

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

Bruna Balestrin Piaia

**INDICADORES ECOLÓGICOS NO MONITORAMENTO DA
RESTAURAÇÃO DE FLORESTAS CILIARES NO SUL DO BRASIL**

Santa Maria, RS

2021

Bruna Balestrin Piaia

**INDICADORES ECOLÓGICOS NO MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO DE
FLORESTAS CILIARES NO SUL DO BRASIL**

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

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Ana Paula Moreira Rovedder

Santa Maria, RS, Brasil

2021

Piaia, Bruna Balestrin
INDICADORES ECOLÓGICOS NO MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO
DE FLORESTAS CILIARES NO SUL DO BRASIL / Bruna Balestrin
Piaia.- 2021.
122 p.; 30 cm

Orientadora: Ana Paula Moreira Rovedder
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Engenharia Florestal, RS, 2021

1. diversidade funcional 2. plantio em núcleo 3.
restauração passiva I. Rovedder, Ana Paula Moreira II.
Título.

Bruna Balestrin Piaia

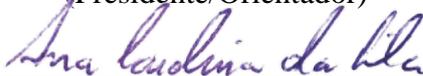
**INDICADORES ECOLÓGICOS NO MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO DE
FLORESTAS CILIARES NO SUL DO BRASIL**

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

Aprovado em 12 de abril de 2021:



Ana Paula Moreira Rovedder, Dra.
(Presidente/Orientador)



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



Maria Raquel Kanieski, Dra. (UDESC) – Videoconferência



Roselene Marostega Felker, Dra. (IMA SC) – Videoconferência



Sandra Cristina Müller, Dra. (UFRGS) – Videoconferência

Santa Maria/RS
2021

DEDICATÓRIA

Dedico esta tese aos meus pais, Celi Lucia Piaia e Nadir Dallavale Piaia, que nunca mediram esforços pelas realizações de seus filhos.

Dedico também aos meus irmãos, Rafael Piaia e Maxuel Piaia, meus grandes incentivadores.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus e aos meus anjos protetores, por guiarem e iluminarem o meu caminho.

À minha família, aos meus pais Celi Lucia Piaia e Nadir Dalla Valle Piaia, aos meus irmãos Rafael Piaia e Maxuel Piaia e às famílias lindas que eles construíram, agradeço pelo amor incondicional, por sempre estarem ao meu lado, por acreditarem nas minhas escolhas e serem meus maiores incentivadores. Sempre deram todo o suporte para que eu chegasse até aqui e me tornasse quem sou hoje. Minha gratidão é infinita!

Ao meu noivo, Adriano Alves Avila, por todo amor e compreensão, por sempre me apoiar e incentivar com muito carinho, por ser sempre um porto seguro, meu parceiro de vida, meu melhor amigo e minha paz! Agradeço à minha sogra Sônia Alves Avila e cunhada Cristiane Alves Avila que estão sempre torcendo pelo meu sucesso com muito carinho e acolhida.

Minha orientadora prof. Dra. Ana Paula Moreira Rovedder agradeço pela oportunidade, pela parceria desde 2011, por confiar no meu trabalho e, por muitas vezes, ser muito mais que orientadora. Obrigada por tudo!

À CMPC Celulose Brasil pelo financiamento do projeto, acesso às áreas de coleta de dados e pelo suporte dos profissionais da SERTEF e RS Florestal para viabilização das saídas de campo.

À Universidade Federal de Santa Maria e ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal pela estrutura oferecida e oportunidade de formação qualificada.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela concessão da bolsa de doutorado.

Aos colegas do Núcleo de Estudos e Pesquisas em Recuperação de Áreas Degradadas-NEPRADE, pela ajuda nas coletas de campo, troca de experiências e pela boa convivência no laboratório. Em especial, agradeço ao meu amigo e parceiro de projeto indicadores Djoney Procknow.

À banca examinadora que gentilmente aceitou o convite para participar da defesa da tese, agradeço pelas valiosas contribuições.

Enfim, obrigada a todos os amigos, familiares, colegas e profissionais que contribuíram, estiveram ao meu lado durante o doutorado e tornaram essa tese possível. Muito obrigada!

RESUMO

INDICADORES ECOLÓGICOS NO MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO DE FLORESTAS CILIARES NO SUL DO BRASIL

AUTORA: Bruna Balestrin Piaia
ORIENTADORA: Ana Paula Moreira Rovedder

O monitoramento por meio de bons indicadores ainda é um desafio na avaliação dos resultados de restauração ecológica. Métricas de diversidade funcional podem fornecer maior poder explicativo para prever o sucesso da restauração e o funcionamento do ecossistema. O objetivo geral desta tese é avaliar indicadores ecológicos para verificar a eficiência da restauração florestal de Áreas de Preservação Permanente no Bioma Pampa, Rio Grande do Sul. No primeiro estudo foram avaliados indicadores ecológicos de diversidade taxonômica e diversidade funcional da regeneração natural e das árvores plantadas para verificar o sucesso da restauração em três áreas (Caçapava do Sul, Minas do Leão e Pantano Grande) com plantio em núcleo realizado há sete anos. Verificou-se que a riqueza de espécies regenerantes foi semelhante em cada área, mas a riqueza de espécies plantadas foi inferior em Minas do Leão, intermediária em Caçapava do Sul e superior em Pantano Grande. Houve diferença significativa na composição florística de espécies plantadas e regenerantes. Os índices de diversidade funcional foram semelhantes entre plantadas e regenerantes, com exceção da dispersão funcional, apesar de Minas do Leão apresentar riqueza funcional baixa. Isso indica que mesmo com riqueza de espécies e a riqueza funcional menor no plantio não implica em menor riqueza de espécies e riqueza funcional de regenerantes. O segundo estudo teve o objetivo de analisar a diversidade taxonômica e funcional como indicadores ecológicos da restauração de florestas ciliares por restauração passiva há 14 anos, plantio em linha com 12 anos e plantio em núcleo com idade de dois e sete anos. O estrato inferior da restauração passiva com 14 anos apresentou valores superiores para riqueza, abundância, altura máxima, indivíduos e espécies zoocóricas e clímax tolerante à sombra. O plantio em núcleo de dois anos apresentou os menores valores para riqueza, abundância, diversidade e equabilidade e valor superior para número de indivíduos e espécies pioneiras e anemocóricas no estrato inferior. A riqueza funcional do estrato inferior foi semelhante entre restauração passiva há 14 anos e plantio em linha de 12 anos, o plantio em núcleo apresentou os menores valores e as idades de plantio de dois e sete anos não diferiram estatisticamente pelo teste de Tukey. A uniformidade funcional, divergência funcional e dispersão funcional foram semelhantes no plantio em linha de 12 anos, restauração passiva há 14 anos e plantio em núcleo de sete anos, enquanto o plantio em núcleo de dois anos apresentou os menores índices. Conclui-se que a nucleação é uma técnica eficiente para restauração ecológica na região do estudo e favorece a alteração do micro-habitat e o retorno de propágulos às áreas, mesmo com menor riqueza inicial de espécies plantadas. Os indicadores de diversidade taxonômica e funcional são eficientes para demonstrar as diferenças no tempo da trajetória sucessional. A diversidade taxonômica e funcional aumenta conforme o avanço sucessional na idade de restauração. O plantio em núcleo e a restauração passiva devem ser priorizados em relação ao plantio em linha, em paisagens com potencial para regeneração natural.

Palavras-chave: restauração passiva, plantio em núcleos, estrutura, composição florística, atributos funcionais, diversidade funcional.

ABSTRACT

ECOLOGICAL INDICATORS IN MONITORING RESTORATION OF RIPARIAN FORESTS IN SOUTHERN BRAZIL

AUTHOR: Bruna Balestrin Piaia

ADVISOR: Ana Paula Moreira Rovedder

Monitoring through good indicators is still a challenge in evaluating the results of ecological restoration. Functional diversity metrics can provide greater explanatory power to predict the success of restoration and ecosystem functioning. The general objective of this work is to evaluate ecological indicators to verify the efficiency of forest restoration in Permanent Preservation Areas in the Pampa Biome, Rio Grande do Sul. In the first study, we evaluated ecological indicators of taxonomic diversity and functional diversity of natural regeneration and planted trees to verify restoration success in three sites (Caçapava do Sul, Minas do Leão and Pantano Grande) with applied nucleation carried out seven years ago. We verify that the richness of regenerating species was similar in each area, but the richness of planted species was lower in Minas do Leão, intermediate in Caçapava do Sul and higher in Pantano Grande. There was a significant difference in the floristic composition of planted and regenerating species. The functional diversity indices were similar between planted and regenerating, with the exception of functional dispersion, although Minas do Leão presents low functional richness. This indicates that even with lower species richness and lower functional richness in planting does not imply lower species richness and flower functional richness of regenerants. The second study aimed to analyze the taxonomic and functional diversity as ecological indicators of riparian forest restoration by 14-years passive restoration, 12-years row planting and two- and seven-years applied nucleation in southern Brazil. The understory of passive restoration showed higher values for species richness, abundance, maximum height and number of individuals and species zoochoric and climax shade tolerant. The two-year applied nucleation showed the lowest values for species richness, abundance, diversity and evenness and a higher value for the number of individuals and species pioneer and anemochoric. Understory functional richness was similar between 14-years passive restoration and 12-years row planting, applied nucleation showed the lowest values and the planting ages of two and seven years did not differ statistically by the Tukey test. Functional evenness, functional divergence and functional dispersion were similar in 12-years row planting, 14-years passive restoration and seven-year applied nucleation, while two-year applied nucleation had the lowest rates. It is concluded that applied nucleation is an efficient technique for ecological restoration in the study region and favors the micro-habitat alteration and the propagules return, even with lower initial richness of planted species. Taxonomic and functional diversity indicators are efficient to demonstrate the differences in the successional trajectory time. Taxonomic and functional diversity increases with successional advancement and restoration age. Applied nucleation and passive restoration should be prioritized over row planting in landscapes with potential for natural regeneration.

Keywords: passive restoration, applied nucleation, structure, floristic composition, functional traits, functional diversity.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Indicadores ecológicos da regeneração natural de áreas em restauração por plantio em núcleo há sete anos em Caçapava do Sul (CS), Minas do Leão (ML) e Pantano Grande (PG), no sul do Brasil.....	49
Tabela 2 – Índices de diversidade funcional a comunidade da regeneração natural e para o plantio em núcleo de sete anos em Caçapava do Sul (CS), Minas do Leão (ML) e Pantano Grande (PG), no sul do Brasil.....	50
Tabela 3 – Indicadores do plantio em núcleo de Caçapava do Sul, Minas do Leão e Pantano Grande, no sul do Brasil.	52
Tabela 4 – Indicadores de composição, estrutura e grupos funcionais por parcela do estrato inferior de área em restauração por plantio em linha de 12 anos, restauração passiva há 14 anos, plantio em núcleo de sete anos e plantio em núcleo de dois anos, no sul do Brasil.....	75
Tabela 5 – Indicadores ecológicos por parcela do estrato superior de plantio em linha com idade de 12 anos (PL) e restauração passiva há 14 anos (RP), no sul do Brasil.	76
Tabela 6 – Índices de diversidade funcional para o estrato inferior de florestas ciliares em restauração por plantio em linha com idade de 12 anos (PL), restauração passiva há 14 anos (RP), plantio em núcleo de sete anos (N7) e plantio em núcleo de dois anos (N2), no sul do Brasil.....	78
Tabela 7 – Índices de diversidade funcional para o estrato superior de florestas ciliares em restauração por plantio em linha com idade de 12 anos (PL) e restauração passiva há 14 anos (RP), no sul do Brasil.	78

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Principais etapas do processo de planejamento e execução de um projeto de restauração ecológica.....28
- Figura 2 – Sequência de tempo (de cima para baixo) da cobertura de três principais estratégias de restauração florestal: restauração passiva, plantio em núcleos e plantio em linhas. 31
- Figura 3 – Hierarquia ecológica: representação triangular de características chaves de composição, estrutura e função.....33
- Figura 4 – Esquema de medição dos diâmetros do núcleo para obtenção da área por meio da área da elipse.....44
- Figura 5 – Curvas de rarefação baseadas na abundância de indivíduos para a regeneração natural (a) e para as árvores plantadas em núcleo (b) em Caçapava do Sul (CS), Minas do Leão (ML) e Pantano Grande (PG), no sul do Brasil.48
- Figura 6 – Escalonamento multidimensional não-métrico (Stress = 0,1764) para a composição florística da regeneração natural (violeta) e árvores plantadas em núcleo (laranja) em Caçapava do Sul (quadrado), Minas do Leão (triângulo) e Pantano Grande (círculo), no sul do Brasil.48
- Figura 7 – Cobertura do solo de áreas em restauração por plantio em núcleo com sete anos em Caçapava do Sul (CS), Minas do Leão (ML) e Pantano Grande (PG), no sul do Brasil. Médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). 50
- Figura 8 – Espaço funcional gerado pela análise de coordenadas principais (PcoA) para a regeneração natural de Caçapava do Sul (vermelho), Minas do Leão (violeta) e Pantano Grande (verde), no sul do Brasil..... 51
- Figura 9 – Espaço funcional gerado pela análise de coordenadas principais (PcoA) para o plantio em núcleo de Caçapava do Sul (vermelho), Minas do Leão (violeta) e Pantano Grande (verde), no sul do Brasil.....51
- Figura 10 – Modelos de regressão linear simples entre o número de espécies e a área ocupada pelos núcleos ajustados para Caçapava do Sul (a), Pantano Grande (b), Minas do Leão (c) e todas as áreas (d).53
- Figura 11 – Modelos de regressão linear simples entre o número de indivíduos e a área ocupada pelos núcleos ajustados para Caçapava do Sul (a), Pantano Grande (b), Minas do Leão (c) e todas as áreas (d).53
- Figura 12 – Curvas de rarefação baseada na abundância de indivíduos para o estrato inferior (a) e estrato superior (b) para florestas ciliares em restauração por plantio em linha de 12 anos (PL), restauração passiva há 14 anos (RP), plantio em núcleo de sete anos (N7) e plantio em núcleo de dois anos (N2), no sul do Brasil..... 73
- Figura 13 – Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com o índice de Bray-Curtis (stress = 0,18) para a composição florística do estrato inferior de florestas ciliares em restauração por plantio em linha com 12 anos (●), restauração passiva há 14 anos (▲), plantio em núcleo de sete anos (■) e plantio em núcleo de dois anos (◆), no sul do Brasil. 74
- Figura 14 – Espessura da serrapilheira de florestas ciliares em restauração por plantio em linha com idade de 12 anos (PL), restauração passiva há 14 anos (RP), plantio em núcleo de sete anos (N7) e plantio em núcleo de dois anos (N2), no sul do Brasil. Valores seguidos pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).76
- Figura 15 – Cobertura do dossel (%) de florestas ciliares em restauração por plantio em linha com idade de 12 anos (PL), restauração passiva há 14 anos (RP), plantio em núcleo

	de sete anos (N7) e plantio em núcleo de dois anos (N2), no sul do Brasil. Valores seguidos pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).	77
Figura 16 –	Cobertura do solo de florestas ciliares em restauração por plantio em linha com idade de 12 anos (PL), restauração passiva há 14 anos (RP), plantio em núcleo de sete anos (N7) e plantio em núcleo de dois anos (N2), no sul do Brasil. Valores seguidos pela mesma letra por forma de vida não diferem pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).	77
Figura 17 –	Espaço funcional gerado pela Análise de Coordenadas Principais (PCoA) para o estrato inferior de florestas ciliares em restauração por plantio em linha com idade de 12 anos (vermelho), restauração passiva há 14 anos (verde), plantio em núcleo de sete anos (violeta), plantio em núcleo de dois anos (azul), no sul do Brasil.	79
Figura 18 –	Espaço funcional gerado pela Análise de Coordenadas Principais (PCoA) para o estrato superior de florestas ciliares em restauração por plantio em linha de 12 anos (vermelho) e restauração passiva de 14 anos (verde), no sul do Brasil.	79

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	21
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	25
2.1 Bioma Pampa.....	25
2.2 Restauração ecológica de ecossistemas florestais	26
2.3 Indicadores ecológicos para o monitoramento da restauração	31
2.4 Diversidade funcional.....	35
3 DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DA NUCLEAÇÃO PARA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	39
4 DIVERSIDADE FUNCIONAL COMO INDICADOR ECOLÓGICO NO MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO DE FLORESTAS CILIARES.....	65
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	91
REFERÊNCIAS	95
APÊNDICE A – MEMORIAL FOTOGRÁFICO.....	109
APÊNDICE B – DOCUMENTO SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 3.....	113
APÊNDICE C – DOCUMENTO SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 4.....	119

1 INTRODUÇÃO

A restauração ecológica proporciona soluções para problemas ambientais, à medida em que permite reconstruir a estrutura e funcionalidade das comunidades biológicas (MARTIN, 2017). A degradação e conversão da vegetação para outros usos causa efeitos negativos na diversidade biológica e no clima. Isso gerou metas ambiciosas para a restauração de ecossistemas em todo o mundo (TEMPERTON et al., 2019). A Organização das Nações Unidas (ONU) declarou 2021–2030 a 'Década das Nações Unidas para a Restauração de Ecossistemas', a fim de dar escala e estimular a restauração de ecossistemas. A restauração ecológica é vista como fundamental para limitar as mudanças climáticas e a extinção de espécies.

Ações de restauração podem ter diferentes objetivos, em diferentes tipos de ecossistemas e escalas. Essas ações podem ser voltadas para uma espécie em particular, para a composição da comunidade, de ecossistemas e paisagens, assim como, focadas em serviços ecossistêmicos. A restauração de florestas ciliares ou ripárias, no Brasil caracterizadas como Áreas de Preservação Permanente (APP) pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651 de 2012), tem o objetivo do retorno dos serviços ecossistêmicos. Essas APPs são faixas marginais de qualquer curso de água natural perene e intermitente e têm a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012).

Contudo, apenas a implantação de técnicas de restauração não garante o retorno dos processos ecológicos, da autoperpetuação do ecossistema e, com isso, da provisão de serviços ecossistêmicos. Devido à grande complexidade dos fatores envolvidos no sucesso dos projetos, podem ocorrer falhas. Assim, a avaliação e monitoramento da restauração deve identificar se os objetivos e metas foram alcançados e se o estado atual está levando a uma condição de sustentabilidade ecológica ou se são necessárias ações corretivas (PRACH et al., 2019).

A aplicabilidade dos resultados do monitoramento depende da seleção de indicadores adequados, da correta interpretação desses indicadores e da credibilidade na sua amostragem (VIANI et al., 2018). Os indicadores devem capturar a complexidade do ecossistema, enquanto permanecem simples o suficiente para serem obtidos de forma fácil e rotineira e representam de forma adequada a composição, estrutura e função (DALE e BEYELER, 2001).

Embora a ampla utilização dos indicadores ecológicos para monitoramento de áreas em processo de restauração nos últimos anos (BELLOTTO et al., 2009; CHAVES et al., 2015; SUGANUMA e DURIGAN, 2015; VIANI et al., 2017), eles ainda não foram especificamente

identificados ou resumidos para ecossistemas florestais, sendo, ainda necessária sua validação (OLIVEIRA e ENGEL, 2017; GATICA-SAAVEDRA et al., 2017). O foco no monitoramento da restauração florestal tem sido a diversidade de espécies e a estrutura da vegetação. Indicadores ecológicos bastante utilizados são a área basal (MIRANDA NETO et al. 2012; SUGANUMA e DURIGAN, 2015), densidade de indivíduos (CÉSAR et al., 2018; SHOO et al., 2016) e riqueza de espécies arbóreas e regenerantes (CAMPOS e MARTINS, 2016; SANSEVERO et al., 2011). No entanto, recentemente, muitos estudos passaram a considerar uma gama mais ampla de processos ecológicos e ecossistêmicos (RUIZ-JAEN e AIDE, 2005; WORTLEY et al., 2013; KOLLMANN et al., 2016). Indicadores eficientes para verificar o sucesso da restauração estão em constante debate (REID, 2015; SUGANUMA e DURIGAN, 2015; BRANCALION e HOLL 2016; MAZÓN et al., 2019), pois, mudanças na estrutura da vegetação não implicam, necessariamente, em uma modificação na funcionalidade do ecossistema (MATZEK et al., 2016). Portanto, medidas diretas e múltiplas devem ser tomadas para determinar o funcionamento dessas áreas (MEYER et al., 2015). Certamente, a escolha de diferentes parâmetros para avaliação também depende do contexto ambiental regional e do objetivo de restauração.

No Pampa, as experiências de restauração florestal são escassas e em número reduzido, quando comparadas a formações florestais em outras regiões brasileiras. Existem lacunas de conhecimento para a restauração da vegetação de fisionomias tanto campestres quanto florestais. Portanto, são necessárias atividades de pesquisa e de monitoramento dos processos determinantes da regeneração natural e do sucesso dos projetos de restauração nesse bioma (ROVEDDER, OVERBECK e PILLAR, 2018).

Ao analisar diferentes indicadores ecológicos no monitoramento de áreas ciliares em restauração florestal no Pampa, procurou-se compreender aspectos ecológicos das técnicas. Os indicadores ecológicos, nesta tese, foram avaliados em restauração passiva, plantio em núcleo e plantio em linha. A restauração passiva é uma das abordagens de restauração de menor custo que usa o potencial de regeneração natural local e apresenta melhores resultados em paisagens com um alto nível de conectividade de habitat (CROUZEILLES et al., 2017). É praticada sem ou com baixa intervenção humana, uma vez que os distúrbios ou agentes da degradação são removidos (REY BENAYAS et al., 2009; ZAHAWI et al., 2013). Áreas em restauração passiva demonstraram um aumento na densidade de plantas e diversidade de espécies e na capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos (CHAZDON, 2008; CHAZDON, 2017; CROUZEILLES et al., 2017).

O plantio em núcleo é uma alternativa intermediária em termos de intervenções e representa, segundo diversos autores, uma técnica eficiente, além de econômica, para acelerar a restauração de áreas degradadas (ZAHAWI et al., 2013; REIS et al., 2014; BECHARA et al., 2016). A nucleação é baseada na teoria proposta por Yarranton e Morrison (1974), na qual arbustos pioneiros e árvores estabelecidos irregularmente facilitam o recrutamento de outras espécies por meio de melhores condições de micro-habitat e dispersão de sementes. O núcleo implantado facilita e promove o desenvolvimento da vegetação no seu entorno ao longo do tempo (CORBIN e HOLL, 2012; ZAHAWI et al., 2013; REIS et al., 2014; BECHARA et al., 2016).

No outro extremo, encontram-se estratégias intensivas como o plantio de mudas em área total (RODRIGUES et al., 2009; RODRIGUES et al., 2011). Recomendada em locais onde a regeneração natural é limitada pelo alto grau de degradação e fragmentação da paisagem. A restauração por plantio de mudas foi amplamente utilizada no Brasil nas últimas décadas, mas plantios em área total têm custo elevado (LAMB et al., 2005; HOLL et al., 2011). Além disso, a formação de uma comunidade homogênea pode influenciar fortemente nas espécies que irão se estabelecer subsequentemente ou até mesmo impedir a regeneração natural (HOLL e AIDE, 2011; BECHARA et al., 2016). A elevada densidade de plantio pode aumentar a competição, influenciando a composição do sub-bosque e a qualidade do habitat (JONES et al., 2015). Portanto, o plantio em linha muitas vezes não é a melhor opção (HOLL e BRANCALION, 2020).

Diante do exposto acima, o objetivo desta tese é avaliar indicadores ecológicos para verificar a eficiência da restauração florestal de Áreas de Preservação Permanente no Bioma Pampa, Rio Grande do Sul. Nesta tese, inicialmente, apresenta-se uma revisão de literatura dos principais temas relacionados ao trabalho. Então, são apresentados dois estudos, o primeiro avalia indicadores ecológicos de diversidade taxonômica e diversidade funcional da regeneração natural e das árvores plantadas para verificar o sucesso da restauração em três áreas com plantio em núcleo realizado há sete anos, no Rio Grande do Sul. O segundo estudo analisa a diversidade taxonômica e funcional como indicadores ecológicos da restauração de florestas ciliares por restauração passiva há 14 anos, plantio em núcleo com idades de sete e dois anos e plantio em linha com 12 anos. Por fim, são apresentadas as considerações finais.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 BIOMA PAMPA

O Pampa, menor bioma brasileiro e restrito ao Rio Grande do Sul, ocupa a metade sul do estado em uma área de 180 mil Km², equivalente a 63% da área estadual e 2 % do território nacional. As fisionomias se estendem ao sul e oeste da República Oriental do Uruguai, e províncias argentinas de Corrientes, Entre Rios, Santa Fé, Córdoba, Buenos Aires e La Pampa (OVERBECK et al., 2015).

A vegetação do Pampa é composta por diferentes fitofisionomias, com distintas composições florísticas que são influenciadas por características geomorfológicas e climáticas, além das relacionadas ao manejo e ocupação do solo (PILLAR e QUADROS, 1997; BAUERMANN et al., 2008). Os campos são predominantes, mas também ocorrem formações florestais (MARCHIORI, 2004; VÉLEZ et al., 2009). A vegetação campestre possui grande diversidade florística, com cerca de 2.200 espécies, muitas delas endêmicas e/ou ameaçadas de extinção (BOLDRINI et al., 2015). A estrutura dessa vegetação é formada por gramíneas de hábito rasteiro (prostradas) ou mais ereto (cespitosas, forma touceiras) entremeadas a muitas outras espécies de Compostas, Leguminosas, Ciperáceas, Verbenáceas, Lamiáceas, Iridáceas, Apiáceas, entre outras (BOLDRINI et al., 2015). O pastejo pelo gado é um dos principais fatores que determinam a composição e estrutura da vegetação nas fisionomias campestres (PILLAR e QUADROS, 1997; OVERBECK et al, 2015).

Áreas de vegetação florestal no Pampa ocorrem em áreas extensas na paisagem, nas regiões geomorfológicas da Encosta do Sudeste e da Depressão Central. Em áreas menos extensas, porém com relevantes serviços ecossistêmicos, as florestas ocorrem nas seguintes situações: i) florestas ciliares que acompanham as calhas dos grandes rios aluviais; ii) pequenas manchas de florestas que ocorrem imersas em paisagens de predomínio campestre, geralmente associadas a nascentes; iii) trechos de floresta estacional associados a pequenos cursos hídricos ou a solos de menor profundidade; iv) florestas de pau-ferro (*Myracrodruon balansae*) sobre solos rasos com afloramento basáltico e estacionais ao longo dos rios no polígono entre São Francisco de Assis, Cerro Largo, Porto Xavier e Itaqui (ROVEDDER, 2013; GUARINO et al., 2018).

Os tipos principais de formações florestais identificadas no bioma são: florestas ribeirinhas (matas ciliares e galerias), florestas sazonais (semidecíduais e decíduas), floresta ombrófila (floresta de araucária), florestas de restinga (arenosa e pantanosa), e florestas de

savana (palmeiras e espinhal) (RAMBO, 1956; KLEIN, 1984; IBGE, 2012; RIZZINI, 1997; LEITE, 2002). Kilca et al. (2015) destacaram como um fato notável as diferenças estruturais que encontraram entre as formações florestais do Pampa, devido a simplicidade estrutural dessas formações quando comparadas com as florestas tropicais.

Nas últimas décadas, as áreas de vegetação natural do Bioma Pampa vêm sendo substituídas por culturas anuais, como soja e arroz, ou perenes, como eucalipto, acácia-negra e pinus (OLIVEIRA et al., 2017). Segundo o Ministério do Meio Ambiente (2018), restam apenas 36,03% da sua vegetação natural e há pequena representatividade de áreas naturais protegidas por unidades de conservação. Apenas 3,3% da área do bioma faz parte do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, sendo que 2,4% em unidade de conservação de uso sustentável e 0,9% de proteção integral. Outro importante problema é a invasão biológica, principalmente por *Eragrostis plana* Nees (capim anoni), *Cynodon dactylon* L. Pers. (grama bermudas), *Senecio madagascariensis* Poir. (maria mole) e *Ulex europaeus* L (tojo), que ocorre principalmente pelas condições climáticas e pela estrutura fragmentada da paisagem (GUIDO et al., 2016).

Apesar dos importantes serviços ambientais e da fragilidade ambiental de áreas florestais no Pampa, as experiências de restauração nesse bioma são incipientes e em número reduzido, se comparado com formações florestais em outras regiões brasileiras. Existem lacunas de conhecimento para a restauração da vegetação florestal e também campestre. Portanto, são necessárias atividades de pesquisa e de monitoramento dos processos determinantes da regeneração natural e do sucesso dos projetos de recuperação e restauração nesse bioma (ROVEDDER, OVERBECK e PILLAR, 2018).

2.2 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ECOSSISTEMAS FLORESTAIS

A degradação de um ecossistema é a modificação ou alteração, causada por um distúrbio natural ou antrópico, cuja severidade pode ultrapassar o limiar a partir do qual o ecossistema pode retornar à condição anterior (resiliência) sem intervenção humana (ARONSON et al., 2011). A degradação por meio da conversão da vegetação natural para usos antrópicos resulta em perda de habitats e de conectividade (BOESING et al., 2018), perda de biodiversidade (CARDINALE et al., 2012), seus produtos e serviços (ROVEDDER et al., 2016), perda das funções do solo e demais serviços ambientais, como regulação do clima e ciclo hidrológico (De GROOT et al., 2002). A restauração ecológica proporciona soluções para problemas

ambientais, à medida em que permite reconstruir a estrutura e funcionalidade das comunidades biológicas (MARTIN, 2017).

O objetivo da restauração ecológica é incentivar o retorno gradual de espécies de fauna e flora da paisagem regional e o restabelecimento dos serviços ecossistêmicos. O conceito de restauração ecológica dado pela *Society for Ecological Restoration* (SER) abrange os aspectos ecológicos, econômicos e sociais:

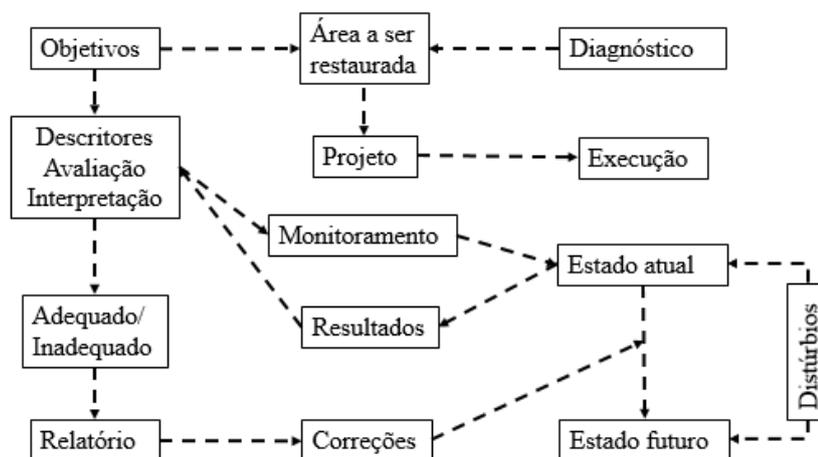
“Restauração ecológica é a ciência, prática e arte de assistir e manejar a recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, incluindo um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade na estrutura e no funcionamento dos processos ecológicos, considerando-se seus valores ecológicos, econômicos e sociais” (SER, 2004).

Para o Brasil, o Decreto Federal Nº 8.972 de 23 de janeiro de 2017 denomina a restauração ecológica como a intervenção humana intencional em ecossistemas alterados ou degradados para desencadear, facilitar ou acelerar o processo natural de sucessão ecológica (BRASIL, 2017). A restauração ecológica pressupõe restaurar processos que levem à construção de uma comunidade funcional. Nesse caso, a florística e a estrutura ecossistêmica surgem da interação entre as ações implementadas e os processos de migração e seleção de espécies que irão se desenvolver. Baseia-se nos mecanismos ecológicos inerentes ao próprio ecossistema, favorecendo, assim, o retorno da diversidade local. Portanto, o objetivo da restauração ecológica tem sido recompor a integridade biológica dos ecossistemas e sua resiliência, para que possam ser autossustentáveis ao longo do tempo (SER, 2004).

Os mais recentes acordos internacionais comprovam a preocupação mundial com o aumento da degradação ambiental e mudanças climáticas (CHAZDON et al., 2017; STRASSBURG et al., 2020). A demanda da sociedade por restauração de ecossistemas vem aumentando rapidamente nos últimos anos (SUDING, 2011). Foram estabelecidas metas ambiciosas de restaurar 15% das áreas degradadas (Declaração de Aichi-Nagoya, ONU, 2014), ou 150 milhões de hectares (Bonn Challenge, 2011) no mundo até 2020, ou ainda 350 milhões de hectares de áreas degradadas até 2030 (New York Declaration on Forests, 2014). No Brasil, metas ambiciosas também foram estabelecidas: o governo federal se comprometeu a restaurar 12 milhões de hectares de florestas até 2030 (Decreto Federal Nº 8.972, 23 de janeiro de 2017), e o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica tem como objetivo viabilizar a restauração de 15 milhões de hectares até 2050 (CALMON et al., 2011). Recentemente, a Organização das Nações Unidas (ONU) declarou 2021–2030 a 'Década das Nações Unidas para a Restauração de Ecossistemas', a fim de dar escala e estimular a restauração de ecossistemas.

O processo de restauração é complexo, a implantação de um projeto de restauração envolve o diagnóstico da área a ser restaurada, a clara definição dos objetivos, ou seja, o que se espera obter por meio das ações intencionais que desencadeiam ou aceleram a restauração. Posteriormente às ações operacionais da restauração, a avaliação e monitoramento deve verificar se os objetivos foram ou estão sendo progressivamente atingidos ou se são necessárias ações de correção da trajetória de restauração (Figura 1) (BRANCALION, GANDOLFI e RODRIGUES, 2015; PRACH et al., 2019). Portanto, para o sucesso da restauração uma série de fatores deve ser observada, entre elas, o histórico da área e a matriz de paisagem circundante, a identificação de barreiras que impeçam ou dificultem a regeneração natural, além de ter-se os objetivos claros dentro dos recursos disponíveis (ENGEL e PARROTA, 2008; HOLL e AIDE, 2011).

Figura 1 – Principais etapas do processo de planejamento e execução de um projeto de restauração ecológica.



Fonte: Adaptado de Brancalion, Gandolfi e Rodrigues (2015).

Plantar árvores em área total é a estratégia de restauração ativa mais comum para acelerar o recobrimento e favorecer a dispersão de sementes por animais, reduzir a cobertura de gramíneas dependentes de luz, melhorar condições microclimáticas e aumentar a disponibilidade de nutrientes (LAMB et al., 2005; CHAZDON, 2008; RODRIGUES et al., 2009; BRANCALION et al., 2010; RODRIGUES et al., 2011). Contudo, plantios em área total têm custo elevado (LAMB et al., 2005; HOLL et al., 2011), há possibilidade de altas taxas de mortalidade (o que eleva ainda mais os custos pela necessidade de replantio). Além disso, a

formação de uma comunidade homogênea pode influenciar fortemente nas espécies que irão se estabelecer subsequentemente ou até mesmo impedir a regeneração natural (HOLL e AIDE, 2011; BECHARA et al., 2016). A elevada densidade de plantio pode aumentar a competição, influenciando a composição do sub-bosque e a qualidade do habitat (JONES et al., 2015). Portanto, o plantio em linha muitas vezes não é a melhor opção (HOLL e BRANCALION, 2020).

Plantar árvores em núcleos pode ser uma estratégia alternativa para restauração florestal menos homogênea e mais diversa que o plantio em área total (CORBIN e HOLL, 2012; ZAHAWI et al., 2013; HOLL et al., 2020). Estratégias nucleadoras têm se mostrado promissoras para promover a restauração ecológica, em que pequenos pontos de vegetação na área degradada agem de forma a facilitar os processos de sucessão natural, envolvendo produtores, consumidores e decompositores (REIS et al., 2010; 2014).

Algumas espécies, denominadas facilitadoras, possibilitam uma significativa melhoria nas qualidades ambientais, assim, aumentam a probabilidade de ocupação da área por outras espécies, normalmente mais exigentes (YARRANTON e MORRISON, 1974). Em fase inicial de colonização, as espécies facilitadoras tendem a proporcionar alterações das condições ambientais de uma comunidade, de maneira que as espécies subsequentes tenham maior capacidade de estabelecimento (RICKLEFS, 2010).

Yarranton e Morrison (1974) descreveram a dinâmica espacial da sucessão primária em dunas canadenses e observaram que algumas espécies formaram micro-habitat, o que melhorou as condições ambientais e atraiu outros organismos formando, assim, núcleos de diversidade. A teoria da nucleação proposta por esses autores inspirou o desenvolvimento das técnicas de restauração por meio da nucleação, sendo que a maior parte dos estudos tem sido desenvolvida no Brasil e Costa Rica (BOANARES e AZEVEDO, 2014). Enquanto que em outras regiões os termos nucleação ou “nucleação aplicada” (*applied nucleation*) ou, ainda, “ilhas de árvores” (*tree islands*) se referem apenas ao plantio de mudas em núcleos, ao invés de plantio em área total (CORBIN e HOLL, 2012; COLE, HOLL e ZAHAWI, 2010), no Brasil a nucleação é abordada de forma diferente. As técnicas de nucleação podem ser adotadas de forma integrada ao combinar diversas técnicas que são os abrigos artificiais para a fauna, os poleiros artificiais, a transposição do banco de sementes e da chuva de sementes, o plantio em núcleos, entre outras (REIS et al., 2003, 2010, 2014; BECHARA et al., 2016).

O plantio de árvores em núcleos tem a finalidade de aumentar a dispersão de sementes por animais e sombrear o solo. Isso aumenta o recrutamento de plântulas e permite que os núcleos cresçam e se aglutinem com o tempo (HOLL, 2017; HOLL et al., 2020). Nessa

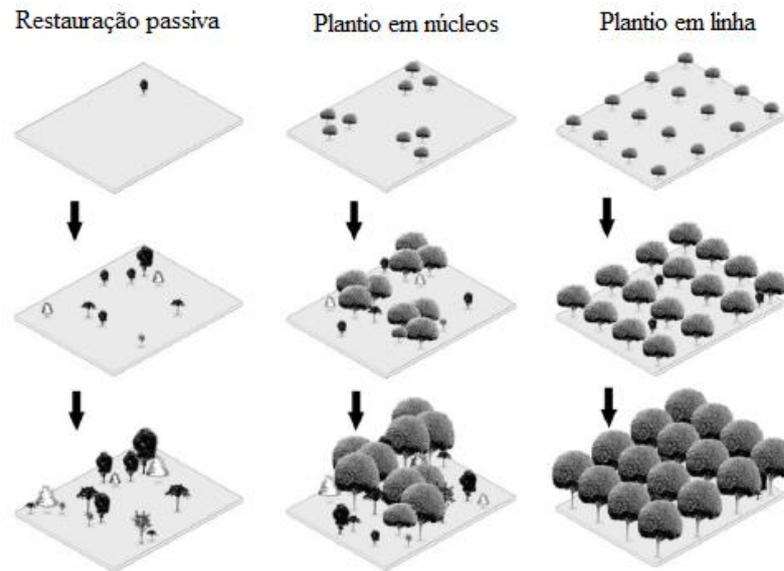
abordagem, menos árvores são plantadas, reduzindo os custos, e há o potencial de criar condições de habitat mais heterogêneas (HOLL et al., 2013). Os micro-habitat formados por meio dos núcleos introduzidos resgatam a funcionalidade do ecossistema ao favorecer o desenvolvimento da regeneração natural, pela chegada de espécies vegetais de todas as formas de vida e a interação entre organismos (HOLL et al., 2011; CORBIN e HOLL, 2012; REIS et al., 2014).

Em relação a intensidade de intervenções e custos em projetos de restauração ativa, as técnicas de nucleação estão entre os níveis intermediários (CORBIN e HOLL, 2012; REIS et al., 2014; BECHARA et al., 2016), já os plantios de alta diversidade em linhas de recobrimento e diversidade de espécies arbóreas em área total, por exemplo, estão entre os níveis mais elevados (BRANCALION, GANDOLFI e RODRIGUES, 2015; BENINI et al., 2017). Na restauração passiva, técnica de menor intervenção e custo, são aproveitados o potencial de resiliência e os processos naturais da área, como os mecanismos de regeneração natural (LETCHER e CHAZDON, 2009; CHAZDON et al., 2016). A restauração passiva é considerada uma alternativa metodológica viável devido ao seu baixo custo e alta eficiência em locais geralmente ligados a um cenário com matriz paisagística com conectividade, portanto com rápida regeneração natural (RODRIGUES et al., 2015).

Diversos estudos demonstraram a importância da regeneração natural para a restauração de ecossistemas (CHAZDON et al., 2016; CHAZDON e GUARIGUATA, 2016; GILMAN et al., 2016; CHAZDON et al., 2020) sendo que em muitos casos, essa pode ser a melhor alternativa de restauração (CROUZEILLES et al., 2017; HOLL e AIDE, 2011), tanto do ponto de vista econômico como ecológico. Frequentemente, as técnicas de restauração ativa podem ser evitadas e os custos reduzidos, nos casos em que o diagnóstico da área a ser restaurada apresenta potencial de regeneração natural e, portanto, de restauração passiva (CHAZDON, 2017).

Ao longo do tempo de cada projeto de restauração florestal, a cobertura se expande por meio do crescimento e colonização das árvores (Figura 2). A restauração passiva resulta em uma comunidade florestal diversa, embora com a menor cobertura florestal dos três cenários. Por outro lado, o plantio em núcleos resulta em maior cobertura florestal em comparação com a restauração passiva e cobertura mais baixa, mas uma comunidade mais diversificada em comparação com o plantio em área total (CORBIN e HOLL, 2012).

Figura 2 – Sequência de tempo (de cima para baixo) da cobertura de três principais estratégias de restauração florestal: restauração passiva, plantio em núcleos e plantio em linhas.



Fonte: Adaptado de Corbin e Holl (2012).

2.3 INDICADORES ECOLÓGICOS PARA O MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO

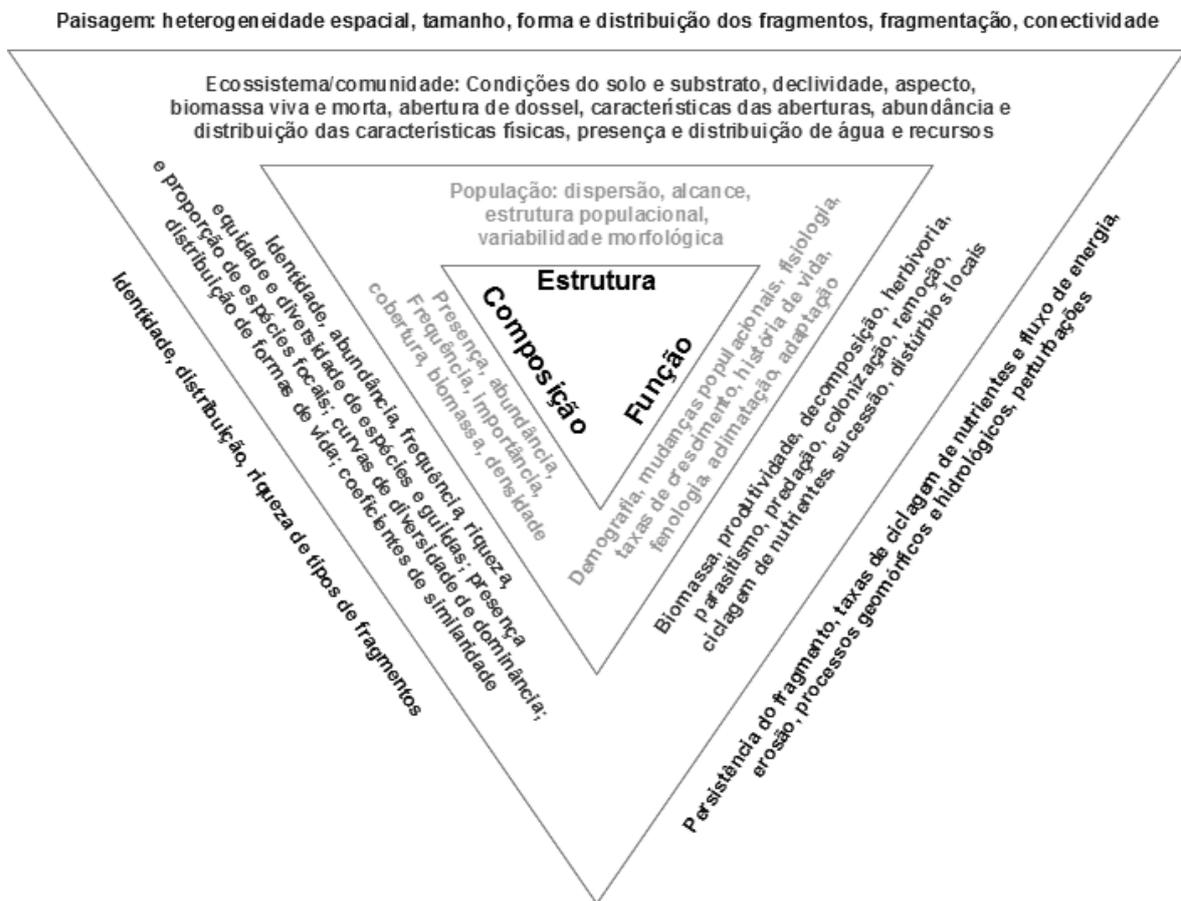
Para um ecossistema florestal ser efetivamente restaurado este deverá recuperar não apenas sua estrutura e/ou um número determinado de espécies vegetais, mas também deverá ter seus processos ecológicos restaurados (RIGUEIRA e MARIANO-NETO, 2013), de modo a viabilizar sua automanutenção (SER, 2004; BENNETT, et al., 2009). A Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica (SER) apontou os nove atributos desejáveis de um ecossistema restaurado: (i) possuir um conjunto de espécies comuns aos ecossistemas de referência e que sejam capazes de manter uma comunidade estruturalmente adequada; (ii) conter, ao máximo, espécies nativas; (iii) possuir todos os grupos funcionais associados ao desenvolvimento e/ou estabilidade desses ecossistemas, ou potencial para que eles colonizem o ecossistema restaurado; (iv) possuir ambiente físico capaz de suportar populações de espécies associadas ao desenvolvimento e estabilidade das trajetórias adequadas; (v) aparentar funcionamento normal para o seu estágio de desenvolvimento ou não apresentar disfunções; (vi) estar integrado à matriz ou paisagem ecológica do entorno, de forma que fluxos bióticos e abióticos estejam presentes; (vii) terem sido minimizadas ou eliminadas potenciais ameaças à saúde e integridade do ecossistema restaurado; (viii) ser suficientemente resiliente aos estresses

ocorrentes; e (ix) ser autossustentável ao mesmo nível que o ecossistema de referência. Contudo, a avaliação de todos esses atributos poderia tornar o monitoramento da restauração complexo e oneroso (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005).

O monitoramento consiste na avaliação de um projeto de restauração em diferentes ocasiões. É a mensuração contínua de certos indicadores, variáveis ambientais e populacionais, em acompanhamentos periódicos (DURIGAN, 2011; BRANCALION, GANDOLFI e RODRIGUES, 2015). Por meio do monitoramento é possível verificar se a trajetória sucessional está ocorrendo de forma contínua e os objetivos da restauração estão sendo atendidos ou se são necessárias novas intervenções no manejo adaptativo (PRACH et al., 2019).

Para ocorrer uma avaliação precisa no processo de monitoramento devem ser utilizados múltiplos indicadores ecológicos (GATICA-SAAVEDRA et al., 2017). Esses indicadores devem possuir como características: (i) fácil mensuração, (ii) sensibilidade a tensões sobre o sistema, (iii) que respondam às tensões de maneira previsível, (iv) sejam preditivos de mudanças que podem ser evitadas por meio do manejo, (v) sejam integrativos e (vi) tenham respostas conhecidas aos distúrbios e que essas respostas sejam pouco variáveis (DALE; BEYELER, 2001). Os indicadores devem capturar a complexidade do ecossistema, enquanto permanecem simples o suficiente para serem obtidos de forma fácil e rotineira. Estão relacionados à composição, que inclui a diversidade e abundância de espécies, à estrutura, que é a organização física ou padrões de um sistema e determina a organização do habitat, e à função, que são os processos ecológicos e evolutivos e fornece informações sobre a resiliência do ecossistema restaurado (Figura 3) (DALE e BEYELER, 2001).

Figura 3 – Hierarquia ecológica: representação triangular de características chaves de composição, estrutura e função.



Fonte: Adaptado de DALE; BEYELER, (2001).

A aplicabilidade dos resultados do monitoramento depende da seleção de indicadores adequados, da correta interpretação desses indicadores e da credibilidade na sua amostragem (VIANI et al., 2018). Indicadores da estrutura da vegetação, diversidade e processos ecológicos têm sido utilizados para avaliar o sucesso da restauração florestal, uma vez que essas características refletem a capacidade dos ecossistemas restaurados para regeneração e automanutenção (RUIZ-JAÉN e AIDE, 2005). Indicadores ecológicos bastante utilizados são a área basal (MIRANDA NETO et al. 2012), densidade de indivíduos (CÉSAR et al., 2018; SHOO et al., 2016;) e riqueza de espécies arbóreas e regenerantes (CAMPOS e MARTINS, 2016; SANSEVERO et al., 2011; PIAIA et al., 2020). Estudos comprovam a existência de uma hierarquia de previsibilidade que ordena diferentes indicadores de restauração do mais previsível e menos variável ao menos previsível e mais variável. Em ordem decrescente de previsibilidade seriam: estrutura física > diversidade taxonômica > diversidade funcional >

composição taxonômica (BRUDVIG et al., 2017; LAUGHLIN et al., 2017), o que tem implicações na escolha e uso dos indicadores na restauração.

Em uma revisão de literatura abrangendo um total de 94 publicações, entre 1990 e 2015, os autores encontraram avaliações de restauração florestal em 25 países e concluíram que a eficácia da maioria dos programas de restauração permanece desconhecida, limitando a capacidade de determinar o impacto geral dos investimentos na restauração (GATICA-SAAVEDRA et al., 2017). O número mais considerável de avaliações foi realizado em florestas tropicais. As avaliações publicadas aumentaram consideravelmente entre 2010 e 2015 em todas as regiões do mundo. A composição florestal e as funções do ecossistema foram os atributos mais citados, encontrados em 79% e 68% das publicações.

Gatica-Saavedra et al. (2017) ressaltam a necessidade do uso de um maior número de indicadores para verificar os efeitos da restauração florestal. A menos que um número maior seja usado, os pesquisadores podem não ser capazes de entender até que ponto as atividades realizadas e técnicas implantadas estão contribuindo para restaurar a complexidade e a integridade ecológica nos ecossistemas florestais. A avaliação da restauração, muitas vezes, é dificultada pela falta de indicadores de monitoramento harmonizados (EVJU et al., 2020), falta de áreas de referência e informações vagas e imprecisas sobre os objetivos e a implementação do projeto (OCAMPO-MELGAR et al., 2016). Apesar da crescente demanda por dados coletados, os esforços de monitoramento falham com frequência (REYNOLDS et al., 2016). O monitoramento eficaz requer uma fase de planejamento e uma avaliação precisa de indicadores para garantir a ligação entre os resultados das estratégias com os objetivos do programa de restauração (PRACH et al., 2019), nesse momento ocorrem as principais falhas (ALBERT et al., 2015; REYNOLDS et al., 2016).

Indicadores têm sido descritos para projetos de restauração florestal no Brasil (BELLOTTO et al., 2009; CHAVES et al., 2015; SUGANUMA e DURIGAN, 2015; VIANI et al., 2017). O protocolo de monitoramento do Pacto pela restauração da Mata Atlântica é um importante exemplo (VIANI et al., 2017). Esse protocolo é estruturado em princípios (ecológico, socioeconômico e de gestão de projetos), critérios, indicadores e metas. Os critérios ecológicos são utilizados em projetos de restauração individuais, enquanto que os socioeconômicos e de gestão de projetos são avaliados em programas de restauração. Ainda segundo esse protocolo, o princípio ecológico é dividido em duas fases de monitoramento. A Fase I tem foco no desenvolvimento da cobertura de copa das árvores, sendo necessário um mínimo de 70% de cobertura de dossel para passar para Fase II. Além da cobertura de dossel a Fase I é composta por quatro critérios, 1) estrutura e 2) composição da vegetação, 3) solo e 4)

fatores de degradação. A Fase II, após a área atingir 70% de cobertura de dossel, tem foco na trajetória ecológica e o principal critério é a estrutura da vegetação em diferentes classes de tamanho.

Tradicionalmente, o foco no monitoramento de restauração florestal tem sido a diversidade de espécies de árvores e a estrutura da vegetação. Sob esta abordagem, medidas comuns de sucesso na restauração incluem mudanças na estrutura da vegetação (por exemplo, aumento na altura e área basal) e riqueza de espécies. No entanto, mais recentemente, tem havido um progresso importante que vai além da perspectiva da vegetação, e muitos estudos agora consideram uma gama mais ampla de processos ecológicos e ecossistêmicos (RUIZ-JAEN e AIDE, 2005; WORTLEY et al., 2013; KOLLMANN et al., 2016; GATICA-SAAVEDRA et al., 2017).

Alguns autores sustentam que mudanças na estrutura da vegetação não implicam necessariamente em uma modificação na funcionalidade do ecossistema (CORTINA et al., 2006; MATZEK et al., 2016), portanto medidas diretas e múltiplas devem ser tomadas para determinar o funcionamento nesses locais (MEYER et al., 2015). A busca por melhores indicadores do sucesso da restauração passou por um forte debate (REID, 2015; SUGANUMA e DURIGAN, 2015; BRANCALION e HOLL, 2016). Além dos indicadores relacionados a composição e estrutura, o enfoque funcional e a análise de padrões espaciais também são recomendados para a compreensão da complexidade e integridade do ecossistema (GATICA-SAAVEDRA et al., 2017). Evju et al. (2020) ressaltam a importância de inserir atributos de espécies e variáveis socioeconômicas. A avaliação da restauração por meio do monitoramento participativo pode desempenhar um papel crucial na integração da sociedade aos programas de restauração, além disso favorece a economia local e pode reduzir em um terço os custos dos profissionais (EVANS, GUARIGUATA e BRANCALION, 2018). A população local pode coletar dados precisos de indicadores, responder às prioridades locais e participar da tomada de decisões.

2.4 DIVERSIDADE FUNCIONAL

Atributos funcionais são características morfológicas, fenológicas ou fisiológicas, a nível celular ou de organismo, relacionadas à aptidão de uma planta e determinam como ela interage no ambiente, afetando outros níveis tróficos (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013) e influenciando nas propriedades do ecossistema (McGILL et al., 2006; VIOLLE et al., 2007). Estes atributos conferem habilidades de competição e coexistência entre as espécies

(CALLAWAY et al., 2003; KUNSTLER et al., 2016), e dizem respeito a mecanismos de colonização, estabelecimento, dinâmica de nutrientes, resistência a distúrbios e produtividade vegetal, determinando a forma como o indivíduo responde aos estímulos e às mudanças do meio (GAMFELDT e KALLSTROM, 2007).

As características das plantas afetam o funcionamento do ecossistema, por isso a importância da utilização de atributos funcionais ao invés de número de espécies ou índices de diversidade taxonômicos (DIAZ e CABIDO, 2001). As abordagens baseadas em atributos funcionais podem contribuir para o entendimento do funcionamento dos ecossistemas em processo de restauração ecológica e como isso está relacionado com a diversidade e composição das comunidades (TILMAN, ISBELL e COWLES, 2014).

A escolha dos atributos funcionais a serem mensurados está intimamente ligada às questões a serem respondidas (PETCHEY e GASTON, 2006), às características ecológicas do ambiente e a escala da área de estudo, além dos recursos disponíveis e circunstâncias práticas (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013). Alguns exemplos de atributos funcionais e suas respostas são a síndrome de dispersão das sementes, tipo, cor, tamanho e massa do diásporo, número de sementes por fruto que refletem a habilidade de dispersão, padrão de distribuição espacial, respostas a condições do solo e à distúrbios, outros exemplos são atributos de crescimento, a altura máxima e a área basal, que refletem a habilidade competitiva, recepção de luz, resposta a distúrbios (WESTOBY et al., 2002; CORNELISSEN et al., 2003; PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013). Outros atributos que podem ser mencionados são os atributos foliares, como a área foliar, área foliar específica (SLA), conteúdo de matéria seca foliar (LDMC), conteúdo de nitrogênio ou fósforo foliar e espessura de folha; outros atributos de crescimento, como por exemplo forma de crescimento e densidade da madeira; e atributos de raiz, como comprimento de raiz e estratégia de aquisição de recursos.

O funcionamento do ecossistema é resultante da ação de vários filtros ambientais em escala hierárquica. Esses filtros selecionam indivíduos com respostas ajustadas ao ambiente, o que resulta em diversas composições de características e, assim, limitando consecutivamente quais as espécies e as características que persistem em um determinado local (KEDDY, 1992; DÍAZ et al., 1999). A medida em que ocorrem mudanças na composição de espécies, resultante de mudanças ambientais, ocorrem modificações no funcionamento do ecossistema, por meio de mudanças na representação dos atributos das espécies (LAVOREL e GARNIER, 2002). Portanto, o estudo dos atributos funcionais de espécies que compõem uma comunidade pode levar ao entendimento de padrões e processos ecológicos da organização destas comunidades (CADOTTE et al., 2015).

Nas últimas décadas, a preocupação crescente sobre como o planeta Terra responderia às mudanças globais impulsionadas pelo homem motivou novas questões em ecologia. A preocupação de explicar a distribuição das espécies foi substituída pela compreensão de como as espécies afetam o funcionamento do ecossistema, ampliando o foco e aplicabilidade da diversidade funcional (LAURETO et al., 2015). Uma definição para diversidade funcional é ‘o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades’ (TILMAN, 2001). Dessa forma, medir a diversidade funcional significa medir a diversidade de atributos funcionais, que são componentes dos fenótipos dos organismos, os quais influenciam os processos da comunidade, e que podem prever estratégias que os indivíduos têm dentro de uma comunidade e ecossistema (GRIME, 2006; CIANCIARUSO et al., 2009).

Nesse sentido, a abordagem funcional torna-se importante para a compreensão dos mecanismos atuantes no funcionamento dos ecossistemas, por meio da investigação da maneira pela qual as mudanças na abundância de um grupo funcional afetam diretamente os processos na comunidade e no ecossistema (LAURETO et al., 2015). Abordagens baseadas em características funcionais podem ser úteis para entender tanto a montagem da comunidade quanto o funcionamento do ecossistema durante a restauração.

As vantagens da diversidade funcional em relação as abordagens baseadas em taxonomia são: (a) capacidade aprimorada de vincular a biodiversidade e a multifuncionalidade do ecossistema; (b) permitir uma compreensão mais mecanicista das respostas da comunidade às mudanças ambientais; (c) facilitar a comparação de padrões de diversidade em regiões biogeográficas compostas por diferentes táxons, mas principalmente equivalentes em suas características funcionais (CADOTTE, CARSCADDEN e MIROTCHNICK, 2011; HOOPER et al., 2005; STEVENS et al., 2003; TILMAN et al., 1997). Essas vantagens são possíveis porque a diversidade funcional representa melhor os mecanismos de montagem ecológica (por exemplo, complementaridade de nicho, interações de espécies, filtragem de habitat) subjacentes à dinâmica espacial e temporal da ocorrência de espécies (CADOTTE, CARSCADDEN e MIROTCHNICK, 2011; TILMAN et al., 1997; VIOLLE et al., 2007).

Vários métodos foram desenvolvidos para capturar seus diferentes aspectos (CARMONA et al., 2016; MASON et al., 2005; SCHMERA et al., 2017; VILLÉGER, MASON e MOUILLOT, 2008). Uma das abordagens mais comuns é aquela baseada no espaço funcional multidimensional (EF) (DÍAZ et al., 2016; LALIBERTÉ e LEGENDRE, 2010; MAIRE et al., 2015; VILLÉGER, MASON e MOUILLOT, 2008). Esta abordagem ordena todas as espécies ao longo de algumas dimensões independentes ou eixos funcionais que resumem a

dissimilaridade das características originais entre os organismos. A posição de cada táxon no EF reflete seu nicho funcional (GUTIÉRREZ-CÁNOVAS et al., 2015; VIOLLE et al., 2007) e depende da composição de espécies co-ocorrentes e da importância dada a cada característica na definição do eixo funcional.

Muitos índices diferentes foram usados para descrever o tamanho dos espaços de atributos, a distribuição e o agrupamento de suas combinações de características. Villeger et al. (2008) sugeriram descrever esses aspectos da diversidade funcional usando três índices independentes: riqueza funcional (FRic), divergência (FDiv) e uniformidade (FEve). Enquanto FRic quantifica a quantidade de espaço de características ocupado, FDiv e FEve descrevem a distribuição e abundância de combinações de características em um espaço de características multidimensional (MASON et al., 2005; VILLÉGER, MASON e MOUILLOT, 2008). FRic descreve o tamanho do espaço funcional potencialmente disponível, no qual nichos podem ser ocupados por plantas, FDiv quantifica a distribuição de valores de características, portanto, o grau de diferenciação de nicho, provavelmente o resultado da exclusão competitiva (MASON et al., 2005). FEve descreve a regularidade da distribuição do atributo e aponta para a eficiência do uso de recursos dentro do espaço de atributo ocupado. FRic mais baixo pode estar relacionado à capacidade mais baixa de um ecossistema de amortecer o estresse ambiental, enquanto FEve e FDiv mais baixos podem indicar resiliência reduzida do ecossistema (MASON et al., 2005).

Essas três métricas representam aspectos complementares (não redundantes) da diversidade funcional que devem ser avaliados separadamente, a fim de estabelecer sua relação com as funções dos ecossistemas e fatores ambientais (MOUCHET et al. 2010). A dispersão funcional (FDis) é outro importante índice que foi posteriormente descrito e indica a distribuição de abundâncias no espaço de atributos funcionais em relação a um centroide ponderado pela abundância e o volume de espaço ocupado e mede tanto a riqueza funcional como a divergência funcional (MOUCHET et al., 2010; LALIBERTÉ e LEGENDRE, 2010). Ecossistemas com maior diversidade de grupos funcionais e com certo grau de redundância ecológica tendem a ser mais resilientes, isto é, possuem maior capacidade de manter sua estrutura e processos, diante de perturbações ambientais (GIRÃO et al., 2007). A redundância ecológica se baseia na observação de que as espécies apresentam funções similares dentro das comunidades e por isso podem ser substituídas com poucos impactos para os processos ecológicos (RICKLEFS, 2010). Esses aspectos revelam a importância do conhecimento da diversidade funcional para a conservação e resiliência de ecossistemas, bem como para a restauração ecológica (CADOTTE et al., 2015).

3 DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DA NUCLEAÇÃO PARA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

RESUMO

A nucleação tem sido introduzida como uma técnica promissora para restauração ecológica e representa uma alternativa eficiente, além de econômica, para acelerar a sucessão secundária em áreas degradadas. Nesse estudo, avaliamos indicadores ecológicos de diversidade taxonômica e diversidade funcional da regeneração natural e das árvores plantadas para verificar o sucesso da restauração em três áreas (Caçapava do Sul, Minas do Leão e Pantano Grande) com plantio em núcleo realizado há sete anos no Rio Grande do Sul, no sul do Brasil. Foram contados, identificados e medidos todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com altura superior a 30 cm em parcelas de 5 m x 5 m, totalizando 575 m² avaliados em cada área. A riqueza de espécies plantadas e regenerantes de cada área foi verificada por curvas de rarefação baseadas na abundância de indivíduos e as diferenças na composição florística foi verificada pelo escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) e análise de variância permutacional (permanova). Para verificar diferenças na diversidade funcional de regenerantes e plantadas, foi utilizada a análise de variância. A riqueza de espécies regenerantes foi semelhante em cada área, mas a riqueza de espécies plantadas foi inferior em Minas do Leão, intermediária em Caçapava do Sul e superior em Pantano Grande. O NMDS e a permanova demonstraram diferença significativa na composição florística de espécies plantadas e regenerantes. Os índices de diversidade funcional foram semelhantes entre plantadas e regenerantes, com exceção da dispersão funcional, apesar de Minas do Leão apresentar riqueza funcional baixa. Isso indica que mesmo com riqueza de espécies e a riqueza funcional menor no plantio não implica em menor riqueza de espécies e riqueza funcional de regenerantes. Conclui-se que a nucleação é uma técnica eficiente para restauração ecológica na região do estudo e favorece a alteração do micro-habitat e o retorno de propágulos às áreas, mesmo com menor riqueza inicial de espécies plantadas.

Palavras-chave: regeneração natural, estrutura, composição florística, espaço funcional.

ABSTRACT

Nucleation has been introduced as a promising technique for ecological restoration and represents an efficient, as well as economical, alternative to accelerate secondary succession in degraded areas. In this study, we evaluated ecological indicators of taxonomic diversity and functional diversity of natural regeneration and planted trees to verify the restoration success in three sites (Caçapava do Sul, Minas do Leão and Pantano Grande) with applied nucleation carried out seven years ago in Rio Grande do Sul State, in south of Brazil. All shrubby-tree individuals with a height greater than 30 cm were counted, identified and measured in plots of 5 m x 5 m, totaling 575 m² evaluated in each site. The richness of planted and regenerating species in each area was verified by rarefaction curves with abundance-based approach and the differences in floristic composition were verified by non-metric multidimensional scaling (NMDS) and permutational analysis of variance (permanova). To verify differences in the functional diversity of regenerated and planted species, we used analysis of variance. The richness of regenerating species was similar in each site, but the richness of planted species was lower in Minas do Leão, intermediate in Caçapava do Sul and higher in Pantano Grande. NMDS and permanova showed a significant difference in the floristic composition of planted and regenerating species. The functional diversity indices were similar between planted and regenerating, with the exception of functional dispersion, although Minas do Leão presents low

functional richness. This indicates that even with lower species richness and lower functional richness in planting it not implies lower species richness and lower functional richness of regenerants. It is concluded that nucleation is an efficient technique for ecological restoration in the study region and favors the micro-habitat alteration and the return of propagules, even with lower initial richness of planted species.

Key-words: natural regeneration, structure, floristic composition, functional space.

INTRODUÇÃO

A restauração ecológica é uma importante ferramenta para conservar a biodiversidade e melhorar os serviços ecossistêmicos (REY BENAYAS et al., 2009) no atual contexto global de mudanças climáticas, perda de biodiversidade, exploração econômica, escassez de água entre outros problemas ambientais. Os incentivos internacionais, na última década, também apontam a restauração ecológica como uma das principais soluções para mitigar o impacto da degradação de ecossistemas em todo o mundo (TEMPERTON et al., 2019). As áreas restauradas desempenham um papel essencial na conservação em escala da paisagem, pois fornecem cobertura adicional para espécies ameaçadas e reconectam populações de plantas ou animais anteriormente isoladas (BRANCALION et al., 2013; ROTHER et al., 2018), além de fornecer importantes serviços ambientais (GARCIA et al., 2015; SILVA et al., 2015; MONTOYA-PFEIFFER et al., 2018).

Recentemente, a nucleação tem sido introduzida como uma técnica promissora para restauração ecológica e representa uma alternativa eficiente, além de econômica, para acelerar a sucessão secundária de áreas degradadas (ZAHAWI et al., 2013; REIS et al., 2014; BECHARA et al., 2016; HOLL et al., 2020). As técnicas de nucleação são baseadas na teoria proposta por Yarranton e Morrison (1974), na qual arbustos pioneiros e árvores estabelecidos irregularmente facilitam o recrutamento de outras espécies por meio de melhores condições de micro-habitat e dispersão de sementes.

O plantio em núcleo é uma alternativa de menor custo e mais eficiente comparada ao plantio em área total ou de esperar um processo mais lento da regeneração natural, nos casos de restauração passiva (ZAHAWI et al., 2013). O núcleo implantado facilita e promove o desenvolvimento da vegetação no seu entorno ao longo do tempo (CORBIN e HOLL, 2012; ZAHAWI et al., 2013; REIS et al., 2014; BECHARA et al., 2016; HOLL et al., 2020), enquanto oferece suporte à diferentes formas de crescimento no sub-bosque as quais são responsáveis por uma série de funções do ecossistema (REIS et al., 2010).

Sabe-se que a seleção de espécies para plantios de restauração, assim como a diversidade e forma do plantio tem consequências importantes para a posterior sucessão florestal e sucesso

da restauração (de la PEÑA-DOMENE et al., 2013; HOLL et al., 2020; HOLL e BRANCALION, 2020). Tradicionalmente, o sucesso da restauração tem sido avaliado com a diversidade taxonômica (WORTLEY et al., 2013; GATICA-SAAVEDRA et al., 2017), mas cada vez mais, as metas de restauração têm se expandido para incluir outras propriedades do ecossistema e medidas de biodiversidade, incluindo medidas baseadas em atributos e diversidade funcional. No entanto, há pouco conhecimento sobre a influência da riqueza e diversidade funcional (DF) de plantios em núcleo na DF da comunidade regenerante.

Dada a complexidade conceitual intrínseca da DF, vários métodos foram desenvolvidos para capturar seus diferentes aspectos (CARMONA et al., 2016; MASON et al., 2005; VILLÉGER; MASON e MOUILLOT, 2008). Uma das abordagens mais comuns da DF é aquela baseada no espaço funcional multidimensional (EF) (DÍAZ et al., 2016; LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010; MAIRE et al., 2015; VILLÉGER; MASON e MOUILLOT, 2008). Esta abordagem ordena todas as espécies ao longo de algumas dimensões independentes ou eixos funcionais que resumem a dissimilaridade dos atributos originais. A posição de cada espécie no EF reflete seu nicho funcional (GUTIÉRREZ-CÁNOVAS et al., 2015; VIOLLE et al., 2007).

Villegier et al. (2008) sugeriram descrever esses aspectos de DF usando três índices independentes: riqueza funcional (FRic), divergência funcional (FDiv) e uniformidade funcional (FEve). Enquanto FRic quantifica a quantidade de espaço de atributo ocupado, FDiv e FEve descrevem a distribuição e abundância de combinações de atributos em um espaço de atributos multidimensional (MASON et al., 2005; VILLEGIER et al., 2008). FRic descreve o tamanho do espaço funcional potencialmente disponível, no qual nichos podem ser ocupados por plantas, FDiv quantifica a distribuição de valores de atributos, portanto, o grau de diferenciação de nicho, provavelmente o resultado da exclusão competitiva (MASON et al., 2005). FEve descreve a regularidade da distribuição do atributo e aponta para a eficiência do uso de recursos dentro do espaço do atributo ocupado. Ao dividir a DF em riqueza, divergência e uniformidade, os mecanismos que ligam a biodiversidade às funções do ecossistema e descrevem a montagem da comunidade podem ser descritos (MASON et al., 2005; MASON et al., 2013). Outro índice posteriormente descrito e bastante importante é a dispersão funcional (FDis) que indica a distribuição de abundâncias no espaço de característica funcional em relação a um centroide ponderado pela abundância e o volume de espaço ocupado e mede tanto a riqueza funcional como a divergência funcional (MOUCHET et al., 2010; LALIBERTÉ e LEGENDRE, 2010).

Nesse estudo avaliamos indicadores ecológicos de diversidade taxonômica e diversidade funcional da regeneração natural e das árvores plantadas para verificar o sucesso

da restauração em três áreas com plantio em núcleo realizado há sete anos no sul do Brasil. Procuramos responder as seguintes questões: A composição florística da regeneração natural é similar às espécies plantadas? Há influência do tamanho do núcleo na comunidade regenerante? Há influência da composição inicial do plantio na diversidade taxonômica e funcional da comunidade regenerante? Áreas com mesmo histórico de degradação e idade de plantio têm o mesmo padrão de diversidade taxonômica e funcional ou há influência da riqueza inicial de espécies plantadas?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em três áreas de floresta ripária em restauração em hortos florestais da CMPC Brasil. As áreas estão localizadas nas cidades de Minas do Leão, Pantano Grande e Caçapava do Sul, no estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. A região se enquadra no tipo climático Cfa, segundo a classificação climática de Koppen, caracteriza-se como subtropical úmido com verões quentes, sem estação seca definida. A temperatura média do mês mais frio (julho) na região é 12,5°C, e a do mês mais quente (janeiro) é 24,1°C, a precipitação pluviométrica média mensal oscila entre 112 mm e 194 mm e a altitude varia de 60 m a 200 m (ALVARES et al., 2013). Em Minas do Leão e Pantano Grande os solos predominantes são Argissolos, Planossolos e Gleissolos e em Caçapava do Sul predominam Neossolos, Cambissolos e Argissolos (STRECK et al., 2008).

A região é caracterizada pela vegetação em mosaico de campos, formações arbustivas e Floresta Estacional Semidecidual (ROVEDDER, 2013; GUARINO et al., 2018). Nas últimas décadas, as áreas de vegetação natural da região foram substituídas por culturas anuais, como soja e arroz, ou perenes, como *Eucalyptus* spp., *Acacia mearnsii* e *Pinus* spp. (OLIVEIRA et al., 2017). A silvicultura do *Eucalyptus* spp. é o principal uso do solo na paisagem onde as áreas estão localizadas.

Caçapava do Sul (30°21'26"S 53°21'11"W) possui área com plantio em núcleo de um hectare, Pantano Grande (30°19'22"S 52°29'21"W) três hectares e em Minas do Leão (30°09'10"S 52°03'24"W) são quatro hectares (APÊNDICE A). A distância média entre as áreas é de 80 km. As três áreas apresentavam histórico de supressão da vegetação ripária e substituição por pastagem. Após o cercamento, foram plantados, aleatoriamente, núcleos de cinco mudas com espaçamento de 1 m entre cada muda, sendo 40 núcleos por hectare. Com

uma distância média de 20 m entre cada núcleo. As espécies utilizadas no plantio podem ser consultadas no APÊNDICE B – Tabela S2. O plantio foi realizado em 2011 e a avaliação dos indicadores ecológicos foi realizada entre sete e oito anos após.

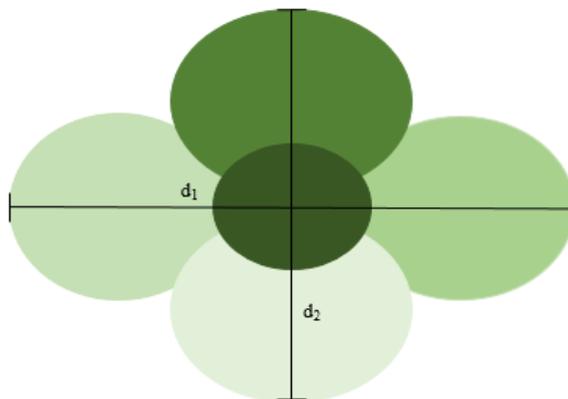
Coleta de dados

Para avaliar a regeneração natural, foram alocadas 23 parcelas de 5 m x 5 m de forma sistemática em cada área, com uma distância mínima de 20 m entre parcelas, totalizando 1725 m² avaliados. As parcelas foram alocadas sob os núcleos para verificar o efeito da nucleação. Todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com altura maior que 30 cm foram contados, identificados e tiveram a altura medida. A identificação botânica foi realizada em campo ou com ajuda de especialistas. A nomenclatura para as famílias botânicas seguiu a proposta do *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG IV, 2016).

Em cada parcela, foram avaliados a espessura da serapilheira, a cobertura do solo e a cobertura de dossel (APÊNDICE A). A espessura da serapilheira foi medida com régua milimetrada, sendo uma medição por parcela. A cobertura do solo foi avaliada em subparcelas de 1 m x 1 m usando uma escala de abundância de cobertura modificada de Braun – Blanquet: 0%, 1–5%, 5–10%, 10–25%, 25–50%, 50–75%, 75–95% e 95–100% (MUELLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 1974). Foi registrada a cobertura percentual de gramíneas, herbáceas não-gramíneas, arbustivo-arbóreas, serapilheira, solo exposto e outros (pteridófitas, bromélias, lianas e bambus). A cobertura de dossel foi avaliada por meio de densiômetro esférico convexo nas quatro direções cardeais, a 1,30 m de altura.

Para avaliação das árvores plantadas em núcleos foram medidos o diâmetro à altura do peito, a altura total e dois diâmetros perpendiculares da copa das árvores. A cobertura de copa foi estimada pela área da elipse ($A=\pi d_1 d_2/4$) (HOLL et al., 2011). Para obter a área do núcleo, foram medidos dois diâmetros perpendiculares dos núcleos (Figura 4) e calculada a área de cada núcleo utilizando a área da elipse.

Figura 4 – Esquema de medição dos diâmetros do núcleo para obtenção da área por meio da área da elipse.



Fonte: Autora.

Atributos funcionais das espécies regenerantes

As espécies arbustivo-arbóreas da regeneração natural foram classificadas em atributos funcionais: tipo de dispersão, comprimento da semente, estratégia ecológica, densidade da madeira e altura máxima. O tipo de dispersão foi categorizado como zoocórico e não zoocórico de acordo com Van der Pijl (1982). O comprimento da semente em centímetros foi obtido por meio da literatura e dividido em quatro categorias: pequeno ($< 0,6$ cm); médio (0,6-1,5 cm); grande (1,6-3,0 cm); muito grande ($> 3,0$ cm) de acordo com Tabarelli e Peres (2002). Para as espécies que não foi possível obter o comprimento, foram denominadas como não classificadas.

As espécies foram classificadas em três estratégias ecológicas: pioneiras, clímax exigente em luz e clímax tolerante à sombra, conforme Swaine e Whitmore (1988) e adaptado por Oliveira Filho et al. (1994). As espécies pioneiras são aquelas que necessitam de luz para germinar e completar o ciclo de vida. As espécies Clímax frequentemente ocorrem no sub-bosque florestal, na divisão conforme a exigência lumínica as “exigentes em luz” são aquelas que precisam de luz para completar o ciclo de vida e “tolerantes à sombra” são as que germinam em condição de sub-bosque e podem completar o ciclo de vida nessas condições. Para a classificação das espécies utilizou-se a literatura existente (BUDKE et al., 2005; SCIPIONI et al., 2013; GUARINO et al., 2018) e observações no campo.

Os dados de densidade da madeira em peso seco (g/cm^3) foram obtidos no banco de dados The Global Wood Density (GWD) na subseção América do Sul Subtropical (CHAVE et

al., 2009). Para morfoespécies identificadas apenas em nível de gênero, foi utilizada a densidade média da madeira do grupo taxonômico; e para espécies que não estão no banco de dados GWD, utilizou-se a densidade média da madeira para o gênero (seguindo FLORES; COOMES, 2011; HAWES et al., 2012; MAGNAGO et al., 2014 e ROTHER et al., 2019). A altura máxima utilizada foi a registrada para a espécie no levantamento de campo.

Atributos funcionais das espécies plantadas

As espécies plantadas foram classificadas em atributos funcionais relacionados a interações ecológicas e influencia na alteração do micro-habitat, que são premissas importantes para a nucleação, além da captação de recursos, no armazenamento de carbono e estrutura florestal. Os atributos funcionais utilizados foram tipo de polinização e dispersão, deciduidade foliar, área de copa, densidade da madeira e altura máxima.

A classificação para o tipo de dispersão, densidade da madeira e altura máxima seguiu o mesmo do descrito para as espécies regenerantes. O tipo de polinização foi a zoofílica e não zoofílica (FAEGRI; van der PIJL, 1979). Para a deciduidade foliar as espécies plantadas foram classificadas em decídua e não decídua com base em revisão bibliográfica (GUARINO et al, 2018). Por fim, a área de copa para as espécies plantadas foi obtida com base nas medições dos raios de copa no levantamento de campo e cálculo da área por meio da área da elipse.

Análise dos dados

Foram utilizadas curvas de rarefação e extrapolação elaboradas por meio da abordagem baseada na abundância, com 95% de intervalo de confiança para comparar a riqueza de espécies. As curvas foram construídas por meio do pacote iNEXT no software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2021). Ainda, foram calculados os índices de diversidade taxonômica clássicos como a Diversidade de Shannon e Simpson e Equabilidade de Pielou (MUELLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 1974).

Para verificar o padrão florístico estrutural das áreas e verificar a similaridade entre as espécies regenerantes e plantadas foi utilizado o escalonamento multidimensional não-métrico com o índice de Bray-Curtis. O ajuste da equação foi verificado com a soma residual padronizada de quadrados (STRESS) e a diferença entre os grupos foi verificada pela Análise de Variância Permutacional (Permanova) no pacote ‘vegan’ do programa R (R CORE TEAM, 2021).

A função dbFD do pacote ‘FD’ do programa R (R CORE TEAM, 2021) foi utilizada para calcular quatro medidas complementares de diversidade funcional: (1) riqueza funcional (FRic), (2) uniformidade funcional (FEve), (3) divergência funcional (FDiv) (VILLÉGER et al., 2008), e (4) dispersão funcional (FDis) (LALIBERTÉ e LEGENDRE, 2010). Para o cálculo das métricas foram utilizadas duas matrizes de dados. A primeira é a de atributos funcionais transformada em matriz de distâncias pelo método de Gower e a segunda é a matriz de abundância de espécies de cada comunidade. Essas métricas de diversidade funcional foram calculadas para a regeneração natural e para o plantio em núcleo.

Para construir o espaço funcional responsável pelos valores de atributos funcionais de espécies, foi utilizada a matriz de distâncias pelo método de Gower. Esse método permite a utilização de diferentes tipos de variáveis, binárias e numéricas por exemplo, dando-lhes o mesmo peso. Em seguida, foi realizada a análise de coordenadas principais (PcoA) para construir um espaço funcional multidimensional (VILLÉGER et al., 2008), por meio da função cmdscale da biblioteca ‘vegan’ no software R. O número de eixos para construir o espaço funcional foi selecionado de acordo com o índice de desvio quadrático médio (mSD) calculado entre a distância funcional inicial entre espécies (ou seja, com base em valores de atributos) e a distância euclidiana final no espaço funcional (MAIRE et al., 2015). O espaço funcional com cinco dimensões para a regeneração natural teve o mais baixo mSD (0,0015). Contudo, foram utilizadas as primeiras quatro dimensões para representar graficamente as diferenças funcionais da regeneração natural (mSD=0,0016). Para o plantio em núcleo, o espaço funcional com quatro dimensões teve o mais baixo mSD (0,0008), sendo essas dimensões utilizadas para representação gráfica.

Os dados de espessura da serapilheira, cobertura de dossel, cobertura do solo, riqueza, abundância, diversidade, equabilidade, altura máxima, altura média, área do núcleo e métricas de diversidade funcional por parcela foram submetidos aos testes de Shapiro-Wilk, para verificar a normalidade ($p > 0,05$), e Levene, para a homogeneidade de variância ($p > 0,05$). Quando os pressupostos não foram atendidos, os dados foram transformados ($\ln x + 1$ para espessura da serrapilheira, riqueza, abundância, altura média). Em seguida foram submetidos a análise de variância (ANOVA) e as médias das áreas foram comparadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Para verificar se há influência do tamanho dos núcleos na comunidade da regeneração natural, foi utilizada a relação entre a área dos núcleos e riqueza e abundância de regenerantes, para isso foram ajustados modelos de regressão linear simples.

Todas as análises estatísticas foram processadas no R (versão 3.6.1).

RESULTADOS

Considerando as três áreas avaliadas, foram observados 815 indivíduos regenerantes (4724 ind ha⁻¹) de 50 espécies e 24 famílias. Myrtaceae foi a mais representativa com 14 espécies, seguida por Sapindaceae e Asteraceae com quatro espécies cada. As espécies mais abundantes foram *Baccharis dracunculifolia* DC. (1130 ind ha⁻¹), *Schinus terebinthifolia* Raddi (939 ind ha⁻¹) e *Casearia sylvestris* Sw. (359 ind ha⁻¹) (APÊNDICE B – Tabela S1).

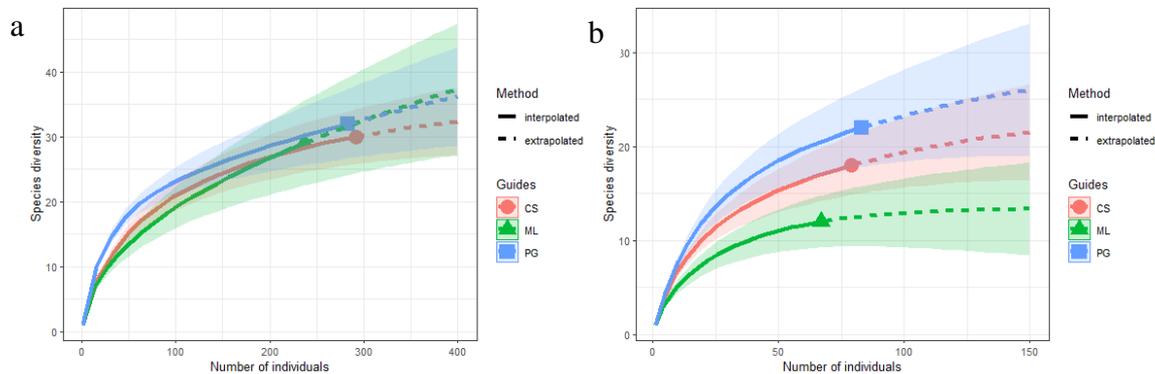
Em Caçapava do Sul, foram registrados 292 indivíduos, 30 espécies de 19 famílias. Myrtaceae foi a família mais representativa com seis espécies, seguida por Anacardiaceae com três espécies. As espécies mais abundantes foram *Schinus terebinthifolia* Raddi (1513 ind ha⁻¹), *Baccharis dracunculifolia* DC. (1321 ind ha⁻¹) e *Myrceugenia myrtoides* O. Berg. (348 ind ha⁻¹) e representam mais da metade da abundância total (62,67%).

Em Pantano Grande, foram 238 indivíduos, 32 espécies de 17 famílias botânicas. Myrtaceae apresentou nove espécies, seguida por Sapindaceae com quatro espécies. *Schinus terebinthifolia* Raddi (834 ind ha⁻¹), *Baccharis dracunculifolia* DC. (782 ind ha⁻¹) e *Erythroxylum deciduum* A.St.-Hill (417 ind ha⁻¹) apresentaram 49,16% da abundância total.

Em Minas do Leão, 240 indivíduos foram registrados, 32 espécies de 19 famílias botânicas. Myrtaceae também foi a família mais representativa com seis espécies, seguida com Anacardiaceae e Rubiaceae com três espécies cada. *Baccharis dracunculifolia* DC. (1287 ind ha⁻¹), *Casearia sylvestris* Sw. (904 ind ha⁻¹), *Schinus terebinthifolia* Raddi (469 ind ha⁻¹) e *Eugenia uniflora* L. (400 ind ha⁻¹) representam 73,33% da abundância total.

A riqueza de espécies regenerantes foi semelhante entre as áreas (Figura 5a), mas a riqueza de espécies plantadas foi superior em Pantano Grande, intermediária em Caçapava do Sul e inferior em Minas do Leão (Figura 5b).

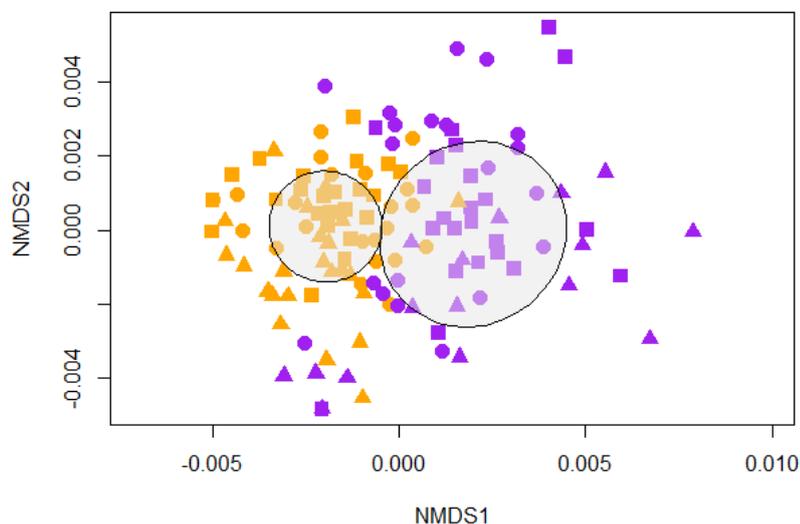
Figura 5 – Curvas de rarefação baseadas na abundância de indivíduos para a regeneração natural (a) e para as árvores plantadas em núcleo (b) em Caçapava do Sul (CS), Minas do Leão (ML) e Pantano Grande (PG), no sul do Brasil.



Fonte: Autora.

O diagrama obtido pelo escalonamento multidimensional não-métrico demonstra composição florística heterogênea entre parcelas da regeneração natural, o que pode ser observado pela dispersão nos eixos 1 e 2 (Figura 6). A Análise de variância permutacional (PERMANOVA) demonstrou composição florística distinta entre regenerantes e espécies plantadas ($F=22,206$, $p<0,0001$).

Figura 6 – Escalonamento multidimensional não-métrico (Stress = 0,1764) para a composição florística da regeneração natural (violeta) e árvores plantadas em núcleo (laranja) em Caçapava do Sul (quadrado), Minas do Leão (triângulo) e Pantano Grande (círculo), no sul do Brasil.



Fonte: Autora.

A riqueza de espécies por parcela, abundância, densidade, diversidade, equabilidade e cobertura de dossel foram semelhantes entre as áreas. Contudo, indicadores estruturais como altura média e altura máxima, área do núcleo e espessura da serrapilheira demonstraram diferença significativa pela ANOVA (Tabela 1).

Tabela 1 – Indicadores ecológicos da regeneração natural de áreas em restauração por plantio em núcleo há sete anos em Caçapava do Sul (CS), Minas do Leão (ML) e Pantano Grande (PG), no sul do Brasil.

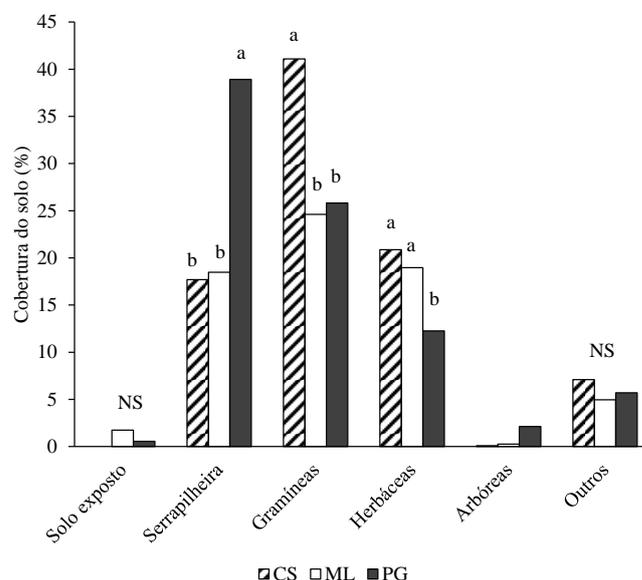
Indicadores ecológicos	CS	ML	PG	F	p
Riqueza por parcela	4,90	4,09	5,34	1,378	0,259
Abundância por parcela	12,69	10,43	12,30	0,675	0,513
Densidade (ind ha ⁻¹)	5078,3	4173,9	4921,7	0,828	0,442
Diversidade de Simpson	0,59	0,57	0,66	1,317	0,275
Diversidade de Shannon	1,19	1,06	1,35	2,022	0,141
Equabilidade de Pielou	0,80	0,81	0,82	0,075	0,927
Altura média (m)	1,10b*	1,73a	0,92b	19,84	<0,0001
Altura máxima (m)	2,44b	3,19a	2,11b	7,363	0,0013
Cobertura de dossel (%)	62,37	67,42	76,55	1,93	0,154
Área do núcleo (m ²)	23,37b	28,04b	39,22a	6,089	0,00374
Espessura da serrapilheira (cm)	1,82a	1,33b	1,91a	8,05	0,0007

*Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem pelo teste de Tukey (p<0,05).

Fonte: Autora.

Na avaliação da cobertura do solo, outras formas de vida (pteridófitas, bromélias, lianas e bambus) e solo exposto não diferiram pela ANOVA (F=0,553, p=0,578; F=1,216, p=0,303, respectivamente). A ANOVA demonstrou diferença significativa na cobertura do solo por serrapilheira, gramíneas, herbáceas e arbóreas (F=8,324, p=0,0006; F=5,037, p=0,009; F=9,15, p=0,0003; F=9,42, p=0,0002, respectivamente) (Figura 7).

Figura 7 – Cobertura do solo de áreas em restauração por plantio em núcleo com sete anos em Caçapava do Sul (CS), Minas do Leão (ML) e Pantano Grande (PG), no sul do Brasil. Médias seguidas pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).



Fonte: Autora.

Apesar se Minas do Leão apresentar riqueza funcional baixa, os índices de diversidade funcional avaliados não apresentaram diferença significativa entre a regeneração natural e o plantio em núcleo pela ANOVA, com exceção da dispersão funcional que apresentou valores superiores no plantio em núcleo (Tabela 2).

Tabela 2 – Índices de diversidade funcional a comunidade da regeneração natural e para o plantio em núcleo de sete anos em Caçapava do Sul (CS), Minas do Leão (ML) e Pantano Grande (PG), no sul do Brasil.

	Regeneração natural			Plantio		
	CS	ML	PG	CS	ML	PG
FRic	0,65	0,63	0,65	0,62	0,13	0,48
FEve	0,59	0,63	0,61	0,68	0,69	0,60
FDiv	0,78	0,86	0,81	0,93	0,91	0,85
FDis	0,13	0,18	0,18	0,27	0,24	0,23

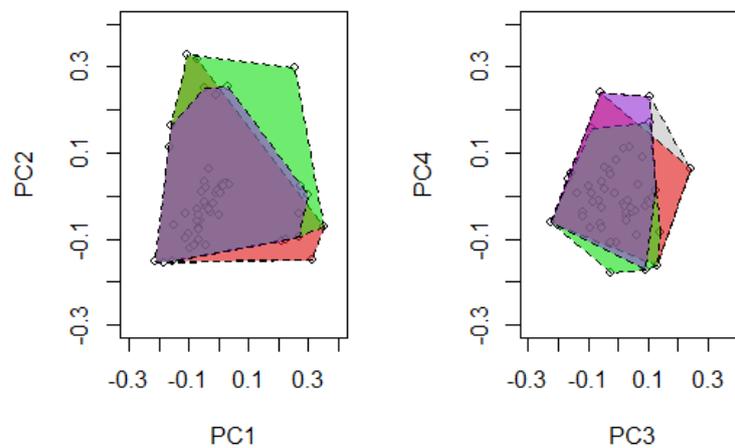
Em que: FRic = Riqueza Funcional; FEve = Uniformidade funcional; Fdiv= Divergência funcional; Fdis= Dispersão funcional. FRic: F= 2,498; $p=0,189$. FEve: 2,056; $p=0,225$. FDiv: F= 6,485; $p=0,0635$. FDis: F=17,11; $p=0,0144$

Fonte: Autora.

Os primeiros quatro eixos da PcoA explicaram 79,68% da variabilidade do espaço funcional da regeneração natural (Figura 8). Nos eixos 1 e 2 da PcoA observa-se redução do

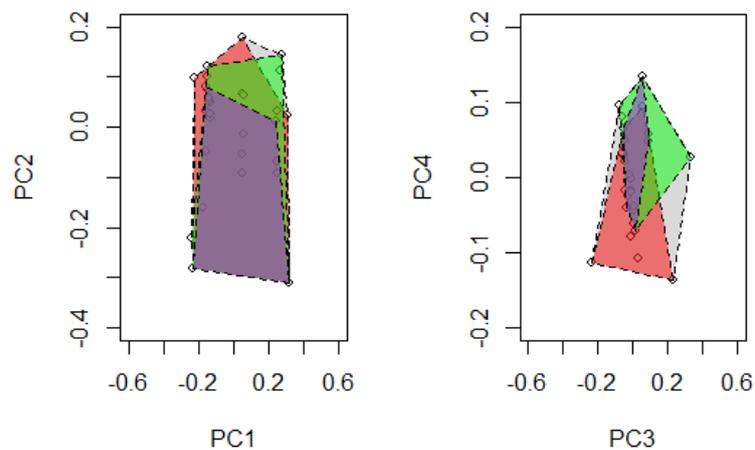
espaço funcional de Minas do Leão, enquanto nos eixos 3 e 4 observa-se redução do espaço funcional de Pantano Grande (Figura 8). Para o plantio em núcleo, os primeiros quatro eixos da PcoA explicaram 93,21% da variabilidade do espaço funcional (Figura 9). Minas do Leão apresentou espaço funcional reduzido para o plantio em núcleo (Figura 9).

Figura 8 – Espaço funcional gerado pela análise de coordenadas principais (PcoA) para a regeneração natural de Caçapava do Sul (vermelho), Minas do Leão (violeta) e Pantano Grande (verde), no sul do Brasil.



Fonte: Autora.

Figura 9 – Espaço funcional gerado pela análise de coordenadas principais (PcoA) para o plantio em núcleo de Caçapava do Sul (vermelho), Minas do Leão (violeta) e Pantano Grande (verde), no sul do Brasil.



Fonte: Autora.

Minas do Leão apresentou menor riqueza de espécies plantadas e maior mortalidade (Tabela 3). *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong representou 44,8% dos indivíduos avaliados nessa área. Pantano Grande teve expressiva área de núcleo (893,24 m²) e *Inga marginata* Willd destacou-se em área de copa (47,75 m²) (APÊNDICE B – Tabela S2). No plantio de Caçapava do Sul, *Schinus terebinthifolia* Raddi e *Luehea divaricata* Mart. & Zucc representam 36,7% dos indivíduos e *Enterolobium contortisiliquum* destacou-se em altura e área de copa (APÊNDICE B – Tabela S2).

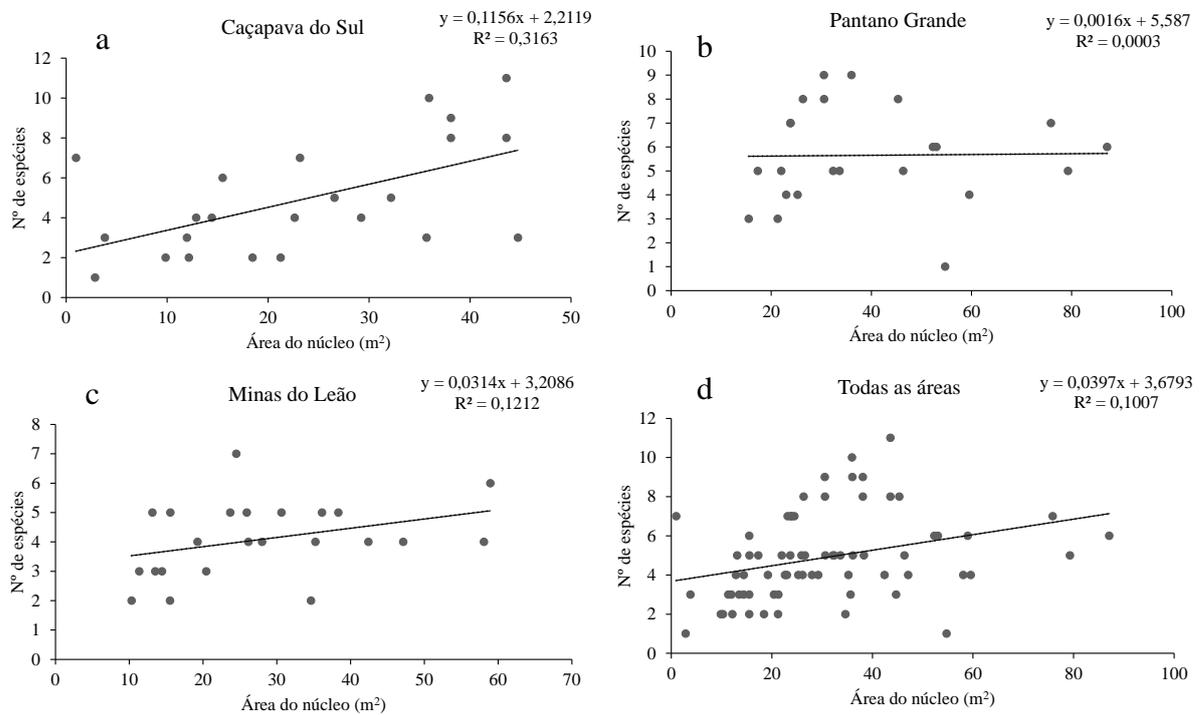
Tabela 3 – Indicadores do plantio em núcleo de Caçapava do Sul, Minas do Leão e Pantano Grande, no sul do Brasil.

Indicadores de árvores plantadas	Caçapava do Sul	Minas do Leão	Pantano Grande
Riqueza	18	12	22
Número de árvores	79	67	83
Mortalidade (%)	31,3	41,7	27,8
Área basal (cm ³ ha ⁻¹)	2,09	2,17	2,03
Área total coberta por núcleo (m ²)	523,56	615,16	893,24

Fonte: Autora.

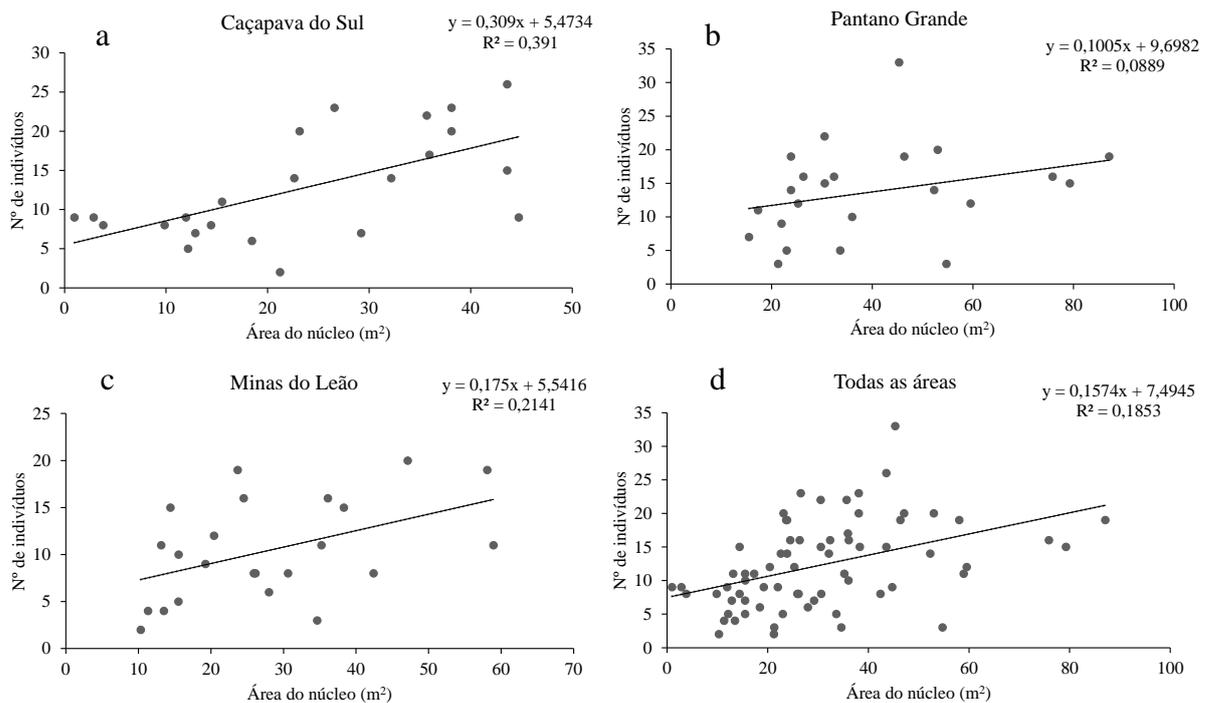
Os modelos de regressão linear simples foram significativos para os dados de todas as áreas (F=7,5028, p=0,0079; F=15,237, p=0,00022, respectivamente) (Figuras 10d e 11d). No ajuste da equação para cada área, os modelos da riqueza em função da área do núcleo e abundância em função da área do núcleo para Caçapava do Sul foram significativos (F=9,7133, p=0,0052; F=13,48, p=0,0014) (Figuras 10a e 11a). Para Minas do Leão (Figuras 10c e 11c) e Pantano Grande (Figuras 10b e 11b) os modelos não foram significativos (Riqueza: F=2,897, p=0,1035; F=0,0058, p=0,9402; Abundância: F=5,7194, p=0,02622; F=2,0492, p=0,167, respectivamente).

Figura 10 – Modelos de regressão linear simples entre o número de espécies e a área ocupada pelos núcleos ajustados para Caçapava do Sul (a), Pantano Grande (b), Minas do Leão (c) e todas as áreas (d).



Fonte: Autora.

Figura 11 – Modelos de regressão linear simples entre o número de indivíduos e a área ocupada pelos núcleos ajustados para Caçapava do Sul (a), Pantano Grande (b), Minas do Leão (c) e todas as áreas (d).



Fonte: Autora.

DISCUSSÃO

No Pampa, o estágio sucessional intermediário é tipicamente formado por vegetação arbustiva e dominado por arbustos da família Asteraceae, principalmente *B. dracunculifolia* (ROVEDDER, 2013). Portanto, a alta densidade de *B. dracunculifolia* observada nesse estudo é comum do estágio intermediário em sucessão secundária de campos abandonados e sucessão secundária de ecossistemas florestais (TABARELLI e MANTOVANI, 1999). A riqueza e densidade de Myrtaceae observada nas três áreas de estudo indicam avanço na sucessão secundária. Myrtaceae é uma das famílias botânicas mais importantes da região neotropical em clima tropical e subtropical (WAGNER e FIASCHI, 2020).

A alta densidade de *S. terebinthifolia* pode estar associada à produção de propágulos pelas mudas, uma vez que essa espécie é conhecida pela entrada precoce em fenologia reprodutiva (SANTOS et al, 2013; SILVA et al., 2019). *Casearia sylvestris* Sw teve alta densidade no plantio de Minas do Leão e os indivíduos regenerantes também podem ser provenientes das mudas. Essas espécies apresentam ampla distribuição em território brasileiro, possuem dispersão zoocórica e interação com diversos grupos da avifauna (ATHIÊ e DIAS, 2011; SILVA et al., 2019), o que é importante em estratégia de nucleação.

Muitas espécies com dispersão biótica são registradas em floresta ripária no bioma Pampa (BUDKE et al., 2004; BUDKE et al., 2010; SCIPIONI et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2015; ARAUJO et al., 2018). Um dos processos ecológicos potencializados pela nucleação é o retorno da fauna dispersora, principalmente a avifauna (REID, HOLL e ZAHAWI, 2015). As mudas servem como poleiro e como fonte de alimento, o que aumenta a dispersão de sementes na área de trânsito da fauna (REIS et al. 2010; 2014). Um resultado importante, nesse sentido, foi a diferença de composição florística entre estrato regenerante e indivíduos plantados, o que reflete o retorno dos propágulos às áreas e a efetividade dos núcleos para promover interações interespecíficas e alteração do micro-habitat, mesmo com riqueza de espécies plantadas menor como foi observado para Minas do Leão. Outro parâmetro importante para promover a alteração de micro-habitat é a cobertura do dossel, que foi potencializada pelos núcleos. A cobertura do dossel é um importante indicador de sucesso da restauração, pois apresenta uma relação direta com a recuperação da biomassa, além de exercer influência na geração de condições microclimáticas favoráveis ao estabelecimento de espécies de estágios sucessionais avançados e proporcionar refúgio à fauna dispersora (SUGANUMA e DURIGAN, 2015).

O plantio de árvores em núcleos tem a finalidade de aumentar a dispersão de sementes por animais e sombrear o solo, aumentando assim o recrutamento de plântulas e permitindo que

os núcleos cresçam e se aglutinem com o tempo (HOLL, 2017; HOLL et al., 2020). Nessa abordagem, menos árvores são plantadas, reduzindo os custos, e há o potencial de criar condições de habitat mais heterogêneas (HOLL et al., 2013). Os micro-habitats formados por meio dos núcleos resgatam a funcionalidade do ecossistema ao favorecer o desenvolvimento da regeneração natural, pela chegada de espécies vegetais de todas as formas de vida e a interação entre organismos (HOLL et al., 2011; CORBIN e HOLL, 2012; REIS et al., 2014). Mesmo com uma riqueza de espécies plantadas menor em Minas do Leão, foi possível verificar, nessa área, riqueza de espécies regenerantes semelhante à Caçapava do Sul e Pantano Grande. Isso implica que o uso de uma diversidade maior no plantio não reflete em uma diversidade maior na regeneração natural.

No presente estudo, observou-se maior variabilidade em parâmetros estruturais, como altura máxima e média, área do núcleo e espessura da serrapilheira, em relação à indicadores de diversidade taxonômica e funcional. Essas diferenças em parâmetros estruturais podem estar relacionadas às espécies e ao arranjo de espécies do plantio. Em Pantano Grande, por exemplo, foi verificada maior área de núcleo e maior cobertura e espessura de serrapilheira, provavelmente, devido aos indivíduos de *Inga marginata* Willd. com expressiva área de copa (média=47,75 m²). A projeção de copa influencia nas condições microclimáticas, incidência de luz no solo, portanto, na facilitação (MELO et al., 2015), que um processo importante na restauração ecológica, principalmente para a nucleação (HOLL, 2017; HOLL et al., 2020).

Apesar de todas as áreas terem histórico de uso do solo como pastagem, Minas do Leão e Pantano Grande apresentaram redução na cobertura de gramíneas. Isso também demonstra a efetividade dos núcleos para redução de espécies competidoras nas fases iniciais. Sabe-se que a cobertura de gramíneas, principalmente gramíneas exóticas e invasoras, não favorece o recrutamento de regenerantes (HOFFMANN et al., 2004; FRAGOSO et al., 2020). Mas o bioma Pampa possui muitas espécies de gramíneas nativas que contribuem para a diversidade biológica (OVERBECK et al., 2015). Ao avaliar a cobertura do solo, sugerimos que sejam especificadas no caso de representantes de invasão biológica. Nas áreas avaliadas não haviam exemplares de gramíneas exóticas de caráter invasor.

Muitos estudos mostram que certos atributos funcionais, como estratégia de regeneração e tolerância à sombra (DENT; DEWALT e DENSLOW, 2013), tamanho da semente (LOHBECK et al., 2013), densidade da madeira (PLOURDE; BOUKILI e CHAZDON, 2014) e proporção de sementes dispersas por animais (LIEBSCH; MARQUES e GOLDENBERG, 2008), mostram trajetórias previsíveis durante a restauração de florestas. A síndrome de dispersão e o tamanho das sementes refletem a habilidade de dispersão, padrão de distribuição

espacial, respostas a condições do solo e a distúrbios. A altura máxima e estratégia de regeneração refletem a habilidade competitiva, recepção de luz, resposta a distúrbios (WESTOBY et al., 2002; CORNELISSEN et al., 2003; PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013). Na sucessão florestal, esses atributos se alteram quando a cobertura do dossel aumenta. Assim, a colonização de áreas restauradas por espécies zoocóricas e tolerantes à sombra, por exemplo, pode ser um indicativo da formação do micro-habitat florestal e seus processos ecossistêmicos.

A riqueza funcional (FRic) mensura o volume de espaço de nicho ocupado pelas espécies dentro de uma comunidade (MOUCHET et al., 2010). Minas do Leão apresentou baixa riqueza de espécies e FRic do plantio em núcleo, contudo a comunidade regenerante apresentou valores superiores e próximos às outras áreas avaliadas, isso significa que a regeneração natural não foi influenciada pela riqueza inicial de espécies plantadas e por uma gama menor de atributos funcionais. A riqueza funcional aumenta conforme a complementaridade de nicho aumenta as probabilidades de ocorrência de espécies (MASON et al., 2013). A FRic observada para a comunidade regenerante das três áreas avaliadas reflete o preenchimento de nichos funcionais vagos e uma gama maior de atributos funcionais o que pode representar complementaridade no uso de recursos, e, portanto, efeitos mais fortes da diversidade no funcionamento do ecossistema (DÍAZ e CABIDO, 2001). Além disso, uma maior riqueza funcional aumenta a probabilidade de que algumas espécies responderão de forma diferente a condições e perturbações variáveis (por exemplo, perturbação do habitat, eventos climáticos extremos), o que contribui para a manutenção do funcionamento do ecossistema a longo prazo e aumento da estabilidade do ecossistema (DÍAZ e CABIDO, 2001).

A uniformidade funcional (FEve) mede a regularidade da distribuição da abundância no espaço funcional e o seu valor será maximizado por uma distribuição uniforme das espécies e da abundância no espaço funcional (MOUCHET et al., 2010). Os valores de FEve tanto para a comunidade regenerante quanto plantada indicam uma distribuição de abundância de espécies ao longo de uma maior parte do gradiente de atributos funcionais. A divergência funcional (FDiv) mede o grau em que a abundância de uma comunidade é distribuída para as extremidades do espaço ocupado pelo atributo (MOUCHET et al., 2010). A FDiv também deve aumentar quando a complementaridade do nicho aumenta a abundância relativa das espécies (MASON et al., 2013), o que foi observado no plantio em núcleo e na comunidade regenerante. Em locais em restauração com idade mais avançada a FDiv pode ser menor, resultado de um baixo grau de diferenciação de nicho e, portanto, alta competição de recursos, indicando que está ocorrendo mais filtragem de habitat (DERHÉ et al., 2016; DENG et al., 2018).

O modelo de sucessão de nucleação original (YARRANTON e MORRISON, 1974) foi baseado na ideia de que os núcleos das árvores existentes aumentariam de tamanho ao longo do tempo por meio do crescimento da árvore plantada e do recrutamento de novas árvores. Nesse estudo avaliou-se a relação do aumento do tamanho do núcleo com o recrutamento de novas espécies e indivíduos. O ajuste das equações demonstra que há recrutamento de novas espécies e indivíduos com o aumento do tamanho do núcleo. Em estudo anterior, Piaia et al (2020) sugerem a implantação de núcleos maiores na mesma região do estudo, isso potencializaria ainda mais o processo de facilitação.

CONCLUSÃO

A nucleação é uma técnica eficiente para restauração ecológica na região do estudo. A composição florística da regeneração natural é distinta às espécies plantadas nos núcleos, o que indica o retorno de propágulos às áreas. Há recrutamento de espécies e indivíduos regenerantes com o aumento do tamanho do núcleo. A riqueza de espécies e a riqueza funcional menor no plantio não implica em menor riqueza de espécies e riqueza funcional de regenerantes. As áreas avaliadas com o mesmo histórico de uso e idade de restauração por plantio em núcleo apresentam comunidade regenerante com diversidade taxonômica e funcional semelhante.

REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil, **Meteorologische Zeitschrift**, Gebrüder Borntraeger, Stuttgart, v.22, n. 6, p. 711-728, 2013.

APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, p. 1-20, 2016.

ARAUJO, A.C.B.; ARAUJO, H.J.B.; LONGHI, S.J. Caracterização da vegetação e espécies para a recuperação de florestas ribeirinhas na Campanha Gaúcha, bioma Pampa. **Iheringia, Série Botânica**, v, 73, n. 3, p. 342-352, 2018.

ATHIÊ, S.; DIAS, M. M. Frugivoria e dispersão de sementes por aves em *Casearia sylvestris* Sw. (Salicaceae) na região centro-leste do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Zoociências**, Juiz de Fora, v. 13, n. 1/3, p. 79-86, 2011.

BECHARA, F. C.; DICKENS, S. J.; FARRER, E. C.; LARIOS, L.; SPOTSWOOD, E. N.; MARIOTTE, P. SUDING, K. N. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021-2034, 2016.

BRANCALION, P.H.S.; MELO, F.P.L.; TABARELLI, M.; RODRIGUES, R.R. Biodiversity persistence in highly human-modified tropical landscapes depends on ecological restoration. **Tropical Conservation Science**, v. 6, p. 705–710, 2013.

BUDKE, J. C. et al. Florística e fitossociologia do componente arbóreo de uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, n. 3, p. 581-589, 2004.

BUDKE, J. C.; ATHAYDE, E. A.; GIEHL, E. L. H.; ZÁCHIA, R. A.; EISINGER, S. M. Composição florística e estratégias de dispersão de espécies lenhosas em uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Iheringia, Série Botânica**, v.60, n.1, p.17-24, 2005.

BUDKE, J. C.; JARENKOW, J. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. de. Intermediary disturbance increases tree diversity in riverine forest of southern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 19, p. 2371-2387, 2010.

CARMONA, C. P.; DE BELLO, F.; MASON, N. W.; LEPŠ, J. Traits without borders: Integrating functional diversity across scales. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 31, p. 382–394, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.003>

CHAVE, J.; COOMES, D.; JANSEN, S.; LEWIS, S.L.; SWENSON, N.G.; ZANNE, A.E. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v. 12, p. 351–366, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x>.

CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**. v. 265, p. 37-46, 2012.

CORNELISSEN, J. H. C., et al. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 51, p. 335-380, 2003.

de la PEÑA-DOMENE, M.; MARTÍNEZ-GARZA, C.; PALMAS-PÉREZ, S.; RIVAS-ALONSO, E.; HOWE, H. F. Roles of birds and bats in early tropical-forest restoration. **PLoS ONE**, 9, e104656, 2014.

DENG, F.; HE, Y.; ZANG, R. Recovery of functional diversity following shifting cultivation in tropical monsoon forests. **Forests** 9, 506, 2018. <https://doi.org/10.3390/f9090506>.

DENT, D. H.; DEWALT S. J.; DENSLOW, J. S. Secondary forests of central Panama increase in similarity to old-growth forest over time in shade tolerance but not species composition. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 24, p. 530-542, 2013.

DERHÉ, M. A. et al. Measuring the success of reforestation for restoring biodiversity and ecosystem functioning. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 53, p. 1714-1724, 2016.

DÍAZ, S. et al. The global spectrum of plant form and function. **Nature**, v. 529, p. 167–171, 2016. <https://doi.org/10.1038/nature16489>

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in ecology and evolution**, v. 16, p. 646–655, 2001.

FAEGRI, K.; van der PIJL, L. **The principles of pollination ecology**. Oxford: Pergamon Press, 1979. 244p.

FLORES, O.; COOMES, D.A. Estimating the wood density of species for carbon stock assessments. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 2, p. 214–220, 2011.

FRAGOSO, R. O. et al. Brushwood and artificial perch did not facilitate forest regeneration in *Urochloa* spp. grassland. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 43, p. 155-163, 2020.

GARCIA, L.C.; CIANCIARUSO, M.V.; RIBEIRO, D.B.; SANTOS, F.A.M.; RODRIGUES, R.R. Flower functional trait responses to restoration time. **Applied Vegetation Science**, v. 18, p. 402–412, 2015. <https://doi.org/10.1111/avsc.12163>.

GATICA-SAAVEDRA, P; ECHEVERRÍA, C.; NELSON, C. R. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 6, p. 850 – 857, 2017.

GUARINO, E. de S. G. et al. Espécies de Plantas Prioritárias para Projetos de Restauração Ecológica em Diferentes Formações Vegetais no Bioma Pampa: Primeira Aproximação. **Documentos**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2018. 79 p.

GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C.; SANCHEZ-FERNÁNDEZ, D.; VELASCO, J.; MILLAN, A.; BONADA, N. Similarity in the difference: Changes in community functional features along natural and anthropogenic stress gradients. **Ecology**, v. 96, p. 2458–2466, 2015. <https://doi.org/10.1890/14-1447>.

HAWES, J.E.; PERES, C.A.; RILEY, L.B.; HESS, L.L. Landscape-scale variation in structure and biomass of Amazonian seasonally flooded and unflooded forests. **Forest Ecology and Management**, v. 281, p. 163–176, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.023>.

HOFFMANN, W. A. et al. Impact of the invasive alien grass *Melinis multiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 10, 99-103, 2004.

HOLL, K. D. et al. Applied nucleation facilitates tropical forest recovery: Lessons learned from a 15-year study. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 57, n. 12, p. 1-13, 2020.

HOLL, K. D. et al. Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 54, p. 1091-1099, 2017.

HOLL, K. D.; BRANCALION, P. H. S. Tree planting is not a simple solution. **Science**, v. 368, n. 6491, p. 580-581, 2020.

HOLL, K. D.; STOUT, V. M.; REID, J. L.; ZAHAWI, R. A. Testing heterogeneity-diversity relationships in tropical forest restoration. **Oecologia**, v. 173, p. 569–578, 2013.

HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A.; COLE, R. J.; OSTERTAG, R.; CORDELL, S. Planting seedlings in tree islands versus plantations as a large-scale tropical forest restoration strategy. **Restoration Ecology**, v. 19, p. 470–479, 2011.

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

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rainforest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, p. 1717–1725, 2008.

LOHBECK, M. et al. Successional changes in functional composition contrast for dry and wet tropical forest. **Ecology**, [s. l.], v. 94, p. 1211–1216, 2013.

MAGNAGO, L.F.S.; EDWARDS, D.P.; EDWARDS, F.A.; MAGRACH, A.; MARTINS, S.V.; LAURANCE, W.F. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v. 102, p. 475–485, 2014. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12206>.

MAIRE, E.; GRENOUILLET, G.; BROSSE, S.; VILLÉGER, S. How many dimensions are needed to accurately assess functional diversity? A pragmatic approach for assessing the quality of functional spaces. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, p. 728–740, 2015. <https://doi.org/10.1111/geb.12299>

MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D.; LEE, W. G.; WILSON, J. B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, p. 112–118, 2005. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>

MASON, N.W.; BELLO, F.; MOUILLOT, D.; PAVOINE, S.; DRAY, S. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. **Journal of Vegetation Science**, 24, 794–806, 2013.

MELO, A. C. G. et al. Atributos de espécies arbóreas e a facilitação da regeneração natural em plantio heterogêneo de mata ciliar. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 43, n. 106, p. 333–344, 2015.

MONTOYA-PFEIFFER, P.M. et al. Are the assemblages of tree pollination modes being recovered by tropical forest restoration? **Journal of Vegetation Science**. 21, 156–163, 2018.

MOUCHET, M. A.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, p. 867–876, 2010.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and Methods of Vegetation Ecology**. Wiley, New York. 1974. 547 p.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; ALMEIDA, R.J.; MELLO, J.M.; GAVILANES, M.L. Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho de mata ciliar do córrego Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras (MG). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 17, n. 1, p. 67-85, 1994.

OLIVEIRA, M. de L.A. et al. Composição, estrutura e fatores edáfico condicionantes da distribuição das espécies do componente arbóreo em floresta ribeirinha do rio Ibirapuitã, Bioma Pampa. **Iheringia: Série Botânica**, v. 70, n. 2, p. 245-263, 2015.

OLIVEIRA, T. E. et al. Agricultural land use change in the Brazilian Pampa Biome: Thereduction of natural grasslands. **Land Use Policy**, v. 63, p. 394–400, 2017.

OVERBECK, G. E. et al. Fisionomia dos Campos. In: PILLAR, V. D.; LANGE, O. (Eds.). **Os campos do Sul**. Porto Alegre. Rede Campos Sulinos – UFRGS, cap 3, p. 33-41, 2015.

PÉREZ-HARGUINDEGUY et al. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 61, p. 167–234, 2013.

PIAIA, B. B.; ROVEDDER, A. P. M.; PROCKNOW, D.; CAMARGO, B.; GAZZOLA, M. D.; CRODA, J. P.; STEFANELLO, M. M. Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. **Ecological Engineering**, v. 157, 105991, 2020.

PLOURDE, B. T.; BOUKILI, V. K.; CHAZDON, R. L. Radial changes in wood specific gravity of tropical trees: inter- and intraspecific variation during secondary succession. **Functional Ecology**, Oxford, v. 29, p. 111-120, 2014.

R DEVELOPMENT CORE TEAM, R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2021

REID, J. L.; HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A. Seed dispersal limitations shift over time in tropical forest restoration. **Ecological Applications**, Washington, v. 25, n. 4, p. 1072-1082, 2015.

REIS et al. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n. 2, p. 244-250, mar./abr. 2010.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R.; TRENTIN, B. E. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 509-518, abr./jun. 2014.

REY BENAYAS, J. M.; NEWTON, A. C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J. M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis. **Science**, v. 325, p. 1121–1124, 2009. <https://doi.org/10.1126/science.1172460>.

ROTHER, D.C. et al. How legal-oriented restoration programs enhance landscape connectivity? Insights from the Brazilian Atlantic Forest. **Tropical Conservation Science**, v. 11, p. 1–9, 2018. <https://doi.org/10.1177/1940082918785076>.

ROTHER, D.C.; LIBONI, A.P.; MAGNAGO, L.F.S.; CHAO, A.; CHAZDON, R.L.; RODRIGUES, R. R. Ecological restoration increases conservation of taxonomic and functional beta diversity of woody plants in a tropical fragmented landscape. **Forest Ecology and Management**, v. 451, 117538, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117538>

ROVEDDER, A. P. M. Bioma Pampa: relações solo-vegetação e experiências de restauração. In: **Anais** [do] 64º Congresso Nacional de Botânica: botânica sempre viva [e] XXXIII ERBOT Encontro Regional de Botânicos MG, BA e ES. / organizadores João Renato Stelmann ... [et al.]. – Belo Horizonte : Sociedade Botânica do Brasil, 2013. 220p.

SANTOS, J.F.; AGOSTINI, K.; FERREIRA NOCELLI, R.C. Fenologia da floração de espécies lenhosas em área em processo de restauração em Araras, São Paulo. **Bioikos**. v. 27, n. 1, p. 3-12, 2013.

SCIPIONI, M. C.; GALVÃO, F.; LONGHI, S. J. Composição florística e estratégias de dispersão e regeneração de grupos florísticos em florestas estacionais decíduais no Rio Grande do Sul. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n.2, p. 241 - 254, 2013.

SILVA, F.R. et al. The restoration of tropical seed dispersal networks. **Restoration Ecology**, v. 23, p. 852–860, 2015. <https://doi.org/10.1111/rec.12244>.

SILVA, M. P. K. L. et al. Desenvolvimento inicial e fenologia em núcleos de restauração no bioma Mata Atlântica, Sul do Brasil. **Agrária**, [s. l.], v. 4, e5612, 2019.

STRECK, E. V. et al. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EMATER/RS; 2 ed, UFRGS, 2008, 222 p.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, Malden, v. 23, p. 238-251, 2015.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 75, n. 1-2, p. 81-86, 1988

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: Implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, v. 106, p. 165–176, 2002.

TEMPERTON, V.M. et al. Step back from the forest and step up to the Bonn Challenge: how a broad ecological perspective can promote successful landscape restoration. **Restoration Ecology**, v. 27, p. 705–719, 2019.

Van Der PIJL, L. **Principles of dispersal** Berlin: Springer-Verlag, 1982. 162p.

VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, p. 2290–2301, 2008.

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

WAGNER, M. de A.; FIASCHI, P. 2020. Myrtaceae from the Atlantic forest subtropical highlands of São Joaquim National Park (Santa Catarina, Brazil). *Rodriguésia*. 71, e04032017. <https://doi.org/10.1590/2175-7860202071006>.

WESTOBY, M. et al. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 33, p. 125–159, 2002.

WORTLEY, L.; HERO, J. M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. **Restoration Ecology**, v. 21, p. 537–543, 2013.

YARRANTON, G. A.; MORRISON, R.G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology**, v. 62, n. 2, p. 417-428, 1974.

ZAHAWI, R. A.; HOLL, K. D.; COLE, R. J.; REID, J. L. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Journal of Applied Ecology**. v. 50, p. 88–96. 2013.

4 DIVERSIDADE FUNCIONAL COMO INDICADOR ECOLÓGICO NO MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO DE FLORESTAS CILIARES

RESUMO

As métricas de diversidade funcional podem fornecer maior poder explicativo para prever o sucesso da restauração e o funcionamento do ecossistema. A diversidade funcional pode ser um melhor preditor da função global do ecossistema e dos serviços associados do que as medidas de diversidade baseadas na taxonomia. Esse estudo teve o objetivo de analisar a diversidade taxonômica e funcional como indicadores ecológicos da restauração em florestas ciliares por restauração passiva há 14 anos, plantio em linha de 12 anos e plantio em núcleo de dois e sete anos, no sul do Brasil. Foram avaliados indicadores de composição, estrutura, grupos funcionais e métricas de diversidade funcional para o estrato inferior e estrato superior de cada área. Os indicadores foram comparados pela Análise de Variância (ANOVA) seguida pelo teste de Tukey. O estrato inferior da restauração passiva com 14 anos apresentou valores superiores para riqueza, abundância, altura máxima, indivíduos e espécies zoocóricas e clímax tolerante à sombra. O plantio em núcleo de dois anos apresentou os menores valores para riqueza, abundância, diversidade e equabilidade e valor superior para número de indivíduos e espécies pioneiras e anemocóricas no estrato inferior. A riqueza funcional do estrato inferior foi semelhante entre restauração passiva há 14 anos e plantio em linha de 12 anos, o plantio em núcleo apresentou os menores valores e as idades de plantio de dois e sete anos não diferiram estatisticamente pelo teste de Tukey. A uniformidade funcional, divergência funcional e dispersão funcional foram semelhantes no plantio em linha de 12 anos, restauração passiva há 14 anos e plantio em núcleo de sete anos, enquanto o plantio em núcleo de dois anos apresentou os menores índices. Conclui-se que os indicadores de diversidade taxonômica e funcional são eficientes para demonstrar as diferenças no tempo da trajetória sucessional. A diversidade taxonômica e funcional aumenta conforme o avanço sucessional na idade de restauração. O plantio em núcleo e a restauração passiva devem ser priorizados em relação ao plantio em linha, em paisagens com potencial para regeneração natural.

Palavras-chave: diversidade taxonômica, espaço funcional, plantio em núcleo, restauração passiva.

ABSTRACT

Functional diversity metrics can provide greater explanatory power to predict restoration success and ecosystem functioning. Functional diversity can be a better predictor of the global function of the ecosystem and associated services than taxonomy-based measures of diversity. This study aimed to analyze taxonomic and functional diversity as ecological indicators of riparian forests restoration by 14-years passive restoration, 12-years row planting and two- and seven-years applied nucleation in southern Brazil. We assessed composition, structure, functional groups and functional diversity metrics indicators for understory and overstory in each site. The indicators were compared by Analysis of Variance (ANOVA) followed by the Tukey test. The understory of passive restoration showed higher values for species richness, abundance, maximum height and number of individuals and species zoochoric and climax shade tolerant. The two-year applied nucleation showed the lowest values for species richness, abundance, diversity and evenness and a higher value for the number of individuals and species pioneer and anemochoric. Understory functional richness was similar between 14-years passive restoration and 12-years row planting, applied nucleation showed the lowest values and the planting ages of two and seven years did not differ statistically by the Tukey test. Functional

evenness, functional divergence and functional dispersion were similar in 12-years row planting, 14-years passive restoration and seven-year applied nucleation, while two-year applied nucleation had the lowest rates. It is concluded that the indicators of taxonomic and functional diversity are efficient to demonstrate the differences in successional trajectory time. Taxonomic and functional diversity increases with successional advancement and restoration age. Applied nucleation and passive restoration should be prioritized over row planting in landscapes with natural regeneration potential.

Keywords: taxonomic diversity, functional space, applied nucleation, passive restoration.

INTRODUÇÃO

A restauração ecológica tem o objetivo de assistir à recomposição de ecossistemas naturais que sejam funcionais e que sirvam de habitat para diversos organismos (ARONSON et al., 2006; McDONALD et al., 2016). Nos últimos anos, os incentivos internacionais, como o Bonn Challenge (IUCN, 2011), a iniciativa 20x20 na América Latina, posteriormente endossadas pela Declaração de Nova York sobre Florestas na Cúpula do Clima da ONU em 2014 e pelos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU (IRP, 2019) colocaram a restauração ecológica como uma das principais soluções para mitigar o impacto da degradação de ecossistema em todo o mundo (TEMPERTON et al., 2019). Recentemente, o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente declarou 2021-2030 como a “Década das Nações Unidas para a Restauração do Ecossistema” (UNEA, 2019).

Apesar dos grandes esforços e programas de restauração em larga escala, há poucas evidências de que os projetos estejam alcançando objetivos tangíveis e as trajetórias ecológicas levando a provisão de serviços ecossistêmicos (MAZÓN et al., 2019). Isso devido à grande complexidade dos fatores envolvidos no sucesso dos projetos, além do debate sobre como definir ou categorizar o sucesso ou fracasso da restauração (PRACH et al., 2019). A avaliação e monitoramento da restauração deve identificar se os objetivos e metas foram alcançados e se o estado atual está levando a uma condição de sustentabilidade ecológica ou se são necessárias ações corretivas (PRACH et al., 2019). Para essa avaliação, são utilizados bons indicadores ecológicos, o que continua a ser um desafio na avaliação dos resultados das intervenções de restauração e tem gerado muitas discussões (RUIZ-JAEN e AIDE, 2005; SUDING, 2011; REID, 2015; SUGANUMA e DURIGAN, 2015; BRANCALION e HOLL, 2016).

Um grande conjunto de variáveis tem sido utilizado como indicadores ecológicos para florestas em restauração, como cobertura de copa, densidade de indivíduos, área basal, biomassa aérea, riqueza de plantas (SUGANUMA e DURIGAN, 2015) e abundância relativa de formas de vida que não sejam arbóreas, plantas arbustivo-arbóreas em regeneração natural

(PIAIA et al., 2020), propriedades do solo (TRUJILLO-MIRANDA et al., 2018), e até mesmo riqueza e abundância de grupos faunísticos (RUIZ-JAEN e AIDE, 2005; LETCHER e CHAZDON, 2009). Isto significa, frequentemente, a utilização de medidas que enfocam na taxa de recrutamento de espécies ou indivíduos (diversidade taxonômica).

Os objetivos de restauração ecológica atuais incluem a restauração da função e dos serviços do ecossistema. Contudo, mudanças na ocorrência de espécies e estrutura da vegetação não implicam necessariamente em uma modificação na funcionalidade do ecossistema (MATZEK et al., 2016). Assim, medidas de diversidade funcional podem representar melhor o uso dos recursos da comunidade e a contribuição geral para a função do ecossistema. De fato, para uma avaliação precisa do sucesso do esforço de restauração hoje, os indicadores devem considerar múltiplas variáveis da biodiversidade (GATICA-SAAVEDRA et al., 2017; LI et al., 2017). Há evidências crescentes de que as métricas de diversidade funcional fornecem maior poder explicativo para prever o sucesso da restauração e o funcionamento do ecossistema (BRANCALION e HOLL, 2016; DERHÉ et al., 2016; DÍAZ-GARCÍA et al., 2017). A diversidade funcional pode ser um melhor preditor da função global do ecossistema e serviços associados (TILMAN et al. 1997; DÍAZ e CABIDO, 2001) do que medidas de diversidade baseadas em taxonomia.

A inclusão de uma abordagem baseada em atributos de plantas e aspectos da diversidade funcional é importante ao planejar e monitorar a restauração ecológica (LAUGHLIN, 2014; CARLUCCI et al., 2020). O aumento da diversidade funcional está diretamente ligado a complexidade da vegetação (PALOMEQUE et al., 2017) e no aumento da estabilidade e resiliência do ecossistema (LAURETO et al., 2015). Além disso, as ações de restauração responsáveis pela diversidade de atributos também sustentarão a funcionalidade do ecossistema, promovendo a polinização e a dispersão de sementes (GARCIA et al., 2015; KOLLMANN et al., 2016). Há uma necessidade de pesquisas adicionais para melhorar a compreensão da diversidade funcional na superação de limiares durante a restauração ecológica. São necessários mais estudos que monitorem a diversidade funcional em projetos de restauração que tenham utilizado diferentes tratamentos restaurativos (BRUDVIG, 2011).

Esse estudo teve o objetivo de analisar a diversidade taxonômica e funcional como indicadores ecológicos da restauração de florestas ciliares por restauração passiva há 14 anos, plantio em núcleo com idades de sete e dois anos e plantio em linha com 12 anos no sul do Brasil. Procurou-se verificar a influência da técnica de restauração e do tempo de restauração na diversidade taxonômica e funcional dos regenerantes em avaliação do estrato inferior e estrato superior das áreas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na região geomorfológica da Depressão Central, em hortos florestais da CMPC Brasil, no município de Minas do Leão, no estado do Rio Grande do Sul. O clima é do tipo Cfa, segundo classificação climática de Köppen, subtropical úmido com verões quentes, sem estação seca definida. A temperatura média do mês mais frio é de 13,3°C, e a do mês mais quente é 24,4°C. A precipitação pluviométrica média mensal oscila entre 112 mm e 198 mm e a altitude média é 63 m (ALVARES et al., 2013). Os solos predominantes na região são os Argissolos, Planossolos e Gleissolos (STRECK et al., 2008). A região é caracterizada por ecótono transicional entre Mata Atlântica e Pampa. A vegetação é formada por mosaico de campos e florestas. A formação florestal predominante é a Floresta Estacional Semidecidual. Foram avaliadas quatro Áreas de Preservação Permanente, com histórico de supressão da cobertura florestal (APÊNDICE A):

Plantio em núcleo de dois anos: área de dois hectares, originalmente composta por floresta ripária, com histórico de supressão da vegetação natural e substituição por silvicultura comercial de *Eucalyptus* sp.. Inicialmente, houve a supressão do *Eucalyptus* sp., e posterior cercamento, então o plantio em núcleos foi realizado em 2016. Foram utilizados núcleos de cinco mudas adensadas, com espaçamento de 1 m x 1 m entre mudas, sendo 40 núcleos por hectare. A análise dos indicadores ocorreu dois anos após o plantio. As espécies utilizadas no plantio foram: *Casearia sylvestris* Sw., *Cordia americana* (L.) Gottshling & J.E.Mill., *Cupania vernalis* Cambess., *Erythroxylum deciduum* A.St.-Hil., *Gymnanthes klotzschiana* Müll.Arg, *Luehea divaricata* Mart. & Zucc., *Psidium cattleianum* Sabine, *Schinus molle* L. e *Schinus polygamus* (Cav.) Cabrera..

Plantio em núcleo de sete anos: área de quatro hectares, originalmente composta por floresta ripária, com histórico de supressão da vegetação natural e substituição por pastagem. Houve a retirada dos animais, com isolamento por cercas. O plantio em núcleos foi realizado em 2011. Foram utilizados núcleos de cinco mudas adensadas, com espaçamento de 1 m x 1 m entre mudas, sendo 40 núcleos por hectare. A análise dos indicadores foi realizada sete anos após o plantio em núcleos. As espécies utilizadas no plantio foram: *Allophylus edulis* (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk., *Casearia sylvestris* Sw., *Citharexylum montevidense* (Spreng.) Moldenke, *Cordia americana* (L.) Gottshling & J.E.Mill., *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Eugenia uniflora* L., *Inga vera* Willd., *Luehea divaricata*

Mart. & Zucc., *Psidium cattleianum* Sabine, *Schinus molle* L., *Schinus terebinthifolia* Raddi e *Zanthoxylum rhoifolium* Lam..

Plantio em linha com 12 anos: área de dois hectares com histórico de supressão da vegetação natural e substituição por silvicultura comercial de *Eucalyptus* sp.. Inicialmente, houve a supressão do *Eucalyptus* sp., cercamento e posterior plantio em linha realizado em 2006. Nessa área não foi possível distinguir as árvores plantadas das regenerantes, portanto, foram consideradas como um grupo único. A avaliação dos indicadores foi realizada 12 anos após o plantio.

Restauração Passiva há 14 anos: área de dois hectares com histórico de supressão da vegetação natural e substituição por silvicultura comercial de *Eucalyptus* sp.. Houve a supressão do *Eucalyptus* sp., e o cercamento da área para expressão da regeneração natural em 2004. A avaliação dos indicadores foi realizada 14 anos após.

Coleta de dados

Para avaliar o estrato inferior foram alocadas 10 parcelas de 5 m x 5 m de forma sistemática, com uma distância mínima de 20 m entre parcelas, em cada área. Todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com altura maior que 30 cm e diâmetro à altura do peito (DAP) menor que 5 cm foram contados, identificados e tiveram a altura medida. Na avaliação do estrato superior foram alocadas parcelas de 4 m x 25 m, sendo a maior extensão paralela ao curso d'água. Todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com DAP maior que 5 cm tiveram o DAP medido e a altura estimada. A identificação botânica do estrato inferior e do estrato superior foi realizada em campo ou com ajuda de especialistas. A nomenclatura para as famílias botânicas seguiu a proposta do *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG IV, 2016).

Em cada parcela, foram avaliados a espessura da serapilheira, a cobertura do solo e a cobertura de dossel (APÊNDICE A). A espessura da serapilheira foi medida com régua milimetrada sendo uma repetição por parcela. A cobertura do solo foi avaliada em subparcelas de 1 x 1 m, sendo uma subparcela instalada no centro de cada parcela de 5x5 m. Para essa avaliação foi utilizada escala de abundância de cobertura modificada de Braun – Blanquet: 0%, 1–5%, 5–10%, 10–25%, 25–50%, 50–75%, 75–95% e 95–100% (MUELLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 1974). Foi registrada a cobertura percentual de gramíneas, herbáceas não-gramíneas, arbustivo-arbóreas, serapilheira, solo exposto e outros (pteridófitas, bromélias, lianas e bambus). A cobertura de dossel foi avaliada, em cada parcela, por meio de densiômetro esférico convexo nas quatro direções cardeais, a 1,30 metros de altura.

As espécies arbustivo-arbóreas do estrato inferior e do estrato superior foram classificadas em atributos funcionais: tipo de dispersão e comprimento da semente, estratégia ecológica, densidade da madeira e altura máxima. O tipo de dispersão foi categorizado como zoocórico e não zoocórico de acordo com Van der Pijl (1982). O comprimento da semente em centímetros foi obtido por meio de literatura e dividido em quatro categorias: pequeno ($< 0,6$ cm); médio (0,6-1,5 cm); grande (1,6-3,0 cm); muito grande ($> 3,0$ cm) de acordo com Tabarelli e Peres (2002).

As espécies foram classificadas em três estratégias ecológicas: pioneiras, clímax exigente em luz e clímax tolerante à sombra, conforme Swaine e Whitmore (1988) e adaptado por Oliveira Filho et al. (1994). As espécies pioneiras são aquelas que necessitam de luz para germinar e completar o ciclo de vida. As espécies Clímax frequentemente ocorrem no sub-bosque florestal, na divisão conforme a exigência lumínica, as “exigentes em luz” são aquelas que precisam de luz para completar o ciclo de vida e “tolerantes à sombra” são as que germinam em condição de sub-bosque e podem completar o ciclo de vida nessas condições. Para a classificação das espécies utilizou-se a literatura existente (BUDKE et al., 2005; SCIPIONI et al., 2013; GUARINO et al., 2018) e observações de campo.

Os dados de densidade da madeira em peso seco (g/cm^3) foram obtidos no banco de dados The Global Wood Density (GWD) na subseção América do Sul Subtropical (CHAVE et al., 2009). Para morfoespécies identificadas apenas em nível de gênero, foi utilizada a densidade média da madeira do grupo taxonômico; e para espécies que não estão no banco de dados GWD, utilizou-se a densidade média da madeira para o gênero (seguindo FLORES e COOMES, 2011; HAWES et al., 2012; MAGNAGO et al., 2014 e ROTHER et al., 2019). Por fim, a altura máxima para a espécie foi a registrada no levantamento de campo.

Análise dos dados

A frequência relativa e a densidade relativa descreveram a composição de espécies do estrato inferior e o índice de valor de importância (IVI) caracterizou a composição de espécies do estrato superior (MORO e MARTINS, 2011). Foram calculados os índices de diversidade de Shannon e Simpson e equabilidade de Pielou (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974).

Foram utilizadas curvas de rarefação e extrapolação elaboradas por meio da abordagem baseada na abundância de indivíduos, com 95% de intervalo de confiança para comparar a

riqueza de espécies. As curvas foram construídas por meio do pacote iNEXT no software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2021).

O padrão florístico-estrutural foi avaliado por escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com o índice de Bray-Curtis. O ajuste da equação foi verificado com a soma residual padronizada de quadrados (STRESS) no pacote 'vegan' do programa R (R CORE TEAM, 2019). A Análise de Variância Permutacional (PERMANOVA) foi utilizada para verificar a existência de diferenças entre grupos.

A função dbFD da biblioteca 'FD' do programa R (R CORE TEAM, 2021) foi utilizada para calcular quatro medidas complementares de diversidade funcional para o estrato inferior e para o estrato superior: (1) riqueza funcional (FRic), que representa o volume ocupado pelas espécies da comunidade no espaço de atributos funcionais; (2) uniformidade funcional (FEve), que descreve a regularidade na distribuição da abundância no espaço de atributos funcionais; (3) divergência funcional (FDiv), que é uma medida do grau em que a distribuição de abundância maximiza a dispersão dos atributos funcionais de uma comunidade (VILLÉGER et al., 2008); e (4) dispersão funcional (FDis), que indica a distribuição das abundâncias no espaço de atributos funcionais em relação a um centroide ponderado pela abundância, e o volume de espaço ocupado (LALIBERTÉ e LEGENDRE, 2010). Essas métricas de diversidade funcional foram calculadas para a comunidade do estrato inferior e do estrato superior de cada área e para parcelas para obtenção de valores médios.

Para construir o espaço funcional responsável pelos valores de atributos funcionais de espécies, foi calculada uma matriz de distâncias pelo método de Gower, que permite misturar diferentes tipos de variáveis, dando-lhes o mesmo peso. Em seguida, foi realizada análise de coordenadas principais (PCoA) para construir um espaço funcional multidimensional (VILLÉGER et al., 2008), por meio da função cmdscale da biblioteca 'vegan' no software R. O número de eixos para construir o espaço funcional foi selecionado de acordo com o índice de desvio quadrático médio (mSD) calculado entre a distância funcional inicial entre espécies (ou seja, com base em valores de atributos) e a distância euclidiana final no espaço funcional (MAIRE et al., 2015). O espaço funcional com quatro dimensões teve o mais baixo mSD, tanto para regeneração (0,0012) quanto para o estrato superior (0,0013), e mostrou uma capacidade ideal para representar diferenças funcionais entre as espécies.

Os dados de espessura da serapilheira, cobertura de dossel, cobertura do solo, riqueza, abundância, altura máxima, altura média, métricas de diversidade funcional, número de indivíduos e número de espécies por estratégia de regeneração e síndrome de dispersão do estrato inferior foram submetidos aos testes de Shapiro-Wilk, para verificar a normalidade

($p > 0,05$), e Levene, para a homogeneidade de variância ($p > 0,05$). Quando os pressupostos não foram atendidos, os dados foram transformados ($\ln x + 1$ para riqueza e abundância por parcela). Em seguida foram submetidos a análise de variância (ANOVA) e as médias das áreas foram comparadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Todas as análises estatísticas foram processadas no R (versão 3.6.1).

RESULTADOS

O estrato inferior apresentou 1027 indivíduos, considerando todas as áreas, 52 espécies de 23 famílias botânicas. O estrato superior do plantio em linha e da restauração passiva apresentou 74 indivíduos e 20 espécies de 13 famílias botânicas (APÊNDICE C – Tabela S1). No plantio em núcleo de dois e sete anos não ocorreram indivíduos regenerantes na classe de estrato superior (APÊNDICE C – Tabela S1).

No estrato inferior da área com plantio em linha foram observados 201 indivíduos, distribuídos em 30 espécies de 17 famílias. Myrtaceae foi a família mais representativa, com oito espécies, seguida por Primulaceae com três espécies. As espécies com maior densidade e frequência relativa foram *Baccharis dracunculifolia* DC. (DR=14,6%; FR=8,04,1%), *Schinus terebinthifolia* Raddi (DR=13,10%; FR=9,2%) e *Eugenia hiemalis* Cambess. (DR=13,1%; FR=9,2%).

No estrato superior do plantio em linha foram registrados 23 indivíduos, distribuídos em 12 espécies de nove famílias botânicas. Anacardiaceae e Myrtaceae apresentaram duas espécies cada. As espécies com maior valor de importância (IVI) foram *Schinus terebinthifolia* Raddi, (67,6) *Cedrela fissilis* Vell (62,8) e *Schinus molle* L. (33,1).

Na área em restauração passiva foram verificados 485 indivíduos no estrato inferior, distribuídos em 37 espécies de 21 famílias. A família mais representativa foi Myrtaceae com sete espécies, seguida por Sapindaceae com quatro espécies. As espécies com maior densidade relativa foram *Myrsine parvula* (Mez) Otegui e *Psychotria carthagenensis* Jacq, somando 38,54% do total de espécies amostradas. As espécies com maior frequência relativa foram *Lithraea brasiliensis* Marchand, *Psychotria carthagenensis* Jacq., *Ocotea pulchella* (Nees) Mez e *Myrsine parvula* (Mez) Otegui. Essas espécies correspondem a 26,3% da frequência relativa.

No estrato superior da restauração passiva foram verificados 51 indivíduos, distribuídos em 16 espécies de 11 famílias botânicas. As famílias mais representativas foram Myrtaceae (quatro espécies) e Primulaceae (três espécies). *Symplocos uniflora* (Pohl) Benth. (61,9),

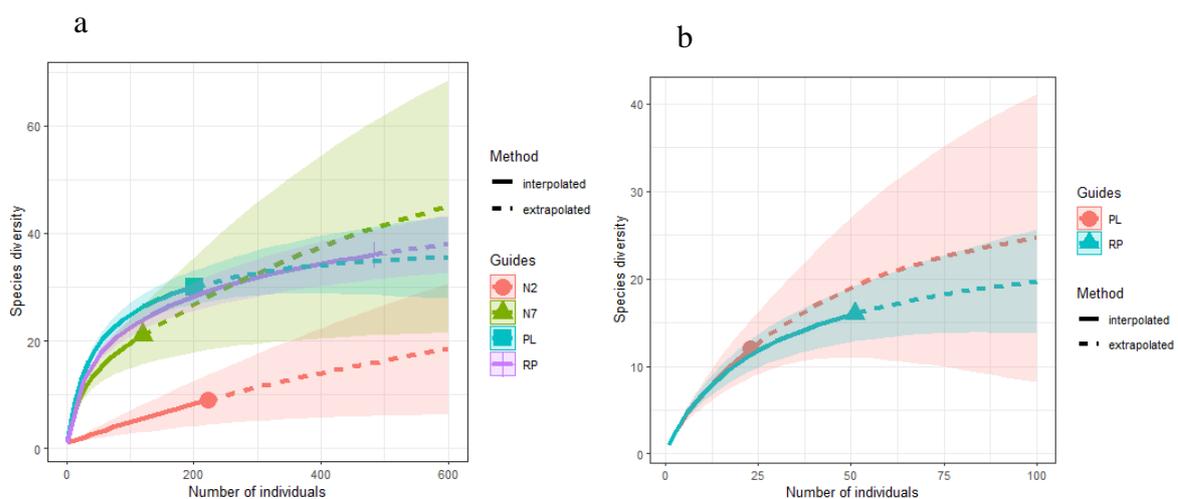
Myrsine parvula (Mez) Otegui (34,1) e *Cupania vernalis* Cambess. (31,34) foram as espécies com maior valor de importância (IVI).

Na área com plantio em núcleo de dois anos, foram amostrados 222 indivíduos no estrato inferior, de nove espécies e sete famílias. As famílias Asteraceae, Euphorbiaceae e Sapindaceae apresentaram duas espécies cada. A espécie predominante foi *Baccharis dracunculifolia* DC. com maior densidade relativa (88,4%) e frequência relativa (40,0%).

No estrato inferior do plantio em núcleos de sete anos foram registrados 119 indivíduos, distribuídos em 21 espécies de 11 famílias. A família com maior riqueza de espécies foi Myrtaceae, com cinco espécies, seguida de Anacardiaceae e Rubiaceae, com três espécies cada. Nessa área, as espécies com maior densidade relativa e frequência relativa foram *Casearia sylvestris* Sw. (DR=31,93% e FR=16,33%) e *Baccharis dracunculifolia* DC. (DR=15,12% e FR=12,24%).

As curvas de rarefação-extrapolação baseadas na abundância de indivíduos demonstraram diferença na riqueza de espécies do estrato inferior. O plantio em núcleo de dois anos apresentou a menor riqueza (Figura 12a), enquanto o estrato superior do plantio em linha e da restauração passiva apresentaram riqueza de espécies semelhantes (Figura 12b).

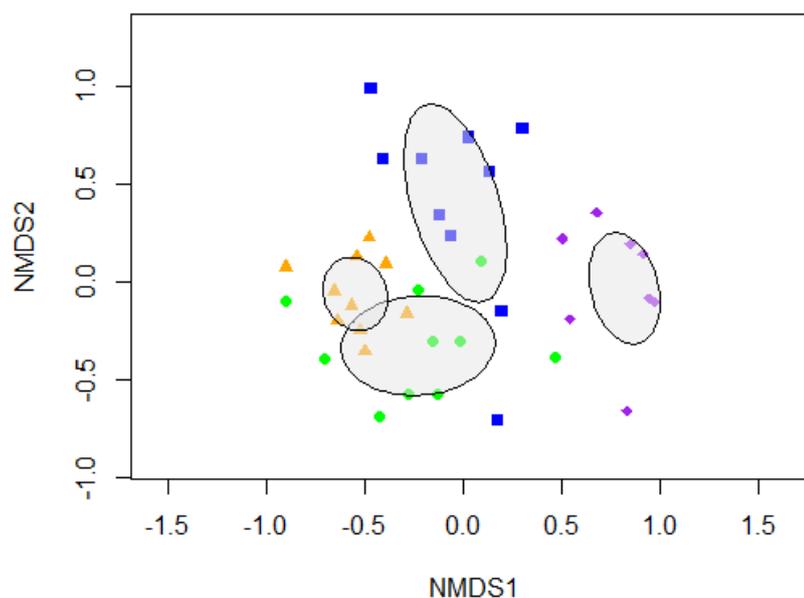
Figura 12 – Curvas de rarefação baseada na abundância de indivíduos para o estrato inferior (a) e estrato superior (b) para florestas ciliares em restauração por plantio em linha de 12 anos (PL), restauração passiva há 14 anos (RP), plantio em núcleo de sete anos (N7) e plantio em núcleo de dois anos (N2), no sul do Brasil.



Fonte: Autora.

O diagrama obtido pelo escalonamento multidimensional não-métrico e a análise de variância permutacional ($F= 10,134$ $p<0,0001$) indicam uma diferença na composição florística do estrato inferior das áreas avaliadas (Figura 13). No eixo 1 do NMDS observa-se, principalmente, a separação do plantio em núcleo com dois anos. A restauração passiva há 14 anos apresentou composição florística mais homogênea, demonstrada pela menor dispersão entre parcelas. O plantio em linha de 12 anos e o plantio em núcleo com sete anos apresentaram maior heterogeneidade espacial, o que pode ser observado pela dispersão nos eixos 1 e 2, respectivamente (Figura 13).

Figura 13 – Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com o índice de Bray-Curtis (stress = 0,18) para a composição florística do estrato inferior de florestas ciliares em restauração por plantio em linha com 12 anos (●), restauração passiva há 14 anos (▲), plantio em núcleo de sete anos (■) e plantio em núcleo de dois anos (◆), no sul do Brasil.



Fonte: Autora.

Os indicadores de composição, estrutura e de grupos funcionais do estrato inferior demonstraram diferenças significativas entre as áreas pela ANOVA ($p<0,05$) (Tabela 4). O estrato inferior da restauração passiva apresentou valores superiores para riqueza, abundância, altura máxima, indivíduos e espécies clímax tolerante à sombra. O plantio em núcleo de dois anos apresentou os menores valores para riqueza, abundância, diversidade e equabilidade e valor superior para número de indivíduos e espécies anemocóricas e pioneiras no estrato inferior. O plantio em linha de 12 anos, a restauração passiva há 14 anos e plantio em núcleo

de sete anos apresentaram percentuais estatisticamente superiores para indivíduos e espécies zoocóricas (Tabela 4).

Tabela 4 – Indicadores de composição, estrutura e grupos funcionais por parcela do estrato inferior de área em restauração por plantio em linha de 12 anos, restauração passiva há 14 anos, plantio em núcleo de sete anos e plantio em núcleo de dois anos, no sul do Brasil.

Indicadores ecológicos	Plantio em linha 12 anos	Restauração passiva 14 anos	Plantio em núcleo 7 anos	Plantio em núcleo 2 anos
Composição				
Riqueza por parcela	8,7b*	13,6a	4,9c	2,5d
Abundância por parcela	20,6b	48,5a	11,9c	24,1b
Diversidade de Shannon	1,84a	2,17a	1,34b	0,37c
Diversidade de Simpson	0,78a	0,83a	0,68a	0,19b
Equabilidade de Pielou	0,86a	0,84a	0,86a	0,32b
Estrutura				
Altura média (m)	1,37ab	1,20b	1,67a	1,67a
Altura máxima (m)	3,04ab	3,73a	3,43a	2,51b
Grupos funcionais				
Indivíduos pioneiros (%)	60,81b	48,85b	38,71b	97,54a
Indivíduos clímax dependentes de luz (%)	32,78a	37,30a	54,68a	2,46b
Indivíduos clímax tolerante à sombra (%)	5,32b	13,56a	6,6ab	-
Espécies pioneiras (%)	54,74b	34,85c	34,45c	88,33a
Espécies clímax dependentes de luz (%)	32,27b	50,85a	59,05a	11,66c
Espécies clímax tolerante à sombra (%)	8,24b	13,38a	6,50b	-
Indivíduos Anemocóricos (%)	19,66b	5,66b	17,31b	94,81a
Espécies Anemocóricas (%)	11,57b	7,15b	14,92b	73,33a
Indivíduos Zoocóricos (%)	78,24a	89,50a	82,69a	3,94b
Espécies Zoocóricas (%)	84,68a	89,09a	85,07a	23,33b

*Valores seguidos pela mesma letra na linha não diferem pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Riqueza por parcela: $F=46,02$; $p < 0,0001$; Abundância por parcela: $F= 17,82$; $p < 0,0001$; Diversidade de Shannon: $F= 57,13$; $p < 0,0001$; Diversidade de Simpson: $F= 57,14$; $p < 0,0001$; Equabilidade de Pielou: $F=29,69$; $p < 0,0001$; Altura média: $F=3,859$; $p=0,0172$; Altura máxima: $F =3,029$; $p=0,0314$; Indivíduos pioneiros: $F=19,73$; $p < 0,0001$; Indivíduos clímax dependente de luz: $F=17,21$; $p < 0,0001$; Indivíduos clímax tolerante à sombra: $F=6,75$; $p=0,0001$; Espécies pioneiras: $F=25,09$; $p < 0,0001$; Espécies clímax dependente de luz: $F=17,52$; $p < 0,0001$; Espécies clímax tolerante à sombra: $F=5,35$; $p=0,00373$; Espécies Anemocóricas: $F=43,51$; $p < 0,0001$; Indivíduos Zoocóricos: $F=57,72$; $p < 0,0001$; Espécies Zoocóricas: $F=48,59$; $p < 0,0001$.

Fonte: Autora.

Os indicadores de diversidade taxonômica e a área basal avaliados para o estrato superior para o plantio em linha e restauração passiva não apresentaram diferença estatística significativa pela ANOVA (Tabela 5).

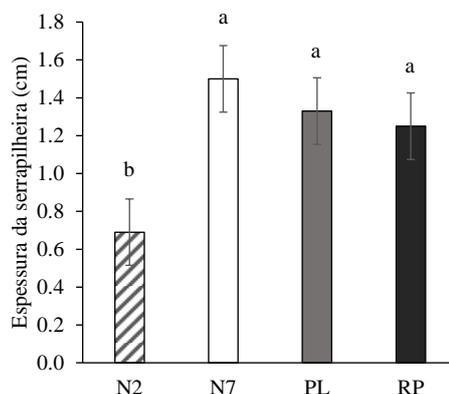
Tabela 5 – Indicadores ecológicos por parcela do estrato superior de plantio em linha com idade de 12 anos (PL) e restauração passiva há 14 anos (RP), no sul do Brasil.

Indicadores ecológicos	PL	RP	F	p
Riqueza por parcela	3,2	5,4	1,936	0,202
Abundância por parcela	4,6	10,2	5,315	0,05
Diversidade de Shannon	1,07	1,44	1,729	0,225
Diversidade de Simpson	0,63	0,71	0,903	0,37
Equabilidade de Pielou	0,96	0,94	0,862	0,38
Área basal (cm ³)	0,0264	0,0469	2,534	0,15

Fonte: Autora.

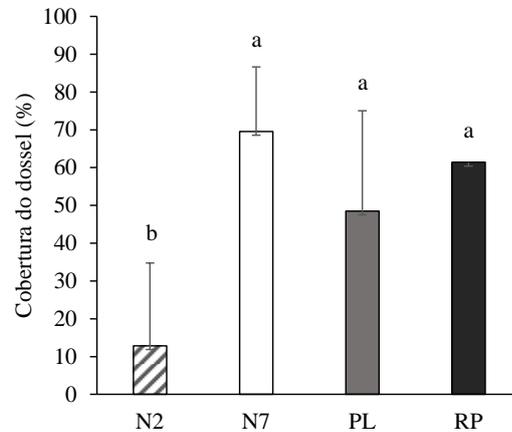
A espessura da serrapilheira diferiu significativamente entre as áreas pela ANOVA ($F=9,60$, $p<0,0001$). A restauração passiva há 14 anos, o plantio em linha de 12 anos e o plantio em núcleo com sete anos não diferiram estatisticamente pelo teste de Tukey, e o plantio em núcleo com dois anos apresentou o menor valor (Figura 14). A cobertura do dossel seguiu padrão semelhante, com o plantio em núcleo de dois anos apresentando menor cobertura pelo teste de Tukey ($F=14,17$, $p<0,0001$) (Figura 15).

Figura 14 – Espessura da serrapilheira de florestas ciliares em restauração por plantio em linha com idade de 12 anos (PL), restauração passiva há 14 anos (RP), plantio em núcleo de sete anos (N7) e plantio em núcleo de dois anos (N2), no sul do Brasil. Valores seguidos pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ($p<0,05$).



Fonte: Autora.

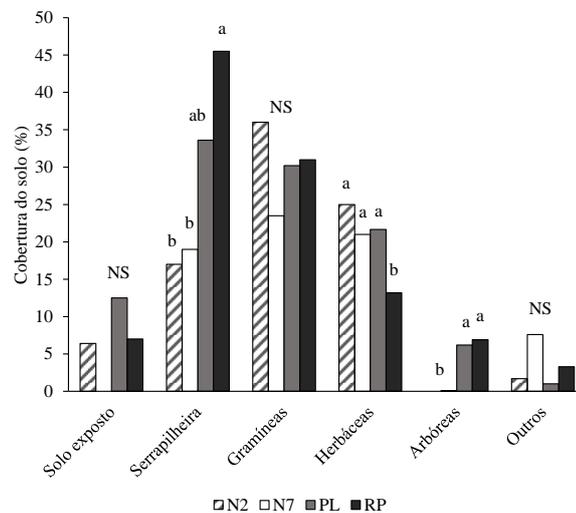
Figura 15 – Cobertura do dossel (%) de florestas ciliares em restauração por plantio em linha com idade de 12 anos (PL), restauração passiva há 14 anos (RP), plantio em núcleo de sete anos (N7) e plantio em núcleo de dois anos (N2), no sul do Brasil. Valores seguidos pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).



Fonte: Autora.

Na avaliação da cobertura do solo, a cobertura de gramíneas, outras formas de vida (pteridófitas, bromélias, lianas e bambus) e solo exposto não diferiram pela ANOVA ($F=1,38$, $p=0,264$; $F=1,79$, $p=0,165$; $F=1,75$, $p=0,174$, respectivamente). A ANOVA demonstrou diferença significativa na cobertura do solo por serrapilheira, herbáceas e arbóreas ($F=4,43$, $p=0,009$; $F=2,68$, $p=0,0362$; $F=3,81$, $p=0,018$, respectivamente) (Figura 16).

Figura 16 – Cobertura do solo de florestas ciliares em restauração por plantio em linha com idade de 12 anos (PL), restauração passiva há 14 anos (RP), plantio em núcleo de sete anos (N7) e plantio em núcleo de dois anos (N2), no sul do Brasil. Valores seguidos pela mesma letra por forma de vida não diferem pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).



Fonte: Autora.

As métricas de diversidade funcional por parcela do estrato inferior apresentaram diferença estatística entre as áreas pela ANOVA (Tabela 6). A riqueza funcional do estrato inferior foi semelhante entre restauração passiva e plantio em linha, o plantio em núcleo apresentou os menores valores e as idades de plantio de dois e sete anos não diferiram estatisticamente pelo teste de Tukey. A uniformidade funcional, divergência funcional e dispersão funcional foram semelhantes no plantio em linha, restauração passiva e plantio em núcleo de sete anos, enquanto o plantio em núcleo de dois anos apresentou os menores índices.

Tabela 6 – Índices de diversidade funcional para o estrato inferior de florestas ciliares em restauração por plantio em linha com idade de 12 anos (PL), restauração passiva há 14 anos (RP), plantio em núcleo de sete anos (N7) e plantio em núcleo de dois anos (N2), no sul do Brasil.

Diversidade funcional	PL	RP	N7	N2	F	p
FRi _{total}	0,71	0,48	0,50	0,05		
FRi _{por parcela}	0,33a*	0,43a	0,18b	0,03b	9,965	<0,0001
FEVe _{total}	0,60	0,51	0,57	0,82		
FEVe _{por parcela}	0,71a	0,66a	0,68a	0,08b	70,63	<0,0001
FDiV _{total}	0,75	0,64	0,82	0,99		
FDiV _{por parcela}	0,72a	0,59a	0,79a	0,28b	7,578	0,0005
FDiS _{total}	0,16	0,11	0,14	0,02		
FDiS _{por parcela}	0,14a	0,11a	0,13a	0,03b	26,2	<0,0001

*Médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05).

Em que: FRic=Riqueza funcional; FEVe= Uniformidade funcional; FDiv- Divergência funcional; FDis= Dispersão funcional.

Fonte: Autora

As métricas de diversidade funcional por parcela do estrato superior do plantio em linha e da restauração passiva não diferiram estatisticamente pela ANOVA (Tabela 7).

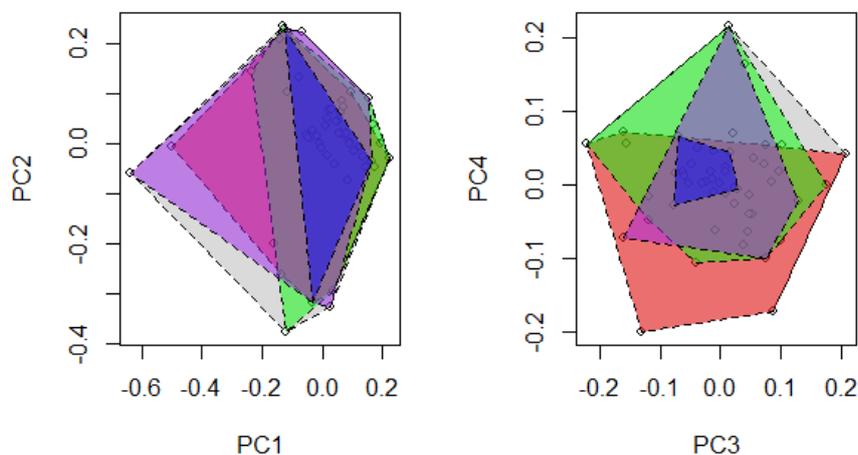
Tabela 7 – Índices de diversidade funcional para o estrato superior de florestas ciliares em restauração por plantio em linha com idade de 12 anos (PL) e restauração passiva há 14 anos (RP), no sul do Brasil.

Diversidade funcional	PL	RP	F	p
FRi _{total}	0,24	0,68		
FRi _{por parcela}	0,17	0,44	3,583	0,107
FEVe _{total}	0,79	0,83		
FEVe _{por parcela}	0,78	0,83	2,108	0,197
FDiV _{total}	0,80	0,86		
FDiV _{por parcela}	0,74	0,80	1,154	0,324
FDiS _{total}	0,18	0,20		
FDiS _{por parcela}	0,20	0,19	0,008	0,933

Em que: FRic=Riqueza funcional; FEVe= Uniformidade funcional; FDiv- Divergência funcional; FDis= Dispersão funcional. Fonte: Autora

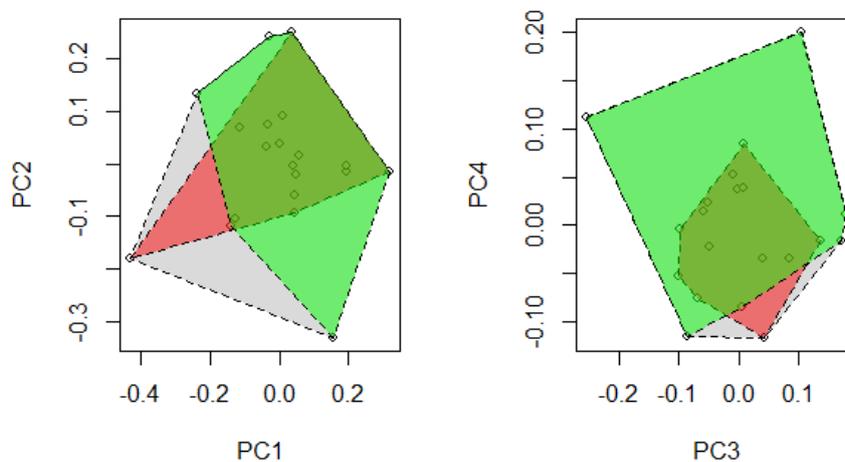
Os quatro primeiros eixos da PCoA explicaram 84,91% da variabilidade de atributos funcionais do estrato superior (Figura 17). O estrato inferior do plantio em núcleo de dois anos apresentou menor espaço funcional. Para o estrato superior, os primeiros quatro eixos da PCoA explicam 90,87% da variabilidade (Figura 18). Os eixos da PCoA demonstraram uma redução no espaço funcional para o plantio em linha de 12 anos.

Figura 17 – Espaço funcional gerado pela Análise de Coordenadas Principais (PCoA) para o estrato inferior de florestas ciliares em restauração por plantio em linha com idade de 12 anos (vermelho), restauração passiva há 14 anos (verde), plantio em núcleo de sete anos (violeta), plantio em núcleo de dois anos (azul), no sul do Brasil.



Fonte: Autora.

Figura 18 – Espaço funcional gerado pela Análise de Coordenadas Principais (PCoA) para o estrato superior de florestas ciliares em restauração por plantio em linha de 12 anos (vermelho) e restauração passiva de 14 anos (verde), no sul do Brasil.



Fonte: Autora.

DISCUSSÃO

Esse estudo reforça a importância da restauração passiva e do plantio em núcleo como estratégias promissoras para restauração ecológica. Os resultados demonstraram diversidade taxonômica e funcional seguindo a mesma tendência no plantio em linha de 12 anos e na restauração passiva de 14 anos. Além disso, o plantio em núcleo de sete anos, apesar do menor tempo de restauração, apresentou indicadores (espessura da serrapilheira, cobertura de dossel, diversidade e equabilidade, percentual de indivíduos e espécies zoocóricas, FEve, FDiv e FDis) semelhantes ao plantio em linha de 12 anos e à restauração passiva há 14 anos. Embora não ser possível estabelecer uma comparação direta entre as técnicas por se tratar de idades diferentes, é notável que a restauração passiva de 14 anos e o plantio em núcleo de sete anos apresentem parâmetros semelhantes ao plantio em linha de 12 anos. Isso devido aos maiores investimentos realizados na implantação do plantio em linha.

A restauração passiva apresenta custos menores e utiliza a genética local, vantagens importantes principalmente considerando projetos de restauração ecológica em larga escala, desde que seja utilizada em paisagens com um alto nível de conectividade de habitat (CROUZEILLES et al., 2017). Essa estratégia é praticada sem ou com baixa intervenção humana, uma vez que os distúrbios ou agentes da degradação são removidos (REY BENAYAS et al., 2009; ZAHAWI et al., 2013). Áreas em restauração passiva demonstraram um aumento na densidade de plantas e diversidade de espécies e na capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos (CHAZDON, 2008; CHAZDON et al., 2017; CROUZEILLES et al., 2017).

Os resultados do presente estudo reforçam a utilização da restauração passiva como principal técnica de restauração para a região, referenciada como médio a alto potencial de regeneração (ROVEDDER et al., 2018). Essa é a região de maior abrangência florestal do bioma pampa, o que reflete na presença de regenerantes típicos da Floresta Estacional Semidecidual. O bom estado de conservação da região garante que a regeneração natural possa ser usada na estratégia de restauração passiva, o que não elimina o potencial de plantios em núcleos como um catalizador dos resultados esperados. Por outro lado, plantios em linha em área total podem ser descartados nessa região, pelo alto custo de implantação e pelo baixo benefício que trariam.

Algumas áreas, particularmente onde há fontes de sementes próximas e o solo foi usado com menos intensidade e por um período de tempo mais curto, a vegetação nativa muitas vezes se estabelece rapidamente por conta própria, tornando desnecessária a utilização de técnica de restauração (CHAZDON et al., 2020). O uso do solo anterior nas áreas de plantio em linha e

restauração passiva era a silvicultura comercial de *Eucalyptus* sp., o que foi removido previamente à restauração. Sistemas de produção silvicultural apresentam rotações mais longas, menor frequência de preparo do solo, sendo esse geralmente em linha e não em área total, o que contribui para uma certa estabilidade da área, formação de serapilheira e do banco de sementes. Essas características, aliadas à resiliência de paisagem, podem ter favorecido o desenvolvimento da regeneração natural.

Outro importante resultado observado no NMDS foi a distinta composição florística para o plantio em núcleo de dois anos, devido ao estágio bastante inicial de sucessão ecológica. O plantio em núcleo de sete anos, além dos indicadores (espessura da serrapilheira, cobertura de dossel, diversidade e equabilidade, número de indivíduos e espécies zoocóricas, FEve, FDiv e FDis) semelhantes ao plantio em linha de 14 anos e da restauração passiva de 12 anos anteriormente destacados, aproximou-se também na composição florística. Apesar da linha cronológica não ser determinante para a restauração efetiva, pressupõem-se aqui que, quanto maior o tempo de implantação da estratégia, mais avançado estará o estágio sucessional da área e, conseqüentemente, sua composição e estrutura. O plantio em núcleo tem o objetivo de acelerar a restauração ecológica por meio da alteração do micro-clima e conseqüente processo de facilitação da sucessão ecológica (HOLL et al., 2020), isso pode ter sido o catalizador da regeneração natural no plantio em núcleo de sete anos. Comparativamente, o plantio em núcleo apresenta maior capacidade para heterogeneidade ambiental do que o plantio em linha e tem o objetivo de acelerar o processo sucessional de regeneração natural, portanto, um processo mais rápido do que na restauração passiva (CORBIN e HOLL, 2012).

Um dos processos ecológicos potencializados pela nucleação é o retorno da fauna dispersora, principalmente a avifauna (REID et al., 2015). Isso pode ser visualizado pelo elevado percentual de indivíduos e espécies zoocóricas no estrato inferior do plantio em núcleo de sete anos. As mudas servem como poleiro e como fonte de alimento, o que aumenta a avifauna e a dispersão de sementes na área (REIS et al., 2010; 2014). O plantio em núcleos tem a finalidade, além de aumentar a dispersão de sementes por animais, amenizar a amplitude térmica junto ao solo, aumentando assim o recrutamento de plântulas e permitindo que os núcleos cresçam e se aglutinem com o tempo (HOLL, 2017; HOLL et al., 2020). Nessa abordagem, menos árvores são plantadas, reduzindo os custos, e há o potencial de criar condições de habitat mais heterogêneas (HOLL et al., 2013). Os micro-habitat formados por meio dos núcleos introduzidos resgatam a funcionalidade do ecossistema ao favorecer o desenvolvimento da regeneração natural, pela chegada de espécies vegetais de todas as formas

de vida e a interação entre organismos (HOLL et al., 2011; CORBIN e HOLL, 2012; REIS et al., 2014).

Nesse estudo avaliamos indicadores de estrutura, diversidade taxonômica e funcional para descrever o sucesso da restauração ecológica. Os indicadores da estrutura da vegetação, diversidade taxonômica e processos ecológicos têm sido utilizados para avaliar o sucesso da restauração florestal, uma vez que essas características refletem a capacidade dos ecossistemas restaurados para regeneração e automanutenção (RUIZ-JAÉN e AIDE, 2005). Variáveis estruturais, incluindo cobertura do dossel, área basal, altura e densidade de árvores, estão positivamente relacionadas à recuperação de serviços ecossistêmicos como captura de carbono, controle da erosão e provisão de habitat para a fauna (RUIZ-JAÉN e AIDE, 2005; SUGANUMA e DURIGAN, 2015).

A diversidade e a composição de espécies são indicadores do estágio sucessional, dos mecanismos de dispersão e da resiliência do ecossistema (WORTLEY et al., 2013). Além disso, a densidade de plântulas e juvenis na regeneração natural pode refletir indiretamente processos ecológicos como produção de sementes, dispersão e germinação e estabelecimento de propágulos (BRANCALION, GANDOLFI e RODRIGUES, 2015). Contudo, as características das plantas afetam o funcionamento do ecossistema (DIAZ e CABIDO, 2001), por isso a importância da inclusão de atributos funcionais e diversidade funcional no planejamento e monitoramento da restauração ecológica (LAUGHLIN, 2014; CARLUCCI et al., 2020).

A riqueza funcional (FRic) representa a variação na dimensionalidade do espaço funcional causada pela estrutura da comunidade (MOUCHET et al. 2010). A riqueza funcional pode ser afetada pela adição ou remoção de espécies com categorias de atributos únicos. Valores de riqueza funcional mais baixos refletem a montagem da comunidade via filtragem de habitat e tendendo a mudar com a riqueza de espécies, isso também significa à capacidade mais baixa de um ecossistema de amortecer o estresse ambiental (MASON et al., 2005). Por outro lado, o aumento da FRic em locais em restauração indica a recuperação de espécies que preenchem nichos funcionais vagos. Outros estudos que avaliaram a diversidade funcional de animais e plantas em locais em restauração verificaram um aumento da FRic no tempo de sucessão (DERHE et al., 2016; DENG et al., 2018; LI et al., 2017; ROJAS-BOTERO et al., 2020). Nesse estudo verificamos FRic superior na restauração passiva há 14 anos e no plantio em linha de 12 anos, corroborando o verificado pelos estudos mencionados.

Para a uniformidade (FEve), divergência (FDiv) e dispersão (FDis) funcional os valores por parcela do estrato inferior do plantio em núcleo de sete anos, da restauração passiva há 14 anos e do plantio em linha de 12 anos foram estatisticamente semelhantes e o plantio em núcleo

de dois anos apresentou os menores valores. Contudo, ao avaliar os índices para o total da comunidade, o plantio em núcleo de dois anos apresentou valores elevados de FEve e FDiv. A uniformidade funcional (FEve) mede a regularidade da distribuição da abundância no espaço funcional e o seu valor será maximizado por uma distribuição uniforme das espécies e da abundância no espaço funcional (MOUCHET et al., 2010). Valores baixos de FEve em áreas em restauração indicam uma concentração de abundâncias de espécies ao longo de uma pequena parte do gradiente de característica funcional, ou seja, as espécies dominantes são semelhantes em valores de característica, possivelmente indicando um alto grau de filtragem de habitat (MOUCHET et al., 2010; DERHE et al., 2016). Baixos níveis de FEve podem ser indicativos de locais com pouca perturbação, onde a competição pode ser importante na estruturação da comunidade. Enquanto em habitats onde a competição é baixa, como áreas altamente perturbadas, FEve pode ser alta, mesmo com FRic baixo (PAKEMAN, 2011), como observado para o total da comunidade do estrato inferior do plantio em núcleo de dois anos.

FDiv mede o grau em que a abundância de uma comunidade é distribuída para as extremidades do espaço funcional (VILLÉGER, MASON e MOUILLOT, 2008; MOUCHET et al., 2010). Altos níveis de FDiv serão associados a um alto grau de diferenciação de nicho entre as espécies dentro das comunidades, isso quer dizer que as espécies mais abundantes são muito diferentes e competem fracamente (MOUCHET et al., 2010). Enquanto FDis indica a distribuição de abundâncias no espaço de característica funcional em relação a um centroide ponderado pela abundância e o volume de espaço ocupado e mede tanto a riqueza funcional como a divergência funcional (MOUCHET et al., 2010; LALIBERTÉ e LEGENDRE, 2010). Tanto o estrato inferior como o estrato superior das áreas avaliadas apresentaram baixos valores de FDis.

A diversidade funcional representa melhor os mecanismos de montagem ecológica (por exemplo, complementaridade de nicho, interações de espécies, filtragem de habitat) subjacentes à dinâmica espacial e temporal da ocorrência de espécies (CADOTTE, CARSCADDEN e MIROTCHNICK, 2011; TILMAN et al., 1997; VIOLLE et al., 2007). Contudo, as métricas de diversidade funcional constituem em uma complexa metodologia e interpretação, o que pode inviabilizar sua utilização por profissionais no monitoramento da restauração em larga escala. Apesar disso, a diversidade funcional deve ser incentivada para que novos estudos sejam realizados para entendermos os mecanismos de restauração em diferentes fisionomias, tais como campos, savanas, florestas tropicais e subtropicais. Esses estudos devem incluir atributos funcionais e, sempre que possível, serviços ecossistêmicos (CARLUCCI et al., 2020).

CONCLUSÃO

Os indicadores de diversidade taxonômica e funcional são eficientes para demonstrar as diferenças entre as áreas e diferenças no tempo da trajetória sucessional. A diversidade taxonômica e funcional aumenta conforme o avanço sucessional na idade de restauração. O plantio em núcleo é eficiente para acelerar a restauração ecológica, pois após sete anos apresenta parâmetros semelhantes ao plantio em linha e restauração passiva com idade de restauração de 12 e 14 anos, respectivamente. Portanto, o plantio em núcleo e a restauração passiva devem ser priorizados em relação ao plantio em linha em paisagens com potencial para regeneração natural.

REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil, **Meteorologische Zeitschrift**, Gebrüder Borntraeger, Stuttgart, v.22, n. 6, p. 711-728, 2013.

APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, p. 1-20, 2016.

ARONSON, J.; CLEWELL, A.F.; BLIGNAUT, J.N.; MILTON, S.J. Ecological restoration: a new frontier for nature conservation and economics. **Journal for Nature Conservation**, v.14, p.135–139, 2006.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015, p. 431

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

BRUDVIG, L.A. The restoration of biodiversity: where has research been and where does it need to go? **American Journal of Botany**, v. 98, p. 549–558, 2011. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000285>.

BUDKE, J. C.; ATHAYDE, E. A.; GIEHL, E. L. H.; ZÁCHIA, R. A.; EISINGER, S. M. Composição florística e estratégias de dispersão de espécies lenhosas em uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Iheringia, Série Botânica**, v.60, n.1, p.17-24, 2005.

CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHNICK, N. Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, p. 1079–1087, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>

CARLUCCI, M. B. et al. Functional traits and ecosystem services in ecological restoration. **Restoration Ecology**, Malden, v. 28, n. 6, p. 1372-1383, 2020. <https://doi.org/10.1111/rec.13279>

CHAVE, J.; COOMES, D.; JANSEN, S.; LEWIS, S.L.; SWENSON, N.G.; ZANNE, A.E. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v. 12, p. 351–366, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x>.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, p. 1458–1460, 2008.

CHAZDON, R. L. et al. A policy-driven knowledge agenda for global forest and landscape restoration. **Conservation Letters**, v. 10, n. 1, p. 125-132, 2017.

CHAZDON, R. L.; LINDENMAYER, D.; GUARIGUATA, M. R.; CROUZEILLES, R.; REY BENAYAS, J. M.; LAZOS CHAVERO, E. Fostering natural forest regeneration on former agricultural land through economic and policy interventions. **Environmental Research Letters**, v. 15, 043002, 2020. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab79e6>

CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**. v. 265, p. 37-46, 2012.

CROUZEILLES, R.; FERREIRA, M. S.; CHAZDON, R. L.; LINDENMAYER, D. B.; SANSEVERO, J. B. B.; MONTEIRO, L.; IRIBARREN, A.; LATAWIEC, A. E.; STRASSBURG, B. B. N. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science Advances**, v. 3, p. 1-7, 2017.

DENG, F.; HE, Y.; ZANG, R. Recovery of functional diversity following shifting cultivation in tropical monsoon forests. **Forests**, v. 9, p.506, 2018. <https://doi.org/10.3390/f9090506>.

DERHE, M.A.; MURPHY, H.; MONTEITH, G.; MENENDEZ, R. Measuring the success of reforestation for restoring biodiversity and ecosystem functioning. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, p. 1714–1724, 2016. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12728>.

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in ecology and evolution**, v. 16, p. 646–655, 2001.

DIAZ-GARCIA, J.M.; PINEDA, E.; LOPEZ-BARRERA, F.; MORENO, C.E. Amphibian species and functional diversity as indicators of restoration success in tropical montane forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, p. 2569–2589, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1372-2>.

FLORES, O.; COOMES, D.A. Estimating the wood density of species for carbon stock assessments. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 2, p. 214–220, 2011.

GARCIA, L.C.; CIANCIARUSO, M.V.; RIBEIRO, D.B.; dos SANTOS, F.A.M.; RODRIGUES, R.R. Flower functional trait responses to restoration time. **Applied Vegetation Science**, v. 18, p. 402–412, 2015. <https://doi.org/10.1111/avsc.12163>.

- GATICA-SAAVEDRA, P; ECHEVERRÍA, C.; NELSON, C. R. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 6, p. 850 – 857, 2017.
- GUARINO, E. de S. G. et al. Espécies de Plantas Prioritárias para Projetos de Restauração Ecológica em Diferentes Formações Vegetais no Bioma Pampa: Primeira Aproximação. **Documentos**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2018. 79 p.
- HAWES, J.E.; PERES, C.A.; RILEY, L.B.; HESS, L.L. Landscape-scale variation in structure and biomass of Amazonian seasonally flooded and unflooded forests. **Forest Ecology and Management**, v. 281, p. 163–176, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.023>.
- HOLL, K. D. et al. Applied nucleation facilitates tropical forest recovery: Lessons learned from a 15-year study. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 57, n. 12, p. 1-13, 2020.
- HOLL, K. D. et al. Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. **Journal of Applied Ecology**, Oxford. v. 54, p. 1091-1099, 2017.
- HOLL, K. D.; STOUT, V. M.; REID, J. L; ZAHAWI, R. A. Testing heterogeneity-diversity relationships in tropical forest restoration. **Oecologia**, v. 173, p. 569–578, 2013.
- HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A.; COLE, R. J.; OSTERTAG, R.; CORDELL, S. Planting seedlings in tree islands versus plantations as a large-scale tropical forest restoration strategy. **Restoration Ecology**, v. 19, p. 470–479, 2011.
- IRP - International Resource Panel. Global Resources Outlook 2019: Natural Resources for the Future We Want. United Nations - Environment Programme, Nairobi, Kenya. 2019.
- IUCN - International Union for the Conservation of Nature. 2011. Forest landscape restoration. Disponível em: <<https://www.iucn.org/theme/forests/our-work/forest-landscape-restoration/bonn-challenge>>. Acesso em: 06 nov. 2020.
- KOLLMANN, J.; MEYER, S.T.; BATEMAN, R.; CONRADI, T.; GOSSNER, M. M.; MENDONÇA, M. S. JR, et al. Integrating ecosystem functions into restoration ecology - recent advances and future directions. **Restoration Ecology**, v. 24, p. 722–730, 2016.
- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, p. 299–305, 2010. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- LAUGHLIN, D.C. Applying trait-based models to achieve functional targets for theory-driven ecological restoration. **Ecology Letters**, v. 17, p. 771–784, 2014. <https://doi.org/10.1111/ele.12288>.
- LAURETO, L. M. O.; CIANCIARUSO, M. V.; SAMIA, D. S. M. Functional diversity: an overview of its history and applicability. **Natureza & Conservação**, v. 13, p. 112–116, 2015.

LETCHER S. G.; CHAZDON, R. L. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in northeastern Costa Rica. **Biotropica**, Gainesville, v. 41, n. 5, p. 608–617, 2009.

LI, L.; CADOTTE, M.W.; MARTINEZ-GARZA, C.; de la PENA-DOMENE, M.; DU, G. Planting accelerates restoration of tropical forest but assembly mechanisms appear insensitive to initial composition. **Journal of Applied Ecology**, v.55, p.986–996, 2018. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12976>.

MAGNAGO, L.F.S.; EDWARDS, D.P.; EDWARDS, F.A.; MAGRACH, A.; MARTINS, S.V.; LAURANCE, W.F. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v. 102, p. 475–485, 2014. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12206>.

MAIRE, E.; GRENOUILLET, G.; BROSSE, S.; VILLÉGER, S. How many dimensions are needed to accurately assess functional diversity? A pragmatic approach for assessing the quality of functional spaces. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, p. 728–740, 2015. <https://doi.org/10.1111/geb.12299>

MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D.; LEE, W. G.; WILSON, J. B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, p. 112–118, 2005. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>

MATZEK, V.; WARREN, S.; FISHER, C. Incomplete recovery of ecosystem processes after two decades of riparian forest restoration. **Restoration Ecology**, v. 24, p. 637–645, 2016.

MAZÓN, M.; AGUIRRE, N.; ECHEVERRÍA, C.; ARONSON, J. Monitoring attributes for ecological restoration in Latin America and the Caribbean region. **Restoration Ecology**, v. 27, p. 992-999, 2019. <https://doi.org/10.1111/rec.12986>

MCDONALD, T.; GANN, G.D.; JONSON, J.; DIXON, K.W. International standards for the practice of ecological restoration - including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington DC. 2016

MORO, M. F.; MARTINS, F. R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In: FELFILI, J. M. et al. (eds.). **Fitossociologia no Brasil**. [s. l.: s. n.], 2011. v. 1, p. 174-212.

MOUCHET, M. A.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, p. 867–876, 2010.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and Methods of Vegetation Ecology**. Wiley, New York. 1974. 547 p.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; ALMEIDA, R.J.; MELLO, J.M.; GAVILANES, M.L. Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho de mata ciliar do córrego Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras (MG). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 17, n. 1, p. 67-85, 1994.

PAKEMAN, R.J. Functional diversity indices reveal the impacts of land use intensification on plant community assembly. **Journal of Ecology**, v.99, p.1143–1151, 2011.

PALOMEQUE, X. et al. Natural or assisted succession as approach of forest recovery on abandoned lands with different land use history in the Andes of Southern Ecuador. **New Forests**, v. 48, p. 643–662, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11056-017-9590-8>

PIAIA, B. B.; PROCKNOW, D.; CAMARGO, B.; GAZZOLA, M. D.; CRODA, J. P.; STEFANELLO, M. M. Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. **Ecological Engineering**, v. 157, 105991, 2020.

PRACH, K. et al. A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 5, p. 917-923, 2019.

R DEVELOPMENT CORE TEAM, R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2021

REID, J. L. Indicators of success should be sensitive to compositional failures: reply to Suganuma and Durigan. **Restoration Ecology**, v. 23, p. 519–520, 2015.

REID, J. L.; HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A. Seed dispersal limitations shift over time in tropical forest restoration. **Ecological Applications**, Washington, v. 25, n. 4, p. 1072-1082, 2015.

REIS et al. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n. 2, p. 244-250, mar./abr. 2010.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R.; TRENTIN, B. E. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 509-518, abr./jun. 2014.

REY BENAYAS, J. M.; NEWTON, A. C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J. M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis. **Science**, v. 325, p. 1121–1124, 2009.

ROJAS-BOTERO, S. et al. Nucleation increases understory species and functional diversity in early tropical forest restoration. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 158, 106031, 2020.

ROTHER, D.C.; LIBONI, A.P.; MAGNAGO, L.F.S.; CHAO, A.; CHAZDON, R.L.; RODRIGUES, R. R. Ecological restoration increases conservation of taxonomic and functional beta diversity of woody plants in a tropical fragmented landscape. **Forest Ecology and Management**, v. 451, 117538, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117538>

ROVEDDER, A. P. M.; OVERBECK, G.; PILLAR, V. Potencial de regeneração natural no Bioma Pampa. Ministério do Meio Ambiente, 10 p., 2018.

RUIZ-JAÉN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration success: how is it being measured? **Restoration Ecology**, v, 13, n, 3, p. 569-577, 2005.

SCIPIONI, M. C.; GALVÃO, F.; LONGHI, S. J. Composição florística e estratégias de dispersão e regeneração de grupos florísticos em florestas estacionais decíduais no Rio Grande do Sul. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n.2, p. 241 - 254, 2013.

STRECK, E. V. et al. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EMATER/RS; 2 ed, UFRGS, 2008, 222 p.

SUDING, K. N. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 42, p. 465–487, 2011.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 23, p. 238–251, 2015

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 75, n. 1-2, p. 81-86, 1988.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: Implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, v. 106, p. 165–176, 2002.

TEMPERTON, V.M. et al. Step back from the forest and step up to the Bonn Challenge: how a broad ecological perspective can promote successful landscape restoration. **Restoration Ecology**, v. 27, p. 705–719, 2019.

TILMAN, D.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; REICH, P.; RITCHIE, M.; SIEMANN, E. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science**, v. 277, p. 1300–1302, 1997. <https://doi.org/10.1126/science.277.5330.1300>

TRUJILLO-MIRANDA, A. L.; TOLEDO-ACEVES, T.; LÓPEZ-BARRERA, F.; GEREZ-FERNÁNDEZ, P. Active versus passive restoration: Recovery of cloud forest structure, diversity and soil condition in abandoned pastures. **Ecological Engineering**, v. 117, p. 50–61, 2018.

UNEA - United Nations Environment Agency, Press Release, March 1, 2019. New UN Decade on Ecosystem Restoration offers unparalleled opportunity for job creation, food security and addressing climate change. Disponível em: <<https://www.unenvironment.org/news-and-stories/press-release/new-un-decade-ecosystem-restoration-offers-unparalleled-opportunity>>. Acesso em: 06 nov. 2020.

Van Der PIJL, L. **Principles of dispersal** Berlin: Springer-Verlag, 1982. 162p.

VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, p. 2290–2301, 2008.

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

WORTLEY, L.; HERO, J. M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. **Restoration Ecology**, v. 21, p. 537–543, 2013.

ZAHAWI, R. A.; HOLL, K. D.; COLE, R. J.; REID, J. L. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Journal of Applied Ecology**. v. 50, p. 88–96. 2013.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A restauração ecológica tem o objetivo de assistir à recomposição de um ecossistema que seja funcional e que sirva de habitat para diversos organismos (ARONSON et al., 2006; McDONALD et al., 2016). Diversos acordos têm sido firmados com intuito de aumentar a escala da restauração em todo o mundo e restabelecer e garantir o patrimônio natural e os diferentes serviços prestados pelos ecossistemas, como o sequestro de carbono e a mitigação das mudanças climáticas. Esses acordos colocaram a restauração ecológica como uma das principais soluções para mitigar o impacto da degradação de ecossistema em todo o mundo (TEMPERTON et al., 2019). A Organização das Nações Unidas (ONU) declarou 2021–2030 a 'Década das Nações Unidas para a Restauração de Ecossistemas', a fim de dar escala e estimular a restauração de ecossistemas. Mas a restauração em larga escala é efetiva para o retorno dos serviços ambientais?

Há poucas evidências de que os projetos estejam alcançando objetivos tangíveis e as trajetórias ecológicas levando à provisão de serviços ecossistêmicos (MAZÓN et al., 2019). Isso devido à complexidade dos fatores envolvidos no sucesso dos projetos, além do debate sobre como definir ou categorizar o sucesso ou fracasso da restauração (PRACH et al., 2019). A avaliação e monitoramento da restauração deve identificar se os objetivos e metas foram alcançados e se o estado atual está levando a uma condição de sustentabilidade ou se são necessárias ações corretivas (PRACH et al., 2019).

Por meio do monitoramento é possível verificar se a trajetória sucessional está ocorrendo de forma contínua e os objetivos da restauração estão sendo atendidos ou se são necessárias novas intervenções no manejo adaptativo (PRACH et al., 2019). A aplicabilidade dos resultados do monitoramento depende da seleção de indicadores adequados, da correta interpretação desses indicadores e da credibilidade na sua amostragem (VIANI et al., 2018). O monitoramento de ecossistemas em restauração é a ferramenta para que a ciência dê suporte ao manejo adaptativo, pois auxilia na tomada de decisões para a retomada da trajetória sucessional desejável (CAMPOS e MARTINS, 2016; SCHREIBER et al., 2004).

O foco no monitoramento da restauração florestal tem sido a diversidade de espécies e a estrutura da vegetação. Indicadores ecológicos bastante utilizados são a área basal (MIRANDA NETO et al. 2012), densidade de indivíduos (CÉSAR et al., 2018; SHOO et al., 2016;), riqueza de espécies arbóreas e regenerantes (CAMPOS; MARTINS, 2016; SANSEVERO et al., 2011; PIAIA et al., 2020). No entanto, recentemente, muitos estudos passaram a considerar atributos funcionais e uma gama mais ampla de processos ecológicos e

ecossistêmicos (RUIZ-JAEN e AIDE, 2005; WORTLEY et al., 2013; KOLLMANN et al., 2016).

As características das plantas afetam o funcionamento do ecossistema, por isso a importância da utilização de atributos funcionais ao invés de número de espécies ou índices de diversidade taxonômicos (DIAZ e CABIDO, 2001). As abordagens baseadas em atributos funcionais podem contribuir para o entendimento do funcionamento dos ecossistemas em processo de restauração ecológica e como isso está relacionado com a diversidade e composição das comunidades (TILMAN, ISBELL e COWLES, 2014).

Podem ser citadas vantagens da diversidade funcional em relação as abordagens baseadas em taxonomia: (a) capacidade aprimorada de vincular a biodiversidade e a multifuncionalidade do ecossistema, (b) permitindo uma compreensão mais mecanicista das respostas da comunidade às mudanças ambientais, e (c) facilitando a comparação de padrões de diversidade em regiões biogeográficas compostas por diferentes táxons, mas principalmente equivalentes em suas características funcionais (CADOTTE, CARSCADDEN e MIROTCHEVICH, 2011; HOOPER et al., 2005; STEVENS et al., 2003; TILMAN et al., 1997). Essas vantagens são possíveis porque a diversidade funcional representa melhor os mecanismos de montagem ecológica (por exemplo, complementaridade de nicho, interações de espécies, filtragem de habitat) subjacentes à dinâmica espacial e temporal da ocorrência de espécies (CADOTTE et al., 2011; TILMAN et al., 1997; VIOLLE et al., 2007). Contudo, as métricas de diversidade funcional constituem em uma complexa metodologia e interpretação, o que pode inviabilizar sua utilização por profissionais no monitoramento da restauração em larga escala. Apesar disso, a diversidade funcional deve ser incentivada para que novos estudos sejam realizados para entendermos os mecanismos de restauração em diferentes fisionomias, tais como campos, savanas, florestas tropicais e subtropicais. Esses estudos devem incluir atributos funcionais e, sempre que possível, serviços ecossistêmicos (CARLUCCI et al., 2020). No monitoramento da restauração em larga escala, sugere-se a utilização de grupos funcionais e atributos funcionais como dispersão zoocórica, estratégia de regeneração, densidade da madeira, tamanho da semente, entre outros. Muitos estudos demonstram que esses atributos funcionais (DENT; DEWALT e DENSLOW, 2013; LOHBECK et al., 2013; PLOURDE; BOUKILI e CHAZDON, 2014; LIEBSCH; MARQUES e GOLDENBERG, 2008) mostram trajetórias previsíveis durante a restauração de florestas.

Nesta tese avaliou-se a restauração passiva, o plantio em núcleos e o plantio em linha como técnicas de restauração florestal. Os indicadores ecológicos de estrutura, composição florística, grupos funcionais e também as métricas de diversidade funcional foram eficientes

para demonstrar as diferenças entre as áreas e diferenças no tempo da trajetória sucessional. Foram observados resultados promissores para utilização da restauração passiva e plantio em núcleo.

O plantio de árvores em núcleos tem a finalidade de aumentar a dispersão de sementes dispersas por animais e sombrear o solo, aumentando assim o recrutamento de plântulas pela alteração do micro-habitat e processo de facilitação (HOLL, 2017; HOLL et al., 2020). Nesse sentido, um resultado importante foi o aumento da cobertura de dossel promovido pelo plantio em núcleo e a predominância de espécies regenerantes de dispersão zoocórica em área com plantio em núcleo de sete anos. Nessa abordagem, menos árvores são plantadas, reduzindo os custos, e há o potencial de criar condições de habitat mais heterogêneas (HOLL et al., 2013). Os micro-habitat formados por meio dos núcleos introduzidos resgatam a funcionalidade do ecossistema ao favorecer o desenvolvimento da regeneração natural (HOLL et al., 2011; CORBIN e HOLL, 2012; REIS et al., 2014).

A restauração passiva utiliza o potencial de regeneração natural local e apresenta melhores resultados em paisagens com um alto nível de conectividade do habitat (CROUZEILLES et al., 2017). Essa estratégia é praticada sem ou com baixa intervenção humana, uma vez que os distúrbios ou agentes da degradação são removidos (REY BENAYAS et al., 2009; ZAHAWI et al., 2014). Locais em restauração passiva demonstraram um aumento na densidade de plantas e diversidade de espécies e na capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos (CHAZDON, 2008; CHAZDON, 2017; CROUZEILLES et al., 2017). Algumas áreas, particularmente onde há fontes de sementes próximas e o solo foi utilizado com menos intensidade e por um período de tempo mais curto, a vegetação nativa muitas vezes se estabelece rapidamente por conta própria, tornando desnecessária a utilização de técnica de restauração (CHAZDON et al., 2020).

A paisagem do Pampa é composta por diferentes fitofisionomias, mosaicos de campos e florestas, com distintas composições florísticas que são influenciadas por características geomorfológicas e climáticas, além das relacionadas ao manejo e ocupação do solo (PILLAR e QUADROS, 1997; BAUERMANN et al., 2008). O estágio sucessional intermediário é prolongado e tipicamente formado por vegetação arbustiva e dominado por arbustos da família Asteraceae, principalmente *Baccharis dracunculifolia* DC. (ROVEDDER, 2013). O plantio em núcleo pode ser uma alternativa à lenta sucessão ecológica em vassourais de *B. dracunculifolia*. Devido a fragilidade ambiental das fisionomias do Pampa, deve-se evitar a supressão das florestas e campos e sua conversão para outros usos, pela sua lenta sucessão e pelos efeitos na diversidade florística.

REFERÊNCIAS

- ALBERT, C.; GALLER, C., HERMES, J., NEUENDORF, F., VON HAAREN, C., LOVETT, A.A. Applying ecosystem services indicators in landscape planning and management: the ES- in-planning framework. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 100–113, 2015.
- ARONSON, J. et al. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **IF Sér. Reg.** n. 44 p. 1-38 ago. 2011.
- ARONSON, J.; CLEWELL, A.F.; BLIGNAUT, J.N.; MILTON, S.J. Ecological restoration: a new frontier for nature conservation and economics. **Journal for Nature Conservation**, v.14, p.135–139, 2006.
- BAUERMANN, S. G., et al. Dinâmicas vegetacionais, climáticas e do fogo com base em palinologia e análise multivariada no Quaternário tardio do Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Paleontologia**, Porto Alegre, v. 11, n. 2, p. 87-96, 2008.
- BECHARA, F. C.; DICKENS, S. J.; FARRER, E. C.; LARIOS, L.; SPOTSWOOD, E. N.; MARIOTTE, P. SUDING, K. N. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021-2034, 2016.
- BELLOTTO, A.; VIANI, R. G.; NAVE, A. G.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; INGO ISERNHAGEN, I. (org) **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ : Instituto BioAtlântica, 2009. 256p.
- BENINI, R. de M.; LENTI, F. E. B.; TYMUS, J. R. C.; SILVA, A. P. M. da; ISERNHAGEN, I. Custos de restauração da vegetação nativa no Brasil. In: BENINI, R. DE M.; ADEODATO, S. (Org.) **Economia da restauração florestal**. São Paulo: The Nature Conservancy, 2017. p. 20-36
- 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.
- BOANARES, D.; DE AZEVEDO, C. S. The use of nucleation techniques to restore the environment: a bibliometric analysis **Natureza e conservação**. v. 12, n. 2, p. 93-98, 2014.
- BOESING, A.L.; NICHOLS, E.; METZGER, J.M Biodiversity extinction thresholds are modulated by matrix type. **Ecography**, v. 41, p.1–14, 2018.
- BOLDRINI, I, I; OVERBECK,G; TREVISAN, R. Biodiversidade de plantas. In: PILLAR, V. D.; LANGE, O. (Eds.). **Os campos do Sul**. Porto Alegre. Rede Campos Sulinos – UFRGS, cap 5, p. 51-60, 2015.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, v. 34, n. 3, p. 455-470, 2010.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015, p. 431

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. Decreto Nº 8.972 DE JANEIRO DE 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/D8972.htm. Acesso em: 10 out. 2020.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, vinte cinco de maio de 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 05 dez 2020.

BRUDVIG, L. A. et al. Interpreting variation to advance predictive restoration science. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 4, p. 1018-1027, 2017.

CADOTTE, M. W. et al. Predicting communities from functional traits. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 9, p 510–511, 2015.

CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHNICK, N. Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, p. 1079–1087, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>

CALLAWAY, R. M.; PENNINGS, S. C.; RICHARDS, C. L. Phenotypic plasticity and interactions among plants. **Ecology**, v. 84, p. 1115–1128, 2003.

CALMON, M.; BRANCALION, P. H. S.; PAESE, A.; et al. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 2, p. 154–158, 2011.

CAMPOS, W. H.; MARTINS, S. V. Natural regeneration stratum as an indicator of restoration in area of environmental compensation for mining limestone, municipality of Barroso, MG, Brazil. **Revista Árvore**, v. 40, n. 2, p. 189-196, 2016.

CARDINALE, B.; DUFFY, J.; GONZALEZ, A. et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, p. 59–67, 2012. <https://doi.org/10.1038/nature11148>

CARLUCCI, M. B. et al. Functional traits and ecosystem services in ecological restoration. **Restoration Ecology**, Malden, v. 28, n. 6, p. 1372-1383, 2020. <https://doi.org/10.1111/rec.13279>

CARMONA, C. P.; DE BELLO, F.; MASON, N. W.; LEPŠ, J. Traits without borders: Integrating functional diversity across scales. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 31, p. 382–394, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.003>

CÉSAR, R. G. et al. Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests. **Biological Conservation**, v. 201, p. 309–313, 2016.

CHAVES, R. B.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S.; ARONSON, J. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). **Restoration Ecology**, v. 23, n. 6, p. 754–759, 2015.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, p. 1458–1460, 2008.

CHAZDON, R. L. et al. A policy-driven knowledge agenda for global forest and landscape restoration. **Conservation Letters**, v. 10, n. 1, p. 125–132, 2017.

CHAZDON, R. L. Landscape restoration, natural regeneration, and the forests of the future. **Missouri Bot. Gard**, v. 102, p. 251–257, 2017.

CHAZDON, R. L.; BROADBENT, E. N.; ROZENDAAL, D. M. A.; et al. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science Advances**, v. 2, p. 1–10, 2016.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: Prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, p. 844–855, 2016.

CHAZDON, R. L.; LINDENMAYER, D.; GUARIGUATA, M. R.; CROUZEILLES, R.; REY BENAYAS, J. M.; LAZOS CHAVERO, E. Fostering natural forest regeneration on former agricultural land through economic and policy interventions. **Environmental Research Letters**, v. 15, 043002, 2020. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab79e6>

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidade filogenética e funcional: novas abordagens para Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, 93 - 103, 2009.

COLE, R.J.; HOLL, K.D.; ZAHAWI, R.A. Seed rain under tree islands planted to restore degraded lands in a tropical agricultural landscape. **Ecological Applications**, v. 20, p. 1255–1269, 2010.

CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**. v. 265, p. 37–46, 2012.

CORNELISSEN, J. H. C., et al. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 51, p. 335–380, 2003.

CORTINA, J.; MAESTRE, F.T.; VALLEJO, R.; BAEZA, M.J.; VALDECANTOS, A.; PÉREZ-DEVESA, M. Ecosystem structure, function, and restoration success: Are they related? **Journal for Nature Conservation**, v. 14, p. 152–160, 2006.

CROUZEILLES, R.; FERREIRA, M. S.; CHAZDON, R. L.; LINDENMAYER, D. B.; SANSEVERO, J. B. B.; MONTEIRO, L.; IRIBARREN, A.; LATAWIEC, A. E.; STRASSBURG, B. B. N. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science Advances**, v. 3, p. 1-7, 2017.

DALE, V. H; BEYELER, S.C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, v. 1, p. 3–10, 2001.

De GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, p. 393-408, 2002.

DENT, D. H.; DEWALT S. J.; DENSLOW, J. S. Secondary forests of central Panama increase in similarity to old-growth forest over time in shade tolerance but not species composition. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 24, p. 530-542, 2013.

DÍAZ, S. et al. Functional implications of trait–environment linkages in plant communities. In: **The Search for Assembly Rules in Ecological Communities** (Weiher, E. and Keddy, P.A., eds). Cambridge University Press, 1999, p.338-362

DÍAZ, S. et al. The global spectrum of plant form and function. **Nature**, v. 529, p. 167–171, 2016. <https://doi.org/10.1038/nature16489>

DIAZ, S.; CABIDO, M. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in ecology and evolution**, v. 16, p. 646–655, 2001.

DURIGAN, G. O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação. **Cadernos da Mata Ciliar**. v.4. São Paulo, SP. 2011.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Orgs.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF. 1. ed. revisada: 2008. 340p.

EVANS, K.; GUARIGUATA, M. R.; BRANCALION, P. H. S. Participatory monitoring to connect local and global priorities for forest restoration. **Conservation Biology**, v. 32, n. 3, p. 525-534, 2018.

EVJU, M. et al. Learning from scientific literature: can indicators for measuring success be standardized in “on the ground” restoration? **Restoration Ecology**, v. 28, n. 3, p. 519-531, 2020.

GAMFELDT, L.; B. KALLSTROM. Increasing intraspecific diversity increases predictability in population survival in the face of perturbations. **Oikos**, v. 116, p. 700–705, 2007.

GATICA-SAAVEDRA, P; ECHEVERRÍA, C.; NELSON, C. R. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 6, p. 850 – 857, 2017.

- GILMAN, A. C.; LETCHER, S. G.; FINCHER, R. M.; PEREZ, A. I.; MADELL, T. W.; FINKELSTEIN, A. L.; CORRALES-ARAYA, F. Recovery of floristic diversity and basal area in natural forest regeneration and planted plots in a Costa Rican wet forest. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 798-808, 2016.
- GIRÃO, L.C. et al. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic Forest landscape. **Plos Biology** 2: e908 2007
- GRIME, J.P. Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: Mechanisms and consequences. **Journal Vegetable Science**, v. 17, p.255-260, 2006.
- GUARINO, E. de S. G. et al. Espécies de Plantas Prioritárias para Projetos de Restauração Ecológica em Diferentes Formações Vegetais no Bioma Pampa: Primeira Aproximação. **Documentos**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2018. 79 p.
- GUIDO, A.; VÉLEZ-MARTIN, E.; GERHARD E. OVERBECK, G. E.; PILLAR, V. D. Landscape structure and climate affect plant invasion in subtropical grasslands. **Applied Vegetation Science**, v. 19, p. 600 – 210, 2016.
- GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C.; SANCHEZ-FERNÁNDEZ, D.; VELASCO, J.; MILLAN, A.; BONADA, N. Similarity in the difference: Changes in community functional features along natural and anthropogenic stress gradients. **Ecology**, v. 96, p. 2458–2466, 2015. <https://doi.org/10.1890/14-1447>.
- HOLL, K. D. et al. Applied nucleation facilitates tropical forest recovery: Lessons learned from a 15-year study. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 57, n. 12, p. 1-13, 2020.
- HOLL, K. D. Research Directions in Tropical Forest Restoration. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 102, n. 2, p. 237-250, 2017.
- HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**. v. 261, p. 1558-1563, 2011.
- HOLL, K. D.; BRANCALION, P. H. S. Tree planting is not a simple solution. **Science**, v. 368, n. 6491, p. 580-581, 2020.
- HOLL, K. D.; STOUT, V. M.; REID, J. L.; ZAHAWI, R. A. Testing heterogeneity-diversity relationships in tropical forest restoration. **Oecologia**, v. 173, p. 569–578, 2013.
- HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A.; COLE, R. J.; OSTERTAG, R.; CORDELL, S. Planting seedlings in tree islands versus plantations as a large-scale tropical forest restoration strategy. **Restoration Ecology**, v. 19, p. 470–479, 2011.
- HOOPER, E.; LEGENDRE, P.; CONDIT, R. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 42, p. 1165-1174, 2005.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro, RJ – Brasil, 2012. Disponível em: ftp://geoftp.ibge.gov.br/documentos/recursos_naturais/manuais_tecnicos/manual_tecnico_veg_etacao_brasileira.pdf Acesso em: 20 de nov. de 2020.

JONES, C.S.; DUNCAN, D.H.; RUMPF, L.; THOMAS, F.M.; MORRIS, W.K.; VESK, P.A. Empirically validating a dense woody regrowth “problem” and thinning “solution” for understory vegetation. **Forest Ecology and Management**, v. 340, p. 153–162, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.12.006>

KEDDY, P.A. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. **Journal of Vegetable Science**, v. 3, p. 157-164, 1992.

KILCA, R. V.; LONGHI, S. J.; SCHWARTZ, G.; SOUZA, A. M.; WOJCIECHOVSKI, J. C. Application of Fisher’s discriminant analysis to classify forest communities in the Pampa Biome. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 4, p. 885-895, 2015.

KLEIN, R. M. Aspectos dinâmicos da vegetação no sul do Brasil. **Sellowia**, Itajaí, v. 36, p. 5-54. 1984.

KOLLMANN, J.; MEYER, S.T.; BATEMAN, R.; CONRADI, T.; GOSSNER, M. M.; MENDONÇA, M. S. JR, et al. Integrating ecosystem functions into restoration ecology - recent advances and future directions. **Restoration Ecology**, v. 24, p. 722–730, 2016.

KUNSTLER, G. et al. Plant functional traits have globally consistent effects on competition. **Nature**, v. 529, p. 201- 207, 2016.

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

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. D. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v. 310, p. 1628–1632, 2015.

LAUGHLIN, D. C. et al. The hierarchy of predictability in ecological restoration: are vegetation structure and functional diversity more predictable than community composition? **Journal of Applied Ecology**, v. 54, p. 1058–1069, 2017.

LAURETO, L. M. O.; CIANCIARUSO, M. V.; SAMIA, D. S. M. Functional diversity: an overview of its history and applicability. **Natureza & Conservação**, v. 13, p. 112–116, 2015.

LAVOREL, S.; GARNIER, E. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. **Functional Ecology**, v. 16, p. 545–556. 2002.

LEITE, P. F. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do sul do Brasil. **Ciência e Ambiente**, Santa Maria, v. 24, p. 51-73. 2002.

LETCHER S. G.; CHAZDON, R. L. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in northeastern Costa Rica. **Biotropica**, Gainesville, v. 41, n. 5, p. 608–617, 2009.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rainforest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological

features during secondary succession. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, p. 1717-1725, 2008.

LOHBECK, M. et al. Successional changes in functional composition contrast for dry and wet tropical forest. **Ecology**, v. 94, p. 1211-1216, 2013.

MAIRE, E.; GRENOUILLET, G.; BROSSE, S.; VILLÉGER, S. How many dimensions are needed to accurately assess functional diversity? A pragmatic approach for assessing the quality of functional spaces. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, p. 728–740, 2015. <https://doi.org/10.1111/geb.12299>

MARCHIORI, J. N. C. **Fitogeografia do Rio Grande do Sul: campos sulinos**. Porto Alegre: EST, 2004. 110 p.

MARTIN, D. M. Ecological restoration should be redefined for the twenty-first century. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 5, p. 668-673, 2017.

MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D.; LEE, W. G.; WILSON, J. B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, p. 112–118, 2005.

MATZEK, V.; WARREN, S.; FISHER, C. Incomplete recovery of ecosystem processes after two decades of riparian forest restoration. **Restoration Ecology**, v. 24, p. 637–645, 2016.

MAZÓN, M.; AGUIRRE, N.; ECHEVERRÍA, C.; ARONSON, J. Monitoring attributes for ecological restoration in Latin America and the Caribbean region. **Restoration Ecology**, v. 27, p. 992-999, 2019. <https://doi.org/10.1111/rec.12986>

MCDONALD, T.; GANN, G.D.; JONSON, J.; DIXON, K.W. International standards for the practice of ecological restoration - including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington DC. 2016

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

MEYER, S. T.; KOCH, C.; WEISSER, W. W. Towards a standardized Rapid Ecosystem Function Assessment (REFA). **Trends Ecol Evol** 30:390–397, 2015.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Pampa**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/pampa>> Acesso em: 28 de outubro de 2020.

MIRANDA NETO, A. et al. Florística e estrutura do estrato arbustivo-arbóreo de uma floresta restaurada com 40 anos, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 36, n. 5, p. 869–878, 2012.

MOUCHET, M. A.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, p. 867–876, 2010.

OCAMPO-MELGAR, A.; VALLS, A.; ALLOZA, J.A.; BAUTISTA, S. Fuzzy rule-based decision support system for evaluation of long-established forest restoration projects.

Restoration Ecology, v. 24, p. 298–305, 2016

OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L. Indicadores de monitoramento da restauração na Floresta Atlântica e atributos para ecossistemas restaurados. **Scientia plena**, v. 23, n. 12, p. 1 – 13, 2017.

OLIVEIRA, T. E. et al. Agricultural land use change in the Brazilian Pampa Biome: Thereduction of natural grasslands. **Land Use Policy**, v. 63, p. 394–400, 2017.

OVERBECK, G. E. et al. Fisionomia dos Campos. In: PILLAR, V. D.; LANGE, O. (Eds.). **Os campos do Sul**. Porto Alegre. Rede Campos Sulinos – UFRGS, cap 3, p. 33-41, 2015.

PÉREZ-HARGUINDEGUY et al. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 61, p. 167–234, 2013.

PETCHEY, O.L.; GASTON, K.J. Functional diversity: Back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, 9, 741–758, 2006.

PIAIA, B. B.; ROVEDDER, A. P. M.; PROCKNOW, D.; CAMARGO, B.; GAZZOLA, M. D.; CRODA, J. P.; STEFANELLO, M. M. Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. **Ecological Engineering**, v. 157, 105991, 2020.

PILLAR, V. D.; QUADROS, F. L. F. Grassland-forest boundaries in southern Brazil. **Coenoses**, Gorizian, Italy, v. 12, n. 2/3, p. 119-126, 1997.

PLOURDE, B. T.; BOUKILI, V. K.; CHAZDON, R. L. Radial changes in wood specific gravity of tropical trees: inter- and intraspecific variation during secondary succession. **Functional Ecology**, Oxford, v. 29, p. 111-120, 2014.

PRACH, K. et al. A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 5, p. 917-923, 2019.

RAMBO, B. **A fisionomia do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Selbach, 1956. 417 p.

REID, J. L. Indicators of success should be sensitive to compositional failures: reply to Suganuma and Durigan. **Restoration Ecology**, v. 23, p. 519–520, 2015.

REIS et al. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n. 2, p. 244-250, mar./abr. 2010.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPINDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K. SOUZA, L. L. de. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, v. 1, n. 1, p. 28-36, 2003.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R.; TRENTIN, B. E. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 509-518, abr./jun. 2014.

REY BENAYAS, J. M.; NEWTON, A. C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J. M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis. **Science**, v. 325, p. 1121–1124, 2009.

REYNOLDS, J.H.; KNUTSON, M.G.; NEWMAN, K.B.; SILVERMAN, E.D.; THOMPSON, W.L. A road map for designing and implementing a biological monitoring program. **Environ. Monit. Assess.** 188. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-016-5397-x>.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 6ª ed. Rio de Janeiro; Guanabara Koogan; 2010. 503 p.

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.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**, 2 ed. Rio de Janeiro: Ambito Cultural Edições Ltda, 1997. 747p.

RODRIGUES R. R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30-year experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1242-1251, 2009.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G.; ARONSON, J.; BARRETO, T. E.; VIDAL, C. Y.; BRANCALION, P. H. S. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1605-1613, 2011.

ROVEDDER, A. P. M. Bioma Pampa: relações solo-vegetação e experiências de restauração. In: **Anais** [do] 64º Congresso Nacional de Botânica: botânica sempre viva [e] XXXIII ERBOT Encontro Regional de Botânicos MG, BA e ES. / organizadores João Renato Stelmann ... [et al.]. – Belo Horizonte : Sociedade Botânica do Brasil, 2013. 220p.

ROVEDDER, A. P. M.; OVERBECK, G.; PILLAR, V. Potencial de regeneração natural no Bioma Pampa. Ministério do Meio Ambiente, 10 p., 2018.

ROVEDDER, A. P. M.; PIAZZA, E. M.; THOMAS, P. A.; FELKER, R. M.; HUMMEL, R. B.; FARIAS, J. A. Potential medicinal use of forest species of the Deciduous Seasonal Forest from Atlantic Forest Biome, South Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 59, p. 1-11, 2016.

RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration success: how is it being measured? **Restoration Ecology**, v, 13, n, 3, p. 569-577, 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.

SCHMERA, D.; HEINO, J.; PODANI, J.; ERŐS, T.; DOLÉDEC, S. Functional diversity: A review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. **Hydrobiologia**, v. 787, p. 27–44, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2974-5>

SCHREIBER, E. S. G. et al. Adaptive management: a synthesis of current understanding and effective application. **Ecological Management & Restoration**, v. 5, n. 3, p. 177–182, 2004.

SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. 2004. Science e Policy Working Group. The SER international primer on ecological restoration. Disponível em: <http://www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp>. Acesso em: 10 de out. 2020.

SHOO, L. P. et al. Slow recovery of tropical old-field rainforest regrowth and the value and limitations of active restoration. **Conservation Biology**, v. 30, n. 1, p. 121–132, 2016.

STEVENS, R. D.; COX, S. B.; STRAUSS, R. E.; WILLIG, M. R. Patterns of functional diversity across an extensive environmental gradient: Vertebrate consumers, hidden treatments and latitudinal trends. **Ecology Letters**, v. 6, p. 1099–1108, 2003. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00541.x>

STRASSBURG, B. B. N. et al. Global priority areas for ecosystem restoration. **Nature**, p. 1–6, 2020.

SUDING, K. N. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 42, p. 465–487, 2011.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 23, p. 238–251, 2015

TEMPERTON, V.M. et al. Step back from the forest and step up to the Bonn Challenge: how a broad ecological perspective can promote successful landscape restoration. **Restoration Ecology**, v. 27, p. 705–719, 2019.

TILMAN, D. Functional diversity. In: LEVIN, S.A (ed.). **Encyclopedia of Biodiversity**, Academic Press, San Diego, 2001, p. 109-120.

TILMAN, D.; ISBELL, F.; COWLES, J. M. Biodiversity and Ecosystem Functioning. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 45, p. 471–93, 2014.

TILMAN, D.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; REICH, P.; RITCHIE, M.; SIEMANN, E. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science**, v. 277, p. 1300–1302, 1997. <https://doi.org/10.1126/science.277.5330.1300>

UNITED NATIONS. **New UN Decade on Ecosystem Restoration offers unparalleled opportunity for job creation, food security and addressing climate change**. Disponível em <<https://www.unenvironment.org/news-and-stories/press-release/new-un-decade-ecosystem-restoration-offers-unparalleled-opportunity>> Acesso em: 15/09/2020.

- VÉLEZ, E., L. CHOMENKO, W. SCHAFFER E M. MADEIRA. 2009. Um panorama sobre as iniciativas de conservação dos Campos Sulinos. P. 356-379. In: V. D. Pillar, S. C. Müller, Z. M. S. Castilhos e A. V. A. Jacques (Eds.). **Campos Sulinos, conservação e uso sustentável da biodiversidade**. MMA, Brasília, DF.
- VIANI, R. A. G. et al. Monitoring young tropical forest restoration sites: how much to measure? **Tropical Conservation Science**, v. 11, p. 1-9, 2018.
- VIANI, R. A. G.; HOLL, K. D.; PADOVEZI, A.; STRASSBURG, B. B. N.; FARAH, F. T.; GARCIA, L. C.; CHAVES, R. B.; RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S. Protocol for monitoring tropical forest restoration: perspectives from the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 10, p. 1-8, 2017.
- VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, p. 2290-2301, 2008.
- VIOLLE, C. et al. Let the concept of trait be functional. **Oikos**, v. 116, p. 882-892, 2007.
- WESTOBY, M. et al. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 33, p. 125-159, 2002.
- WORTLEY, L.; HERO, J. M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. **Restoration Ecology**, v. 21, p. 537-543, 2013.
- YARRANTON, G. A.; MORRISON, R.G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology**, v. 62, n. 2, p. 417-428, 1974.
- ZAHAWI, R. A.; HOLL, K. D.; COLE, R. J.; REID, J. L. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Journal of Applied Ecology**. v. 50, p. 88-96. 2013.

APÊNDICES

APÊNDICE A – MEMORIAL FOTOGRÁFICO



Medição da espessura da serrapilheira.



Parcela de avaliação da cobertura do solo pelo método de escala de abundância de cobertura modificada de Braun – Blanquet. (MUELLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 1974)



Densiômetro esférico convexo para obtenção da cobertura de dossel.

	<p>Plantio em núcleo em Caçapava do Sul.</p>
	<p>Aspecto do núcleo em Caçapava do Sul.</p>
	<p>Plantio em núcleo em Pantano Grande.</p>
	<p>Aspecto da cobertura de dossel em plantio em núcleo de sete anos em Pantano Grande.</p>

	<p>Plantio em núcleo de dois anos em Minas do Leão.</p>
	<p>Plantio em núcleo de dois anos em Minas do Leão.</p>
	<p>Plantio em núcleo de sete anos em Minas do Leão.</p>
	<p>Aspecto do dossel em plantio em núcleo de sete anos em Minas do Leão.</p>



Aspecto do núcleo em Minas do Leão.



Área com plantio em linha de 12 anos em Minas do Leão.



Restauração passiva há 14 anos em Minas do Leão.

APÊNDICE B – DOCUMENTO SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 3

Tabela S1 – Composição florística da regeneração natural de plantio em núcleo com sete anos em Caçapava do Sul (CS), Minas do Leão (ML) e Pantano Grande (PG), no Sul do Brasil.

Família/Espécie	FV	EE	SD	Densidade da madeira (g/cm ³)	Tamanho da semente	CS	ML	PG	Total
Anacardiaceae									
<i>Lithrea brasiliensis</i> Marchand	Árv	CL	Zoo	0,980	-	7	1	10	18
<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Árv	P	Zoo	0,413	pq	3	1		4
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Árv	P	Zoo	0,563	pq	87	27	48	162
Areceaceae									
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Palm	CL	Zoo	0,350	gd	1		13	14
Asteraceae									
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Arb	P	Ane	0,561	pq	76	74	45	195
<i>Baccharis uncinella</i> DC.	Arb	P	Ane	0,561	pq	1			1
<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	Árv	CL	Ane		pq	1			1
<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G Sancho	Árv	P	Ane	0,760	pq		1		1
Boraginaceae									
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottshling & J.E.Mill.	Árv	CL	Ane	0,688	pq		1	4	5
Ebenaceae									
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	Árv	P	Zoo	0,830	gd	2			2
Erythroxylaceae									
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	Árv	P	Zoo	0,810	md	1		24	25
Escalloniaceae									
<i>Escallonia bifida</i> Link & Otto	Arb	P	Ane	0,542	pq		1		1
Euphorbiaceae									
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	Árv	CL	Aut	0,637	pq	2		1	3

Família/Espécie	FV	EE	SD	Densidade da madeira (g/cm ³)	Tamanho da semente	CS	ML	PG	Total
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Arv	P	Zoo	0,333	pq		2		2
Fabaceae									
<i>Inga marginata</i> Willd.	Árv	P	Zoo	0,552	md	3		11	14
<i>Myrcarpus frondosus</i> Allemão	Árv	P	Ane	0,840	-			2	2
Lauraceae									
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Árv	P	Zoo	0,410	md			1	1
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	Árv	CL	Zoo	0,650	pq	1	1	1	3
Melastomataceae									
<i>Leandra australis</i> (Cham.) Cogn.	Arb	P	Zoo				1		1
<i>Miconia hyemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin ex Naudin	Arb	P	Zoo	0,532	pq	8		12	20
Moraceae									
<i>Morus nigra</i> L.	Ex						1		1
Myrtaceae									
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Árv	CL	Zoo	0,744	pq	9		10	19
<i>Calyptranthes concinna</i> DC.	Árv	CS	Zoo	0,770	md		6	10	16
<i>Campomanesia aurea</i> O.Berg	Arb	P	Zoo	0,839	md		3	3	6
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg.	Árv	CS	Zoo	0,839	md			1	1
<i>Eucalyptus</i> sp.	Ex						1		1
<i>Eugenia dimorpha</i> O.Berg	Árv	P	Zoo	0,817	-		1		1
<i>Eugenia hamiltonii</i> (Mattos) Mattos	Árv		Zoo	0,817	-	1			1
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	Árv	CL	Zoo	0,699	md		1	4	5
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Árv	CS	Zoo	0,828	gd	6	23	5	34
<i>Myrceugenia myrtoides</i> O. Berg	Árv	P	Zoo	0,640	pq	20		2	22
<i>Myrcia palustris</i> DC.	Árv	CS	Zoo	0,845	pq	8			8
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Árv	P	Zoo	1,120	pq			10	10
<i>Psidium salutare</i> (Kunth) O.Berg	Anã		Zoo	0,969	-	2		24	26
Primulaceae									

Família/Espécie	FV	EE	SD	Densidade da madeira (g/cm ³)	Tamanho da semente	CS	ML	PG	Total
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	Árv	P	Zoo	0,594	-	7		1	8
<i>Myrsine parvula</i> (Mez) Otegui	Árv	CS	Zoo	0,594	pq		1		1
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Árv	CL	Zoo	0,600	pq	14	2		16
Rosaceae									
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Árv	CL	Zoo	0,756	md		9		9
Rubiaceae									
<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schultdl.	Árv	CL	Zoo	0,580	md	1	1		2
<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. & Schltldl.	Arb	CL	Zoo	0,730	md		4		4
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Arb	CS	Zoo	0,480	pq		3		3
Rutaceae									
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Árv	CL	Zoo	0,797	pq	2	7	9	18
Salicaceae									
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Árv	CL	Zoo	0,800	pq	3	52	7	62
Sapindaceae									
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	Árv	CL	Zoo	0,651	md	1	6	1	8
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Árv	CL	Zoo	0,633	md			1	1
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	Arb	P	Ane		pq	4		1	5
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Árv	CS	Zoo	0,620	md		2	12	14
Sapotaceae									
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Árv	P	Zoo	0,704	gd	2	1		3
Solanaceae									
<i>Cestrum strigillatum</i> Ruiz & Pav.	Arb	CS	Zoo	0,510	-		3	1	4
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Árv	P	Zoo	0,493	pq	11		1	12
<i>Solanum</i> sp.	Arb	P	Zoo	0,493	-		1		1
Symplocaceae									
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	Árv	CL	Zoo		md		1	7	8
Thymelaeaceae									

Família/Espécie	FV	EE	SD	Densidade da madeira (g/cm ³)	Tamanho da semente	CS	ML	PG	Total
<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	Árv	CS	Zoo	0,520	pq	4		1	5
Verbenaceae									
<i>Citharexylum montevidense</i> (Spreng.) Moldenke	Árv	P	Zoo		md	4	1		5
Total Geral						292	240	283	815

Em que: FV=Forma de vida; Árv=árvore; Arb=Arbusto; Palm=Palmeira; EE=Estratégia ecológica; P=Pioneira; CL=Clímax dependente de luz; CS=Clímax tolerante à sombra; SD=Síndrome de dispersão; Zoo=Zoocórica; Ane=Anemocórica; pq=pequena; md=média; gd=grande;

Fonte: Autora.

Tabela S2 – Composição florística do plantio em núcleo em Caçapava do Sul (CS), Pantano Grande (PG) e Minas do Leão (ML), no sul do Brasil.

Área	Espécie	D_Zoo	D	N	DAP (cm)	G (cm ³)	H (m)	AC (m ²)
CS	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	1	0	7	8,30	0,0021	2,1	3,51
CS	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	0	2	4,60	0,0012	3,1	2,22
CS	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	0	1	1	12,74	0,0032	3,5	4,52
CS	<i>Citharexylum montevidense</i> (Spreng.) Moldenke	1	1	2	1,59	0,0004	2,2	2,42
CS	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottshling & J.E.Mill.	0	1	9	5,19	0,0013	1,8	1,43
CS	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	0	1	6	12,63	0,0032	6,0	22,35
CS	<i>Eugenia uniflora</i> L.	1	0	5	1,91	0,0005	1,6	2,89
CS	<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	0	1	1	2,20	0,0006	1,8	2,12
CS	<i>Helietta apiculata</i> Benth.	0	0	1	5,41	0,0014	1,9	1,09
CS	<i>Inga vera</i> Willd.	1	0	1	3,82	0,0010	3,0	14,18
CS	<i>Lithrea brasiliensis</i> Marchand	1	0	2	12,35	0,0031	2,3	6,43
CS	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	0	1	10	3,93	0,0010	2,8	6,33
CS	<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	1	0	1	7,00	0,0018	1,1	1,21
CS	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	1	0	4	4,14	0,0010	2,1	4,38
CS	<i>Schinus molle</i> L.	1	0	1	9,55	0,0024	2,4	3,77
CS	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	1	0	19	6,88	0,0017	3,4	13,28
CS	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	1	1	4	3,03	0,0008	1,8	1,87
ML	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	1	1	1	5,73	0,0014	3,4	5,07
ML	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	0	11	5,48	0,0014	3,1	7,46
ML	<i>Citharexylum montevidense</i> (Spreng.) Moldenke	1	1	2	2,39	0,0006	2,9	5,54
ML	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottshling & J.E.Mill.	0	1	4	2,34	0,0006	2,2	3,53
ML	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	0	1	30	10,41	0,0026	3,6	12,42
ML	<i>Eugenia uniflora</i> L.	1	0	2	3,50	0,0009	2,6	6,17
ML	<i>Inga vera</i> Willd.	1	0	1	7,64	0,0019	6,0	30,16
ML	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	0	1	4	6,05	0,0015	3,4	9,32

Área	Espécie	D_Zoo	D	N	DAP (cm)	G (cm ³)	H (m)	AC (m ²)
ML	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	1	0	2	1,43	0,0004	1,8	1,51
ML	<i>Schinus molle</i> L.	1	0	1	4,14	0,0010	3,0	6,60
ML	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	1	0	6	5,89	0,0015	3,1	9,06
ML	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1	1	3	8,60	0,0021	3,8	9,82
PG	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	1	0	5	4,84	0,0012	2,3	4,00
PG	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	0	7	4,91	0,0012	2,7	13,70
PG	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	0	1	3	12,42	0,0031	3,9	8,89
PG	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottshling & J.E.Mill.	0	1	7	2,68	0,0007	1,8	3,29
PG	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	1	0	3	11,89	0,0030	3,3	13,58
PG	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	0	1	1	6,69	0,0017	3,4	9,24
PG	<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	1	0	5	4,14	0,0010	2,5	5,11
PG	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	1	0	1	2,55	0,0006	1,7	1,77
PG	<i>Eugenia uniflora</i> L.	1	0	3	2,65	0,0007	2,2	2,31
PG	<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	0	1	9	4,46	0,0011	2,4	3,12
PG	<i>Inga marginata</i> Willd.	1	0	8	11,03	0,0028	4,2	47,75
PG	<i>Lithrea brasiliensis</i> Marchand	1	0	1	2,23	0,0006	2,0	2,95
PG	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	0	1	1	3,82	0,0010	2,0	9,62
PG	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	0	1	2	1,27	0,0003	1,8	2,31
PG	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	1	1	2	2,07	0,0005	2,3	3,35
PG	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	0	1	3	1,06	0,0003	1,4	0,33
PG	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	1	0	5	2,29	0,0006	2,1	2,57
PG	<i>Schinus molle</i> L.	1	0	1	3,82	0,0010	2,0	2,42
PG	<i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera	1	0	1	4,78	0,0012	2,5	9,90
PG	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	1	0	12	8,78	0,0022	3,6	25,48
PG	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	1	1	1	2,55	0,0006	2,0	2,00
PG	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1	1	2	3,34	0,0008	2,2	1,81

Em que: D_Zoo=Dispersão zoocórica; D=Deciduidade foliar; N=Número de indivíduos avaliados; G=Área basal; H=Altura; AC= Área de copa.

Fonte: Autora.

APÊNDICE C – DOCUMENTO SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 4

Tabela S1 – Composição florística da regeneração natural e do estrato superior de plantio em linha (PL), restauração passiva (RP), plantio em núcleo de sete anos (N7) e dois anos (N2) no sul do Brasil.

Família/Espécie	FV	SD	EE	Regeneração natural				Superior	
				PL	RP	N7	N2	PL	RP
Anacardiaceae									
<i>Lithrea brasiliensis</i> Marchand	arv	zoo	CL		30	1			2
<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	arv	zoo	P			1			
<i>Schinus molle</i> L.	arv	zoo	P	3				2	
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	arv	zoo	P	27	16	16	1	7	1
Aquifoliaceae									
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	arv	zoo	CL						1
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	arv	zoo	P	2	2				
Arecaceae									
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	palm	zoo	CL	1	3				
Asteraceae									
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	arb	ane	P	30	19	18	213		
<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	arb	ane	P	1					
<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G Sancho	arv	ane	P		3	1			
Boraginaceae									
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	arv	zoo	CL		1				
Euphorbiaceae									
<i>Croton calyciglandulosus</i> Allem	arb			1					
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	arv	aut	CL		17				3
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	arv	zoo	P	1		1	1		
<i>Gymnanthes serrata</i> (Klotzch) Müll.Arg.	arv	aut	P				1		

Família/Espécie	FV	SD	EE	Regeneração natural				Superior	
				PL	RP	N7	N2	PL	RP
<i>Piper</i> sp.	arb	zoo	CS		1				
Primulaceae									
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	arv	zoo	P	10					1
<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	arv	zoo	P	6	139	1			6
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	arv	zoo	P	5	5				1
Rosaceae									
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	arv	zoo	P	4	12	9			
Rubiaceae									
<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schultdl.	arv	zoo	CL				1		
<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. & Schltldl.	arb	zoo	CL				4		
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	arb	zoo	CS	6	48	3			
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltldl.	arb	zoo	CS		5				
<i>Psychotria</i> sp.	arb	zoo	CS		1				
Rutaceae									
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	arv	zoo	CL	4	4	3	1	1	2
Salicaceae									
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	arv	zoo	CL	5	7	38	1	1	1
Sapindaceae									
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	arv	zoo	CL		2	5	1		
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	arv	zoo	CL		2		1	1	5
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	arb	ane	CL		2				
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	arv	zoo	CS		5	2			
Sapotaceae									
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	arv	zoo	P	1	1				1
Solanaceae									
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	arv	zoo	P				2		

Família/Espécie	FV	SD	EE	Regeneração natural				Superior	
				PL	RP	N7	N2	PL	RP
Symplocaceae									
<i>Symplocos tetrandra</i> (Mart.) Miq.	arv	zoo	P	3	1				
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	arv	zoo	P	11	8			1	14
Thymelaeaceae									
<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	arv	zoo	CS	2	3				
Verbenaceae									
<i>Aloysia gratissima</i> (Gillies & Hook.) Tronc.	arb	ane	CL	1					

Em que: FV=Forma de vida; arv=árvore; arb=arbusto; palm=palmeira; SD=Síndrome de dispersão; zoo=zoocórica; ane=anemocórica; aut=autocórica; EE=Estratégia ecológica; P=pioneira; CL=Clímax dependente de luz; CS=Clímax tolerante à sombra.

Fonte: Autora.