

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

Djoney Procknow

**MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM MATAS
CILIARES DO BIOMA PAMPA**

Santa Maria, RS
2023

Djoney Procknow

**MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM MATAS CILIARES
DO BIOMA PAMPA**

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

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

Santa Maria, RS
2023

FICHA CATALOGRÁFICA

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

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001.

Procknow, Djoney
Monitoramento da restauração ecológica em matas
ciliares do bioma Pampa / Djoney Procknow.- 2023.
75 p.; 30 cm

Orientadora: Ana Paula Moreira Rovedder
Coorientadora: Márcia d'Avila
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Engenharia Agrícola, RS, 2023

1. Área de Preservação Permanente 2. Plantio em Núcleo
3. Indicadores Ecológicos I. Moreira Rovedder, Ana Paula
II. d'Avila, Márcia III. Título.

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

Declaro, DJONEY PROCKNOW, para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Tese) foi por mim elaborada e que as informações necessárias objeto de consulta em literatura e outras fontes estão devidamente referenciadas. Declaro, ainda, que este trabalho ou parte dele não foi apresentado anteriormente para obtenção de qualquer outro grau acadêmico, estando ciente de que a inveracidade da presente declaração poderá resultar na anulação da titulação pela Universidade, entre outras consequências legais.

Djoney Procknow

**MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM MATAS CILIARES
DO BIOMA PAMPA**

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

Aprovado em 25 de janeiro de 2023.

Ana Paula M. Rovedder, Dra. (UFSM)
(Presidente/Orientadora – por videoconferência)

Ana Claudia Bentancor Araujo, Dra. (IFFar/Alegrete)
(por videoconferência)

Cristina Gouvêa Redin, Dra. (Grupo BE)
(por videoconferência)

Fabiane Granzotto, Dra.
(por videoconferência)

Liliana Essi, Dra. (UFSM)
(por videoconferência)

Santa Maria, RS
2023

Dedico

À vida em que tudo pulsa, respira e sobrevive.

À vida com suas diversas trajetórias, caminhos e destinos.

À vida que nos ensina constantemente.

À vida que torna os sonhos realidade.

À beleza da vida, pois sempre existirá, mesmo que escondida!

Dedico à VIDA!

AGRADECIMENTOS

Inicialmente, agradeço à vida, pelas inúmeras possibilidades, caminhos e destinos que até o presente momento percorri. Conjugado a isso, agradeço a uma força superior espiritual que rege, sustenta, acolhe e quando necessário mostra o melhor caminho. Obrigado!

À minha família, aos meus pais, Julio César Prass Procknow e a minha mãe Juliane Janice Eickstaedt por todo carinho e apoio durante todos esses anos de estudo. Ao meu irmão, Mikael Procknow pelo apoio e parceria. Ao meu sobrinho, João Miguel de Freitas Procknow. Vocês são essenciais, amo vocês! Aos meus avós maternos Nelcinda Eickstaedt e Norberto Eickstaedt e a minha avó paterna, Claci Prass Procknow, pelo apoio e sustento ancestral que possuem. Amo vocês! À minha tia, Tânia Procknow por todo apoio. Às minhas primas, Karine Kunz e Brenda Procknow pelo companheirismo de anos.

Aos amigos da vida, agradeço a todos. Em especial, Aline Tiemann e Bruna Luisa Neyhaus por todo apoio, sustento, companheirismo e amizade ao longo destes anos. Tenho a plena convicção que o caminhar foi mais leve com vocês. Que o nosso elo de amizade nunca se quebre, e sim, se fortaleça cada vez mais. Agradeço a vida por ter proporcionado esse “reencontro”, gerando apenas uma única conexão! Obrigado por tudo! Eu amo vocês!

À minha amiga do coração, Ângela Moraes, pela amizade e apoio quando necessário, gratidão! Ao Paulo Silva, pelos anos de amizade e companheirismo, obrigado! Aos amigos que Santa Maria/RS me proporcionou, Maurício Stangarlin, Guilherme Fockink, Jaqueline Dreyer, Marcela Kamphorst e Maureen Stefanello, pela parceria e auxílio quando necessário. À Jéssica Puhl Croda por todo carinho, amizade e ajuda. Obrigado por tudo, foste essencial em todo o caminhar, durante estes onze anos de trajetória acadêmica. Amo você! À Denise Gazzana pela amizade construída durante todos esses anos e pelo companheirismo “familiar” que criamos morando juntos. Obrigado por tudo! À Betina Camargo por ser essa amiga que está sempre disposta em ajudar. Obrigado!

Aos colegas do Núcleo de Estudos e Pesquisas em Recuperação de Áreas Degradadas (NEPRADE) por todos esses anos de ajuda, debate e companheirismo. Aprendi muito com todo o grupo! O presente trabalho é oriundo de um grupo forte e unido. Em especial, agradeço a minha amiga e parceira de projeto Bruna Balestrin Piaia, por toda ajuda e troca de experiência. Aprendi muito contigo. Gratidão!

À minha orientadora, professora Dra. Ana Paula Moreira Rovedder, agradeço por todo acolhimento e ensinamento durante os seis anos em que estive me orientando. Em especial, por

este trabalho. Esta tese, também é fruto de sua dedicação. Obrigado por muitas das vezes, se posicionar como amiga. Gratidão!

À Universidade Federal de Santa Maria e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola pela estrutura oferecida e pela oportunidade de estudo gratuito e de qualidade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

À empresa CMPC Brasil pela parceria ao longo dos anos com o projeto “Indicadores para o monitoramento da restauração ecológica” e pela concessão das áreas para pesquisa.

À banca examinadora, pela disponibilidade em fazer parte da defesa de tese e pelas contribuições para a melhoria do trabalho.

Por fim, deixo aqui registrado os meus agradecimentos a todos e a todas que estiveram ao meu lado durante todos esses anos e, que contribuíram de alguma forma para tornar esta tese possível.

GRATIDÃO!

*“Cada pessoa é aquilo que crê,
Fala o que gosta,
Retém o que procura,
Ensina o que aprende,
Tem o que dá e
Vale o que faz”.*

(FRANCISCO CÂNDIDO XAVIER, 1996)

RESUMO

MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM MATAS CILIARES DO BIOMA PAMPA

AUTOR: Djoney Procknow

ORIENTADORA: Prof^ª. Dra. Ana Paula Moreira Rovedder

O bioma Pampa apresenta uma carência de pesquisas no âmbito da restauração ecológica, principalmente no monitoramento de estratégias. A técnica de plantio em núcleos visa acelerar o processo de restauração em áreas degradadas. Apenas a implantação das estratégias não é o suficiente, é necessário verificar se os objetivos estão sendo atendidos por meio de avaliações periódicas na etapa do monitoramento. O objetivo geral do presente estudo é avaliar por meio de indicadores ecológicos a progressão da restauração ecológica por plantio em núcleos em Área de Preservação Permanente de mata ciliar no bioma Pampa, sul do Brasil. A presente tese está estruturada em forma de capítulos. No capítulo 1, foi avaliado ao longo do tempo indicadores ecológicos de composição (riqueza, abundância e diversidade), estrutura (espessura da serapilheira, cobertura de dossel, cobertura de solo e área do núcleo) e função (síndrome de dispersão) para verificar a progressão da técnica de plantio em núcleo. Variáveis dendrométricas (altura, diâmetro a altura do peito, área do núcleo e área de copa) foram mensuradas para avaliar o desenvolvimento das árvores plantadas nos núcleos. As avaliações ocorreram em duas áreas, uma sob restauração ativa (plantio em núcleo) e a outra sob restauração passiva. As áreas apresentaram diferença na composição florística, nas variáveis dendrométricas e nos indicadores ecológicos entre os monitoramentos. Os indicadores ecológicos de estrutura (cobertura de dossel, cobertura de solo por serapilheira e por arbóreas) e de função (síndrome de dispersão biótica) foram estatisticamente maiores no segundo monitoramento na área sob restauração ativa. Na área sob restauração passiva, os indicadores de estrutura (espessura da serapilheira e cobertura do solo por serapilheira e arbóreas) e de função (síndrome de dispersão biótica) também foram estatisticamente maiores no segundo monitoramento. O objetivo do capítulo 2, foi avaliar por meio de indicadores ecológicos (idem ao capítulo 1), após dez anos de implantação, a eficácia da técnica de plantio em núcleo. Assim como o capítulo 1, as avaliações ocorreram em duas áreas. Na área sob plantio em núcleo, foram avaliadas parcelas intra-núcleo (dentro do núcleo) e entre-núcleo (fora do núcleo). Houve diferença significativa entre a restauração passiva, intra-núcleo e entre-núcleo para os indicadores avaliados. As maiores médias foram intra-núcleo, seguido por entre-núcleo e restauração passiva. Os resultados gerados nesta tese, demonstram que a estratégia de plantio em núcleo é eficaz para a restauração na área de estudo. Os núcleos estão em pleno desenvolvimento, auxiliando a trajetória sucessional e acelerando a restauração. A área sob restauração passiva está em processo inicial de sucessão ecológica, contudo, apresenta indício de modificações. Recomenda-se o monitoramento ao longo do tempo, para que se tenha uma maior compreensão da dinâmica da sucessão ecológica em áreas restaurativas no bioma Pampa.

Palavras-chave: Área de Preservação Permanente. Plantio em Núcleo. Indicadores Ecológicos.

ABSTRACT

MONITORING OF ECOLOGICAL RESTORATION IN RIPARIAN FORESTS OF THE PAMPA BIOME

AUTHOR: Djoney Procknow

ADVISOR: Ana Paula Moreira Rovedder

The Pampa biome has a lack of research in the ecological restoration field, especially in monitoring strategies. The applied nucleation aims to accelerate the restoration process in degraded areas. Just implementing the strategies is not enough, it is necessary to verify that the objectives are being met through periodic evaluations in the monitoring stage. The general objective of the present study is to evaluate, through ecological indicators, the progression of ecological restoration by applied nucleation in a Permanent Preservation Area of riparian forest in the Pampa biome, southern Brazil. This thesis is structured in chapters format. In chapter 1, ecological indicators of composition (richness, abundance and diversity), structure (leaf litter depth, canopy cover, soil cover and nucleus area) and function (dispersion syndrome) were evaluated over time to verify the applied nucleation progression. Dendrometric variables (height, diameter at the breast height, nucleus area and crown area) were measured to evaluate the development of trees planted in the nuclei. The assessments occurred in two areas, one under active restoration by applied nucleation and the other one under passive restoration. The areas showed differences in floristic composition, dendrometric variables and ecological indicators between the monitorings. The ecological indicators of structure (canopy cover, soil cover by litter and by trees) and function (biotic dispersion syndrome) were statistically higher in the second monitoring in the area under active restoration. In the area under passive restoration, the indicators of structure (leaf litter depth and soil cover by litter and trees) and function (biotic dispersion syndrome) were also statistically higher in the second monitoring. The objective of chapter 2 was to evaluate, through ecological indicators (idem to chapter 1), after ten years of implantation, the effectiveness of the applied nucleation. As with Chapter 1, the assessment was carried out in two areas. In the area under applied nucleation, the plots were evaluated in intra-nuclei (inside the nuclei) and inter-nuclei (outside the nuclei). There was a significant difference between passive restoration, intra-nuclei and inter-nuclei for the evaluated indicators. The highest averages were to intra-nuclei, followed by inter-nuclei and passive restoration. The results provide in this thesis demonstrate that applied nucleation is effective for restoration in the study area. The nuclei are in full development, helping the successional trajectory and accelerating the restoration. The area under passive restoration is in the initial process of ecological succession, however, it presents evidence of modifications. Monitoring over time is recommended in order to have a better understanding of the dynamics of ecological succession in restorative areas in the Pampa biome.

Keywords: Permanent Preservation Area. Applied Nucleation. Ecological Indicators.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	OBJETIVOS	15
2.1	OBJETIVO GERAL	15
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
3	REFERENCIAL TEÓRICO	16
3.1	BIOMA PAMPA	16
3.2	RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	17
3.2.1	Técnicas de nucleação	19
3.3	MONITORAMENTO E INDICADORES ECOLÓGICOS	20
4	CAPÍTULO 1	23
5	CAPÍTULO 2	43
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	62
	REFERÊNCIAS	64
	APÊNDICE A	68
	APÊNDICE B	71
	APÊNDICE C	72
	APÊNDICE D	74
	APÊNDICE E	75

1 INTRODUÇÃO

A restauração ecológica trata-se de uma atividade intencional que inicia ou acelera a recuperação do ecossistema (ROSENFELD e MULLER, 2020). Ela tem o potencial de reconstruir a cobertura vegetal de áreas degradadas e de áreas que conectam ecossistemas naturais, contribuindo para a melhoria das funções e dos processos ecológicos e, conseqüentemente, com a provisão de serviços ecossistêmicos (OVERBECK et al., 2016).

O bioma Pampa possui uma carência de estudos no âmbito da restauração ecológica, tanto para campo, quanto para florestas ciliares. Florestas ciliares ou matas ciliares, são formações florestais ocorrentes nas margens dos cursos d'água (RODRIGUES, 2000). Uma vasta nomenclatura é usada para expressar a vegetação que ocorre às margens de corpos d'água (floresta ripária, florestas ribeirinhas, matas de galeria, entre outras) (PINHEIRO e SOUZA, 2022). Contudo, nesse estudo, optou-se pela utilização do termo mata ciliar. No Pampa, matas ciliares distribuem-se ao longo das margens de rios e córregos associadas a rede de drenagem (BENCKE et al., 2016). Perante a legislação ambiental brasileira, são consideradas Áreas de Preservação Permanente (APP) e possuem a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de flora e fauna, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012).

O Pampa possui uma paisagem desenhada por mosaicos de campos, com predomínio de plantas herbáceas, formações arbustivas, entremeadas por florestas, que se encontram ao longo das margens de rios, encostas declivosas e áreas de afloramentos rochosos (GRANZOTTO et al., 2021). Neste bioma, grandes áreas abertas, originalmente cobertas por vegetação nativa, encontram-se degradadas, seja por sobrepastejo, abandono do manejo pastoril, entrada de espécies invasoras, ou conversão para silvicultura ou lavoura e posterior abandono (VIEIRA e OVERBECK, 2015). Estima-se que nos últimos 37 anos, o bioma perdeu 29,5% da vegetação nativa, equivalente a 3,4 milhões de hectares (PROJETO MAPBIOMAS, 2022). No período de 2020 para 2021, a área desmatada no Pampa foi de 2.426 hectares, sendo 39,8% em formações florestais (RAD, 2022).

A restauração ecológica é um componente importante para a recomposição da vegetação natural em áreas degradadas. Aliadas a isso, técnicas são utilizadas para acelerar o processo de restauração de um ecossistema ou evitar a extinção de espécies de animais e vegetais de um ambiente (PINA-RODRIGUES e AOKI, 2014). Entre as técnicas, o plantio em núcleos vem ganhando espaço na restauração ecológica. A técnica consiste no estabelecimento de pequenas manchas/núcleos de árvores para servir como áreas focais de restauração e utiliza o princípio

da colonização de paisagens não florestadas por vegetação lenhosa para restaurar a cobertura florestal e promover a sucessão ecológica (CORBIN e HOLL, 2012).

Apenas a implantação das estratégias não garante a restauração da área, é necessário verificar se os objetivos estão sendo atendidos por meio de avaliações periódicas na etapa do monitoramento (PIAIA et al., 2021). As avaliações e o monitoramento são fundamentais para redefinir a trajetória ambiental da área em processo de restauração no caso dela apresentar-se em declínio ou com evidências de baixo potencial de sustentabilidade futura, evitando que todo o tempo e recurso investidos para a recuperação dessa área sejam desperdiçados em curto prazo (BRANCALION, 2015).

Para ocorrer as avaliações no monitoramento é necessário ferramentas, as quais são denominadas tecnicamente de indicadores ecológicos (DURIGAN et al., 2011). Estes, devem capturar a complexidade do ecossistema, enquanto permanecem simples o suficiente para serem monitorados de forma fácil e rotineira (DALE e BEYELER, 2001). Os indicadores são necessários para avaliar se os objetivos do projeto de restauração estão sendo alcançados (BRANCALION e HOLL, 2016). Diferentes indicadores são utilizados nas diferentes fases de maturação do projeto de restauração (BRANCALION et al., 2015).

É facilmente encontrado na literatura científica uma vasta gama de indicadores ecológicos utilizados em diversos ambientes degradados. Entretanto, a utilização de bons indicadores, continua sendo um desafio na avaliação dos resultados das intervenções de restauração (SUDING, 2011). A qualidade do monitoramento será impulsionada pela seleção de indicadores ecológicos (GATICA-SAAVEDRA et al., 2017), que estão ligados diretamente com os resultados e o sucesso (ou não) das estratégias restaurativas. Os indicadores ecológicos devem ser adaptados especificamente ao tipo de ecossistema que está sendo restaurado e devem ser monitorados frequentemente (GATICA-SAAVEDRA et al., 2017).

Poucas são as informações sobre projetos de restauração no bioma Pampa, principalmente na fase do monitoramento com a utilização de indicadores ecológicos eficazes na avaliação de projetos. Essa fase é importante para averiguar o cenário atual da área sob restauração, se a estratégia implantada é eficiente ou se é necessário interferências de manejo e quais os indicadores mais adequados para apontar o sucesso ou o insucesso de projetos. Diante disso, a presente pesquisa procurou entender todos esses tópicos, avaliando e elucidando o atual cenário de um projeto de restauração sob a implantação da estratégia de plantio em núcleos em Área de Preservação Permanente de mata ciliar no bioma Pampa.

O documento de tese de doutorado apresenta inicialmente os objetivos, posteriormente um referencial teórico dos principais temas relacionados ao trabalho. Na sequência, são

apresentados dois capítulos na forma de artigos científicos. O primeiro capítulo avalia o monitoramento temporal da técnica de plantio em núcleos no bioma Pampa, Sul do Brasil. O segundo capítulo avalia após dez anos de implantação a eficiência da técnica de plantio em núcleo, também no bioma Pampa, Sul do Brasil, o qual foi aceito para publicação na revista científica *Forest Ecology and Management*. E, por último, é apresentado as considerações finais com aspectos relevantes do trabalho da tese de doutorado.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar por meio de indicadores ecológicos a progressão da restauração ecológica por plantio em núcleos em Área de Preservação Permanente de mata ciliar no bioma Pampa, sul do Brasil.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar por meio de indicadores ecológicos de composição, estrutura e função a progressão da técnica de plantio em núcleo em Área de Preservação Permanente de mata ciliar no Pampa, sul do Brasil.
- Avaliar por meio de indicadores ecológicos, após dez anos de implantação, a eficácia da técnica de plantio em núcleo em Área de Preservação Permanente de mata ciliar no bioma Pampa;
- Analisar por meio de variáveis dendrométricas o desenvolvimento das árvores plantadas na estratégia de plantio em núcleos em Área de Preservação Permanente de mata ciliar no bioma Pampa, sul do Brasil.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 BIOMA PAMPA

O bioma Pampa possui uma extensa região natural com mais de 750 mil km², abrangendo quatro países, Uruguai, centro-leste da Argentina, extremo sudeste do Paraguai e a metade sul do Brasil (BENCKE et al., 2016). No Brasil, está restrito ao estado do Rio Grande do Sul, com extensão territorial de aproximadamente 193.836 mil km², representando 68,8% do território estadual e aproximadamente, 2,3% do território nacional (IBGE, 2019).

Apenas no ano de 2004, o Pampa foi oficialmente reconhecido como bioma. Esse reconhecimento contribuiu fortemente para a conservação do rico patrimônio natural e cultural da região. No âmbito da legislação, destacou a importância, a singularidade e as potencialidades desse ambiente campestre único no mundo (BENCKE et al., 2016).

A vegetação do Pampa é formada por distintas fisionomias, com diferentes composições florísticas, principalmente influenciadas por características geomorfológicas, além das climáticas e relacionadas ao manejo e uso do solo (OVERBECK et al., 2015). O campo dominado por gramíneas é o mais representativo (BOLDRINI, 2009), são plantas adaptadas perfeitamente às condições da região, formando um complexo sistema de campos naturais, e a maioria destas plantas são consideradas perenes (BOLDRINI et al., 2015; BENCKE et al., 2016). A vegetação florestal, limita-se a formar uma moldura ao longo dos cursos d'água, em áreas de relevo mais acidentado ou áreas de afloramentos rochosos (BENCKE et al., 2016; GRANZOTTO et al., 2021), entretanto, essa vegetação não domina a paisagem (OVERBECK et al., 2015).

Uma vegetação em forma de mosaico campo-floresta, que ainda apresenta um certo aspecto natural, pode ser encontrada em algumas regiões do Pampa (BEHLING, 2009). A ocorrência de florestas em forma contínua na paisagem está restrita às regiões geomorfológicas da Serra do Sudeste e da Depressão Central no estado do Rio Grande do Sul (GUARINO et al., 2018). Um equilíbrio dinâmico é estabelecido entre as florestas e as formações arbustivas, gerando mosaicos vegetacionais em uma região de relevo irregular (BENCKE et al., 2016).

A vegetação florestal, é formada por um prolongamento da Mata Atlântica, que no passado era recoberta pela Floresta Estacional Semidecidual, entretanto, hoje, profundamente descaracterizada e fragmentada. As florestas ciliares que se distribuem ao longo das margens de rios e córregos, são testemunhas do avanço de florestas sobre os campos do Pampa. Esses

ambientes permitem que espécies florestais adentrem as paisagens eminentemente abertas do bioma, incrementando a biodiversidade regional (BENCKE, 2016).

O Relatório Anual do Desmatamento (RAD, 2022) do Brasil, relativo ao ano de 2021, apresenta dados significativos de desmatamento da vegetação do Pampa, evidenciando um alerta ao bioma. Segundo o relatório, 39,8% das áreas desmatadas são formações florestais e 59,3% formações campestres, concentrando a maior parte em áreas privadas. De 1985 a 2020, 44,1% da vegetação nativa do Pampa foi suprimida para uso antrópico (MAPBIOMAS, 2022). A expansão da agricultura e da silvicultura, a exploração de recursos minerais, o extrativismo predatório, a introdução de espécies exóticas invasoras, a ocupação de áreas de preservação permanente (APPs) e o próprio processo de urbanização, são ameaças graves às condições ambientais dos espaços naturais do Pampa (CHOMENKO, 2016).

Considerando as taxas de perda dos ecossistemas naturais, a recuperação de áreas degradadas é de grande importância para a conservação da biodiversidade no Pampa (OVERBECK et al., 2015). O bioma possui uma carência de pesquisas no âmbito da restauração, tanto da vegetação campestre, quanto da vegetação florestal. Dessa forma, são necessárias atividades de pesquisas e de monitoramento dos processos determinantes da regeneração natural e do sucesso dos projetos de recuperação e restauração nas fisionomias campestres e florestais deste bioma (ROVEDDER et al., 2018).

3.2 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

A restauração ecológica tem o propósito de restabelecer condições abióticas e características bióticas em áreas degradadas. É uma atividade intencional que inicia ou acelera a recuperação do ecossistema no que diz respeito aos processos funcionais, composição de espécies, estrutura da comunidade e resistência/resiliência a distúrbios (ROSENFELD e MULLER, 2020). Deve ter como objetivo geral o restabelecimento de comunidades ricas em espécies nativas e com potencial de perpetuação a médio e longo prazo (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2015). A principal finalidade, é o restabelecimento das características do ecossistema (como por exemplo, biodiversidade e função ecológica), que prevaleciam antes da degradação (REY BENAYAS et al., 2009).

A definição de maior consenso de restauração ecológica é a da *Society for Ecological Restoration*, que define:

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).

No Brasil, o decreto federal nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017 define restauração ecológica como, intervenção humana intencional em ecossistemas alterados ou degradados para desencadear, facilitar ou acelerar o processo natural de sucessão ecológica (BRASIL, 2017). Assim, deve visar o estabelecimento dos processos ecológicos (funções do ecossistema) e o aumento na diversidade de organismos (estrutura), conferindo uma maior estabilidade aos ambientes degradados (MORAES et al., 2010).

A restauração ecológica está em um período de crescimento, vem se tornando o foco principal da gestão de recursos naturais (SUDING, 2011). Atualmente, parece não ser suficiente proteger o que resta das comunidades naturais ou esperar pela regeneração natural do que já foi degradado. É preciso também reconstruir o que se degradou (WWF-BRASIL, 2017). Recentemente, a Organização das Nações Unidas (ONU), juntamente com a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), declarou o período de 2021 – 2030 como “A Década da ONU da Restauração de Ecossistemas”, com o objetivo de estimular a restauração.

É necessário planejar a restauração ecológica, e esse processo compreende uma série de atividades intimamente relacionadas e interdependentes, que vão desde a definição do objetivo do trabalho à implantação de ações de manejo indicadas pelo monitoramento. Vale ressaltar, a importância da definição do objetivo da restauração, onde, todas as atividades subsequentes serão baseadas e conduzidas (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2015).

Espera-se que o ecossistema em restauração, consiga restabelecer trajetórias sucessionais inerentes ao seu tipo (florestal, campestre, etc.), após um certo período de intervenções humanas (ações de restauração) (ROSENFELD e MULLER, 2020). Uma variedade de ações (técnicas/estratégias) de restauração é projetada especificamente para imitar os processos sucessionais naturais ou influenciar caminhos potenciais (CORBIN et al., 2016). Técnicas de nucleação foram desenvolvidas com o objetivo de promover condutores ecológicos, aumentando a probabilidade de formação de diversas alternativas de rotas de sucessão (REIS; BECHARA; TRES, 2010).

3.2.1 Técnicas de nucleação

As técnicas de nucleação são baseadas no trabalho desenvolvido por Yarranton e Morrison (1974), em que descreveram a dinâmica espacial da sucessão primária de áreas naturais em dunas canadenses. Os autores abordam a estabilização em manchas de algumas espécies e estas se espalham, facilitando a colonização de outras espécies, formando núcleos de diversidade.

O processo de nucleação, funciona como um mecanismo de *feedback*. Duas dinâmicas podem ser imaginadas, um receptor e outro doador. Em primeiro lugar, na paisagem, áreas naturais (fragmentos) são consideradas os últimos núcleos de diversidade. A ideia é buscar elementos (solo, sementes, fungos, bactérias, etc.) dentro desses fragmentos e movê-los para as áreas degradadas. A combinação desses elementos permite a criação de uma nova condição na área degradada, formando pequenos núcleos de diversidade. Com o tempo, os núcleos tendem a se espalhar e se aglutinar, estabelecendo conexões com as unidades naturais da paisagem (REIS; BECHARA; TRES, 2010).

Entre as técnicas de nucleação, incluem-se: abrigos artificiais, transposição do solo, transposição da chuva de sementes, poleiros artificiais, semeadura direta, transposição de galharia e plantio em núcleos (REIS et al., 2003, 2010, 2014). O plantio em núcleos consiste no plantio de árvores em manchas (HOLL et al., 2017), com o propósito de atrair e facilitar dispersores de sementes e sombrear o solo (CORBIN e HOLL, 2012; HOLL et al., 2017). O plantio é feito em grupos de cinco a nove mudas com espaçamento em torno de 1 m x 1 m entre as mudas, formando ilhas (núcleos) de diversidade. Sugere-se a utilização de espécies de sombra, crescimento rápido e com precocidade para florir e frutificar para assim, atrair predadores, decompositores e dispersores (REIS et al., 2003, 2010, 2014).

O plantio em núcleos facilita o estabelecimento de novos indivíduos, melhora as condições microclimáticas, reduz a competição da vegetação com gramíneas, além de atrair dispersores de sementes (pássaros e outros animais) (CORBIN e HOLL, 2012). É considerada uma técnica economicamente viável, quando comparada com o plantio de árvores em área total (CORBIN e HOLL, 2012), sendo eficaz na restauração ecológica em diversos biomas brasileiros (LIMA et al., 2016; SILVA et al., 2019; PIAIA et al., 2021; DALPIZZOL et al., 2021).

Quando a área apresenta potencial de regeneração natural, técnicas de nucleação (restauração ativa) podem ser substituídas pela restauração passiva (CHAZDON et al., 2017). A restauração passiva consiste na remoção ou redução dos fatores degradantes, usando apenas processos regenerativos naturais, sem ações corretivas adicionais (SUDING, 2011), podendo isolar a área com cercas (TRENTIN et al., 2018). É considerada uma estratégia de baixo custo,

onde é estimulada a regeneração de espécies arbóreas nativas que colonizam e se estabelecem em locais abandonados ou perturbados (CROUZEILLES et al., 2017). Porém dependendo da peculiaridade da área, resulta em taxas de recuperação altamente variáveis que pode levar muitas décadas, ou até mesmo os ecossistemas degradados podem permanecer em estado estável (CORBIN e HOLL, 2012).

Antes de definir qual a estratégia de restauração utilizar, é necessário identificar o grau de degradação do local, o histórico de uso do solo e o grau de resiliência (MORAES et al., 2010). Entretanto, não há consenso sobre o resultado final da restauração (SUGANUMA e DURIGAN, 2015), o qual dependerá de diversos fatores, entre eles, as características de cada local.

3.3 MONITORAMENTO E INDICADORES ECOLÓGICOS

Após a implantação de ações de restauração é necessário que se realize, periodicamente, avaliações dessas áreas, até mesmo para haver indicativos sobre o sucesso ou não das ações escolhidas (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2015). Contudo, a avaliação das ações tem sido uma preocupação e tem gerado ampla discussão sobre qual a melhor forma de avaliar diferentes projetos pelo mundo (OLIVEIRA et al., 2021). Essa avaliação é uma das questões mais importantes na restauração ecológica (PRACH et al., 2019).

Monitoramento é a avaliação em diferentes momentos entre o início e o final de um projeto de restauração (DURIGAN, 2011). O constante monitoramento pode detectar avisos iniciais de que a trajetória não está na situação desejada. Assim, novas intervenções podem ser projetadas. As estratégias, ações e metas originais do projeto podem ser ajustadas em resposta ao monitoramento, levando em consideração os objetivos traçados inicialmente (PRACH et al., 2019).

O monitoramento é feito por meio de indicadores ecológicos. Esses, são variáveis utilizadas na avaliação das alterações da estrutura e autossustentabilidade do ecossistema em restauração, ao longo de sua trajetória, em direção à condição não degradada (BRASIL, 2014). Podem fornecer um sinal de alerta precoce de mudança no ambiente e podem ser utilizados para diagnosticar causas ambientais (DALE e BEYLER, 2001).

Alguns critérios devem ser levados em consideração nas escolhas dos indicadores ecológicos, sendo eles: (I) as variáveis devem ser facilmente medidas; (II) devem ser sensíveis aos estresses no sistema; (III) respostas previsíveis; (IV) devem prever mudanças que podem ser evitadas por ações de gerenciamento; (V) devem ser integrativas e (VI) tenham respostas conhecidas aos distúrbios e que essas respostas sejam pouco variáveis (DALE e BEYLER,

2001). Os indicadores podem ser classificados de acordo com três atributos ecossistêmicos: composição, estrutura e função. A composição inclui variáveis relacionadas à diversidade e abundância da flora e fauna. A estrutura está relacionada a variáveis como diâmetro, altura, cobertura vegetal e fechamento de dossel. E a função relaciona-se a todos os indicadores que medem direta ou indiretamente processos e funções dos ecossistemas (GATICA-SAAVEDRA et al., 2017).

O monitoramento da evolução das comunidades requer bons indicadores ecológicos, o que continua sendo um desafio na avaliação dos resultados das intervenções de restauração (SUDING, 2011). O ideal é encontrar indicadores simples e que funcionem como representantes ou substitutos de um conjunto de atributos do ecossistema (DURIGAN e ENGEL, 2015). Bons indicadores devem capturar a complexidade do ecossistema, enquanto permanecem simples o suficiente para serem monitorados de forma fácil e rotineira (DALE e BEYLER, 2001).

É crescente a necessidade de um conjunto replicável de indicadores, onde esses podem ser medidos em vários projetos e ações, para fornecer estratégias de restauração eficazes (PRACH et al., 2019; OLIVEIRA et al., 2021). É importante identificar quais os melhores indicadores, aqueles que decidem ativamente sobre as ações da restauração. Quando bem selecionados, indicadores simples são mais eficientes que indicadores complexos, aqueles que levam muito tempo para serem medidos (OLIVEIRA et al., 2021).

Um grande conjunto de variáveis tem sido usado como indicadores ecológicos em ambientes florestais, como por exemplo, área basal, riqueza de espécies, abundância de indivíduos, plantas em regeneração natural, abundância relativa de outras formas de vida vegetal além das árvores e até mesmo riqueza de grupos faunísticos. Entretanto, há poucas evidências do poder preditivo dessas variáveis como indicadores do ecossistema ao longo do tempo (SUGANUMA e DURIGAN, 2015). Existem muitas opções de indicadores, mas torná-los mais uniformes, ajudaria nas comparações mútuas entre os projetos de restauração (PRACH et al., 2019).

A avaliação e o monitoramento de cada indicador estão diretamente dependentes do estágio de maturação que a área em processo de restauração se encontra. Determinados processos ecológicos e atributos funcionais só se expressarão na área a partir de um determinado período. Assim, é fundamental que se inclua o fator 'tempo' no planejamento da avaliação e do monitoramento (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2015).

Oliveira et al. (2021) ressaltam que indicadores sociais são importantes no estágio inicial da restauração (2 a 3 anos após a implantação), pois medem o grau de aceitação do projeto pela

comunidade. Indicadores econômicos também são importantes nessa fase inicial, medindo os custos de desenvolvimento, implantação e manutenção das ações restaurativas. Indicadores físicos e estruturais são importantes na fase de curto prazo (3 a 10 anos). Indicadores relacionados à composição e aos processos ecológicos tornam-se relevantes após 3 anos e assim permanecem. Os serviços ecossistêmicos tornam-se um importante indicador de sucesso apenas a longo prazo.

Diferentes indicadores podem mostrar diferentes trajetórias ao longo do tempo em um projeto de restauração. A variabilidade espacial e temporal nessas dinâmicas destaca a dificuldade do uso de respostas de curto prazo para indicar recuperações de longo prazo. Portanto, é essencial acompanhar análises espaciais e temporais com a compreensão dos mecanismos subjacentes que atuam para restringir ou facilitar a mudança da restauração ecológica (SUDING, 2011).

Oliveira et al. (2021) ressaltam o desafio de selecionar indicadores mais adequados para monitorar o sucesso de projetos de restauração. Diferentes resultados são esperados ao longo da vida do projeto. Contudo, os indicadores devem ser adaptados especificamente para cada tipo de ecossistema que está sendo restaurado, incluindo a frequência e a duração das avaliações (GATICA-SAAVEDRA et al., 2017).

4 CAPÍTULO 1

Monitoramento temporal da restauração ecológica por plantio em núcleos: um estudo de caso no Pampa, sul do Brasil¹

RESUMO

O monitoramento temporal de projetos de restauração ecológica no bioma Pampa ainda é pouco desenvolvido, havendo uma lacuna sobre a trajetória sucessional de florestas ciliares sob restauração ativa. Desse modo, o monitoramento destas áreas a partir de um conjunto de indicadores ecológicos é crucial para avaliar a eficácia da restauração, bem como averiguar o estado atual e a necessidade de ações de manejo adaptativo nos projetos de restauração. Nesse estudo, foi investigado por meio de indicadores ecológicos a progressão da técnica de plantio em núcleos. O estudo foi realizado na serra do Sudeste, em uma área de mata ciliar. A região pertencente ao bioma Pampa, sul do Brasil. As avaliações ocorreram em dois diferentes monitoramentos, o primeiro no ano de 2018 e o segundo no ano de 2021 em duas áreas, uma sob restauração ativa (plantio em núcleos) e a outra sob restauração passiva. Foram mensurados indicadores ecológicos de composição, estrutura e função, amostrados em 10 parcelas por monitoramento por área. Foi avaliado o desenvolvimento dos núcleos por meio de variáveis dendrométricas, amostrados em 10 parcelas por monitoramento. Os resultados apresentaram diferenças significativas entre os monitoramentos em cada área pelo teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$). As áreas apresentaram diferenças na composição florística entre os monitoramentos pela análise de escalonamento não-métrico (nMDS) e diferença na contribuição de espécies pela análise de porcentagem de similaridade (SIMPER). As variáveis dendrométricas (altura, diâmetro a altura do peito, área do núcleo e área de copa) apresentaram diferença significativa pelo teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) na avaliação do desenvolvimento dos núcleos. Os indicadores ecológicos de estrutura (cobertura de dossel, cobertura de solo por serapilheira e por arbóreas) e de função (síndrome de dispersão biótica) foram estatisticamente maiores no segundo monitoramento na área sob restauração ativa. Na área sob restauração passiva, os indicadores de estrutura (espessura da serapilheira e cobertura do solo por serapilheira e arbóreas) e de função (síndrome de dispersão biótica) também foram estatisticamente maiores no segundo monitoramento. Em ambas as áreas a *Baccharis dracunculifolia* DC. foi a espécie que mais contribuiu para a dissimilaridade florística entre os monitoramentos. No desenvolvimento dos núcleos, as variáveis dendrométricas foram estatisticamente superiores no segundo monitoramento, apontando uma progressão no desenvolvimento dos núcleos. Conclui-se que a técnica de restauração pelo plantio de núcleos é eficaz para a área estudada, visto que os núcleos progredem ao longo do tempo. A área sob restauração passiva apresenta indícios de modificações na sucessão ecológica. O estudo fornece suporte para o aprimoramento de futuros projetos de restauração de áreas ciliares no bioma Pampa.

Palavras-chave: Indicadores ecológicos; Regeneração natural; Nucleação aplicada.

¹ O presente artigo científico está em consonância com as normas vigentes da revista a qual pretende-se submeter.

1. Introdução

Ações de restauração estão sendo implantadas globalmente, dentre estas, destacam-se as metas de Aichi que propõem restaurar 15% da área de terra em todo mundo, o desafio de Bonn, que visa restaurar 350 milhões de hectares até 2030 (Holl et al., 2020) e, recentemente a Organização das Nações Unidas (ONU) declarou 2021-2030 como “A década da ONU da Restauração de Ecossistemas”, que tem por objetivo deter a degradação de ecossistemas e restaurá-los (ONU, 2021).

Mesmo havendo uma gama de ações sob a restauração, no Brasil o desmatamento aumentou 20% de 2020 para 2021. No mesmo período, a área suprimida no bioma Pampa foi de 2.426 hectares, sendo 39,8% em formações florestais e 59,3% em formações campestres (RAD, 2022). Nos últimos 37 anos, o Pampa perdeu 29,5% da vegetação nativa, equivalente a 3,4 milhões de hectares. Essa perda está relacionada ao avanço crescente da agricultura e da silvicultura sob áreas pantanosas e afloramentos rochosos (28%), formação campestres (36%) e formação florestal (3%). No atual cenário, o Pampa possui mais áreas antropizadas do que áreas de vegetação nativa (Projeto Mapbiomas, 2022).

Para atender as ações de restauração, considerando o cenário de degradação do Brasil e do bioma Pampa, estratégias de restauração ecológica devem ser implantadas e monitoradas para averiguar a sua efetividade. Uma variedade de técnicas de restauração é projetada especificamente para imitar os processos sucessionais naturais ou influenciar caminhos potenciais (Corbin et al., 2016). Uma abordagem é a estratégia de plantio em núcleos, também chamada de nucleação aplicada, que consiste no estabelecimento de pequenas manchas de arbustos e/ou árvores para servir como áreas focais para a restauração, atraindo dispersores e aumentando o recrutamento de plântulas, ampliando a área florestal com o tempo (Corbin e Holl, 2012). O plantio em núcleos acelera a restauração em grau semelhante ao plantio em área total, porém é uma estratégia mais econômica (Zahawi et al., 2013; Holl et al., 2017).

Para um ecossistema ser efetivamente restaurado, este deverá conter recursos bióticos e abióticos suficientes para continuar seu desenvolvimento sem mais interferências (Ser, 2004). Para isso é necessário monitorar ao longo do tempo o projeto de restauração. Avaliar o sucesso da restauração é crucial, verificando se a trajetória do ecossistema em restauração está no caminho certo (Prach et al., 2019). O monitoramento é uma das fases mais importantes em um projeto de restauração, pois fornece novos *insights* sobre as melhores práticas de restauração (Rodrigues et al., 2009). A utilidade do monitoramento para apoiar a tomada de decisão em projetos de restauração é determinada pela seleção e uso adequado de indicadores ecológicos

(Viani et al., 2018). A busca por indicadores que avaliem o sucesso do projeto de restauração é uma atividade contínua (Rosenfield e Muller, 2020), sendo ainda, um desafio (Oliveira et al., 2021), pois é recomendado utilizar múltiplos indicadores ecológicos (Gatica-Saavedra et al., 2017), que representam a estrutura, função e composição do ecossistema (Dale e Bayeler, 2001). Os indicadores podem ser usados para avaliar as condições do ambiente ou para monitorar as tendências ao longo do tempo, capturando a complexidade do ecossistema (Dale e Bayeler, 2001), avaliados de forma fácil e rotineira (Prach et al., 2019; Dale e Bayeler, 2001).

O monitoramento é importante para avaliar se os objetivos do projeto foram alcançados, para determinar quando e como intervir, para corrigir trajetórias de restauração e adquirir conhecimento com projetos mal sucedidos, a fim de alocar recursos de forma mais eficientes no futuro (Brancaion e Holl, 2016). Contribui no entendimento da dinâmica sucessional, principalmente em ecossistemas defasados de informações sobre restauração, como o bioma Pampa, subsidiando tomadas de decisões para futuros projetos de conservação, manejo, ou propriamente de restauração ecológica.

O presente estudo, investiga duas hipóteses: (1) a estratégia de plantio em núcleos progride ao longo do tempo; e (2) o plantio em núcleos é uma estratégia eficaz para restaurar áreas de matas ciliares no bioma Pampa. Desta forma, o objetivo da pesquisa é analisar por meio de indicadores ecológicos a progressão da técnica de plantio em núcleos em Área de Preservação Permanente de mata ciliar no Pampa, sul do Brasil.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado no município de Caçapava do Sul, região da Serra do Sudeste, estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil (Figura 1). O solo da região é classificado como Neossolo Regolítico, ocupando um relevo ondulado a forte ondulado, associado a afloramentos de rocha (Streck et al., 2008). Segundo a classificação de Köppen, o clima é do tipo cfa, subtropical úmido com verões quentes, sem estação seca definida (Alvares et al., 2013). A região de estudo está inserida no Bioma Pampa sob mosaico de vegetação de campo e floresta (Overbeck et al., 2015, Guarino et al., 2018). O local de estudo é classificado como Área de Preservação Permanente (APP) de mata ciliar com típica formação de Floresta Estacional Semidecidual (Piaia et al., 2020).

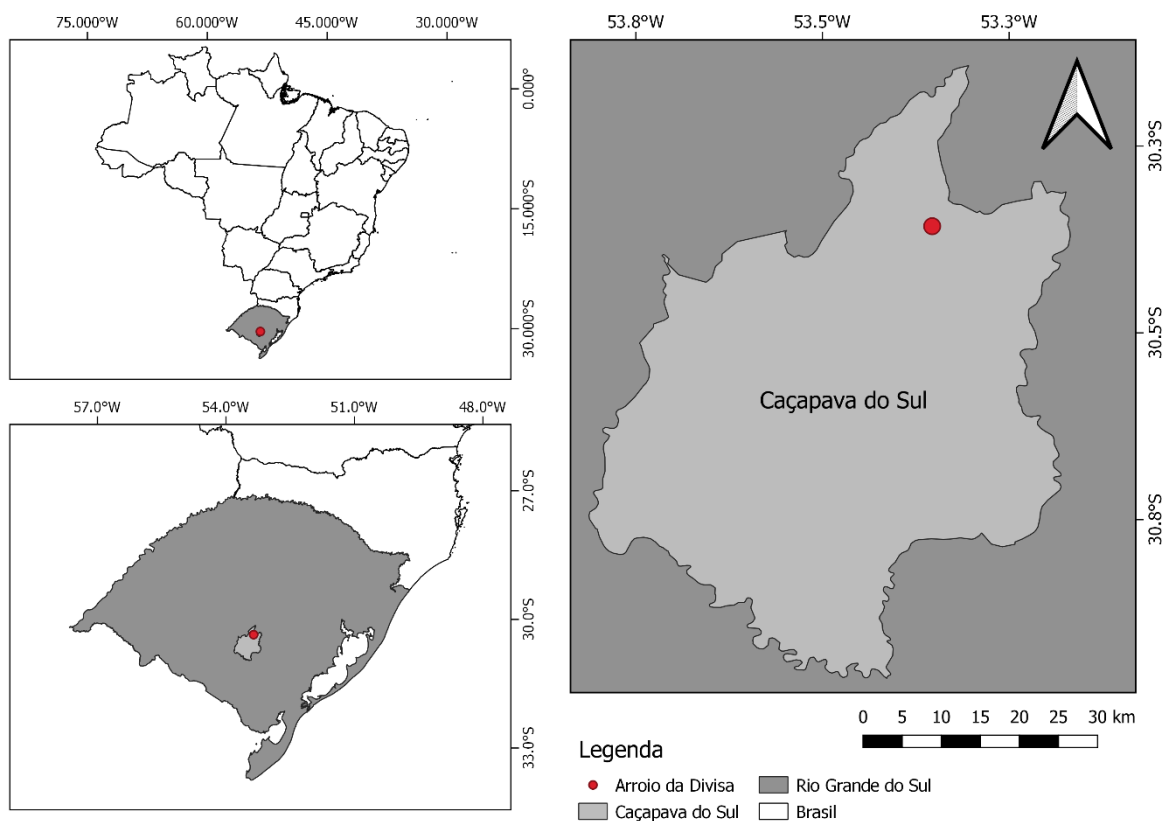


Figura 1. Localização da área de estudo na região da Serra do Sudeste, bioma Pampa, sul do Brasil.

No local de estudo, foram selecionadas duas Áreas de Preservação Permanente de mata ciliar, em horto florestal, pertencente a empresa CMPC Brasil. Ambas as áreas circundadas por plantio comercial de eucalipto, com histórico de supressão da vegetação nativa, substituição por pastagem para pecuária e posteriormente isoladas por cercamento. As áreas são ligadas uma à outra, porém com diferentes técnicas de restauração, onde:

- **Área 1:** Área com 0,5 hectare, isolada há 14 anos e desde o ano de 2011 sob restauração. O plantio em núcleos foi a estratégia de restauração utilizada e implantada pela própria empresa. Os núcleos foram constituídos por cinco mudas de espécies nativas por núcleo, com distância de um metro entre mudas. As mudas foram dispostas em formato de X, com uma muda no centro e o restante ao entorno. A estratégia utilizada foi de 40 núcleos/hectare dispostos de forma aleatória. As espécies distribuídas aleatoriamente foram: *Schinus terebinthifolia* Raddi, *Handroanthus chrysotrichus* (Mart. ex A.DC.) Mattos, *Cordia americana* (L.) Gottshling & J.S. Mill, *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Inga vera* Willd., *Vitex*

megapotamica (Spreng.) Moldenke., *Luehea divaricata* Mart. e Zucc., *Cedrela fissilis* Vell., *Eugenia uniflora* L., *Psidium cattleianum* Sabine.

- **Área 2:** Área com 1,0 hectare, cercado há 14 anos, sob restauração passiva. A cobertura vegetal atual é composta por fitofisionomia arbustivo-arbórea característica de sucessão secundária, com a presença de gramíneas e de espécies no gênero *Baccharis*.

2.2. Levantamento dos dados

Para analisar a progressão da técnica de plantio em núcleos ao longo do tempo, foram mensurados indicadores ecológicos de composição florística, estrutura e função em duas áreas e em dois diferentes monitoramentos. O primeiro e o segundo monitoramento ocorreram nos anos de 2018 e 2021, respectivamente (figura 2). As metodologias de cada indicador foram adaptadas de Piaia et al. (2020 e 2021).

Em cada monitoramento por área foram alocadas 10 parcelas de 5 x 5 m de forma sistemática (com distância mínima de 20 metros entre parcelas), totalizando 20 parcelas/área. Na análise da regeneração natural, todas as espécies arbustivo-arbóreas regenerantes com altura maior que 30 cm foram contabilizadas e identificadas taxonomicamente. A classificação botânica seguiu a proposta de Angiosperm Phylogeny Group IV (2016). As espécies foram classificadas quanto à síndrome de dispersão, em biótica e abiótica (Calle e Holl, 2019). Para analisar o efeito facilitador dos núcleos, as parcelas foram alocadas sob os núcleos.

Em cada parcela por monitoramento, também foram avaliadas a espessura da serapilheira, a cobertura do solo e a cobertura de copa. A espessura da serapilheira foi medida com régua em três pontos de repetição por parcela. A cobertura do solo foi analisada visualmente em subparcela de 1 x 1 m localizada no centro de cada parcela, registrando o percentual de cobertura de gramíneas, herbáceas, arbustivo-arbóreo, serapilheira e solo exposto (adaptação de Brancalion et al., 2015). A avaliação da cobertura de dossel ocorreu no centro de cada parcela com o auxílio do densiômetro esférico convexo, nas quatro direções cardeais, a 1,30 metros de altura da superfície do solo (Zahawi et al., 2013).

Para verificar o desenvolvimento dos núcleos, também foram analisadas variáveis dendrométricas. Foram mensuradas as árvores plantadas em cada núcleo, totalizando 10 núcleos por monitoramento, identificando botanicamente as espécies, medindo o diâmetro a altura do peito e a altura total de cada indivíduo. A cobertura de copa foi analisada por meio da estimativa da área de elipse, com a medição do diâmetro das copas com trena (distância de uma extremidade da copa à outra) de cada indivíduo e de cada núcleo (Brancalion et al., 2015).

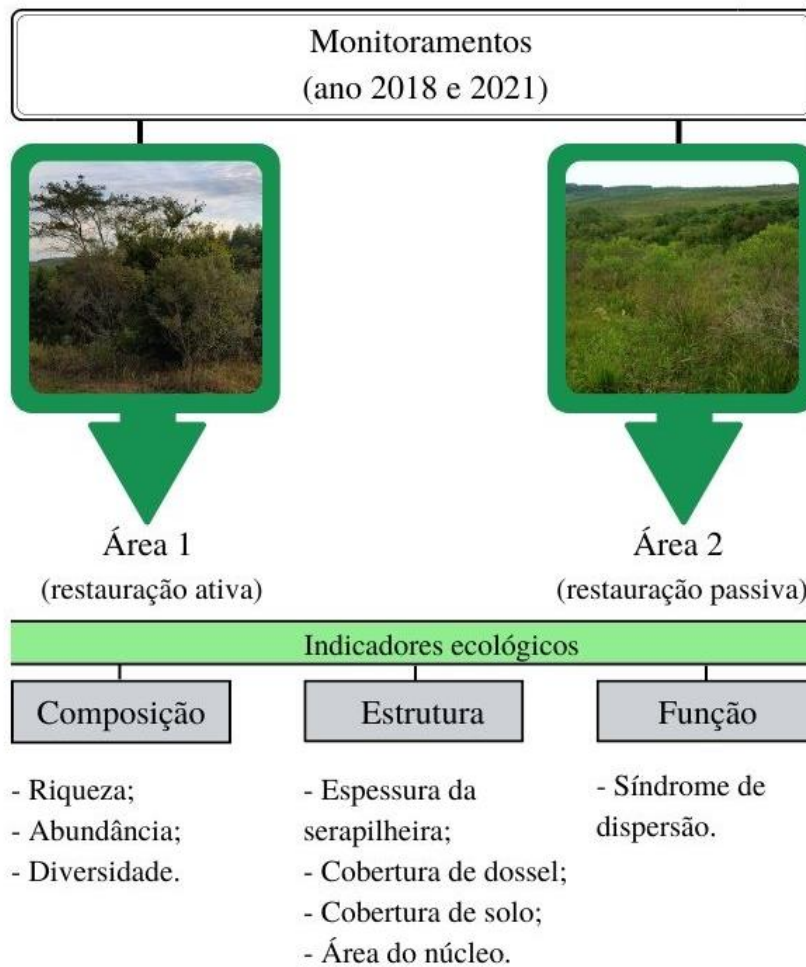


Figura 2. Indicadores ecológicos avaliados no monitoramento temporal de áreas sob restauração ativa (plantio em núcleos) e restauração passiva no Pampa, sul do Brasil.

2.3. Análise dos dados

Os índices fitossociológicos (densidade relativa (DR), frequência relativa (FR) e valor de importância (VI)) foram calculados para avaliação da composição de espécies da regeneração natural das áreas entre os monitoramentos (Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974; Stefanello et al., 2021).

A composição de espécies regenerantes das áreas entre os monitoramentos foi comparada por meio do escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), usando o índice de Bray-Cutis (dados de abundância). O ajuste da equação foi verificado com a soma residual padronizada de quadrados (STRESS). Para verificar a significância estatística da composição de espécies, foi utilizado a análise de variância permutacional (PERMANOVA). Com o intuito de uma maior compreensão da diferença na composição florística entre os monitoramentos em

cada área, foi aplicado a análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) para verificar quais espécies mais contribuíram para as diferenças na composição florística (Bona et al., 2020; Pedroza e Guilherme, 2021).

Os dados de riqueza, abundância, número de famílias botânicas, espécies com síndrome de dispersão biótica e abiótica, espessura da serapilheira, cobertura de copa e cobertura do solo, foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk e Bartlett para verificar às pressuposições ($p > 0,05$). Como as pressuposições não foram atendidas, realizou-se o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) para verificar diferenças significativas entre os monitoramentos em cada área estudada (Magurran, 2013).

As variáveis dendrométricas, monitoradas no desenvolvimento dos núcleos foram submetidas aos testes de pressuposições ($p > 0,05$), entretanto, não foram atendidas. Desse modo, foi realizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) para verificar diferenças significativas entre os monitoramentos. Com o intuito de representação visual das variáveis analisadas, foi produzido gráfico de RADAR do tipo “teia” (Altieri e Nicholls, 2002).

Todas as análises foram feitas no programa estatístico R, com interface do Rstudio, utilizando os pacotes Vegan, iNEXT e ExpDes.pt (versão 4.1.1) (R Core Team, 2022).

3. Resultados

3.1. Regeneração natural

Foram mensurados ao todo 737 indivíduos regenerantes nos dois monitoramentos (ano de 2018 e 2021) em ambas as áreas (área 1 e 2). Destes, 327 indivíduos foram mensurados no primeiro monitoramento (2018) e 410 indivíduos no segundo monitoramento (2021) (Apêndice A).

No primeiro monitoramento (2018), a área sob plantio em núcleo (área 1) apresentou 150 indivíduos de 21 espécies, distribuídas em 14 famílias botânicas. A família Myrtaceae foi a mais representativa, com quatro espécies, seguida por Anacardiaceae, com três espécies e, Asteraceae e Primulaceae com duas espécies cada. A espécie *Baccharis dracunculifolia* DC. obteve a maior densidade relativa (DR) com 27,3% e, conseqüentemente, a maior frequência relativa (FR) com 17,6% e maior valor de importância (VI) com 30,5 %, seguida por *Schinus terebinthifolia* Raddi (DR = 27,3%, FR= 17,6% e VI = 20,2%) e *Myrceugenia myrtoides* O. Berg (DR = 10,6%, FR = 9,8% e VI = 10,4%).

No segundo monitoramento (2021), a área 1 apresentou 196 indivíduos de 18 espécies, distribuídas em 14 famílias botânicas. A família Myrtaceae foi, novamente, a mais representativa, porém com três espécies, seguida por Anacardiaceae e Rubiaceae com duas espécies cada. A espécie *Daphnopsis racemosa* Griseb. apresentou os maiores valores para os índices fitossociológicos (DR = 26%, FR = 12% e VI = 18,3%), seguido por *S. terebinthifolia* (DR = 25%, FR = 17,2% e VI = 24,7%) e *Eugenia uniflora* L. (DR = 10,7%, FR = 13,7% e VI = 11,5%).

A área sob restauração passiva (área 2), no primeiro monitoramento (2018), apresentou 177 indivíduos regenerantes de 17 espécies, distribuídas em 10 famílias botânicas. A família Myrtaceae foi a mais representativa, com cinco espécies, seguida por Anacardiaceae, Asteraceae e Solanaceae com duas espécies cada. A espécie *B. dracunculifolia* apresentou os maiores índices (DR = 75,7%, FR = 28,5% e VI = 63,3%), seguido por *Campomanesia aurea* O.Berg (DR = 6,21%, FR = 11,4% e VI = 6,7%) e *Miconia hyemalis* A.St.-Hil. & Naudin ex Naudin (DR = 4,5%, FR = 11,4% e VI = 6,1%).

No segundo monitoramento (2021), a área 2 apresentou 214 indivíduos de 13 espécies, distribuídas em 11 famílias botânicas. A família Anacardiaceae apresentou a maior riqueza, com duas espécies. O restante das famílias apresentou apenas uma espécie. A espécie *D. racemosa* obteve os maiores índices (DR = 30,7%, FR = 19,5% e VI = 27,2%), seguido por *Miconia hyemalis* A.St.-Hil. & Naudin ex Naudin (DR = 25,5%, FR = 19,5% e VI = 18,8%) e *B. dracunculifolia* (DR = 20%, FR = 17,3% e 23,7%).

Os monitoramentos de 2018 e 2021 apresentaram composição florística distinta para ambas as áreas pela análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) realizado com o índice de similaridade de Bray-Cutis (Figura 3). As parcelas do monitoramento de 2018 apresentaram-se agrupadas, separadamente das parcelas de 2021 no eixo 1, formando dois grupos distintos quanto a sua composição. Diferenças entre os monitoramentos foram suportados pela análise de variância permutacional (PERMANOVA) na área 1 ($F = 5,04$; $p = 0,0001$) e na área 2 ($F = 7,96$; $P = 0,0001$).

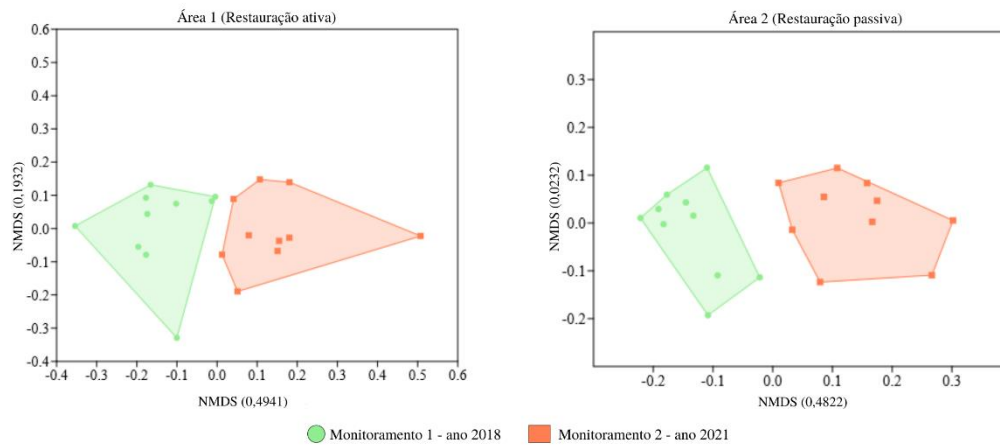


Figura 3. Escalonamento não-métrico (nMDS) baseado no índice de similaridade de Bray-curtis (stress área 1 = 0,17 e stress área 2 = 0,09) para a composição florística da regeneração natural em áreas sob plantio em núcleo e restauração passiva em ambiente de mata ciliar no Pampa, sul do Brasil.

A análise percentual de similaridade (SIMPER) apontou cinco espécies arbustivas/arbóreas que mais contribuíram para a diferença na composição florística da regeneração natural entre os anos monitorados na área 1 (restauração ativa), e três espécies arbustivas/arbóreas na área 2 (restauração passiva) (Tabela 1).

Os indicadores ecológicos avaliados nas áreas 1 e 2, apresentaram diferença significativa entre os monitoramentos ($p < 0,05$) (Tabela 2). Na área 1 (restauração ativa), o número de espécies com dispersão biótica, a cobertura de dossel, a cobertura de solo por serapilheira e por vegetação arbórea obtiveram maiores médias no monitoramento de 2021. As variáveis, número de espécies com dispersão abiótica e a cobertura de solo por gramínea e herbácea obtiveram maiores médias no monitoramento de 2018. O restante dos indicadores não apresentou diferença significativa entre os monitoramentos.

Na área 2 (restauração passiva), as variáveis, número de espécies com dispersão biótica, espessura da serapilheira e o percentual de cobertura de solo por serapilheira apresentaram maiores médias no monitoramento de 2021. Apenas, o número de espécies com dispersão abiótica e cobertura de dossel obtiveram maiores médias no monitoramento de 2018. O restante dos indicadores avaliados não apresentou diferença significativa entre os monitoramentos (Tabela 2).

Tabela 1. Espécies da regeneração natural identificadas pela análise de porcentagem da similaridade (SIMPER) que mais contribuíram para a dissimilaridade da composição florística entre os monitoramentos em área de preservação permanente de mata ciliar no Pampa, sul do Brasil.

Espécies	p-valor*	Contribuição**
Área 1 (restauração ativa)		
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	0,0007	13%
<i>Cordia americana</i>	0,008	2%
<i>Daphnopsis racemosa</i>	0,01	12%
<i>Eugenia uniflora</i>	0,01	6%
<i>Myrcia palustris</i>	0,03	3%
Área 2 (restauração passiva)		
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	0,04	23%
<i>Daphnopsis racemosa</i>	0,0007	17%
<i>Miconia hyemalis</i>	0,0034	12%

*($p < 0,05$) apresenta diferença entre as espécies regenerantes, contribuindo para a dissimilaridade florística.

** Porcentagem de contribuição de cada espécie em cada área estudada.

Tabela 2. Monitoramento de indicadores ecológicos no ano de 2018 e no ano de 2021 em área de preservação permanente de mata ciliar sob restauração ativa (área 1) e restauração passiva (área 2) no Pampa, sul do Brasil.

Indicadores ecológicos	Teste de Kuskal-Wallis (95%)					
	p-valor*	Área 1 2018	Área 1 2021	p-valor*	Área 2 2018	Área 2 2021
Nº de famílias	0,33	4,2	5,1	0,06	3,0	4,5
Riqueza de espécies	0,54	5,1	5,8	0,08	3,5	4,7
Abundância de indivíduos	0,23	15,0	19,6	0,386	17,7	21,4
Espécies com dispersão bióticas	0,04	10,8	19,5	<0,05	3,9	16,8
Espécies com dispersão abióticas	0,0003	4,2	0,1	0,02	13,8	4,6
Espessura da serapilheira (cm)	0,06	2,0	2,5	0,004	1,5	2,5
Cobertura de dossel (%)	0,01	56,2	88,2	0,01	17,9	0,5
Cobertura do solo (%)						
Solo exposto	0,14	0	2,5	0,5	2,0	3,0
Serapilheira	0,002	26,7	69	<0,05	14,5	55
Gramínea	0,03	33,0	25,5	0,8	53,0	56,0
Herbácea	0,009	20,5	9,0	0,8	19,5	20,0
Arbórea	0,0002	0,2	23	0,06	0	5,0

*(p<0,05) apresenta diferença entre os monitoramentos em cada área analisada.

3.2. Desenvolvimento dos núcleos

Nos monitoramentos das árvores plantadas em núcleos (2018 e 2021), foi mensurado um total de 31 indivíduos arbóreos, distribuídos em 10 espécies, pertencentes a 7 famílias botânicas (Apêndice B). Ao longo do período analisado, não houve mortalidade das árvores plantadas nos núcleos. Dessa forma, o número de espécies com síndrome de dispersão biótica e abiótica também não foi alterado, totalizando cinco espécies pertencentes a cada síndrome (biótica e abiótica).

Entre as espécies mais abundantes, destaca-se *S. terebinthifolia* (oito indivíduos), *Luehea divaricata* Mart. & Zucc. (sete) e *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (quatro). As espécies *Inga vera* Willd, *E. contortisiliquum* e *S. terebinthifolia*, apresentaram maior área de copa (AC), com 46,50 m², 41,61 m² e 24,32 m², respectivamente (Apêndice B).

As variáveis dendrométricas, mensuradas nos núcleos, apresentaram diferença significativa entre os monitoramentos. Apenas a variável número de indivíduos não apresentou

diferença significativa, mantendo a mesma quantidade ao longo do tempo. Por outro lado, às variáveis, altura total, área de copa, área do núcleo e diâmetro a altura do peito, apresentaram diferença significativa nas médias, evidenciando um aumento no segundo monitoramento (figura 4).

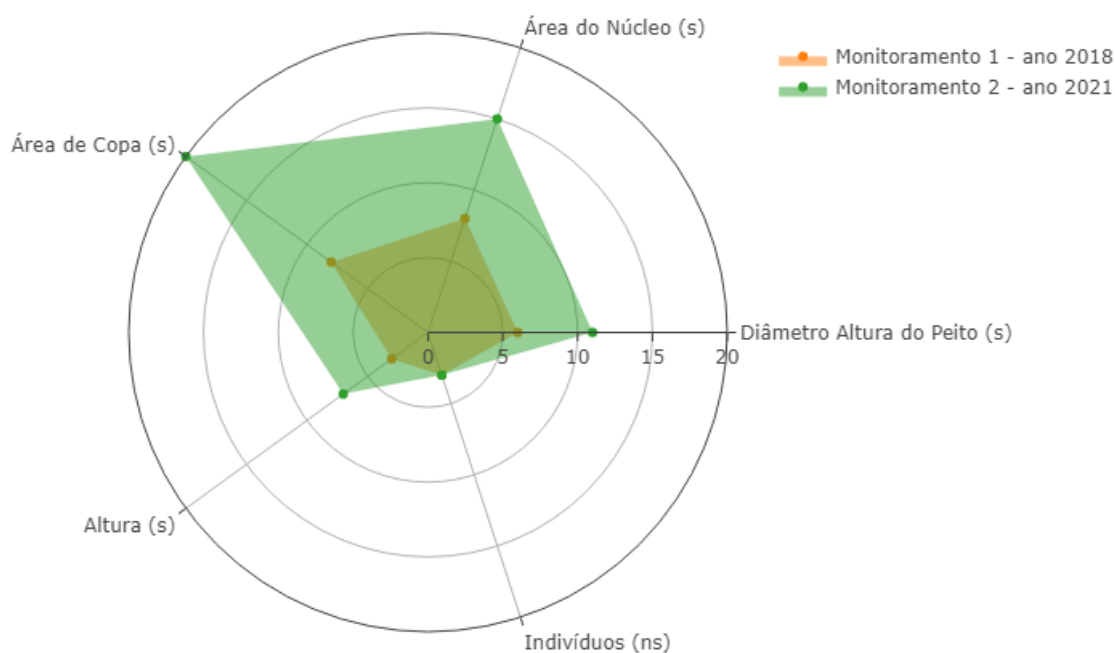


Figura 4. Monitoramento temporal de variáveis dendrométricas de núcleos implantados em área de preservação permanente de mata ciliar no Pampa, sul do Brasil.

*Médias seguidas por ns não diferem significativamente de pelo teste de Kruskal-Wallis à 5% de probabilidade de erro.

Entre as variáveis analisadas, destaca-se a área total ocupada pelos núcleos. No ano de 2018, foi monitorado uma área total de 241,4 m², contudo, no ano de 2021, foi mensurado uma área total de 448,06 m². Esse dado representa aproximadamente 86% de acréscimo de área total ocupada pelos núcleos no período de três anos.

4. Discussão

Este estudo fornece informações relevantes e sem precedentes sobre o monitoramento temporal de áreas ciliares sob restauração no Pampa brasileiro. Os resultados confirmam as hipóteses iniciais de que a estratégia de plantio em núcleo progride ao longo do tempo, sendo eficaz para a restauração na região de estudo. Isso pode ser explicado, pois a maioria dos

indicadores ecológicos avaliados possuem diferença significativa, com maiores resultados no segundo monitoramento.

Os índices fitossociológicos demonstram como as áreas estudadas vem reagindo com os processos de restauração. Entre os anos monitorados, *B. dracunculifolia* reduziu total e parcialmente sua densidade relativa na área sob a restauração por plantio em núcleos e a passiva, respectivamente. Trabalhos anteriores na mesma região de estudo relatam a ocorrência em alta densidade desta espécie (Marchi et al., 2018; Piaia et al., 2020; 2021; Procknow et al., 2020), sendo ela típica dos estágios iniciais de sucessão ecológica no Pampa (Overbeck et al., 2013). É possível que as áreas estejam em processo de avanço da sucessão ecológica, já que o gênero da espécie é considerado pioneiro (Tabareli e Mantovani, 1999), e sua ocorrência é favorecida e dominante em áreas abertas de lavouras, capoeiras e pastagens abandonadas (Venzke et al., 2014). A elevada ocorrência de *Baccharis* indica caráter inicial de processo de restauração, são espécies que preferem locais com maior incidência de luz (Rech et al., 2015).

A grande presença de Myrtaceae nos monitoramentos na área 1 e no primeiro monitoramento na área 2, destaca a importância desta família para a composição da vegetação em ambientes ciliares (Fockink et al., 2022), além de indicar um avanço da sucessão secundária nestas áreas (Piaia et al., 2020). A família Anacardiaceae foi a mais representada no segundo monitoramento da área 2. As espécies pertencentes a essa família ocorrem em diversos habitats, entre eles, matas ciliares (Pell et al., 2010). Os gêneros amostrados possuem síndrome de dispersão biótica (Pell et al., 2010) e algumas das espécies são usualmente utilizadas em projetos de restauração por facilitar e acelerar o processo restaurativo, como é o caso da *S. terebinthifolia* (Leal da Silva et al., 2019). Essa espécie apresentou maior abundância na área, possivelmente pela proximidade com a área sob o plantio em núcleos (área 1), os quais são compostos também pela espécie.

A redução de *B. dracunculifolia* também está associada a dissimilaridade florística verificada entre os monitoramentos nas áreas estudadas. Na área 1, não foi registrada a ocorrência da espécie no segundo monitoramento (2021). Na área 2, a diminuição no segundo monitoramento foi de 69%. Essa redução pode estar atrelada a emergência de indivíduos de novas espécies arbustivas/arbóreas e o aumento de indivíduos de espécies já existentes. Entre as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade florística na área 1, destaca-se o aumento de indivíduos em 100% de *C. americana*, 92% de *D. racemosa*, 80% de *E. uniflora* e 100% de *M. palustres*. Na área 2, as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade, foram *D. racemosa* com o aumento de 96% de indivíduos e *M. hyemalis* com o aumento de 85% de indivíduos. A contribuição das espécies que obtiveram aumento de indivíduos na área

sob restauração ativa pode ser explicada pela possível efetividade dos núcleos por atrair dispersores, facilitar a dispersão, favorecer o aumento de conectividade e auxiliar na resiliência (Reis et al., 2010; 2014). Visto que as espécies *C. americana* e *E. uniflora* possuem indivíduos na composição dos núcleos, facilitando a dispersão, assim como *M. palustres* e *D. racemosa* que possuem síndrome de dispersão biótica. Na área 2, a contribuição de *D. racemosa* e *M. hyemalis* com aumento de indivíduos pode estar atrelada à síndrome de dispersão, onde ambas espécies são bióticas sendo influenciadas pela proximidade aos núcleos.

Considerando o tempo em que as áreas se encontram em processo de restauração (área 1, 10 anos e área 2, 14 anos), é possível atribuir que o processo de sucessão ecológica é lento, e talvez natural para o bioma Pampa (Piaia et al., 2020). Contudo, os resultados entre os monitoramentos, demonstram modificações na dinâmica sucessional. A diminuição na densidade de *B. dracunculifolia*, o surgimento de novas espécies arbustivas/arbóreas, o aumento de indivíduos de espécies arbustivas/arbóreas, o aumento no número de espécies com síndrome de dispersão biótica e a redução no número de espécies com dispersão abiótica ao longo do tempo são fatores potenciais para o avanço da sucessão ecológica nas áreas restaurativas. Locais sob restauração têm o potencial de levar a uma maior atratividade de frugívoros, chegada de sementes e recrutamento de plântulas (Genes e Dirzo, 2022). Estudo realizado por Reid et al. (2015) constatou aumento da dispersão de sementes por animais (dispersão biótica) em plantio em núcleos, quando comparado com tratamento sob restauração passiva. Em locais onde a regeneração natural é lenta, os núcleos de vegetação quando estabelecidos, podem acelerar a restauração servindo como fontes de sementes, facilitando a dispersão e o estabelecimento de outras espécies (Holl et al., 2020), auxiliando na trajetória sucessional.

Os valores observados para a cobertura de dossel aumentaram significativamente entre os monitoramentos na área 1. Esse aumento pode estar relacionado diretamente ao aumento da cobertura por serapilheira, a diminuição de cobertura do solo por gramíneas e herbáceas e o aumento da cobertura por arbóreas. A cobertura de dossel possui relação direta com a recuperação da biomassa, abrigo para a fauna (auxiliando na dispersão de sementes), recuperação do microclima e ciclagem de nutrientes (Suganuma e Durigan, 2015). A medida que o processo de sucessão avança, o sub-bosque torna-se mais sombreado (Fockink et al., 2022), reduzindo espécies de diferentes formas de vida que não toleram sombreamento (Chazdon, 2016). A disponibilidade de espécies é um dos mais importantes fatores para definir a trajetória sucessional (Chazdon, 2016), além de que, o número de espécies arbóreas em regeneração natural em áreas restaurativas é considerado um bom indicador ecológico da

efetiva restauração florestal (Suganuma e Durigan, 2015). Possivelmente, estes resultados representam uma aceleração do processo de restauração ativa, efetivando à técnica de plantio em núcleos na região de estudo.

Na área 2, os indicadores espessura da serapilheira e cobertura do solo por serapilheira apresentaram diferença significativa, com maiores médias no segundo monitoramento e redução da cobertura de dossel. Esses resultados podem estar ligados a baixa densidade de *B. dracunculifolia*. Possivelmente, os indivíduos desta espécie podem estar em fase de senescência, alterando lentamente e gradualmente a dinâmica sucessional local, uma vez que ainda é possível observar características de estágio sucessional inicial. Segundo Chazdon (2016), durante essa fase, espécies que demandam luz, que são variadas quanto a forma de vida, colonizam a área, incluindo, pioneiras, perenes, arbustos, gramíneas e herbáceas. São poucos os estudos sobre a atuação da espécie *B. dracunculifolia* em áreas restaurativas no bioma Pampa, principalmente sob restauração passiva. Todavia, por mais que a área ainda possua características de estágio sucessional inicial, os resultados encontrados apresentam informações relevantes para a região de estudo, apontando uma possível modificação na sucessão ecológica após quatorze anos de restauração. Não há consenso sobre a sucessão da vegetação nessas áreas do Pampa, com formações arbustivas perenes, principalmente em áreas de matas ciliares. As trajetórias de recuperação da vegetação podem ser muito imprevisíveis (Norden et al., 2015), alterando ao longo do tempo a dinâmica sucessional da vegetação. Para uma maior compreensão da trajetória sucessional nessas áreas, sugere-se a continuidade do monitoramento a longo prazo, possibilitando uma investigação mais apurada dos resultados.

4.1. Desenvolvimento dos núcleos

O desenvolvimento dos núcleos progrediu ao longo do tempo. Entre as variáveis analisadas, apenas o número de indivíduos não apresentou diferença entre os monitoramentos, evidenciando a não mortalidade das árvores no período analisado. Esse resultado é positivo para os núcleos, demonstrando uma estabilidade dos indivíduos de cada espécie plantada. O restante das variáveis dendrométricas (altura, área de copa, área de núcleo e diâmetro a altura do peito), apresentaram diferenças significativas, com resultados superiores no segundo monitoramento. Corroborando com a constatação de que os núcleos progrediram ao longo do tempo, um estudo realizado na mesma região, apresentou diferença significativa em núcleos de sete anos, quando comparado com núcleos de dois anos de idade (Piaia et al., 2021). O sucesso da nucleação

aplicada como estratégia de restauração irá depender também da expansão dos núcleos sem necessidade de manejo (Corbin e Holl, 2012).

A expansão dos núcleos, pode ser mensurada pela área de copa. É um indicador de fácil e rápida medição, amplamente utilizado em monitoramentos (Londe et al., 2020). Os resultados apontam um crescimento expressivo da área de copa entre os monitoramentos. *Inga vera*, *E. contortisiliquum* e *S. terebinthifolia* apresentaram progressivo aumento de área de copa, sendo espécies potenciais e apropriadas na utilização de técnicas em projetos de restauração na região de estudo. Em área de mata ciliar sob restauração há dez anos, a espécie *I. vera* se destacou, entre as variáveis, na área de copa (Mello et al., 2015), assim como *S. terebinthifolia* apresentou resultados silviculturais satisfatórios sob à estratégia de plantios em núcleos (Leal da Silva et al., 2019). É recomendado o plantio de um subconjunto de espécies de crescimento rápido que fechará o dossel em 1-3 anos após plantios. Isso facilita a recuperação por atrair dispersores, fornecendo propágulos e criando condições de micro-habitats favoráveis ao estabelecimento de mudas florestais (Corbin e Holl, 2012).

5. Conclusão

A técnica de plantio em núcleos progride ao longo do tempo, sendo eficaz para a restauração na região de estudo. Os indicadores ecológicos e as variáveis dendrométricas demonstram que os núcleos estão expandindo, atraindo a fauna dispersora de sementes e favorecendo a trajetória sucessional da vegetação. Para futuros projetos de restauração na região de estudo, recomenda-se a utilização das espécies *I. vera*, *E. contortisiliquum* e *S. terebinthifolia* na estratégia de plantio em núcleos. Após quatorze anos, a sucessão ecológica na restauração passiva apresenta indícios de modificações com a redução da abundância de *B. dracunculifolia*. O monitoramento a longo prazo é válido e extremamente importante para uma maior compreensão da dinâmica da restauração ecológica e da trajetória sucessional em áreas restaurativas no bioma Pampa. O estudo fornece suporte para o aprimoramento de futuros projetos de restauração em fitofisionomias florestais neste bioma.

Referências

- Altieri, M. A.; Nicholls, C. I., 2002. Un método agroecológico rápido para la evaluación de la sostenibilidad de cafetales. Manejo Integrado de Plagas y Agroecología (Costa Rica) N.64, p. 17-24.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. De M., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, Stuttgart, 22(6), 711-728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- APG IV. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. Botanical Journal of the Linnean Society, 181, 1-20. <https://doi.org/10.1111/boj.12385.7>
- Bona, K., Purificação, K. N., Vieira, T. B., Mews, H. A., 2020. Fine-scale effects of bamboo dominance on seed rain in a rainforest. Forest Ecology and Management, 460, 117906. <https://doi:10.1016/j.foreco.2020.117906>.
- Brancalion, P. H. S., Gandolfi, S., Rodrigues, R. R., 2015. Restauração Florestal. São Paulo: oficina de textos, 431p. ISBN 978-8579750199.
- Brancalion, P. H. S., Holl, K. D., 2016. Functional composition trajectory: a resolution to the debate between Suganuma, Durigan, and Reid. Restoration Ecology, Malden, 24(1), 1-3. <https://doi.org/10.1111/rec.12312>.
- Calle, A., Holl, K. D., 2019. Riparian forest recovery following a decade of cattle exclusion in the Colombian Andes. Forest Ecology and Management, 452(8). <https://doi.org/10,1016/j,foreco,2019,117563>.
- Chazdon, R.L., 2016. Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento. São Paulo. Oficina de texto. 432 p.
- Corbin, J. D., Holl, K. D., 2012. Applied nucleation as a forest restoration strategy. Forest Ecology and Management, 265, 37-46. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.013>.
- Corbin, J. D.; Robinson, G. R.; Hafkemeyer, L. M.; Handel, S. N., 2016. A long-term evaluation of applied nucleation as a strategy to facilitate forest restoration. Ecological Applications, 26(1), 104–114. <https://doi:10.1890/15-0075>.
- Dale, Virginia; Beyeler, Suzzane., 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. Ecological Indicators. v. 1, p. 3-10.
- Fockink, G. D. et al. 2022. Ecological indicators of passive restoration in South Brazil's Atlantic Forest areas with former *Pinus taeda* L. plantations. Ecological Engineering, v. 179, p. 106604. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106604>
- Gatica-Saavedra, Paula et al., 2017. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. Restoration ecology, v. 25, n. 6, p. 850-857. <https://doi:10.1111/rec.12586>.

- Genes, L., Dirzo, R. 2022. Restoration of plant-animal interactions in terrestrial ecosystems. *Biological Conservation*, v. 265, p. 109393. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109393>
- Guarino, E. S. G. et al., 2018. Espécies de plantas prioritárias para projetos de restauração ecológica em diferentes formações vegetais no Bioma Pampa: primeira aproximação. Pelotas: Embrapa Clima Temperado. 79p. (Embrapa Clima Temperado. Documentos, 457). <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1098234>.
- Holl, K. D., Reid, J. L., Chaves-Fallas, J. M., Brenes, F. O., Zahawi, R. A., 2017. Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. *Journal of Applied Ecology*, Oxford, 54, 1091- 1099. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12814>.
- Holl, K. D., Reid, J. L., Cole, F., Brenes, F. O., Zahawi, R. A., 2020. Applied nucleation facilitates tropical forest recovery: Lessons learned from a 15-year study. *Journal of Applied Ecology*, Oxford, 57(12), 1-13p. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13684>.
- Londe, V. et al., 2020. Reference and comparison values for ecological indicators in assessing restoration areas in the Atlantic Forest. *Ecological Indicators*, v. 110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105928>
- Magurran, A. E., 2013. Medindo a diversidade biológica. [Tradução: Dona Moina Vianna]. UFPR, Paraná, Brasil, p. 261.
- Marchi, M. M.; Barbieri, R. L.; Sallés, J. M.; Costa, F. A. da., 2018. Flora herbácea e subarbustiva associada a um ecossistema de butiazal no Bioma Pampa. *Rodriguésia*, v. 69, n. 2, p. 553-560. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201869221>.
- Melo, A. C. G. et al., 2015. 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.
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H., 1974. Aims and methods of vegetation ecology. New York: Wiley, 547 p.
- Norden, N. et al., 2015. Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 112, 8013–8018. <https://doi.org/10.1073/pnas.1500403112>
- Oliveira, R. E. De., Engel, V. L., Loiola, P. P., Moraes, L. F. D. De., Vismara, E. S., 2021. Top 10 indicators for evaluating restoration trajectories in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecological Indicators*, 127. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107652>.
- ONU - Organização Das Nações Unidas. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br>.
- Overbeck, G. E., Boldrini, I. I., Carmo, M. R. B. Do, Garcia, E. N., Moro, R. S., Pinto, C. E., Trevisan, R., Zannin, A., 2015. Fisionomia dos campos. In: Pillar, V. De P., Lange, O (Coord). Os campos do Sul, Porto Alegre: Rede Campos Sulinos -UFRGS, cap. 3, 33-44.
- Pedroza, D., Guilherme, E., 2021. Community structure and spatial distribution of understory birds in three bamboo-dominated forests in southwestern Amazonia. *Community Ecology*. 277–293. <https://doi.org/10.1007/s42974-021-00053-8>

Pell, S. K. et al., 2010. Anacardiaceae. In: Kubitzki, K. (eds) Plantas floridas. Eudicotiledôneas. As famílias e gêneros de plantas vasculares, vol 10. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-14397-7_3

Piaia, B. B., Rovedder, A. P. M., Procknow, D., Camargo, B., 2021. Avaliação de indicadores ecológicos na restauração por plantio em núcleos com diferentes idades. *Ciência Florestal*, Santa Maria, 31(3), 1512-1534. <https://doi.org/10.5902/1980509848105>.

Piaia, B. B., Rovedder, A. P. M., Procknow, D., Camargo, B., Gazzola, M. D., Croda, J. P., Stefanello, M. M., 2020. Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. *Ecological Engineering*, 157. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105991>

Prach, Karen et al., 2019. A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. *Restoration ecology*, v.27, n.5, p. 917-923, 2019. <https://doi:10.1111/rec.13011>.

Procknow, D., Rovedder, A. P. M., Piaia, B. B., Stefanello, M. M., Camargo, B., Felker, R. M., Croda, J. P., Gazzola, M. D., 2020. Seed rain as an ecological indicator of forest restoration in the Pampa biome. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 15(3). <https://doi.org/doi:10.5039/agraria.v15i3a7220>.

PROJETO MAPBIOMAS – Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra no Pampa - Coleção 7, acessado em 12 de novembro de 2022. Acesso em 10 de nov. 2022. Disponível em: <https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/MapBiomias_PAMPA_2022_11.10__1_.pdf>.

R Core Team., 2022. R: A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Rech, C. C. C., Silva, A. C. Da., Higuchi, P., Schimalski, M. B., Pscheidt, F., Schmidt, A. B., Ansolin, R. D., Bento, M. A., Missio, F. De F., Loebens, R., 2015. Avaliação da Restauração Florestal de uma APP Degradada em Santa Catarina. *Floresta e Ambiente*, 22(2), 194-203. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.083414>.

Reid, J. L., 2015. Indicators of success should be sensitive to compositional failures: reply to Suganuma and Durigan. *Restoration Ecology*, 23(5), 519-520. <https://doi.org/10.1111/rec.12254>.

Reis, A., Bechara, F., Tres, R. D., Trentin, B, E., 2010. Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola*, 67(2), 244-250.

Reis, A., Bechara, F., Tres, R. D., Trentin, B, E., 2014. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. *Ciência Florestal* 24(2), 509-518.

RAD - Relatório Anual de Desmatamento 2021. São Paulo, Brasil MapBiomias, 2022. 126 p. Acesso em 10 de nov. 2022. Disponível em: <<http://alerta.mapbiomas.org>>.

Rodrigues, R.R, Lima R.A.F, Gandolfi S, Nave A.G., 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142(6):1242-1251.

Rosenfield, Milena Fermina; Muller, Sandra Cristina., 2020. Ecologia funcional como ferramenta para planejar e monitorar a restauração ecológica de ecossistemas. *Oecologia Australis*, v.24, n.3, p.550-565. [https://doi: 10.4257/oeco.2020.2403.02](https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2403.02).

Leal da Silva, M. P. K. et al., 2019. Desenvolvimento inicial e fenologia em núcleos de restauração no bioma Mata Atlântica, Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias - Brazilian Journal of Agricultural Sciences*, v. 14, n. 1, p. 1–7. <https://doi.org/10.5039/agraria.v14i1a5612>

Society For Ecological Restoration (Ser) International. Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. 2004. Princípios da SER International sobre a restauração ecológica. www.ser.org.

Stefanello, M.R., Rovedder, A.P., Felker, R.M., Gazzola, M.D., Camargo, B., Piaia, B.B., Matiello, J., Procknow, D., 2021. Cattle rearing promotes changes in the structure and diversity of vegetation in a forest remaining in the Pampa biome. *Ecological Engineering*, 161. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106154>.

Streck, E. V., 2008. Solos do Rio Grande do Sul, 2.ed., Porto Alegre: EMATER/RS, 222 p.

Suganuma, M. S.; Durigan, G., 2015. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology*, v. 23, n. 3, p. 238–251. <https://doi:10.1111/rec.12168>.

Tabarelli, M., Mantovani, W., 1999. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo - Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 59(2), 239-250. <https://doi.org/10.1590/S0034-71081999000200008>.

Venzke, T. S., Martins, S. V., Neri, A. V., Kunz, S. H., 2014. Síndromes de dispersão de sementes em estágios sucessionais de mata ciliar, no extremo sul da Mata Atlântica, Arroio do Padre, RS, Brasil. *Revista Árvore*, 38(3), 403 – 413. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000300002>.

Viani, R. A. G., Barreto, T. E., Farah, F. T., Rodrigues, R. R., & Brancalion, P. H. S., 2018. Monitoring Young Tropical Forest Restoration Sites: How Much to Measure? *Tropical Conservation Science*, 11, 194008291878091. <https://doi:10.1177/1940082918780916>

Zahawi, R. A., Holl, K.D., Cole, R. J., Leighton Reid, J.L., 2013. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology*, 50. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12014>.

5 CAPÍTULO 2

Monitoramento da restauração ecológica de mata ciliar: a técnica de plantio em núcleo é eficaz após dez anos de implantação no Pampa?²

RESUMO

A restauração ecológica é o processo que ajuda o restabelecimento de um ecossistema degradado, danificado ou destruído. O plantio em núcleos é considerado uma estratégia que facilita o desenvolvimento da vegetação, atrai dispersores e com o tempo tende a se expandir, aglutinando-se. Entretanto, apenas implantar técnicas restaurativas não é o suficiente, é necessário monitorar. O monitoramento requer bons indicadores ecológicos, o que é um desafio da restauração ecológica. O presente estudo tem como objetivo avaliar por meio de indicadores ecológicos a eficácia da técnica de plantio em núcleo para restauração de Mata ciliar. O estudo foi realizado na Serra do Sudeste, região de domínio do Pampa, sul do Brasil. Os indicadores ecológicos foram analisados em duas áreas de restauração: restauração passiva e ativa. Na área sob restauração ativa foram avaliadas parcelas pareadas: intra-núcleo (dentro do núcleo) e entre-núcleo (fora dos núcleos). Para avaliar a regeneração natural, todos os indivíduos arbustivo-arbórea regenerantes com altura maior que 30 cm foram contabilizados e identificados taxonomicamente. As espécies foram classificadas quanto a síndrome de dispersão. Foram calculados os índices de diversidade de Shannon e equabilidade de Pielou. A cobertura de dossel foi avaliada com densiômetro esférico convexo e a cobertura de copa das árvores plantadas nos núcleos foi estimada pela área da elipse. Análise de variância, seguida pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) foram utilizados para comparar os indicadores ecológicos. Os resultados demonstraram diferença significativa entre restauração passiva, intra-núcleo e entre-núcleo para os indicadores avaliados, com maiores médias intra-núcleo, seguido por entre-núcleo e restauração passiva. Conclui-se que as parcelas intra-núcleos apresentaram aumento na riqueza, abundância, síndrome de dispersão biótica, cobertura de dossel e cobertura de solo por serapilheira e espécies arbóreas. A técnica de plantio em núcleos é uma estratégia eficaz para a restauração ecológica na região de estudo.

Palavras-chave: Indicadores ecológicos, Área de Preservação Permanente, Serra do Sudeste, Técnicas Restaurativas.

² O presente capítulo está em formato de artigo científico, o qual foi aceito para publicação na revista científica *Forest Ecology and Management*. O artigo está em consonância com as normas de formatação vigentes da revista.

INTRODUÇÃO

A organização das Nações Unidas (ONU) declarou o período de 2021-2030 como “A Década da ONU da Restauração de Ecossistemas”, liderada pelo programa da ONU para o Meio Ambiente (PNUMA) e pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO). A década da restauração tem por objetivo deter a degradação de ecossistemas e restaurá-los, além de desenvolver e catalisar iniciativas de restauração em todo o mundo (ONU, 2021).

No Brasil, incentivos e políticas públicas são adotadas para promover a restauração de áreas degradadas, com ênfase em Áreas de Preservação Permanente (APP). Área de Preservação Permanente é considerada uma área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com 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). A vegetação nativa quando suprimida deve ser recomposta (BRASIL, 2012). São consideradas APP: faixas marginais de cursos d’água, áreas no entorno de lagos, reservatórios d’água e nascentes, encostas, chapadas e topos de morro, além das restingas, manguezais e veredas (BRASIL, 2012).

A restauração ecológica é o processo que ajuda o restabelecimento de um ecossistema degradado, danificado ou destruído. Só é considerado restaurado, o ecossistema que contém recursos bióticos e abióticos suficientes para continuar o seu desenvolvimento sem ajuda extra ou subsídio (SER, 2004). Para acelerar o processo de restauração, técnicas nucleadoras foram desenvolvidas (REIS et al., 2010). Entre elas, o plantio em núcleo, que envolve o plantio de pequenos fragmentos, ou núcleos de árvores, e tem por objetivo atrair dispersores, facilitar o desenvolvimento da vegetação (CORBIN & HOLL, 2012) e com o tempo, expandir, aglutinando-se em florestas contínuas (ZAHAWI et al., 2013). São considerados promotores de conectividade e interação de áreas naturais e produtivas (REIS et al., 2014). O plantio em núcleos acelera a restauração em grau semelhante ao plantio em área total, porém é uma estratégia mais econômica (ZAHAWI et al., 2013, HOLL et al., 2017). A nucleação é vista como uma estratégia economicamente viável para cumprir os objetivos mundiais de restauração de florestas e paisagens (HOLL et al., 2020).

Os atributos que medem o sucesso da restauração, por exemplo, fatores ecológicos, precisam ser monitorados ao longo do tempo (OLIVEIRA et al., 2021). Apenas a implantação de estratégias não garante a restauração, é necessário avaliações periódicas na etapa do monitoramento para averiguar se os objetivos estão sendo atendidos (PIAIA et al., 2021) e qual

o estado atual do projeto de restauração. As avaliações são feitas por meio de indicadores ecológicos, os quais devem capturar a complexidade do ecossistema, enquanto permanecem simples o suficiente para serem monitorados de forma fácil e rotineira (DALE & BEYELER, 2001). O ideal é encontrar indicadores simples e que funcionem como representantes ou substitutos de um conjunto de atributos do ecossistema (DURIGAN & ENGEL, 2015). O monitoramento da evolução das comunidades requer bons indicadores ecológicos, o que é um desafio na avaliação dos resultados das intervenções de restauração (SUDING, 2011).

Diversos trabalhos têm abordado a utilização de variáveis como indicadores ecológicos na restauração florestal (REID, 2015, HOLL et al., 2017, HOLL et al., 2020, OLIVEIRA et al., 2021). No entanto, não há consenso sobre o que deve ser monitorado para avaliar o sucesso da restauração (BRANCALION & HOLL, 2016), principalmente em mata ciliar com plantio em núcleo. A validação de resultados no monitoramento da técnica de nucleação auxilia a suprir a carência de informações de quais os melhores indicadores que devem ser avaliados em projetos de restauração.

O estudo apresenta a hipótese de que o plantio em núcleo após dez anos de implantação é uma estratégia eficaz para restaurar fisionomias florestais. Sendo assim, o objetivo do estudo é avaliar por meio de indicadores ecológicos a eficácia da técnica de plantio em núcleo em mata ciliar no Pampa, sul do Brasil. Para isso, buscamos responder às seguintes questões: (i) o plantio em núcleos é uma estratégia de restauração eficaz para facilitar a trajetória sucessional; (ii) o tamanho do núcleo está positivamente correlacionado com riqueza de espécies e abundância de regenerantes; (iii) A composição florística das parcelas entre-núcleos é similar às parcelas intra-núcleos.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado na região da Serra do Sudeste, estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. O solo da região é classificado como Neossolo Regolítico, ocupando um relevo ondulado a forte ondulado, associado a afloramentos de rocha (STRECK et al., 2008). Segundo a classificação de Köppen, o clima é do tipo cfa, subtropical úmido com verões quentes, sem estação seca definida (ALVARES et al., 2013). A região de estudo está inserida no bioma Pampa sob mosaico de vegetação de campo e floresta (OVERBECK et al., 2015, GUARINO

et al., 2018). O local de estudo é classificado como Área de Preservação Permanente (APP) de mata ciliar com típica formação de floresta estacional semidecidual (PIAIA et al., 2020).

No local de estudo, foram selecionadas duas Áreas de Preservação Permanente de Mata Ciliar, pertencente a empresa CMPC Brasil, no município de Caçapa do Sul/RS. Ambas áreas circundadas por plantio comercial de eucalipto, com histórico de supressão da vegetação nativa, substituição por pastagem para pecuária e posteriormente isoladas por cercamento. As áreas são ligadas uma à outra, porém com diferentes técnicas de restauração, onde:

- **Área 1:** Área com 0,5 hectare, isolada há 14 anos e desde o ano de 2011 sob restauração. O plantio em núcleos foi a estratégia de restauração utilizada e implantada pela própria empresa. Os núcleos foram constituídos por cinco mudas de espécies nativas por núcleo, com distância de um metro entre mudas. As mudas foram dispostas em formato de X, com uma muda no centro e o restante ao entorno. A estratégia utilizada foi de 40 núcleos/hectare dispostos de forma aleatória. As espécies distribuídas aleatoriamente foram: *Lithraea brasiliensis* Marchand, *Schinus molle* L., *Schinus terebinthifolia* Raddi, *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, *Handroanthus chrysotrichus* (Mart. ex A.DC.) Mattos, *Cordia americana* (L.) Gottshling & J.S. Mill, *Gymnanthes klotzschiana* Müll.Arg., *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Inga vera* Willd., *Luehea divaricata* Mart. e Zucc., *Cedrela fissilis* Vell., *Eugenia uniflora* L., *Psidium cattleianum* Sabine, *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl., *Zanthoxylum rhoifolium* Lam., *Symplocos uniflora* (Pohl) Benth, *Daphnopsis racemosa* Griseb.

- **Área 2:** Área com 1,0 hectare, cercado há 14 anos, sob restauração passiva. A cobertura vegetal atual é composta por fitofisionomia arbustivo-arbórea característica de sucessão secundária, com a presença de gramíneas e de espécies no gênero *Baccharis*.

Levantamento dos dados

No ano de 2021, foram alocadas no total 60 parcelas de 5 x 5 m de forma sistemática, com distância mínima de 20 m. Na área 1 (restauração ativa) foram instaladas 20 parcelas pareadas, ou seja, 20 intra-núcleo (dentro dos núcleos) e 20 entre-núcleo (fora dos núcleos) (Apêndice E). Na área 2 (restauração passiva) foram instaladas 20 parcelas. Na análise da regeneração natural, todas as espécies arbustivo-arbóreas regenerantes com altura maior que 30 cm foram contabilizadas e identificadas taxonomicamente. A classificação botânica seguiu a proposta de Angiosperm Phylogeny Group IV (2016). As espécies foram classificadas quanto à síndrome de dispersão, em biótica e abiótica (CALLE & HOLL, 2019).

Juntamente com a avaliação da regeneração natural, em cada parcela, foram avaliadas a espessura da serapilheira, a cobertura do solo e a cobertura de copa. A espessura da serapilheira foi medida com régua com três pontos de repetição por parcela. A cobertura do solo foi analisada visualmente por um único observador em subparcela de 1 x 1 m localizada no centro de cada parcela. Foi adaptada a metodologia proposta por Brancalion et al. (2015) para cobertura do solo por gramíneas, registrando a cobertura percentual de gramíneas, herbáceas, arbustivo-arbóreo, serapilheira e solo exposto. A avaliação da cobertura de dossel ocorreu no centro de cada parcela com o auxílio do densiômetro esférico convexo, nas quatro direções cardeais, a 1,30 metros de altura da superfície do solo (ZAHAWI et al., 2013).

Para a análise dos núcleos, foram mensuradas as árvores plantadas em cada núcleo, totalizando 20 núcleos (área 1), identificando botanicamente as espécies, medindo o diâmetro à altura do peito e a altura de cada indivíduo. A cobertura de copa foi analisada por indivíduo e por núcleo, por meio da estimativa da área de elipse, com a medição do diâmetro das copas com trena (distância de uma extremidade da copa à outra) de cada indivíduo e de cada núcleo (BRANCALION et al., 2015).

Análise dos dados

Índices fitossociológicos (densidade relativa (DR), frequência relativa (FR) e valor de importância (VI)) foram calculados para avaliação da composição de espécies da regeneração natural entre as áreas (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974, STEFANELLO et al., 2021). Para medir a diversidade de espécies e a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies, foi calculado os índices de diversidade de Shannon e Pielou, respectivamente (MAGURRAN, 2013). Estes, foram comparados pelo teste-t de Hutcheson ($p < 0,05$) (HUTCHESON, 1970). As análises foram processadas pelo programa estatístico R (version 4.1.1), utilizando o pacote “ecoltest” (R CORE TEAM, 2021).

Os dados de riqueza, abundância, número de famílias botânicas, espécies com dispersão biótica e abiótica, espessura da serapilheira, cobertura de copa e cobertura do solo, foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk e Bartlett para verificar as pressuposições de normalidade e homogeneidade de variância ($p > 0,05$) respectivamente. Quando os pressupostos não foram atendidos, os dados foram transformados pelo método Box-Cox (utilizando o pacote “MASS” do programa R), encontrando um valor de potência mais adequado para a variável dependente (BOX & COX, 1964). Em seguida, os dados transformados foram submetidos ao teste de

análise de variância (ANOVA) e às médias comparadas pelo teste de Tukey (95%) pelo pacote “ExpDes.pt” do programa R (R CORE TEAM, 2021).

A similaridade florística foi avaliada pela análise de similaridade de Jaccard (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974), com produção de diagrama de análise de Cluster (Jaccard) pelo pacote “Vegan” do programa R. A correlação entre a área ocupada pelos núcleos e a riqueza e abundância de regenerantes foi avaliada por meio do coeficiente de correlação de Pearson (PIAIA et al., 2021) nas parcelas intra-núcleo e entre-núcleo. Todas as análises foram feitas no programa estatístico R (versão 4.1.1) (R CORE TEAM, 2021).

RESULTADOS

Indicadores ecológicos

Considerando todas as parcelas avaliadas (intra-núcleo, entre-núcleo e restauração passiva), registrou-se na regeneração natural 877 indivíduos de 32 espécies em 22 famílias botânicas. A família Myrtaceae foi a mais representativa, com quatro espécies, seguida por Euphorbiaceae e Anacardiaceae com três espécies cada (Apêndice C).

No intra-núcleo, foram verificados 369 indivíduos de 26 espécies em 19 famílias botânicas. A família Myrtaceae apresentou o maior número de espécies (quatro). *Schinus terebinthifolia* Raddi foi a espécie com os maiores valores para os índices fitossociológicos (DR = 18.12%, FR = 9.67% e VI = 15.56%), seguida por *Daphnopsis racemosa* Griseb (DR=17.07%, FR = 9.67% e VI = 13.46%) e *Myrcia palustris* DC (DR = 12.73%, FR = 9.67% e VI = 10.12%). No entre-núcleo, foram registrados 223 indivíduos de 23 espécies em 18 famílias botânicas. As famílias com maior riqueza de espécies foram Anacardiaceae, Euphorbiaceae e Myrtaceae, todas com três espécies cada. A espécie *Myrsine loefgrenii* (Mez) Imkhan. apresentou os maiores valores para os índices fitossociológicos (DR = 26%, FR = 12,94% e VI = 19,08), seguido por *Baccharis dracunculifolia* DC. (DR = 13%, FR = 10,58% e VI = 13,94%) e *Schinus terebinthifolia* (DR = 12,10%, FR = 11,76% e VI = 12,14%). A restauração passiva apresentou o total de 285 indivíduos de 16 espécies em 13 famílias botânicas. A família Anacardiaceae apresentou maior número de espécies (três). A espécie *Miconia hyemalis* A.St.-Hil. & Naudin ex Naudin obteve os maiores valores para os índices fitossociológicos (DR = 29,82%, FR = 21,62% e VI = 21,68%), seguido por *Daphnopsis racemosa* Griseb. (DR = 24,21%, FR = 16,21% e VI = 22,19%) e por *Baccharis dracunculifolia* (DR = 21,05%, FR = 18,91% e VI = 24,67%).

Intra-núcleo e entre-núcleo foram mais semelhantes entre si, quando comparado com a restauração passiva para a composição florística pelo índice de Jaccard (Figura 2). O índice variou de 0,40 a 0,48, formando dois grupos de similaridade. O índice precisa ser maior que 0,25 para apresentar similaridade (MULLER & ELLENBERG, 1974).

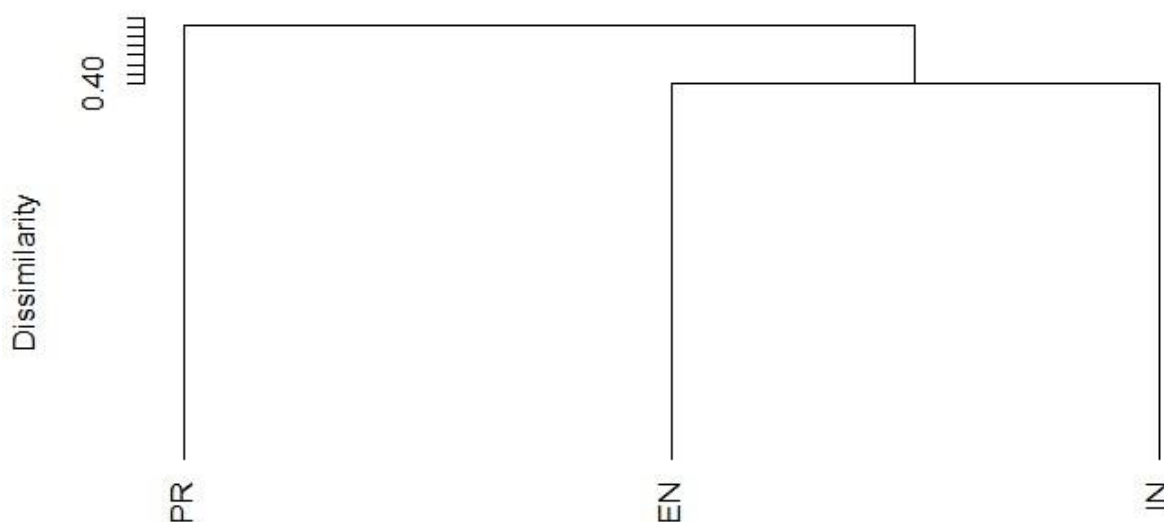


Figura 2: Dendrograma de similaridade florística pelo índice de Jaccard para a regeneração natural intra-núcleos (IN), entre-núcleos (EN) e restauração passiva (PR) de mata ciliar no Pampa, sul do Brasil.

Os indicadores avaliados no monitoramento apresentaram diferença significativa entre as áreas analisadas ($p < 0,05$) (Tabela 2). Apenas a espessura da serrapilheira e a equabilidade de Pielou não apresentaram diferença significativa ($p = 0,05$). Entre os indicadores analisados (Tabela 2), somente espécie com dispersão abiótica apresentou maior média na restauração passiva, as demais variáveis obtiveram maiores médias intra-núcleo. No entre-núcleo, o número de famílias, riqueza e diversidade de Shannon apresentaram maiores médias, quando comparado com restauração passiva, entretanto, este obteve maiores médias na abundância e cobertura de dossel, quando comparado com entre-núcleo. As variáveis mensuradas na cobertura do solo apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$) (Tabela 2). O percentual de solo exposto (cobertura do solo) apresentou maior média intra-núcleo. A serapilheira também apresentou maior média no intra-núcleo, não diferindo estatisticamente do entre-núcleo. A vegetação do tipo gramínea foi maior na restauração passiva, não diferindo do entre-núcleo. A forma de vida herbácea apresentou maior média entre-núcleos e a cobertura de solo por arbóreas obteve maior porcentagem no intra-núcleos, seguido pelo entre-núcleo.

Tabela 2: Indicadores no monitoramento da restauração ecológica intra-núcleos, entre-núcleos e restauração passiva de mata ciliar em região de domínio do Pampa, sul do Brasil.

Indicadores	Anova (p-valor)*	Teste de Tukey**		
		Intra-núcleo	Entre-núcleo	R. Passiva
Nº de famílias	0,00026	5,60 a	3,85 b	3,55 b
Riqueza de espécies	0,00010	6,25 a	4,25 b	3,70 b
Abundância de indivíduos	0,021	18,45 a	11,15 c	14,25 b
Espécies com dispersão bióticas	0,015	16,75 a	11 b	9,60 c
Espécies com dispersão abióticas	0,041	1,70 b	1,55 b	3,25 a
Espessura da serrapilheira (cm)	0,52	2,31 a	2,05 a	2,08 a
Cobertura de dossel (%)	<0,00001	75,30 a	11,50 c	15,60 b
Diversidade de Shannon***	s	4,48 a	4,01 b	3,91 bc
Equabilidade de Pielou***	ns	0,75 a	0,74 a	0,69 a
Cobertura do solo (%)				
Solo exposto	0,043	10,10 a	5,00 b	4,75 b
Serapilheira	0,034	59,50 a	55,50 a	50,50 b
Gramínea	0,012	33,75 b	55 a	56 a
Herbácea	0,014	19 b	30,5 a	21,5 b
Arbórea	0,018	20,5 a	15 b	11 c

* Valores de $p < 0,05$ diferem entre si pela análise de variância (ANOVA).

** Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade de erro.

*** Diversidade de Shannon e Equabilidade de Pielou comparados pelo Teste-t de Hutcheson ($p < 0,05$), onde: s = diferença significativa, ns = diferença não significativa.

Expansão dos núcleos

Foi registrado na avaliação de indivíduos plantados em núcleos, o total de 53 árvores de 17 espécies em 14 famílias botânicas, distribuídos em vinte núcleos. Levando em consideração no momento da implantação a proporção de cinco árvores por núcleo, 53% das árvores plantadas estão vivas e em desenvolvimento, em um período de dez anos. A área total ocupada pelos núcleos dos indivíduos vivos é de 900,15 m², equivalente a uma média de 45 m²/núcleo.

Entre as espécies mais abundantes, destaca-se *S. terebinthifolia* (08 ind.), *Luehea divaricata* Mart. & Zucc. (08 ind.) e *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (06 ind.). As espécies, *Inga vera* Willd., *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong e *S. terebinthifolia*, expressaram maior área de copa, com 46,49 m², 41,62 m² e 30,32 m², respectivamente (Apêndice D).

A correlação de Pearson (Tabela 4) apresentou variação entre as análises. O intra-núcleo apresentou maior grau de correlação entre a área ocupada pelos núcleos e o número de indivíduos regenerantes e o número de espécies regenerantes (0,6049 e 0,4116, respectivamente). O sentido da correlação de Pearson pode ser positivo ou negativo, variando de -1 a 1, sendo que a intensidade da correlação linear será maior quanto mais próximo a |1| (TOEBE et al., 2015). Por outro lado, as variáveis entre-núcleo, número de indivíduos regenerantes e número de espécies regenerantes apresentaram correlações fracas e negativas com a área ocupada pelos núcleos (-0,1297 e -0,22, respectivamente).

Tabela 4: Correlação de Pearson entre indivíduos, espécies regenerantes e área do núcleo em Área de Preservação Permanente de mata ciliar sob restauração há dez anos no Pampa.

Variáveis	Correlação de Pearson	p-valor
Número de indivíduos regenerantes intra-núcleo X área do núcleo	0,6049	0,0041
Número de indivíduos regenerantes entre-núcleo X área do núcleo	- 0,1297	0,531
Número de espécies regenerantes intra-núcleo X área do núcleo	0,4116	0,1811
Número de espécies regenerantes entre-núcleo X área do núcleo	- 0,2200	0,3513

DISCUSSÃO

Indicadores ecológicos

Este estudo fornece informações relevantes para áreas em restauração de mata ciliar no bioma Pampa, Sul do Brasil. Os resultados confirmam as hipóteses iniciais de que a estratégia de plantio em núcleo facilita a trajetória sucessional, sendo eficaz para a restauração na região de estudo. Os indicadores ecológicos utilizados, indicam que há diferença significativa entre intra-núcleo, entre-núcleo e restauração passiva.

No geral, o registro da riqueza das famílias condiz com estudos realizados na mesma região de estudo (Serra do Sudeste, bioma Pampa, sul do Brasil) (BUDKE, 2004, SCIPIONI et al., 2013, OLIVEIRA et al., 2015, PIAIA et al., 2020). No entre-núcleo e na Restauração passiva as espécies mais representativas na regeneração natural pertencem ao estágio inicial de sucessão ecológica, com destaque para a espécie *B. dracunculifolia*. O gênero *Baccharis* indica caráter inicial de processo de restauração e são espécies que preferem locais com maior incidência de luz (RECH et al., 2015), como constatado nas áreas entre-núcleos e restauração

passiva na cobertura de dossel em comparação com intra-núcleo. Ainda, esse gênero constitui formações densas e dominantes em capoeiras ou terrenos degradados (ARAUJO et al., 2003), é uma planta colonizadora com estabelecimento e crescimento eficiente em locais perturbados (GOMES & FERNANDES, 2002, NEGREIROS et al., 2014).

A espécie *S. terebinthifolia* foi a mais representativa no intra-núcleo, e entre as três mais representativas no entre-núcleo. Essa espécie faz parte da composição inicial dos núcleos, justificando a sua ocorrência na regeneração natural no intra-núcleo. A ocorrência da espécie na regeneração natural no entre-núcleo demonstra que a espécie está se expandindo a partir dos núcleos, devido a sua boa interação biótica (KAGEYAMA & GANDARA, 2000) e disponibilidade de recursos para a fauna dispersora (frutos). Além disso, é recomendada em projetos de restauração devido ao seu desenvolvimento satisfatório, com uma rápida cobertura do solo (SILVA et al., 2019). Esse conjunto de características potencializa o retorno dos processos ecológicos (SILVA et al., 2019), garantindo o sucesso regenerativo de ambientes antropizados (KAGEYAMA & GANDARA, 2000).

Observando o dendrograma (Figura 2), é possível constatar a formação de dois grupos de similaridade florística. Intra-núcleo e entre-núcleo, tiveram uma maior similaridade da composição florística, quando comparados com a restauração passiva. Essa maior similaridade, possivelmente está relacionada ao efetivo desempenho dos núcleos em seus processos, principalmente pela liberação de sementes e atração de dispersores (fauna), favorecendo o desenvolvimento da regeneração natural do local. Provavelmente os núcleos auxiliaram a incrementar o banco de sementes do solo. Essa constatação também foi abordada por Procknow et al. (2020) no monitoramento da chuva de sementes em núcleos no mesmo local do estudo. Quando estabelecidos, os núcleos podem facilitar o recrutamento de espécies via dispersão de sementes, facilitando a colonização de espécies sucessionais posteriores (HOLL et al., 2017) e restabelecendo a resiliência local (REIS et al., 1999).

O fato da restauração passiva, apresentar maior média de espécies com dispersão abiótica, possivelmente pode ser explicado por ter a característica de área aberta, com poucos indivíduos arbóreos com altura significativa para a atração de dispersores (média de 1,20 metros de altura). No geral, espécies abióticas (anemocóricas) são beneficiadas em fisionomias abertas, em virtude da facilidade da dispersão dos propágulos pelo vento (VENZKE et al., 2014). A maior média de cobertura de dossel nesta área, pode ser explicada pela presença de *B. dracunculifolia*, que ocorre em campos ou em locais abertos, constituindo formações densas (ARAUJO et al., 2003), onde a altura máxima de indivíduos foi de 3,20 metros (constatação *in loco*).

Devido o intra-núcleo possuir as maiores médias dos indicadores avaliados, é possível indicar que os núcleos aos dez anos de idade após a implantação, estão propiciando a sucessão ecológica. Essa constatação também foi abordada por Piaia et al. (2021) em estudo na comparação de núcleos com diferentes idades de implantação no Pampa, onde núcleos implantados há sete anos estavam favorecendo a trajetória sucessional, quando comparadas com núcleos implantados há dois anos.

Os núcleos tendem a se desenvolver e se expandir, ocupando toda a extensão da área, propiciando o reinício do processo sucessional e restabelecendo a resiliência local (REIS et al., 1999). Nesse sentido, os resultados entre-núcleo demonstram que os núcleos estão cumprindo o seu papel, atraindo dispersores, recrutando espécies, expandindo além de seus limites iniciais e favorecendo o processo sucessional em toda a área.

O maior acúmulo de serapilheira, juntamente com a maior porcentagem de espécies arbóreas e a diminuição de gramíneas e herbáceas intra-núcleo, podem representar uma eficiência da técnica de plantio em núcleo no processo de sucessão ecológica na área de estudo. Por outro lado, a significativa porcentagem de cobertura de solo por gramínea e herbácea entre-núcleos demonstra que o processo da trajetória sucessional não é homogêneo em toda a área, todavia, a expressão significativa de serapilheira e de plantas arbóreas reforçam a eficiência do plantio em núcleo.

Estudo realizado na mesma região em áreas sem intervenções, constataram predominância de herbáceas, seguido por espécies arbustivas e arbóreas (CAUMO et al., 2019). Na mesma área de estudo, Piaia et al. (2020) constatou a predominância de gramíneas na área sob restauração passiva, não diferindo da área sob plantio de núcleos com sete anos de implantação.

A perturbação no ambiente auxilia na permanência de espécies herbáceas, em função do caráter pioneiro e rústico, com produção precoce de sementes em grandes quantidades e com dormência, aspectos que garantem a maior durabilidade dessas espécies no banco de sementes do solo (SILVA-WEBER et al., 2012). Por outro lado, a ocorrência de gramíneas e herbáceas na cobertura do solo pode indicar estágio inicial de sucessão ecológica (OLIVEIRA et al., 2018), entretanto esta ocorrência é natural no Pampa, pois apresenta diversidade de gramíneas nativas e dominância em algumas regiões (OVERBECK et al., 2015). No entanto, a dinâmica da vegetação natural no Pampa é lenta (PIAIA et al., 2020).

Expansão dos núcleos

Estudos demonstram o desenvolvimento satisfatório das espécies *S. terebinthifolia*, *L. divaricata* e *A. angustifolia*, em projetos de restauração sob plantio em núcleos em regiões fitogeográficas de domínio do Pampa e da Mata Atlântica (SILVA et al., 2019, PIAIA et al., 2021, DALPIZZOL et al., 2021). Análises feitas 90 dias após a implantação de espécies nativas em núcleos em domínio da Mata Atlântica, constatou-se sobrevivência superior a 75% de indivíduos de *S. terebinthifolia* e *A. angustifolia* (DALPIZZOL et al., 2021), o mesmo ocorreu para *L. divaricata*, porém com sobrevivência de 100% após 24 meses de implantação (SILVA et al., 2019).

Além disso, o sucesso da nucleação depende também da expansão dos núcleos (CORBIN & HOLL, 2012). A expressiva área de copa e o desenvolvimento dendrométrico (DAP e H) da espécie *S. terebinthifolia*, destaca-a como uma espécie potencial e apropriada na utilização de técnicas restaurativas na região de estudo. Além desta, é possível indicar as espécies *I. vera* e *E. contortisiliquum* por possuírem significativas áreas de copas, auxiliando no recobrimento, além de serem atrativas para a fauna. É importante destacar que os frutos de *E. contortisiliquum* são considerados tóxicos para o gado (COSTA et al., 2009). Portanto, deve-se ter precaução quanto o plantio desta espécie em locais onde se tem o acesso de gado.

A cobertura de copa influencia no crescimento e sobrevivência de plântulas, nos processos de oxidação da matéria orgânica, na composição florística e no controle de processos erosivos (MELO et al., 2007), portanto pode ser considerado um bom indicador no monitoramento de núcleos na área de estudo, além de ser de fácil mensuração e economicamente viável.

Devido os núcleos apresentarem uma média equivalente a 45 m²/núcleo, podem ser considerados de porte médio (ZAHAWI et al., 2013). Núcleos com sete anos de idade após a implantação apresentaram área de copa de aproximadamente 27 m² (PIAIA et al., 2021), demonstrando uma possível tendência entre à progressão do tempo e o aumento da área de copa na região de estudo.

Os resultados da correlação de Pearson, demonstram que o recrutamento de regenerantes no interior de núcleos é significativamente maior, quando comparado com áreas externas (sem adição da técnica). Diversos fatores podem estar relacionados, entre eles, a escala espacial dos núcleos na área, o qual será específica para cada local, levando em consideração as condições locais e econômicas (ZAHAWI et al., 2013). Talvez, a distribuição espacial dos núcleos, no momento da implantação tenha sido baixa (2% de área plantada), entretanto, dez

anos após a implantação, os núcleos expandiram, representando 18% de área plantada, um acréscimo de 16%. Essa condição é extremamente favorável, pois com a expansão dos núcleos, há a ocorrência de uma maior frutificação das espécies, atração da fauna local e conseqüentemente enriquecimento do banco de sementes do solo, promovendo condições de estabelecimento e desenvolvimento da regeneração natural. Esse conjunto de mecanismos demonstra que os núcleos estão cumprindo os objetivos e auxiliando na aceleração da restauração no local de estudo.

O estudo apresenta resultados de longo prazo (>10 anos) da nucleação aplicada por plantio em núcleos em mata ciliar no bioma Pampa, sul do Brasil. As limitações específicas que ocorrem em cada local de pesquisa, dificultam as replicações (DAVIES & GRAY, 2015), contudo, os experimentos naturais são componentes essenciais da pesquisa (STEFANELLO, 2021). A conjuntura do local de estudo, o tempo da aplicação da técnica, o histórico de manejo, são fatores intrínsecos do presente estudo, dificilmente encontrados e replicáveis em outros locais na região de estudo.

CONCLUSÃO

A técnica de plantio em núcleo representa uma alternativa eficaz para a restauração ecológica na região de estudo, acelerando a trajetória sucessional. As parcelas intra-núcleos apresentaram aumento na riqueza, abundância, síndrome de dispersão biótica, cobertura de dossel e cobertura de solo por serapilheira e espécies arbóreas. As parcelas entre os núcleos e restauração passiva estão em processo lento e inicial de sucessão ecológica em comparação com as parcelas intra-núcleos. A área ocupada pelos núcleos apresentou correlação positiva com a riqueza e abundância de regenerantes em parcelas intra-núcleos, ou seja, quanto maior a área do núcleo, maior a riqueza e abundância de regenerantes. Para novos estudos, recomenda-se maior distribuição espacial de núcleos, acelerando a expansão e o desenvolvimento sucessional da vegetação em toda área a ser restaurada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. De M., Sparovek, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, Stuttgart, 22(6), 711-728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- APG IV. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 181, 1-20. <https://doi.org/10.1111/boj.12385.7>
- Araújo, A. P. A., Carneiro, M. A. A., Fernandes, G. W. 2003. Efeitos do sexo, do vigor e do tamanho da planta hospedeira sobre a distribuição de insetos indutores de galhas em *Baccharis pseudomyriocephala* Teodoro (Asteraceae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 47(4), 483-490. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262003000400001>.
- Box, G. E. P., Cox, D. R. 1964. An analysis of transformations. *Journal of the Royal Statistical Society, Series B (Methodological)*, 26(2), 211-243. <http://links.jstor.org/sici?sici=00359246%281964%2926%3A2%3C211%3AAAOT%3E2.0.CO%3B2-6>
- Brancalion, P. H. S., Holl, K. D. 2016. Functional composition trajectory: a resolution to the debate between Suganuma, Durigan, and Reid. *Restoration Ecology*, Malden, 24(1), 1-3. <https://doi.org/10.1111/rec.12312>.
- Brancalion, P. H. S., Gandolfi, S., Rodrigues, R. R. 2015. *Restauração Florestal*. São Paulo: oficina de textos, 431p. ISBN 978-8579750199.
- BRASIL. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Disposições sobre de proteção da vegetação nativa. *Diário Oficial da União, Poder Executivo, Brasília, DF*. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: 20 de dezembro de 2022.
- Budke, J. C., Giehl, E. L. H., Athayde, E. A., Eisinger, S. M., Záchia, R. A. 2004. Florística e fitossociologia do componente arbóreo de uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. *Acta Botânica Brasileira*, 18(3), 581-589. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062004000300016>.
- Calle, A., Holl, K. D. 2019. Riparian forest recovery following a decade of cattle exclusion in the Colombian Andes. *Forest Ecology and Management*, 452(8). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117563>.

- Caumo, M., Paim, L. P., Avrella, E. D., Orlandi, C. R., Freitas, E. M., Fior, C. S. 2019. Diversidade florística em Áreas de Preservação Permanente de um plantio comercial de eucalipto no bioma Pampa, sul do Brasil. *Rodriguésia*, 71. <https://doi.org/10.1590/2175-7860202071141>.
- Corbin, J. D., Holl, K. D. 2012. Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management*, 265, 37-46. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.013>.
- Dale, V. H., Beyeler, S. C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1, 3-10.
- Dalpizzol, J., Vicente, D. L. S., Demétrio, L., Goulart, M. M., Aquino, M. G. C. De, Fockink, G., Kanieski, M. R. 2021. Avaliação de técnicas nucleadoras em uma área de preservação permanente no planalto serrano. *Biodiversidade*, 20(2), 161. <https://doi.org/49555-2-10-20210611>.
- Davies, G.M., Gray, A., 2015. Don't let spurious accusations of pseudoreplication limit our ability to learn from natural experiments (and other messy kinds of ecological monitoring). *Ecology and Evolution* 5 (22), 5295–5304. <https://doi.org/10.1002/ece3.1782>.
- Durigan, G., Engel, V. L. 2015. Restauração de ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir. *In*: MARTINS, S. V. Restauração ecológica de ecossistemas degradados. 2, Ed, Viçosa/MG, Cap. 2.
- Gomes, V., Fernandes, G. W. 2002. Germinação de aquênios de *Baccharis dracunculifolia* D. C. (Asteraceae). *Acta Botanica Brasilica*, 16(4), 421- 427. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062002000400005>.
- Guarino, E. S. G. *et al.* 2018. Espécies de plantas prioritárias para projetos de restauração ecológica em diferentes formações vegetais no Bioma Pampa: primeira aproximação. Pelotas: Embrapa Clima Temperado. 79 p. (Embrapa Clima Temperado. Documentos, 457). URL: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1098234>.
- Holl, K. D., Reid, J. L., Chaves-Fallas, J. M., Brenes, F. O., Zahawi, R. A. 2017. Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. *Journal of Applied Ecology*, Oxford, 54, 1091- 1099. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12814>.

- Holl, K. D., Reid, J. L., Cole, F., Brenes, F. O., Zahawi, R. A. 2020. Applied nucleation facilitates tropical forest recovery: Lessons learned from a 15-year study. *Journal of Applied Ecology*, Oxford, 57(12), 1-13. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13684>.
- Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology*, London, 29, 151-154. [http://dx.doi.org/10.1016/0022-5193\(70\)90124-4](http://dx.doi.org/10.1016/0022-5193(70)90124-4).
- Kageyama, P., Gandara, F. B. 2000. Revegetação de áreas ciliares. *In*: Rodrigues, R. R., Leitão Filho, H. de F. (eds): *Matas ciliares: conservação e recuperação*. Editora Universidade de São Paulo-USP, São Paulo, Brasil, 1-40.
- Magurran, A. E. 2013. *Medindo a diversidade biológica*. Editora UFPR. 261p.
- Melo, A. C. G., Miranda, D. L. C., Durigan, G. 2007. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. *Revista Árvore*, 31(2), 321-328. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622007000200015>.
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: Wiley, 547 p.
- Negreiros, D., Esteves, D., Fernandes, G.W., Berbara, R. L. L., Oki, Y., Vichiato, M., Chalub, C. 2014. Growth-survival tradeoff in the widespread tropical shrub *Baccharis dracunculifolia* (Asteraceae) in response to a nutrient gradient. *Tropical Ecology*, 55(2) 167. <https://doi.org/10.4336/2016.pfb.36.88.922>.
- Oliveira, M. L. A. A. De., Grings, M., Richter, F. S., Backes, A. R. 2015. Composição, estrutura e fatores edáficos condicionantes da distribuição das espécies do componente arbóreo em floresta ribeirinha do rio Ibirapuitã, Bioma Pampa. *Iheringia, Série Botânica*, Porto Alegre, 70(2), 245 – 263.
- Oliveira, R. E. De., Engel, V. L., Loiola, P. P., Moraes, L. F. D. De., Vismara, E. S. 2021. Top 10 indicators for evaluating restoration trajectories in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecological Indicators*, 127. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107652>.
- Oliveira, T. J. F. De., Barroso, D. G., Andrade A. G. De., Freitas, I. L. J., Amim, R. T. 2018. Banco de sementes do solo para uso na recuperação de matas ciliares degradadas na região noroeste fluminense. *Ciência Florestal*, Santa Maria, 28(1), 206-217. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509831653>.
- Organização Das Nações Unidas (ONU). Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br>.

Overbeck, G. E., Boldrini, I. I., Carmo, M. R. B. Do, Garcia, E. N., Moro, R. S., Pinto, C. E., Trevisan, R., Zannin, A. 2015. Fisionomia dos campos. *In*: Pillar, V. De P., Lange, O (Coord). Os campos do Sul, Porto Alegre: Rede Campos Sulinos -UFRGS, cap. 3, 33-44.

Piaia, B. B., Rovedder, A. P. M., Procknow, D., Camargo, B. 2021. Avaliação de indicadores ecológicos na restauração por plantio em núcleos com diferentes idades. *Ciência Florestal*, Santa Maria, 31(3), 1512-1534. <https://doi.org/10.5902/1980509848105>.

Piaia, B. B., Rovedder, A. P. M., Procknow, D., Camargo, B., Gazzola, M. D., Croda, J. P., Stefanello, M. M. 2020. Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. *Ecological Engineering*, 157, 105991. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105991>.

Procknow, D., Rovedder, A. P. M., Piaia, B. B., Stefanello, M. M., Camargo, B., Felker, R. M., Croda, J. P., Gazzola, M. D. 2020. Seed rain as an ecological indicator of forest restoration in the Pampa biome. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 15(3). <https://doi.org/doi:10.5039/agraria.v15i3a7220>.

R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Rech, C. C. C., Silva, A. C. Da., Higuchi, P., Schimalski, M. B., Pscheidt, F., Schmidt, A. B., Ansolin, R. D., Bento, M. A., Missio, F. De F., Loebens, R. 2015. Avaliação da Restauração Florestal de uma APP Degradada em Santa Catarina. *Floresta e Ambiente*, 22(2), 194-203. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.083414>.

Reid, J. L. 2015. Indicators of success should be sensitive to compositional failures: reply to Suganuma and Durigan. *Restoration Ecology*, 23(5), 519-520. <https://doi.org/10.1111/rec.12254>.

Reis, A., Bechara, F., Tres, R. D., Trentin, B, E. 2010. Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola*, 67(2), 244-250.

Reis, A., Zambonin, R. M., Nakazono, E. M. 1999. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 42 p.

Reis, A., Bechara, F., Tres, R. D., Trentin, B, E. 2014. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. *Ciência Florestal* 24(2), 509-518.

- Scipioni, M. C., Galvão, F., Longhi, S. J. 2013. Composição florística e estratégias de dispersão e regeneração de grupos florísticos em florestas estacionais decíduais no rio grande do sul. *Floresta*, 43(2). <https://doi.org/10.5380/rf.v43i2.27098>.
- Silva, M. P. L. Da., Rovedder, A. P. M., Hummel, R. B., Piaia, B. B., Toso, L. D., Felker, R. M., Peccatti, A., Matiello, J. 2019. Desenvolvimento inicial e fenologia em núcleos de restauração no bioma Mata Atlântica, Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 14(1). <https://doi.org/10.5039/agraria.v14i1a5612>.
- Silva-Weber, A. J. C., Nogueira, A. C., Carpanezzi, A. A., Galvão, F., Weber, S. H. 2012. Composição florística e distribuição sazonal do banco de sementes em Floresta Ombrófila Mista Aluvial, Araucária, PR. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 32(70) 193-207. <https://doi.org/10.4336/2012.pfb.32.70.77>
- Society For Ecological Restoration (Ser) International. Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. 2004. Princípios da SER International sobre a restauração ecológica. www.ser.org.
- Stefanello, M.R., Rovedder, A.P., Felker, R.M., Gazzola, M.D., Camargo, B., Piaia, B.B., Matiello, J., Procknow, D. 2021. Cattle rearing promotes changes in the structure and diversity of vegetation in a forest remaining in the Pampa biome. *Ecological Engineering*, 161. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106154>.
- Streck, E. V. 2008. Solos do Rio Grande do Sul, 2.ed., Porto Alegre: EMATER/RS, 222 p.
- Suding, K. 2011. Noward an Era of Restoration in Ecology: successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42, 465-487. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145115>.
- Toebe, M., Cargnelutti Filho, A., Lopes, S.J., Burin, C., Silveira, T.R., Casarotto, G. 2015. Dimensionamento amostral para estimação de coeficientes de correlação em híbridos de milho, safras e níveis de precisão. *Bragantia*, 74(1), 16-24. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4499.0324>.
- Venzke, T. S., Martins, S. V., Neri, A. V., Kunz, S. H. 2014. Síndromes de dispersão de sementes em estágios sucessionais de mata ciliar, no extremo sul da Mata Atlântica, Arroio do Padre, RS, Brasil. *Revista Árvore*, 38(3), 403 – 413. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000300002>.
- Zahawi, R. A., Holl, K.D., Cole, R. J., Leighton Reid, J.L. 2013. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology*, 50. <https://doi.org/10.1111/1365-2664>.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esse estudo apresenta informações relevantes sobre a restauração ecológica em matas ciliares no bioma Pampa. O bioma possui uma carência de informações, pesquisas e projetos no âmbito da restauração ecológica, principalmente em fitofisionomias florestais. Os resultados gerados neste trabalho de tese demonstram a progressão da técnica de plantio em núcleo ao longo do tempo, o atual cenário da técnica, além do desenvolvimento silvicultural dos núcleos implantados. O estudo fornece apoio para o aprimoramento de futuros projetos de restauração, principalmente para a região da Serra do Sudeste.

O monitoramento da técnica de plantio em núcleo, possibilitou uma maior compreensão da aplicabilidade da técnica na restauração de Áreas de Preservação Permanente de mata ciliar no Pampa brasileiro. Os indicadores ecológicos mensurados, indicam que a estratégia progride ao longo do tempo, sendo eficaz na região de estudo. Perante o monitoramento, o plantio em núcleo está exercendo o seu papel de atrair dispersores, recrutar espécies e expandir além de seus limites iniciais. Os núcleos estão em pleno desenvolvimento, auxiliando a trajetória sucessional e impulsionando a restauração na área.

O plantio em núcleos apresentou resultados satisfatórios, sendo uma técnica aplicável na restauração de áreas de mata ciliar. Além dos resultados, outro fator intrinsecamente ligado, é o baixo custo que esta técnica apresenta, quando comparado com o plantio em área total (CORBIN e HOLL, 2012). O conjunto desses fatores tornam essa técnica eficaz e economicamente viável para a restauração na região de estudo. Para futuros projetos, é recomendável, a utilização das espécies, *Inga vera* Willd, *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong e *Schinus terebinthifolia* Raddi na implantação da técnica. Essas espécies apresentaram desenvolvimento dendrométrico satisfatório ao longo dos dez anos de implantação dos núcleos. É importante salientar que os frutos de *Enterolobium contortisiliquum* são considerados tóxicos para o gado. Portanto é necessário precaução na utilização desta espécie em áreas onde se tem o pastejo de animais.

A restauração passiva, está, mesmo após quatorze anos isolada, em um processo inicial de sucessão ecológica. Contudo, apresenta indícios de modificações com a redução da abundância de *Baccharis dracunculifolia* DC. Para uma maior compreensão e assertividade sobre a dinâmica da sucessão ecológica em áreas de restauração passiva na região de estudo, é recomendável o monitoramento contínuo a médio e longo prazo. Essa recomendação não só deve ser aplicável para áreas sob restauração passiva, mas também, sob restauração ativa. O

monitoramento ao longo do tempo é importante para fornecer suporte em tomadas de decisões na trajetória da restauração, sempre atendendo os objetivos iniciais do projeto.

Os resultados gerados pela presente pesquisa, podem servir como suporte para o aprimoramento de futuros projetos de restauração ecológica em fitofisionomias florestais no bioma Pampa. É desejável que estudos e pesquisas sob a ótica da restauração sejam fomentados neste bioma, tão importante, quanto os outros biomas brasileiros, e que por sua vez, sofre com a supressão da vegetação nativa (campo e floresta).

O Pampa possui iniciativas de grupos e redes de profissionais com ações voltadas a restauração e conservação de campos e florestas. Espera-se que cada vez mais os grupos e redes unifiquem seus esforços em prol da restauração e, que, pesquisas no âmbito restaurativo sejam levadas em consideração, para que haja suporte técnico e científico, auxiliando em tomadas de decisões.

REFERÊNCIAS

- BEHLING, Hermann *et al.* Dinâmica dos campos no sul do Brasil durante quaternário tardio. In: PILLAR, Valério. de. Patta *et al* (Ed). **Campos Sulinos**. Brasília/DF. 2009. p. 13-25. ISBN 978-85-7738-117-3.
- BENCKE, Glayson Ariel.; CHOMENKO, Luiza; SANT'ANNA, Danilo Menezes. O que é o Pampa?. In: CHOMENKO, Luiza.; BENCKE, Glayson. Ariel. (Coord). **Nosso Pampa Desconhecido**. Porto Alegre/RS: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, 2016. p. 16-27. ISBN 978-86-60378-12-8.
- BOLDRINI, Ilsi Lob. A flora dos campos do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, Valério. de. Patta *et al* (Ed). **Campos Sulinos**. Brasília/DF. 2009. p. 63-77. ISBN 978-85-7738-117-3.
- BOLDRINI, Ilsi Lob. Biodiversidade de plantas. In: PILLAR, Valério. de. Patta.; LANGE, Omara (Coord). **Os Campos do Sul**. Porto Alegre: Rede Campos Sulinos -UFRGS, 2015. p. 51-60. ISBN 978-85-66106-50-3.
- BRANCALION, Pedro Henrique Santin; GANDOLFI, Sérgio; RODRIGUES, Ricardo Roberto. **Restauração Florestal**. São Paulo: oficina de textos, 2015. P. 431. ISBN 978-8579750199.
- BRANCALION, Pedro Henrique Santin; HOLL, Karen. D. Functional composition trajectory: a resolution to the debate between Suganuma, Durigan, and Reid. **Restoration Ecology**, Malden, v. 24, p. 1-3, 2016.
- BRASIL. **Decreto nº 8.972, 23 de janeiro de 2017**. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Diário da União, poder executivo, Brasília, DF, 24. Jan. 2017. Disponível em: https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/20356481/do1-2017-01-24-decreto-n-8-972-de-23-de-janeiro-de-2017-20356364. Acesso em: 05 de dezembro de 2021.
- BRASIL. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispões sobre de proteção da vegetação nativa. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, Brasília, DF. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: 20 de dezembro de 2021.
- BRASIL. Resolução 32 de 03 de abril de 2014. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. **Diário oficial da união**, Poder Executivo, São Paulo. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/legislacao/2014/04/resolucao-sma-32-2014/>. Acessado e: 23 de dezembro de 2021.
- CHAZDON, Robin L *et al.* Landscape Restoration, Natural Regeneration, and the Forests of the Future. **Missouri Bot. Gard**, v.102, p. 251–257, 2017. DOI: 10.3417/2016035.
- CHOMENKO, Luiza. O Pampa em transformação. In: CHOMENKO, Luiza.; BENCKE, Glayson. Ariel. (Coord). **Nosso Pampa Desconhecido**. Porto Alegre/RS: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, 2016. p. 188-205. ISBN 978-86-60378-12-8.

CORBIN, Jeffrey. D; HOLL, Karen. D. 2012 Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, v. 265, p. 34-46. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.10.013.

CORBIN, Jeffrey D *et al.* A long-term evaluation of applied nucleation as a strategy to facilitate forest restoration. *Ecol Appl.* 26, 104–114. <https://doi.org/10.1890/15-0075>.

CROUZEILLES, Renato *et al.* Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science Advances**, v.3, 2017. DOI: 10.1126/sciadv.1701345.

DALE, Virginia; BEYELER, Suzzane. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**. v. 1, p. 3-10, 2001.

DALPIZZOL, Juliane *et al.* Avaliação de técnicas nucleadoras em uma área de preservação permanente no planalto serrano. **Revista Biodiversidade**, v. 20, n.2, p. 161-181, 2021.
DURIGAN, Giselda. O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação. **Cadernos da Mata Ciliar**. v.4. São Paulo, SP. 2011.

DURIGAN, Giselda; ENGEL, Vera Lex. Restauração de ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir. In: MARTINS, Sebastião Venâncio. Restauração ecológica de ecossistemas degradados. 2. Ed. Viçosa, MG. 2015. Cap. 2. ISBN 9788572695169.

FRANSISCO CÂNDIDO XAVIER. Lições de sabedoria. Ed 1. São Paulo. 1996.

GATICA-SAAVEDRA, Paula *et al.* Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. **Restoration ecology**, v. 25, n. 6, p. 850-857, 2017. DOI: 10.1111/rec.12586.

GRANZOTTO, Fabiane *et al.* **Espécies do banco de sementes do solo, regeneração natural e componente arbóreo no Pampa brasileiro**. Curitiba/PR: CRV, 2021. *E-book* (136 p.). ISBN 978-65-251-1462-0.

GUARINO, Ernesto Souza Gomes *et al.* Espécies de plantas prioritárias para projetos de restauração ecológica em diferentes formações vegetais no Bioma Pampa: primeira aproximação. Embrapa Clima Temperado. **Documentos**, 457. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 79 p. 2018.

HOLL, Karen, D *et al.* Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, p. 1091-1099, 2017. DOI: 10.1111/1365-2664.12814.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Série Relatórios Metodológicos**. Metodologias empregadas nas diversas fases do planejamento e execução das pesquisas do IBGE. Rio de Janeiro: IBGE, 2019. E-book. ISSN: 0101-2843.

LIMA, Pedro Augusto Fonseca *et al.* Eficiência de regenerantes como indicador de restauração ecológica no Cerrado, Brasil. **Sociedade de ciências agrárias de Portugal (SCAP)**, v.39, n.3, p.437-446, 2016. Doi: 10.19084/RCA15106.

MORAES, Luis Fernando Duarte de *et al.* Restauração florestal: do diagnóstico de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. **Oecologia Australis**, v. 14, n.2, p. 437-451, 2010. DOI: 10.4257/oeco.2010.1402.07

OLIVEIRA, Renata Evangelista *et al.* Top 10 indicators for evaluating restoration trajectories in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 127, 8 p. 2021. DOI: doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107652.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. ONU. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br>>. Acessado em: 01/10/2021.

OVERBECK, Gerhard Ernst *et al.* Fisionomia dos Campos. In: PILLAR, Valério. de. Patta.; LANGE, Omara (Coord). **Os Campos do Sul**. Porto Alegre: Rede Campos Sulinos -UFRGS, 2015. p. 33-44. ISBN 978-85-66106-50-3.

PIAIA, Bruna Balestrin *et al.* Avaliação de indicadores ecológicos na restauração por plantio em núcleos com diferentes idades. **Ciência florestal**, v.31, n.3, p.1512-1534. DOI: 10.5902/1980509848105.

PINHEIRO, C. U. B.; DE SOUZA, M. O. Sustentabilidade do Uso de Espécies Vegetais Ciliares em Construções Rurais na Região da Baixada Maranhense. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 3, p. 1289, 13 jun. 2022.

PINÃ-RODRIGUES, Fátima Conceição Marquez.; AOKI, Juliana. Chuva de sementes como indicadora do estágio de conservação de fragmentos florestais em Sorocaba-SP. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 4, p. 911-923, 2014.

PRACH, Karen *et al.* A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. **Restoration ecology**, v.27, n.5, p. 917-923, 2019. DOI: 10.1111/rec.13011.

PROJETO MAPBIOMAS – Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra no Pampa - **Coleção 7**, acessado em 12 de novembro de 2022. Acesso em 10 de nov. 2022. Disponível em: <https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/MapBiomias_PAMPA_2022_11.10__1_.pdf>.

RAD - Relatório Anual de Desmatamento 2021. São Paulo, Brasil MapBiomias, 2022. 126 p. Acesso em 10 de nov. 2022. Disponível em: <<http://alerta.mapbiomas.org>>.

REIS, Ademir *et al.* Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência florestal**, Santa Maria, v.24, n.2, p. 509-519, 2014. ISSN 0103-9954.

REIS, Ademir *et al.* Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & conservação**, v. 1, n.1, p. 28-93, 2003.

REIS, Ademir; BECHARA, Fernando Campanhã; TRES, Deisy Regina. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, v.67, n.2, p. 244-250, 2010.

REY BENAYAS, J. M. et al. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, v. 325, n. 5944, p. 1121–1124, 2009.

ROSENFELD, Milena Fermina; MULLHER, Sandra Cristina. Ecologia funcional como ferramenta para planejar e monitorar a restauração ecológica de ecossistemas. **Oecologia Australis**, v.24, n.3, p.550-565, 2020. DOI: 10.4257/oeco.2020.2403.02.

ROVEDDER, Ana. Paula *et al.* Potencial de regeneração natural da vegetação no Pampa. In: **Potencial da regeneração natural da vegetação no Brasil**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF. 2018. *E-book* (10 p.).

RODRIGUES, R. R. 2000. Uma discussão nomenclatural sobre as formações ciliares, in RODRIGUES, R. R.; Leitão-Filho, H. F., **Matas Ciliares: Conservação e recuperação**, Edusp/Fapesp, São Paulo, 91-99.

SILVA, Marcela Peuckert Kamphorst Leal da *et al.* Desenvolvimento inicial e fenologia em núcleos de restauração no bioma Mata Atlântica, sul do Brasil. **Revista brasileira de ciências agrárias**, v.14, n.1, 2019. DOI: 10.5039/agraria.v14i1a5612.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION (SER) INTERNATIONAL. **Princípios da SER International sobre a restauração ecológica**: Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. v.2, 2004. Disponível em: <www.ser.org y>. Acesso 10 de dezembro de 2021.

SUDING, Katharine. 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. DOI: 10.1146/annurev-ecolsys-102710-145115.

SUGANUMA, Márcio; DURIGAN, Giselda. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 23, n.3, p. 238-251, 2015. DOI: 10.1111/rec.12168.

TRENTIN, Bruna Elisa *et al.* Restauração florestal na mata atlântica: passiva, nucleação e plantio de alta diversidade. **Ciência Florestal**, v.28, n.1, p. 160-174, 2018. DOI: /10.5902/1980509831647.

VIEIRA, Mariana de Souza; OVERBACK, Gerhard Ernest. Recuperação dos campos. In: PILLAR, Valério De Patta; LANGE, Omara. **Os campos do sul**. Porto Alegre: Rede campos sulinos – UFRGS, 2015, p. 141 – 174. Cap. 15. ISBN 978-85-66106-50-3.

WWF-BRASIL. Restauração ecológica no Brasil: Desafios e oportunidades. **WWF-BRASIL**, 2017. Disponível em: <https://www.wwf.org.br/?60742/Restaurao-ecologica-no-Brasil-desafios-e-oportunidades#>. Acesso em: 15 de dezembro de 2021.

YARRANTON, G.A.; MORRISON, R.G. Spatial Dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology**, v. 62, n.2, p. 417-428, 1974. DOI: doi.org/10.2307/2258988.

APÊNDICE A – DOCUMENTO SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 1

Tabela S1 – Composição florística, número de indivíduos e síndrome de dispersão da regeneração natural em duas áreas de preservação permanente de mata ciliar, sob restauração ativa e passiva com monitoramento em dois diferentes anos no bioma Pampa, sul do Brasil.

(continua)

Famílias/Espécies	Ano 2018		Ano 2021		SD
	Área 1	Área 2	Área 1	Área 2	
Anacardiaceae					
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	3	0	0	0	Biótica
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	1	1	6	8	Biótica
<i>Schinus molle</i> L.	0	0	0	1	Biótica
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	41	4	49	12	Biótica
Annonaceae					
<i>Annona sylvatica</i> A. St.-Hil	0	0	1	0	Biótica
Arecaceae					
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	0	1	1	2	Biótica
Asteraceae					
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	41	134	0	43	Abiótica
<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	1	0	0	0	Abiótica
<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	0	1	0	0	Abiótica
Boraginaceae					
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottshling & J.E.Mill.	0	0	10	2	Abiótica
Ebenaceae					
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	1	0	0	0	Biótica
Escalloniaceae					
<i>Escallonia bifida</i> Link & Otto	0	2	0	0	Abiótica

(continuação)

Famílias/Espécies	Ano 2018		Ano 2021		SD
	Área 1	Área 2	Área 1	Área 2	
Erythroxylaceae					
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	0	0	4	1	Biótica
Euphorbiaceae					
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	1	0	0	0	Abiótica
Fabaceae					
<i>Inga marginata</i> Willd.	3	0	2	0	Biótica
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	0	1	0	1	Abiótica
Lamiaceae					
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	0	1	0	0	Biótica
Melastomataceae					
<i>Miconia hyemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin	6	8	19	55	Biótica
Myrtaceae					
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	2	0	0	0	Biótica
<i>Campomanesia aurea</i> O.Berg	0	11	0	0	Biótica
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	0	2	0	0	Biótica
<i>Eugenia uniflora</i> L.	4	0	21	0	Biótica
<i>Myrceugenia myrtoides</i> O. Berg	16	2	0	0	Biótica
<i>Myrcia palustris</i> DC.	0	1	12	0	Biótica
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	0	0	0	1	Biótica
<i>Psidium salutare</i> var. mucronatum (Cambess.) Landrum	1	1	3	0	Biótica
Primulaceae					
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	2	0	0	0	Biótica
<i>Myrsine loefgrenii</i> (Mez) Imkhan.	0	0	1	2	Biótica
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	9	0	0	0	Biótica
Rubiaceae					
<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schultdl.	1	0	0	0	Biótica

(conclusão)

Famílias/Espécies	Ano 2018		Ano 2021		SD
	Área 1	Área 2	Área 1	Área 2	
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	0	0	1	0	Biótica
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	0	0	3	0	Biótica
Salicaceae					
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	0	1	0	Biótica
Sapotaceae					
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	2	0	0	0	Biótica
Solanaceae					
<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	0	1	0	0	Biótica
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	6	4	10	21	Biótica
Thymelaeaceae					
<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	4	2	51	65	Biótica
Verbenaceae					
<i>Citharexylum montevidense</i> (Spreng.) Moldenke	4	0	1	0	Biótica
Total	150	177	196	214	-

Em que: Ano de 2018 = primeiro monitoramento; Ano de 2021 = segundo monitoramento; Área 1 = Restauração ativa (plantio em núcleos); Área 2 = Restauração passiva.

Fonte: Autor.

APÊNDICE B – DOCUMENTO SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 1

Tabela S2 – Composição de espécies, número de indivíduos (Ind), altura média (h), diâmetro à altura do peito médio (DAP), área de copa média (AC) e síndrome de dispersão (SD) de espécies plantadas em núcleos em duas Áreas de Preservação Permanente de mata ciliar, sob restauração ativa com monitoramento em dois diferentes anos no bioma Pampa, sul do Brasil.

Famílias/Espécies	Área 1 (ano de 2018)				Área 1 (ano de 2021)				SD	
	Ind	h (m)	DAP (m)	AC (m ²)	Ind	h (m)	DAP (m)	AC (m ²)		
Anacardiaceae										
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	8	4.03	8.04	14.80	8	6.56	8.59	24.32	Biótica	
Bignoniaceae										
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex A.DC.) Mattos	1	3.00	6.37	7.07	1	7.50	6.68	10.60	Abiótica	
Boraginaceae										
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottshling & J.S.Mill.	3	2.47	4.98	2.42	3	4.10	11.78	17.96	Abiótica	
Fabaceae										
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	4	6.00	11.54	17.89	4	8.63	20.61	41.61	Abiótica	
<i>Inga vera</i> Willd	1	3.00	3.82	14.18	1	6.50	20.69	46.50	Biótica	
Lamiaceae										
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	2	1.50	1.27	1.92	2	7.75	9.55	10.67	Biótica	
Malvaceae										
<i>Luehea divaricata</i> Mart. &	7	2.84	4.37	6.54	7	4.83	6.96	16.09	Abiótica	
Meliaceae										
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	1	3.50	12.74	4.52	1	10.00	15.92	13.82	Abiótica	
Myrtaceae										
<i>Eugenia uniflora</i> L.	2	1.75	3.66	6.00	2	8.15	5.57	14.16	Biótica	
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	2	2.25	4.94	6.99	2	6.00	6.37	7.55	Biótica	

Fonte: Autor.

APÊNDICE C – DOCUMENTO SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 2

Tabela S3 – Composição florística, número de indivíduos e síndrome de dispersão (SD) da regeneração natural no intra-núcleo (IN), entre-núcleo (EN) e na restauração passiva (RP) em Área de Preservação Permanente de mata ciliar no bioma Pampa, sul do Brasil. (continua)

Famílias/Espécies	IN	EN	RP	SD
Anacardiaceae				
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	6	2	9	Biótica
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	67	27	17	Biótica
<i>Schinus molle</i> L.	22	11	1	Biótica
Annonaceae				
<i>Annona sylvatica</i> A. St.-Hil	1	0	0	Biótica
Arecaceae				
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	1	1	2	Biótica
Asteraceae				
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	31	29	60	Abiótica
Bignoniaceae				
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex A.DC.) Mattos	0	1	0	Abiótica
Boraginaceae				
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottshling & J.E.Mill.	10	7	3	Abiótica
Erythroxylaceae				
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	11	1	1	Biótica
Euphorbiaceae				
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	0	1	0	Biótica
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	0	1	0	Biótica
Fabaceae				
<i>Inga marginata</i> Willd.	2	3	0	Biótica
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	1	0	1	Abiótica
Melastomataceae				
<i>Miconia hyemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin ex Naudin	22	10	85	Abiótica
Meliaceae				
<i>Melia azedarach</i> L.	0	2	0	Biótica
Myrtaceae				
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	3	0	0	Biótica
<i>Eugenia uniflora</i> L.	22	7	0	Biótica
<i>Myrcia palustris</i> DC.	47	10	2	Biótica
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	4	1	1	Biótica
Primulaceae				
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	0	0	1	Biótica
<i>Myrsine loefgrenii</i> (Mez) Imkhan.	2	58	3	Biótica
Famílias/Espécies	IN	EN	RP	SD

Rubiaceae				
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	1	0	0	Biótica
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	8	1	0	Biótica
Rutaceae				
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	1	0	0	Abiótica
salicaceae				
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	11	8	0	Biótica
Sapindaceae				
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	2	1	0	Biótica
Solanaceae				
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	25	29	29	Biótica
<i>Vassobia breviflora</i> (Sendtn.) Hunz.	1	0	0	Biótica
Symplocaceae				
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth	4	0	0	Biótica
Thymelaeaceae				
<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	63	12	69	Biótica
Verbenaceae				
<i>Citharexylum montevidense</i> (Spreng.) Moldenke	1	0	1	Biótica
Total Geral	369	223	285	

Fonte: Autor.

APÊNDICE D – DOCUMENTO SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 2

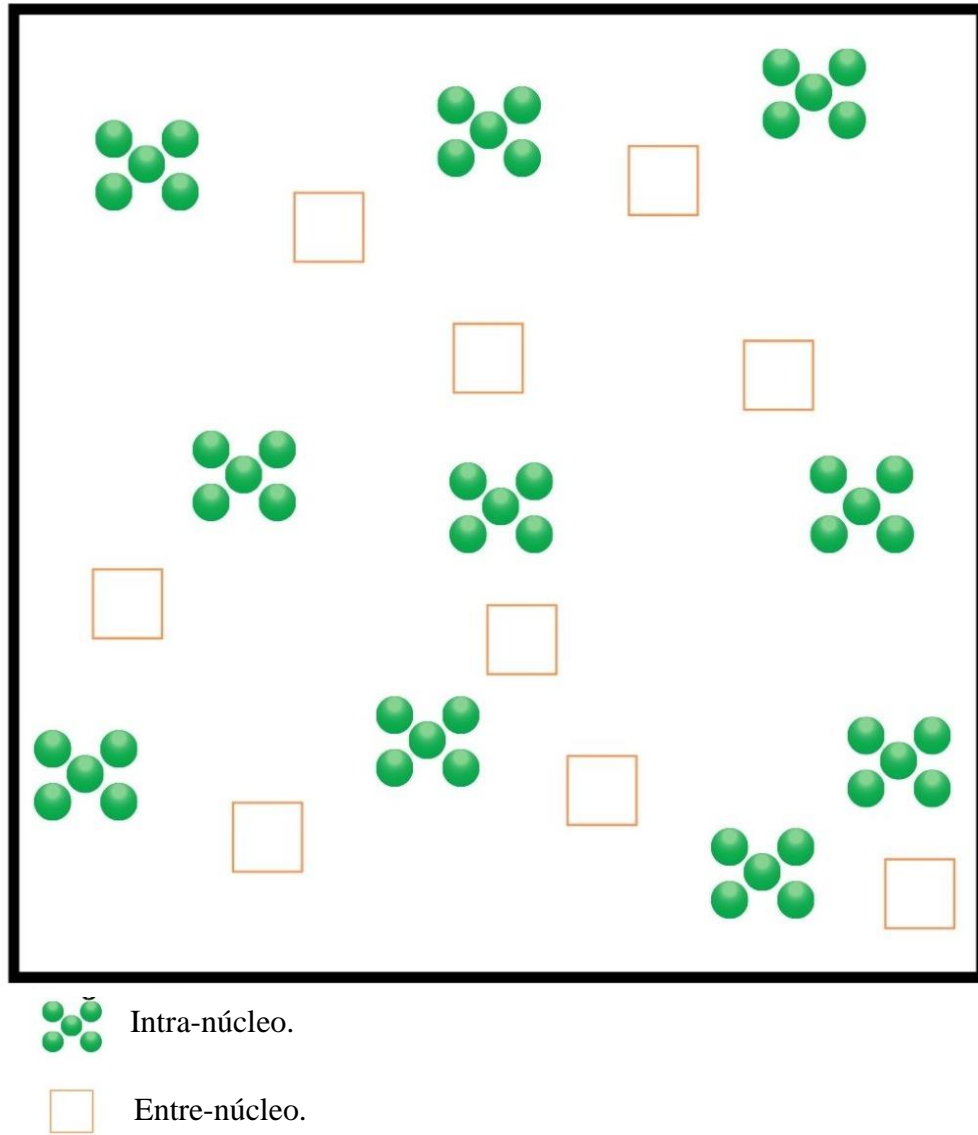
Tabela S4 – Composição de espécies, número de indivíduos (Ind), altura média (h), diâmetro à altura do peito médio (DAP), área de copa média (AC) e síndrome de dispersão (SD) de espécies plantadas em núcleos há dez anos em Área de Preservação Permanente de mata ciliar no bioma Pampa, sul do Brasil.

Famílias/Espécies	Ind	h (m)	DAP (cm)	AC (m ²)	SD
Anacardiaceae					
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	3	4,43	5,20	6,00	Biótica
<i>Schinus molle</i> L.	1	8,00	5,73	8,81	Biótica
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	8	6,97	9,87	30,32	Biótica
Araucariaceae					
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	6	8,47	14,64	13,18	Biótica
Bignoniaceae					
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex A.DC.) Mattos	2	7,5	10,18	9,71	Abiótica
Boraginaceae					
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottshling & J.E.Mill.	3	3,3	5,30	8,65	Abiótica
Euphorbiaceae					
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	1	4,8	5,73	8,64	Abiótica
Fabaceae					
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	5	8,4	22,09	41,62	Abiótica
<i>Inga vera</i> Willd.	1	6,5	20,69	46,49	Biótica
Malvaceae					
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	8	4,97	6,88	15,96	Abiótica
Meliaceae					
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	3	7,16	11,88	9,23	Abiótica
Myrtaceae					
<i>Eugenia uniflora</i> L.	2	8,15	5,57	14,15	Biótica
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	2	6,00	6,36	7,55	Biótica
Podocarpaceae					
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	5	4,02	5,53	6,55	Biótica
Rubiaceae					
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1	3,00	3,82	1,73	Biótica
Symplocaceae					
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth	1	4,00	2,54	5,70	Biótica
Thymelaeaceae					
<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	1	2,1	2,86	3,96	Biótica

Fonte: Autor.

APÊNDICE E – DOCUMENTO SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 2

Figura S1 – Representação do esquema de coleta de dados para intra-núcleo e entre-núcleo em Área de Preservação Permanente de mata ciliar no bioma Pampa, sul do Brasil.



Fonte: Autor.