

**UNIVERSIDADE DE MOGI DAS CRUZES
TIAGO HENRIQUE NASCIMENTO DATIVA VIEIRA**

**EFEITOS DA ENTROPIA DA PAISAGEM SOBRE A RIQUEZA DE
FORMIGAS NA MATA ATLÂNTICA**

Mogi das Cruzes, SP
2023

UNIVERSIDADE DE MOGI DAS CRUZES
TIAGO HENRIQUE NASCIMENTO DATIVA VIEIRA

**EFEITOS DA ENTROPIA DA PAISAGEM SOBRE A RIQUEZA DE
FORMIGAS NA MATA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação da Universidade de Mogi das Cruzes como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Biotecnologia.

Área de concentração: Biotecnologia aplicada à Recursos Naturais e Agronegócios.

Profa. Orientadora: Maria Santina de Castro Morini

Co-orientador: Ricardo Sartorello

Mogi das Cruzes, SP

2023

FINANCIAMENTO



Ficha catalográfica

Universidade de Mogi das Cruzes - Biblioteca Central

V658e Vieira, Tiago Henrique Nascimento Dativa
Efeitos da entropia da paisagem sobre a riqueza de formigas na mata atlântica / Tiago Henrique Nascimento Dativa Vieira. -- Mogi das Cruzes, SP: Universidade de Mogi das Cruzes, 2023.
47 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) -- Universidade de Mogi das Cruzes, 2023.

Orientação: Profa. Dra. Maria Santina de Castro Morini.

Coorientação: Prof. Dr. Ricardo Sartorello

1. Comunidades de formigas 2. Efeitos antropogênicos
3. Biodiversidade 4. Floresta Ombrófila Densa. I. Morini,
Maria Santina de Castro II. Universidade de Mogi das Cruzes III. Título

CDD 595.796

ATAS

ATA DA SESSÃO PÚBLICA DE APRESENTAÇÃO DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM BIOTECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE MOGI DAS CRUZES

Às quatorze horas do dia vinte e oito de agosto de dois mil e vinte e três, pela Universidade de Mogi das Cruzes, realizou-se a defesa de dissertação intitulada: "TEORIA DA INFORMAÇÃO (SHANNON, 1948): ENTROPIA DA PAISAGEM APLICADA A MODELAGEM DA DIVERSIDADE DE FORMIGAS NA MATA ATLÂNTICA", para obtenção do grau de mestre pelo(a) candidato(a) **Tiago Henrique Nascimento Dativa Vieira**. Tendo sido o número de créditos alcançados pelo(a) mesmo(a) no total de 48 (quarenta e oito), a saber: 24 unidades de crédito em disciplinas de pós-graduação e 24 unidades de crédito no preparo da dissertação, o(a) aluno(a) perfaz assim os requisitos para obtenção do grau de mestre. A comissão examinadora estava constituída dos senhores professores doutores: Maria Santina de Castro Morini, da Universidade de Mogi das Cruzes, e André Luis Regolin, da Universidade Federal de Goiás, e Antônio Cesar Medeiros Queiroz, da Universidade Federal de Lavras. Sob a presidência da primeira, como orientadora da dissertação. A sessão pública da defesa da dissertação foi aberta pela senhora presidenta da comissão que apresentou o(a) candidato(a). Em seguida o(a) candidato(a) realizou uma apresentação oral da dissertação. Ao final da apresentação da dissertação, seguiram-se as arguições pelos membros da comissão examinadora. A seguir a comissão, em sessão secreta, conforme julgamento discriminado por cada membro, considerou o(a) candidato(a)

APROVADO

(aprovado(a) /reprovado(a))

por

UNANIMIDADE

(unanimidade/maioria)

Mogi das Cruzes, 28 de agosto de 2023.

Comissão Examinadora

Julgamento

Documento assinado digitalmente



ANDRE LUIS REGOLIN

Data: 28/08/2023 16:48:01-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

aprovado

Prof. Dr. André Luis Regolin

aprovado / reprovado

Documento assinado digitalmente



ANTONIO CESAR MEDEIROS DE QUEIROZ

Data: 28/08/2023 16:54:32-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

aprovado

Prof. Dr. Antônio Cesar Medeiros Queiroz

aprovado/reprovado

Documento assinado digitalmente



MARIA SANTINA DE CASTRO MORINI

Data: 28/08/2023 16:37:13-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

aprovado

Prof^a Dr^a Maria Santina de Castro Morini

aprovado / reprovado

ADENDO

ADENDO À ATA DA SESSÃO PÚBLICA DE APRESENTAÇÃO DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM BIOTECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE MOGI DAS CRUZES

Às quatorze horas do dia vinte e oito de agosto de dois mil e vinte e três, pela Universidade de Mogi das Cruzes, realizou-se a defesa de dissertação intitulada: "TEORIA DA INFORMAÇÃO (SHANNON, 1948): ENTROPIA DA PAISAGEM APLICADA A MODELAGEM DA DIVERSIDADE DE FORMIGAS NA MATA ATLÂNTICA", para obtenção do grau de mestre pelo(a) candidato(a) **Tiago Henrique Nascimento Dativa Vieira**.

Em adendo, informo que a banca sugeriu alteração no título da dissertação, que foi acatada pelo(a) candidato(a). Portanto, o título correto é "EFEITOS DA ENTROPIA DA PAISAGEM SOBRE A RIQUEZA DE FORMIGAS NA MATAATLÂNTICA".

Mogi das Cruzes, 28 de agosto de 2023.



Prof.ª Dr.ª Tatiane Faustino de Moraes
Coordenadora do Programa de
Pós-Graduação em Biotecnologia

Dedico este trabalho aqueles que destinam suas vidas a transmissão, democratização e universalização do conhecimento.

Agradeço

À minha mãe e irmão pelo apoio e incentivo.

*À Nicole Silva pela colaboração profissional e pelo companheirismo
onipresente.*

*À professora Maria Santana, pelas orientações e correções sempre impecáveis e
por sua luta incansável pela ciência e por esses animais tão fascinantes, as
formigas.*

*Ao professor Ricardo Sartorello, pelo carinho e paciência durante meus
primeiros passos no mundo acadêmico.*

RESUMO

Entender como os organismos respondem a intensificação das atividades humanas é um dos objetivos centrais da ecologia. Particularmente, conhecer a dinâmica de um táxon dominante frente a distúrbios é fundamental, pois essas perturbações desencadeiam efeitos em cascata que podem afetar indiretamente outros grupos biológicos. Considerando que os padrões da estrutura da paisagem influenciam processos ecológicos inerentes a ela, como a distribuição da fauna, neste trabalho foi realizada uma modelagem das comunidades de formigas de serapilheira, coletadas em Floresta Ombrófila Densa, em função do gradiente estrutural (composição e configuração) da paisagem representado pelas métricas de entropia. Assim, foram quantificados os padrões de composição e configuração de nove paisagens (2km/raio), utilizando cinco métricas derivadas da Teoria da Informação (Shannon, 1948). Além disso, foram feitas relações entre a riqueza de espécies e a estrutura da paisagem. Os resultados indicam, principalmente, a persistência de espécies predadoras generalistas e cultivadores de fungo em áreas de floresta do bioma Mata Atlântica. Do ponto de vista estrutural, essas espécies podem estar sendo favorecidas pela simplificação da vegetação causada pela conversão da cobertura natural em uso antrópico. Além disso, espécies que não dependem de um único tipo de habitat, como predadores generalistas epigéicos, podem ser amplamente favorecidas pelo aumento simultâneo da complexidade composicional e configuracional.

Palavras-chave: probabilidade; táxons indicadores de limiar; modelo de mosaico de paisagem; complexidade da paisagem; diversidade da paisagem.

ABSTRACT

Understanding how organisms respond to the intensification of human activities is one of the central objectives of ecology. In particular, knowing the dynamics of a dominant taxon in the face of disturbances is fundamental, as these disturbances trigger cascading effects that can affect other biological groups. Considering that the patterns of landscape structure influence ecological processes protected by it, such as the distribution of fauna, in this work we carried out a modeling of leaf litter ant communities, collected in Dense Ombrophylous Forest, depending on the structural gradient (composition and configuration) of the landscape represented by entropy metrics. Thus, the patterns of composition and configuration of 9 landscapes (2km/radius) were quantified, using five metrics derived from Information Theory (Shannon, 1948). Furthermore, relationships were made between species richness and landscape structure. The results mainly indicate the persistence of generalist predator species and fungus cultivators. From a structural point of view, these species may be favored by the simplification of vegetation caused by the conversion of natural cover into anthropogenic use. Furthermore, species that do not depend on a single habitat type, such as increased generalist epigeic indicators, may be largely favored by simultaneous compositional and configurational complexity.

Key-words: probability; threshold taxa indicator analyses; landscape mosaic model; landscape complexity; landscape diversity.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1:** Mapa da área de estudo mostrando: (A) contexto regional – vegetação da Região Metropolitana de São Paulo; (B) contexto local – gradiente ambiental na localidade amostrada.17
- Figura 2:** Mapeamento da cobertura e uso do solo nas paisagens amostradas (n=9). Ordenação: crescente pela métrica ENT (complexidade geral)..... 19
- Figura 3:** Esquemas representativos das diferenças entre aumento na complexidade composicional e configuracional. A-C e B-D possuem o mesmo número de manchas, porém diferem em número de classes. Enquanto A-B e C-D possuem o mesmo número de classes e proporção de classes. Enquanto A-B e C-D possuem o mesmo número de classes e proporção de área diferindo apenas na sua distribuição.20
- Figura 4:** Número de espécies por paisagem: “Richness”: representa a riqueza total encontrada em cada paisagem; “Landscapes”: indica as respectivas paisagens ordenadas pela complexidade geral (ENT). Siglas: pqn9 = Parque das Neblinas-9; sal4 = Salesópolis-4; pqn1 = Parque das Neblinas-1; ita8 = Itapeti-8; pqn2 = Parque das Neblinas-2; sal3 = Salesópolis-3; ita7 = Itapeti-7; ita6 = Itapeti-6; sal5 = Salesópolis-5.23
- Figura 5:** Relações lineares da riqueza em função do gradiente de Entropia marginal que representa a complexidade geral de uma paisagem. Mostrando: (A) modelo de regressão incluindo todas as paisagens amostradas, (B) modelo de regressão excluindo as paisagens ita7 e sal5 e (C) modelo de regressão excluindo as paisagens sal3 e ita6.24
- Figura 6:** Valores de zscore obtidos pelas espécies somados por guilda. “Ant guilds”: agrupamento das espécies baseado em Silva e Brandão (2010); Σ zscore: soma dos valores de zscore obtidos individualmente pelas espécies; z+: soma total da resposta positiva; z-: soma total da resposta negativa.....25

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APA: Área de Proteção Ambiental

CEM: Corredor Ecológico Municipal

CONDENT: Entropia Condicional

EE: Estação Ecológica

ENT: Entropia Marginal

ITA6: Itapeti – paisagem 6

ITA7: Itapeti – paisagem 7

ITA8: Itapeti – paisagem 8

JOINENT: Entropia Conjunta

MUTINF: Informação Mútua

PE: Parque Estadual

PQN1: Parque das Neblinas – paisagem 1

PQN2: Parque das Neblinas – paisagem 2

PQN9: Parque das Neblinas – paisagem 9

RELMUTINF: Informação Mútua Relativa

RMSP: Região Metropolitana de São Paulo

RPPN: Reserva Particular do Patrimônio Natural

SAL3: Salesópolis – paisagem 3

SAL4: Salesópolis – paisagem 4

SAL5: Salesópolis – paisagem 5

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	11
2 OBJETIVOS.....	15
2.1 OBJETIVO GERAL.....	15
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	15
2.3 HIPÓTESES.....	15
3 MÉTODO.....	16
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	16
3.2 LEVANTAMENTO DAS MÉTRICAS BIOLÓGICAS.....	17
3.3 LEVANTAMENTO DAS MÉTRICAS DA PAISAGEM.....	18
3.4 ANÁLISE DA RIQUEZA.....	20
3.5 ANÁLISE DA COMPOSIÇÃO E CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM.....	20
3.6 ANÁLISES DA RELAÇÃO ENTRE RIQUEZA E ENTROPIA DA PAISAGEM.....	22
4 RESULTADOS.....	23
4.1 RIQUEZA DE ESPÉCIES DE FORMIGA.....	23
4.2 ESTRUTURA DA PAISAGEM.....	23
4.3 RELAÇÃO ENTRE ESTRUTURA DA PAISAGEM E RIQUEZA DAS COMUNIDADES DE FORMIGAS.....	24
5 DISCUSSÃO.....	26
5.1 DIVERSIDADE BIOLÓGICA.....	26
5.2 ESTRUTURA DA PAISAGEM.....	26
5.3 RELAÇÃO ENTRE ESTRUTURA DA PAISAGEM E RIQUEZA DAS COMUNIDADES DE FORMIGAS.....	27
6 CONCLUSÕES.....	30
REFERÊNCIAS.....	31
APÊNDICE.....	44

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é a segunda maior floresta tropical na América do Sul com uma área original de 1,6 milhão de hectares (MUYLAERT *et al.*, 2018). Este bioma é um dos mais biodiversos e exclusivos da terra, cuja composição e configuração são resultados de uma complexa trajetória evolutiva (MYERS *et al.*, 2000). Em avaliação realizada na última década verificou-se que a Mata Atlântica possuía percentual remanescente de 26%, com florestas predominantemente secundárias e compostas de fragmentos pequenos em sua maior parte (REZENDE *et al.*, 2018). Adicionalmente, este remanescente foi caracterizado como altamente perturbado e com taxas próximas a 90% de perda de habitat em alguns centros de endemismo (RIBEIRO *et al.*, 2009; RIBEIRO *et al.*, 2011). Apesar de apresentar fragmentação e perda de habitat elevados, o bioma apresenta uma riqueza de fauna e flora notáveis com altas taxas de endemismo, classificando-o como um dos *hotspot* de biodiversidade mundial (MITTERMEIER, 2005; CARDOSO, 2018).

A degradação e destruição dos ecossistemas naturais são as causas primárias do declínio global da biodiversidade (HADDAD *et al.*, 2015). Entender como os organismos respondem a intensificação das atividades humanas é um dos objetivos centrais da ecologia (MARTIN *et al.*, 2019). O processo de antropização causa mudanças na cobertura e uso do solo e, por consequência, modifica a estrutura da paisagem (composição e configuração) (NOWOSAD; STEPINSK, 2019; ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2020). A estrutura da paisagem pode ser quantificada por modelos matemáticos chamados “Landscape Index” (LI’s), empregados em análises de ecologia da paisagem (MCGARIGAL; MARKS, 2002).

Neste sentido, há propostas que visam quantificar a estrutura da paisagem. Uma delas sugere a entropia da paisagem, no contexto da teoria da informação de Shannon (1948), como quantificador universal da estrutura da paisagem (NOWOSAD; STEPINSK, 2019). Neste caso, o objetivo é resumir os padrões da paisagem de forma mais sintética e não enviesada pela escolha arbitrária de observar-se apenas um aspecto estrutural a partir de determinada métrica convencional. Uma vez que essa proposta é probabilística e observa, simultaneamente, a composição e configuração, ela pode possuir um potencial para tornar-se uma métrica universal da estrutura da paisagem. Outra proposta de métrica universal para quantificação de paisagens é o cálculo da entropia de Ludwig Boltzmann (1866), que possui relação análoga matematicamente à segunda lei da termodinâmica (GULÇIN, 2021). Um exemplo prático da aplicação dessa métrica foi proposto por Cushman (2016, 2018) para medir o macroestado (quantidade total da quantificação observada na paisagem) da métrica de Total de Borda (TB) de mosaicos de paisagens (paisagens com mais de um tipo de uso e/ou cobertura), para

compreender a organização das classes de cobertura do solo no espaço. Seguindo o cálculo da entropia de Boltzmann, paisagens com valores de macroestados parecidos, neste caso TB, podem divergir significativamente em suas configurações em microestados (unidades ou fragmentos distintos de usos da terra dentro de uma paisagem maior e mais ampla) de TB (BACH, 1990; NOWOSAD; STEPINSK, 2019).

A biologia é um campo da ciência experimental (CHANDA *et al.* 2020) sujeito ao que Shannon chamou de ruído (interferência na essência da informação) em todos os níveis de observação, desde o mais fundamental processo molecular como expressão gênica e vias de sinalização até interações complexas e dinâmicas em órgãos, organismos e populações. Além disso, a informação pode ser compactada e filtrada (retirada do ruído) sem perder o contexto essencial, obtendo-se um conteúdo limpo e sintetizado. Enquanto a abordagem de Boltzmann (1866) define a entropia como um *set* de possíveis estados prováveis a definição de Shannon (1948) se refere à quantidade de informação necessária (p.e., número de perguntas binárias) para determinar um estado. Adicionalmente, essa abordagem de entropia com enfoque na termodinâmica clássica como a de Boltzmann, é limitada a sistemas fechados e em equilíbrio termodinâmico. Sendo os ecossistemas abertos e sem equilíbrio termodinâmico, a aplicação da entropia como medida de desordem, dispersão e/ou dissipação de energia pode estar equivocada (ROACH, 2020).

Aplicando a entropia de Shannon à paisagem é possível sintetizar características estruturais de paisagens e ordená-las segundo uma propriedade de interesse. Esse procedimento é fundamental diante de cenários em que se deseja investigar determinado padrão ou processo biológico (NOWOSAD; STEPINSK, 2019). A investigação dos padrões e processos consiste na análise das relações existentes entre a estrutura da paisagem (composição e configuração) (FAHRIG; NUTTLE 2005; FAHRIG *et al.*, 2011) e as características intrínsecas de seus ecossistemas como a diversidade da vegetação (DUFLOT *et al.*, 2017), distribuição da fauna (KLINGBEIL; WILLIG 2009; HOLZSCHUH; STEFFAN-DEWENTER; TSCHARNTKE, 2010; CARRARA *et al.*, 2015; ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2016) e diversidade da fauna (REGOLIN *et al.*, 2020; RABELLO *et al.*, 2021; CHILES *et al.*, 2022).

A conservação efetiva de um ecossistema exige o conhecimento dos padrões e processos gerados pelos distúrbios aos quais a biota está sujeita. Isso pode ser analisado identificando a dinâmica de um táxon dominante frente a distúrbios, pois essas perturbações desencadeiam efeitos em cascata que variam no espaço e no tempo e podem afetar direta ou indiretamente e positiva ou negativamente outros grupos biológicos (ANDERSEN, 2018). As formigas são um grupo dominante na fauna terrestre, pois contribuem significativamente na biomassa global e desempenham funções ecológicas importantes, como: predação de outros artrópodes, ciclagem

de nutrientes, aeração do solo e regulação do crescimento e reprodução de plantas (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990; FOLGARAIT, 1998; DEL TORO; RIBBONS; PELINI, 2012; FEITOSA *et al.*, 2021).

Os padrões de riqueza (número de espécies) das comunidades de formiga são comumente utilizados para quantificar efeitos da intensificação das ações humanas sobre a biodiversidade de ecossistemas, devido a sua alta diversidade taxonômica (abundância e riqueza de espécies), distribuição abrangente, variedade de hábitos alimentares e de nidificação e resposta rápida e ampla a diferentes distúrbios ambientais (UNDERWOOD; FISHER, 2006), (DEL TORO; SILVA; ELLISON, 2015; SOLAR *et al.*, 2015; SALAS-LOPEZ *et al.*, 2018).

Além de atuar como bioindicadoras dos impactos antrópicos causados, por exemplo, pela urbanização e monoculturas no ambiente natural (OLIVEIRA; KOPTUR, 2017; AHUATZIN *et al.*, 2021), as formigas podem ser utilizadas como parâmetro de preservação de ecossistemas, pois sua diversidade taxonômica é relacionada às funções de engenheiras de ecossistemas que desempenham (ANDERSEN; MAJER, 2004).

A riqueza pode ser um aliado eficaz às métricas de entropia de Shannon em estudos de conservação, capturando a variação espacial da composição das espécies entre paisagens e possibilitando sua modelagem frente a um gradiente antrópico (ANDERSON *et al.*, 2011; NOWOSAD; STEPINSK, 2019; MARTINS *et al.*, 2022). Dessa forma, utilizando a riqueza como função de descritores composicionais e/ou configuracionais da paisagem pode ser possível esclarecer como gradientes ambientais estabelecem filtros para moldar a riqueza das espécies entre as comunidades de formigas (FAHRIG; NUTTLE, 2003).

As formigas são organismos fundamentais na fauna edáfica e devido suas funcionalidades ecológicas e diversidade de espécies são amplamente utilizadas como bioindicadores de mudanças no habitat (KESHAMMA, 2022). Alterações em parâmetros estruturais podem influenciar diretamente o microclima e a disponibilidade de recursos, além de modificar a dinâmica das interações competitivas (PHILPOTT *et al.*, 2010). Além disso, as formigas possuem uma importante fração na biomassa de ecossistemas terrestres e respondem a distúrbios em escala muito mais fina comparativamente com vertebrados por exemplo (ANDERSEN; MAJER, 2004). Além de performar funções ecológicas essenciais, as formigas estão presentes em praticamente todos os níveis tróficos, tornando-os indispensáveis para o bom funcionamento da maioria dos ecossistemas terrestres (DEL TORO; RIBBONS; PELINI, 2012; KESHAMMA, 2022). Dessa forma, a utilização da riqueza das espécies de formigas como bioindicadores de limiares, pode fornecer uma ferramenta robusta para identificar quais espécies ou grupos de espécies podem estar sendo afetadas negativa e/ou positivamente pelo gradiente imposto (BAKER; KING; KAHLE, 2023).

Considerando que as métricas de entropia podem expressar os padrões estruturais da paisagem (composição e configuração) (NOWOSAD; STEPINSKI, 2019) e que as formigas podem refletir uma ampla gama de perturbações de um habitat (GRAHAM *et al.*, 2009; AHUATZIN *et al.*, 2021; LASMAR *et al.*, 2021), podemos combinar esses dois padrões (paisagem-entropia e biológico-riqueza) para obter um modelo matemático que descreva represente a influência do gradiente de entropia na riqueza das formigas. Gulçin (2021) buscou verificar a relação da conectividade ecológica e as métricas de entropia, porém seu trabalho não analisou nenhum grupo biológico. Já Nowosad e Stepinsk (2019) analisou a efetividade das métricas de entropia na representação de parâmetros estruturais de paisagens, sem considerar também a relação de grupos biológicos. No intuito de preencher essa lacuna entre conhecimentos de entropia e grupos biológicos, esse trabalho fez a seguinte pergunta: “Os padrões de entropia das paisagens podem influenciar a riqueza das comunidades de formigas entre as paisagens em áreas de Mata Atlântica?”

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Verificar a relação entre as métricas de entropia da paisagem sobre a riqueza de espécies de formigas.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Analisar a estrutura da paisagem pelas métricas de entropia;

Analisar a riqueza de espécies de formigas;

Analisar a relação entre a estrutura da paisagem e a riqueza.

2.3 HIPÓTESES

Esperamos que com o aumento da entropia, haja:

H1) aumento da riqueza de espécies representado pela proliferação de espécies generalistas, pois generalistas não possuem dependência de um único tipo de habitat, logo o encontro com mais tipos diferentes de habitat pode favorecer a disponibilidade de recursos enquanto concomitantemente altera as condições de temperatura e umidade (LAW; DICKMAN, 1998; TSCHARNTKE *et al.*, 2002).

H2) redução de espécies especialistas e/ou dependentes de floresta, pois indivíduos que possuem exclusividade de habitat e estreita faixa de tolerância a condições ambientais podem apresentar dificuldade de persistir em habitats com grande diversidade de classes adjacentes (DUNNING *et al.*, 1992).

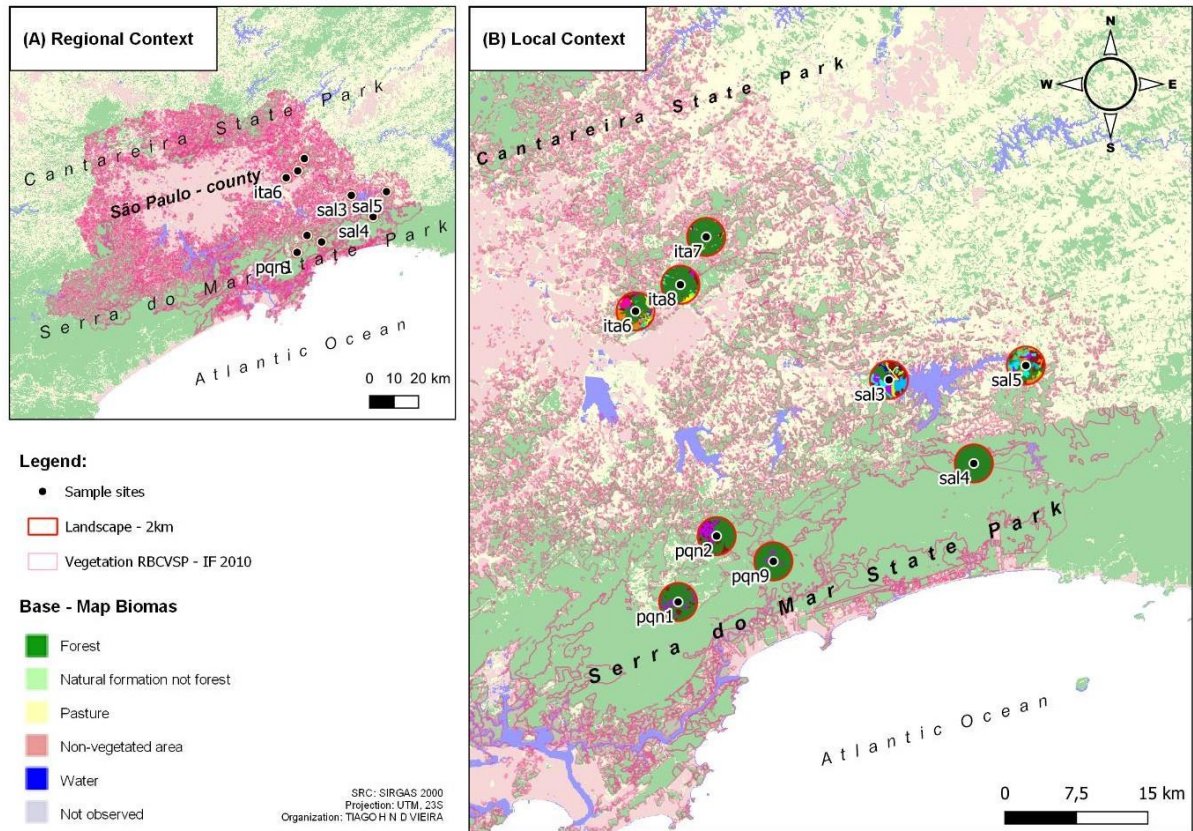
3 MÉTODO

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) (Figura 1A) é um dos maiores aglomerados urbanos do mundo e enfrenta problemas gerados pelo crescimento desordenado há décadas (SANDRE *et al.*, 2021). Em uma área de 8.051 km² abriga mais de 22 milhões de habitantes (EMPLASA, 2010). Aproximadamente 56% da RMSP são cobertos por vegetação arbórea, porém sua distribuição concentra-se principalmente nas porções Norte (Parque Estadual da Cantareira) e Sul (Parque Estadual da Serra do Mar) (Figura 1B). Devido sua importância nos serviços ecossistêmicos, esse maciço circundante foi declarado em 9 de junho de 1994 como parte integrante do programa “Man and Biosphere” (MaB) e delimitado legalmente como “Reserva da Biosfera do Cinturão Verde de São Paulo (RBCVSP)” (SIMA, 2023).

A área de estudo está inserida também no contexto da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, que abriga uma população o equivalente a 97% da RMSP (HIRATA *et al.*, 2015). O Alto Tietê apresenta uma cobertura vegetal de 1.773 km², que corresponde a 30% da sua área total, onde o bioma incidente é a Mata Atlântica e a fisionomia mais comum de Floresta Ombrófila Densa (INSTITUTO FLORESTAL, 2020).

Figura 1 - Localização da área de estudo mostrando: (A) contexto regional – vegetação da Região Metropolitana de São Paulo; (B) contexto local – gradiente ambiental na localidade amostrada.



3.2 LEVANTAMENTO DAS MÉTRICAS BIOLÓGICAS

As expedições de coleta ocorreram no período chuvoso da região (setembro a março) das 8:00h às 12:00h. Algumas paisagens foram amostradas no ano de 2013 e outras no ano de 2018 (Tabela 1). Em cada paisagem foi realizado um transecto de 350m de comprimento, com 200m de distância da borda. Ao longo do transecto foram realizadas oito amostragens espaçadas 50 metros entre si. Cada amostragem foi representada por 1m² de serapilheira que foi peneirada e, em seguida, colocada em extrator Winkler por 48 horas (AGOSTI *et al.*, 2000, BESTELMEYER *et al.*, 2000) no Núcleo de Ciências Ambientais (NCA) da Universidade de Mogi das Cruzes (UMC).

No laboratório, as formigas foram identificadas a nível de gênero de acordo com Baccaro *et al.* (2015), e espécie/morfoespécies acordo com Sugituru *et al.* (2015) e Souza-Campana *et al.* (2020). As formigas foram depositadas na coleção do Laboratório de Mirmecologia do Alto Tietê na Universidade de Mogi das Cruzes (São Paulo, Brasil).

Tabela 1 - Resumo das informações de localização da área de estudo. Paisagem: rótulos dos sítios amostrais; Coordenadas x,y: localização em metros; Altitude: elevação dos sítios amostrais; Áreas Protegidas: locais protegidos ambientalmente.

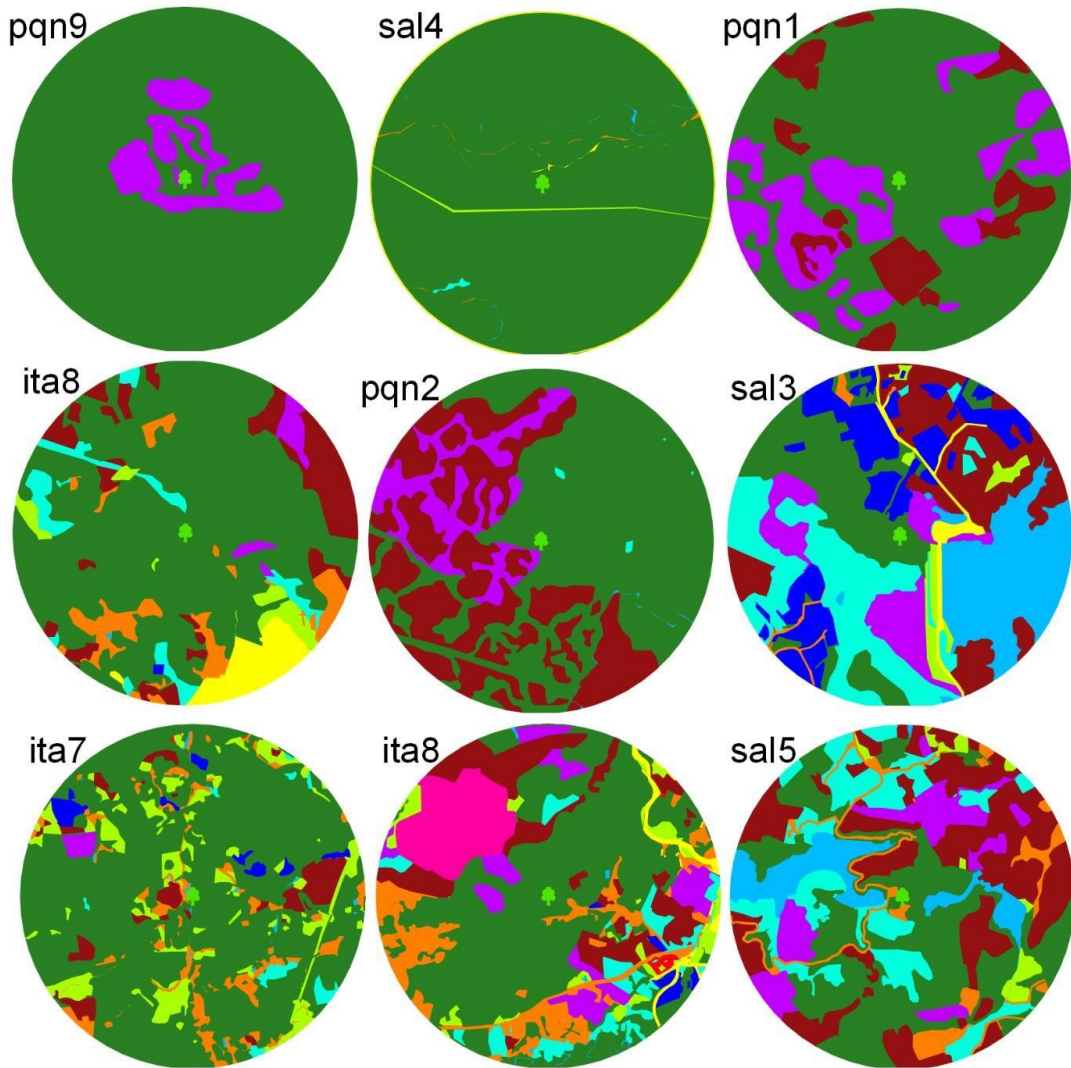
Paisagem	Coordenadas x,y (m)	Altitude (m)	Área Protegidas
pqn9	388145, 7373311	520	PE
sal4	409199, 7383590	810	PE
pqn1	378145, 7369049	880	PE+RPPN
ita8	378379, 7402353	790	APA+CEM
pqn2	382186, 7375970	780	PE+RPPN
sal3	400291, 7392363	760	APA
ita7	381092, 7407374	920	APA+RPPN
ita6	373667, 7399567	820	APA+EE
sal5	414663, 7393871	850	PE

Fonte: TOPODATA; DATAGEO.

3.3 LEVANTAMENTO DAS MÉTRICAS DA PAISAGEM













Delimitamos um raio de dois quilômetros para caracterização da cobertura e uso do solo – essa distância representa uma média do limite de dispersão das formigas – como atestado teoricamente por Crist (2009) (LASMAR *et al.*, 2021). Em seguida, classificamos a cobertura e uso manualmente em escala de 1:5.000 com imagens de alta resolução (pixel=1m) disponibilizadas pela “Digital Globe” (MEDEIROS *et al.*, 2019). Mapeamos um total de 11 classes de cobertura e uso do solo (Figura 2) em torno dos sítios amostrados (“sampling sites”), foram elas: (i) vegetação nativa (“native vegetation”), (ii) misto (“mixed”), (iii) silvicultura (“planted forest”), (iv) infraestrutura rural (“low urban infrastructure”), (v) infraestrutura urbana (“high infrastructure urban”), (vi) solo exposto (“bare soil”), (vii) campo limpo (“antropic field”), (viii) campo sujo (“savannah”), (ix) cursos d’água (“water”), (x) agricultura (“agriculture”) e (xi) mineração (“mining”). Separamos o eucalipto em misto e silvicultura devido algumas áreas apresentarem uma mistura entre vegetação nativa e eucalipto tão intrincada que impossibilitou a inferência exata de uma ou outra cobertura. Considerando que as formigas respondem a uma ampla gama de variações ambientais com um “roll” de respostas igualmente diverso, adaptamos as classes de cobertura e uso do solo de Montagnana *et al.* (2021) para representar de forma mais detalhada a diversidade dos fatores abióticos.

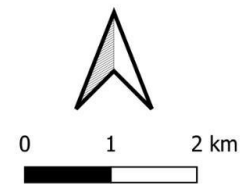
Figura 2 - Mapeamento da cobertura e uso do solo nas paisagens amostradas (n=9). Ordenação: crescente pela métrica ENT (complexidade geral).



Land cover and use classification

Legend:

 Sampling site	 Bare soil
Classification	 Antropic field
 Nattive vegetation	 Savannah
 Mixed	 Water
 Planted forest	 Agriculture
 Low urban infrastructure	 Mining
 High urban infrastructure	



CRS: SIRGAS 2000
Projection: UTM, 23 S
Organization: Tiago H N D Vieira

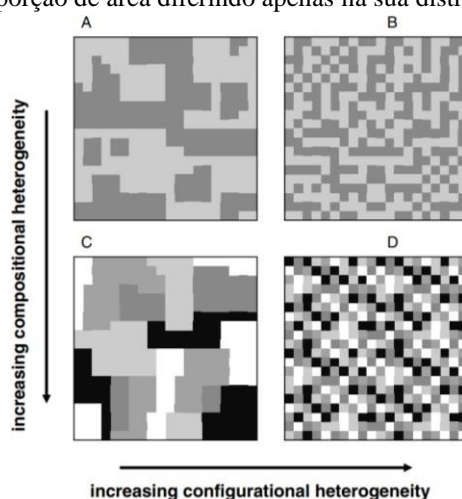
3.4 ANÁLISE DA RIQUEZA

Como algumas paisagens foram amostradas no ano de 2013 e outras no ano de 2018, os dados foram somados para as análises de dados. Os dados de ocorrência das formigas foram transformados em uma matriz de presença-ausência utilizando a função ‘decostand’ do pacote ‘vegan’ com método ‘pa’ e em seguida calculamos a riqueza utilizando a função ‘specnumber’ do mesmo pacote (OKSANEN *et al.*, 2022). Todas as etapas foram performadas no programa ‘R 4.2.2’ (R CORE TEAM, 2022).

3.5 ANÁLISE DA COMPOSIÇÃO E CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM

Neste trabalho foi analisada a paisagem sobre o aspecto estrutural (composicional e configuracional) (FAHRIG, 2005). As Figuras 3A e 3B possuem a mesma complexidade composicional (50%), mas a Figura 3B possui alta complexidade configuracional em relação à Figura 3A. Analogamente, as Figuras 3C e 3D possuem a mesma complexidade composicional de 20% para cada uma das cinco classes, porém diferem em sua configuração. O aumento da complexidade configuracional possibilita o surgimento de interdigitações que produz uma maior diversidade de adjacências (FAHRIG *et al.*, 2005).

Figura 3 - Esquemas representativos das diferenças entre aumento na complexidade composicional e configuracional. A-C e B-D possuem o mesmo número de manchas, porém diferem em número de classes. Enquanto A-B e C-D possuem o mesmo número de classes e proporção de classes. Enquanto A-B e C-D possuem o mesmo número de classes e proporção de área diferindo apenas na sua distribuição.



A estrutura da paisagem foi quantificada sob a forma de cinco métricas (Tabela 2):

- entropia marginal – $H(x)$ (ENT), que mensura o equilíbrio no arranjo das classes de cobertura e uso do solo de forma geral, onde quanto mais equilibrada e previsível a distribuição das classes menor são seus valores e entropia;

- ii) entropia condicional – $H(x,y)$ (CONDENT), dimensiona a dependência entre classes, onde uma paisagem com valores altos terá suas classes distribuídas de forma uniformemente dispersa;
- iii) entropia conjunta – $H(x,y)$ (JOINENT), indica a probabilidade de prever a ocorrência simultânea de duas classes de cobertura e uso do solo, logo, uma paisagem com poucas classes tende a ser mais previsível e ter menores valores desta entropia;
- iv) informação mútua – $I(x,y)$ (MUTINF), mede a quantidade de informação compartilhada entre $H(y)$ e $H(x)$, de forma prática ela mensura a redução da incerteza em prever a classe da célula focal (y) em relação à quantidade de informação sobre a célula adjacente (x);
- v) informação mútua relativa (RELMUTINF), expressa a diferença entre a diversidade composicional e configuracional. Essa métrica tem como objetivo estabelecer uma métrica geral desambiguada, ou seja, não correlacionada com as outras métricas de entropia (MCGARIGAL; MARKS, 1995; MACKAY, 2005; GÜLÇİN, 2021).

Tabela 2 - Resumo das métricas de entropia da paisagem, mostrando: Teoria da Informação: métricas conceituais; Tipo de complexidade: perspectiva estrutural da métrica; Métrica da paisagem: entropia enquanto métrica da paisagem.

Teoria da Informação	Tipo de complexidade	Métrica da paisagem
Entropia Marginal	Geral	<i>ENT</i>
Entropia Condicional	Config.	<i>CONDENT</i>
Entropia Conjunta	Compos.	<i>JOINENT</i>
Informação Mútua	Config. Compos.	<i>MUTINF</i>
Informação Mútua Relativa	Config. Compos.	<i>RELMUTINF</i>

O modelo de mosaico foi aplicado usando as funções ‘st_make_grid’, ‘st_as_sf’ e ‘st_bbox’ do pacote ‘sf’ para subdividir a paisagem de 2 quilômetros em uma malha quadriculada de 30x30 metros (PEBESMA, 2023). Em seguida, foi usada a função ‘sample_lsm’ do pacote ‘landscapemetrics’ e no parâmetro ‘metric’ foram inseridas as métricas ‘ent’, ‘condent’, ‘joinent’, ‘mutinf’ e ‘relmutinf’ (HESSELBARTH *et al.*, 2019; NOWOSAD, 2020; R CORE TEAM, 2022). Todos os passos anteriores foram realizados no ‘R 4.2.2’. As métricas calculadas foram especializadas e inseridas em mapa vetorizado (APÊNDICE A).

3.6 ANÁLISES DA RELAÇÃO ENTRE RIQUEZA E ENTROPIA DA PAISAGEM

Inicialmente foi realizado um teste de mantel para eliminar a possibilidade de correlação espacial nas métricas biológicas e da paisagem. A partir da matriz de composição das espécies foi calculada uma matriz de dissimilaridade, utilizando a função ‘vegdist’ com método de ‘Jaccard’. Além disso, foram calculadas matrizes dos preditores da paisagem, utilizando a mesma função com método ‘Euclidean’ (DA SILVA *et al.*, 2022). As coordenadas dos sítios foram transformadas em uma matriz triangular de distâncias geográficas com a função ‘rdist.earth’ do pacote ‘fields’ (DA SILVA *et al.*, 2022). Posteriormente, foi usada a função ‘mantel’ do pacote ‘vegan’ para testar as seguintes relações: distância vs ambiente e distância vs espécies. Não foram encontradas significâncias nos testes realizados ($p < 0,05$), assim foi descartada a possibilidade de correlação espacial (DA SILVA *et al.*, 2022).

A normalidade das variáveis foi verificada utilizando a função ‘Shapiro.test’, além de checagem visual dos histogramas por meio da função ‘hist’. Constatada normalidade nas distribuições, modelos lineares generalizados foram elaborados com a função ‘glm’ do pacote ‘stats’, utilizando a família de distribuição gaussiana (para mais detalhes sobre as variáveis (ver APÊNDICE B). Esses modelos foram construídos utilizando apenas um preditor contra uma variável de resposta, e foram selecionados apenas os modelos que obtiveram $p < 0,05$. Além dos valores de AIC foram observados também os valores de R^2 calculados pela função ‘rsq’ do pacote ‘rsq’ (ZHANG, 2022). Os modelos de regressão foram plotados em gráficos de dispersão com curva tendência utilizando a função ‘ggplot’ do pacote ‘ggplot2’. Todas as etapas de análise foram realizadas no programa ‘R 4.2.2’ (DA SILVA *et al.*, 2022).

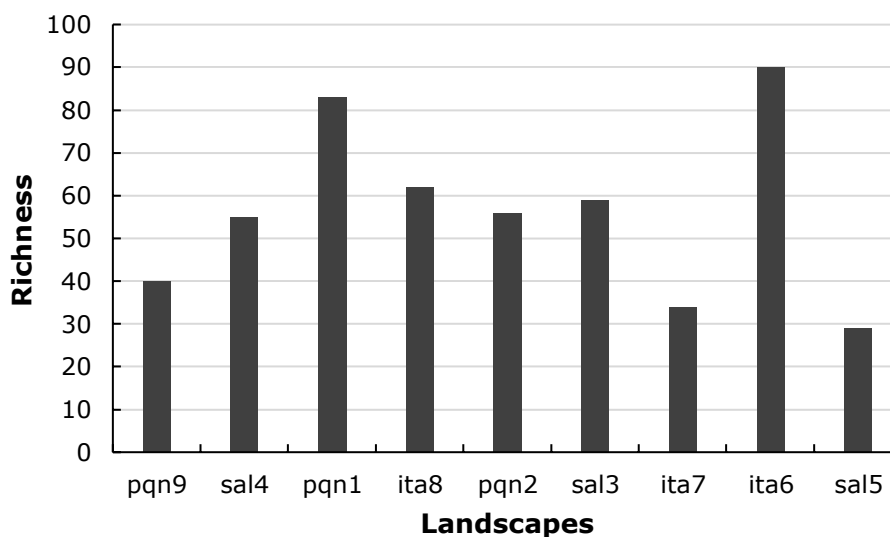
Para explorar melhor o contexto ecológico da relação entre estrutura da paisagem e riqueza das formigas, foi realizada a “Threshold Indicator Taxa Analysis”, utilizando a função ‘titan’ do pacote ‘TITAN2’ (BAKER; KING; KAHLE, 2023). Essa ferramenta permitiu examinar as respostas biológicas em nível de espécie ao longo do gradiente ambiental e verificar quais indivíduos responderam positiva e negativamente, além de qual a intensidade das respostas. Os gráficos dessa análise foram gerados utilizando a função ‘plot_taxa_ridges’, e também o pacote ‘TITAN2’ (BAKER, 2010; CHEN *et al.*, 2022; BAKER; KING; KAHLE, 2023).

4 RESULTADOS

4.1 RIQUEZA DE ESPÉCIES DE FORMIGA

No total foram amostradas 164 espécies/morfoespécies de formigas nas paisagens. Os gêneros de maior ocorrência foram *Pheidole* (19,6%), *Strumigenys* (13,7%) e *Hypoponera* (9,8%). As paisagens com maior número de espécies foram Itapeti-6 (n=90) e Parque das Neblinas-1 (n=83). Enquanto os menores valores ficaram para Salesópolis-5 (n=29), Itapeti-7 (n=34) e Parque das Neblinas-9 (n=40). Salesópolis-4 (n=55), Itapeti-8 (n=62), Parque das Neblinas-2 (n=56) e Salesópolis-3 (n=59) apresentaram valores intermediários próximos uns dos outros.

Figura 4 - Número de espécies por paisagem: “Richness”: representa a riqueza total encontrada em cada paisagem; “Landscapes”: indica as respectivas paisagens amostradas. Siglas: pqn9 = Parque das Neblinas-9; sal4 = Salesópolis-4; pqn1 = Parque das Neblinas-1; ita8 = Itapeti-8; pqn2 = Parque das Neblinas-2; sal3 = Salesópolis-3; ita7 = Itapeti-7; ita6 = Itapeti-6; sal5 = Salesópolis-5.



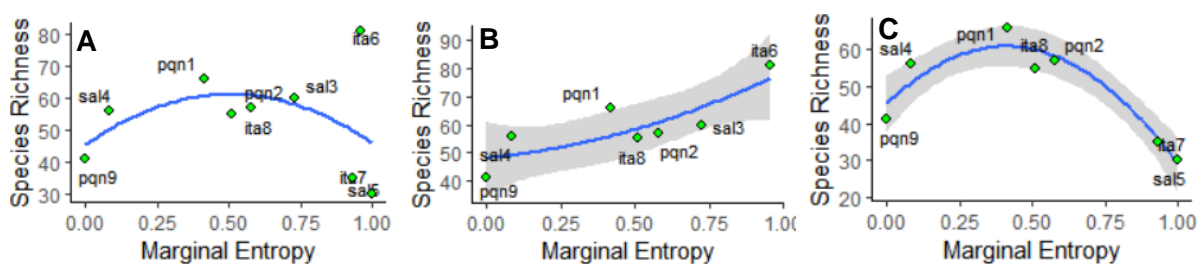
4.2 ESTRUTURA DA PAISAGEM

Foram analisadas um total de 606 quadrículas por paisagem, perfazendo um total de 5.454 polígonos distribuídos em nove paisagens. A distribuição dos valores médios da complexidade geral representada pela métrica Entropia Marginal (ENT) apresentou uma amplitude mínima de 0,09 (pqn9) e máxima de 0,61 (sal5). Além disso, foi observada a relação entre a complexidade geral (ENT) e a razão da complexidade composicional e configuracional, representada pela métrica de Informação Mútua Relativa (RELMUTINF). Essa relação possui caráter inverso justamente devido à proposta de desambiguação de RELMUTINF em relação às outras medidas de entropia (ENT, CONDENT e JOINENT).

4.3 RELAÇÃO ENTRE ESTRUTURA DA PAISAGEM E RIQUEZA DAS COMUNIDADES DE FORMIGAS

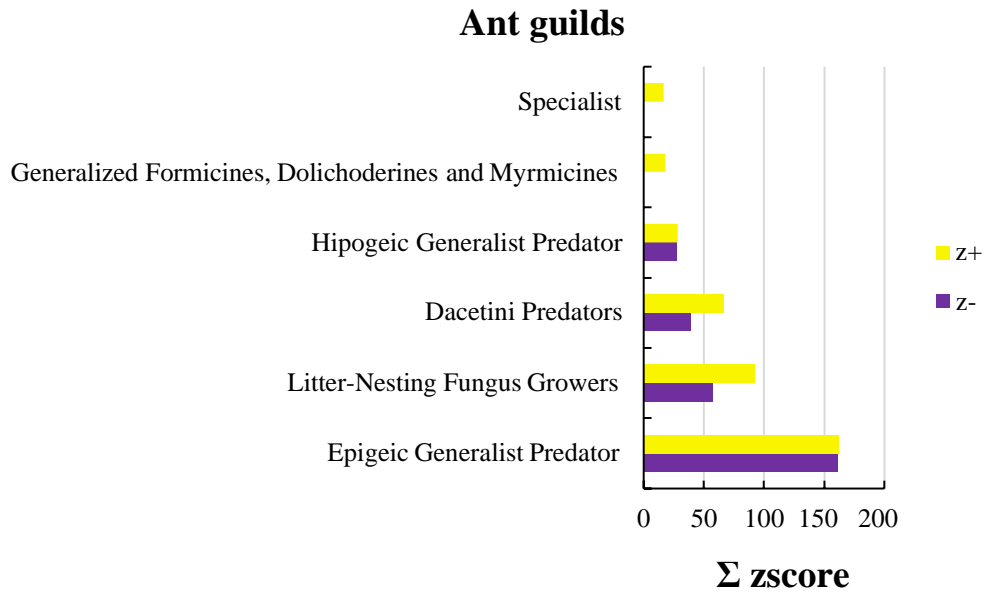
A relação linear entre as entropias e riqueza não foi significativa ($p = 0.934$) (Figura 5A); porém há um limiar onde a partir dele duas paisagens ganham espécies e outras duas perdem espécies (Figura 5A). Analisando separadamente essas quatro paisagens, podemos observar que a exclusão das paisagens Salesópolis-5 e Itapeti-7 causa mudança significativa no modelo ($p = 0,09$) evidenciando um ganho de espécies neste cenário. Já a análise oposta, excluindo Itapeti-6 e Salesópolis-3, revelou uma perda de espécies neste recorte. Assim, para investigar mais precisamente essa relação entre paisagem e as espécies de formiga, foi utilizada a Análise de Táxons Indicador de Limiares (TITAN).

Figura 5 - Relações lineares da riqueza em função do gradiente de Entropia marginal que representa a complexidade geral de uma paisagem. Mostrando: (A) modelo de regressão incluindo todas as paisagens amostradas, (B) modelo de regressão excluindo as paisagens ita7 e sal5 e (C) modelo de regressão excluindo as paisagens sal3 e ita6.



Foram incluídos na análise TITAN 74 táxons. Destes 23 apresentam respostas, sendo 15 positivas e 8 negativas. Com essa análise foi possível buscar respostas biológicas em nível de gênero/espécie e estabelecer um contexto ecológico. Para facilitar a visualização do efeito do gradiente ambiental nas comunidades de formigas, as espécies com efeitos positivos e negativos foram agrupadas em guildas de acordo com Silva e Brandão (2010). Em seguida, foi feito um somatório dos valores de zscore (+ e -) dentro de cada guilda (Figura 6). Dessa forma, foi evidenciado que as espécies Predadores Generalistas Epigéicos (“Epigeic Generalist Predator”) apresentam as maiores respostas, tanto positivas quanto negativas. Em seguida, vieram as cultivadoras de fungos (“Litter-Nesting Fungus Growers”) e predadores especializados (Dacetini). Já as Predadores Generalistas Hipogéicos (“Hipogeic Generalist Predators”) apresentam proporção praticamente igual em suas respostas. Tanto os especialistas (“Specialist”) quanto “Generalized Formicines, Dolichoderines and Mymicines”, apresentam resposta aproximadamente dez vezes menor em relação predadores epigéicos.

Figura 6 - Valores de zscore obtidos pelas espécies somados por guilda. “Ant guilds”: agrupamento das espécies baseado em Silva e Brandão (2010); Σ zscore: soma dos valores de zscore obtidos pelas espécies; z+: soma total da resposta positiva; z-: soma total da resposta negativa.



5 DISCUSSÃO

As relações lineares entre as entropias – representando estrutura da paisagem – e a riqueza – representando a resposta biológica – evidenciaram uma possível duplicidade de sentido quando observada sua reta de regressão em diferentes cenários. As formigas como organismo altamente sensível, diverso e dominante nos ecossistemas terrestres responderam de forma igualmente diversa, requerendo um agrupamento de suas respostas. A análise TITAN agrupada por meio de guildas demonstrou precisamente quais espécies e como o gradiente de entropia (p.e. zscore+ ou zscore-) influencia a riqueza das espécies de formigas em florestas da Mata Atlântica. Dessa forma, a expressiva resposta dos generalistas (p.e. “Epigeic Generalist Predator”) em contraste com a tímida resposta dos especialistas (p.e. “Specialist”) satisfizeram concomitante nossas hipóteses 1 e 2. Portanto, além de responder que as formigas são influenciadas pelo gradiente de entropia, este trabalho caracterizou quais tipos de espécies (sobre a forma de guildas) foram influenciadas de forma positiva e negativa e qual a magnitude da resposta (amplitude do zscore).

5.1 DIVERSIDADE BIOLÓGICA

A riqueza das comunidades de formigas apresentou uma resposta não esperada na paisagem Itapeti-6. Neste caso, mesmo com um alto valor de entropia, ocorre um grande número de espécies. Uma hipótese que pode explicar esse resultado é a sobreposição de leis ambientais que protegem a Serra do Itapeti; inclusive, uma delas se trata de delimitação visando a proteção integral (VIEIRA *et al.*, 2021). Diferentes dos outros locais amostrados na Serra do Itapeti, ita6 foi pouco alterada historicamente e, por esse motivo, apresenta uma atividade humana menor; apesar de estar inserida em uma área com grande complexidade temática (PMMA, 2019).

5.2 ESTRUTURA DA PAISAGEM

A relação entre dois principais descritores da estrutura da paisagem no contexto da entropia (Figura 5) demonstrou que: enquanto ENT indica a complexidade geral (composição + configuração) de uma paisagem, RELMUTINF representa a diferença entre a complexidade composicional e configuracional. Dessa forma, se uma paisagem apresenta alta complexidade geral, invariavelmente ela teve uma diferença pequena entre composição e configuração, consequentemente, sua diversidade temática foi alta e suas classes uniformemente dispersas (NOWOSAD; STEPINSKI, 2019). Assim, RELMUTINF nos permitiu ter uma segunda medida de complexidade geral desambiguada e, principalmente, não correlacionada em relação a ENT.

No contexto dos efeitos da complexidade composicional e configuracional, no caso de espécies que possuem dependência de um tipo específico de habitat – como especialistas de florestas – aumentos na composição da paisagem podem implicar na redução de seu habitat preferido e, por consequência, na redução da probabilidade de persistência dessa população (FAHRIG; NUTTLE, 2003). Por outro lado, se a espécie necessita de mais de um habitat, como generalistas e oportunistas, aumentos na composição da paisagem podem permitir maior chance de persistência para esses organismos. Essa flexibilidade maior em a especificidade de habitat é chamada de complementaridade de habitat (DUNNING *et al.*, 1992). Espécies que requerem complementaridade de habitat, ou seja, necessitam de mais de um tipo de categoria de cobertura ou uso do solo, podem ser afetadas positivamente pelo aumento na complexidade configuracional também. Portanto, complexidade composicional e configuracional atuam juntos em sinergia proporcionando o surgimento de interdigitações compostas de diferentes tipos de cobertura e uso solo, facilitando assim o acesso a diferentes habitats complementares (LAW; DICKMAN, 1998; TSCHARNTKE *et al.*, 2002).

5.3 RELAÇÃO ENTRE ESTRUTURA DA PAISAGEM E RIQUEZA DAS COMUNIDADES DE FORMIGAS

Considerando que a persistência de diferentes táxons pode prover oportunidades no âmbito da restauração ecológica por meio de processos de recuperação natural (MALHI *et al.*, 2014), o potencial de resiliência apresentado pelas formigas nesse estudo pode trazer novos “insights” para a conservação e recuperação de áreas verdes imersas ou adjacentes a um gradiente antrópico.

A resposta expressiva tanto positiva quanto negativa obtida pelos predadores epigéicos generalistas é simplesmente um reflexo de sua dominância na fauna edáfica da Mata Atlântica. Estas formigas não possuem dependência de um único tipo de habitat, portanto estão aptas a se beneficiar de qualquer aumento na complexidade pois quanto maior a diversidade de classes de cobertura e uso do solo maior é também a disponibilidade de recurso para essas espécies. Além do aumento composicional, essas formigas podem ainda se beneficiar do aumento configuracional, pois uma vez que existem mais tipos de habitats adjacentes o surgimento de novos interstícios pode facilitar seu acesso a esses habitats proporcionando assim uma complementaridade de habitat (LAW; DICKMAN, 1998; TSCHARNTKE *et al.*, 2002).

Além disso, a própria supressão da vegetação pode causar a proliferação de plantas pioneiras trazendo uma simplificação da vegetação (TABARELLI *et al.* 2010), reduzindo assim a diversidade de recursos e por consequência a capacidade de nidificação de espécies especialistas (MCGLYNN 2006; CAMPOS *et al.* 2007).

O surgimento do clado “lower-attine” deu início a uma nova estratégia de sobrevivência para as formigas, distinguindo-se do seu ancestral forrageador-coletor esses indivíduos passaram a cultivar seu alimento (BRANSTETTER *et al.*, 2017; NYGAARD *et al.*, 2016; SCHULTZ; BRADY, 2008). Essa nova capacidade permitiu a esse grupo competir com micro-organismos por detritos orgânicos em decomposição como: carcaças de insetos, sementes, flores e outros materiais (SCHULTZ, 2022). Além disso, o novo nicho evitou a competição com outros invertebrados caçadores-coletores como as próprias formigas.

Em termos de produtividade metabólica as cultivadoras de fungo não são superiores as formigas caçadoras-coletoras (p.e., predadores epigéicos generalistas). Porém, comparativamente as cultivadoras possuem baixas taxas de massa-específica relacionada ao metabolismo em seu corpo. Os resultados sugerem que a maior parte do metabolismo necessário para a manutenção dessas formigas é feita nos tecidos do fungo cultivado, conferindo assim estoque energético para o grupo e dispensando a própria fisiologia dessas formigas para outras tarefas (SHIK *et al.*, 2014).

Os cultivadores de fungos são capazes de fornecer um nicho vasto e confiável para milhares de organismos simbióticos, tais como: artrópodes, moluscos, vermes anelídeos, nematóides e répteis (WEBER 1972; SCHULTZ; MCGLYNN 2000). Além disso, esses chamados jardins de fungos hospedam grande número de bactérias como as fixadoras de nitrogênio (PINTO-TOMÁS *et al.*, 2009; AYLWARD *et al.*, 2012), proporcionando, assim, a incorporação e transformação da matéria. Além disso, possibilitam a utilização desse nitrogênio fixado por outros grupos, como as plantas, que também possuem longa trajetória evolutiva com as formigas (BRENER *et al.*, 2015).

As sementes carregadas pelas formigas até seus ninhos são parte fundamental na dispersão vegetal, contabilizando mais de 11.000 espécies de plantas beneficiadas por essa coevolução (LEAL *et al.*, 2015). Porém, distúrbios antropogênicos podem aumentar a densidade das colônias cultivadoras de fungo em até 20 vezes (WIRTH *et al.*, 2007; MEYER *et al.*, 2009). Isso ocorre devido ao aumento de espécies vegetais de borda, induzido pela intensificação das atividades humanas, essas plantas como pioneiras já possuem alta produção de sementes, logo, essa alta produção se une a grande capacidade de dispersão das formigas e induz uma homogeneização da comunidade vegetal nos ambientes em que se estabelece essa relação mutualística (LEAL *et al.*, 2014).

Como grupo ecologicamente dominante as formigas cria uma vasta rede de interações com muitos outros organismos, participando intensamente da manutenção de processos ecossistêmicos, como: controle das populações de artrópodes (PHILPOTT; ARMBRECHT 2006), dispersão de sementes (CRISTIANINI; OLIVEIRA, 2009) e fixação de nitrogênio em

partes vegetais radiculares (PINTO-TOMÁS *et al.*, 2009; AYLWARD *et al.*, 2012). Os resultados expressivos de zscore encontrados neste trabalho para predadores epigéicos generalistas e cultivadores de fungo demonstram a persistência de duas funções ecológicas fundamentais na manutenção de um ecossistema.

Identificar os mecanismos por trás das atividades humanas que afetam a riqueza das formigas é de fundamental importância para entender e mitigar seus impactos. Como engenharias ecossistêmicas, as formigas são de fundamental importância para a manutenção de habitats, sendo possível inclusive utilizá-las em favor da conservação (BRENER *et al.*, 2015). Assim, os resultados apresentados indicam a persistência de uma função ecológica importante como o cultivo de fungos, que tem protagonismo tanto no pioneirismo sucessional, quanto na manutenção da biota plenamente estabelecida. Dessa forma, este estudo pode contribuir para futuras estratégias de reflorestamento e recuperação ambiental de florestas frente a antropização.

6 CONCLUSÕES

A riqueza de espécies pode ser afetada tanto positiva quanto negativamente, o que depende da biologia do táxon. Predadores generalistas epigéicos e cultivadores de fungo são persistentes em relação a gradientes antrópicos, devido a complementaridade de habitat, visto que não dependem de uma única classe. Um aumento da complexidade composicional e configuracional implica na abertura de interstícios na floresta o que possibilita o acesso dessas espécies a diferentes tipos de recursos. Dessa forma, a influência do gradiente de entropia sobre as repostas positivas e negativas das formigas preenche uma lacuna do conhecimento relacionada a aplicação das métricas de entropia da informação (Shannon, 1948) e expande sua aplicabilidade para o campo das análises ecológicas de formigas. Considerando o papel de controle populacional dos predadores e as funções ecossistêmicas dos cultivadores de fungo, o presente trabalho revela também um potencial de recuperação da vegetação em áreas com intensificação das atividades humanas.

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. **Os domínios morfoclimáticos na América do Sul**. São Paulo: USP, 1977. 21 p.
- AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R. The biodiversity Challenge. *In*: AGOSTI, D.; MAJER, J.D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R. (org.). **Ants**: standard methods for measuring and monitoring biodiversity. 1. ed. Washington: Smithsonian Institution Press, 2000. p. 17-19.
- AHUATZIN, D. A.; CORRO, E. J.; JAIMES, A. A.; VALENZUELA GONZÁLEZ, J. E.; FEITOSA, R. M.; RIBEIRO, M. C.; ACOSTA, J. C. L.; COATES, R.; DÁTILLO, W. Forest cover drives leaf litter ant diversity in primary rainforest remnants within human-modified tropical landscapes. **Biodiversity and Conservation**, v. 28, n. 1, p. 1091–1107, 2019.
- AHUATZIN, D. A.; GONZÁLEZ-TOKMAN, D.; VALENZUELA-GONZÁLEZ, J. E.; ESCOBAR, F.; RIBEIRO, M. C.; ACOSTA, J. C. L.; DÁTILLO, W. Sampling bias in multiscale ant diversity responses to landscape composition in a human-disturbed rainforest. **Insectes Sociaux**, v. 69, p. 47-58, 2021.
- ALTIERI, L.; COCCHI, D.; ROLI, G. A new approach to spatial entropy measures. **Environmental and ecological statistics**, v. 25, p. 95-110, 2018.
- ANDERSEN, A. N. My indicator or yours? Making the selection? **Journal of Insect Conservation**, v. 3, p. 61-64, 1999.
- ANDERSEN, A. N. Responses of ant communities to disturbance: Five principles for understanding the disturbance dynamics of a globally dominant faunal group. **Journal of Animal Ecology**, v. 88, n. 3, p. 350-362, 2019.
- ANDERSEN, A. N.; MAJER, J. D. Ants show the way down under: invertebrates as bioindicators in land management. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 6, p. 291-298, 2004.
- ANDERSON, M. J.; CRIST, T. O.; CHASE, J. M.; VELLEND, M.; INOUE, B. D.; FREESTONE, A. L.; SANDERS, N. J.; CORNELL, H. V.; COMITA, L. S.; DAVIES, K. F.; HARRISON, S. P.; KRAFT, N. J. B.; STEGEN, J. C.; SWENSON, N. G. Navigating the multiple meanings of b diversity: A roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v. 14, n. 1, p. 19–28, 2011.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L.; TABARELLI, M.; WATLING, J. I.; TISCHENDORF, L.; BENCHIMOL, M.; CAZETTA, E.; FARIA, D.; LEAL, I. R.; MELO, F. P. L.; MORANTE-FILHO, J. C.; SANTOS, B. A.; ARASA-GISBERT, R.; ARCE-PEÑA, N.; CERVANTES-LÓPEZ, M. J.; CUDNEY-VALENZUELA, S.; GALÁN-ACEDO, C.; SAN-JOSÉ, M.; VIEIRA, I. C. G.; SLIK, J. W. F.; NOWAKOWSKI, A. J.; TSCHARNTKE, T. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 23, n. 9, p. 1404-1420, 2020.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; ROJAS, C.; SALDAÑA-VÁZQUEZ, R. A.; STONER, K. E. Landscape composition is more important than landscape configuration for phyllostomid bat assemblages in a fragmented biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 198, p. 84-92, 2016.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; RÖS, M.; ESCOBAR, F.; MELO, F. P.; SANTOS, B. A.; TABARELLI, M.; CHAZDON R. Plant β -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 6, p. 1449-1458, 2013.

AYLWARD, F. O.; SUEN, G.; BIEDERMANN, P. H. W.; ADAMS, A. S.; SCOTT, J. J. “Convergent Bacterial Microbiotas in the fungal agricultural systems of insects.” **American Society for Microbiology**, v. 5, n. 6, 2014.

BACCARO F. B.; FEITOSA R. M.; FERNANDEZ F; FERNANDES, I. O. **Guia para os gêneros de formigas do Brasil**. Manaus: Editora INPA, 2015.

BACH, A. Boltzmann's probability distribution of 1877. **Archive for History of Exact Sciences**, v. 41, n. 1, p. 1–40, 1990.

BAISER, B.; OLDEN, J. D. RECORD, S., LOCKWOOD, J. L.; MCKINNEY, M. L. Pattern and process of biotic homogenization in the New Pangaea. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 279, p. 4772–4777, 2012.

BAKER, M. E.; KING, R. S. A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 1, n. 1, p. 25-37, 2010.

BAKER, M.; KING, R.; KAHLE, D. **An Introduction to TITAN2**. Cran-rproject, v. 2.4.900, 2015.

BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; ARAUJO, I. S.; AVILA-PIRES, T. C.; BONALDO, A. B.; COSTA, J. E. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, p. 18555–18560, 2007.

BASELGA, A. Partitioning abundance-based multiple-site dissimilarity into components: Balanced variation in abundance and abundance gradients. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 7, p. 799–808, 2017.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 1, p. 134-143, 2010.

BASELGA, A.; ORME, C. D. L. betapart: an R package for the study of beta diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 3, n. 5, p. 808-812, 2012.

BENGTSSON, J. Applied (meta)community ecology: diversity and ecosystem services at the intersection of local and regional processes. *In: Community Ecology: Processes, Models and Applications* (eds. Verhoef, H.A. & Morin, P.J.). Oxford University Press Oxford, UK, 2010. P. 115–130.

BESTELMEYER, B. T.; AGOSTI, D.; ALONSO, L. E.; BRANDÃO, C. R. F.; BROWN JR, W. L.; DELABIE, J. H. C.; SILVESTRE, R. Field techniques for the study of ground-dwelling ants. *In: AGOSTI, D.; MAJER, J.D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R. (org.). Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. 1th. Washington: Smithsonian Institution Press, 2000, p. 22-144.

BOLTON, B., ALPERT, G., WARD, F.S.; NASKRECKI, P. **Bolton's catalogue of ants of the world: 1758-2005**. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, 2006. 1 CD-ROM.

BOLTZMANN, L. **Über die mechanische Bedeutung des zweiten Hauptsatzes der Wärmetheorie:(vorgelegt in der Sitzung am 8. Februar 1866)**. Staatsdruckerei, 1866.

BRANDÃO, C. R. F.; SILVA, R. R.; DELABIE, J. H. C. Neotropical ants (Hymenoptera) functional groups: nutritional and applied implications. **Insect Bioecology and Nutrition for Integrated Pest Management**. Flórida: CRC Press, 2012.

BRANSTETTER, M. G.; JEŠOVNIK, A.; SOSA-CALVO, J.; LLOYD, M. W.; FAIRCLOTH, B. C.; BRADY, S. G.; SCHULTZ, T. R. Dry habitats were crucibles of domestication in the evolution of agriculture in ants. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 284, n. 1852, p. 20170095, 2017.

BRENER, A. G.; WERENKRAUT, V. A meta-analysis of leaf-cutting ant nest effects on soil fertility and plant performance. **Ecological Entomology**, v. 40, n. 2, p. 150-158, 2015.

CABANNE, G. S.; D'HORTA, F. M.; MEYER, D.; SILVA, J. M.; MIYAKI, C. Y. Evolution of *Dendrocolaptes platyrostris* (Aves: Furnariidae) between the South American open vegetation corridor and the Atlantic Forest. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 103, n. 4, p. 801-820, 2011.

CAMPOS, R. B. F.; SCHOEREDER, J. H.; SPERBER, C. F. Small-scale patch dynamics after disturbance in litter ant communities. **Basic and Applied Ecology**, v. 8, p. 36–43, 2007.

CARDOSO, M. **Advances in Forest fire research: Fire and land use in recent years in the Atlantic Forest in Brazil**. Coimbra: Imprensa da Universidade de Coimbra, 2018.

CARNAVAL, A. C.; MORITZ, C.. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Biogeography**, v. 35, n. 7, p. 1187-1201, 2008.

CARRARA, E.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; VEGA-RIVERA, J. H.; SCHONDUBE, J. E.; DE FREITAS, S. M.; FAHRIG, L. Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. **Biological Conservation**, v. 184, p. 117-126, 2015.

CHANDA, P.; COSTA, E.; HU, J.; SUKUMAR, S.; VAN HEMERT, J.; WALIA, R. Information theory in computational biology: where we stand today. **Entropy**, v. 22, n. 6, p. 627, 2020.

CHAUL, J. C. M.; SCHOEREDER, J. H.; VIEIRA, I. C. G.; NALLY, R. M.; GARDNER, T. A. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecology Letters**, v. 18, n. 10, p. 1108-1118, 2015.

CHEN, I. B.; SHI, Q.; ZEGER, S. L.; WU, Z. baker: An R package for nested partially-latent class models. **arXiv preprint**, arXiv:2202.11778, 2022.

CHRISTIANINI, A. V.; OLIVEIRA, P. S. The relevance of ants as seed rescuers of a primarily bird-dispersed tree in the Neotropical cerrado savanna. **Oecologia**, v. 160, p. 735-745, 2009.

CLARAMUNT, C. Towards a spatio-temporal form of entropy. *In*: CASTANO, S. Vassiliadis, P.; Lakshmanan, L.; Lee, M. L. **Advances in Conceptual Modeling: ER 2012 Workshops CMS, ECDM-NoCoDA, MoDIC, MORE-BI, RIGiM, SeCoGIS, WISM**, Florence, Italy, October 15-18, 2012. Proceedings 31. Springer: Berlin Heidelberg, 2012. p. 221-230.

COSTA, M. M. S.; SCHMIDT, F. A. Gamma, alpha, and beta diversity of ant assemblages response to a gradient of forest cover in human-modified landscape in Brazilian Amazon. **Biota Neotropica**, v. 54, n. 1, p. 515–524, 2022.

CRIST, T. O. Biodiversity, species interactions, and functional roles of ants (Hymenoptera: Formicidae) in fragmented landscapes: a review. **Myrmecological News**, v. 12, n. 3, p. 4, 2009.

CUSHMAN, S. A. Calculating the configurational entropy of a landscape mosaic. **Landscape Ecology**, v. 31, p. 481-489, 2016.

CUSHMAN, S. A. Calculation of configurational entropy in complex landscapes. **Entropy**, v. 20, n. 4, p. 298, 2018.

CUSHMAN, S. A. Thermodynamics in landscape ecology: The importance of integrating measurement and modeling of landscape entropy. **Landscape Ecology**, v. 30, n. 1, p. 7–10, 2015.

DA SILVA, F. R.; GONÇALVES-SOUZA, T.; PATERNO, G. B.; PROVETE, D. B.; VANCINE, M. H. **Análises ecológicas no R**. 1 ed. Recife, PE, São Paulo: Nupeea: Canal 6, 2022.

DANTAS, G. P. M.; CABANNE, G. S.; SANTOS, F. R. **How past vicariant events can explain the Atlantic Forest biodiversity**. London: Intech, 2011.

DATAGEO. **Sistema Ambiental Paulista**. 2023. Disponível em: <https://datageo.ambiente.sp.gov.br/>. Acesso em: 30/10/2023 às 09:52.

DEL TORO, I.; RIBBONS, R. R.; PELINI, S. L. The little things that run the world revisited: a review of ant-mediated ecosystem services and disservices (Hymenoptera: Formicidae). **Myrmecological News**, v. 17, n. 0, p. 133-46, 2012.

DEL TORO, I.; SILVA, R. R.; ELLISON, A. M. Predicted impacts of climatic change on ant functional diversity and distributions in eastern North American forests. **Diversity and Distributions**, v. 21, n. 7, p. 781–791, 2015

DIAMOND, J.M. The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. **Biological Conservation**, v. 75, n. 1, p. 130-146, 1975.

DIXO, M.; METZGER, J. P.; MORGANTE, J. S.; ZAMUDIO, K. R. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. **Biological Conservation**. 142, 1560–1569. 2009.

DUFLOT, R.; ERNOULT, A.; AVIRON, S.; FAHRIG, L.; BUREL, F. Relative effects of landscape composition and configuration on multi-habitat gamma diversity in agricultural landscapes. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 241, p. 62-69, 2017.

DUNNING, J. B.; DANIELSON, B. J.; PULLIAM, H. R. Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes. **Oikos**, p. 169-175, 1992.

EMPLASA, Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano S/A (2010). <http://www.igc.sp.gov.br/Produtos/emplasa.html> Accessed on 25 April 2021. Acesso em: 30/10/2023 às 09:55.

FABHAT - FUNDAÇÃO AGÊNCIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ. **Relatório I - Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê - UGRHI 06**. São Paulo, 2016. Disponível em: https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/CBH-AT/11958/relatorio-i_plano_final-rev2.pdf. Acesso em: 30/10/2023 às 09:55.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.

FAHRIG, L., NUTTLE, W. K. Population Ecology in Spatially Heterogeneous Environments. *In*: LOVETT, G. M.; TURNER, M.G.; JONES, C. G.; WEATHERS, K. C. (org.). **Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes**. New York: Springer, 2005, p. 95-118.

FAHRIG, L.; BAUDRY, J.; BROTONS, L.; BUREL, F. G.; CRIST, T. O.; FULLER, R. J.; SIRAMI, C.; SIRIWARDENA, G. M.; MARTIN, J. L. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 2, p. 101–112, 2011.

FAHRIG, L.; BAUDRY, J.; BROTONS, L.; BUREL, F. G.; CRIST, T. O.; FULLER, R. J.; SIRAMI, C.; SIRIWARDENA, G. M.; MARTIN, J-L. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, p. 101–112, 2011.

FEITOSA, R. S. M. **Revisão taxonômica de *Lachnomyrmex* Wheeler, 1910 (Formicidae, Myrmicinae, Stenammini)**. 2007. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo.

FEITOSA, R. S. M.; MORINI, C. M. S.; MARTINS, A. C.; RIBEIRO, A. T. M.; NOLL, F. B.; SANTOS, E. F.; CONSTANTINI, J. P. Social insects of the Atlantic Forest. *In*: **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest**. 2021, p. 151-183.

FOLGARAIT, P. J. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. **Biodiversity & Conservation**, v. 7, p. 1221-1244, 1998.

GARDNER, T. A.; HERNANDEZ, M. I. M.; BARLOW, J.; PERES, C. A. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: The value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 1, p. 883–893, 2008.

GRAHAM, J. H.; KRZYSIK, A. J.; KOVACIC, D. A.; DUDA, J. J.; FREEMAN, D. C.; EMLEN, J. M.; ... BALBACH, H. E. Species richness, equitability, and abundance of ants in disturbed landscapes. **Ecological Indicators**, v. 9, n. 5, p. 866-877, 2009.

GONZÁLEZ, E., BUFFA, L., DEFAGÓ, M. T., MOLINA, S. I., SALVO, A.; VALLADARES, G. Something is lost and something is gained: Loss and replacement of species and functional groups in ant communities at fragmented forests. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 12, p. 2089–2102, 2018.

GÜLÇİN, D. Empirical assessment of the relation between ecological connectivity and land complexity based on information-theoretic metrics. **Ecological Complexity**, v. 48, n. 1, p. 100969, 2021.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; KENDI, J. C.; DAVIES, F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C. N.; KING, A. J.; LAURANCE, W. F.; LEVEY, D. J.; MARGULES, C. R.; MELBOURNE, B. A.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L.; SONG, D. X.; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. 1-9, 2015.

HAGEN, M., KISSLING, W. D., RASMUSSEN, C., DE AGUIAR, M. A., BROWN, L. E., CARSTENSEN, D. W.; OLESEN, J. M. Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world. **Advances in ecological research**, v. 46, n. 1, p. 89-210, 2012.

HARALICK, R. M.; SHANMUGAM, K.; DINSTEN, I H. Textural features for image classification. **IEEE Transactions on systems, man, and cybernetics**, n. 6, p. 610-621, 1973.

HESELBARTH, M. H. K.; SCIAINI, M.; WITH, K. A.; WIEGAND, K.; NOWOSAD, J. landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. **Ecography**, v. 42, n. 1, p. 1648-1657, 2019.

HIRATA, R.; CONICELLI, B.; PINHATTI, A.; LUIZ, M.; PORTO, R.; FERRARI, L. O sistema Aquífero Guarani e a crise hídrica nas regiões de Campinas e São Paulo. **Revista USP**, v. 106, n. 1, p. 59–70, 2015.

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

HOLZSCHUH, A; STEFFAN-DEWENTER, I; TSCHARNTKE, T. How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? **Journal of Animal Ecology**, v. 79, n. 2, p. 491–500, 2010.

HUNSAKER, C. T.; LEVINE D. A. Hierarchical approaches to the study of water quality in rivers. **BioScience**, v. 45, n. 3, p. 193–203, 1995.

INSTITUTO FLORESTAL. **Mapa da cobertura vegetal nativa do Estado de São Paulo**. Secretaria do Verde e Meio Ambiente, 2010. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/wp-content/uploads/noticias/iflorestal/2010/mapainventario.pdf>. Acesso em: 30/10/2023 às 09:55.

JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. Are ecologists conducting research at the optimal scale?. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, p. 52–63, 2015.

KESHAMMA E. An Overview on Ants as Bioindicator. **International Journal of Engineering Technology and Management Sciences**, v. 6, p. 1-5, 2022.

KLINGBEIL, B. T.; WILLIG, M. R. Guild-specific responses of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 1, p. 203–213, 2009.

LAPOLLA, J.; BRADY, S.; SHATTUCK, S. Phylogeny and taxonomy of the *Prenolepis* genus group of ants (Hymenoptera: Formicidae). **Systematic Entomology**, v. 35, n. 1, p. 118-131, 2010.

- LARSEN, T. H.; LOPERA, A.; FORSYTH, A. Understanding trait-dependent community disassembly: Dung beetles, density functions, and forest fragmentation. **Conservation Biology**, v. 22, n. 1, p. 1288–1298, 2008.
- LASMAR, C. J.; QUEIROZ, A. C.; ROSA, C.; CARVALHO, N. S.; SCHMIDT, F. A.; SOLAR, R. R.; RIBAS, C. R. Contrasting edge and pasture matrix effects on ant diversity from fragmented landscapes across multiple spatial scales. **Landscape Ecology**, v. 36, n. 9, p. 2583–2597, 2021.
- LAW, B. S.; DICKMAN, C. R. The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. **Biodiversity Conservation**, v. 7, p. 323–33, 1998.
- LEAL, I. R.; LEAL, L. C.; ANDERSEN, A. N. The benefits of myrmecochory: a matter of stature. **Biotropica**, v. 47, n. 3, p. 281–285, 2015.
- LEAL, I. R.; OLIVEIRA, P. S. Foraging ecology of attine ants in a Neotropical savanna: seasonal use of fungal substrate in the cerrado vegetation of Brazil. **Insectes Sociaux**, v. 47, p. 376–382, 2000.
- LEAL, I. R.; RIBEIRO-NETO, J. D.; ARNAN, X.; OLIVEIRA, F. M. P.; ARCOVERDE, G. B.; FEITOSA, R. M.; ANDERSEN, A. N. Ants of the Caatinga: Diversity, Biogeography, and Functional Responses to Anthropogenic Disturbance and Climate Change. *In*: SILVA, J.M.C., LEAL, I.R., TABARELLI, M. (eds). **Caatinga**. 1th. Cham: Springer. 2017, p. 65–95.
- LONGINO, J. T. A revision of the ant genus *Octostruma* Forel 1912 (Hymenoptera, Formicidae). **Zootaxa**, v. 3699, n. 1, p. 1–61, 2013.
- MACKAY, D. J. C. **Information Theory, Inference, and Learning Algorithms**. Cambridge: University Press, 2003.
- MALHI, Y.; GARDNER, T. A.; GOLDSMITH, G. R.; SILMAN, M. R.; ZELAZOWSKI, P. Tropical forests in the Anthropocene. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 39, p. 125–159, 2014.
- MARTIN, E. A.; DAINESE, M.; CLOUGH, Y.; BÁLDI, A.; BOMMARCO, R.; GAGIC, V.; KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, A. The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. **Ecology Letters**, v. 22, n. 7, p. 1083–1094, 2019.
- MARTINS, I. S.; ORTEGA, J. C. G.; GUERRA, V.; COSTA, M. M. S.; MARTELLO, F.; SCHMIDT, F. A. Ant taxonomic and functional beta-diversity respond differently to changes in forest cover and spatial distance. **Basic and Applied Ecology**, v. 60, n. 1, p. 89–102, 2022.
- MAXWELL, J. C. **A treatise on electricity and magnetism**. Oxford: Clarendon press, 1873.
- MCGLYNN, T. P. Ants on the move: resource limitation of a litter-nesting ant community in Costa Rica. **Biotropica**, v. 38, p. 419–427, 2006.
- MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Portland: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, ago. 1995. Disponível em: <<https://goo.gl/A6C6HU>>. Acesso em: 12/08/2023 às 10:05.

MEDEIROS, H. R.; MARTELLO, F.; ALMEIDA, E. A. B.; MENGUAL, X.; HARPER, K. A.; GRANDINETE, Y. C.; METZGER, J. P.; RIGHI, C. A.; RIBEIRO, M. C. Landscape structure shapes the diversity of beneficial insects in coffee producing landscapes. **Biological Conservation**, v. 238, n. 1, p. 1-12, 2019.

MELO, T. S.; MOREIRA, E. F.; LOPES, M. V. A.; ANDRADE, A. R. S.; BRESCOVIT, A. D.; PERES, M. C. L.; DELABIE, J. H. C. Influence of urban landscape on ants and spiders richness and composition in forests. **Neotropical Entomology**, v. 50, n. 1, p. 32-45, 2021.

MENEZES, A. S. O.; SCHMIDT, F. A. Mechanisms of species coexistence and functional diversity of ant assemblages in forest and pasture habitats in southwestern Brazilian Amazon. **Sociobiology**, v. 67, n. 1, p. 33-40, 2020.

MINUZZI, R. B.; SEDIYAMA, G. C.; BARBOSA, E. M.; MELO JUNIOR, J. C. F. Climatologia do comportamento do período chuvoso da região sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 22, n. 1, p. 338-344, 2007.

MITTERMEIER R. A. **Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Washington: Conservation International, 2005.

MONTAGNANA, P C; ALVES, R S. C.; GARÓFALO, C A; RIBEIRO, M C. Landscape heterogeneity and forest cover shape cavity-nesting hymenopteran communities in a multi-scale perspective. **Basic and Applied Ecology**, v. 56, n. 1, p. 239-249, 2021.

MUELLER, U. G.; HIMLER, A. G.; FARRIOR, C. E. Life history, nest longevity, sex ratio, and nest architecture of the fungus-growing ant *Mycetosoritis hartmanni* (Formicidae: Attina). **Plos one**, v. 18, n. 7, p. e0289146, 2023.

MUYLAERT, R. L.; VANCINE, M. H.; BERNARDO, R.; OSHIMA, J. E. F.; SOBRAL-SOUZA, T.; TONETTI, V. R.; RIBEIRO, M. C. A note on the territorial limits of the Atlantic Forest. **Oecologia Australis**, p. 302-311, 2018.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NEHREN, U. D. O.; KIRCHNER, A., SATTLER, D.; TURETTA, A. P.; HEINRICH, J. Impact of natural climate change and historical land use on landscape development in the Atlantic Forest of Rio de Janeiro, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 85, 497-518, 2013.

NOWOSAD, J. **How to Calculate Landscape Metrics for Local Landscapes?** 2020. Disponível em: https://jakubnowosad.com/posts/2020-01-23-lsm_bp2/. Acesso em: 30/10/2023 às 09:55.

NOWOSAD, J.; STEPINSKI, T. F. Information theory as a consistent framework for quantification and classification of landscape patterns. **Landscape Ecology**, v. 34, n. 1, p. 2091–2101, 2019.

NYGAARD, S.; HAOFU, H.; CAI, L.; MORTEN, S.; ZHENSHEG, C. “Reciprocal Genomic Evolution in the Ant–Fungus Agricultural Symbiosis.” **Nature Communications**, v. 7, n. 1, p. 12233, 2016.

OKSANEN, J.; SIMPSON, G.; BLANCHET F.; KINDT R.; LEGENDRE P. 2022. **Vegan: Community Ecology Package**. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 30/10/2023 às 09:55.

OLDEN, J. D.; POFF, N. L.; DOUGLAS, M. R. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends in ecology & evolution**, v. 19, n. 1, p. 18-24, 2004.

PARR, C. L.; BISHOP, T. R. The response of ants to climate change. **Global Change Biology**, v. 28, n. 10, p. 3188-3205, 2022.

PEBESMA, E. J. Simple features for R: standardized support for spatial vector data. **R Journal.**, v. 10, n. 1, p. 439, 2018.

PHILPOTT, S. M.; ARMBRECHT, I. Biodiversity in tropical agroforests and the ecological role of ants and ant diversity in predatory function. **Ecological Entomology**, v. 31, n. 4, p. 369-377, 2006.

PHILPOTT, S. M.; PERFECTO, I.; ARMBRECHT, I.; PARR, C. L.; LACH, L.; PARR, C. L.; ABBOTT, K. L. *In: Ant diversity and function in disturbed and changing habitats*. LACH, L.; PARR, C.; ABBOTT, K (org.). **Ant Ecology**. Oxford University Press, 2009, p. 137156.

PINTO-TOMÁS, A. A.; ANDERSON, M. A.; SUEN, G.; STEVENSON, D. M.; CHU, F. S.; CLELAND, W. W. Symbiotic nitrogen fixation in the fungus gardens of leaf-cutter ants. **Science**, v. 326, n. 5956, 2009.

MOGI DAS CRUZES. Secretaria do Verde e Meio Ambiente - SVMA. **Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica**. 2020. Disponível em: <https://www.mogidascruzes.sp.gov.br/public/site/doc/202008251109065f451b822c67a.pdf>. Acesso em: 03/09/2023 às 10:00.

RABELLO, A. M.; PARR, C. L.; QUEIROZ, A. C.; BRAGA, D. L.; SANTIAGO, G. S.; RIBAS, C. R. Taxonomic and functional approaches reveal different responses of ant assemblages to land-use changes. **Basic and Applied Ecology**, v. 54, p. 39-49, 2021.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIBEIRO, M. C.; MARTENSEN, A. C.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M.; SCARANO, F.; FORTIN, M. J. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. **Biodiversity hotspots**. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 405-434, 2011.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 1, p. 1141-1153, 2009.

ROACH, T. N. F. Use and abuse of entropy in biology: A case for caliber. **Entropy**, v. 22, n. 12, p. 1335, 2020.

SALAS-LOPEZ, A.; VIOLLE, C.; MALLIA, L.; ORIVEL, J. Land-use change effects on the taxonomic and morphological trait composition of ant communities in French Guiana. **Insect Conservation and Diversity**, v. 11, n. 2, p. 162-173, 2018.

SALAS-LÓPEZ, A.; VIOLLE, C.; MUNOZ, F.; MENZEL, F.; ORIVEL, J. Effects of habitat and competition on niche partitioning and community structure in neotropical ants. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 863080, 2022.

SANDRE, A. A.; FRUEHAUF, A. L.; MIYAHARA, A. A. L.; ROSA, A. A.; MARUYAMA, C. M.; LOCOSELLI, G. M.; PELLEGRINO, P. R. M. Geodesign Brazil: trees for the metropolitan area of São Paulo. *In: Computational Science and Its Applications–ICCSA 2021: 21st International Conference*, Cagliari, Italy, September 13–16, 2021, Proceedings, Part VI 21. Springer International Publishing. 2021 p. 463-475.

SCHULTZ, T. R. **The convergent evolution of agriculture in humans and insects**. Massachusetts: The MIT Press, 2022.

SCHULTZ, T. R.; BRADY, S. G. Major evolutionary transitions in ant agriculture. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. (14), p. 5435–5440, 2008

SHANNON, C. E. A mathematical theory of communication. **The Bell system technical journal**, v. 27, n. 3, p. 379-423, 1948.

SHARP, K.; MATSCHINSKY, F. Translation of Ludwig Boltzmann’s Paper “On the Relationship between the Second Fundamental Theorem of the Mechanical Theory of Heat and Probability Calculations Regarding the Conditions for Thermal Equilibrium” *Sitzungsberichte der Kaiserlichen Akademie der Wissenschaften. Mathematisch-Naturwissen Classe.* **Entropy**, v. 17, n. 4, p. 1971-2009, 2015.

SHIK, J. Z.; SANTOS, J. C.; SEAL, J. N.; KAY, A.; MUELLER, U. G.; KASPARI, M. Metabolism and the rise of fungus cultivation by ants. **The American Naturalist**, v. 184, n. 3, p. 364-373, 2014.

SILVA, R. R.; MACHADO FEITOSA, R. S.; EBERHARDT, F. (2007). Reduced ant diversity along a habitat regeneration gradient in the southern Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 240, n. 1-3, p. 61-69, 2007.

SIMPSON, B. B. Quaternary biogeography of the high montane regions of South America. **The South American herpetofauna: its origin, evolution, and dispersal**, v. 157, p. 188, 1979.

SOBRINHO, T. G.; SCHOEREDER, J. H. Edge and shape effects on ant (Hymenoptera: Formicidae) species richness and composition in forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 1, p. 1459–1470, 2007.

SOLAR, R. R. D. C.; BARLOW, J.; ANDERSEN, A. N.; SCHOEREDER, J. H.; BERENGUER, E.; FERREIRA, J. N.; GARDNER, T. A. Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: A multiscale assessment using ant communities. **Biological Conservation**, v. 197, n. 1, p. 98–107, 2016.

SOUZA-CAMPANA, D. R.; DA SILVA, O. G.; MENINO, L.; MORINI, M. S. C. Epigaeic ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in urban parks located in Atlantic Forest biome. **Check List**, v. 12, n. 5, p. 1967-1967, 2016.

SOUZA-CAMPANA, D. R.; WAZEMA, C. T.; MAGALHÃES, F. S.; SILVA, N. S., NAGATANI, V. H., SUGUITURU, S. S., GOTO, M. A., MORINI, M. S. C. Coleção de referência do Laboratório de Mirmecologia do Alto Tietê, São Paulo, Brasil: status atual e perspectivas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, v. 15, n. 1, p. 317-336, 2020.

SUGUITURU, S. S.; DE SOUZA, D. R.; MUNHAE, C. C.; PACHECO, R.; MORINI, M. S. DE C. Diversidade e riqueza de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em remanescentes de Mata Atlântica na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, SP. **Biota Neotropica**, v. 13, n 2, p. 141-152, 2013.

SUGUITURU, S. S.; MORINI, M. S. DE C.; FEITOSA, R. M.; SILVA, R. R. **Formigas do Alto Tietê**. Bauru: Canal 6, 2015.

SWIHART, R. K.; LUSK, J. J.; DUCHAMP, J. E.; RIZKALLA, C. E.; MOORE, J. E. The roles of landscape context, niche breadth, and range boundaries in predicting species responses to habitat alteration. **Diversity and Distributions**, v. 12, n. 1, p. 277–287, 2006.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, p. 2328–2340, 2010.

THOMPSON, P. L.; RAYFIELD, B.; GONZALEZ, A. Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks. **Ecography**, v. 40, n. 1, p. 98-108, 2017.

TSCHARNTKE T.; STEFFAN-DEWENTER, I.; KRUESS, A.; THIES, C. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grasslandcropland landscapes. **Ecological Applications**, v. 12, p. 354–63, 2002.

UNDERWOOD, E. C.; FISHER, B. L. The role of ants in conservation monitoring: if, when, and how. **Biological Conservation**, v. 132, n. 2, p. 166-182, 2006.

VIEIRA, T. H. N. D.; FRANCISCO, B. D. S. S.; DA SILVA, N. N.; SARTORELLO, R. DESENHO DA CONSERVAÇÃO, SOBREPOSIÇÃO DE LEIS E PRESERVAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. **Justiça Climática no Antropoceno**, v. 13, n. 1, p. 2317, 2021.

WAGNER, F. H.; HIRYE, M. C. M. Tree cover for the year 2010 of the Metropolitan Region of São Paulo, Brazil. **Data**, v. 4, n. 4, p. 145, 2019.

WANG, C.; ZHAO, H. Spatial heterogeneity analysis: Introducing a new form of spatial entropy. **Entropy**, v. 20, n. 6, p. 398, 2018.

WAZEMA, C. T.; NAGATANI, V. H.; SOUZA-CAMPANA, D. R. D.; MAGALHÃES, F. S.; SARTORELLO, R.; MORINI, M. S. C. What do different landscapes of the Atlantic Forest reveal about the occurrence of *Discothyrea* Roger, 1863 (Formicidae: Proceratiinae)? **Biota Neotropica**, v. 20, 2020.

WICKHAM, J. D.; NORTON, D. J. Mapping and analyzing landscape patterns. **Landscape Ecology**, v. 9, p. 7-23, 1994.

WILSON, M. C.; CHEN, X. Y.; CORLETT, R. T.; DIDHAM, R. K.; DING, P.; HOLT, R. D.; HOLYOAK, M.; HU, G.; HUGHES, A. C.; JIANG, L.; LAURANCE, W. F.; LIU, J.; PIMM, S. L.; ROBINSON, S. K.; RUSSO, S. E.; SI, X.; WILCOVE, D. S.; WU, J.; YU, M. Habitat

fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 1, p. 219-227, 2016.

WU, J. Cross-disciplinarity, and Sustainability Science. **Landscape Ecology**, v. 21, n. 1, p. 1–4, 2006

ZHANG, D. A coefficient of determination for generalized linear models. **The American Statistician**, v. 71, n. 4, p. 310-316, 2017.

ZHANG, D. GENERALIZED R-SQUARED, Calculate. **R-Squared and Related Measures**. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/rsq/rsq.pdf>. Acesso em: 03/09/2023 às 10:00.

APÊNDICE A - LISTA DE ESPÉCIES

Quadro A1: Espécies de formigas amostradas e seus respectivos valores de ocorrência (0-8).

Espécies	pqn1	pqn2	sal3	sal4	sal5	ita6	ita7	ita8	pqn9
<i>Acanthognathus ocellatus</i> Mayr, 1887		3	4	4	2	1			2
<i>Acanthognathus rudis</i> Brown e Kempf, 1969	1	1				3			
<i>Acromyrmex crassispinus</i> (Forel, 1909)						2			
<i>Acromyrmex diasi</i> Gonçalves, 1893			1						
<i>Acromyrmex disciger</i> Mayr, 1887			1						
<i>Acromyrmex niger</i> (Smith F., 1858)	1		1			1			
<i>Acromyrmex rugosus rochai</i>	1								
<i>Anochetus altisquamis</i> Mayr, 1887		1		1		1			
<i>Anochetus neglectus</i> Emery, 1894								2	
<i>Apterostigma</i> gr. <i>Pilosum</i> Mayr, 1865	1								
<i>Apterostigma</i> sp.1			1	1		1			
<i>Apterostigma</i> sp.2		2	8			1			
<i>Azteca</i> sp.1								1	
<i>Basiceros disciger</i> (Mayr, 1887)		1				2			
<i>Basiceros rugiferum</i> (Mayr, 1887)			2	3	3	4	2		
<i>Basiceros stenognathum</i> Brown e Kempf, 1960	4	5	1	1	1	7	1	5	
<i>Brachymyrmex admotus</i> Mayr, 1887		3		2	1	2	1	4	3
<i>Brachymyrmex cordemoyi</i> Forel, 1895				2	1		1	1	
<i>Brachymyrmex heeri</i> (Forel, 1874)	4	4	2	5	2	8	3	1	2
<i>Brachymyrmex incisus</i> Forel, 1912			4			2			
<i>Brachymyrmex luederwaldti</i> Santschi, 1923			1						
<i>Brachymyrmex micromegas</i> Emery, 1923						1			
<i>Brachymyrmex pictus</i> Mayr, 1887	3		3			8			
<i>Brachymyrmex</i> sp.	4								1
<i>Camponotus bonariensis</i> Mayr, 1868		2							
<i>Camponotus crassus</i> Mayr, 1862						1			
<i>Camponotus</i> pr. <i>tonduzi</i> Forel, 1899		1							
<i>Camponotus rufipes</i> (Fabricius, 1775)						3			
<i>Camponotus sericeiventris</i> (Guérin-Méneville, 1838)						1			
<i>Camponotus</i> sp.5								1	
<i>Carebara inca</i> Fernández, 2004	1								
<i>Carebara</i> sp.1		6	8	5	1			1	
<i>Cerapachys splendens</i> Borgmeier, 1957				1		1	2		
<i>Crematogaster corticicola</i> Mayr, 1887			1	1		1			
<i>Crematogaster curvispinosa</i> Mayr, 1862		2							
<i>Crematogaster</i> sp.1			2	1		2	1		1
<i>Crematogaster</i> sp.7					1				
<i>Cyphomyrmex</i> sp.1			2		2	2	4		
<i>Cyphomyrmex auritus</i> Mayr, 1887			2	1		1			
<i>Cyphomyrmex rimosus</i> (Spinola, 1851)	1							1	5
<i>Cyphomyrmex</i> sp.	7	1							
<i>Cyphomyrmex strigatus</i> Mayr, 1887	1								
<i>Cyphomyrmex transversus</i> (Emery, 1894)			2	1	2	2			
<i>Discothyrea neotropica</i> Bruch, 1919			2	1		2			

<i>Discothyrea sexarticulata</i> Borgmeier, 1954			8	1		1	1		
<i>Dorymyrmex</i> sp.1						1			
<i>Ectatomma edentatum</i> Roger, 1863		1				1	1		
<i>Gnamptogenys continua</i> (Mayr, 1887)	1		2	2	1	1	1		1
<i>Gnamptogenys reichenspergeri</i> (Santschi, 1929)						1			
<i>Gnamptogenys</i> sp.	1								
<i>Gnamptogenys striatula</i> (Mayr, 1884)	3	5	3	2	1	8	5	6	1
<i>Heteroponera dentinodis</i> (Mayr, 1887)						1			2
<i>Heteroponera mayri</i> Kempf, 1962			5	8	2	6	1		
<i>Heteroponera</i> sp.	1								
<i>Holcoponera striatula</i> (Mayr, 1884)									3
<i>Hylomyrma balzani</i> (Emery, 1894)	5	2		2		3	3	7	4
<i>Hylomyrma reitteri</i> (Mayr, 1887)	1	6	8	1		6	2		
<i>Hypoconera foreli</i> (Mayr, 1887)	1	2						1	
<i>Hypoconera iheringi</i> (Forel, 1908)									2
<i>Hypoconera opacior</i> (Forel, 1893)		1						1	3
<i>Hypoconera schmalzi</i> (Emery, 1896)	1								
<i>Hypoconera</i> sp.	9							1	
<i>Hypoconera</i> sp.1		2	1	1		8	2	1	
<i>Hypoconera</i> sp.11		1	2	1		2			
<i>Hypoconera</i> sp.12	1							2	
<i>Hypoconera</i> sp.16								1	
<i>Hypoconera</i> sp.3	1	2						1	
<i>Hypoconera</i> sp.4	7	7	5	3		8	1	3	6
<i>Hypoconera</i> sp.5			2	2	2	1			
<i>Hypoconera</i> sp.6		1							1
<i>Hypoconera</i> sp.7			5	2	3	3	2	1	
<i>Hypoconera</i> sp.8			1	5	1	1			
<i>Hypoconera</i> sp.9	2							2	
<i>Labidus coecus</i> (Latreille, 1802)						2			
<i>Labidus praedator</i> (Smith F., 1858)						1			
<i>Lachnomyrmex plaumanni</i> Borgmeir, 1957	4	6		2		2			5
<i>Linepithema iniquum</i> (Mayr, 1870)	1					1			
<i>Linepithema leucomelas</i> (Emery, 1894)		1							
<i>Linepithema micans</i> (Forel, 1908)	4	1						1	1
<i>Linepithema neotropicum</i> (Wild, 2007)		5	3	2	2	2		1	1
<i>Linepithema pulex</i> Wild, 2007	1								
<i>Megalomyrmex</i> cf <i>drifti</i> Kempf, 1961		1							
<i>Megalomyrmex goeldii</i> Forel, 1912			1			2			
<i>Megalomyrmex iheringi</i> Forel, 1911	1								
<i>Megalomyrmex myops</i> Santschi, 1925									2
<i>Megalomyrmex</i> sp.	1								
<i>Mycetarotes senticosus</i> Kempf, 1960			1			1			
<i>Mycetomoellerius urichii</i> (Forel, 1893)									1
<i>Mycetophylax</i> sp.		5							
<i>Mycetophylax strigatus</i> (Mayr, 1887)	3								

<i>Mycetosoritis</i> sp.1						8			
<i>Myrmelachista arthuri</i> Forel, 1903						1			
<i>Myrmelachista catharinae</i> Mayr, 1887			1			1	1	1	
<i>Nylanderia fulva</i> Mayr, 1862	3					8		1	5
<i>Nylanderia guatemalensis</i> (Forel, 1885)	1								
<i>Nylanderia</i> sp.1	2	1	2	6	1			2	
<i>Octostruma rugifera</i> (Mayr, 1887)		3						5	
<i>Octostruma stenognatha</i> Brown & Kempf, 1960	7	6						3	1
<i>Odontomachus affinis</i> Guérin-Méneville, 1844			3	1			2		
<i>Odontomachus meinerti</i> Forel, 1905			1	1		1			
<i>Oxyepoecus myops</i> Albuquerque & Brandão, 2009			8			8	4	1	
<i>Pachycondyla harpax</i> Fabricius, 1804		2	1	1			1	1	
<i>Pachycondyla laevigata</i> (Smith F., 1858)						1			
<i>Pachycondyla lenis</i> Kempf, 1961	1								
<i>Pachycondyla striata</i> Smith, 1858	1		3	1		2	1		
<i>Pheidole</i> cf. <i>dione</i> Forel, 1913		2		1	3		2		
<i>Pheidole</i> cf. <i>nitidula</i> Emery, 1888		1							
<i>Pheidole fallax</i> Mayr, 1870									1
<i>Pheidole flavens</i> Roger, 1863	8							5	
<i>Pheidole gertrudae</i> (Forel, 1886)		1	3	2	1	7			
<i>Pheidole oxyops</i> Forel, 1908								1	
<i>Pheidole</i> pr. <i>aberrans</i> Mayr, 1868								1	
<i>Pheidole</i> pr. <i>brevicona</i> Mayr, 1887								3	
<i>Pheidole</i> pr. <i>flavens</i> Roger, 1863								1	
<i>Pheidole</i> pr. <i>Sarcina</i> Forel, 1912									2
<i>Pheidole</i> pr. <i>senilis</i> Santschi, 1929			2	4	7	2	3	1	
<i>Pheidole</i> pr. sp.10		2							
<i>Pheidole Sarcina</i> Forel, 1912									1
<i>Pheidole senilis</i> Santschi, 1929								5	
<i>Pheidole sospes</i> Forel, 1908	8	8	6	6	4	7	8	8	7
<i>Pheidole</i> sp.	8								1
<i>Pheidole</i> sp.12	2		2	3				5	
<i>Pheidole</i> sp.14		1	1	2	1	1	1		
<i>Pheidole</i> sp.15			7						
<i>Pheidole</i> sp.16	1	1	4	2		1	2		
<i>Pheidole</i> sp.20	1	1	3	2		1			
<i>Pheidole</i> sp.26								2	
<i>Pheidole</i> sp.28			1	1		1			
<i>Pheidole</i> sp.29	2			1		3		1	
<i>Pheidole</i> sp.32	4								
<i>Pheidole</i> sp.39	3								
<i>Pheidole</i> sp.40	1							1	
<i>Pheidole</i> sp.43	2		2	1		4			
<i>Pheidole</i> sp.5	1								
<i>Pheidole</i> sp.8	1								
<i>Pheidole subarmata</i> Mayr, 1884	1	1						1	5

