BHARTI, H.; BHARTI, M.; PFEIFER, M. **Ants as bioindicators of ecosystem health in Shivalik Mountains of Himalayas: assessment of species diversity and invasive species.** *Asian myrmecology*, Tóquio, v. 8, p. 65-79, dez. 2016.

BISHOP, T.R. et al. **The effect of fire on ant assemblages does not depend on habitat openness but does select for large, gracile predators.** *Ecosphere* 12. 2021.

BLÜTHGEN, N.; FELDHAAR, H. **Food and shelter: how resources influence ant ecology.** In *Ant ecology* (L. Lach, C.L. Parr; K.L. Abbott, eds.). Oxford University Press Inc., New York, p. 115-136. 2010.

BOLTON, B. **AntCat.** An online catalog of the ants of the world. 2024. Disponível em: <<http://antcat.org>>. Acesso em 10 abr 2024.

BOND, W. J.; KEELEY, J. E. **Fire as a global “herbivore”:** The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*. 2005.

BOND, W. J.; SCOTT, A. C. **Fire and the spread of flowering plants in the Cretaceous.** *Novo Phytologis*. 2010.

BOND, W. J.; WOODWARD, F. I.; MIDGLEY, G. F. **The global distribution of ecosystems in a world without fire.** *New Phytologist*, 165(2), 525–538. 2005.

BOULTON, A. M.; DAVIES, K. F.; WARD, P. S. **Species Richness, Abundance, and Composition of Ground-Dwelling Ants in Northern California Grasslands: Role of Plants, Soil, and Grazing.** *Environmental Entomology* 31:96-104. 2005.

BOWMAN, David M. J. S. et al. **Fire in the Earth system.** *Science* 324, 481–484. 2009.

BROSI, B.J, ARMSWORTH, P.R, DAILY, G.C. **Optimal design of agricultural landscapes for pollination services.** *Conserv. Lett.*, v. 1, p. 27–36, 2008.

BRÜHL, C. A.; GUNSALAM, G.; LINSENMAIR, K. E. **Stratification of ants (Hymenoptera: Formicidae) in a primary rains forest in Sabah, Borneo.** *Journal of Tropical Ecology*, 14: 285-297. 1998.

BUTTIGIEG, P. L.; RAMETTE, A. **A Guide to Statistical Analysis in Microbial Ecology:** a community-focused, living review of multivariate data analyses. *FEMS Microbiol Ecol*. 90: 543–550. 2014.

CADOTTE, M. W.; DINNAGE, R.; TILMAN, D. **Phylogenetic diversity promotes ecosystem stability.** *Ecology*, 93, S223–S233. 2012.

CALLE, Z. et al. **A comparison of vegetation and ground-dwelling ants in abandoned and restored gullies and landslide surfaces in the western Colombian Andes.** *Restoration Ecology*, 21, 729–735. 2013.

CASADEI-FERREIRA, A; ECONOMO, E. P.; FEITOSA, R. M. **Additions to the taxonomy of Pheidole (Hymenoptera: Formicidae) from the southern grasslands of Brazil.** *Revista Brasileira de Entomologia*. 64. e20200068. 2020.

CASALI, S. **Efeitos do regime de fogo e do contexto ambiental na diversidade dos campos do Planalto Serrano Catarinense, sul do Brasil.** Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, 2023.

CASTRO, A. G.; M. V. B. QUEIROZ. **Estrutura e organização de uma comunidade de formigas em agro-ecossistema neotropical.** *An. Soco Entomol. Brasil* 16 (2): 363-375. 1987.

CERETO, C. E. **Formigas em restinga na região da Lagoa Pequena, Florianópolis, SC:** levantamento taxonômico e aspectos ecológicos. Monografia apresentada ao Curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina, 2008.

CLOUDSLEY-THOMPSON, J. L. **The effect of rock cover on the diurnal range of microclimatic conditions.** *The Entomologist*. 1956.

COLLINS, S. L. **Interaction of Disturbances in Tallgrass Prairie: A Field Experiment.** *Ecology*, 68(5), 1243–1250. 1987.

CORRÊA, M. M., FERNANDES, W. D.; LEAL, I. R. **Diversidade de formigas epigéicas (Hymenoptera: Formicidae) em capões do Pantanal Sul Matogrossense:** relações entre riqueza de espécies e a complexidade estrutural da área. *Neotropical Entomology*, 35: 724-730. 2006.

DEAN, W. R. J., TURNER, J. S. **Ants nesting under stones in the semi-arid Karoo, South Africa:** predator avoidance or temperature benefits? *Arid Environ.* 1991.

DEBANO, L.F. **The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments:** a review. *J. Hydrol.* 231–232, 195–206, 2000.

DELABIE, J. H. C. et al. **As formigas como indicadores biológicos do impacto humano em manguezais da costa sudeste da Bahia.** *Neotropical Entomology*, 35: 602-615. 2006.

DÍAZ, S. et al. **Functional diversity at the crossroads between ecosystem functioning and environmental filters.** Em: Canadell, J.G., Pataki, D.E., Pitelka, L.F. (Eds.), *Terrestrial Ecosystems in a Changing World.* Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 81–91. 2007.

DRÖSE, W. **Efeito do pastejo sobre as assembleias de formigas nos campos sulinos**. Orientador: Milton de Souza Mendonça Junior. 2015. 53 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre - RS, 2015.

DRÖSE, W. et al. **Local and regional drivers of ant communities in forest-grassland ecotones in South Brazil: A taxonomic and phylogenetic approach**. PLoS ONE 14(4): e0215310. 2019.

ENGEL, Michael S.; GRIMALDI, David; A. **Primitive New Ants in Cretaceous Amber from Myanmar, New Jersey, and Canada (Hymenoptera: Formicidae)**. The American Museum of Natural History, New York - NY, ano 2005, v. 1, n. 1, p. 23, 25 jul. 2005.

ESCÁRRAGA, M.; GUERRERO, R. J. **The ant genus Linepithema (Formicidae: Dolichoderinae) in Colombia**. Vol. 4208 N^o. 5. 446–458. 2016.

FAXINA, T. C. **Dilemas Da Regularização Fundiária No Parque Nacional De São Joaquim. A Valoração De Áreas Naturais**. Dissertação (Mestre em Engenharia Florestal). Universidade do Estado de Santa Catarina. Lages - Santa Catarina. 2014.

FERREIRA, P. A. et al. **Responses of bees to hábitat loss in fragmented landscapes of Brazilian Atlantic Rainforest**. Landscape Ecology, v. 30, n. 10, p. 2067–2078, 2015.

FERREIRA, P. M. A.; ELY, C. V.; BEAL-NEVES, M. **Different post-fire stages encompass different plant community compositions in fire-prone grasslands from Southern Brazil**. Flora, 285. 2021.

FIDELIS, A. **Is fire always the “bad guy”?**. Flora. V. 268. 2020.

FILARDI F. L. R., et al. **Brazilian Flora 2020: innovation and collaboration to meet Target 1 of the Global Strategy for Plant Conservation (GSPC)**. Rodriguesia, v. 69, p.1513–1527. 2018.

FLOREN, A.; LINSENMAIR, K. E. 2005. **The importance of primary tropical rain forest for species diversity: an investigation using arboreal ants as an example**. Ecosystems, 8: 559-567. 2005.

FOLGARAIT, P. J. **Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review**. Biodivers. Conserv. 7, 1221–1244. 1998.

FRASER, L. H. et al. **Worldwide evidence of a unimodal relationship between productivity and plant species richness**. Science, 349, 302–305. 2015.

GASPER, A.L., et al. **Inventário florístico florestal de Santa Catarina: espécies da Floresta Ombrófila Mista**. Flora of the mixed ombrophylous forest in Santa Catarina state, according of the forest and floristic inventory of Santa Catarina. Rodriguesia 64(2): 201-210. 2013.

GOTELLI, N. J. et al. **Counting ants (Hymenoptera: Formicidae):** biodiversity sampling and statistical analysis for myrmecologists. *Myrmecological News*. 2011.

GRIME JP. **Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory.** *The American Naturalist*. 1977.

GRIME, J. P. **Plant strategies and vegetation processes.** *Journal of Ecology*. 1979.

HACALA, A. et al. **Relative Efficiency of Pitfall vs. Bait Trapping for Capturing Taxonomic and Functional Diversities of Ant Assemblages in Temperate Heathlands.** *Insects*, 12. 2020.

HAUG, I.; SETARO, S.; SUÁREZ, J. P. **Species composition of arbuscular mycorrhizal communities changes with elevation in the Andes of South Ecuador.** *Plos One*. 14.8: e0221091. 2019.

HERON, J. M. **The effect of grazing on ant (Hymenoptera: Formicidae) diversity in the south Okanagan grasslands.** University of British Columbia. 2001.

HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E.O. **The ants.** Harvard University Press, Cambridge. 1990.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. **iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers).** *Methods in ecology and evolution* 7.12: 1451-1456. 2016.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.** Biomas e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250000. Rio de Janeiro. 2019.
INMET - MAPA. **Instituto Nacional de Meteorologia - Ministério da Agricultura e Pecuária.** 2024. Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/>>. Acesso em 07 abr 2024.

JONER, F., GIEHL, E. L. H.; PILLAR, V. D. **Functional and taxonomic alpha and beta diversity responses to burning grasslands in southern Brazil.** *Journal of Vegetation Science*, 32: e13060. 2021.

JOUQUET, P. et al. **Soil invertebrates as ecosystem engineers: Intended and accidental effects on soil and feedback loops.** *Applied Soil Ecology*, p. 153-164, 1 jun. 2006.

KLEIN, R. M. **Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina.** Em *Flora Ilustrada Catarinense* (P.R. Reitz, ed.). FATMA & Herbário Barbosa Rodrigues, Florianópolis, p. 1-24. 1978.

KLUNK, C. L. et al. **Simple does not mean poor: grasslands and forests harbor similar ant species richness and distinct composition in highlands of southern Brazil.** *Biota Neotropica*, v. 18, n. 3, 2018.

LAPOLLA, J. S.; BRADY, S. G.; SHATTUCK, S. O. **Monograph of Nylanderia (Hymenoptera: Formicidae) of the World**: An introduction to the systematics and biology of the genus. Zootaxa. Vol. 3110 No. 1: 25 Nov. 2011.

LASSAU, S. A.; HOCHULI, D. F. **Effects of hábitat complexity on ant assemblages**. Ecograph, 27: 157-164. 2004.

LATTKE, J.; DELSINNE, T. **Revisionary and natural history notes on some species of the genus Gnamptogenys ROGER, 1863 (Hymenoptera: Formicidae)**. 22. 141-147. 2016.

LEWINSOHN, T.; PRADO, P. **Quantas espécies há no Brasil?**. Megadiversidade, v.1,p.36-42. 2002.

LONGINO, J. T. **A taxonomic review of the genus Myrmelachista in Costa Rica**. Zootaxa. 1141:1-54. 2006.

LOPES, C. T.; VASCONCELOS, H. L. **Evaluation of three methods for sampling ground-dwelling Ants in the Brazilian Cerrado**. Neotrop entomol. 37(4):339-405. 2008.

MARAVALHAS, J.; VASCONCELOS, H. **Revisiting the pyrodiversity-biodiversity hypothesis**: Long-term fire regimes and the structure of ant communities in a Neotropical savanna hotspot. Journal of Applied Ecology, p. 1661–1668, 1 out. 2014.

MCMILLAN, J. M. **Soil properties influence western harvester ant nest site density in the Uinta and Piceance basins, Utah-Colorado**. Available from ProQuest Dissertations & Theses Global. 2003.

MEDEIROS, M. B.; FIEDLER, N. C. **Heterogeneidade de ecossistemas, modelos de desequilíbrio e distúrbios**. Biodiversidade Brasileira - BioBrasil, v. 1 n. 2: Manejo do Fogo em Áreas Protegidas. 2011.

MISTRY, J., et al. **New perspectives in fire management in South American savannas**: The importance of intercultural governance. Ambio 48, 172–179. 2019.

NAKANO, M. A et al. **Occurrence and natural history of Myrmelachista Roger (Formicidae: Formicinae) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil**. Revista Chilena de Historia Natural, v. 86, n. 2, p. 169-179, 2013.

NABINGER, C., MORAES, A. de, MARASCHIN, G. E. **Campos in southern Brazil**. Grassland Ecophysiology and Grazing Ecology, 355–376. 2009.

NESS, J.; MOONEY, K.; LACH, L. **Ants as Mutualists**. Oxford University Press, Oxford, UK, p. 97-114. 2010.

NORDEN, N. et al. **Resilience of tropical rainforests**: Tree community reassembly in secondary forests. Ecology Letters, 12, 385–394. 2009.

- OLDEN, J. D; ROONEY, T. P. **On defining and quantifying biotic homogenization.** *Global Ecology and Biogeography*, 15, 113–120. 2006.
- OVERBECK, G. E. et al. **Placing Brazil's grasslands and savannas on the map of science and conservation.** *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v. 56, p. 125687, set. 2022.
- OVERBECK, G. E., et al. **Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems.** *Diversity and Distributions*, v. 21, n. 12, p. 1455–1460, 2015.
- PACHECO, R.; VASCONCELOS, H. **hábitat diversity enhances ant diversity in a naturally heterogeneous Brazilian landscape.** *Biodiversity and Conservation*. 21. 2012.
- PARR, C. L. et al. **Response of African savanna ants to long-term fire regimes.** *Journal of Applied Ecology*, p. 630– 642, 19 jul. 2004.
- PARR, C. L. et al. **Savanna fires increase rates and distances of seed dispersal by ants.** *Oecologia* 151, 33–41, 2007.
- PAUSAS, J. G.; KEELEY, J. E. **A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life.** *BioScience*, 59(7), 593–601. 2009.
- PELD-BISC. **Pesquisa Ecológica de Longa Duração da Biodiversidade de Santa Catarina.** Documento sobre os blocos experimentais. Atualizado em 06 de maio de 2022.
- PHILPOTT, S. et al. **Ant diversity and function in disturbed and changing habitats.** *Ant. Ecology*, Oxford University, 137-156, 2010.
- PIANKA, E. **Evolutionary ecology.** New York: Harper Collins College Publishers. 484 p. 1994.
- PODGAISKI, L.R. et al. **Burning effects on detritivory and litter decay in Campos grasslands.** *Austral Ecol.* 39, 686–695. 2014.
- POL, R.; CASENAVE, J. L. **Activity patterns of harvest ants Pogonomyrmex pronotalis and Pogonomyrmex rastratus in the Central Monte Desert, Argentina.** *Journal of Insect Behavior*, 17, 647-661. 2004.
- RAMOS, L. S. et al. **Comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de serapilheira em áreas de cerrado “stricto sensu” em Minas Gerais.** *Lundiana: International Journal of Biodiversity*, 4(2), 95–102. 2003.
- REIS, M. S.; LADIO, A; PERONI, N. **Landscapes with Araucaria in South America: evidence for a cultural dimension.** *Ecology and Society*. 19(2): 43. 2014.
- RIBAS, C. R. et al. **Ants as indicators in Brazil: a review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs.** *Psyche*. 2012.

RONQUE, M. U. V. et al. **Three ways to distinguish species: using behavioural, ecological, and molecular data to tell apart two closely related ants, *Camponotus renggeri* and *Camponotus rufipes* (Hymenoptera: Formicidae):** Differentiation patterns in ant species. *Zoological Journal of the Linnean Society* 176:170–181. 2016.

RONQUE, M. U. V.; FOURCASSIÉ, V.; OLIVEIRA, P. S. **Ecology and field biology of two dominant *Camponotus* ants (Hymenoptera: Formicidae) in the Brazilian savannah.** *Journal of Natural History* 52:237–252. 2018.

ROSUMEK, F. B. et al. **Ants on plants:** a meta-analysis of the role of ants as plant biotic defenses. *Oecologia* 160(3): 537–549. 2009.

RYSER, R. et al. **Landscape heterogeneity buffers biodiversity of simulated meta-food-webs under global change through rescue and drainage effects.** *Nature Communications*, v. 12, n. 1, 2021.

SILVA, F. R. et al. **Análises ecológicas no R. Nupeea** : Recife, PE, Canal 6: São Paulo. 640 p. 2022.

SILVA, R. **Formigas (Hymenoptera: Formicidae) do oeste de Santa Catarina:** Histórico das coletas e lista atualizada das espécies do Estado de Santa Catarina. *Biotemas*, v. 12, n. 2, p. 75-100, 1999.

SILVA, R.R.; BRANDÃO, C.R.F. **Morphological patterns and community organization in leaf-litter assemblages.** *Ecological Monographs*, 80: 107-124. 2010.

SILVA, T. S. R. **Dacetini (Hymenoptera: Formicidae) da Mata Atlântica.** Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Sistemática, Taxonomia Animal e Biodiversidade do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. 236 fls. 2014.

SILVA, W., CAJAÍBA, R.; PÉRICO, E. **Amostragem de diversidade de formigas na Amazônia brasileira:** uma comparação entre coleta de serapilheira e armadilhagem de queda. *Revista de Biologia Tropical*. 2021.

SILVESTRE, R. **Estrutura de comunidades de formigas do cerrado.** Tese (Doutorado em Entomologia) - Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2000.

SILVESTRE, R. et al. **Notas sobre interações competitivas envolvendo formigas poneromorfas.** In: DELABIE, JHC., et al., orgs. *As formigas poneromorfas do Brasil*. Ilhéus, BA: Editus, pp. 181-201. 2015.

SOUZA, B. **Aspectos fitogeográficos do Parque Nacional de São Joaquim.** Monografia (Bacharel em Geografia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 86p. 2004.

SPANIOL, N. L. **Comunidade de formigas em uma área de Floresta Ombrófila Densa na encosta da Serra Geral - Santa Catarina, Sul do Brasil.** Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de Santa Catarina. 2022.

STUKALYUK, S.; RADCHENKO, Y. **Characteristics of thermal processes in ant nests built under stones (Hymenoptera: Formicidae).** Fragmenta entomologica , 54(1), pp. 2022.

SÜHS, R. B., GIEHL, E. L. H., PERONI, N. **Interaction of land management and araucaria trees in the maintenance of landscape diversity in the highlands of southern Brazil.** Plos One. 13(11). 2018.

SÜHS, R. B., GIEHL, E. L. H., PERONI, N. **Preventing traditional management can cause grassland loss within 30 years in southern Brazil.** Scientific Reports, 10(1). 2020.

SÜHS, R. B. et al. **The influence of fire and cattle grazing on Araucaria population structure in forest-grasslands mosaics.** Flora. Volume: 281. 2021.

ULYSSÉA, M. A. et al. **Updated list of ant species (Hymenoptera, Formicidae):** recorded in Santa Catarina State, southern Brazil, with a discussion of research advances and priorities. Revista Brasileira de Entomologia, Curitiba - PR - Brasil. v. 1, n. 1. 55(4), p. 603-611. 2011.

VALKÓ, O. et al. **Abandonment of croplands: problem or chance for grassland restoration? Case studies from Hungary.** Ecosystem Health and Sustainability 2(2): e01208. 2016.

VARGAS, A. B. et al. **Efeitos de fatores ambientais sobre a mirmecofauna de comunidade de restinga no Rio de Janeiro.** RJ. Neotropical Entomology, 36: 28-37. 2007.

VASCONCELOS, H. et al. **Neotropical savanna ants show a reversed latitudinal gradient of species richness, with climatic drivers reflecting the forest origin of the fauna.** Journal of Biogeography. 45. 2017.

VESNIC, A. et al. **Diversity and Nesting Preferences of Camponotus lateralis Group Species on Western Balkan Peninsula (Hymenoptera: Formicidae).** Journal of the Entomological Research Society, 19(2), 73–82. 2017.

VILES, H. A.; GOUDIE, A. S.; GOUDIE, A. M. **Ants as geomorphological agents: A global assessment.** Earth-Science Reviews. Volume 213. 103469. 2021.

WANG, G.; GERTNER, G. Z., LIU, X.; ANDERSON, A. B. **Uncertainty assessment of soil erodibility factor for revised universal soil loss equation.** Catena, Amsterdam, v. 46, p. 1-14, 2001.

WIESCHER, P. T.; PEARCE-DUVET, J. M. C.; FEENER, D. H. **Assembling an ant community**: species functional traits reflect environmental filtering. *Oecologia* 169, 1063–1074. 2012.

WILD, A. L. **Taxonomic revision of the ant genus *Linepithema* (Hymenoptera: Formicidae)**. University of California Publications in Entomology. 126:1-159. 2007.

WILSON, E. O. **Pheidole in the New World**. A dominant, hyperdiverse ant genus. Harvard University Press. Cambridge. Massachusetts. 794 pp. 2003.

ZINA, V. et al. **Ants as Bioindicators of Riparian Ecological Health in Catalanian Rivers**. *Forests*, 12, 625. 2021.

ZORZENON, F. J. et al. **Principais pragas da arborização urbana II: formigas carpinteiras**. São Paulo: Instituto Biológico, 2012.