

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

Rafaela Badinelli Hummel

**PARA ALÉM DO DOSSEL: RESTAURAÇÃO FLORESTAL BASEADA
EM PROCESSOS ECOLÓGICOS**

Santa Maria, RS
2019

Rafaela Badinelli Hummel

**PARA ALÉM DO DOSSEL: RESTAURAÇÃO FLORESTAL BASEADA EM
PROCESSOS ECOLÓGICOS**

Tese de doutorado apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Doutora em Engenharia Agrícola.**

Orientadora: Prof^a Ana Paula Moreira Rovedder

Santa Maria, RS
2019

Hummel, Rafaela Badinelli
PARA ALÉM DO DOSSEL: RESTAURAÇÃO FLORESTAL BASEADA EM
PROCESSOS ECOLÓGICOS / Rafaela Badinelli Hummel.- 2019.
57 p.; 30 cm

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Engenharia Agrícola, RS, 2019

1. Restauração ecológica I. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

© 2019

Todos os direitos autorais reservados a Rafaela Badinelli Hummel. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

E-mail: rafaela.hummel@gmail.com

Rafaela Badinelli Hummel

**PARA ALÉM DO DOSSEL: RESTAURAÇÃO FLORESTAL BASEADA EM
PROCESSOS ECOLÓGICOS**

Tese de doutorado apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Doutora em Engenharia Agrícola.**

Aprovada em 8 de agosto de 2019:



Ana Paula Moreira Rovedder, Dra. (UFSM)
(Presidente/Orientadora)



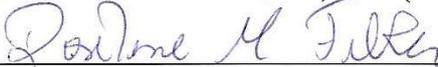
Ana Carolina da Silva, Dra. (UDESC) - Videoconferência



Márcia d'Avila, Dra. (UFSM)



Mariana Bender Gomes, PhD. (UFSM)



Roselene Marostega Felker, Dra. (UFSM)

Santa Maria, RS
2019

AGRADECIMENTOS

À minha família que sempre incentivou minha formação, até quando eu mesma desacreditava que passar 11 anos da vida estudando seria o melhor caminho;

Ao meu namorado Lucas que acompanhou essa tese desde o início sendo motorista, auxiliar de campo, taxonomista, revisor, psicólogo... Toda essa diversidade funcional foi essencial nessa caminhada;

À prof. Ana Paula Rovedder pela orientação, ideias, inspiração e confiança depositada desde 2011, quando entrei no NEPRADE;

À minha companheira de campo em Itaara Marcela Kamphorst pela parceria, amizade sincera e por dividir os perrengues durante as saídas de campo mensais;

À minha amiga Camila Severiano que compartilhou das alegrias e das angústias da vida de pós-graduanda, desde o mestrado em 2013, sempre com o coração aberto para ajudar no que fosse preciso;

Ao Professor Oderlei Bernardi pelo auxílio na identificação dos visitantes florais;

Ao Matheus Gazzola pela ajuda na identificação das plantas;

Ao José Carlos pela colaboração no primeiro artigo;

Ao grupo NEPRADE pelo auxílio nas saídas de campo, pela parceria nas festas, pela harmonia no dia-a-dia do laboratório e sobretudo por ser o melhor grupo de pesquisa de que já ouvi falar;

Aos que não estão mais no grupo, mas também auxiliaram nas saídas de campo: Idiane Giacomini, Márcio Salin, Luana Capitani, Rose Felker, Frederico Neuenschwander; Bruno Tomasini; Thaler Barrozo e Luna Dalcul.

Aos membros da banca pela boa vontade, correções e contribuições nesse documento;

Aos Palotinos por cederem a área de pesquisa;

À CAPES pela concessão da bolsa;

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola/UFSM pela oportunidade de crescimento profissional.

RESUMO

PARA ALÉM DO DOSSEL: RESTAURAÇÃO FLORESTAL BASEADA EM PROCESSOS ECOLÓGICOS

AUTORA: Rafaela Badinelli Hummel

ORIENTADORA: Ana Paula Moreira Rovedder

Para avaliar se a sucessão ecológica de determinado local está caminhando para a autossustentabilidade é necessário olhar além das árvores presentes no dossel, onde os indivíduos já estão estabelecidos e há pouca dinâmica sucessional. O monitoramento da estrutura florestal é necessário, porém não é suficiente para detectar como os processos ecológicos estão atuando e contribuindo para o sucesso da restauração. O presente trabalho objetivou analisar as funções que a regeneração natural e as espécies espontâneas desempenham na manutenção de processos ecológicos em áreas de restauração. O estudo foi desenvolvido no município de Itaara, Rio Grande do Sul, abrangendo três áreas de nascentes isoladas dos fatores de degradação desde 2014. A área pertence ao Bioma Mata Atlântica, Floresta Ombrófila Mista. No primeiro artigo avaliamos a interação entre plantas e visitantes florais em um projeto de restauração ecológica. A análise considerou a frequência de interações em um ano de monitoramento, analisadas através de redes mutualísticas e de cálculos referentes à estrutura das redes. *Senecio brasiliensis*, *Miconia hiemalis*, *Eryngium horridum* e *Baccharis trimera* foram as espécies que apresentaram maior número de interações com visitantes florais. *Apis mellifera*, Vespidae, *Palpada* sp., *Augloshora* sp. foram os principais visitantes florais observados. A área com vegetação aberta apresentou o maior número de interações ecológicas, o que demonstra o papel determinante das espécies espontâneas na manutenção dos visitantes florais em estágios iniciais de restauração ecológica. No segundo artigo avaliamos as mudanças na diversidade funcional em áreas de restauração passiva. A análise considerou indivíduos regenerantes em duas áreas com diferentes contextos de degradação. Calculamos a diversidade funcional e taxonômica em dois momentos: 2016 e 2018. A área com maior nível de degradação apresentou aumento na diversidade funcional ao longo do período monitorado, indicando que, após quatro anos do isolamento, os efeitos da degradação que estavam mais atuantes se tornaram menos restritivos. Os resultados para o índice de Shannon e diversidade funcional não convergiram na determinação da diversidade para as áreas, o que permite concluir que o uso exclusivo da diversidade taxonômica pode fornecer resultados pouco preditivos sobre o real funcionamento dos ecossistemas. A diversidade funcional foi eficiente para indicar modificações decorrentes do isolamento entre as épocas de avaliação e entre as áreas, melhorando a eficácia no monitoramento de estratégias de restauração ecológica. Nos dois artigos evidenciamos como a regeneração natural e as espécies espontâneas podem favorecer a sucessão ecológica e o funcionamento de ecossistemas em restauração. Estudos abordando não somente as espécies vegetais, mas os processos ecológicos envolvidos são de fundamental importância em pesquisas de restauração florestal.

Palavras-chave: diversidade funcional; visitantes florais; espécies espontâneas; regeneração natural; restauração passiva.

ABSTRACT

BEYOND CANOPY: FOREST RESTORATION BASED ON ECOLOGICAL PROCESSES

AUTHOR: RAFAELA BADINELLI HUMMEL
ADVISER: ANA PAULA MOREIRA ROVEDDER

To evaluate if the ecological succession of a given location is directed towards self-sustainability, is necessary to look beyond the trees present in the canopy, where individuals are already established and there is little successional dynamics. Forest structure monitoring is necessary, but it is not enough to detect how ecological processes are working and contribute to the success of restoration projects. This paper aims to analyze the functions that natural regeneration and spontaneous species play in the maintenance of ecological processes in restoration areas. The study was conducted in the city of Itaara, Rio Grande do Sul, covering three areas of sources isolated from degradation factors since 2014. The area belongs to Atlantic Forest Biome, Mixed Ombrophilous Forest. In the first paper we evaluate the interaction between plants and floral visitors in an ecological restoration project. The analysis considered the frequency of interactions between plants and floral visitors in a year of monitoring, analyzed through mutual networks and calculations referring to the structure of networks. *Senecio brasiliensis*, *Miconia hiemalis*, *Eryngium horridum* and *Baccharis trimera* were the species that presented the greatest number of interactions with flower-visitors. *Apis mellifera*, Vespidae, *Palpada* sp., *Augloshora* sp. were the main flower-visitors observed. The area with open vegetation and predominance of herbaceous and shrub species presented the greatest number of ecological interactions, which demonstrates the determinant role of spontaneous species in the maintenance of flower-visitors in early stages of ecological restoration. In the second paper evaluate the changes in functional diversity in areas of passive restoration. The analysis considered regenerating individuals in two areas with different degradation contexts. We calculate the functional and taxonomic diversity in two moments: 2016 and 2018. The area with the highest degradation level showed an increase in functional diversity over the monitored period, which indicates that, after four years of isolation, the effects of degradation that were more active became less restrictive. The results for Shannon index and functional diversity did not converge in determining diversity for areas, indicating that the exclusive use of taxonomic diversity may provide poor predictive results about the actual functioning of ecosystems. The exclusive use of taxonomic diversity can provide little predictive results on the actual functioning of ecosystems. Functional diversity was efficient to indicate modifications due to the isolation between the periods and areas, improving the effectiveness in the monitoring of ecological restoration strategies. In both articles we show how natural regeneration and spontaneous species can favor ecological succession and the functioning of ecosystems in restoration. Studies approaching not only plant species, but the ecological processes involved are of fundamental importance in forest restoration research.

Keywords: functional diversity; floral visitors; spontaneous species; natural regeneration; passive restoration.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	1
2 REVISÃO DE LITERATURA	2
2.1 SUCESSÃO ECOLÓGICA	2
2.2 RESTAURAÇÃO BASEADA EM PROCESSOS ECOLÓGICOS.....	3
2.3 POLINIZAÇÃO	4
2.4 DIVERSIDADE FUNCIONAL	5
ARTIGO 1 – ESPÉCIES ESPONTÂNEAS COMO ALIADAS NA MANUTENÇÃO DE VISITANTES FLORAIS EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NA MATA ATLÂNTICA	7
1 INTRODUÇÃO	8
2 MATERIAL E MÉTODOS	9
2.1 ÁREA DE ESTUDO	9
2.2 COLETA E ANÁLISE DOS DADOS	11
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	12
3.1 RELAÇÕES PLANTA-VISITANTE FLORAL.....	12
3.2 ESTRUTURA DAS REDES MUTUALÍSTICAS	19
4 CONCLUSÃO	21
5 REFERÊNCIAS	21
ARTIGO 2 - A RESTAURAÇÃO PASSIVA AUMENTA A DIVERSIDADE FUNCIONAL DA REGENERAÇÃO NATURAL NO BIOMA MATA ATLÂNTICA, SUL DO BRASIL	26
1 INTRODUÇÃO	27
2 MATERIAL E MÉTODOS	28
2.1 ÁREA DE ESTUDO	28
2.2 COLETA E ANÁLISE DOS DADOS	29
3 RESULTADOS	30
4 DISCUSSÃO	33
5 CONCLUSÃO	36
6 REFERÊNCIAS	36
3 DISCUSSÃO GERAL	40
4 REFERÊNCIAS	41
APÊNDICE A – Ordem, família, unidade taxonômica e abreviação dos visitantes florais representados nas redes mutualísticas planta-visitante floral encontrados em áreas de restauração ecológica na Floresta Ombrófila Mista, Mata Atlântica, sul do Brasil.	46
APÊNDICE B – Família e abreviação das espécies vegetais representadas nas redes mutualísticas planta-visitante floral encontrados em áreas de restauração ecológica na Floresta Ombrófila Mista, Mata Atlântica, sul do Brasil.	47
APÊNDICE C – Lista de referências utilizadas para compor a matriz de atributos para o cálculo da diversidade funcional em áreas de restauração ecológica na Floresta Ombrófila Mista, Mata Atlântica, sul do Brasil.	48

1 INTRODUÇÃO GERAL

A Mata Atlântica não só é considerada como um dos hotspots mais importantes do mundo (MYERS et al., 2000), mas também é vista como o bioma mais ameaçado do Brasil. O bioma apresenta apenas 7,9% de fragmentos maiores que 100 ha preservados (SOS MATA ATLÂNTICA, 2013), o que enfatiza a importância desses remanescentes para a conservação da biodiversidade, bem como para a manutenção dos serviços ecossistêmicos.

O Decreto nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017, que institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (BRASIL, 2017) é o que há de mais atual em termos de legislação sobre o tema. Nela está inserido o conceito de restauração ecológica, que é definida como a intervenção humana intencional em ecossistemas alterados ou degradados para desencadear, facilitar ou acelerar o processo natural de sucessão ecológica.

Os diferentes tempos de resiliência de cada área a ser restaurada inserem o restaurador em um constante processo de aprendizagem. O conjunto de interações que cada ecossistema apresenta significa um grande desafio no sentido de compreender quais são as propriedades emergentes e como trabalhá-las para obter sucesso na restauração e retornar o equilíbrio de determinado ecossistema que foi degradado.

Deve-se pensar, portanto, que restaurar é manejar a sucessão ecológica, de forma que a área restaurada atinja seu equilíbrio de acordo com suas particularidades. A sucessão tem sido um fator direcionador em projetos de restauração ecológica, pois se acredita que, aprendendo com o processo natural, é possível desenvolver métodos de restauração efetivos. No entanto, para entender como essas mudanças ocorrem é necessário conhecer os processos ecológicos envolvidos, para que então seja possível reproduzi-los ou induzi-los em áreas de restauração (BRANCALION et al., 2015).

A maioria dos projetos tem focado na recuperação da vegetação para avaliar o sucesso da restauração (YOUNG, 2000). No entanto, se o objetivo do projeto é criar um ecossistema que seja autossustentável e resiliente, é necessário avaliar mais do que apenas vegetação.

Há consenso de que os parâmetros de avaliação da restauração ecológica devem evidenciar o retorno de processos e funções ecológicas (PALMER et al., 1997), uma vez que priorizar a estrutura e a composição, no intuito de restabelecer todas as espécies nativas da comunidade, dificilmente seria possível (VOSGUERITCHIAN, 2010). É importante entender que, para que uma floresta natural exista permanentemente em um dado local, muitos

processos ecológicos terão que ocorrer, tais como a polinização, dispersão e germinação de sementes, estabelecimento de plântulas, dentre outros.

Diante disso, o presente trabalho objetiva analisar as funções que a regeneração natural e as espécies espontâneas desempenham na manutenção de processos ecológicos em áreas de restauração no Bioma Mata Atlântica, na Floresta Ombrófila Mista, sul do Brasil.

O documento de tese foi dividido em dois artigos, ambos realizados na mesma área. O primeiro trata da importância das espécies espontâneas na manutenção de visitantes florais em áreas de restauração ecológica. O segundo traz a análise dos padrões de diversidade funcional para a regeneração natural em áreas de restauração passiva.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 SUCESSÃO ECOLÓGICA

A sucessão ecológica pode ser entendida como um gradiente de tempo onde grupos de espécies de plantas são gradualmente substituídos, provocando mudanças nas condições ambientais (MARCILIO-SILVA et al., 2016) e caminhando para um aumento no nível de complexidade do ecossistema. Gradientes como esses são sistemas promissores para revelar regras de montagem ou restrições que podem ser úteis para prever a estrutura da comunidade (WEIHER; KEDDY, 1999).

Pesquisas e observações sobre as trajetórias sucessionais de ecossistemas em restauração em diferentes regiões do mundo sugerem um padrão de crescente diversidade de espécies ao longo do tempo (VALLAURI et al., 2002, na França, RUIZ-JAEN; AIDE 2005 em Porto Rico, RAYFIELD et al., 2005 no Canada, LETCHER; CHAZDON 2009 na Costa Rica, MCCLAIN et al., 2011 nos Estados Unidos, e SANSEVERO et al., 2011 no Brasil).

Suganuma et al. (2014) em estudo na Mata Atlântica concluíram que, mesmo estando localizada em paisagem fragmentada, a chegada de espécies nativas na área ocorre devido à existência de fragmentos florestais próximos, e confirmam a tendência de aumento na diversidade da área com o tempo de sucessão.

Conforme estudo realizado por Duarte et al. (2011) em fragmentos florestais no Sul do Brasil, o sucesso da colonização também depende da resposta da planta às condições do habitat e também às características dos diásporos. Um ecossistema em processo de restauração deve conter condições bióticas e abióticas favoráveis, com a finalidade de

abranger um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade tanto na estrutura quanto no funcionamento dos processos ecológicos (SER, 2004).

Portanto, para avaliar se a sucessão ecológica de determinado local está caminhando para a autossustentabilidade é necessário olhar além das árvores presentes no dossel, onde os indivíduos já estão estabelecidos e há pouca dinâmica sucessional. Em alguns casos, a comunidade vegetal é restaurada, mas os serviços ecossistêmicos não são (HERRICK et al., 2006). O monitoramento da estrutura florestal é necessário, porém não é suficiente para detectar como os processos ecológicos estão atuando e contribuindo para o sucesso dos projetos de restauração.

2.2 RESTAURAÇÃO BASEADA EM PROCESSOS ECOLÓGICOS

A restauração ecológica tem apresentado uma rápida expansão no Brasil em função da demanda pela adequação ambiental e para a mitigação de impactos ambientais oriundos das ações antrópicas (BRANCALION et al., 2015). Essa evolução só foi possível devido ao processo de avaliação dos erros e acertos cometidos no passado, que propiciou a readequação dos métodos anteriormente utilizados visando favorecer o restabelecimento de ecossistemas realmente funcionais (BARBOSA et al., 2003). De acordo com Rigueira e Mariano Neto (2013):

Os indicadores mais utilizados são focados na estrutura da vegetação, como incremento na altura e no DAP (diâmetro à altura do peito), ou na composição, através da diversidade de espécies (SIQUEIRA, 2002; REIS et al., 2003; MELO 2004; ALMEIDA; SANCHÉZ 2005; RODRIGUES et al., 2007). Outros indicadores têm sido propostos em diferentes pesquisas, como o monitoramento através da fauna (LONGCORE, 2003; DAMASCENO, 2005; CAES, 2009), de processos ecológicos (GISLER, 2000), além de aspectos da paisagem (GEORGE; ZACK 2001; SIQUEIRA, 2002).

Para um ecossistema ser considerado efetivamente restaurado, este deverá recuperar não apenas sua estrutura florestal e número de espécies vegetais, mas também deverá ter seus processos ecológicos restaurados (RIGUEIRA; MARIANO-NETO, 2013), como por exemplo a dispersão, a sucessão, a polinização, o fluxo gênico e a ciclagem de nutrientes, de modo a viabilizar sua automanutenção (PALMER et al., 1997; SER, 2004; BENNETT et al., 2009).

A perspectiva de que inúmeros fatores podem direcionar a sucessão para diferentes trajetórias supõe que as comunidades vegetais não tendem a um estado único de equilíbrio, mas são entidades dinâmicas, sistemas abertos, que sofrem ações de fatores externos, estando assim em permanente fluxo (BRANCALION et al., 2015).

Distúrbios naturais e antrópicos consistem em eventos esporádicos e imprevisíveis que exercem forças seletivas e são conseqüentemente determinantes da estrutura, composição e funcionamento dos ecossistemas (GONZAGA, 2016). Esses eventos criam habitats altamente heterogêneos, que favorecem o recrutamento de diferentes espécies vegetais e por sua vez refletem em diferentes cenários de estrutura vegetal (KLEIN et al., 2009).

Ruiz-Jaen e Aide (2005) fizeram um levantamento dos principais indicadores utilizados para avaliar o sucesso da restauração, em artigos publicados na última década, e chegaram à conclusão que esses indicadores referem-se a três categorias de atributos, relativos à diversidade, estrutura da vegetação e processos ecológicos.

Embora possuam importância incontestável, a avaliação dos processos ecológicos que ocorrem em uma área em restauração muitas vezes é preterida principalmente devido à sua complexidade de medição. Ruiz-Jaen e Aide (2005), em uma revisão bibliográfica sobre os indicadores de sucesso na restauração identificaram duas razões principais pelas quais os processos ecológicos estavam sub-representados nas pesquisas: 1) Tais indicadores levam mais tempo para se desenvolver do que a diversidade e a estrutura; 2) Geralmente exigem mais tempo e recursos para medição.

Portanto, a restauração não se restringe apenas ao resgate da diversidade biológica, mas também de sua funcionalidade e dos processos ecológicos ocorrentes nos ecossistemas naturais (GANDOLFI; RODRIGUES, 2007). Em conjunto, esses determinam sua capacidade de se manter ao longo do tempo e promovem a prestação de serviços ambientais (PALMER; HONDULA; KOCH, 2014), devendo ser investigados em projetos de restauração.

2.3 POLINIZAÇÃO

A interação planta-polinizador desempenha um papel fundamental na dinâmica e diversidade da comunidade (MEMMOTT, 1999), uma vez que a efetiva restauração de um ecossistema requer o retorno de conexões essenciais para o funcionamento de processos vitais (PALMER et al., 1997).

Forup et al. (2008) encontraram significativa redução na complexidade das redes de interação planta-polinizador em ecossistemas restaurados em comparação com áreas de referência e detectaram uma tendência de maior suscetibilidade às extinções locais nas áreas restauradas. Mustajärvi et al. (2001) concluíram que as interações planta-polinizador são sensíveis às mudanças tanto no tamanho como na disposição espacial das populações de plantas. Tais resultados tornam-se preocupantes principalmente devido ao já mencionado

processo de fragmentação dos atuais remanescentes de Mata Atlântica. No entanto, apesar dessas iniciativas, poucos estudos têm focado no retorno de redes completas de interação de plantas e polinizadores em áreas de restauração ecológica (GRASS et al., 2016; STEINER et al., 2016; KAISER-BUNBURY et al., 2017; MENZ et al., 2011; VOSGUERITCHIAN, 2010).

Os animais são os principais agentes de polinização das espécies na maioria das formações florestais e, portanto, atenção especial precisa ser dada para favorecer sua presença ao longo do processo de restauração (BRANCALION et al., 2015). Sem a presença de polinizadores adequados para cada espécie, a produção de frutos e sementes pode não ocorrer e a sustentabilidade dessas áreas será comprometida.

Vosgueritchian (2010), estudando áreas de Floresta Baixa Montana Semidecídua na Mata Atlântica, relatou maior riqueza de plantas e visitantes florais e maior número de interações nas áreas de restauração comparado à área de plantio de mudas, resultado associado à amostragem das espécies naturalmente regenerantes.

Devido ao pouco conhecimento sobre o retorno de polinizadores em áreas em restauração, é necessário introduzir ou favorecer a regeneração de espécies com características florais distintas, aumentando as chances de que algumas dessas espécies venham a ser polinizadas, principalmente quando se trata de paisagens fragmentadas (BRANCALION et al., 2015).

Desta forma, informações científicas que atentem para as interações entre planta-visitantes florais nas estratégias de restauração ecológica são fundamentais tendo em vista a importância dessa temática para o funcionamento dos ecossistemas e pelos serviços ambientais prestados.

2.4 DIVERSIDADE FUNCIONAL

Declínios na biodiversidade têm motivado pesquisadores a compreender como mudanças em diversidade biológica podem afetar o funcionamento de ecossistemas (HOOPER et al., 2005). A diversidade de espécies, por abrigar mecanismos ecológicos variados, pode aumentar a estabilidade do ecossistema, aumentando sua capacidade de reação frente aos distúrbios (MCCAINN, 2000).

Partindo do pressuposto de que as espécies possuem diferentes estratégias adaptativas, muitas vezes as abordagens e medidas de diversidade tradicionais, baseadas apenas na identidade taxonômica das espécies, são insuficientes para explicar os padrões de organização

de comunidades e funcionamento de ecossistemas, visto que não consideram as diferenças funcionais entre as espécies (MCGILL et al., 2006; CIANCIARUSO et al., 2009; MOUCHET et al., 2010).

A diversidade funcional possui uma importante relação com os processos de manutenção de comunidades, podendo ser definida como o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades (TILMAN, 2001).

A restauração ecológica visa reestabelecer atributos de estrutura e função de um dado ecossistema (YOUNG, 2000), assim, o conhecimento sobre a variação de características funcionais de espécies em comunidades com diferentes níveis de degradação são fundamentais para o aprimoramento de ações de restauração (BRANCALION; HOLL, 2016). O estudo de comunidades sob a ótica funcional tem se mostrado uma abordagem bastante apropriada para avaliar a resposta e estabilidade de ecossistemas a perturbações antrópicas (MORI et al., 2013).

No Brasil, alguns estudos com abordagem funcional foram realizados na Floresta Atlântica (GARCIA et al., 2015; GIRÃO et al., 2007; LOPES et al., 2009; SANTOS et al., 2008; TABARELLI et al., 2010). Marcílio-Silva et al. (2016) em estudo sobre os padrões de diversidade funcional ao longo da sucessão na Mata Atlântica concluíram que as comunidades são estruturadas pelo ambiente nos estágios iniciais e pela filtragem biótica nos estágios finais de sucessão.

Dessa forma, estudos sobre a dinâmica da diversidade funcional em ecossistemas submetidos à restauração são necessários para verificar se esses estão seguindo a trajetória esperada ou se há a necessidade de novas intervenções.

ARTIGO 1 – ESPÉCIES ESPONTÂNEAS COMO ALIADAS NA MANUTENÇÃO DE VISITANTES FLORAIS EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NA MATA ATLÂNTICA

SPONTANEOUS SPECIES AS ALLIES IN THE MAINTENANCE OF FLOWER-VISITORS IN ECOLOGICAL RESTORATION AREAS IN ATLANTIC FOREST

RESUMO

As espécies espontâneas são as primeiras a se estabelecer em um ambiente que foi alterado e desempenham papel determinante no retorno de processos ecossistêmicos vitais em áreas degradadas. Sua presença atrai uma grande diversidade de visitantes florais e desengatilha a sucessão, auxiliando em uma efetiva restauração ecológica. No entanto, a avaliação da restauração sob a ótica das interações planta-visitante floral ainda permanece pouco explorada. Nesse trabalho avaliamos a interação entre plantas e visitantes florais em um projeto de restauração ecológica no município de Itaara-RS, na Floresta Ombrófila Mista, Bioma Mata Atlântica. Foram avaliadas três áreas de nascentes, isoladas de perturbações por cercamento desde 2014, com diferentes contextos de degradação. Os dados foram coletados ao longo de 12 campanhas mensais compreendendo as quatro estações do ano onde foram observadas as interações entre plantas e visitantes florais. A análise utilizou padrões de redes mutualísticas para comparação das interações entre as áreas, baseada em uma matriz de frequência de visitação floral. Também foram analisadas as seguintes métricas de redes: conectância, grau médio e aninhamento. A primavera correspondeu ao período de maior amostragem de interações para as áreas. Não foram observadas plantas em floração no período do inverno. *Senecio brasiliensis*, *Miconia hiemalis*, *Eryngium horridum* e *Baccharis trimera* foram as espécies que apresentaram maior número de interações com visitantes florais. *Apis mellifera*, *Vespidae*, *Palpada* sp., *Augloshora* sp. foram os principais visitantes florais observados. Todas as redes apresentaram baixa conectância. A área com vegetação aberta e predominância de espécies espontâneas apresentou o maior número de interações ecológicas e aninhamento significativo. Tais resultados demonstram o papel determinante das espécies espontâneas na manutenção dos visitantes florais em estágios iniciais de restauração ecológica.

Palavras-chave: redes mutualísticas; espécies ruderais; polinização.

ABSTRACT

Spontaneous species are the first to settle in an environment that has been altered and play a determining role in the return of vital ecosystem processes in degraded areas. Its presence attracts a great diversity of pollinators and favors the succession, aiding in an effective ecological restoration. However, the evaluation of the restoration from the viewpoint of plants and flower-visitors interactions still remains unexplored. In this work we evaluate the interaction between plants and flower-visitors in an ecological restoration project in Itaara-RS, in Mixed Ombrophyllous Forest, Atlantic Forest. We evaluated three areas of springs, isolated from disturbances by enclosure since 2014, with different degradation contexts. Data were collected over 12 monthly campaigns comprising four seasons where interactions between plants and floral visitors were observed. The analysis used patterns of mutual networks to compare the interactions between areas, based on frequency matrix of floral

visitation. Spring corresponded to the period of greatest interaction for the areas. No flowering plants were observed in the winter period. *Senecio brasiliensis*, *Miconia hiemalis*, *Eryngium horridum* and *Baccharis trimera* were the species that presented the greatest number of interactions with flower-visitors. *Apis mellifera*, Vespidae, *Palpada* sp., *Augloshora* sp. were the main flower-visitors observed. All networks had low connectivity. The area with open vegetation and predominance of herbaceous and shrub species presented the greatest number of ecological interactions and significance nestedness. These results demonstrate the important role of spontaneous species in the maintenance of floral visitors in the early stages of ecological restoration.

Key words: mutual networks; ruderal species; pollination.

1 INTRODUÇÃO

O contexto de degradação ambiental global evidencia a necessidade de conciliar áreas produtivas com áreas de conservação, no sentido de restabelecer a funcionalidade de paisagens drasticamente fragmentadas. A pressão exercida sobre as áreas naturais ameaça a biodiversidade e compromete a prestação de serviços ecossistêmicos cruciais como a polinização (POTTS et al., 2010).

No Brasil, registros recentes comprovaram o declínio de polinizadores e sua relação com o desmatamento (BROWN; OLIVEIRA, 2014) e agrotóxicos (CERQUEIRA; FIGUEIREDO, 2017), o que alerta para o risco de redução do serviço da polinização, fundamental às principais espécies vegetais produzidas no Brasil, inclusive as commodities (GIANNINI et al., 2015).

A restauração florestal tem apresentado uma rápida expansão no Brasil em função da demanda cada vez maior para a mitigação de impactos ambientais oriundos das ações antrópicas (BRANCALION et al., 2015). Através da intervenção humana intencional em ecossistemas degradados, a restauração tem por objetivo desencadear, facilitar ou acelerar o processo natural de sucessão ecológica (BRASIL, 2017).

As espécies espontâneas são as primeiras a se estabelecer em um ambiente que foi alterado, desempenhando importante papel na cobertura inicial do solo. Estudos recentes demonstraram que também desempenham papel determinante na atração e manutenção de visitantes florais em áreas alteradas (FRAGOSO, 2014; DEPRÁ, 2018; VOSGUERITCHIAN, 2010), gerando benefícios ecológicos e econômicos de amplo alcance (DENNING; FOSTER, 2018).

Embora as avaliações do sucesso da restauração tenham aumentado nos últimos anos (WORTLEY et al., 2013), o potencial da restauração ecológica no restabelecimento de comunidades de visitantes florais permanece pouco estudado (GRASS et al., 2016; STEINER

et al., 2016; KAISER-BUNBURY et al., 2017; MENZ et al., 2011). Entretanto, a intensificação das ameaças antrópicas aos polinizadores (KOH et al., 2016) e a abordagem do retorno dos serviços ambientais em áreas alteradas (PALMER et al., 2014) ressaltam a necessidade de informações científicas que lancem luz sobre as interações entre planta e visitantes florais nas estratégias de restauração ecológica.

Neste contexto, o presente trabalho teve o objetivo de avaliar a interação entre plantas e visitantes florais em um projeto de restauração ecológica no bioma Mata Atlântica no Rio Grande do Sul.

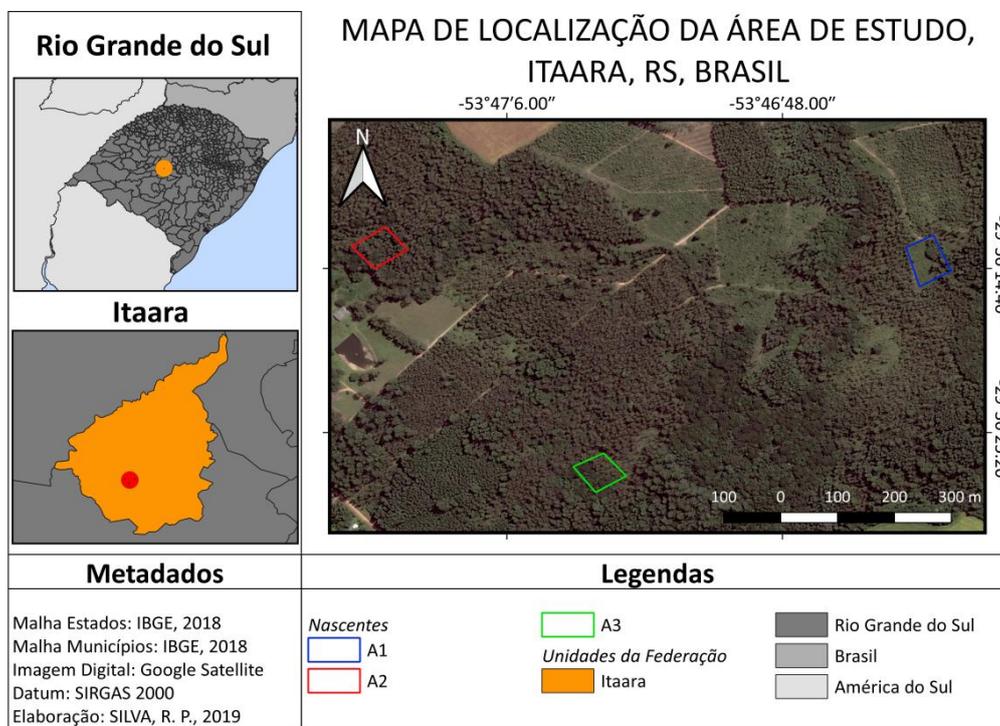
2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido na região central do estado do Rio Grande do Sul, no município de Itaara, em área pertencente ao Bioma Mata Atlântica (Figura 1). A formação predominante no local de estudo é a Floresta Ombrófila Mista (FOM), onde se observa a presença de espécies preferenciais como *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, *Matayba elaeagnoides* Radlk., *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez, *Gymnanthes klotzschiana* Müll.Arg, *Daphnopsis racemosa* Griseb., dentre outras. Pesquisas paleoambientais confirmam a distribuição da Floresta de Araucária até o Rebordo do Planalto Sul-riograndense (IRIARTE; BEHLING, 2007), porém essa formação apresenta-se bastante esparsa nos dias atuais, sendo considerada uma das tipologias mais ameaçadas do país (CARLUCCI et al., 2011).

O clima da região é do tipo subtropical úmido – Cfa, segundo a classificação de Köppen, com verões quentes e sem estação seca definida. A temperatura média do mês mais quente é 22°C e a do mês mais frio é de 12,2° (ALVARES et al., 2013).

Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo em Itaara, Floresta Ombrófila Mista, Bioma Mata Atlântica.



Nós avaliamos três áreas de nascentes degradadas que constituíram os tratamentos de estudo e se encontram em uma área de 260 000 m², isoladas dos fatores de degradação por cercamento desde 2014.

- Área 1 (A1): nascente com histórico de degradação por pecuária bovina e supressão da vegetação, resultando em uma área aberta com predomínio de espécies herbáceas. Em 2014, a área recebeu a instalação de poleiros artificiais e o plantio de 300 mudas distribuídas em 60 núcleos como estratégias de restauração ecológica. As espécies utilizadas foram *Allophylus edulis* (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk., *Campomanesia xanthocarpa* O.Berg, *Cupania vernalis* Cambess, *Eugenia uniflora* L, *Eugenia involucrata* DC., *Luehea divaricata* Mart. & Zucc, *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan, *Prunus myrtifolia* (L.) Urb, *Psidium cattleianum* Sabine e *Schinus terebinthifolius* Raddi.

- Área 2 (A2): nascente com histórico de degradação por pecuária bovina, resultando em um fragmento florestal com dossel formado, porém com escassos sub-bosque e regeneração natural. Além disso, há a presença de *Hovenia dulcis* Thunb, espécie invasora encontrada com expressividade no estrato regenerante em parte da área. A área basal total, abrangendo indivíduos com DAP > 2,5 cm, é de 1,84 m²/ha.

- Área 3 (A3): nascente com histórico de degradação por pecuária bovina, resultando em um fragmento florestal com dossel formado, com sub-bosque e regeneração natural expressivos. A área basal total, abrangendo indivíduos com DAP > 2,5 cm, é de 2,91 m²/ha.

A matriz produtiva é composta por plantios comerciais de *Eucalyptus* sp., lavouras de soja e criação de gado e ovelhas. A região de estudo foi tombada pela Unesco, desde 1993, como “Reserva da Biosfera da Mata Atlântica” e reconhecida pelo Governo do Estado do Rio Grande do Sul como parte do primeiro corredor ecológico do Estado, denominado “Corredor Ecológico da Quarta Colônia” (Portaria SEMA nº 143/2014). O Corredor abrange 11 municípios conectando o Parque Estadual da Quarta Colônia e alvos prioritários de conservação da biodiversidade representados pela Reserva Biológica do Ibicuí Mirim, Parque Natural Municipal de Sobradinho, Terra Indígena Salto Grande do Jacuí e mais 11 remanescentes da Floresta Estacional (SEMA, 2014). Além disso, a região foi classificada pelo Ministério do Meio Ambiente como área de “alta importância biológica” para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira (MMA, 2018).

2.2 COLETA E ANÁLISE DOS DADOS

O estudo foi conduzido ao longo de 12 campanhas mensais compreendendo as quatro estações do ano, de junho de 2016 a maio de 2017. Em cada área foram estabelecidos cinco transectos, traçados com início a partir da nascente, estendendo-se até o final da área, na direção norte-sul. A amostragem foi realizada por caminhamento ao longo desses transectos, em período diurno entre 10h e 16h, apenas em dias ensolarados e com ventos moderados, totalizando 216 horas de observação. A observação foi realizada a 1 m de distância de cada planta em floração, por aproximadamente 10 minutos, sendo registrados o visitante floral em interação (quando tocava as estruturas reprodutivas da flor) e a espécie vegetal associada.

Na amostragem foram incluídos apenas indivíduos com altura de até 4 m, tendo em vista a dificuldade em observar a floração de plantas com alturas superiores. Tanto os insetos quanto as espécies vegetais amostradas foram coletados para posterior identificação e/ou fotografados com câmera digital de alta resolução. Os visitantes foram identificados até o menor nível taxonômico possível, com o auxílio de chaves de identificação, comparações com materiais previamente identificados ou consulta a especialistas.

Os dados de frequência dos visitantes florais e das espécies vegetais foram organizados em uma matriz no software Excel (Microsoft®), onde cada célula foi preenchida

com o número de visitas, formando uma matriz ponderada, de acordo com a frequência de visitas. Essa matriz foi utilizada para a análise de redes, sendo exportada conforme especificidades de cada programa.

As redes mutualísticas foram construídas através do programa Pajek 5.01 (BATAGELJ; MRVAR, 1998) e representadas graficamente em um modelo bipartido, no layout “Energy”. Esse programa também foi utilizado para os cálculos do índice de conectância e do grau médio. A análise do aninhamento foi realizada no software Aninhado 3.0, onde, para estimar a significância do aninhamento, o valor de NODF obtido foi comparado com o valor esperado a partir de 1000 aleatorizações. A matriz foi gerada pelo modelo nulo tipo CE onde a probabilidade de uma interação ocorrer é ponderada pelo número de ocorrências de interações na linha e na coluna (GUIMARÃES; GUIMARÃES, 2006).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 RELAÇÕES PLANTA-VISITANTE FLORAL

Dentre as ordens de insetos importantes para a polinização observadas (Hymenoptera, Diptera, Lepidoptera), Hymenoptera foi a ordem com maior riqueza, representada por abelhas e vespas. As abelhas são consideradas os principais polinizadores em muitos ecossistemas (OLLERTON et al., 2011), o que está relacionado a sua grande dependência por recursos florais (néctar e pólen) para alimentação (PINHEIRO et al., 2014). Apesar de vespas serem raramente consideradas polinizadoras, elas atuam como visitantes regulares em flores nos mais diversos ambientes (SOMAVILLA; KÖHLER, 2012). As ordens Lepidoptera e Diptera também são reconhecidas por sua importância como polinizadores de diversas plantas no Brasil (NADIA; MACHADO, 2014; OLIVEIRA et al., 2014).

A primavera correspondeu ao período de maior amostragem de interações para as áreas, seguida pelo verão e outono. Não foram observadas plantas em floração no período do inverno. A fenofase de floração, independente da forma de vida das espécies, geralmente ocorre após o inverno, uma vez que as baixas temperaturas poderiam danificar estruturas florais e limitar a atividade de polinizadores (FENNER, 1998; MORELLATO et al., 2000).

A1 foi a única área que apresentou interações durante as três estações. Em A2 foram observados visitantes florais somente na primavera e em A3, na primavera e verão. A presença de espécies espontâneas em A1 provavelmente contribuiu para a manutenção de visitantes florais na área, demonstrando que esse tipo de relação agrega interações que muitas vezes não são supridas em áreas florestais. Além disso, tais espécies propiciam microhabitat

adequado para a chegada e estabelecimento de espécies de maior nível de complexidade, acelerando assim o processo de sucessão ecológica (BADANO et al., 2016). Donati (2011) avaliando redes ecológicas em áreas com diferentes idades de restauração concluiu que em todas as idades monitoradas, arbustos e herbáceas são essenciais para o estabelecimento das interações, representando a maior parte das relações observadas.

Apesar de A1 possuir plantios em núcleos como técnica de restauração ecológica, esses não contribuíram efetivamente para aumentar o número de visitantes florais. Durante o período monitorado não foram registradas visitas em indivíduos pertencentes aos núcleos, embora *Schinus terebinthifolius* Raddi e *Psidium cattleianum* Sabine tenham sido observadas em floração em estudo realizado na mesma área (DA SILVA et al., 2019). Fragoso (2014) encontrou diminuição significativa nas métricas das redes na ausência de espécies espontâneas em áreas com plantio de mudas. Em estudo em florestas restauradas na Mata Atlântica foi constatado que as plantas regeneradas naturalmente contribuíram mais com a diversidade de atributos funcionais florais do que as espécies plantadas (VOSGUERITCHIAN, 2010).

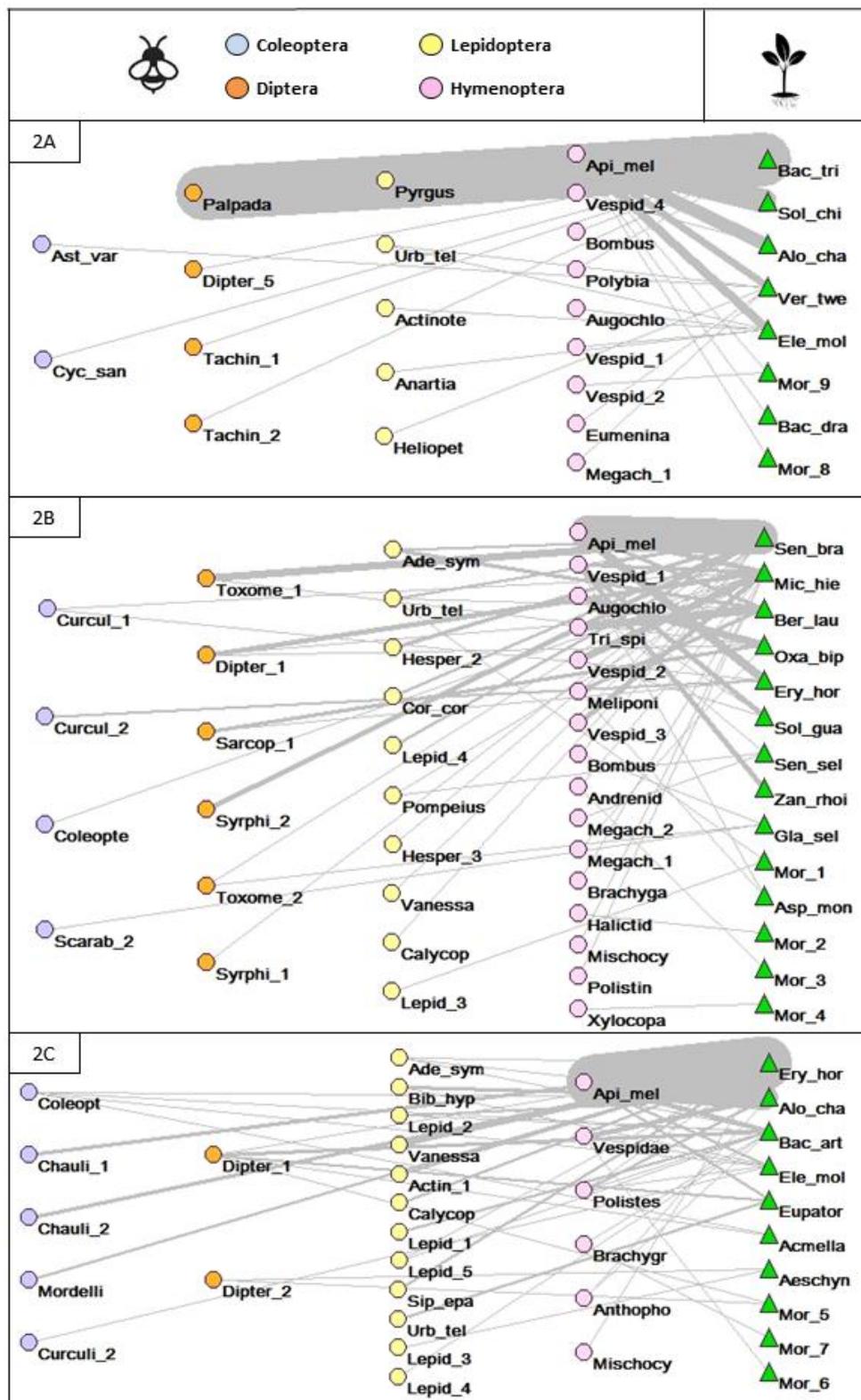
O número reduzido de plantas em floração no sub-bosque de A2 e A3 pode ser atribuído às perturbações pelas quais as áreas passaram. A2 apresenta escassa regeneração natural e sub-bosque, provavelmente relacionada à invasão biológica por *H. dulcis*, terceira espécie com maior densidade na regeneração natural da área, com 2031,3 ind./ha (HUMMEL, dados não publicados). Polisel (2011) também encontrou baixa riqueza de espécies herbáceo-arbustivas em áreas em estágio médio de regeneração na FOM, sugerindo que o efeito de perturbações na comunidade pode dificultar o retorno de riqueza de diferentes formas de vida, em comparação com florestas mais preservadas.

O baixo número de espécies em floração encontrado nas áreas florestais também pode ser atribuído ao critério de amostragem adotado (plantas com até 4 m de altura), que inclui apenas indivíduos herbáceo-arbustivos. É provável que haja espécies em floração dentre as árvores que compõem o dossel, no entanto, devido à dificuldade de observação de plantas com alturas superiores a 4 m, tais indivíduos não foram amostrados.

Os padrões de visitação encontrados em A1 estão ilustrados na Figura 2A. As espécies vegetais que mais receberam visitação foram *Senecio brasiliensis* (Spreng.) Less., *Miconia hyemalis* A.St.-Hil. & Naudin ex Naudin, *Eryngium horridum* Malme, *Baccharis trimera* (Less.) DC. e *Aloysia chamaedryfolia* Cham., que juntas correspondem a 54% do total de

interações na rede. Os principais visitantes florais foram *Apis mellifera*, vespas da família Vespidae, abelhas *Augochlora* sp. e moscas do gênero *Palpada* sp

Figura 2 - Redes de interação planta-visitante floral em estratégias de restauração ecológica Floresta Ombrófila Mista, Bioma Mata Atlântica, sul do Brasil. Em 2A = Área 1 (outono); 2B = Área 1 (primavera); 2C= Área 1 (verão). A nomenclatura de insetos e plantas representados nas redes está contida nos Apêndices A e B, respectivamente.



M. hyemalis destacou-se por apresentar interação com 15 visitantes florais, principalmente vespas e abelhas. Fendrich (2012) encontrou a referida espécie como uma das que apresentaram maior riqueza de polinizadores, com três grupos funcionais (abelhas, moscas e vespas) em estudo realizado na Mata Atlântica. Além das abelhas, *M. hyemalis* também demonstrou intensa interação com vespas (*Brachygastra* sp, *Mischocyttarus* sp, vespas da sub-família Polistinae e da família Vespidae), resultado semelhante ao encontrado por Varassin et al., (2008), que cita que a espécie é principalmente polinizada por vespas e mariposas. É possível que nas plantas que só oferecem pólen as vespas estivessem em busca de outros insetos ou pousadas por acaso, já que não consomem pólen. Apesar disso, é possível que elas realizem a polinização uma vez que percorrem as flores e encostam nos estigmas e nas anteras (FENDRICH, 2012).

S. brasiliensis e *E. horridum*, reportadas como espécies “indesejáveis” (KISSMAN; GROTH, 1992; MOREIRA; BRAGANÇA, 2011), foram responsáveis por um grande número de interações com visitantes florais. *S. brasiliensis* apresentou interação com 15 espécies de visitantes florais presentes na rede, sendo a espécie dominante em termos de floração no mês de novembro/16 em A1. Graumann e Gottsberger (1988) afirmam que a espécie não possui polinizadores especializados, mesmo resultado encontrado por Solera et al. (2007), que também observaram a espécie interagindo com uma ampla gama de insetos. A espécie também demonstrou interações com lepidópteros, principalmente com *Adelpha syma*, *Vanessa* sp., *Calycopis* sp., *Corticea corticea*, *Urbanus teleus* e com mariposas da Família Hesperiiidae.

E. horridum é bastante frequente no Rio Grande do Sul, principalmente em áreas perturbadas, sendo considerada por Lavorel et al. (1998) como especialista em distúrbios. Nas pastagens do Rio Grande do Sul, a espécie atua como “nurse plant”, facilitando o estabelecimento de espécies que não toleram a competição com gramíneas (FIDELIS et al., 2009). A espécie foi a única responsável por manter os polinizadores na área no mês de dezembro/2016 e interagiu com 50% dos visitantes existentes na rede, demonstrando seu alto potencial e importância na atração de polinizadores para áreas em restauração. A principal espécie de visitante para esta planta foi *A. mellifera*. A interação de *E. horridum* com lepidópteros também merece destaque, com sete espécies em comportamento de visita.

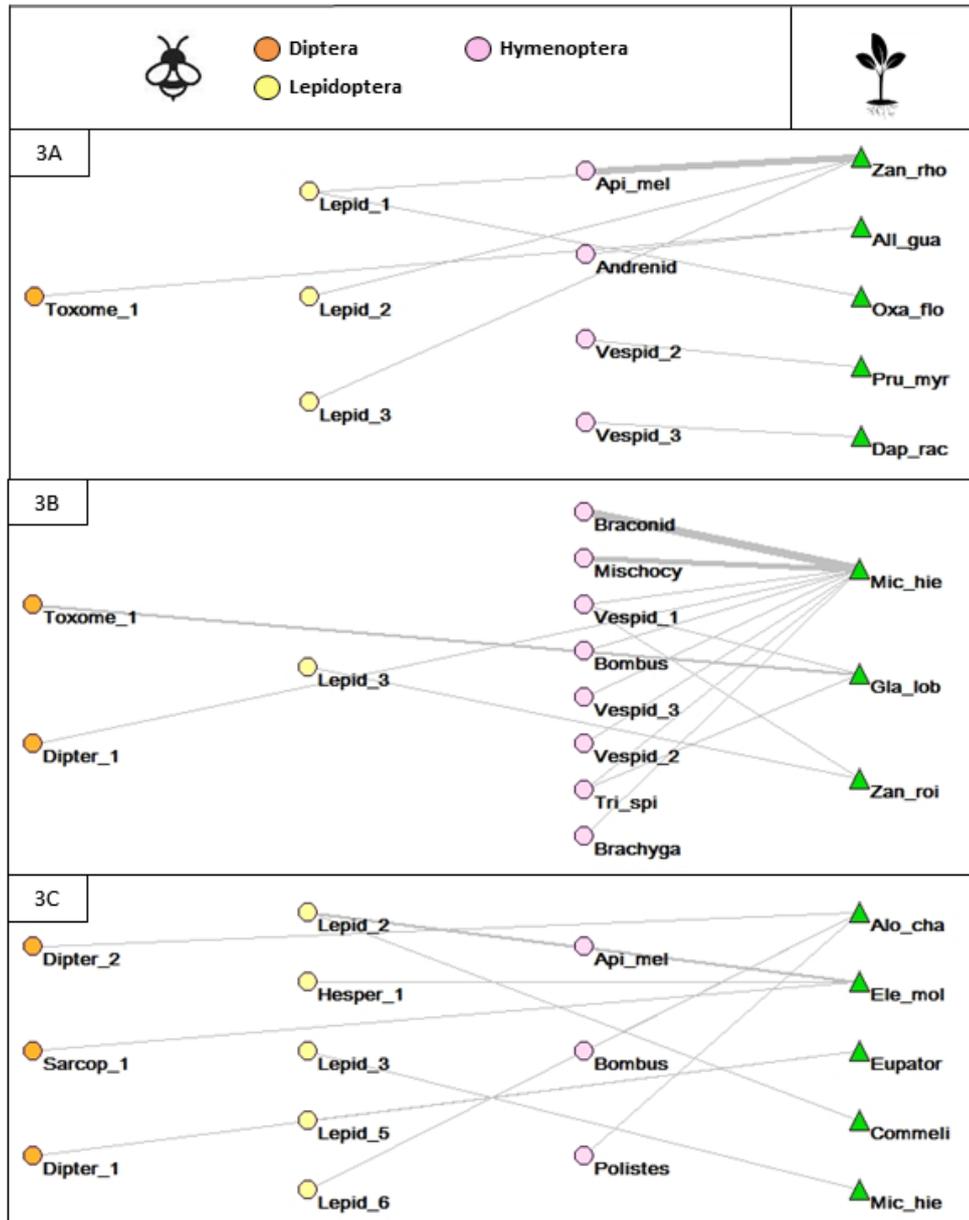
B. trimera demonstrou alta frequência de visitação, que pode ser explicada pela sua morfologia floral e a apresentação de floradas maciças (GONÇALVES; MELO, 2005). Sua floração apresentou forte relação com moscas do gênero *Palpada* sp. A miofilia ocorre quando esses insetos visitam as flores para obtenção de néctar, embora as moscas da família

Syrphidae, como *Palpada* sp., se alimentem principalmente de pólen (CUNHA et al., 2014). As flores polinizadas por moscas tendem a ser menos chamativas e possuir odor forte, como no caso de *B. trimera*, que ainda foi visitada por mais quatro espécies de Diptera.

Em A2 foram observadas quatro espécies arbóreas em floração (*Zanthoxylum rhoifolium* Lam., *Allophylus guaraniticus* (A. St.-Hil.) Radlk., *Prunus myrtifolia* (L.) Urb. e *Daphnopsis racemosa* Griseb.) (Figura 3A). No entanto, a frequência de visitação floral nessas espécies foi baixa e irregular durante o período avaliado.

Em A3 as espécies vegetais com maior frequência de visitação foram *M. hyemalis*, *A. chamaedryfolia* e *Elephantopus mollis* Kunth, correspondendo a 60% do total de interações na rede (Figura 3B e 3C). Entre os visitantes, houve expressiva predominância de vespas (oito espécies). É importante salientar que o local de A3 em que foram observados todos os visitantes corresponde à borda da floresta, constituída principalmente por arbustos e herbáceas.

Figura 3 – Redes de interação planta-visitante floral em estratégias de restauração ecológica Floresta Ombrófila Mista, Bioma Mata Atlântica, sul do Brasil. Em 3A = Área 2 (primavera); 3B = Área 3 (primavera); 3C= Área 3 (verão). A nomenclatura de insetos e plantas representados nas redes está contida nos Apêndices A e B, respectivamente.



A presença de espécies ruderais próximo a áreas florestais pode ser benéfica, pois elas auxiliam na manutenção de polinizadores, fornecendo recursos durante o ano todo. Nesse caso, os efeitos positivos da vegetação ruderal sobre os polinizadores poderiam contrabalançar os efeitos negativos da distância existente entre a área e os remanescentes de floresta nativa (FRAGOSO, 2014). A colonização e persistência do polinizador em áreas naturais restauradas exige que suas necessidades ecológicas sejam atendidas inteiramente

dentro do local de restauração ou dentro da distância de forrageamento do local de restauração (MENZ et al., 2011).

3.2 ESTRUTURA DAS REDES MUTUALÍSTICAS

Todas as redes mutualísticas apresentaram baixa conectância (Tabela 1). A conectância mede o número de interações que ocorreram dentre as interações possíveis, demonstrando a força das ligações entre os elementos de uma rede. Para A1 significa que, das 168 relações possíveis, apenas 28 foram observadas no outono, para a primavera, 63 interações foram observadas dentre as 555 possíveis, e para o verão foram observadas 49 interações dentre as 150 possíveis. Em A2, das 40 relações possíveis, nove foram registradas. Para A3 das 33 possíveis, 14 interações foram observadas na primavera e no verão, das 55 possíveis interações, 12 foram observadas. A menor conectância de A1 em relação à A2 e A3 pode estar relacionada à maior riqueza de espécies encontrada em A1, uma vez que comunidades com maiores números de espécies tendem a apresentar menores valores de conectância (OLESEN; JORDANO 2002, OLESEN et al., 2007). Uma rede com menor conectância entre seus elementos pode tamponar de forma mais eficiente os efeitos das variações ambientais (CSERMELY, 2006). Donati (2011) em redes entre plantas e visitantes florais em áreas em restauração no bioma Mata Atlântica encontrou o valor de 0,10, semelhante aos do presente estudo.

Tabela 1 – Métricas calculadas para as redes de interações planta-visitante floral em estratégias de restauração ecológica na Floresta Ombrófila Mista, Bioma Mata Atlântica, Sul do Brasil (A1= área 1; A2= área 2; A3= área 3; Out.: outono; Prim.: primavera; Ver.: verão).

	A1			A2	A3	
	Out.	Prim.	Ver.	Prim.	Prim.	Ver.
Conectância	0,16	0,11	0,19	0,22	0,42	0,21
Aninhamento	21,24	15,75*	26,08	23,77	42,70	22,55
Grau médio (plantas)	3,5	4,2	4,9	3	4,66	1,09
Grau médio (visitantes florais)	1,33	1,7	1,96	1,87	1,27	2,4

(*)Valor de aninhamento significativo (p <0,10)

Apenas A1 apresentou aninhamento significativo pela análise NODF, demonstrando que o aninhamento encontrado na primavera é diferente do esperado ao acaso. A2 e A3 não apresentaram aninhamento significativo, característica comum em redes de tamanho pequeno (GENINI et al., 2010). Redes aninhadas permitem o amortecimento dos efeitos de possíveis extinções secundárias e a propagação mais lenta de distúrbios através da rede (TYLIANAKIS

et al., 2010). Em termos estruturais, geralmente redes mutualísticas são altamente aninhadas e apresentam baixa conectância (VÁZQUEZ et al., 2009). O aninhamento pode estar relacionado à abundância das espécies, onde as mais abundantes seriam mais generalistas e as menos abundantes teriam seu alcance reduzido (LEWINSOHN et al., 2006). Dessa forma, visitantes florais mais abundantes, como *A. mellifera*, por exemplo, visitam grande parte da comunidade vegetal, da mesma forma que plantas com grande quantidade de flores atraem a maior parte da assembleia de visitantes.

O grau médio (Tabela 1) é uma medida do número de parceiros com os quais uma determinada espécie interage, sendo assim, quanto maior for o grau médio, maior será a coesão da rede. Todas as redes apresentaram, portanto, baixa coesão, uma vez que, em média, cada visitante floral está ligado com até duas espécies de plantas e cada planta se relacionou com aproximadamente quatro visitantes florais.

O baixo número de interações que os visitantes florais estabelecem com as plantas não significa que estes são especialistas, podendo, nesse caso, ocorrer três situações: 1) espécies que visitaram somente uma espécie vegetal em virtude de sua alta densidade e conseqüentemente da grande oferta de recurso frente às demais menos abundantes no momento da avaliação; 2) espécies de visitantes raras nesse ambiente (BIESMEIJER; SLAA, 2006); 3) espécies que foram insuficientemente amostradas. Para a área de estudo é possível que ocorra a situação 1, uma vez que houve dominância de poucas espécies de plantas em floração na maioria dos meses avaliados.

A. mellifera, apesar de ser uma espécie exótica, desempenha um importante papel, principalmente na rede mutualística de A1. Em cálculos de rede, *A. mellifera* geralmente exibe alta centralidade, unindo múltiplos módulos com seu comportamento de interação generalista (SANTOS et al. 2012). Quando se trata de áreas de restauração esse tipo de relação é fundamental, trazendo o retorno dos links essenciais relacionados à estrutura das redes ecológicas (PALMER et al. 1997), particularmente dos grupos funcionais necessários para o funcionamento de processos vitais como a polinização.

De forma geral, as interações planta-visitante revelam-se heterogêneas, indicando um sistema assimétrico onde poucas espécies concentram grande parte das interações, assim como encontrado por Vazquez e Aizen (2004) para 18 redes de interações planta-polinizador. A assimetria das interações é uma das propriedades de redes de interações aninhadas, esperada para as redes ditróficas de interações mutualistas (PIGOZZO; VIANNA, 2010).

Nossos resultados demonstram a importância das espécies espontâneas para o retorno de processos ecossistêmicos vitais. Uma maior diversidade de plantas herbáceas espontâneas

aumenta a diversidade de visitantes florais (CAVALHEIRO et al, 2011; DEPRÁ, 2018; FRAGOSO, 2014; VOSGUERITCHIAN, 2010). Sendo assim, a manutenção de espécies herbáceas espontâneas em áreas de restauração pode ser eficiente para atrair biodiversidade e aumentar o número de interações, de forma que as próprias espécies presentes desencadilhem o processo de sucessão. Com a evolução sucessional, tais espécies deixarão o sistema, mas já terão cumprido seu papel como a atração de grupos faunísticos, aumento da biomassa e melhoria no microclima, auxiliando em uma efetiva restauração de processos.

4 CONCLUSÃO

A presença de espécies espontâneas em projetos de restauração contribui para o retorno e manutenção de visitantes florais.

5 REFERÊNCIAS

- ALVARES C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2013.
- BADANO, E. I. et al. Facilitation by nurse plants contributes to vegetation recovery in human-disturbed desert ecosystems. **Journal of Plant Ecology**, v. 9, p. 485– 497, 2016.
- BATAGELJ V; MRVAR A. Pajek—a program for large network analysis. **Connections**, v. 21, n. 2, p.47–57, 1998.
- BIESMEIJER, J.C.; SLAA, E.J. The structure of eusocial bee assemblages in Brazil. **Apidologie**, v. 37, p. 1-19, 2006.
- BRASIL. Decreto Nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 24 jan 2017, Seção: 1, p. 7.
- BRASIL. Portaria nº 463, de 18 de dezembro de 2018. Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira ou Áreas Prioritárias para a Biodiversidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 19 dez 2018, Edição 243, Seção: 1, p. 160.
- BROWN, J. C.; OLIVEIRA, M. L. The impact of agricultural colonization and deforestation on stingless bee (Apidae: Meliponini) composition and richness in Rondônia, Brazil. **Apidologie**, v. 45, p. 172-188, 2014.
- CARLUCCI, M. B. et al. Conservação da Floresta com Araucária no extremo sul do Brasil. **Natureza & Conservação**, v. 9, p.111-114, 2011.
- CAVALHEIRO, L. G. et al. Natural and within-farmland biodiversity enhances crop productivity. **Ecology Letters**, v. 14, n. 3, p. 251-9, 2011.

CERQUEIRA, A.; FIGUEIREDO, R. A. Percepção ambiental de apicultores: Desafios do atual cenário apícola no interior de São Paulo. **Acta Brasiliensis**, v. 1, n. 3, p. 17-21, 2017

CSERMELY, P. **Weak links: stabilizers of complex systems from proteins to social networks**. Springer-Verlag, Berlin. 2006.

CUNHA, D. A. S.; NÓBREGA, M. A. S.; ANTONIALLI JUNIOR, W. F. Insetos Polinizadores em Sistemas Agrícolas. **Ensaio Cienc., Cienc. Biol. Agrar. Saúde**, v. 18, n. 4, p. 185-194, 2014.

DA SILVA, M. P. K. L. Desenvolvimento inicial e fenologia em núcleos de restauração no bioma Mata Atlântica, Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.14, n.1, 2019.

DENNING, K. R; FOSTER, B. L. Flower visitor communities are similar on remnant and reconstructed tallgrass prairies despite forb community differences. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 4, p. 751–759, 2018.

DEPRÁ, M. S. **Interações plantas-visitantes florais em áreas de restinga: estrutura e redes ecológicas**. 2018. 116p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF. Campos dos Goytacazes – RJ. 2018.

DONATTI, A. J. **Como estão organizadas as redes de interações de visitação floral em áreas de restauração de Floresta Atlântica?** 2011. 46p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

FENDRICH, T. G. **A tendência generalista no sistema de polinização em espécies de Miconieae (Melastomataceae) está relacionada a morfometria das anteras e sementes?** 2012. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná. 2012.

FIDELIS, A. et al. The ecological value of *Eryngium horridum* in maintaining biodiversity in subtropical grasslands. **Austral Ecology**, v. 34, n. 5, p. 558–566, 2009.

FRAGOSO, F. P. **Restabelecimento das interações entre plantas e visitantes florais em áreas restauradas de Floresta Estacional Semidecidual**. 2014. 97 p. Tese (Doutorado em Ciências). Universidade de São Paulo, São Paulo. 2014.

GENINI, J. et al. Cheaters in mutualism networks. **Biology Letters**, v. 6, n. 4, p. 1744-9561, 2010.

GIANNINI, T.C. et al. The Dependence of crops for pollinators and the economic value of pollination in Brazil. **Journal of Economic Entomology**, v.108, p.849-857, 2015.

GONÇALVES, R. B.; MELO, G. A. R. A comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apidae s.l.) em uma área restrita de campo natural no Parque Estadual de Vila Velha, Paraná: diversidade, fenologia e fontes florais de alimento. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, n.4, p. 557-571, 2005.

GRASS, I. et al. Much more than bees—wild flower plantings support highly diverse flower-visitor communities from complex to structurally simple agricultural landscapes. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 225, p. 45–53, 2016.

GRAUMANN, S.; GOTTSBERGER, G. Reproductive strategies in allogamous and autogamous *Senecio* species. **Lagascalia**, v. 15, p. 673–679. 1988.

GUIMARÃES, P. R., P. GUIMARÃES. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. **Environmental Modelling and Software**. v. 21, p. 1512-1513. 2006.

HOLL, K. D. et al. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.

IRIARTE, J.; BEHLING, H. The expansion of *Araucaria* forest in the southern Brazilian highlands during the last 4000 years and its implications for the development of the Taquara/Itararé Tradition. **Environmental Archaeology**, v. 12, n. 2, p. 115–127, 2007.

KAISER-BUNBURY, C. N. et al. Ecosystem restoration strengthens pollination network resilience and function. **Nature**, v. 542, p. 223–227, 2017.

KISSMANN, K. G.; GROTH, D. **Plantas infestantes e nocivas**. São Paulo: Editora BASF Brasileira, 1992. 798p.

KOH, I. et al. Modeling the status, trends, and impacts of wild bee abundance in the United States. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, p. 140–145, 2016.

LAVOREL, S. et al. Identifying functional groups for response to disturbance in an abandoned pasture. **Acta Oecol**, v. 19, p. 227–240, 1988.

LEWINSOHN, T. M.; LOYOLA, R. D.; PRADO, P. I. Matrizes, redes e ordenações: a detecção de estrutura em comunidades interativas. **Oecologia brasiliensis**, v. 10, n.1, p. 90-104, 2006.

LEWINSOHN, T.W. et al. Structure in plant-animal interaction assemblages. **Oikos**, v. 113, p. 174-184, 2006.

MENZ, M. H. et al. Reconnecting plants and pollinators: challenges in the restoration of pollination mutualisms. **Trends in Plant Science**, v. 16, p. 4–12, 2011.

MOREIRA, H. J. C.; BRAGANÇA, H. B. N. **Manual de identificação de plantas infestantes: hortifrutí**. Campinas: FMC Agricultural Products, 2011. 1017 p.

MORELLATO, L.P.C. *et al.* Phenology of Atlantic Rain Forest trees: a comparative study. **Biotropica**, v. 32, p. 811-823, 2000.

NADIA, T. L.; MACHADO, I.C. Polinização por dípteros. p.277-290. In: RECH, A. R.; AGOSTINI, K.; OLIVEIRA, P. E. & MACHADO, I. C. **Biologia da polinização**. Rio de Janeiro: Projeto Cultural. 527 p. 2014.

OLESEN, J. E. et al. Uncertainties in projected impacts of climate change on European agriculture and ecosystems based on scenarios from regional climate models. **Clim. Change**, v. 81, p. 123–143, 2007.

OLESEN, J. M.; JORDANO, P. Geographic patterns in plant-pollinator mutualistic networks. **Ecology**, v. 83, p. 2416-2424, 2002.

OLIVEIRA, R. et al. Polinização por lepidópteros. p.235-258. In: RECH, A. R.; AGOSTINI, K.; OLIVEIRA, P. E.; MACHADO, I. C. **Biologia da polinização**. Rio de Janeiro: Projeto Cultural. 527 p. 2014.

OLLERTON, J.; WINFREE, R.; TARRANT, S. How many flowering plants are pollinated by animals? **Oikos**, v. 120, p. 321-326, 2011.

PALMER, M. A.; AMBROSE, R. F.; POFF, N. L. Ecological theory and community restoration ecology. **Restoration Ecology** v. 5, n. 4, p. 291-300, 1997.

PALMER, M. A.; HONDULA, K. L.; KOCH, B. J. Ecological Restoration of Streams and Rivers: Shifting Strategies and Shifting Goals. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 45, p. 247-249, 2014.

PIGOZZO, C. M.; BLANDINA, F. V. Estrutura da rede de interações entre flores e abelhas em ambiente de Caatinga. **Oecologia Australis**, v. 14, n.1, p. 100-114, 2010.

PINHEIRO, M. et al. Polinização por abelhas. p.205-233. In: RECH, A. R.; AGOSTINI, K.; OLIVEIRA, P. E.; MACHADO, I. C. (Orgs.). **Biologia da polinização**. Rio de Janeiro: Projeto Cultural. 527 p. 2014.

POLISEL, R. T. Florística e fitossociologia do estrato herbáceo e da regeneração arbórea de trecho de Floresta Secundária em Jucituba, SP, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 2, p. 229-240, 2011.

POTTS, S. G. et al. Global pollination declines: trends, impact and drivers. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 25, p. 345– 353, 2010.

SANTOS, G. M. de M. et al. Invasive Africanized honeybees change the structure of native pollination networks in Brazil. **Biological Invasions**, v. 14, p. 2369-2378, 2012.

SEMA - Secretaria do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul. PORTARIA SEMA Nº 143, de 16 de dezembro de 2014. Reconhece o Corredor Ecológico da Quarta Colônia, como instrumento de gestão territorial para promoção da conectividade entre o Parque Estadual da Quarta Colônia e demais alvos prioritários de conservação da biodiversidade identificados na região. **Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, terça-feira, 23 de dezembro de 2014.

SOLERA, M. et al. Estudo das interações entre insetos e *Senecio brasiliensis* em área experimental no campus UCP. **Estudos Biológicos**, v. 29, n. 10, p. 81–87, 2007.

SOMAVILLA, A.; KÖHLER, A. 2012. Preferência floral de vespas (Hymenoptera, Vespidae) no Rio Grande do Sul, Brasil. **EntomoBrasilis**, v. 5(1):21-28.

STEINER, M. et al. Restoration of semi-natural grasslands, a success for phytophagous beetles (Curculionidae). **Biodiversity and Conservation**, v. 25, p. 3005–3022, 2016.

TYLIANAKIS, J. M. et al. Conservation of species interaction networks. **Biological Conservation**, v. 143, p. 2270-2279, 2010.

VARASSIN, I. G.; PENNEYS, D. S.; MICHELANGELI, F. A. Comparative anatomy and morphology of nectar-producing Melastomataceae. **Ann Bot**, v. 102, n. 6, p. 899–909, 2008.

VÁZQUEZ, D. P. et al. Uniting pattern and process in plant-animal mutualistic networks: a review. **Ann. Bot.**, v. 103, p. 1445-1457, 2009.

VÁZQUEZ, D. P.; AIZEN, M. A. Asymmetric specialization: a pervasive feature of plant–pollinator interactions. **Ecology**, v. 85, p. 1251-1257, 2004.

VOSGUERITCHIAN, S. B. **Redes de interação plantas-visitantes florais e a restauração de processos ecológicos em florestas tropicais**. 145 p. 2010. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de São Paulo, São Paulo. 2010.

**ARTIGO 2 - A RESTAURAÇÃO PASSIVA AUMENTA A DIVERSIDADE
FUNCIONAL DA REGENERAÇÃO NATURAL NO BIOMA MATA ATLÂNTICA,
SUL DO BRASIL**

PASSIVE RESTORATION INCREASES THE FUNCTIONAL DIVERSITY OF
NATURAL REGENERATION AT ATLANTIC FOREST, SOUTH OF BRAZIL

RESUMO

O conhecimento sobre a variação de características funcionais de espécies em áreas degradadas tem importância fundamental em ações de restauração ecológica. No entanto, a maioria dos estudos utiliza apenas a taxonomia para descrever a diversidade, desconsiderando a informação funcional que as espécies carregam. O presente trabalho visa avaliar as mudanças na diversidade funcional da regeneração natural em áreas de restauração passiva no Bioma Mata Atlântica, sul do Brasil. As duas áreas avaliadas apresentam diferentes níveis de conservação, ambas com histórico de uso por pecuária bovina e isoladas dos fatores de degradação por cercamento desde 2014, sendo A1: fragmento florestal com sub-bosque e regeneração natural escassos e A2: fragmento florestal com sub-bosque e regeneração natural expressivos. O levantamento considerou indivíduos regenerantes, avaliados em 2016 e 2018. Calculamos a diversidade funcional (FRic) e taxonômica (Shannon) e testamos as diferenças entre as áreas e entre as avaliações pelo teste de Wilcoxon ($p < 0,05$). Os atributos utilizados foram síndrome de dispersão, hábito, deciduidade, tipo de folha e exigência de luz. O cálculo da diversidade funcional resultou em valores diferentes entre as áreas na primeira avaliação, sendo A2 a área mais diversa. A segunda avaliação demonstrou não haver diferenças significativas na diversidade funcional após quatro anos de cercamento das áreas. Apenas A1 demonstrou um aumento significativo na diversidade funcional de 2016 para 2018. A diversidade taxonômica mostrou diferença significativa entre A1 e A2 na primeira e segunda avaliação, sendo A2 a área mais diversa. Não houve diferença significativa quando comparados os anos de avaliação dentro de cada área para esse índice. O uso exclusivo da diversidade taxonômica pode fornecer resultados pouco preditivos sobre o real funcionamento dos ecossistemas. A diversidade funcional foi eficiente para indicar modificações decorrentes do isolamento entre as épocas de avaliação e entre as áreas, melhorando a eficácia no monitoramento de estratégias de restauração ecológica.

Palavras-chave: restauração ecológica; diversidade; atributos funcionais.

ABSTRACT

Knowledge about the variation of functional characteristics of species in degraded areas is fundamental in actions of ecological restoration. However, most studies use only taxonomy to describe diversity, disregarding the functional information that species carry. Our work aims to evaluate changes in functional diversity (FD) in areas of passive restoration in Atlantic Forest, southern Brazil. The two areas present a history of use by bovine livestock and are isolated from the degradation factors since 2014, A1: forest fragment with scarce understory and natural regeneration and A2: forest fragment with expressive understory and natural regeneration. The survey considered regenerating individuals evaluated in 2016 and 2018. We calculated the functional (FRic) and taxonomic (Shannon) diversity and tested the differences

between areas and periods by the Wilcoxon test ($p < 0.05$). The attributes were dispersal syndrome, habit, deciduousness, leaf type and light requirement. Functional diversity resulted in different values between areas in the first assessment, with A2 being the most diverse area. The second evaluation showed no significant differences in functional diversity after four years of fencing. Only A1 showed a significant increase in functional diversity from 2016 to 2018. Taxonomic diversity showed a significant difference between A1 and A2 in the first and second evaluation, with A2 being the most diverse area. There was no significant difference when comparing the years of evaluation within each area for this index. The exclusive use of taxonomic diversity can provide little predictive results on the current functioning of ecosystems. The functional diversity was efficient to indicate modifications due to the isolation between the periods and areas, improving the effectiveness in the monitoring of ecological restoration strategies.

Key words: restoration ecology; diversity; functional traits.

1 INTRODUÇÃO

A fragmentação de ecossistemas naturais deriva principalmente da expansão de áreas agrosilvipastoris e resulta no isolamento dos habitats remanescentes, comprometendo a regeneração natural (MAGNAGO et al, 2014). Nesses casos, a intervenção humana é necessária para reverter a degradação, direcionando a sucessão através de técnicas de restauração ecológica (ENGEL; PARROTTA 2008).

Esse intenso processo de degradação têm impulsionado pesquisas no sentido de compreender a influência da diversidade no funcionamento dos ecossistemas (HOOPER et al., 2005; WARRING et al., 2016; SUGANUMA et al., 2014). A diversidade funcional é um componente de grande relevância para analisar essas mudanças (NAEEM; WRIGHT 2003), uma vez que contribui com informações sobre as características das espécies e suas interações com o ambiente (MASON et al., 2013).

Partindo do pressuposto de que as espécies possuem diferentes estratégias adaptativas, muitas vezes as abordagens e medidas tradicionais, baseadas apenas na taxonomia não são suficientes para explicar os padrões de organização de comunidades e funcionamento de ecossistemas, visto que não consideram suas diferenças funcionais (MCGILL et al., 2006; CIANCIARUSO et al., 2009; MOUCHET et al., 2010).

A restauração ecológica visa restabelecer atributos de estrutura e função de um dado ecossistema (YOUNG, 2000), assim, o conhecimento sobre a variação de características funcionais de espécies em comunidades com diferentes níveis de degradação tem importância fundamental em ações de restauração.

Considerando que a regeneração em ambientes florestais é dinâmica, variável no espaço e tempo (VENTUROLI; FELFILI; FAGG, 2011), a partir da avaliação desse processo

pode-se identificar as principais barreiras que devem ser superadas, a fim de acelerar a sucessão (SAMPAIO et al., 2007).

Dentro desse contexto, o presente trabalho visa responder às seguintes questões: Existe variação significativa na diversidade funcional da regeneração natural entre duas áreas de restauração passiva com diferentes contextos de degradação? Os índices de diversidade funcional e taxonômica convergem na determinação da diversidade durante o monitoramento? O isolamento dos fatores de degradação é eficiente no aumento da diversidade funcional da regeneração natural?

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido na região central do estado do Rio Grande do Sul, no município de Itaara, em área pertencente ao Bioma Mata Atlântica. A formação predominante no local de estudo é a Floresta Ombrófila Mista (FOM), onde se observa a presença de espécies preferenciais dessa formação como *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, *Matayba elaeagnoides* Radlk., *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez, *Gymnanthes klotzschiana*. Müll.Arg, *Daphnopsis racemosa* Griseb., dentre outras. Pesquisas paleoambientais confirmam a distribuição da Floresta de Araucária até o Rebordo do Planalto Sul-riograndense (IRIARTE; BEHLING, 2007), porém essa formação apresenta-se bastante esparsa nos dias atuais, sendo considerada uma das tipologias mais ameaçadas do país (CARLUCCI et al., 2011).

O clima da região é do tipo subtropical úmido – Cfa, segundo a classificação de Köppen, com verões quentes e sem estação seca definida. A temperatura média do mês mais quente é 22°C e a do mês mais frio é de 12,2°C (ALVARES et al., 2013).

Nós avaliamos duas áreas de nascentes degradadas que constituíram os tratamentos de estudo e se encontram em uma área de 74 000 m², ambas isoladas dos fatores de degradação desde 2014:

- Área 1 (A1): nascente com histórico de degradação por pecuária bovina, resultando em um fragmento florestal com dossel formado, porém com sub-bosque e regeneração natural escassos. No estrato regenerante foi registrada a presença da invasora *Hovenia dulcis* Thunb., presente de forma expressiva em parte da área. A área basal total, abrangendo indivíduos com DAP > 2,5 cm, é de 1,84 m²/ha.

- Área 2 (A2): nascente com histórico de degradação por pecuária bovina, resultando em um fragmento florestal com dossel formado, com presença de sub-bosque e regeneração natural. A área basal total, abrangendo indivíduos com DAP > 2,5 cm, é de 2,91 m²/ha.

A matriz produtiva é composta por plantios comerciais de *Eucalyptus* sp., lavouras de soja e criação de gado e ovelhas. A região de estudo foi tombada pela Unesco, desde 1993, como “Reserva da Biosfera da Mata Atlântica” e reconhecida pelo Governo do Estado do Rio Grande do Sul como parte do primeiro corredor ecológico do Estado, denominado “Corredor Ecológico da Quarta Colônia” (Portaria nº 143/2014). O Corredor abrange 11 municípios conectando o Parque Estadual da Quarta Colônia e alvos prioritários de conservação da biodiversidade representados pela Reserva Biológica do Ibicuí Mirim, Parque Natural Municipal de Sobradinho, Terra Indígena Salto Grande do Jacuí e mais 11 remanescentes da Floresta Estacional (SEMA, 2014). Além disso, a região foi classificada pelo Ministério do Meio Ambiente como área de “alta importância biológica” para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira (MMA, 2018).

2.2 COLETA E ANÁLISE DOS DADOS

O levantamento da regeneração natural considerou indivíduos herbáceos, arbustivos, arbóreos e lianas com altura ≥ 30 cm e DAP (diâmetro a altura do peito) < 2,5 cm, quantificados em 16 parcelas de 4 m², distribuídas de forma sistemática nas direções norte, sul, leste, oeste, tendo como ponto central a nascente. Foram realizadas duas amostragens, a primeira em 2016 e a segunda em 2018.

O cálculo da diversidade funcional utilizou duas matrizes para cada área: uma contendo os dados de abundância das espécies e outra com os atributos para cada espécie. A escolha de atributos buscou abordar aspectos relacionados à sobrevivência, crescimento e reprodução da regeneração natural (VIOLLE et al., 2007). Como atributos foram utilizados o hábito (herbáceo; arbustivo; liana; arbóreo), deciduidade foliar (decídua, consideradas as espécies que perdem completamente suas folhas; não-decídua, consideradas as espécies semi-decíduas e perenes), exigência de luz (exigente, consideradas as espécies pioneiras e secundárias iniciais; pouco exigente, consideradas as espécies secundárias tardias e clímacas), síndrome de dispersão (zoocórica; anemocórica; autocórica), presença de folhas compostas (folha composta; folha simples). Para o hábito e tipo de dispersão foram atribuídos valores categóricos. Para os demais atributos foram utilizados valores binários de presença/ausência. Convertamos a matriz de atributos funcionais em uma matriz de distância

pelo método de Gower (Legendre; Legendre, 1998). A obtenção dos atributos envolveu a consulta à literatura científica, listada no Apêndice C.

O cálculo da diversidade funcional utilizou o índice de riqueza funcional (FRic), tendo em vista a sua representatividade dos processos que atuam na estruturação e na distribuição das espécies nas comunidades, em resposta ao ambiente (MASON et al, 2013). A diversidade funcional foi calculada com auxílio da função “dbFD” do pacote FD (LALIBERTÉ e LEGENDRE 2010), no software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2013).

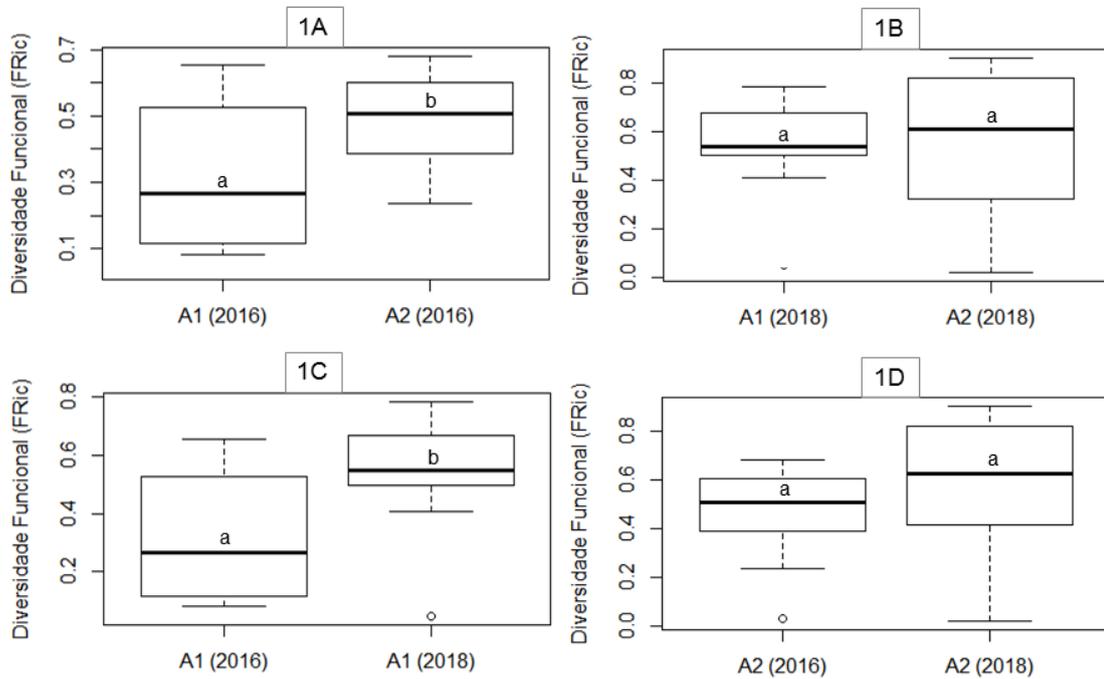
Para análise da diversidade taxonômica foram compilados os dados de abundância de espécies e calculado o índice de Shannon, no software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2013).

Os valores de diversidade foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk para verificação da normalidade dos dados. Como não foi satisfeita essa condição, procedeu-se à análise não paramétrica, através do teste de Wilcoxon ($p < 0,05$), para verificar se houve diferença significativa na diversidade entre as duas áreas e dentro de cada área nas diferentes avaliações.

3 RESULTADOS

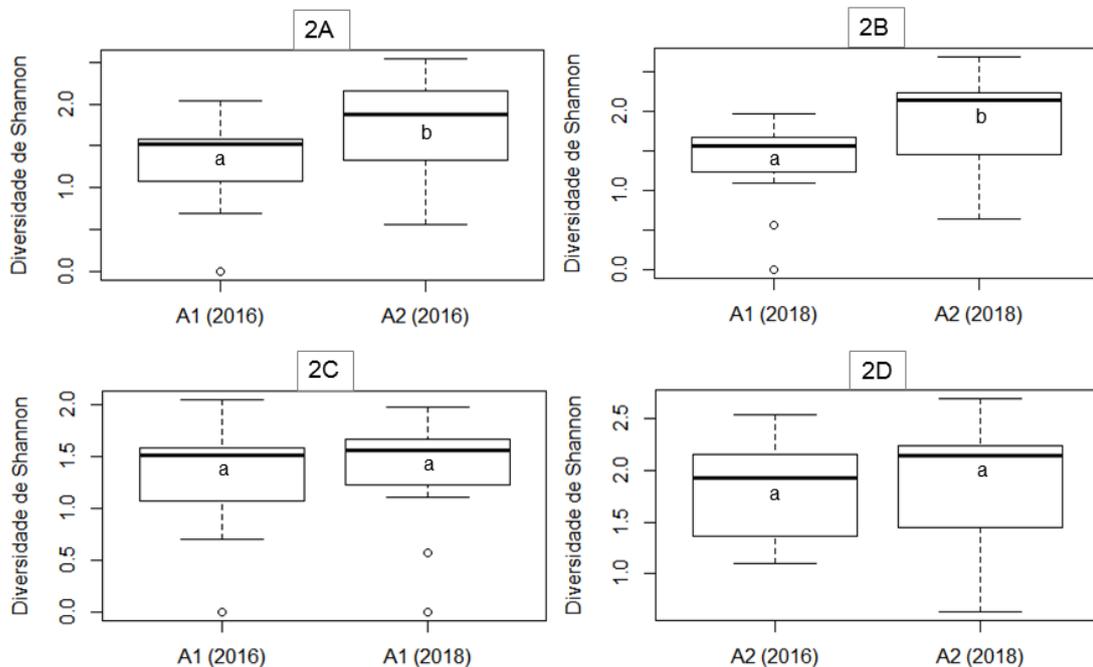
O cálculo da diversidade funcional (FRic) resultou em valores médios significativamente diferentes entre as áreas na primeira avaliação, com maiores valores para A2 (Figura 1A). A segunda avaliação demonstrou não haver diferenças significativas na diversidade funcional após quatro anos de cercamento das áreas (Figura 1B). Quando analisados os dados para cada área, apenas A1 demonstrou um aumento significativo na diversidade funcional (Figura 1C).

Figura 1 – Diversidade funcional (FRic) em área de restauração ecológica na Floresta Ombrófila Mista, Bioma Mata Atlântica, sul do Brasil: comparativo entre as nascentes A1 e A2 para os levantamentos de 2016 e 2018 (Figuras 1A e 1B) e comparativo entre os anos de 2016 e 2018 dentro de cada área (Figuras 1C e 1D). Letras não compartilhadas indicam uma diferença significativa ($p < 0,05$) pelo teste de Wilcoxon.



A diversidade taxonômica (H') mostrou diferença significativa entre A1 e A2 na primeira e segunda avaliação (Figuras 2A e 2B), sendo A2 a área mais diversa. Não houve diferença significativa quando comparados os anos de avaliação dentro de cada área para esse índice (Figuras 2C e 2D).

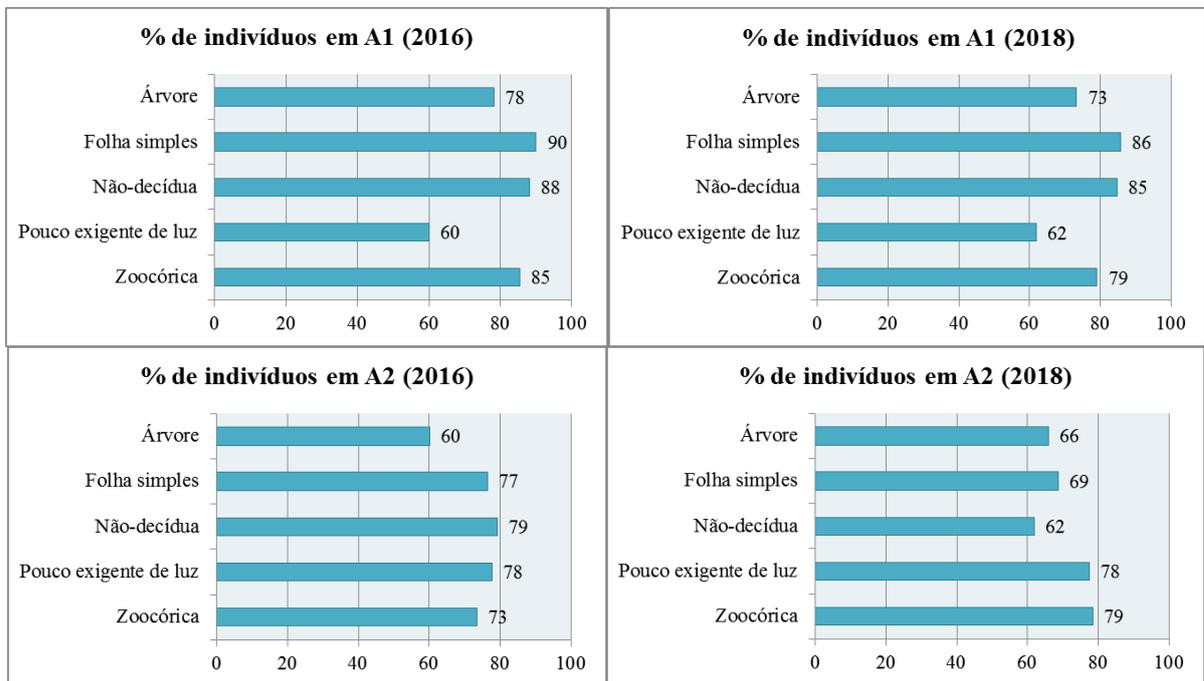
Figura 2 – Diversidade de Shannon em áreas de restauração ecológica na Floresta Ombrófila Mista, Bioma Mata Atlântica, sul do Brasil: comparativo entre as nascentes A1 e A2 para os levantamentos de 2016 e 2018 (Figuras 2A e 2B) e comparativo entre os anos de 2016 e 2018 dentro de cada área (Figuras 2C e 2D). Letras não compartilhadas indicam uma diferença significativa ($p < 0,05$) pelo teste de Wilcoxon.



Comparando as respostas dos dois índices calculados, enquanto a diversidade taxonômica sinaliza uma clara diferença entre as áreas, sendo A2 a área mais diversa nas duas avaliações (Figuras 2A e 2B), em termos de diversidade funcional apenas na primeira avaliação as áreas demonstraram diferença significativa (Figura 1A). Em relação à evolução de cada área ao longo do período monitorado, o aumento na diversidade funcional em A1 (Figura 1C) não aconteceu com a diversidade taxonômica, que permaneceu invariável (Figura 2C). Para a evolução sucessional em A2 os dois índices convergiram na determinação da diversidade (Figuras 2D e 1D).

Quanto aos atributos, houve a predominância, em A1 e A2, nos dois períodos de avaliação, de espécies zoocóricas, de hábito arbóreo, pouco exigentes em luz, com folhas simples e não-decíduas (Figura 3).

Figura 3 – Principais atributos funcionais dos indivíduos avaliados em áreas de restauração ecológica na Floresta Ombrófila Mista, Bioma Mata Atlântica, sul do Brasil.



4 DISCUSSÃO

Após quatro anos do isolamento e retirada do gado, os efeitos da degradação, que em um primeiro momento estavam mais atuantes na diversidade funcional de A1, se tornaram menos restritivos e permitiram que novas espécies, com maior diversidade de funções, se estabelecessem. A diversidade funcional de caracteres vegetativos tende a aumentar à medida que a sucessão natural de florestas secundárias progride (BU et al., 2014; LOHBECKET et al., 2012). Com isso, a força dos filtros enfraquece, e a chegada de espécies com diferentes características pode expandir o espaço de atributos, aumentando a diversidade funcional (CRAVEN et al., 2018). Warring et al. (2016) concluíram que a diversidade funcional aumentou ao longo do processo sucessional em estudo na Mata Atlântica, resultado atribuído à diversificação de características reprodutivas das espécies.

O distúrbio exerce um grande papel na manutenção da biodiversidade e sua ocorrência afeta a regeneração de florestas tropicais, implicando em diferentes tipos de respostas da regeneração após a perturbação (ARAÚJO; SANTOS; COELHO, 2016). O aumento na diversidade funcional em A1 (Figura 1C) pode estar associado à hipótese do distúrbio intermediário, segundo a qual a maior diversidade é encontrada em níveis intermediários da ação do distúrbio, e que, na ausência ou alta frequência de distúrbios, grupos funcionais serão

beneficiados em algum momento e prevalecerão dominantes sobre outros, levando à diminuição da diversidade de espécies devido à competição (COLLINS; GLENN, 1997).

A maneira como o ecossistema responderá a determinado distúrbio está associada a sua estabilidade, que depende de sua resistência e resiliência. Quanto maior o número de grupos funcionais, maior a probabilidade de superar adversidades ambientais sem alteração de suas funções (WALKER et al., 1999). Como A2 partiu de uma condição menos degradada, houve um aumento pouco expressivo em termos de diversidade funcional (Figura 1D) e diversidade de Shannon (Figura 2D) durante o período monitorado. Esse resultado se deve, provavelmente, à maior resistência e resiliência de A2.

Comparando as duas áreas, A1 inicialmente apresentou menor diversidade funcional na regeneração natural (Figura 1A), provavelmente devido aos diversos fatores de degradação atuantes como o histórico de uso pelo gado e à presença expressiva da invasora *Hovenia dulcis* no estrato regenerante. Em condições de maior intensidade de uso do solo (e.g. pastoreio, desmatamento), a riqueza funcional diminui (FLYNN et al., 2009; LALIBERTÉ et al., 2010; MAYFIELD et al., 2010; LALIBERTÉ et al., 2013), bem como a dispersão das características funcionais em cada grupo (LALIBERTÉ et al., 2010). A diversidade biológica é fortemente condicionada por processos ecológicos que atuam como filtros sobre o pool regional de espécies, conduzindo à formação de determinados tipos de padrões (GÖTZENBERGER et al., 2011; SOKOL et al., 2011) de acordo com as limitações de cada área. Tais filtros envolvem limitações de dispersão, tolerâncias ao meio abiótico e interações bióticas (HILLERISLAMBERS et al., 2012). Mudanças no ambiente por ações antrópicas têm sido relatadas como fatores que influenciam a riqueza de espécies, os atributos funcionais e a diversidade funcional (GIRÃO et al., 2007; LOPES et al., 2009; TABARELLI et al., 2010; MAYFIELD et al., 2010; GARCIA et al., 2015).

Alguns atributos predominantes no estrato regenerante das duas comunidades indicam que as áreas estão avançando em termos sucessionais, como a predominância de espécies de hábito arbóreo, zoocóricas e pouco exigentes de luz. Quando se trata de áreas em processo de restauração, esse tipo de dispersão é fundamental para o aumento das interações ecológicas (METZGER, 2008). Estudos sobre a diversidade funcional na Floresta de Araucária confirmam que a fauna dispersora de fato impulsiona a expansão das florestas desde os estágios iniciais de sucessão até os estágios posteriores (STREIT et al., 2014). A proporção de espécies zoocóricas encontradas no presente estudo (72% a 82 %) pode ser considerada positiva, uma vez que as florestas da Mata Atlântica precisam de aproximadamente 65 anos

para atingir uma proporção de 80% das espécies dispersas por animais, segundo estudo realizado em 18 áreas degradadas com diferentes idades no Bioma (LIEBSCH et al., 2008).

A presença de espécies pouco exigentes em luz é coerente com o estágio sucessional que as áreas se encontram, com estrutura de dossel formada e baixa incidência de luz no piso florestal. O desaparecimento de espécies pioneiras é característico da evolução sucessional e está associado a fases de recuperação do ecossistema pós-distúrbio (WERNECK; FRANCHESCHINELLI, 2004). Em áreas degradadas da Mata Atlântica, o primeiro atributo a ser recomposto com o avanço da sucessão ecológica é o número de espécies zoocóricas, seguido pelo número de espécies não pioneiras, pelo número espécies do sub-bosque e por fim a proporção de espécies endêmicas (LIEBSCH et al., 2008).

Os dois tipos de índices de diversidade calculados divergiram em termos de resposta ecológica para as áreas analisadas. Esse resultado é importante pois reflete a importância de avaliar parâmetros que vão além da simples quantificação do número de espécies. Quando considerado o papel que cada espécie desempenha no ecossistema, é possível perceber que houve um ganho em diversidade com a chegada de espécies funcionalmente distintas à medida que a sucessão avança. Os resultados dessa pesquisa fortalecem o entendimento de que utilizar apenas medidas de riqueza e diversidade de espécies pode fornecer resultados pouco preditivos do funcionamento real dos ecossistemas. Na análise da diversidade taxonômica todas as espécies são consideradas equivalentes, isto é, todas teriam a mesma importância no que diz respeito à quantidade de informação que carregam, não importando se algumas possuem alto valor de conservação ou ainda se outras são mais importantes para a manutenção dos processos na comunidade (MAGURRAN, 2004). Sendo assim, as medidas tradicionalmente usadas no monitoramento de comunidades podem não ser suficientes para captar os diferentes aspectos da funcionalidade do ecossistema e, portanto, de sua capacidade de manutenção dos serviços essenciais para a sociedade (MORI et al., 2013).

Pesquisas de longo prazo em áreas de restauração são fundamentais para detectar mudanças na composição de espécies e sua interferência na trajetória sucessional dos ecossistemas (WHITE; STROMBERG, 2010). Estudos como esse são importantes para identificar a capacidade de resposta da comunidade frente às perturbações, a fim de melhorar a resiliência do ecossistema e verificar a necessidade de novas intervenções.

O isolamento foi uma técnica eficiente para a restauração ecológica das áreas, muito provavelmente devido à resiliência local e de paisagem. Apesar de apresentarem fragilidades quanto à estrutura e diversidade, as áreas não possuíam degradação a nível abiótico. A restauração passiva pode ser utilizada em áreas pequenas e com baixo nível de degradação a

nível abiótico, reduzindo consideravelmente os custos de restauração e aumentando os benefícios sociais e ecológicos (PRACH et al., 2019). Além disso, a paisagem regional possui alto potencial de regeneração devido à sua localização dentro do Corredor Ecológico da Quarta Colônia, o que pode ter refletido na rapidez de aumento dos índices ao longo do monitoramento. Fragmentos florestais existentes próximos a áreas em restauração apresentam uma contribuição potencial para a colonização na Mata Atlântica, mesmo em paisagens altamente fragmentadas (SUGANUMA et al., 2014).

5 CONCLUSÃO

A diversidade funcional foi eficiente para indicar modificações decorrentes do isolamento entre as épocas de avaliação e entre as áreas, melhorando a eficácia no monitoramento de estratégias de restauração ecológica.

Índices de diversidade taxonômica e funcional não convergem, mas se complementam no monitoramento de projetos de restauração.

6 REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2013.
- ARAÚJO, F. C.; SANTOS, R. M.; COELHO, P. A. O papel do distúrbio na regeneração natural dos ecossistemas florestais. **Revista de Ciências Agroambientais**, v.14, n.1, p.131-142, 2016.
- BU, W.; ZANG, R.; DING, Y. Functional diversity increases with species diversity along successional gradient in a secondary tropical lowland rainforest. **Tropical Ecology**, v. 55, n. 3, p.393–401, 2014.
- CARLUCCI, M. B.; JARENKOW, J. A.; DUARTE, L. D. S. & PILLAR, V. P. Conservação da Floresta com Araucária no extremo sul do Brasil. **Natureza & Conservação**, v. 9, p.111-114, 2011.
- CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 93–103, 2009.
- COLLINS, S. L.; GLENN, S. M. Intermediate Disturbance and its relationship to within- and between- patch dynamics. **New Zealand Journal of Ecology**, v. 21, n. 1, p. 103-110, 1997.
- CRAVEN, D. et al. Environmental filtering limits functional diversity during succession in a seasonally wet tropical secondary forest. **Journal of Vegetation Science**, v. 29, n. 3, p. 511–520, 2018.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. P. 1-26 In: KAGEYAMA, P. Y., DE OLIVEIRA, R. E., DE MORAES, L. F. D., ENGEL, V. L. AND MENDES, F.B.G. (Eds.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**, Botucatu: Editora FEPAF. 340 p. 2003.

FLYNN, D. F. B. et al. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology Letters**, v. 12, p. 22-33, 2009.

GARCIA, L. C. et al. Flower functional trait responses to restoration time. **Applied Vegetation Science**, v. 18, n. 3, p. 402–412, 2015.

GIRÃO, L.C. et al. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic forest landscape. **PloS One**, v. 2, p. 1–12, 2007.

GÖTZENBERGER, L. et al. Ecological assembly rules in plant communities—approaches, patterns and prospects. **Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 87, n. 1, p. 111-27, 2012.

HILLERISLAMBERS, J. et al. Rethinking Community Assembly through the Lens of Coexistence Theory. **Annual Review Ecology**, v.43, p. 227 – 48, 2012.

HOOPER, D. U. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, p. 3–35, 2005.

IRIARTE, J.; BEHLING, H. The expansion of Araucaria forest in the southern Brazilian highlands during the last 4000 years and its implications for the development of the Taquara/Itararé Tradition. **Environmental Archaeology**, v. 12, n. 2, p. 115–127, 2007.

LALIBERTÉ, E. et al. Land use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. **Ecology Letters**, v. 13, p. 76-86, 2010.

LALIBERTÉ, E., LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, p. 299:305, 2010.

LALIBERTÉ, E., NORTON, D. A., & SCOTT, D. Contrasting effects of productivity and disturbance on plant functional diversity at local and metacommunity scales. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, p. 834-842, 2013.

LIEBSCH, D., MARQUES, M.C.M. & GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biol. Conserv.**, v. 141, p. 1717-1725, 2008.

LOHBECK, M. et al. Functional diversity changes during tropical forest succession. Perspectives in Plant Ecology, **Evolution and Systematics**, v. 14, n. 2, p.89–96, 2012.

LOPES, A.V. et al. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1154–1165, 2009.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v. 102, p. 475-485, 2014.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Blackwell, Oxford, p. 256. 2004.

MASON, N. W. H. et al. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, n.1, p. 112–118, 2005.

MAYFIELD, M. M. et al. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 4, p. 423–431, 2010.

MCGILL, B.J., ENQUIST, B.J., et al. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, p. 178–185. 2006.

METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P. Y. et al. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2008, p. 49-76.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. PORTARIA Nº 463, DE 18 DE DEZEMBRO DE 2018. Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira ou Áreas Prioritárias para a Biodiversidade. **Diário Oficial da União**, 19 de dezembro de 2018, Edição 243, Seção: 1, p.160.

MORI, A. S.; FURUKAWA, T.; SASAKI, T. Response diversity determines the resilience of ecosystems to environmental change. **Biological Reviews**, v. 88, n.2, p. 349-364, 2013.

MOUCHET, M. et al. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, n. 24, p. 867-876, 2010.

NAEEM, S.; WRIGHT, J. P. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. **Ecology Letters**, v. 6, p. 567–579. 2003.

PRACH, K. et al. Possibilities and limitations of passive restoration of heavily disturbed sites, *Landscape Research*. DOI: 10.1080/01426397.2019.1593335. 2019.

SAMPAIO, A. B.; HOLL, K. D.; SCARIOT, A. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil? **Restoration Ecology**, v. 15, n. 3, p. 462-471, 2007.

SEMA – SECRETARIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. PORTARIA SEMA Nº 143, de 16 de dezembro de 2014. Reconhece o Corredor Ecológico da Quarta Colônia, como instrumento de gestão territorial para promoção da conectividade entre o Parque Estadual da Quarta Colônia e demais alvos prioritários de conservação da biodiversidade identificados na região. **Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, 23 de dezembro de 2014, p. 53.

SOKOL, E. R. et al. The assembly of ecological communities inferred from taxonomic and functional composition. **The American Naturalist**, v. 177, p. 630-644, 2011.

STREIT, H. et al. Patterns of diaspore functional diversity in Araucaria Forest successional stages in extreme southern Brazil. **Rev. Bras. Bioci.**, Porto Alegre, v. 12, n. 2, p. 106-114, 2014.

SUGANUMA, M. S.; ASSIS, G. B.; DURIGAN, G. Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Forest. **Community Ecology**, v. 15, n. 1, p. 27-36, 2014.

TABARELLI, M. et al. Effects of Pioneer Tree Species Hyperabundance on Forest Fragments in Northeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 24, p. 1654–1663, 2010.

VENTUROLI, F.; FELFILI, J. M.; FAGG, C. W. Avaliação temporal da regeneração natural em uma floresta estacional semidecídua secundária, em Pirenópolis, Goiás. **Rev. Árvore**, v. 35, n.3, p.473-483, 2011.

VIOLLE, C. et al. Let the concept of trait be functional. **Oikos**, v. 116, p. 882-892, 2007.

WALKER, B.; KINZIG, A.; LANGRIDGE, J. Plant Attribute Diversity, Resilience, and Ecosystem Function: The Nature and Significance of Dominant and Minor Species. **Ecosystems**, v. 2, n. 2, p. 95-113, 1999.

WARRING, B. et al. Functional diversity of reproductive traits increases across succession in the Atlantic forest. **Rodriguesia**, v. 67, n. 2, p. 321–333, 2016.

WERNECK, M. S.; FRANCESCHINELLI, E. V. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 174, p. 337-346, 2004.

WHITE, J. M.; STROMBERG, J. C. Resilience, restoration, and riparian ecosystems: case study of a dryland, urban river. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 1, p. 101–11., 2011.

YOUNG, T. P. Restoration ecology and conservation biology. **Biological Conservation**, v. 92, p. 73-8. 2000.

3 DISCUSSÃO GERAL

A maior parte dos estudos relacionados à vegetação realizados no extremo sul do país apresenta um panorama basicamente florístico das comunidades, focado principalmente nas espécies que compõe o dossel florestal. Essa abordagem, apesar de importante para avaliar como a comunidade se organiza em termos de estrutura horizontal e vertical, não reflete a dinâmica da sucessão ecológica, fornecendo resultados pouco preditivos sobre a trajetória do processo de restauração. Nos dois artigos evidenciamos como a regeneração natural e as espécies espontâneas podem favorecer a sucessão ecológica e melhorar o funcionamento dos ecossistemas.

Demonstramos o importante papel das espécies espontâneas como impulsionadoras da sucessão ecológica. A predominância de espécies herbáceas e arbustivas contribuindo efetivamente para manutenção de visitantes florais em áreas alteradas mostra que este tipo de relação complexifica o ecossistema, agregando interações. Além do papel de manutenção dos polinizadores, tais espécies propiciam um micro-habitat adequado para a chegada e estabelecimento de espécies de maior nível de complexidade, acelerando assim o processo de sucessão ecológica.

Também conseguimos constatar que a diversidade funcional aumenta ao longo processo sucessional com o simples isolamento dos fatores de degradação, evidenciando o potencial da restauração passiva. É possível restaurar efetivamente um ecossistema com a atuação estratégica baseada nos processos ambientais e nas potencialidades de cada área, sem que para isso seja necessário aumentar-se custos e esforços. O grande papel dos restauradores está em permitir que a sucessão natural ocorra e não em atrapalhar esse processo, inserindo elementos que muitas vezes não irão interagir para criar relações mais complexas.

As metas atuais de restauração ecológica incluem cada vez mais a recuperação e a melhoria da funcionalidade para apoiar os múltiplos serviços ecossistêmicos prestados. Na maioria dos casos a comunidade vegetal é restaurada, mas os serviços ecossistêmicos demandados pela sociedade não. Portanto, estudos abordando não somente as espécies vegetais, mas os processos ecológicos envolvidos são de fundamental importância em pesquisas de restauração florestal.

4 REFERÊNCIAS

- ALMEIDA R. O. P. O.; SÁNCHEZ L. E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. **Revista Árvore** v. 29, n.1, p. 47-54, 2007.
- AQUINO, C. et al. Aspectos da regeneração natural e do estabelecimento de espécies arbóreas e arbustivas em área ciliar revegetada junto ao Rio Mogi-Guaçu, SP, Brasil. **Revista Hoehnea**, v. 40, n. 3, p. 437-448, 2013.
- BARBOSA, L. M. et al. Recuperação florestal com espécies nativas no estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar estatístico**, v.6, n.1, p.28-34, 2003.
- BATALHA, M. A. et al. Phylogeny, traits, environment, and space in cerrado plant communities at Emas National Park (Brazil). **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 206, p. 949–956, 2011.
- BENNETT AF, et. al. Ecological processes: a key element in strategies for nature conservation. **Ecological Management & Restoration**, v. 10, n.3, p. 192-199, 2009.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.
- BRANCALION, P. H. S.; HOLL, K. D. Functional composition trajectory: a resolution to the debate between Suganuma, Durigan, and Reid. **Restoration Ecology**, v. 24, p. 1-3, 2016.
- BRASIL, Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa - Decreto no 8.972, de 23 de janeiro de 2017. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/D8972.htm. Acesso em 23 jun 2019.
- BROWN, J. C.; OLIVEIRA, M. L. The impact of agricultural colonization and deforestation on stingless bee (Apidae: Meliponini) composition and richness in Rondônia, Brazil. **Apidologie**, v. 45, p. 172-188, 2014.
- CAES B. R. M. **Mastofauna terrestre associada a áreas em processo de restauração na fazenda experimental Edgárdia, Botucatu – SP**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, Botucatu. 71 p, 2009.
- CARVALHO, G.H. et al. Are fire, soil fertility and toxicity, water availability, plant functional diversity, and litter decomposition related in a Neotropical savanna? **Oecologia**, v. 175, p. 923–935, 2014.
- CERQUEIRA, A.; FIGUEIREDO, R. A. Percepção ambiental de apicultores: Desafios do atual cenário apícola no interior de São Paulo. **Acta Brasiliensis**, v. 1, n. 3, p. 17-21, 2017.
- CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 93–103, 2009.
- DAMASCENO A.C.F. **Macrofauna edáfica, regeneração natural de espécies arbóreas, lianas e epífitas em florestas em processo de restauração com diferentes idades no Pontal**

do Paranapanema. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais), 2005. Universidade de São Paulo, Piracicaba. 107 pp. 2005.

DUARTE, L. D. S., et al. Plant diaspora traits as indicators of mutualistic interactions in woody vegetation patches developing into a grassland-forest mosaic. **Community Ecology**, v. 12, p. 126-134, 2011.

FORUP, M. L. et al. The restoration of ecological interactions: plant-pollinator networks on ancient and restored heathlands. **Journal of Applied Ecology** v. 45, p. 742-752, 2008.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA (SOS Mata Atlântica); Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: Período 2011-2012.** São Paulo: SOS Mata Atlântica, 2013, 61 p.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Metodologias de restauração florestal. In: FUNDAÇÃO CARGILL. **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas.** São Paulo, p. 109-143. 2007.

GARCIA, L. C. et al. Flower functional trait responses to restoration time. **Applied Vegetation Science**, v. 18, n. 3, p. 402–412, 2015.

GEORGE, T. L.; ZACK, S. Spatial and temporal considerations in restoring habitat for wildlife. **Restoration Ecology** v. 9, n. 3, p. 272-279, 2001.

GIANNINI, T.C. et al. The Dependence of crops for pollinators and the economic value of pollination in Brazil. **Journal of Economic Entomology**, v. 108, p. 849-857, 2015.

GIRÃO, L. C. et al. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic forest landscape. **PloS One**, v. 2, n. 9, p. 1–12, 2007.

GISLER, C. V. T. **Estrutura e função das matas ciliares remanescentes e implantadas em Santa Cruz das Palmeiras, SP.** Tese (Doutorado em Biologia Vegetal). Universidade Estadual Paulista —Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro. 167 p, 2000.

GONZAGA, L. M. **A sucessão ecológica em ambientes florestais em restauração: estrutura e dinâmica da regeneração natural.** 102 p. 2016. Dissertação (Mestrado em Silvicultura e Genética Florestal).UFLA, Lavras, 2016.

GRASS, I. et al. Much more than bees-wildflower plantings support highly diverse flower-visitor communities from complex to structurally simple agricultural landscapes. **Agriculture, Ecosystems and Environment** v. 225, p. 45–53, 2016.

HERRICK, J. E. et al. An integrated framework for science-based arid land management. **Journal of Arid Environments**, v. 65, p. 319– 335, 2006.

HOOPER, D.U. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs** v. 75, p. 3–35, 2005.

KAISER-BUNBURY, C. N. et al. Ecosystem restoration strengthens pollination network resilience and function. **Nature**, v. 542, p. 223–227, 2017.

KLEIN, A. S. et al. Regeneração natural em área degradada pela mineração de carvão em Santa Catarina, Brasil. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 62, n. 3, p. 297-304, 2009.

LETCHER, S. G.; CHAZDON, R. L. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in northeastern Costa Rica. **Biotropica** v. 41, p. 608-617, 2009.

LOHBECK, M. et al. Functional diversity changes during tropical forest succession. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 14, n. 2, p. 89–96, 2012.

LONGCORE T. Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in coastal sage scrub (California, U.S.A.). **Restoration Ecology** v. 11, n. 4, p. 397-409. 2003.

LOPES, A. V. et al. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edgedominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1154– 1165, 2009.

MARCILIO-SILVA, V., PILLAR, V. D., MARQUES M. C. M. Functional turnover and community assemblage during tropical forest succession. **Community Ecology**, p. 88-97, 2016.

MCCLAIN, C.D.; HOLL, K.D.; WOOD, D. M. Successional models as guides for restoration of riparian forest understory. **Restoration Ecology**. v. 19, p. 280-289. 2011.

MCGILL, B.J.; ENQUIST, B.J., et al. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in Ecology and Evolution**., v. 21, p. 178–185. 2006.

MELO A. C. G. **Reflorestamentos de restauração de matas ciliares: análise estrutural e método de monitoramento no médio Vale do Paranapanema (SP)**. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental), Universidade de São Paulo, São Carlos. 141 pp. 2004.

MEMMOTT, J. The structure of a plant-pollinator food web. **Ecology Letters** v. 2, p. 276-280. 1999.

MENZ, M. H. et al. Reconnecting plants and pollinators: challenges in the restoration of pollination mutualisms. **Trends in Plant Science**, v. 16, p. 4–12, 2011.

MORI, A.S.; FURUKAWA, T.; SASAKI, T. Response diversity determines the resilience of ecosystems to environmental change. **Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.**, v. 88, p. 349–64, 2013.

MOUCHET, M. et al. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, n. 24, p. 867-876, 2010.

MUSTAJÄRVI, K et al. Consequences of plant population size and density for plant – pollinator interactions and plant performance. **Journal of Ecology**, v. 89, p. 80–87, 2001.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

PALMER M.A.; AMBROSE R.F.; POFF N.L. Ecological theory and community restoration ecology. **Restoration Ecology** v. 5, n. 4, p. 291-300. 1997.

PALMER, M.A.; FILOSO, S. Environmental markets: the power of regulation response. **Science** v. 326, p. 1061–1062. 2009.

PALMER, M. A.; HONDULA, K. L.; KOCH, B. J. Ecological Restoration of Streams and Rivers: Shifting Strategies and Shifting Goals. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst**, v. 45, p. 247–69, 2014.

RAYFIELD, B. M. et al. Assessing simple versus complex restoration strategies for industrially disturbed forests. **Restoration Ecology**. v. 13, p. 638-649, 2005.

REIS, A. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza e Conservação** v.1, n.1, p. 28-36. 2003.

RIGUEIRA, D. M. G.; MARIANO-NETO, E. Monitoring: an integrated proposal for the evaluation of the success of ecological restoration projects for Brazilian forested areas. **Revista Caititu**, v. 1, n. 1, p. 73–88, 2013.

RODRIGUES R. R. et al. Atividades de adequação ambiental e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP. **Pesquisa Florestal Brasileira** v. 55, p. 7-21, 2007.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. LERF/ESALQ, Instituto BioAtlântica, São Paulo. Brasil. 264 p. 2009.

RUIZ-JAÉN, M.C.; AIDE, T.M. Vegetation structure, species diversity and ecosystem processes as measures of restoration success. **Forest Ecology and Management**. v. 218, p. 159-173. 2005.

SANSEVERO J. B. B. et al. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic Forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. **Restoration Ecology**, v.19, n.3, p.379-389, 2011.

SANTOS, B. A. et al. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 141, n. 1, p. 249–260, 2008.

SER (Society for Ecological Restoration). 2004. **Society for Ecological Restoration International's primer of ecological restoration**. Disponível em: <http://www.ser.org/Primer>. Acesso em: 16 jun 2019.

SILVA, W. R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. (Eds.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2008: p. 79-90.

SIQUEIRA, L.P. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do estado de São Paulo, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais), Universidade de São Paulo, Piracicaba. 116 pp. 2002.

SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of seasonal semideciduous forests: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v.191, n.1-3, p.185-200, 2004.

STEINER, M. et al. Restoration of semi-natural grasslands, a success for phytophagous beetles (Curculionidae). **Biodiversity and Conservation**, v. 25, p. 3005–3022, 2016.

SUGANUMA, M. S.; ASSIS, G. B.; DURIGAN, G. Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Forest. **Community Ecology**, v. 15, n. 1, p. 27-36, 2014.

TABARELLI, M. et al. Effects of Pioneer Tree Species Hyperabundance on Forest Fragments in Northeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 24, n. 6, p. 1654–1663, 2010.

TILMAN, D. 2001. Functional diversity. In: Levin, S. A. (ed.), **Encyclopedia of biodiversity**. Academic Press. Disponível em: <http://www.cedarcreek.umn.edu/biblio/fulltext/t1797.pdf>. Acesso em: 4 jun 2019.

VALLAURI, D.R.; ARONSON, J.; BARBERO, M. An analysis of forest restoration 120 years after reforestation on badlands in the Southwestern Alps. **Restoration Ecology**. v. 10, p. 16–26. 2002.

VOSGUERITCHIAN, S. B. **Redes de interação plantas-visitantes florais e a restauração de processos ecológicos em florestas tropicais**. 145 p. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de São Paulo. 2010.

WEIHER, E., KEDDY, P. A. **Ecological Assembly Rules: Perspectives, Advances, Retreats**. Cambridge University Press, Cambridge. 1999. Disponível em: http://assets.cambridge.org/97805216/52353/frontmatter/9780521652353_frontmatter.pdf. Acesso em: 20 jun 2019.

YOUNG, T. P. Restoration ecology and conservation biology. **Biological Conservation** v. 92, p. 73-8. 2000.

APÊNDICE A – Ordem, família, unidade taxonômica e abreviação dos visitantes florais representados nas redes mutualísticas planta-visitante floral encontrados em áreas de restauração ecológica na Floresta Ombrófila Mista, Mata Atlântica, sul do Brasil.

Ordem	Família	Unidade taxonômica*	Abreviação
Coleoptera	-	Coleoptera	Coleopte
	Cantharidae	<i>Chauliognathus</i> sp. 1	Chauli_1
		<i>Chauliognathus</i> sp. 2	Chauli_2
	Coccinellidae	<i>Cycloneda sanguinea</i> (Linnaeus, 1763)	Cyc_san
	Curculionidae	Curculionidae 1	Curcul_1
		Curculionidae 2	Curcul_2
	Melyridae	<i>Astylus variegatus</i> (Germar, 1824)	Ast_var
	Mordellidae	Mordellidae	Mordelli
Scarabeidae	Scarabeidae 1	Scarab_1	
	Scarabeidae 2	Scarab_2	
Diptera	-	Diptera 1	Dipter_1
	-	Diptera 2	Dipter_2
	-	Diptera 3	Dipter_3
	Sarcophagidae	<i>Sarcophaga</i> sp.	Sarcop_1
	Syrphidae	<i>Palpada</i> sp.	Palpada
		Syrphidae 1	Syrphi_1
		Syrphidae 2	Syrphi_2
		<i>Toxomerus</i> sp. 1	Toxome_1
		<i>Toxomerus</i> sp. 2	Toxome_2
	Tachinidae	Tachinidae 1	Tachin_1
Tachinidae 2		Tachin_2	
Hymenoptera	Andrenidae	Andrenidae	Andrenid
	Anthophoridae	Anthophoridae	Anthopho
	Apidae	<i>Apis mellifera</i> (Linnaeus, 1758)	Api_mel
		<i>Bombus</i> sp.	Bombus
		Meliponini	Meliponi
		<i>Trigona spinipes</i> (Fabricius, 1793)	Tri_spi
		<i>Xylocopa</i> sp.	Xylocopa
	Braconidae	Braconidae	Braconid
	Halictidae	Halictidae	Halictid
		<i>Augochlora</i> sp.	Augochlo
		<i>Lasioglossum</i> sp.	Lasiogl
	Megachilidae	<i>Megachile</i> sp.1	Megach_1
		<i>Megachile</i> sp. 2	Megach_2
	Vespidae	Vespidae 1	Vespid_1
		Vespidae 2	Vespid_2
		Vespidae 3	Vespid_3
		Vespidae 4	Vespid_4
		Vespidae 5	Vespid_5
		<i>Polistes</i> sp.	Polistes
		<i>Brachygastra</i> sp.	Brachyga
<i>Mischocyttarus</i> sp.		Mischocy	
Polistinae		Polistin	
<i>Polybia</i> sp.		Polybia	
Eumeninae		Eumenina	
Lepidoptera		-	Lepidoptera 1
	-	Lepidoptera 2	Lepid_2
	-	Lepidoptera 3	Lepid_3

Ordem	Família	Unidade taxonômica*	Abreviação	
	-	Lepidoptera 4	Lepid_4	
	-	Lepidoptera 5	Lepid_5	
	Hesperiidae		Hesperiidae 2	Hesper_2
			Hesperiidae 3	Hesper_3
			Heliopetes	Heliopet
			<i>Corticea corticea</i> (Plötz, 1882)	Cor_cor
			<i>Pompeius</i> sp.	Pompeius
			<i>Pyrgus</i> sp.	Pyrgus
			<i>Urbanus teleus</i> (Hübner, 1821)	Urb_tel
	Lycaenidae	<i>Calycopsis</i> sp.	Calycop	
	Nymphalidae		Actinote sp. 1	Actin_1
			Actinote sp. 2	Actin_2
			<i>Adelpha syma</i> (Godart, [1824])	Ade_sym
			<i>Anartia</i> sp.	Anartia
			<i>Biblis hyperia</i> (Cramer, 1779)	Bib_hyp
			<i>Siproeta epaphus</i> (Latreille 1813)	Sip_epa
		<i>Vanessa</i> sp.	Vanessa	

*Como unidade taxonômica foi considerada o maior nível de identificação alcançado, podendo ser ordem, família, gênero ou espécie.

APÊNDICE B – Família e abreviação das espécies vegetais representadas nas redes mutualísticas planta-visitante floral encontrados em áreas de restauração ecológica na Floresta Ombrófila Mista, Mata Atlântica, sul do Brasil.

Família	Espécie	Abreviação
Apiaceae	<i>Eryngium horridum</i> Malme	Ery_hor
Asteraceae	<i>Acmella</i> sp.	Acmella
	<i>Aspilia montevidensis</i> (Spreng.) Kuntze	Asp_mon
	<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	Ele_mol
	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Bac_dra
	<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	Bacchar
	<i>Eupatorium</i> sp.	Eupator
	<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	Sen_bra
	<i>Senecio seloi</i> (Spreng.) DC.	Sen_sel
	<i>Solidago chilensis</i> Meyen	Sol_chi
	<i>Vernonanthura tweedieana</i> (Baker) H. Rob.	Ver_twe
Berberidaceae	<i>Berberis laurina</i> Thunb.	Ber_lau
Caprifoliaceae	<i>Lonicera japonica</i> Thub.	Lon_jap
Commelinaceae	<i>Commelina</i> sp.	Commeli
Fabaceae	<i>Aeschynomene</i> sp.	Aeschyn
	<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link	Sen_oci
Melastomataceae	<i>Miconia hyemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin ex Naudin	Mic_hie
Oxalidaceae	<i>Oxalis bipartita</i> A. St.-Hil.	Oxa_bip
	<i>Oxalis floribunda</i> Lehm.	Oxa_flo
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pru_myrt
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Zan_rhoi
Sapindaceae	<i>Allophylus guaraniticus</i> (A. St.-Hil.) Radlk.	All_gua
Solanaceae	<i>Solanum guaraniticum</i> A.St.-Hil.	Sol_gua
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	Dap_rac
Verbenaceae	<i>Glandularia lobata</i> (Vell.) P.Peralta & Thode	Gla_lob
	<i>Glandularia seloi</i> (Spreng.) Tronc.	Gland_sel

Família	Espécie	Abreviação
	Morfoespécie 1	Mor_1
	Morfoespécie 2	Mor_2
	Morfoespécie 3	Mor_3
	Morfoespécie 4	Mor_4
	Morfoespécie 5	Mor_5
	Morfoespécie 6	Mor_6
	Morfoespécie 7	Mor_7
	Morfoespécie 8	Mor_8
	Morfoespécie 9	Mor_9

APÊNDICE C – Lista de referências utilizadas para compor a matriz de atributos para o cálculo da diversidade funcional em áreas de restauração ecológica na Floresta Ombrófila Mista, Mata Atlântica, sul do Brasil.

1. BARBOSA, L. M.; SHIRASUN, R. T.; LIMA, F. C.; ORTIZ, P. R. T. Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do Estado de São Paulo. São Paulo: Instituto de Botânica. Disponível em: https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutodebotanica/wpcontent/uploads/sites/23/5/2019/05/lista_das_especies_indicadas_para_rad_2019.pdf . Acesso em 05 fev. 2019.
2. CARVALHO, P. E. R. Ecologia, silvicultura e usos da uva-do-japão (<i>Hovenia dulcis</i> Thunberg). EMBRAPA-CNP Florestas, Circular Técnica, 23. 24p, 1994.
3. CARVALHO, P. E. R. Espécies arbóreas brasileiras. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo, PR: Embrapa Florestas, v. 2, 627 p, 2006.
4. CARVALHO, P. E. R. Espécies arbóreas brasileiras. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo, PR: Embrapa Florestas v. 3, 593 p, 2008.
5. CARVALHO, P.E.R. Espécies arbóreas brasileiras. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo, PR: Embrapa Florestas, v. 1 568 p, 2003.
6. GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. E. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. Revista Brasileira de Biologia , v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.
7. GOMES, J. P. Padrões florístico-estruturais, ecologia e conservação de Myrtaceae arbóreas e arbustivas na Floresta Ombrófila Mista. 244 p. 2016. Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC, Curso de Pós-Graduação em Produção Vegetal. Lages, SC.
8. GRESSLER, E.; PIZO, M. A.; MORELLATO, L. P. C. Polinização e dispersão de sementes em Myrtaceae do Brasil. Revista Brasileira de Botânica , v. 29, n. 4, p. 509–530, 2006.
9. LOPES, S. B.; GONÇALVES, L. Elementos Para Aplicação Prática das Árvores Nativas do Sul do Brasil na Conservação da Biodiversidade. Rio Grande do Sul: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, 2006. 18p. Disponível em: http://www.jb.fzb.rs.gov.br/upload/20150112112807paper_tabela_aplicacao_arvores_rs.pdf Acesso em: 12 fev. 2019.
10. LORENZI, H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil. 4. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 368 p. v.2. 2002.
11. LORENZI, H. Plantas daninhas do Brasil. Nova Odessa, Brasil: Plantarum, 2001, 386 p.
12. LORENZI, H.E. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 5. ed., v.1. Nova Odessa, Instituto Plantarum. 2009.
13. MOSCOVICH, F. A. Dinâmica de crescimento de uma Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS. Santa Maria, 2006. 130 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria, 2006.