



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO PAULO
Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas
Campus de Diadema



INFLUÊNCIA DA QUALIDADE DA MATA NA DIVERSIDADE DE ARANHAS EM UMA REGIÃO DE MATA ATLÂNTICA DA REGIÃO SUDESTE DO BRASIL

STEFAN RIBEIRO DIAS

Diadema, São Paulo, Brasil
Dezembro - 2023



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO PAULO
Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas
Campus de Diadema



INFLUÊNCIA DA QUALIDADE DA MATA NA DIVERSIDADE DE ARANHAS EM UMA REGIÃO DE MATA ATLÂNTICA DA REGIÃO SUDESTE DO BRASIL

STEFAN RIBEIRO DIAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade Federal de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Evolução.

ORIENTADORA: Profa. Dra. Cibeles Bragagnolo
CO-ORIENTADORA: Profa. Dra. Fabiana Elaine Casarin dos Santos

Diadema, São Paulo, Brasil
Dezembro - 2023

Dados Internacionais da Catalogação na Publicação (CIP)

Dias, Stefan Ribeiro

Influência da qualidade da mata na diversidade de aranhas em uma região de mata atlântica da região sudeste do Brasil / Stefan Ribeiro Dias. – – Diadema, 2023.

41 f.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade Federal de São Paulo - Campus Diadema, 2023.

Orientadora: Cibele Bragagnolo

Coorientadora: Fabiana Elaine Casarin dos Santos

1. Araneofauna. 2. Composição. 3. Estrutura de habitat. 4. Espécies indicadoras. 5. Diversidade beta. I. Título.

*I'll face it with a grin
I'm never giving in
On with the show
(Brian Harold May)*

AGRADECIMENTOS

Pensar que esse projeto de mestrado começou no pico da pandemia e finalmente chegou a sua conclusão é inacreditável... Eu sou realmente muito privilegiado de apesar de ter algumas comorbidades, poder ter mantido a quarentena rigorosamente até o final. Então, eu queria dedicar esse primeiro parágrafo e esse trabalho a todas as mais de 700 mil pessoas que não tiveram o mesmo privilégio que eu e não puderam chegar até o final de 2023 devido a um ser asqueroso que foi presidente desse país e independente de ter sido por ignorância ou crueldade, ignorou milhares de cientistas sérios pelo mundo e deixou o povo a própria sorte e lutou contra a vacina por meses.

Antes de mais nada, gostaria de agradecer imensamente a Juliana Abud Quagliano e ao Thomas Püttker pela enorme ajuda nesse trabalho, sem eles eu não teria as medidas ambientais e estaria travado com as análises estatísticas no R até agora. Ainda na onda de pessoas que ajudaram diretamente na parte técnica desse trabalho, gostaria de agradecer ao Alexandre, Naiana e Nicholas pela ajuda no campo, são poucos que tem pique de entrar no meio do mato às 19h só com lanternas pra coletar aranhas para o trabalho de outras pessoas. A todos os membros do grupo dos aracnólogos no whatsapp, que deram algumas sugestões, indicações de artigos e ajudaram a tirar dúvidas que eu tive durante o processo, ao André Amaral Nogueira (A.K.A. França) pela valiosa ajuda na reta final da escrita dessa dissertação, a todos os membros do lab 101/102 do Eldorado, principalmente aos integrantes do LAUNIFESP (sim, eu to puxando a sardinha pro meu lado!), em especial ao Júlio Cesar Carvalho que me ajudou com a triagem inicial (divirta-se com os opiliões). Não poderia me esquecer de agradecer a toda a equipe do Observatório Institucional Diadema pelo projeto de extensão que me ajudou a conhecer um pouquinho mais da história do campus Diadema e obviamente pela bolsa de extensão, que foi fundamental pra eu conseguir me sustentar na segunda metade do mestrado. Por fim, gostaria de agradecer a toda equipe do PPGEE por todo suporte na pós, em especial a verba PROAP que ajudou bastante com os trabalhos de campo, a toda a equipe do Parque Ecológico Imigrantes por abrir o parque para os pesquisadores da UNIFESP e pela verba concedida pra adquirir equipamentos básicos como vidrarias, álcool, algodão e etc. Obviamente não poderia encerrar os agradecimentos da parte técnica sem agradecer minhas maravilhosas orientadoras, Cibele e Fabiana, por terem acreditado nas minhas capacidades e me guiado por mais esse pedaço do meu crescimento como pesquisador. Espero que tenhamos contato até o final de nossa jornada na ciência.

Obviamente não é só de apoio técnico que vive o cientista. Fora do laboratório também temos vida e encaramos os mesmos problemas que literalmente todo mundo que vive nesse mundo, então gostaria de usar esse espaço pra agradecer as pessoas que me ajudaram e ajudam todos os dias a passar

pela vida, começando obviamente pela minha mãe, Ivani, que foi a pessoa que me criou praticamente sozinha por humildes 32 anos, sem a ajuda dela eu não teria condições nem de ter terminado a graduação. Queria agradecer muito também a minha amada esposa, Ligia, que foi a minha luz nesses últimos dois anos. Mesmo com a sua enorme aracnofobia (ahhh... eu me deleito com a ironia....) ela foi capaz de me aceitar como marido, mesmo com todos os meus defeitos e particularidades. Te amo muito meu amor!

Assim como no meu TCC, eu preciso agradecer ao Godoy, Punk e Digão, meus três melhores amigos desde o ensino fundamental e médio e se tornaram meus pais e irmãos nessa vida. É uma das minhas maiores alegrias poder te passado praticamente toda a minha vida ao lado de vocês. A Carolzinha, por sempre me receber em sua casa e nunca esquecer de me ~~eeagix~~ chamar pro evento do ano que é o seu niver. Ao Kauan que é o exemplo vivo que o karma não perdoa, indo de inferno dos professores para professor infernizado, ao Roberto que mesmo sumido, estará sempre presente quando eu jogar Castlevania ou Tomb Raider, ao Romulo, Ana e Anderson, por todas as aventuras épicas de RPG que pude vivenciar durante a vida (infelizmente durante a pós foram ainda menos do que na graduação...). A Juh, por todos os maravilhosos churrascos e conselhos que recebi por toda a vida. A Tassia, por ser sempre a pessoa mais zen do rolê. A Jessica por ser uma das minhas melhores amigas e sempre se lembrar de me chamar pros rolês. A Adele, Yuri e Lila, que apesar de não termos nos vistos muito durante essa época de pandemia/final de pós, ainda são pessoas muito queridas por mim. E para terminar esse parágrafo, queria agradecer a todo o pessoal de Rio Claro, em especial a Tia Celia e Tia Fatima, por sempre terem me recebido muito bem em suas casas.

E por fim... eu gostaria de agradecer algumas pessoas que infelizmente não vão poder ler essa parte pois já partiram... Mas vão estar para sempre no meu coração. Muito obrigado Vô Tonho e Vô Delaide, por terem sido tão importantes pra mim durante o meu crescimento, é uma pena vocês terem ido justamente esse ano, mas eu entendo que já tinha chego a hora de vocês irem. Muito obrigado Vó Irma e Vô Pedro, apesar de vocês já terem partido a bastante tempo, eu ainda me lembro de vocês e sinto muitas saudades, especialmente da sua comida deliciosa vó, nunca mais comi um lagarto e um frango com requeijão tão gostoso... Eu queria agradecer você também Tranquerinha.... eu sei que pra um cachorro você viveu bastante, mas pra nós foi tão pouquinho... Você esteve comigo desde graduação e eu queria muito que você tivesse vivido pra ver eu virar mestre, mesmo sem fazer ideia do que é isso. Eu vou sentir muitas saudades de quando você se aconchegava comigo pra dormir, de quando sentava no meu colo no carro e da festa que você fazia quando eu chegava em casa. Eu e a mãe estamos com saudades.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001

SUMÁRIO

Resumo	8
Abstract	9
1 Introdução	10
2 Material e Métodos.....	14
2.1 Área de Estudo.....	14
2.2 Coleta.....	16
2.3 Triagem, identificação e preservação do material.....	17
2.4 Medidas de estrutura da vegetação.....	18
2.4.1 Diâmetro na altura do peito de árvores (DAP).....	18
2.4.2 Altura do dossel.....	18
2.4.3 Estratificação vegetal.....	18
2.4.4 Cobertura do dossel.....	18
2.4.5 Densidade de árvores por ponto.....	19
2.4.6 Idade da mata.....	19
2.5 Análise de dados.....	19
2.5.1 Riqueza, abundância e índice de diversidade.....	20
2.5.2 Análise da idade da mata sobre a diversidade de aranhas.....	20
2.5.3 Redução de variáveis correlacionadas.....	20
2.5.4 Relação entre variável resposta e variáveis explicativas.....	20
2.5.5 Beta diversidade.....	20
2.5.6 Espécies indicadoras.....	20
3 Resultados.....	21
3.1 Riqueza, abundância e diversidade.....	23
3.2 Análise de Componentes Principais (PCA) – variáveis explicativas.....	24
3.3 Qualidade da mata – correlação entre variáveis explicativas.....	26
3.4 Relação entre abundância, riqueza e diversidade de aranhas com variáveis explicativas.....	27
3.5 Beta Diversidade.....	28
3.6 Espécies indicadoras.....	31
4 Discussão.....	32
4.1 Qualidade da mata e diversidade de aranhas.....	32
4.2 Beta diversidade.....	33
4.3 Espécies indicadoras.....	34
5 Conclusão.....	34
6 Referências bibliográficas	35

Resumo

Aranhas são os predadores generalistas mais abundantes na maioria dos ecossistemas terrestres. Isso as tornam boas indicadoras de alterações do hábitat por serem animais comuns na maioria dos ecossistemas terrestres. A heterogeneidade estrutural dentro de uma área florestal é cada vez mais reconhecida como uma característica importante quando o objetivo é gerir florestas como sistemas complexos e meios de preservação de biodiversidade. Partindo da hipótese de que uma maior complexidade da mata resulta em um aumento na quantidade de nichos disponíveis testamos as seguintes hipóteses: 1) pontos da mata mais antigas devem apresentar mudanças significativas na composição da comunidade de aranhas quando comparada aos pontos de mata secundária. 2) algumas variáveis ambientais influenciam mais na abundância e riqueza da araneofauna do que outras e 3) espera-se que aranhas do gênero *Miagrammopes* e *Micrathena* sejam mais abundantes em matas mais antigas, enquanto aranhas do gênero *Acacesia* sejam mais abundantes em matas mais novas. As amostragens foram realizadas no Parque Ecológico Imigrantes (São Bernardo - SP) ao longo de seis meses em 17 pontos diferentes. As amostragens foram realizadas a noite, por três coletores, totalizando 51 amostras. As variáveis relacionadas com complexidade da mata foram: altura e cobertura do dossel, estratificação vegetal, diâmetro e densidade das árvores e idade da mata. Foram coletadas um total de 1.384 aranhas, destas 368 eram adultas de teia orbicular, representando três famílias e 53 morfoespécies. A partir dos testes T, foi observado que a abundância e riqueza não apresentaram variações significativas entre as matas de diferentes idades, porém houveram diferenças significativas nos índices de diversidade. O NMDS também mostrou que não houve mudança significativa na composição da araneofauna entre os pontos com aproximadamente 40 anos e os pontos com mais de 60 anos. Os modelos lineares indicaram que a abundância de aranhas de teia orbiculares foi influenciada positivamente pelo preenchimento do estrato de 0 a 1 metro e de 5 a 10 metros, enquanto a riqueza foi positivamente influenciada pela altura do dossel e preenchimento do estrato de 5 a 10 e tanto a diversidade quanto a riqueza foram influenciadas positivamente pela densidade de árvores. Também foi observado um alto índice de turnover entre os pontos de coleta e que *Micrathena sanctispiritis* e a morfoespécie *Miagrammopes* sp.1 podem ser consideradas como espécies indicadoras de mata madura.

Palavras Chave: Araneofauna, Composição, Estrutura de habitat, Espécies indicadoras, Diversidade beta

Abstract

Spiders are the most abundant generalist predators in most terrestrial ecosystems. This makes them good indicators of habitat changes as they are common animals in most terrestrial ecosystems. Structural heterogeneity within a forest area is increasingly recognized as an important characteristic when the objective is to manage forests as complex systems and means of preserving biodiversity. Based on the hypothesis that greater complexity of the forest results in an increase in the number of available niches, we tested the following hypotheses: 1) older forest points should show significant changes in the composition of the spider community when compared to secondary forest points. 2) some environmental variables influence the abundance and richness of araneofauna more than others 3) spiders of the genus *Miagrammopes* and *Micrathena* are expected to be more abundant in older forests, while spiders of the genus *Acacesia* are more abundant in younger forests. Sampling was carried out at Parque Ecológico Imigrantes (São Bernardo - SP) over 6 months at 17 different points. The sampling was performed at night, by three collectors, totaling 51 samples. The variables related to forest complexity were: canopy height and coverage, plant stratification, tree diameter and density and forest age. A total of 1,384 spiders were collected, of which 368 were orb-web adults, representing three families and 53 morphospecies. From the T tests, it was observed that abundance and richness did not present significant variations between forests of different ages, however there were significant differences in diversity indices. The NMDS also showed that there was no significant change in the composition of the araneofauna between the points with approximately 40 years old and the points with more than 60 years. Linear models indicated that the abundance of orb web spiders was positively influenced by stratum fill from 0 to 1 meter and from 5 to 10 meters, while richness was positively influenced by canopy height and stratum fill from 5 to 10 meters and both diversity and richness were positively influenced by tree density. A high turnover rate was also observed between the collection points and that *Micrathena sanctispiritis* and the morphospecies *Miagrammopes* sp.1 can be considered as indicator species of mature forest.

Keywords: Araneofauna, Composition, Habitat structure, Indicator species, Beta Diversity

1. Introdução

A Mata Atlântica é um dos maiores biomas brasileiros, se estendendo por quase todos os estados do litoral, com florestas sobre as elevações que a acompanham desde o Estado de Santa Catarina até o Rio de Janeiro sob a denominação de Serra do Mar (INSTITUTO FLORESTAL 2020), se interiorizando na região sul e sudeste até a Argentina e o Paraguai (COLLINS, 1990; AB'SABER, 2003). Conhecida pela sua vasta diversidade, já foram descritas aproximadamente 20.000 espécies de plantas, 1.400 espécies de vertebrados terrestres e milhares de espécies de invertebrados (LAURANCE, 2009; PERES et al., 2020). Além disso, os índices de endemismo observados são extremamente altos: cerca de 50% de todas as espécies são endêmicas, chegando a 95% em alguns grupos (MORELLATO; HADDAD, 2000; MYERS et al., 2000). A rápida fragmentação da Mata Atlântica tornou este bioma uma das áreas de maior prioridade para a conservação biológica no mundo, sendo que a maioria dos fragmentos já sofreu algum tipo de perturbação antrópica (DÁRIO; ALMEIDA, 2000; REZENDE et al., 2018). Consequentemente, essa fragmentação, de modo geral, tem como resultado a diminuição da riqueza de fauna e da flora (LAURANCE et al., 2000; LAURANCE, 2001; MICHALSKI et al., 2007). A fragmentação de áreas florestais leva a formação de remanescentes em diferentes estágios sucessionais (PERONI; HERNÁNDEZ, 2011). Nas florestas, as espécies vegetais são os organismos funcionais predominantes e a sucessão destes podem afetar os padrões da diversidade biológica (HUSTON, 1994) e funcional do ambiente (ALVAREZ-AÑORVE, 2012), o que influencia diretamente na estrutura da floresta e dos micro-habitats (RICETTI, 2014).

A heterogeneidade estrutural dentro de um povoamento florestal é cada vez mais reconhecida como uma característica importante quando o objetivo é gerir florestas como sistemas complexos (MESSIER et al., 2013). Os atributos da heterogeneidade estrutural da mata incluem elementos como composição de espécies vegetais, densidade da vegetação, altura e diâmetro dos caules individuais, madeira morta no solo e cobertura de copa; contendo tanto o número de atributos presentes quanto sua abundância relativa (MCELHINNY et al., 2005). Sabe-se que a heterogeneidade estrutural está positivamente ligada à qualidade ecológica da floresta (POMMERENING, 2002; SEIDEL et al., 2019, PÖLDVEER et al., 2021)

O padrão de distribuição e abundância de artrópodes pode ser utilizado para observar mudanças na estrutura da vegetação (FERREIRA et al., 2017). De acordo com

Buchholz (2016), o tipo de vegetação serve como um filtro para determinadas espécies de aranhas, pois existe uma correlação da densidade da vegetação com a ocorrência de espécies de aranhas de grande porte (ROSA et al., 2019). Em escalas espaciais maiores, diferentes estágios de sucessão dentro de grandes fragmentos florestais podem aumentar a heterogeneidade do habitat em relação à umidade, temperatura, insolação e disponibilidade de recursos, o que por sua vez pode resultar em maior diversidade regional de espécies (AISEN et al., 2017; BALDISSERA et al., 2020). O estudo de alterações na composição de espécies durante a sucessão de mata envolve uma escala temporal incompatível com estudos de curta duração. Porém, estudos sobre a composição da comunidade animal, em um determinado instante, em áreas com diferentes estágios de sucessão, são importantes para comparar áreas perturbadas recentemente com florestas mais antigas. (BALDISSERA & SILVA, 2010). A complexidade do habitat também pode afetar padrões de diversidade beta, ou seja, a variabilidade na composição das espécies entre as comunidades de áreas que estão sendo comparadas (Anderson et al., 2006). Dessa forma, a diferença na composição de habitats simples e complexos pode resultar da substituição (turnover) e/ou da perda de espécies (aninhamento) (CHASE & MYERS, 2011).

Com relação à comunidade animal, os artrópodes representam mais de 75% de todas as espécies conhecidas (HICKMAN et al., 2016). Entre eles, as aranhas são os predadores generalistas mais abundantes na maioria dos ecossistemas terrestres (WISE, 1993). Isso as tornam boas indicadoras de alterações do hábitat por serem animais comuns na maioria dos ecossistemas terrestres e apresentarem uma grande variedade de estratégias para a captura de suas presas (WISE, 1993; DIAS et al., 2010). A utilização de guildas em estudos ecológicos tem se tornado cada vez mais frequente e tem gerado informações relevantes como resultado da relação entre a estrutura dos habitats e a composição funcional da assembleia de aranhas (HARAGUCHI; TAYASU, 2015; ROSAS-RAMOS et al., 2018). Para as aranhas, as guildas normalmente são classificadas de acordo com o modo de captura de presas, horário de atividade, micro-habitat em que vivem e tipos de teia construída (HÖFER; BRESCOVIT, 2001; DIAS et al., 2010). Segundo Höfer e Brescovit (2001), as aranhas podem ser divididas em dois grandes grupos, das caçadoras e das construtoras de teia, os quais são baseados nas estratégias de forrageamento das espécies. As aranhas que tecem teias orbiculares dependem da fisionomia da paisagem para a construção de suas teias (UETZ, 1991; NEW, 1999; GONÇALVES-SOUZA,

2005), podendo ser agrupadas por características funcionais de acordo com a similaridade em que exploram recursos equivalentes no ambiente, constituindo guildas (ROOT, 1973).

Em um estudo realizado por Raub et al. (2014) em diferentes estágios sucessionais de Floresta Atlântica, por exemplo, foram verificadas diferenças significativas em relação à composição de assembleias de aranhas, percebendo-se uma transição de espécies dentre as formações. Essa variabilidade foi determinada pela heterogeneidade das condições estruturais e microclimáticas. Variáveis como cobertura e espessura de serapilheira, abertura do dossel, presença de tocas no solo, temperatura do solo, galhos em decomposição e quantidade de folhas, podem, em conjunto, influenciar a distribuição da araneofauna, principalmente de serapilheira, resultando na substituição de espécies ao longo do gradiente de sucessão (BENATI, 2014), enquanto no caso das aranhas de teia orbicular, a seleção de habitat é influenciada por fatores correlacionados com a estrutura e arquitetura da vegetação, como dessecação, danos causados pelo vento às teias, presença de inflorescências (DE SOUZA & MARTINS, 2004; BALDISSERA et al., 2008). Dentre os componentes da diversidade, a abundância pode ser positivamente correlacionada com a diversidade da vegetação, que pode fornecer uma variedade de pontos de fixação às teias e influenciar a disponibilidade de presas (MCREYNOLDS 2000; BALDISSERA et al., 2004). No geral, a estrutura e abundância da vegetação influencia na composição da comunidade de aranhas tecelãs de teia (UETZ, 1991; SANTOS, 1999), que por sua vez influencia na estrutura da serrapilheira, sendo que esta última influencia na composição da comunidade de aranhas de solo. (BULTMAN; G.W. UETZ, 1984; BENATI et al., 2010).

Nogueira e colaboradores (2006) fizeram um estudo focado na comunidade de aranhas de teia orbicular em um fragmento de Mata Atlântica do sudeste do Brasil. Os resultados mostraram que houve uma separação entre as áreas de vegetação madura e secundária em função da composição das comunidades de aranhas construtoras de teias orbiculares. A análise também apontou espécies associadas a cada um desses ambientes (NOGUEIRA et al., 2016). Em um outro estudo em 2016, Nogueira e colaboradores observaram que o tamanho do fragmento e a qualidade da mata não influenciava na riqueza, porém, as mudanças na composição da araneofauna estavam relacionadas à estrutura da vegetação, sugerindo que esta variável é mais importante para a composição das comunidades de aranhas de teia orbicular do que o tamanho do fragmento da mata (NOGUEIRA et al., 2016).

Baldissera e colaboradores (2012) publicaram um trabalho focado na diversidade

beta das aranhas de teia. Esse estudo revelou que as variáveis espaciais não foram importantes para explicar a diversidade beta das aranhas de teia; por outro lado, os preditores ambientais explicaram uma parcela significativa da variação na composição das araneofauna, dentre eles a qualidade do sub-bosque. Os autores destacaram que a composição de aranhas nos sub-bosques dos fragmentos menores e mais perturbados é completamente diferente da composição de aranhas dos fragmentos maiores e menos perturbados (BALDISSERA et al., 2012). Essa característica combinada com a quase ausência de limitações de dispersão devido ao balonismo, sugere que a composição dos fragmentos mais perturbados é formada a partir de indivíduos de outros fragmentos. Em 2015, Rodrigues e colaboradores estudaram a composição e a diversidade de aranhas de teia orbicular em algumas áreas de mata ciliar no Rio Grande do Sul, cada uma em uma bacia hidrográfica diferente. Nesse estudo os autores focaram mais em comparar a diversidade e a composição entre a mata dos quatro rios, porém, vale ressaltar que foi constatado que a mata ciliar ao redor do rio que apresentava o maior grau de perturbação foi também a que apresentou a menor diversidade.

O objetivo principal deste projeto é avaliar a importância da qualidade da vegetação (uma medida que reflete a idade ou fase sucessional da mata) sobre a riqueza, abundância, diversidade (medida pelo valor exponencial do índice de Shannon) e composição da comunidade de aranhas. O uso de comunidades de aranhas em estudos ecológicos é recomendado devido à sua diversidade e abundância, bem como por sua inquestionável importância ecológica como principais predadores entre os invertebrados. Assim, partindo da hipótese que variações na complexidade estrutural de uma mata ao longo do tempo, podem resultar em uma grande ampliação de possibilidades de nichos disponíveis, e este por sua vez pode levar a uma diversificação das aranhas encontradas, testamos as seguintes previsões: 1) pontos da mata mais antigas, que refletem maior complexidade estrutural, devem apresentar mudanças significativas na composição da comunidade de aranhas quando comparada aos pontos de mata secundária. 2) algumas variáveis ambientais influenciam mais na abundância e riqueza da araneofauna do que outras, o que consequentemente pode afetar a sua composição. Adicionalmente, com base em dados da literatura 3) espera-se que aranhas do gênero *Miagrammopes*, *Micrathena* e *Chrysometa* sejam mais abundantes em matas mais antigas, enquanto aranhas do gênero *Acacesia* sejam mais abundantes em matas em mais novas.

Considerando estudos prévios sobre diversidade de aranhas de teia orbicular em fragmentos de Mata Atlântica (e.g. BALDISSERA et al., 2012; RODRIGUES et al., 2015;

NOGUEIRA& PINTO-DA-ROCHA, 2016) não esperamos encontrar diferenças na riqueza e abundância de aranhas, quando comparado floresta madura e secundária, uma vez que a estrutura da vegetação parece ser um fator extremamente importante para a diversificação das aranhas. Por exemplo, algumas aranhas da família Araneidae que fazem teias menores podem se adaptar a matas com o sub-bosque mais baixo e mais denso, enquanto aranhas que fazem teias maiores, como as aranhas do gênero *Trichoephila*, preferem locais com a mata menos densa, mostrando assim que mudanças na estratificação da mata podem fornecer subsídios diferentes, porém importantes para a presença e manutenção da araneofauna (RAUB et al., 2014; NOGUEIRA &PINTO-DA-ROCHA, 2016). Todavia, são esperadas mudanças significativas na composição da comunidade aranhas nas duas categorias de mata analisadas.

2. Material e Métodos

2.1 Área de Estudo

A área de estudo está localizada no Parque Ecológico Imigrantes (PEI), propriedade privada, próximo à Serra do Mar, no município de São Bernardo do Campo, estado de São Paulo (23°50'47.81"S, 46°34'42.44"O). (Fig. 1). A temperatura média anual varia de 14,5°C no inverno a 21°C no verão, com pluviosidade média anual de 1524 mm (CLIMATE-DATA.ORG). O parque conta com uma área de 484 mil m² (48,4 ha) de vegetação típica da Mata Atlântica ombrófila e está a 772 m de altitude. Algumas áreas de parque foram impactadas no passado, por episódios de desmatamento, de maneira que o parque apresenta áreas em diferentes estágios de desenvolvimento. Utilizando técnicas de georreferenciamento com fotos da área do parque em diferentes datas, foram detectadas quatro categorias distintas de mata baseados em seus estados de regeneração. (Fig. 2).



Figura 1. Localização aproximada do Parque Ecológico Imigrantes - PEI em relação ao município de São Bernardo do Campo (8,57km) e região do litoral sul de São Paulo (Praia Grande; 22,51km). Área do parque destacada em vermelho. Créditos na imagem.

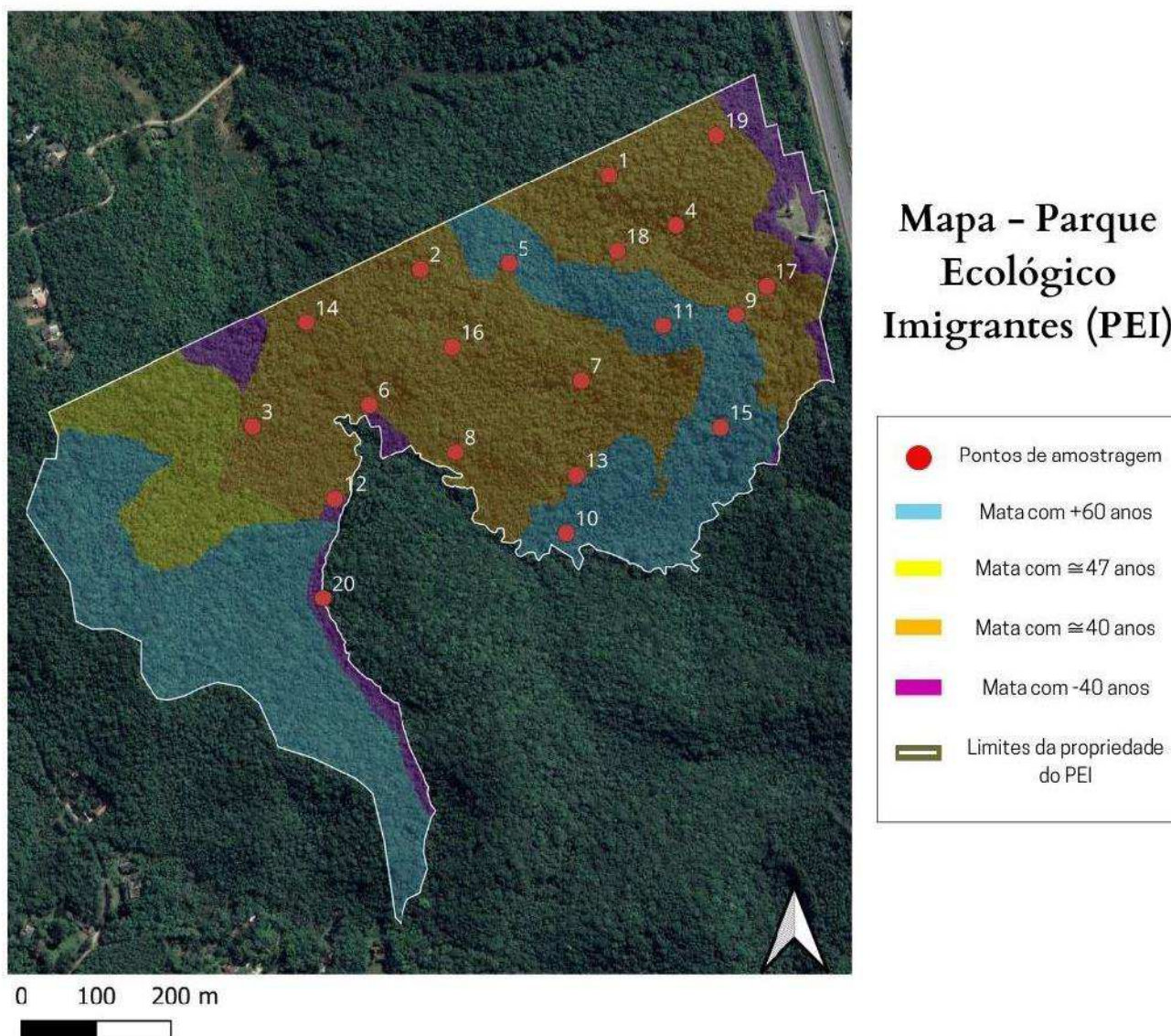


Figura 2: Mapa representativo da área do Parque Ecológico Imigrantes (PEI). Círculos vermelhos: 20 pontos de amostragem; Linha branca tracejada: limites da propriedade do PEI; Polígonos coloridos representam as porções de mata de diferentes idades, sendo azul mata com mais de 60 anos, amarelo mata com aproximadamente 47 anos, laranja mata com aproximadamente 40 anos e roxo uma mata com menos do que 40 anos. Autoria: Juliana Abud Quagliano & Thomas Püttker

2.2 Coleta

Foram selecionados aleatoriamente 20 pontos de coletas, com pelo menos 100 metros de distância entre si para evitar sobreposição dos pontos (Fig. 2) e afastados a pelo menos 50 metros das trilhas para diminuir o efeito de borda. Esses pontos foram selecionados a princípio no mapa de forma semi-aleatória, sendo que após a distribuição, foi feita uma correção de coordenadas finais para incluir os seguintes critérios: I) inclusão de pontos com diferentes idades da mata; II)

garantir um espaçamento mínimo de 100m entre pontos; III) garantir uma distância mínima de 50m das trilhas do parque para evitar possíveis efeitos de pessoas caminhando nas trilhas. O delineamento posterior foi baseado nos trabalhos de Nogueira e Pinto-da-Rocha (2016) e Tourinho & Lo-Man-Hung (2020). Em cada ponto de coleta, foram amostrados três transectos de 10 x 10m, totalizando 300m² de área de amostragem por ponto de coleta (Fig. 3). Devido à falta de disponibilidade dos agentes do parque, os pontos 12, 17 e 20 não foram amostrados. Nos demais 17 pontos, foi realizada busca ativa noturna ao longo dos transectos, focando na vegetação de sub-bosque até a altura de dois metros, com o auxílio de lanterna de cabeça, durante o período de 1 hora. No total foram realizadas 52 amostras (transectos) ao longo de nove noites, distribuídas nas 17 localidades, totalizando 52 horas de coleta.

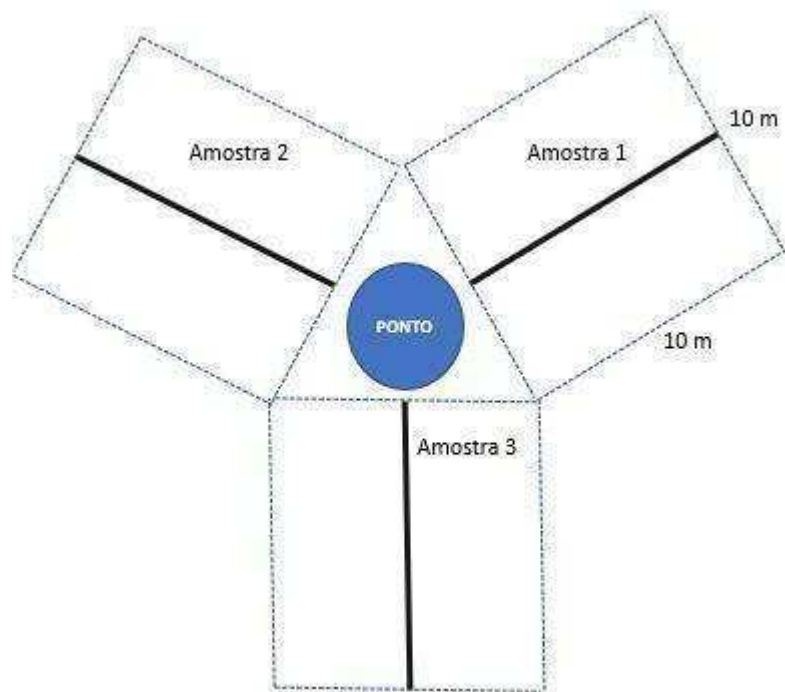


Figura 3: Detalhamento do desenho amostral. Em ponto de coleta, foram amostrados três transectos de 10 x 10m, totalizando 300m² de área de amostragem por ponto de coleta.

Autoria: Cibele Bragagnolo

2.3 Triagem, identificação e preservação do material

Todo o material coletado foi levado ao Laboratório da Universidade Federal de São Paulo - UNIFESP, na unidade José de Filippi em Diadema (SP) para ser triado e morfotipado, com auxílio de um microscópio estereoscópico Zeiss Stemi Dv4 e utilização da chave de identificação de Brescovit et. al. (2002). Os indivíduos morfotipados serão depositados na coleção do Instituto Butantã (IBSP, curador, A. D. Brescovit) e Museu de Zoologia da USP (MZSP, curador R. Pinto-da-Rocha) enquanto os indivíduos sub-adultos e que não puderam

ser morfotipados, serão depositados na coleção didática da UNIFESP, Campus Diadema.

2.4 Medidas de estrutura da vegetação

A escolha das medidas ambientais foi baseada nas características citadas nos trabalhos de McElhinny et al. (2005) e Baldissera et al. (2012), assim como na biologia de aranhas de teia orbicular (HESSELBERG, 2015). Para obter as medidas de estrutura da mata, nós delimitamos em cada ponto uma área com circunferência de 6 m de diâmetro ($\sim 28 \text{ m}^2$) em volta do centro geométrico de onde os 3 transectos foram estendidos, e as medidas foram tomadas nessa área.

2.4.1 Diâmetro na altura do peito de árvores (DAP)

O diâmetro do tronco de cada árvore com um diâmetro maior de 10 cm foi medido na altura do peito ($\sim 1.30 \text{ m}$). Um coletor realizou todas as medidas para diminuir o erro entre alturas diferentes.

2.4.2 Altura do dossel

A altura do dossel foi estimada com o auxílio de uma haste extensível de alumínio com 6 m de altura e demarcações a cada metro em preto e vermelho. Num ponto aleatório dentro da área de amostragem, a altura do dossel foi estimada com base nas marcações na haste.

2.4.3 Estratificação vegetal

Utilizando a mesma haste extensível utilizada para medir a altura do dossel, foram realizadas 4 medidas dos estratos por ponto de amostragem em 4 localidades aleatórias por ponto de amostragem seguindo (PARDINI et al., 2005). Uma coluna de aproximadamente 1m de diâmetro foi estimada ao redor da haste e estimamos a estratificação considerando cinco estratos por onde havia preenchimento foliar na coluna imaginária, sendo estes os estratos: 0-1m (Estrato 1), 1-5m (Estrato 2), 5-10m (Estrato 3), 10-15m (Estrato 4) e acima de 15m (Estrato 5). Para cada ponto, calculamos a média do intervalo com preenchimento foliar (em cm) das 4 medidas para cada estrato.

2.4.4 Cobertura do dossel

Em cada ponto foi feita uma fotografia do dossel em um ponto aleatório da circunferência utilizando uma lente Fish Eye acoplável para lentes de celular durante o

período matinal. Todas as fotos foram realizadas no mesmo dia, durante uma manhã em maio de 2022. Posteriormente, foi obtido a porcentagem de preenchimento foliar de cada imagem no software gratuito ImageJ (Versão 1.8), e então usado como variável nos modelos matemáticos.

2.4.5 Densidade de árvores por ponto

Para calcular a densidade de árvores, a área de amostragem (~28 m²) foi relacionada como número de árvores com diâmetro ≥ 10 cm por ponto por meio da seguinte fórmula para se obter um valor para a densidade de árvores por ponto:

$$Densidade = \frac{n^{\circ} \text{ de árvores}}{\text{área de amostragem}}$$

2.4.6 Idade da mata

A classe de idade da mata em cada ponto foi determinada através de quatro fotos aéreas dos anos 1962, 1973, 1980 e 2020 em base do qual foram criadas as classes acima de 60 anos e aproximadamente 40 anos, baseado onde os pontos estão localizados no mapa (fig. 2)

2.5 Análise de dados

2.5.1 Riqueza, abundância e índice de diversidade

A riqueza, abundância e diversidade em cada um dos 17 pontos amostrados foi calculada utilizando o programa EstimateS 9.1.0 (COLWELL, 2013). Devido às intensas chuvas na data de amostragem e o total de indivíduos coletados ser de apenas 2 adultos, o ponto 18 não foi considerado nas análises estatísticas. Para minimizar as diferenças da riqueza devido às diferenças no número de indivíduos, como medida de diversidade foi utilizada o exponencial do índice de Shannon (exp H) (JOST, 2006).

2.5.2 Análise da idade da mata sobre a diversidade de aranhas

Para analisar se houve diferença entre riqueza, abundância e diversidade de aranhas entre matas com diferentes estágios sucessionais, foi considerado duas idades de mata: mata com aproximadamente 40 anos (ver Fig.2, incluído áreas com menos de 40 anos, com cerca de 40

anos e com cerca de 47 anos) e mata com mais de 60 anos., fFi realizado um teste T comparando a abundância, riqueza e diversidade entre as duas categorias da mata. Estas análises foram realizadas com o software PAST (Estatísticas Paleontológicas) (Hammer & Harper 2009).

2.5.3 Redução de variáveis correlacionadas

Para evitar a inclusão de variáveis correlacionadas em modelos lineares, foi feito uma análise de correlação Spearman, com o intuito de retirar estas variáveis. Pares com um coeficiente de correlação significativo foram incluídos em uma PCA (Análise de Componentes Principais) com o objetivo de reduzir as variáveis para dois ou mais eixos não correlacionados. As variáveis representando a estrutura da mata usado na análise de dados são as cargas fatoriais dos pontos de amostragem nos principais eixos da PCA. Para a análise de PCA utilizamos o software R versão 7.1 (RSTUDIO TEAM, 2022) e os pacotes “factoextra” (KASSAMBARA; MUNDT, 2020) e “psych” (REVELLE, 2022).

2.5.4 Relação entre variável resposta e variáveis explicativas

Para investigar a importância das variáveis explicativas para a distribuição da riqueza, abundância e diversidade de aranhas de teia orbicular entre pontos de amostragem [predição a) e b)], usamos uma análise de modelos lineares generalizados (GLM) para cada uma das variáveis respostas, com distribuição de Poisson para riqueza e diversidade e Quasipoisson para abundância. Para todas as análises foi utilizado o software R, versão 7.1 (RSTUDIO TEAM, 2022) e os pacotes “glmulti” (CALCAGNO, 2020) e “tidyverse” (WICKHAM et al., 2019).

2.5.5 Beta diversidade

A diversidade beta e seus componentes turnover e aninhamento foram analisadas através da função “beta_par” do pacote “betapart” 1.5.6 (BASELGA et al., 2022) no software R (R Core Team 2023). Além disso, para verificar a variação na composição da araneofauna entre locais amostrados foi realizada uma análise de Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) utilizando o índice de Bray-curtis. Para essa análise, foram consideradas apenas as espécies com mais de 2 indivíduos para evitar ruídos. Estas análises foram realizadas com o software PAST (Estatísticas Paleontológicas) (Hammer; Harper 2009).

2.5.6 Espécies indicadoras

Por fim, foi realizada uma análise de espécies indicadoras (ISA) para verificar se alguma espécie pode ser considerada como espécie indicadora de uma das categorias de matas

amostradas. Quanto maior a frequência e exclusividade de uma determinada espécie dentro de uma determinada categoria, maior será o seu IndVal, que varia de 0 (a ausência total em uma categoria) a 100 (presente exclusivamente em uma categoria e ocorrendo em todos os pontos). Aquelas espécies cujas distribuições foram consideradas significativas ($P < 0,05$) foram consideradas espécies indicadoras. Estas análises foram realizadas com o software PAST (Estatísticas Paleontológicas) (Hammer; Harper 2009).

3. Resultados

No total foram coletadas 1.384 aranhas, sendo 611 adultos e 773 jovens. Entre os indivíduos adultos, 368 são aranhas da guilda das tecelãs de teia orbicular, distribuídas em 53 morfoespécies (Tab. 1) e 19 (36%) morfoespécies foram singletons.

A família Araneidae foi responsável por 80,3% das espécies coletadas, seguido por Tetragnathidae com 15,3% e Uloboridae com 4,4% (Fig. 3).

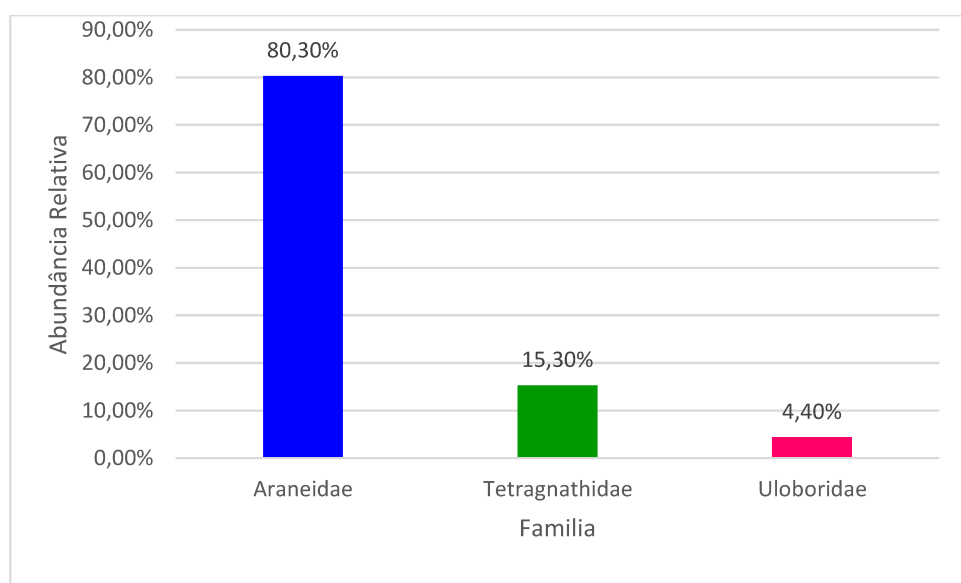


Figura 3: Abundância relativa das aranhas de teia orbicular coletadas no Parque Ecológico Imigrantes – PEI

Tabela 1: Lista das morfoespécies e abundância das aranhas de teia orbicular coletadas nos diferentes pontos no Parque Ecológico Imigrantes, entre dezembro de 2021 e junho de 2022

Amostras	P 1	P 2	P 3	P 4	P 5	P 6	P 7	P 8	P 9	P 10	P 11	P 13	P 14	P 15	P 16	P 18	P 19	Tota l
Araneidae																		
<i>Acacesia</i> sp.1	1																5	6
<i>Alpaida</i> sp.1					1										1			2
<i>Alpaida</i> sp.2		1				1				1								3
<i>Araneidae</i> sp.1			1					7						2	5			15
<i>Araneus</i> sp.1								1										1
<i>Araneus</i> sp.2						1		1			1						1	4
<i>Araneus</i> sp.3								1										1
<i>Araneus</i> sp.4			1			1					1							3
<i>Araneus</i> sp.5											1							1
<i>Araneidae</i> sp.8						1									1			2
<i>Araneidae</i> sp.10			2															2
<i>Araneidae</i> sp.17									1									1
<i>Araneidae</i> sp.19												1					1	2
<i>Araneidae</i> sp.22			2															2
<i>Araneidae</i> sp.23			1															1
<i>Araneidae</i> sp.25																1		1
<i>Araneidae</i> sp.26		1			1													2
<i>Araneus iguaçu</i>						1			1									2
<i>Cyclosa fililineata</i>						1												1
<i>Cyclosa</i> sp.1			1		1			2						1	1			6
<i>Cyclosa</i> sp.2			2			1	1		4				2					10
<i>Mangora</i> sp.1					1				1		1						1	4
<i>Mangora</i> sp.2	2				1													3
<i>Mangora</i> sp.3			5			1	1			1		1	4					13
<i>Mangora</i> sp.4	1	2	1		1			1						1	1			8
<i>Mangora</i> sp.5			3											1				4
<i>Micrathena</i>					1		4	2										
<i>nigrichelis</i>			6	2	5	4	0	0	3		27	1	1	8	25			152
<i>Micrathena</i>																		
<i>sanctispiritus</i>					2	1	2	2	3		3			4	4			21
<i>Parawixia</i> sp.1					1			1			1							3
<i>Popperanus iguape</i>														1				1
<i>Scoloderus</i> sp.1	1																	1
<i>Testudinaria</i> sp.1								1										1
<i>Testudinaria</i> sp.2			1															1
<i>Trichonephila</i>																		
<i>clavipes</i>							2							1				3
<i>Verrucosa</i> sp.1		1		3		3	1	1	1				1	2				13
Tetragnathidae																		
<i>Chrisometa boraceia</i>		1	3										1			1		6
<i>Chrisometa</i> sp.1	2	1			1	1		3	2			1	3	1				15

<i>Tetragnathidae</i> sp.1				1	1				2		4
<i>Tetragnathidae</i> sp.2	2	1	3	2	8	2		2	4		24
<i>Tetragnathidae</i> sp.3					2						2
<i>Tetragnathidae</i> sp.4								1			1
<i>Tetragnathidae</i> sp.5	1										1
<i>Tetragnathidae</i> sp.6									1		1
<i>Tetragnathidae</i> sp.7	1					1					2
Uloboridae											
<i>Miagrammopes</i> sp.1			1				1		1		4
<i>Miagrammopes</i> sp.2									1	1	2
<i>Miagrammopes</i> sp.3					1			1	1		3
<i>Miagrammopes</i> sp.4					1						1
<i>Uloboridae</i> sp.1			1								1
<i>Uloboridae</i> sp.2	1			1							2
<i>Uloboridae</i> sp.3									1		1
<i>Uloboridae</i> sp.4				1							1
<i>Uloboridae</i> sp.5			1	1							2

3.1 Riqueza, abundância e diversidade

A riqueza nos pontos variou de 2 a 17 espécies, e a abundância entre 5 e 54 indivíduos (Tab 2). Os resultados da análise entre riqueza, abundância e diversidade de aranhas entre matas com diferentes estágios sucessionais não apresentaram diferença significativa de abundância e riqueza entre as duas categorias de mata estudadas (Teste T, $t = 0,2039$ $p = 0,8995$ e $t = 0,2239$ $p = 0,8099$). Já a diversidade (Exponencial de Shannon) apresentou diferença significativa entre as duas categorias de mata (Teste T, $t = -4,6663$ $p = 0.00058$), sendo esta diversidade maior nas áreas de aproximadamente 40 anos (Tab. 2)

Tabela 2: Abundância, riqueza e índice de diversidade (H'^2) das aranhas de teia orbicular coletadas nos pontos de coleta no período de dezembro de 2021 e junho de 2022. Exponencial de Shannon (H'^2)

Aprox 40 anos	Ponto	Riqueza	Abundância	H'^2
	P1	5	7	3,3709
	P2	6	7	4,4310
	P3	17	34	8,1339
	P4	2	5	0,6975
	P6	16	23	8,6083
	P7	8	50	0,9981
	P8	17	54	5,4242
	P14	8	17	4,4563
	P13	7	8	5,2030
	P16	9	41	2,1993
	P19	4	8	0,9850
	Média	9	22	4,4405
Acima de 60 anos	Ponto	Riqueza	Abundância	H'^2
	P5	14	29	4,5924
	P9	9	17	5,1665
	P10	3	5	1,6641
	P11	8	36	1,2477
	P15	13	25	6,0565
	Média	9	20	3,7152

3.2 Análise de Componentes Principais (PCA) – variáveis explicativas

As medidas das variáveis ambientais dos pontos de coleta do Parque ecológico Imigrantes (PEI) utilizados no PCA estão apresentadas na Tabela 3. Os pontos com asteriscos indicam áreas de mata com mais de 60 anos, totalizando 5 pontos.

Os resultados da análise de componentes principais indicam que os dois primeiros eixos da PCA (Fig. 4) explicaram 41,2% e 16,3% da variância total dos dados, respectivamente, totalizando 57,5% (Fig. 4). O eixo 1 foi positivamente relacionada com DAP, a vegetação nos estratos 4 e 5, a idade e altura do dossel. Além disso, o eixo 1 foi negativamente relacionada com a vegetação nos estratos 1, 2 e 3 e a densidade de árvores por ponto (Tab. 4, Fig. 4). Assim, pontos de amostragem com altos valores do eixo 1 possuem árvores grandes, são matas mais madura com pouca vegetação perto do chão, sugerindo estratos mais antigos, enquanto o eixo 2 foi negativamente relacionado com a idade e o DAP, o que pode sugerir matas mais novas (Tab. 4, Fig. 4).

Tabela 3: Medidas das variáveis ambientais nos pontos de coleta do Parque ecológico Imigrantes (PEI) coletadas em fevereiro de 2023.

Pontos	Densidade de arvores	**DAP	Altura	Cobertura do Dossel	Estrato 1	Estrato 2	Estrato 3	Estrato 4	Estrato 5
1	0,354	9,581	12	80,239	53,75	230	412,5	150	0
2	0,920	7,777	7	86,677	93,75	163,75	182,5	100	0
3	1,097	6,585	12	82,965	71,25	235	375	200	0
4	0,389	12,472	20	87,053	50	210	152,5	275	125
*5	0,495	7,960	29	83,840	75	215	262,5	300	125
6	0,849	7,918	10	85,626	25	160	361,25	0	0
7	0,425	9,982	15	88,435	57,5	150	365	363,75	0
8	0,955	7,858	11,5	81,828	69,5	193,75	476,25	150	0
*9	0,248	10,982	20	84,546	30	15	87,5	200	325
*10	0,637	10,369	19	85,420	41,75	143,75	170	325	300
*11	0,495	9,761	17	86,010	56,25	186,25	267,5	250	66,6
13	0,566	10,576	12	72,148	70	126,25	291,25	50	0
14	1,097	7,343	14	80,578	45	153,75	177,5	300	0
*15	0,248	20,204	30	87,760	60	142,5	190	137,5	300
16	0,602	9,175	9	84,690	75	155	237,5	75	0
19	0,318	13,829	12	77,639	73,75	90	275	250	0

*Pontos com asterisco estão localizados em área de mata com mais de 60 anos. **DAP: Diâmetro na altura do peito.

Tabela 4: Valor das coordenadas (factor loadings) dos primeiros dois eixos (eixo 1 e 2) da PCA para cada uma das variáveis analisadas.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Dens_arvores	-0.3271	0.2211
DAP	0.3378	-0.2783
Altura	0.4007	0.2584
Cobert	0.1943	0.4512
E1	-0.1747	0.0483
E2	-0.2217	0.5602
E3	-0.3396	0.1518
E4	0.1656	0.3807
E5	0.4464	0.0182
Idade	0.3982	-0.1798

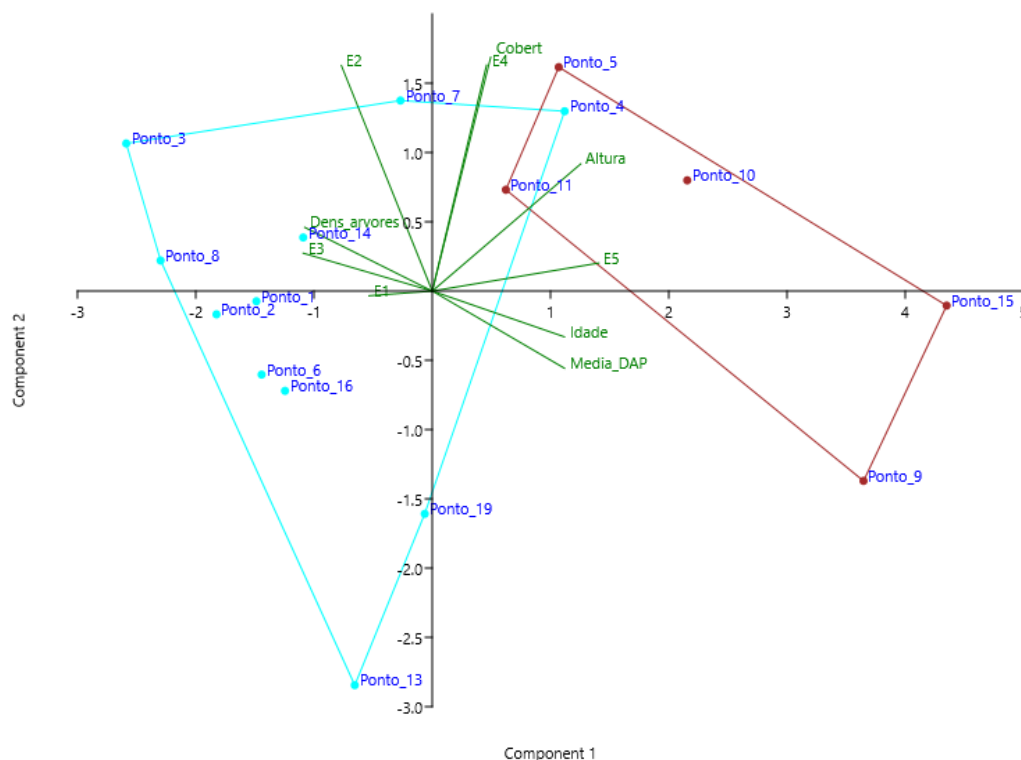


Figura 4. Análise de componentes principais (PCA) da estrutura da vegetação para os 16 locais amostrados no Parque Ecológico Imigrantes, São Bernardo, SP. Quadrados vermelhos representam pontos de coleta em mata com idade mais de 60 anos, círculos cianos representam pontos de coleta em mata com idade entre 40 e 47 anos e linhas verdes representam as variáveis ambientais.

3.3 Qualidade da mata – correlação entre variáveis explicativas

Como esperado, diversas variáveis explicativas de estrutura da mata foram significativamente correlacionadas entre si. De acordo com a PCA, as variáveis Estrato 4 e Cobertura do dossel foram altamente correlacionadas (Fig. 4, Tab. 4) e consideramos a variável Cobertura do dossel mais apropriada para esse estudo, devido a proteção contra chuva e sol que este proporciona as teias. A correlação de Spearman mostrou que a densidade de árvores e o DAP são altamente correlacionados (negativamente), portanto decidimos manter a densidade de árvores como variável preditora devido a sua relevância para esse estudo, pois pode influenciar tanto na quantidade de locais para ancoragem de teias, quanto na possibilidade de criação de teias maiores (Uetz, 1991; Vollrath; Selden, 2007). A correlação de Spearman também mostrou que a altura do dossel o estrato 5 são altamente positivamente correlacionados, portanto optamos por manter a altura do dossel como variável preditora, visto que poucos pontos tiveram árvores altas o suficiente para ter o estrato 5.

3.4 Relação entre abundância, riqueza e diversidade de aranhas com variáveis explicativas

O GLM mostrou que as variáveis Estrato 1 (0-10 metros) e 3 (5 – 10 metros) são as que melhor explicam a abundância das aranhas no parque (Tab. 5), sendo ambos positivamente correlacionados (Fig. 5). O GLM também mostrou que a densidade de árvores, altura do dossel e Estrato 3 (5 – 10 metros) são as variáveis ambientais que melhor explicam e estão positivamente relacionadas à riqueza (Tab. 5, Fig. 6). Por fim, a densidade de arvores é a variável que melhor explica a diversidade e foi positivamente correlacionada com ela (Tab. 5, Fig. 7).

Tabela 5: Resultados do Modelo Linear Generalizado (GLM) usado para testar quais as variáveis ambientais são mais relevantes para a abundância, riqueza e diversidade (exp H) de aranhas de teia orbicular. ($\chi^2 < 0,05$).

Abundância	Desvio Padrão	Z	P
Dens_arvores	0.8503	1.232	0.2493
Altura	0.0372	1.381	0.2006
Cobert	0.0513	2.161	0.0589
E1	0.0105	0.579	0.0468
E2	0.0053	-1.276	0.2339
E3	0.002083	2.928	0.0268
Riqueza	Desvio Padrão	Z	P
Dens_arvores	0.435361	3.437	0.0005
Altura	0.019564	3.185	0.0014
Cobert	0.027227	1.406	0.1597
E1	0.005676	-0.307	0.7592
E2	0.002881	-1.535	0.0848
E3	0.001148	3.095	0.0119
Diversidade (exp H)	Desvio Padrão	Z	P
Dens_arvores	0.450758	3.341	0.0008
Altura	0.022384	1.528	0.1264
Cobert	0.028777	-0.201	0.8410
E1	0.006105	-1.393	0.1634
E2	0.003115	-0.509	0.6105
E3	0.001283	0.813	0.4164

Obs: Valores de $p < 0,05$ destacados em negrito. Dens_arvores: Densidade de arvores; Cobert: Cobertura do dossel; Altura: Altura do dossel; E1: Estrato 1; E2: Estrato 2; E3: Estrato 3

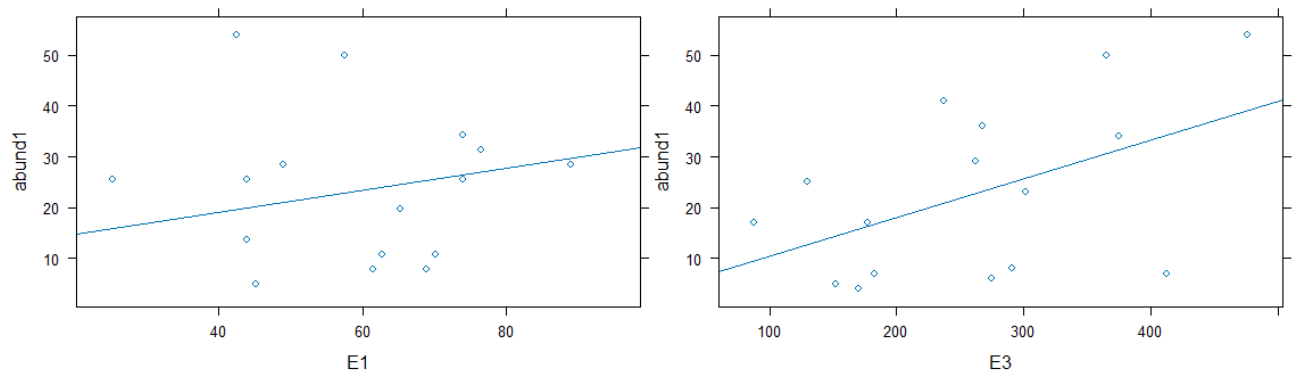


Figura 5: Relação entre a abundância de aranhas e variáveis ambientais que melhor explicam esta variável preditora. Abund1: Abundância; E1: Estrato 1; E3: Estrato 3

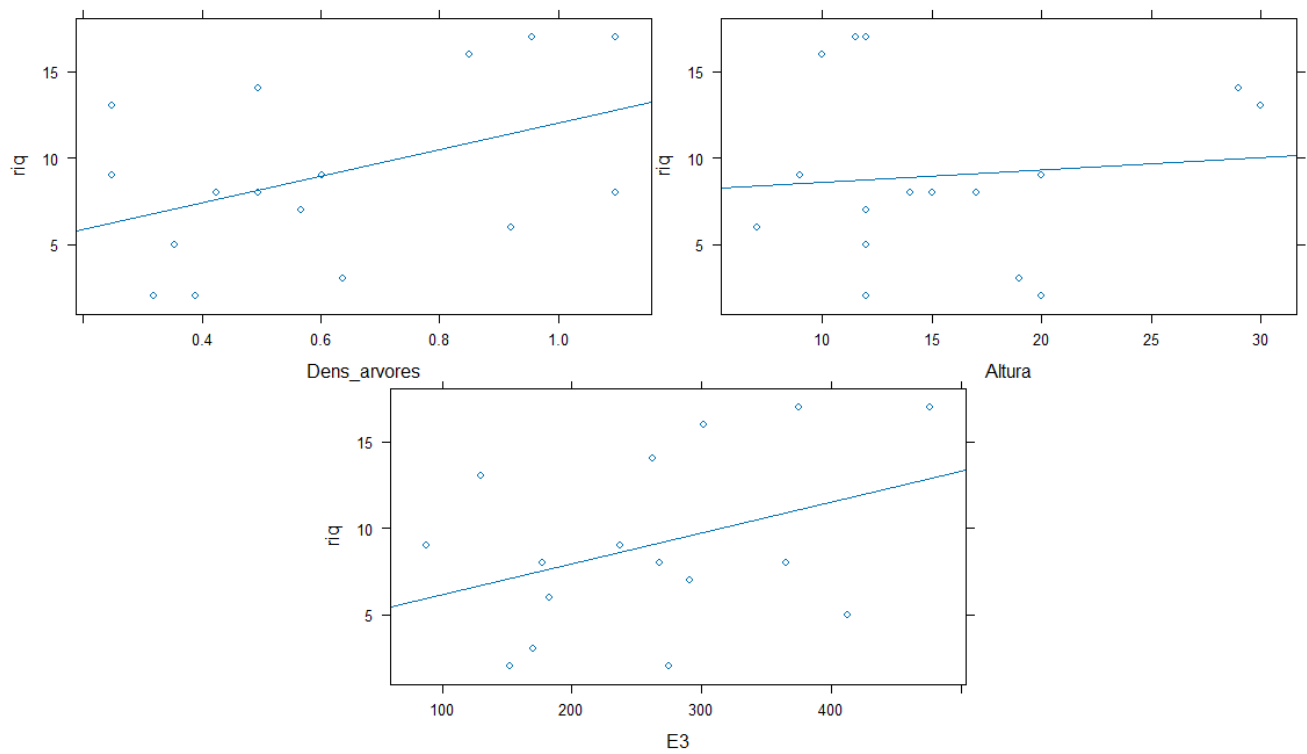


Figura 6: Relação entre a riqueza de aranhas e variáveis ambientais que melhor explicam esta variável preditora. Riq: Riqueza; Dens_arvores: Densidade de arvores; E3: Estrato 3

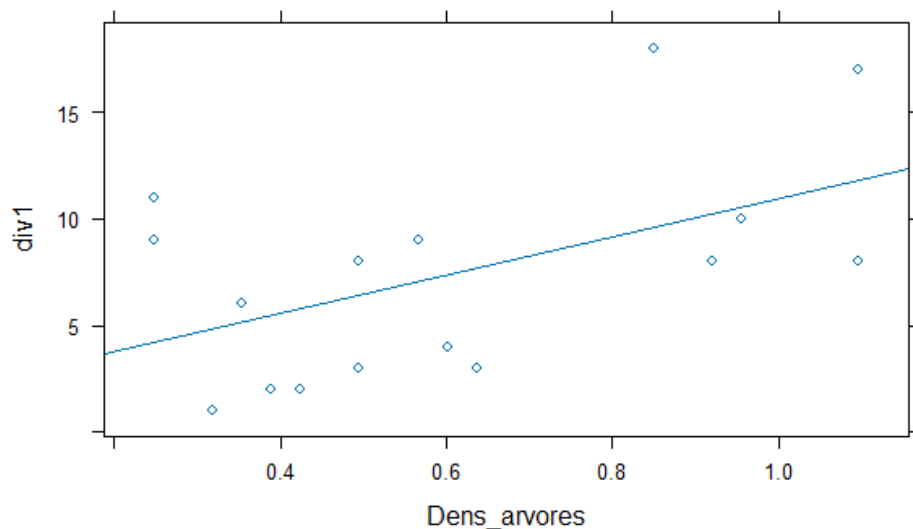


Figura 7: Relação entre a diversidade de aranhas e variáveis ambientais que melhor explicam esta variável preditora. Div1: Exp H; Dens_arvores: Densidade de arvores

3.5 Diversidade Beta

O NMDS mostra o agrupamento dos pontos baseados em sua similaridade, sendo possível ver grande parte dos pontos de coleta em áreas com mais de 60 anos bastante próximos dos pontos com aproximadamente 40 anos de idade (Fig. 8). Para comprovar a similaridade da composição entre as duas categorias, foi realizado uma análise de similaridade (ANOSIM) que comprovou a similaridade desses pontos (ANOSIM, $P = 0,919$). O índice de diversidade beta de Sorensen foi de 0,8958, sendo o índice de turnover 0,8264 e o aninhamento 0,0694, indicando uma alta beta diversidade e que a variação se deve principalmente ao turnover das espécies entre os pontos de coleta (Fig. 9)

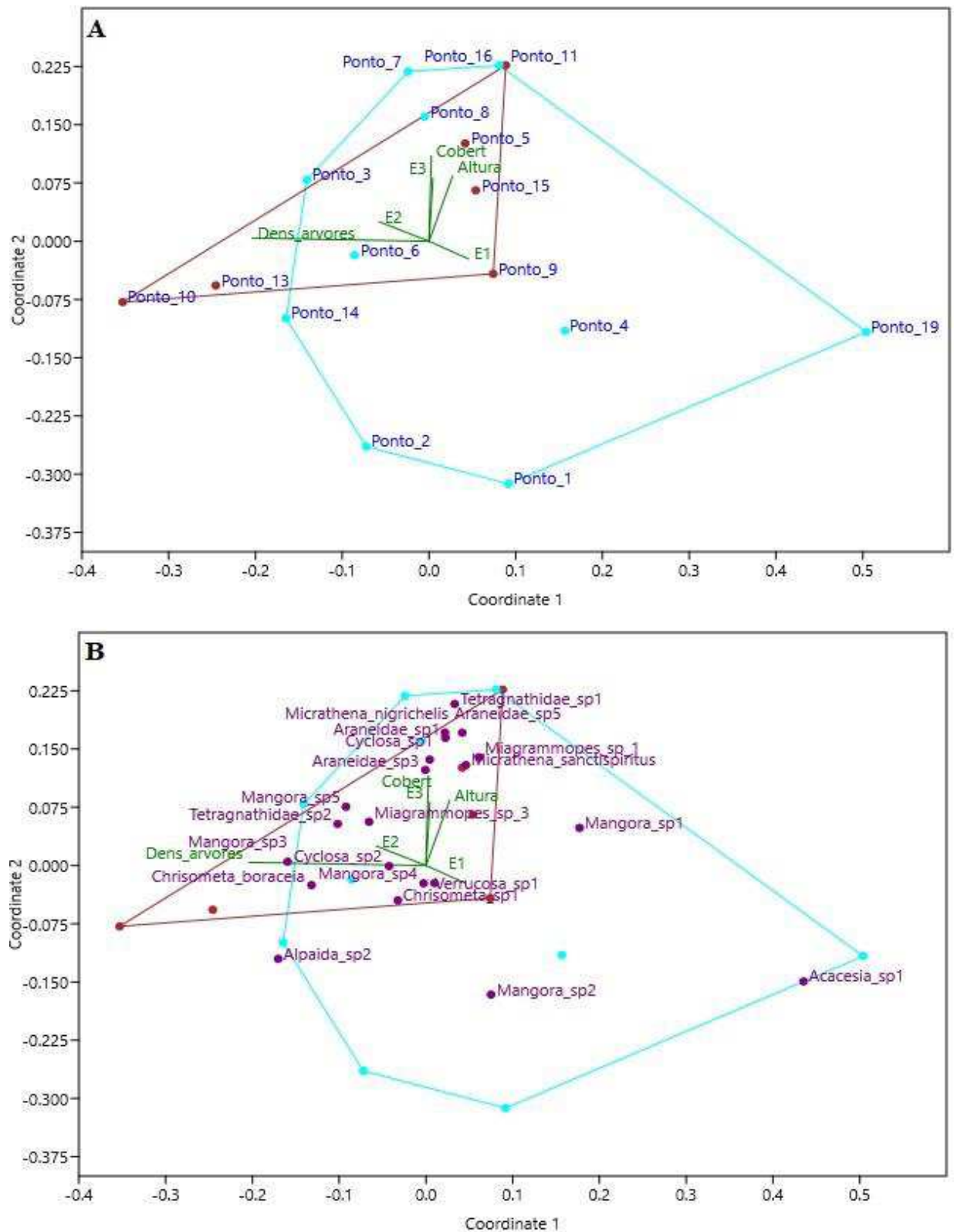


Figura 8: análise de escala multidimensional não métrica (NMDS), baseada no índice de Bray-Curtis para os 16 locais amostrados no Parque Ecológico Imigrantes, SP. A. Circulos vermelhos representam pontos de coleta em mata com idade mais de 60 anos, círculos cianos representam pontos de coleta em mata com idade entre 40 e 47 anos e linhas verdes representam as variáveis ambientais. B. pontos roxos representam as 21 espécies com mais de 2 indivíduos coletados utilizadas na análise e linhas verdes representam as variáveis ambientais.

Componentes da beta diversidade entre localidades

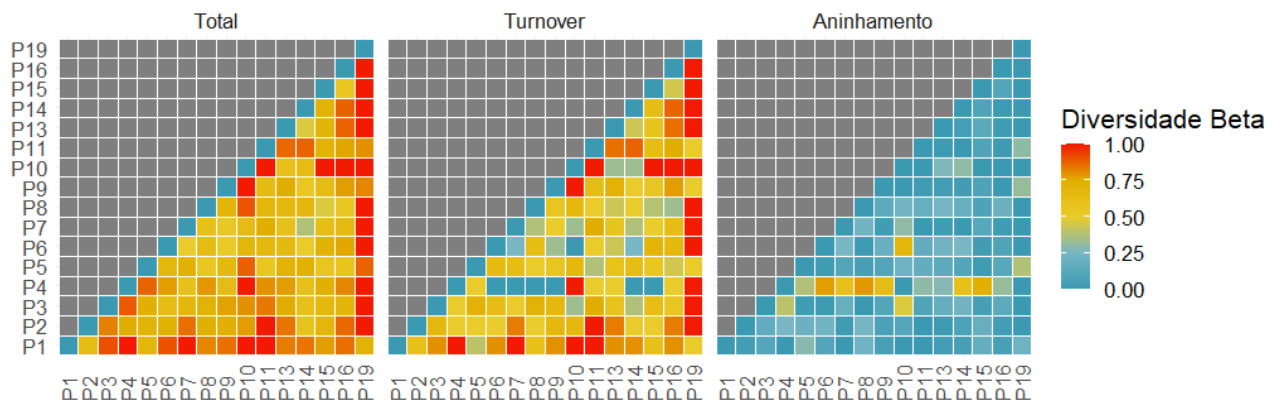


Figura 9: Comparação de beta diversidade e seus componentes ponto-a-ponto

3.6 Espécies indicadoras

De acordo com a análise, não foram encontradas espécies com $\text{IndVal} > 50$ nos pontos em áreas com aproximadamente 40 anos. Nos pontos em mata com mais de 60 anos, *Miagrammopes* sp.1 ($\text{IndVal} = 60$ $p = 0,0173$) e *Micrathena sanctispiritus* ($\text{IndVal} = 59,66$ $p = 0.0445$) obtiveram resultados que as apontam como espécies indicadoras de mata com idade sucessional mais avançada.

4 Discussão

4.1 Qualidade da mata e diversidade de aranhas

Conforme esperado, de acordo com os testes T, não houve diferença significativa entre a abundância e a riqueza entre as diferentes idades de mata estudada. Por outro lado, a diversidade (medida pelo exponencial do índice de Shannon), foi significativamente diferente entre as categorias, sendo que na mata mais jovem a diversidade foi significativamente maior, corroborando a hipótese de que no geral, aranhas são predadoras generalistas, associado ao seu tamanho diminuto – e consequente menor requisito de espaço do que espécies grandes – e são, portanto, menos suscetíveis à perturbação do habitat. (HENLE et al., 2004; LAURANCE et al., 2011; NOGUEIRA et al., 2016). É possível que, conforme a estrutura da mata se torne mais complexa, a abundância de algumas espécies aumente, enquanto a de outras diminua, porém, a riqueza permaneça inalterada. Isso pode ser observado em nossos resultados que mostram que a abundância está fortemente relacionada com os estratos 1 e 3. Provavelmente devido ao estrato 1 ser mais relevante para matas mais novas enquanto o estrato 3 ser mais relevante para matas mais antigas, visto que, de acordo com McElhinny et al., (2005), matas mais antigas tendem a ter estratos superiores mais complexos. Os dados deste trabalho indicam que o estrato 3 foi uma das variáveis que melhor explicou os dados de riqueza. De acordo com Vollrath & Selden (2007), algumas espécies de aranhas de teia orbicular preferem lugares mais espaçosos pois teias maiores implicam numa melhor capacidade de captura de presa, porém, teias maiores também estão mais vulneráveis à ação do clima. Portanto, é possível que um estrato 3 bem desenvolvido já seja o suficiente para proteger as teias das aranhas de intempéries climáticas que poderiam facilmente destruir suas teias, como vento e chuvas.

Finalmente, a densidade de árvores e a altura do dossel também são consideradas variáveis ambientais relevantes para a riqueza. Com relação a densidade de árvores, é possível que isso se dê ao fato de que com uma maior densidade de árvores se tenha mais lugares para se ancorar teias além de maior diversidade de habitat para possíveis presas (UETZ, 1991). Já no caso da altura do dossel, uma vez que dosséis mais altos geralmente implicam em matas mais maduras e consequentemente estratos superiores mais bem desenvolvidos, é possível que esses estratos proporcionem um microclima estável, e isto pode ser um requisito para a ocorrência de algumas aranhas construtoras de teias grandes

(MIYASHITA et al., 1998; HARAGUCHI; TAYASU, 2015). A altura pode ser um fator auxiliar para matas mais velhas, visto que alguns pontos bastante diversos como os pontos 5 e 15 deste trabalho apresentaram densidade de árvores e estrato 3 com valores relativamente baixos porém com altura do dossel bastante elevada.

É possível ainda observar a influência dessas variáveis com bastante clareza em alguns pontos. No caso dos pontos 4 e 10, que tiveram uma baixa densidade de árvores e baixo preenchimento foliar é onde se observa a menor abundância e riqueza entre os pontos, enquanto nos pontos 3 e 8, onde foram observados valores altos em densidade de árvores, foram os pontos com maior riqueza e abundância. Destacam-se também os pontos 5 e 15, ambos em pontos de mata com mais de 60 anos que apesar de não terem tido medidas muito expressivas na densidade de árvores, tiveram medidas relativamente altas na estratificação vertical, o que justificaria sua riqueza e abundância relativamente alta.

4.2 Beta diversidade

Foi observado um alto índice de turnover na análise da diversidade beta. Isso implica que essencialmente, não existe uma perda de espécies entre a maioria dos pontos e isso é ainda reforçado com o NMDS, com todos os pontos próximos entre si e uma nuvem de espécies dentro da área desses pontos, reforçando assim que não há diferença significativa na composição da comunidade de aranhas de teia orbicular quando comparamos matas mais antigas com matas mais novas. Esse resultado não corrobora com os dados de Nogueira et al. (2016), que observaram uma diferença bastante nítida na composição da araneofauna em função da idade da mata. Essa divergência pode ser explicada por dois fatores principais, sendo o primeiro a idade da mata, cuja as matas mais antigas tinham mais de 100 anos, e o segundo seria o tamanho da área amostrada, com mais de 10 mil ha e a distância entre as áreas de mata madura e mata secundária, com aproximadamente 3 km entre si.

Segundo Nogueira et al. (2016), uma das explicações para o alto índice de turnover era a proporção de espécies raras encontradas no seu trabalho (38%), proporção essa similar a encontrada no presente estudo (36%), o que poderia implicar em uma sub amostragem, que é esperado quando se trabalha com comunidades de aranhas (CODDINGTON et al., 2009; NADAL et al., 2022).

Além de serem predadoras generalistas, aranhas de teia são geralmente muito boas dispersoras, e diversas espécies podem atravessar centenas de metros até vários quilômetros através de um ato conhecido como balonismo (BELL et al., 2005). Embora o balonismo tenha sido tradicionalmente observado e estudado em habitats abertos, trabalhos recentes demonstraram a propensão ao balonismo de várias espécies de aranhas em florestas temperadas, especialmente aranhas construtoras de teia orbicular (LARRIVÉE; BUDDLE, 2011; RAUB et al., 2014; NOGUEIRA et al., 2016).

4.3 Espécies indicadoras

Corroborando o estudo de Nogueira et al. (2016), *M. sanctispiritus* foi considerada uma espécie indicadora de matas mais antigas, sendo encontrada apenas em áreas de mata com mais de 60 anos, além de ter tido números expressivos na análise de espécies indicadoras. A exemplo do observado em Nogueira et al. (2016), uma morfoespécie do gênero *Miagrammopes* (Uloboridae) também foi considerada espécie indicadora de mata madura, porém, como em ambos os trabalhos esses indivíduos não foram identificados em nível de espécie, não foi possível comparar as duas morfoespécies. Entretanto, apesar de *M. nigrichelis* também ter sido altamente dominante em ambos os estudos, representando mais de 40% do total de indivíduos coletados, em Nogueira et al. (2016) esta foi considerada como espécie indicadora de mata madura e contínua, porém, neste presente estudo, não apresentou exatamente o mesmo resultado, sendo encontrada em abundância em ambas as categorias de mata. Entretanto, é importante ressaltar que toda a área do parque é de mata contínua, portanto parece ser mais provável que um ambiente de mata contínua seja mais importante do que a idade da mata para essa espécie de aranha.

5. Conclusão

Respondendo nossas hipóteses: 1) Apesar da diferença significativa na diversidade, não observamos diferença na composição da araneofauna em pontos da mata com mais de 60 anos quando comparado a pontos de matas com aproximadamente 40 anos, provavelmente devido à proximidade desses pontos entre si. 2) Observamos que de fato algumas variáveis ambientais influenciam mais na composição da araneofauna, sendo densidade foliar do estrato 1 (0-10 metros) e 3 (5-10 metros) mais relevante para a

abundancia, altura do dossel e densidade de arvores e estrato 3 (5-10 metros) para a riqueza e densidade de arvores para a diversidade. 3) Nossas análises apontaram *Micrathena sanctispiritus* e uma espécie de *Miagrammopes* como espécies indicadoras de mata com mais de 60 anos, entretanto, não encontramos espécies com resultados relevantes para áreas de matas com aproximadamente 40 anos. É importante frisar que florestas de mata madura exercem um papel extremamente importante para a manutenção da biodiversidade, servindo como ponto de origem de espécies que irão se dispersar e habitar as matas em regeneração e são, portanto, valiosas para a conservação da biodiversidade local.

6. Bibliografia

- AB'SABER, Aziz. Os Domínios de Natureza no Brasil. Potencialidades Paisagísticas. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003. 159p.
- AISEN S, WERENKRAUT V, MÁRQUEZ MEG, RAMÍREZ MJ, RUGGIERO A. 2017. Environmental heterogeneity, not distance, structures montane epigaeic spider assemblages in north-western Patagonia (Argentina). J. Insect. Conserv. DOI: 10.1007/s10841-017-0034-8.
- ALVAREZ-AÑORVE, M; QUESADA, M; SANCHEZ-AZOFEIFA, G.A; CABADILLA, L. A. & GAMON, J. (2012). Functional regeneration and spectral reflectance of trees during succession in a highly diverse tropical dry forest ecosystem. American journal of botany. 99. 816-26. 10.3732/ajb.1100200.
- BALDISSERA R., GANADE G. & FONTOURA S. B. (2004) Web spider community response along an edge between pasture and Araucaria Forest. Biol. Conserv. 118, 403–9.
- BALDISSERA, R., GANADE, G., BRESCOVIT, A. D., & HARTZ, S. M. (2008). Landscape mosaic of Araucaria Forest and forest monocultures influencing understory spider assemblages in southern Brazil. Austral Ecology, 33(1), 45–54. doi:10.1111/j.1442-9993.2007.0
- BALDISSERA, R. & SILVA, V. (2010). Diversity and composition of arbustive spiders in an Atlantic Forest fragment and two adjacent areas. Neotropical Biology and Conservation. 5. 77- 85. 10.4013/nbc.2010.52.02.
- BALDISSERA R, RODRIGUES ENL, HARTZ SM. 2012. Metacommunity composition of web-spiders in a fragmented neotropical forest: relative importance of environmental and spatial effects. PLoS ONE 7(10): e48099

- BALDISSERA, R., QUADROS, S. O., GALETi, G., RODRIGUES, E. N. L., LAZZAROTTO, L. M. V., & DE OLIVEIRA, A. D. (2020). Spider assemblage structure and functional diversity patterns in clear-cut, logged and undisturbed areas in a large Atlantic Forest remnant. *Canadian Journal of Forest Research*. doi:10.1139/cjfr-2019-0302
- BASELGA A, ORME D, VILLEGER S, DE BORTOLI J, LEPRIEUR F, LOGEZ M (2022). *_betapart: Partitioning Beta Diversity into Turnover and Nestedness Components_*. R package version 1.5.6, <<https://CRAN.R-project.org/package=betapart>>.
- BENATI, K.R.; PERES, M.C.L.; TINOCO, M.S. & BRESCOVIT, A.D. 2010. Influência da estrutura de hábitat sobre aranhas (Araneae) de serrapilheira em dois pequenos fragmentos de mata atlântica. *Neotropical Biology and Conservation*, 5(1):39-46.
- BLANCO-VARGAS, E., AMAT-GARCIA, G.D. & FLOREZ-DÁZA, E. 2003. Araneofauna orbitelar (Araneae: Orbiculariae) de los Andes de Colombia: comunidades em habitats bajo regeneración. *Revta Iber. Aracnol.* 7:189-203.
- BUCHHOLZ, S. 2016. Natural peat bog remnants promote distinct spider assemblages and habitat specific traits. *Ecol. Indic.* 60:774-780.
- BULTMAN, T.L. & G.W. UETZ. 1984. Effect of structure and nutritional quality of litter on abundances of litter-dwelling arthropods. *Americano Naturalist Midland*, 111:165–172.
- CABRA-GARCIA, J., P. CHACÓN & C. VALDERRAMA-ARDILA. 2010. Additive partitioning of spider diversity in a fragmented tropical dry forest (Valle del Cauca, Colombia). *Journal of Arachnology* 38:192–205.
- CHEN, K.C. & I.M. TSO. 2004. Spider diversity on Orchid Island, Taiwan: A comparison between habitats receiving different degrees of human disturbance. *Zoological Studies* 43:598–611.
- CHURCHILL, T.B. & ARTHUR, J.M. 1999. Measuring spider richness: effects of diferent sampling methods and spatial and temporal scales. *J. Insect Conserv.* 3:287-295.
- COLLINS M. 1990. The last rain forests. Mitchell Beazley Publ./IUCN, London.
- CODDINGTON, J. A., AGNARSSON, I., MILLER, J. A., KUNTNER, M., & HORMIGA, G. 2009. Undersampling bias: the null hypothesis for singleton species in tropical arthropod surveys. *The Journal of animal ecology*, 78(3), 573–584.
- DÁRIO, F.R., ALMEIDA, A.F. Influência de corredor florestal sobre a avifauna da Mata Atlântica. *Scientia Forestalis*, n.58, p.99-109, 2000.

- DUFRENE, M. & P. LEGENDRE. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67:345–366.
- EBERHARD, W.; AGNARSSON, I. & LEVI, H. (2008). Web forms and the phylogeny of theridiid spiders (Araneae: Theridiidae): Chaos from order. *Systematics and Biodiversity*. 6. 415-475. 10.1017/S1477200008002855.
- FERREIRA C, SOUZA R. C, CORREIA MEF, RESENDE AS, ANJOS LHC, PEREIRA MG. 2017. Edaphic arthropods in different successional stages of Atlantic forest and abandoned pasture areas. *Comunicata Scientiae* 8(2): 296-306.
- FLOREN, A., T. MÜLLER, C. DEELEMEN-REINHOLD & K.E. LINSSENMAIR. 2011. Effects of forest fragmentation on canopy spider communities in SE-Asian rain forests. *Ecotropica* 17:15–26
- GONÇALVES-SOUZA, T. 2005. Estudo da Diversidade de Aranhas (Arachnida, Araneae) de Santa Teresa, Região Centro-Serrana do Espírito Santo: Avaliação dos efeitos de borda e do tamanho da área. Monografia de TCC (Ciências Biológicas). Escola Superior São Francisco de Assis. Rio de Janeiro – RJ.
- GONZAGA, MO; SANTOS, AJ; JAPYASSÚ, HF Ecology and behavior of spiders. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2007.
- HAMMER, O. & D. A. T. HARPER. 2009. Past: paleontological statistics. Version 1.97. Online at <http://folk.uio.no/ohammer/past>
- HARAGUCHI, T. F. & TAYASU, I. (2016). Turnover of species and guilds in shrub spider communities in a 100-year postlogging forest chronosequence. *Environmental entomology*, v. 45, n. 1, p. 117-126.
- HENRIKSEN, M. V., LATOMBE, G., CHAPPLE, D. G., CHOWN, S. L., & MCGEOCH, M. A. 2022. A multi-site method to capture turnover in rare to common interactions in bipartite species networks. *Journal of Animal Ecology*, 91, 404–416.
- HICKMAN, C. P; ROBERTS, L.S. & LARSON, A. 2016 *Princípios Integrados de Zoologia*. 16ª ed. Editora Guanabara Koogan S.A., Rio de Janeiro.
- HARAGUCHI, T. F., & TAYASU, I. (2015). Turnover of Species and Guilds in Shrub Spider Communities in a 100-Year Postlogging Forest Chronosequence. *Environmental Entomology*, 45(1), 117–126. doi:10.1093/ee/nvv142

- HÖFER, H. & BRESCOVIT, A. D. (2001). Species and guild structure of a Neotropical spider assemblage (Araneae; Reserva Ducke, Amazonas, Brazil). *Andrias*. 15. 99-120.
- HUSTON, M. A. (1994). *Biological diversity: the coexistence of species*. Cambridge University Press 681p.
- INSTITUTO FLORESTAL. Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo. (2020). 40p. Disponível em: <https://smastr16.blob.core.windows.net/home/2020/07/inventarioflorestal2020.pdf>. Acesso em 20 de outubro de 2023.
- JOST, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113:363–375
- KAPOOR, V. 2008. Effects of rainforest fragmentation and shade-coffee plantations on spider communities in the Western Ghats, India. *Journal of Insect Conservation* 12:53–68.
- LAURANCE, W.F., P. DELAMONICA, S.G. LAURANCE, H.L. VASCONCELOS, T.E. LOVEJOY. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*.v.404, p.836.
- LAURANCE, W. F. 2001. Fragmentation and plant communities: synthesis and implications for landscape management. In: R.O. BIERREGAARD JR. C. GASCON, T.E.
- LOVEJOY, R.C.G. MESQUITA, (Eds.). *Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. New Haven: Yale University Press. p. 158–168.
- LAURANCE W. F. 2009. Conserving the hottest of the hotspots. *Biological Conservation*, 142, 1137.
- MAYA-MORALES J., G. IBARRA-NUÑEZ, J.L. LEÓN-CORTÉS & F. INFANTE. 2012. Understory spider diversity in two remnants of tropical montane cloud forest in Chiapas, Mexico. *Journal of Insect Conservation* 16:25–38.
- MCELHINNY, C; GIBBONS, P; CRIS BRACK, C; JUERGEN BAUHUS, J. (2005) Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement, *Forest Ecology and Management*, Volume 218, Issues 1–3, 2005, Pages 1-24.
- MCREYNOLDS C. N. (2000) The impact of habitat features on web features and prey capture of *Argiope aurantia* (Araneae, Araneidae). *J. Arachnol.* 28, 169–79.
- MICHALSKI, F., I. NISHI, C.A. PERES. Disturbance-mediated drift in tree functional groups in Amazonian Forest fragments. *Biotropica*. v.39, p.691–701. 2007.
- MOREIRA, A. A. N. & CAMELIER, C. 1977. Relevo. In: *Geografia do Brasil: Região Sudeste*. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, v. 3, p. 1-50.

- MORELLATO, L. P. C. AND HADDAD, C. F. B. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 32: 786–792.
- MYERS N, MITTERMEIER RA, MITTERMEIER CG, FONSECA GAB, KENT J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- NADAL, M.F., GONZÁLEZ, A. & AVALOS, G. 2022. Exclusion of tourist species from assemblages in ecological studies: a methodological approach using spiders. *Ecol Process* 11, 59
- NEW, T. R. 1999. Untangling The Web: spiders and the challenges of invertebrate conservation *Journal of Insect Conservation* 3: 251-256
- NOGUEIRA, A. A. & PINTO-DA-ROCHA, R. 2016. The effects of habitat size and quality on the orb-weaving spider guild (Arachnida: Araneae) in an Atlantic Forest fragmented landscape. *Journal of Arachnology*, 44(1)
- NORRIS, K.C. 1999. Quantifying change through time in spider assemblages: sampling methods, indices and sources of error. *J. Insect Conserv.* 3:309-325
- PERES, E.A., PINTO-DA-ROCHA, R., LOHMANN, L.G., MICHELANGELI, F.A., MIYAKI, C.Y., CARNAVAL, A.C. (2020). Patterns of Species and Lineage Diversity in the Atlantic Rainforest of Brazil. In: Rull, V., Carnaval, A. (eds) *Neotropical Diversification: Patterns and Processes*. Fascinating Life Sciences. Springer, Cham.
- PERONI, N. & HERNÁNDEZ, M. I. M. (2011). *Ecologia de Populações e Comunidades*. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 125p.
- PÕLDVEER, E., POTAPOV, A., KORJUS, H., KIVISTE, A., STANTURF, J. A., ARUMÄE, T., KANGUR, A., & LAARMANN, D. (2021). The structural complexity index SCI is useful for quantifying structural diversity of Estonian hemiboreal forests. *Forest Ecology and Management*, 490, 119093.
- R CORE TEAM (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- RAUB, F; HÖFER, H; SCHEUERMANN, L & BRANDL, R. (2014a). The conservation value of secondary forests in the southern Brazilian Mata Atlântica from a spider perspective. *Journal of Arachnology*. 42. 52-73.
- RAUB, F; SCHEUERMANN, L; HÖFER, H. & BRANDL, R. (2014). No bottom-up effects of food addition on predators in a tropical forest. *Basic and Applied Ecology* 15:59–65

- REGO, F.N.A.A., E.M. VENTICINQUE & A.D. BRESOVIT. 2007. Effects of forest fragmentation on four *Ctenus*(Araneae-Ctenidae) spider population in central Amazonia, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environmental* 42:137–144.
- REZENDE, C. L., SCARANO, F. R., ASSAD, E. D., JOLY, C. A., METZGER, J. P., STRASSBURG, B. B. N., TABARELLI M; FONSECA G.A; MITTERMEIER R.A. (2018). From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(4), 208-214. doi: 10.1016/j.pecon.2018.10.002
- RIZZINI, Carlos Toledo. *Tratado de Fitogeografia do Brasil*. 2. ed. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições, 1992. 747p.
- ROBERTS, D.W. 2013. labdsv: Ordination and multivariate analysis forecology. R package vesion 1.6–1. Online at <http://CRAN.R-project.org/package=labdsv>
- RODRIGUES, E. N. L; MENDONÇA, M. S; RODRIGUES, P. E. S. & OTT, R. (2015) Diversity, composition and phenology of araneid orb-weavers (Araneae, Araneidae) associated with riparian forests in southern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, v. 105, n. 1
- ROOT, R.B. (1973), Organization of a Plant-Arthropod Association in Simple and Diverse Habitats: The Fauna of Collards (*Brassica Oleracea*). *Ecological Monographs*, 43: 95-124. <https://doi.org/10.2307/1942161>
- ROSA M. G; BRESOVIT A. D; BARETTA C. R. D. M; SANTOS J. C. P; FILHO L. C. I. O & BARETTA D. 2019. Diversity of soil spider in land use management systems in Santa Catarina, Brazil. *Biota Neotrop.* 19(2): e20180619.
- ROSAS-RAMOS, N., BAÑOS-PICÓN, L; TORMOS, J. & ASÍS, J.D. (2020) 'Farming system shapes traits and composition of spider assemblages in Mediterranean cherry orchards', *PeerJ*, 8, e8856.
- RUPPERT, E. E; FOX, R. S. & BARNES, R. D. 2005. *Zoologia dos Invertebrados*. 7ª ed. Editora Roca, São Paulo.
- SANTOS, A.J. 1999. Diversidade e composição em espécies de aranhas da Reserva Florestal da Companhia Vale do Rio Doce (Linhares - ES). Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- SANTOS, AJ; BRESOVIT, AD; JAPYASSÚ, HF Spider Diversity: systematics, ecology and fauna inventories. *Spider Ecology and Behavior*. Rio de Janeiro: Interciência, p. 1-23, 2007.

- SOUZA, A. & MARTINS, R. P. (2004). Distribution of plant-dwelling spiders: Inflorescences versus vegetative branches. *Austral Ecology*. 29. 342 - 349. 10.1111/j.1442- 9993.2004.01371.x.
- TOURINHO A. L. & LO-MAN-HUNG N. (2020) Standardized Sampling Methods and Protocols for Harvestman and Spider Assemblages. In: SANTOS J.C., FERNANDES G.W. (eds) *Measuring Arthropod Biodiversity*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-53226-0_15
- UETZ, W. G. 1979. The influence of variation in litter habitats on spider communities. *Oecologia*, 40. 29-42
- UETZ G. W. (1991) Habitat Structure and Spider Foraging In: BELL SS, MCCOY, ED & MUSHINSKY HR (Eds.). *Habitat Structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall, London, England.
- UEZU A; J.P. METZGER & VIELLIARD, J.M.A. 2005. Effects of structuraland functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*123:507–519.
- YUAN, Y., BUCKLAND, S.T., HARRISON, P.J; FOSS, S & A JOHNSTON, A. 2016. Using Species Proportions to Quantify Turnover in Biodiversity. *JABES* 21, 363–381.
- VOLLRATH, F., & SELDEN, P. (2007). The Role of Behavior in the Evolution of Spiders, Silks, and Webs. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 38, 819–846.