

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

Juliane dos Santos Andrade

**POTENCIAL DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREA
ANTROPIZADA E CONDUZIDA COM DIFERENTES PRÁTICAS
DE RESTAURAÇÃO, NO SUL DO BIOMAMATA ATLÂNTICA**

Santa Maria, RS
2021

Juliane dos Santos Andrade

**POTENCIAL DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREA ANTROPORIZADA E
CONDUZIDA COM DIFERENTES PRÁTICAS DE RESTAURAÇÃO, NO SUL DO
BIOMA MATA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Silvicultura, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Florestal**.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Maristela Machado Araujo

Santa Maria, RS
2021

Andrade , Juliane dos Santos
POTENCIAL DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREA ANTROPIZADA
E CONDUZIDA COM DIFERENTES PRÁTICAS DE RESTAURAÇÃO, NO
SUL DO BIOMA MATA ATLÂNTICA / Juliane dos Santos
Andrade .- 2021.
62 p.; 30 cm

Orientadora: Maristela Machado Araujo
Coorientadora: Luciane Almeri Tabaldi
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Engenharia Florestal, RS, 2021

1. Área degradada 2. Restauração Passiva 3.
Restauração Ativa 4. Regeneração Natural 5.
Biodiversidade I. Araujo, Maristela Machado II.
Tabaldi , Luciane Almeri 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.

©2021

Todos os direitos autorais reservados a Juliane dos Santos Andrade. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

e-mail: juliane.andrade.1207@gmail.com

Juliane dos Santos Andrade

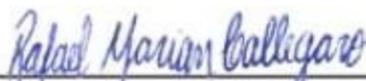
**POTENCIAL DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREA ANTROPORIZADA E
CONDUZIDA COM DIFERENTES PRÁTICAS DE RESTAURAÇÃO, NO SUL DO
BIOMA MATA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Silvicultura, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Florestal**.

Aprovado em 27 de maio de 2021:



Maristela Machado Araujo, Dra. (UFSM - Videoconferência)
(Presidente/Orientadora)



Rafael Marian Callegaro, Dr. (UNIPAMPA - Videoconferência)



Felipe Turchetto, Dr. (UFSM - Videoconferência)

Santa Maria, RS
2021

Aos meus pais, Gilberto e Almerinda
Andrade e a minha irmã Ana Paula
Andrade.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela possibilidade de vida e por abençoar o meu caminho. À Coordenadoria de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior – CAPES, pelo auxílio concedido.

À Universidade Federal de Santa Maria e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, pela oportunidade de realização do mestrado.

À Prof^a. Dr^a. Maristela Machado Araujo, pela valiosa orientação, ensinamentos e compreensão durante a realização deste trabalho. Aos professores, Rafael Marian Callegaro e Felipe Turchetto, pelas contribuições e pela disponibilidade em participar da banca examinadora.

Aos professores pelos ensinamentos e contribuíram na formação profissional e pessoal.

Ao Laboratório de Silvicultura e Viveiro Florestal, pelo auxílio, convivência e atividades de campo, a todos os amigos e colegas do grupo.

À minha família, que nunca mediu esforços para possibilitar a concretização de minha formação.

Aos meus amigos, aos colegas de PPGEF e a todos que contribuíram durante esse tempo de estadia no Rio Grande do Sul, meus sinceros agradecimentos.

RESUMO

POTENCIAL DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREA ANTROPIZADA E CONDUZIDA COM DIFERENTES PRÁTICAS DE RESTAURAÇÃO, NO SUL DO BIOMA MATA ATLÂNTICA

AUTORA: Juliane dos Santos Andrade
ORIENTADORA: Maristela Machado Araujo

Áreas degradadas ou alteradas tem sido foco de práticas de restauração, com o intuito de restabelecer o ecossistema de modo semelhante ao natural. As práticas de restauração ativa, geralmente, permitem que a recuperação ocorra de maneira mais rápida. Assim, o objetivo desse estudo foi caracterizar o potencial da regeneração natural de espécies arbóreas e arbustivas sob diferentes práticas de restauração, considerando a restauração ativa, representada pelo plantio puro (P_p) com quatro espécies nativas e plantio misto (P_m), com diferentes arranjos de espécies. Esses ambientes proporcionaram diferentes níveis de sombreamento e foram comparados com a área em processo de restauração passiva, após isolamento em área fortemente antropizada no extremo sul do bioma Mata Atlântica, Brasil. Três unidades amostrais (UA) (1 m x 2 m) foram alocadas em cada uma das 16 parcelas no P_m e 12 no P_p , somando 84 UAs, 8% e 6% de área de P_m e P_p , respectivamente. Paralelamente, foram instaladas, outras, 24 UAs no entorno das áreas, para caracterização da condição original, após isolamento da área (AResP - testemunha) totalizando 108 UAs. Os indivíduos regenerantes foram categorizados em três classes de altura (CI-I= 20 – 50 cm; CI-II= 50,1 – 100 cm; CI-III= >100cm – DAP< 1cm). A regeneração natural nas áreas em processo de restauração passiva e ativa foi caracterizada quanto à composição florística, riqueza, diversidade, equabilidade, similaridade, distribuição dos indivíduos nas classes de tamanho, modo de dispersão dos frutos e grupo sucessional das espécies. As variáveis ambientais temperatura e umidade do ar e do solo, intensidade luminosa (IL), além da riqueza, diversidade e equabilidade, foram submetidas à Análise de Componentes Principais (PCA), obtendo-se também agrupamentos de áreas similares. A regeneração presente está associada ao efeito das intervenções silviculturais realizadas na área do estudo com baixa qualidade do solo, o uso de *Brachiaria* sp. na porção da área com posterior utilização com o P_p , e o tempo após intervenção por isolamento da área e plantios. A PCA indicou a influência das variáveis ambientais, como a IL, temperatura do solo no outono, temperatura do ar na primavera e no verão, como fatores indicadores das áreas com restauração passiva – AResP e plantio puro com *Casearia sylvestris*. A AResP em condição de isolamento há cerca de 10 anos, manteve-se com baixa resiliência, apesar da adjacência a um remanescente de Floresta Estacional Decidual. Áreas com seis anos após P_p com *Inga vera* e *Schinus terebinthifolius*, apresentaram maior riqueza, diversidade e equabilidade, seguidas por áreas com quatro anos, utilizadas com P_m . O predomínio de espécies de dispersão biótica, pertencentes aos três grupos sucessionais (pioneira, secundária e clímax) indica que a cobertura favoreceu o ingresso e o estabelecimento da regeneração natural. Concluímos que, a regeneração natural inicial pode ser favorecida diante o sombreamento igual ou superior a 30%, em ambiente com solo fortemente antropizado. Independentemente ao tipo de prática silvicultural, utilizando plantio puro em pequenas parcelas e/ou espécies intercaladas em plantio misto, o ambiente apresentou condições favoráveis ao ingresso e estabelecimento de novas espécies.

Palavras-chave: Área degradada. Restauração Passiva. Restauração Ativa. Plantio de mudas. Biodiversidade.

ABSTRACT

POTENTIAL OF NATURAL REGENERATION IN AN ANTHROPIZED AREA WITH DIFFERENT RESTORATION PRACTICES, IN THE SOUTH OF THE ATLANTIC FOREST BIOME

AUTHOR: Juliane dos Santos Andrade

ADVISOR: Maristela Machado Araujo

Degraded or altered areas have been the focus of restoration practices, with the aim of restoring the ecosystem in a similar way to the natural one. Active restore practices generally allow recovery to take place faster. Thus, the aim of this study was to characterize the natural regeneration potential of tree and shrub species under different restoration practices, considering active restoration, represented by pure planting (Pp) with four native species and mixed planting (Pm), with different arrangement of species. These environments provided different levels of shading and were compared with the area undergoing passive restoration, after isolation in a heavily anthropized area in the extreme south of the Atlantic Forest biome, Brazil. Three sampling units (UA) (1 m x 2 m) were allocated in each of the 16 plots in Pm and 12 in Pp, totaling 84 UAs, 8% and 6% of the area of Pm and Pp, respectively. At the same time, another 24 UAs were installed around the areas, to characterize the original condition, after isolation of the area (AResP - control), totaling 108 UAs. The regenerating individuals were categorized into three height classes (CI-I= 20 – 50 cm; CI-II= 50.1 – 100 cm; CI-III= >100cm – DBH< 1cm). Natural regeneration in areas undergoing passive and active restoration was characterized in terms of floristic composition, richness, diversity, evenness, similarity, distribution of individuals in size classes, mode of fruit dispersion and successional group of species. The environmental variables temperature and humidity of air and soil, light intensity (IL), in addition to richness, diversity and evenness, were subjected to Principal Component Analysis (PCA), also obtaining clusters of similar areas. The present regeneration is associated with the effect of silvicultural interventions carried out in the study area with low soil quality, the use of *Brachiaria* sp. in the portion of the area with subsequent use with Pp, and the time after intervention by isolation of the area and plantations. PCA indicated the influence of environmental variables, such as IL, soil temperature in autumn, air temperature in spring and summer, as indicators of areas with passive restoration – AResP and with pure planting with *Casearia sylvestris*. The AResP, in an isolated condition for about 10 years, remained with low resilience, despite its adjacency to a remnant of Seasonal Deciduous Forest. Areas six years after Pp with *Inga vera* and *Schinus terebinthifolius* showed greater richness, diversity and evenness, followed by areas with four years old, used with Pm. The predominance of species with biotic dispersion, belonging to the three successional groups (pioneer, secondary and climax) indicates that the coverage favored the entry and establishment of natural regeneration. We conclude that the initial natural regeneration can be favored by shading equal to or greater than 30%, in an environment with strongly anthropized soil. Regardless of the type of silvicultural practice, using pure planting in small plots and/or species interspersed in mixed planting, the environment presented conditions that were factorable to the entry and establishment of new species.

Keywords: Degraded area. Passive Restoration. Active Restore. Seedling planting. Biodiversity.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Localização da área de estudo no Parque Estadual da Quarta Colônia – PEQC, extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil.24
- Figura 2 – Percentual de indivíduos regenerantes em diferentes classes de tamanho, em área alterada com práticas de restauração, extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil. Classe I – $20\text{ cm} < \text{altura} \leq 50$; Classe II - $50\text{ cm} < \text{altura} \leq 100$; Classe III – $\text{altura} \geq 100$ e $\text{CAP} < 3,14\text{ cm}^2$... 36
- Figura 3 – Gráfico biplot, com base na Análise de Componentes Principais, considerando a influências das variáveis ambientais sobre a regeneração natural em áreas conduzidas sob diferentes práticas de restauração no extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil.....40

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Caracterização das áreas de estudo, considerando ambiente antropizado e sob diferentes práticas de restauração passiva e ativa, no Parque Estadual Quarta Colônia, extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil.....	27
Tabela 2 – Espécies na regeneração natural em área degradada e em diferentes ambientes com aplicação de práticas de restauração no Parque Estadual Quarta Colônia – PEQC, extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil.....	32
Tabela 3 – Riqueza (R), Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H'), Equabilidade (J), número total de indivíduos (N ^o tot) e número de indivíduos desconsiderando <i>Baccharis dracunculifolia</i> (N ^o s/Bac) na regeneração natural em área submetidas à restauração passiva (AResP) e ativa (P _p e P _m) no extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil	33
Tabela 4 – Similaridade de Jaccard da regeneração natural em área alterada em restauração passiva e em diferentes ambientes conduzidos com práticas de restauração no Parque Estadual Quarta Colônia, extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil	34
Tabela 5 – Valores sazonais de temperaturas e umidades relativa do ar e solo encontrados na regeneração natural em área degradada e em diferentes ambientes com aplicação de práticas de restauração no Parque Estadual Quarta Colônia – PECQ, extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil.....	42

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	OBJETIVOS	14
2.1	OBJETIVO GERAL.....	14
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	14
3	HIPÓTESE	15
4	REVISÃO DE LITERATURA	16
4.1	A MATA ATLÂNTICA.....	16
4.2	RESTAURAÇÃO FLORESTAL.....	17
4.3	PRÁTICAS DE RESTAURAÇÃO ATIVA POR MEIO DO PLANTIO DE.....	19
4.4	REGENERAÇÃO NATURAL COMO INDICATIVO DE ÁREAS DEGRADADAS.....	19
5	MATERIAL E MÉTODOS	24
5.1	ÁREA DE ESTUDO.....	24
5.2	COLETA DOS DADOS.....	28
5.3	ANÁLISE DOS DADOS.....	29
6	RESULTADOS	32
7	DISCUSSÃO	43
8	CONCLUSÃO	50
	REFERÊNCIAS	51
	ANEXOS	62

1 INTRODUÇÃO

O bioma Mata atlântica é responsável por compor um complexo ecossistema reconhecido mundialmente por sua importância (MYERS et al., 2000), apresentando elevada biodiversidade de espécies. A Mata Atlântica distribui-se em 15% do território nacional, estendendo-se por 17 estados, com área equivalente a 130.973.638 ha (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2019).

A Mata Atlântica é o bioma com a segunda maior intensidade de danos, ocasionadas pela ação antrópica, considerando que nos anos de 2018 e 2019 registrou-se 14.502 ha de área desmatada (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2020).

Devido ao histórico de uso e ocupação desse Bioma, cerca de 90% da vegetação original foi devastada pela exploração florestal e ocupação agrícola (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2017). Além disso, apresentam áreas remanescentes altamente fragmentadas, o que confirma o resultado do distúrbio causado pela ação antrópica, caracterizado pela perda da sua habilidade de resiliência (REZENDE et al., 2018).

Diante deste cenário de devastação antrópica, a restauração ecológica tem papel fundamental de reestabelecer processos ecológicos e manter a conexão entre as comunidades vegetais (MARTINS, 2012a). O uso de práticas de restauração adequadas permite a rápida recuperação do ambiente degradado, permitindo o restabelecimento do ecossistema de modo semelhante ao natural (HIGGS, 1997; KEENLEYSIDE et al., 2012). Além da aplicação de técnicas silviculturais, busca estratégias que possibilitem que os processos ecológicos sejam capazes de proporcionar o desenvolvimento e a manutenção da sucessão natural, tudo isso orientado pelo histórico da degradação e características da área adjacente (MARTINS, 2012a). Nesse sentido, compreender o desenvolvimento e métodos da restauração florestal é primordial para a reestruturação de ecossistemas fortemente alterados (TRENTIN et al., 2018).

Atualmente, áreas degradadas ou alteradas tem sido foco da restauração ecológica, a qual corresponde ao processo assistido de restabelecimento desses ambientes (GANN et al., 2019; SER, 2004).

O nível de distúrbio sofrido pode definir a metodologia de restauração mais adequada. A restauração passiva geralmente quando é utilizada quando o ambiente

apresenta potencial de resiliência (ZAHAWI; REID; HOLL, 2014). Por outro lado, a restauração ativa tem o propósito de acelerar o processo de colonização vegetal da área perturbada (CALLEGARO; ARAUJO; LONGHI, 2014; HOLL; AIDE 2011).

A regeneração natural é uma estratégia dentro da restauração florestal, de reconstrução da floresta a partir do banco de sementes existente no solo ou de sementes dispersadas na área. Havendo condições favoráveis, esse estoque genético é ativado permitindo que o sistema ecológico na comunidade vegetal seja iniciado, proporcionando a sucessão florestal com o elevado número de indivíduos arbóreos, o que é um indicador potencial de recuperação da área (GARCIA et al., 2011).

De acordo com Martins (2012b) fatores como condições edafoclimáticas, fonte de propágulos, agentes dispersores, competição com espécies invasoras, solo compactado, distribuição dos indivíduos regenerantes, chuva de sementes e a quantidade de espécies que compõem a reserva de plântulas que dará origem a futura composição florística são determinantes para o comportamento e desenvolvimento da floresta a ser formada a partir da regeneração natural.

Estudos sobre restauração florestal ativa vêm sendo realizados com mais frequência, pois em alguns casos a restauração passiva por si só não alcança o objetivo de formação florestal em curto prazo (TRENTIN et al., 2018). Estes autores destacam a restauração ativa como meio que pode acelerar esse processo devido à metodologia de manejo utilizada. Entretanto é necessário testar os diferentes métodos, o que possibilita, averiguar as vantagens e desvantagens dos mesmos.

Guerin et al. (2021) apresentam a importância de mesclar plantios puro e misto em uma mesma área e não apostar apenas em uma única tipologia de plantio, pois com a combinação é possível chegar mais próximo a uma floresta nativa de referência quando é citado biodiversidade. Estes autores encontraram diversidade taxinômica em plantios mistos, no entanto a estrutura de floresta assemelhava-se ao modelo de plantio puro, por isso a importância de combinar as estruturas, com o intuito de aproximar-se da floresta de referência.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

- Caracterizar o potencial da regeneração natural de espécies arbóreas e arbustivas sob diferentes plantios florestais, considerando pequenas áreas com plantio puro (Pp) e misto (Pm), de espécies nativas, estabelecidas em área fortemente antropizada no sul do bioma Mata Atlântica, Brasil.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar a florística e estrutura da regeneração natural no sub-bosque de plantios florestais, conduzidos por diferentes práticas de restauração.
- Identificar condições ambientais capazes de funcionar como filtros favoráveis para o estabelecimento da regeneração natural.

3 HIPÓTESE

- O sombreamento proporcionado por espécies arbóreas nativas, em pequenas áreas com plantio puro ou misto, reduz os filtros ambientais adversos em área antropizada na região no sul do bioma Mata Atlântica, favorecendo o estabelecimento da regeneração natural.

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 A MATA ATLÂNTICA

O Bioma Mata Atlântica é responsável por compor um complexo ecossistema reconhecido mundialmente por sua importância, abrigando aproximadamente 8% das espécies do mundo e elevado número de espécies endêmicas. O Bioma possui aproximadamente 130 Mha ao longo do litoral brasileiro, atingindo 17 dos 27 estados (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLANTICA; INPE,2019).

O Bioma Mata Atlântica detém elevada biodiversidade, com expressivas variações no relevo e pluviosidade (MITTERMEIER et al., 2004) o que, conseqüentemente, proporciona heterogeneidade na sua estrutura e composição, formando mosaicos florestais distintos (TABARELLI et al., 2005). Tais composições resultaram em uma variedade botânica para plantas lenhosas, reafirmando o valor da conservação da biodiversidade (MARTINI et al., 2007).

As formações florestais que ocorrem no Bioma Mata Atlântica são a Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Estacional Decidual (IBGE, 2012). A Floresta Estacional Decidual recebe essa denominação por não apresentar um período seco evidente, contudo possui inverno frio no Sul do Brasil (CALLEGARO; ARAUJO; LONGHI, 2014; IBGE, 2012; SCHUMACHER et al., 2011).

A Floresta Estacional Decidual é o tipo florestal predominante no Rio Grande do Sul, possui característica marcante de perda foliar da cobertura vegetal do estrato superior possui característica marcante de perda foliar da cobertura vegetal do estrato superior da floresta, ocupando aproximadamente uma área de 1.176.245 ha em três estágios de desenvolvimento (inicial, médio e avançado), segundo inventário contínuo realizado no Estado (RIO GRANDE DO SUL, 2002). Essa formação ocorre na região noroeste e central do Estado, sendo que na porção central localiza-se na encosta sul da Serra Geral em várias áreas dos rios Jacuí, Ijuí e Ibicuí. Na Bacia do Rio Jacuí, ao longo das margens, ocorrem terrenos mais baixos e moderadamente ondulados, típico desse tipo de floresta (LEITE; KLEIN, 1990; REITZ et al., 1983), porém fortemente impactado pelo avanço da agricultura, urbanização e outras modificações antrópicas.

Apesar da importância, as formações de vegetação nativa que ocorrem no âmbito do Bioma Mata Atlântica estão sobre forte pressão antrópica. No entanto, os números mostram que em 2019, a taxa de desmatamento apresentou queda de 9,3% quando comparado aos anos de 2016-2017 (SOS MATA ATLÂNTICA, 2019).

Desse modo, em razão do avanço sobre os remanescentes florestais na região do Rio Grande do Sul apresentam 8,0% do território (SOS MATA ATLÂNTICA, 2019), havendo a necessidade de criação de políticas de conservação, pois a proteção desse tipo de floresta é feita por apenas duas unidades de conservação localizadas na região expressando uma pequena parte do todo (KILCA; LONGHI, 2011). Considerando as extensas áreas de vegetação natural alteradas é importante que práticas de restauração sejam introduzidas em áreas degradadas (HOLL; AIDE, 2011), principalmente nas Áreas de preservação Permanente (APP), que servem para proteção dos recursos hídricos regionais e dos corredores ecológicos. Isto possibilita que não ocorra o isolamento reprodutivo da biota, permitindo a continuidade dos processos evolutivos capazes de manter a biodiversidade (ISERNHAGEN et al., 2010).

Os corredores ecológicos têm papel importante, pois auxiliam na sobrevivência, nos processos evolutivos e reprodutivos da biodiversidade por meio de conexões entre os fragmentos florestais. Além disso, fornecem proteção dos recursos hídricos, que compõem uma “rede” facilitando o trânsito da fauna e flora, o que favorece os processos naturais de dispersão e substituição de espécies, que exigem essa interação, pois os dispersores poderão transitar entre fragmentos por meio das APP's dos cursos d'água (ISERNHAGEN et al., 2010).

4.2 RESTAURAÇÃO FLORESTAL

A execução de procedimentos buscando reestabelecer um ecossistema que foi degradado, danificado e/ou destruído é definido como restauração ecológica. Toda e qualquer ação que possui o objetivo de obter a recuperação do ecossistema em conformidade a um modelo de referência, pode ser denominado de restauração ecológica, independentemente de quanto tempo esse processo irá alcançar até tornar-se recuperado (GANN et al., 2019).

As práticas de restauração são realizadas de dois modos principais: o passivo, quando as continuidades de distúrbios antrópicos são removidas e

estimulas à regeneração natural são realizados; ou de modo ativo com intervenções para acelerar a trajetória da cobertura florestal da área (DELLASALA et al., 2003, HOLL; AIDE, 2011). Assim, quando o ambiente tem condições de se restabelecer sem interferência humana mais intensiva, tem-se a restauração passiva, enquanto ambientes com maior nível de impacto, deverão ser submetidos à restauração ativa.

Tal técnica não se restringe apenas no plantio de mudas de espécies nativas, mas em formar um ambiente viável para que seja possível a execução dos serviços ambientais como: purificação da água, reconstituição do solo com a finalidade de deixá-los férteis, reprodução da vegetação por meio da dispersão de sementes, sequestro de carbono, consolidação da biodiversidade regional, assemelhando-se as florestas originais (SOS MATA ATLÂNTICA, 2019).

As metodologias para a realização da restauração florestal, envolvendo a coleta e beneficiamento de sementes e a produção de mudas, são realizadas objetivando a conservação e preservação. Entretanto, os procedimentos específicos das práticas de restauração devem atender as particularidades locais (GALVÃO; PORFÍRIO-DA-SILVA, 2005). Dentre as etapas que devem ser consideradas antes de realizar a restauração florestal consta o diagnóstico ambiental. Esse é obtido por meio de imagens de satélite atuais ou aéreas do local, visando verificar fragmentos de floresta nativa próximos da área a ser restaurada e o potencial de auto recuperação (ISERNHAGEN et al., 2010). Estes autores descreveram que sequencialmente deve-se realizar a averiguação no campo, buscando conectar as APPs, Reserva Legal e áreas em recuperação em possíveis corredores ecológicos. Posteriormente, de acordo com o nível de alteração de cada área define-se a prática de restauração mais adequada.

Fatores como luz, solo, disponibilidade hídrica, presença de clareiras e topografia, geralmente impulsionados pela ação antrópica, definem a existência de mosaico sucessional de determinadas áreas (DURIGAN, 2012; BOTEZELLI, 2007). Com isso, pode-se então compreender que a composição e a estrutura heterogênea de uma floresta, que se encontra em determinado estágio sucessional está diretamente relacionada aos distúrbios antrópicos e às condições ambientais (CALLEGARO; ARAUJO; LONGHI, 2014.)

4.3 PRÁTICAS DE RESTAURAÇÃO ATIVA POR MEIO DO PLANTIO DE MUDAS

O plantio de espécies florestais nativas é uma das metodologias mais utilizadas na restauração de ecossistemas degradados, pois permitem que a estrutura florestal se recupere rapidamente, fornecendo um habitat adequado à colonização por espécies dos estágios finais de sucessão (HOLL; AIDE, 2011; PARROTTA et al., 1997; RUIZ-JAEN; MITCHELL AIDE, 2005).

No extremo sul do Bioma Mata Atlântica, em área antropizada adjacente a floresta nativa, foi realizado um plantio puro com as espécies *Casearia sylvestris* Swartz (carvalinho), *Handroanthus heptaphyllus* (Vell.) Mattos (ipê-roxo) e *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan (angico-vermelho) (ZAVISTANOVICZ et al., 2021 no prelo), *Inga vera* Wild. (ingá-banana) e *Schinus terebinthifolius* Raddi (pimenteira), visando estudar o desempenho silvicultural das espécies e padrão de cobertura das copas (sombreamento) (ZAVISTANOVICZ, 2017). Essa prática após cinco anos, indicou que *I. vera* e *S. terebinthifolius*, apresentaram comportamento semelhante, com maior cobertura da área, seguidas de *H. heptaphyllus* e *P. rigida*, e finalmente *C. sylvestris* com reduzido estabelecimento na área (BALLESTRERI et al., 2021). Esses ambientes, atualmente, fazem parte de um mosaico na vegetação no Parque Estadual Quarta Colônia, localizado em Agudo no Estado do Rio Grande do Sul.

A recuperação ativa por meio do plantio misto de espécies foi utilizada em pesquisas em regiões tropicais, visando acelerar a cobertura inicial do solo e favorecer o processo inicial de restauração e estabelecimento de plantas (CAMPOE et al., 2014). Turchetto et al. (2020a), estudando diferentes arranjos de espécies e manejos do plantio, constataram que a silvicultura intensiva, favoreceu o estabelecimento de plantas após dois anos de plantio, se destacando entre as espécies *Solanum mauritianum* Scop. e *S. terebinthifolius*, auxiliando dessa foram ao restabelecimento das funções ecológicas do ambiente originalmente degradado.

4.4 REGENERAÇÃO NATURAL COMO INDICATIVO DE ÁREAS DEGRADADAS

A regeneração natural (RN) pode ocorrer por meio do desenvolvimento de indivíduos jovens de espécies diversas, que crescem sob a sombra do dossel das árvores até alcançarem os estratos superiores da floresta (FRANCO et al., 2014),

mas também podem se estabelecer no pleno sol. Os regenerantes sobrevivem diante determinados filtros, como a competição, conseqüentemente, ocorre a desuniformidade no estabelecimento de indivíduos e de novas espécies (DE SOUZA et al., 2016).

A RN é um mecanismo de reestruturação da floresta, onde os processos naturais de restabelecimento e do ciclo de crescimento favorecem eventos ecológicos futuros (GAMA et al., 2002), o que lhe confere papel chave à perpetuação das espécies (FIORENTIN et al., 2015).

Sartorelli e Campos Filho (2017) descreveram a regeneração natural como a principal estratégia para projetos de restauração, quando a área detém esse potencial, fato que mantém a biodiversidade e minimiza os custos. O restabelecimento da floresta após intervenções que envolvem atividade agropecuária corte e queima, abertura natural de clareiras, deslizamentos, ataques de insetos ou outros distúrbios naturais, é possível a partir dos processos sucessionais de regeneração natural (FRANCO et al., 2014).

Entretanto, em ambientes alterados a regeneração natural pode ocorrer lentamente, sendo condicionada por fatores relacionados ao clima, declividade, modo e magnitude do distúrbio sofrido, bem como com a disponibilidade de fonte de propágulos e distância (CALLEGARO et al., 2017; CALLEGARO et al., 2018; VENTUROLI et al., 2011).

O grau de distúrbio sofrido em uma floresta, assim como a quantidade e a qualidade de sementes presente no solo, a existência de porções de florestas próximas e o nível de degradação da área são fatores fortemente correlacionados à condição de regeneração natural (GANDOLFI et al., 2007). Em áreas degradadas a falta de matéria orgânica proporciona baixa resiliência, reduzindo ou até mesmo extinguindo a capacidade da regeneração natural (CARPANEZZI et al., 1990). Uma dificuldade no estabelecimento pleno da regeneração natural está ligada à perda do banco de sementes do solo, em áreas com interferências de diferentes distúrbios (GANDOLFI et al., 2007; MARTINS, 2009), ou de impacto expressivo como a utilização da área para construção, mineração, de modo que a parte superficial do solo é removida ou impactada.

Assim, com base nas características de cada área, a introdução de práticas de restauração (passiva e/ou ativa), visando à recomposição da comunidade e ao avanço dos processos ecológicos, é indispensável (HOBBS; HARRIS, 2001;

SANSEVERO et al., 2011). Em casos em que não há indícios de RN em ambientes altamente degradados, as práticas de restauração buscam melhorar a área fisicamente (CAMPOE et al., 2014; RORATO et al., 2017; TURCHETTO et al., 2020b), possibilitando o estabelecimento da RN (SARTORELLI; CAMPOS FILHO, 2017) ou precisarão enriquecer o sub-bosque posteriormente, por meio da semeadura direta ou plantio de mudas (BALLESTRERI et al., 2021; GRIEBELER, 2019).

A diversidade das espécies nativas encontradas na regeneração de povoamentos florestais homogêneos normalmente é menor do que a vegetação nativa próxima (HEALEY; GARA, 2003; MARCUZZO et al., 2014; NERI et al., 2005; SAPORETTI Jr et al., 2003). Em regiões tropicais, a dispersão de sementes por animais é a forma predominante de disseminação de propágulos, desempenhando um papel fundamental na diversidade florestal de áreas (MARCUIZZO et al., 2014; WUNDERLE Jr., 1997).

A regeneração natural é estudada por meio da descrição florística, características ecológicas das espécies, síndrome de dispersão e grupos sucessionais (CALLEGARO et al., 2012; TURCHETTO et al., 2017). As análises comumente utilizadas estão associadas à densidade e frequência, índices de similaridade, coeficiente de similaridade e distribuição por classe de tamanho (ALVES JUNIOR et al., 2013; AVILA et al., 2007; GARCIA et al., 2011; SOARES et al., 2019).

Isso permite prever qual será a característica da comunidade vegetal em médio prazo, bem como avaliar o potencial que as espécies apresentam para facilitar o processo de recuperação da área (CALLEGARO et al., 2013; TURCHETTO et al., 2017). A partir desses estudos é possível verificar a eficácia das práticas de restauração. Chami et al. (2011) destacaram que o entendimento dos mecanismos de regeneração natural (chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas) são indicativos do estado de conservação da vegetação, possibilitando identificar o grau de intervenção antrópica e prever a trajetória do reestabelecimento do ecossistema. Essa afirmativa é corroborada por Lopes et al. (2016), os quais descreveram que a vegetação crescendo no sub-bosque de reflorestamentos de espécies exóticas ou nativas subsidiam informações relevantes de serviço ambiental para conservação das espécies.

No caso de áreas com florestas maduras e estruturadas são observados menos filtros ecológicos, favorecendo o desenvolvimento da regeneração natural quando comparadas a ambientes com práticas de restauração e mais jovens (BERTACCHI et al., 2016). Contudo, Ballestreri et al. (2021) encontraram mudanças no ambiente após cinco anos de plantio em área com alto grau de alteração. Além disso, estes autores constataram que algumas espécies proporcionaram maior cobertura do dossel, aumento do sombreamento, redução da temperatura do solo e, conseqüentemente, melhoria do microclima para o estabelecimento e desenvolvimento de espécies nativas (BALLESTRERI et al., 2021).

Por outro lado, a luz em níveis mais elevados pode favorecer o estabelecimento de espécies que se desenvolvem em locais fortemente perturbados (DECOCQ et al., 2005, DURIGAN et al., 2013), bem como com características físicas e químicas do solo pouco adequadas e com menor umidade. Dentre essas é comum o predomínio de espécies pioneiras, pois, possuem rápido crescimento e alta capacidade reprodutiva e competitiva, estabelecendo-se rapidamente, dificultando a regeneração natural (FLORENTINE; WESTBROOKE, 2004; SILVEIRA et al., 2018), ou simplesmente por serem tolerantes às condições extremas do ambiente, como no caso de solos degradados. Assim, mesmo em ambiente parcialmente sombreado, tais espécies podem se consolidar concorrendo por recursos com as plântulas regenerantes, diminuindo, ou até mesmo impossibilitando o desenvolvimento (GANDOLFI, 2017; TOREZAN; MANTOANI, 2013).

No estabelecimento dos regenerantes, além da influência das condições ambientais, a chegada de propágulos na área é decisiva e ocorre por meio da dispersão, dependendo da distância e da qualidade da fonte, bem como dos agentes dispersores. O aumento da distância dos remanescentes florestais reduz o acesso dos dispersores à área restaurada e, conseqüentemente, a abundância e diversidade de espécies. De forma geral, a dispersão está associada às características dos frutos e sementes podendo ser biótica, o que na natureza ocorre principalmente por meio dos animais; ou abiótica, cuja dispersão é feita pelo vento, água ou outros fatores (PIÑA-RODRIGUES; FREIRE; SILVA, 2007). Os mesmos autores destacaram que as espécies de dispersão biótica apresentam frutos com recompensa ao dispersor (polpa, sarcotesta, arilo e ariloide), produção e maturação de frutos em quantidade variável e/ou irregular, mas com cores, formas e odores atrativos. Essas características são opostas em espécies que produzem frutos de

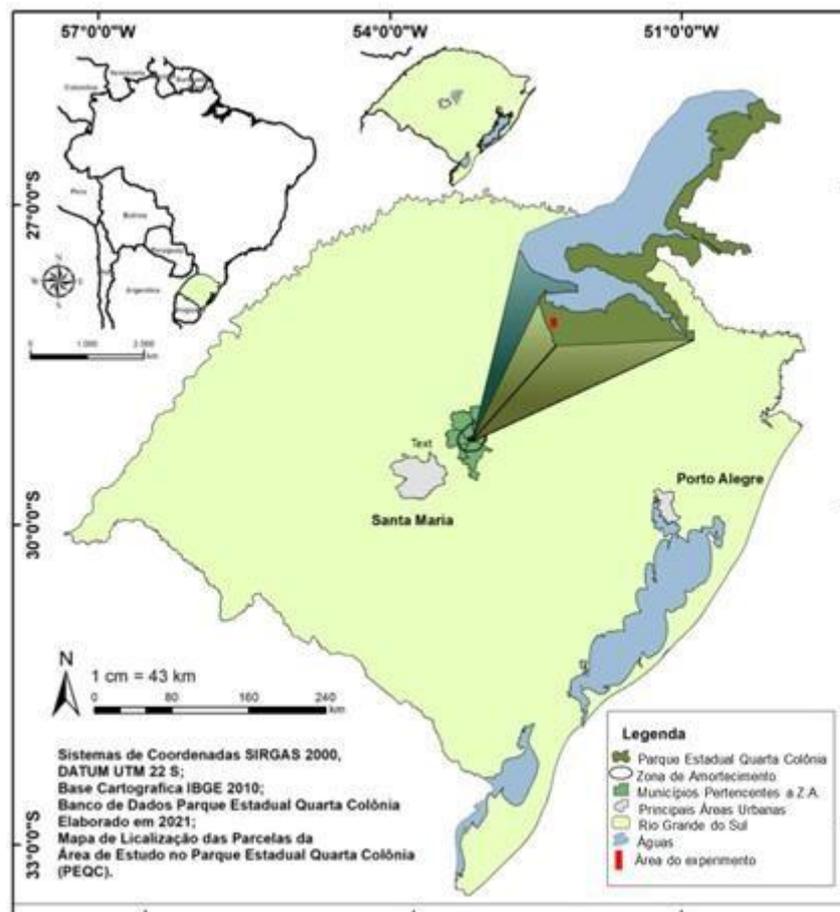
dispersão abiótica, sem atratividade ou recompensa aos dispersores, apesar de sua elevada produção, maturação uniforme e rápida.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 ÁREA DE ESTUDO

O Parque Estadual da Quarta Colônia (PEQC) está localizado entre os municípios de Agudo e Ibarama, Rio Grande do Sul, nas coordenadas 29°27'57,39''S e 53°16'51,30''O (Figura 1).

Figura 1 – Localização da área de estudo no Parque Estadual da Quarta Colônia – PEQC, extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil



Fonte: A Autora (2021).

O PEQC representa uma categoria de unidade de conservação, caracterizada por ser um espaço territorial e seus recursos ambientais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, e que visa a conservação e proteção, com base em sistema especial de administração (BRASIL, 2000). Conforme esta Lei, a categoria

Parque, representa uma unidade de conservação da categoria Proteção Integral, que possibilita a realização de pesquisas científicas, atividades de educação e interpretação ambiental, recreação e turismo ecológico. O PEQC é de administração estadual, sendo resultado da compensação ambiental da Usina Hidrelétrica de Dona Francisca, situada no rio Jacuí (SEMA, 2020), ocorrido em 2003. A área do Parque foi uma transferência de domínio da empresa construtora da Usina Hidrelétrica de Dona Francisca.

A região apresenta clima do tipo “Cfa” (subtropical com verões quentes), segundo classificação de Köppen, com chuvas bem distribuídas ao longo dos meses (>40 mm por mês), temperaturas médias do mês mais frio entre -3 e 18 °C e do mês mais quente superior a 22 °C (ALVARES et al., 2013). A vegetação pertence à região fitoecológica Floresta Estacional Decidual (IBGE, 2012), com topografia ondulada a montanhosa e predomínio de solos do tipo Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico (PEDRON; DALMOLIM, 2011), com baixo teor de alumínio trocável (EMBRAPA, 2013).

Na maior proporção, a vegetação do Parque é representada por floresta secundária em estágio avançado de sucessão, pois até o início da construção da UHE de Dona Francisca, foi utilizada pela agricultura, culturas anuais como soja, milho, arroz e tabaco, além de pastagens (TURCHETTO et al., 2018). Assim, a área do Parque é caracterizada por mosaico com trechos contendo floresta secundária em estágio avançado, remanescente florestal em áreas mais íngremes, e algumas áreas adjacentes ao rio Jacuí encontram-se altamente impactadas. Esta última, foco do presente estudo e denominada de “Área Alterada” (AAlter), foi utilizada para construção de um núcleo habitacional e do pátio de máquinas durante a construção da UHE Dona Francisca que, segundo Santos (2018), ocorreu no período de 1998 a 2000. No local, proprietários lindeiros a área, introduziram *Brachiaria* sp., utilizando-a para o pastoreio. A AAlter, encontra-se a Oeste, cerca de 300 m, de remanescentes de floresta nativa da região e, atualmente, encontra-se sob prática de restauração passiva (AResP), considerando o isolamento da área por cercamento, tendo acesso apenas para atividades de pesquisa.

Observações e descrições preliminares (MARCUSO et al., 2014) indicam o alto nível de alteração da área, em parte devido à remoção da camada superficial do solo, durante as obras, e à colonização pela pastagem pioneira e rústica no local. Assim, na AAlter, dois trechos foram utilizados com práticas de restauração ativa,

com foco em pesquisas abordando a silvicultura de espécies nativas no extremo sul do Bioma Mata Atlântica. Enquanto outro trecho foi conduzido por meio da restauração passiva, mantendo-se sob isolamento de acesso externo.

O primeiro estudo foi iniciado em outubro de 2013, onde foram introduzidas cinco espécies florestais nativas em plantio homogêneo, sendo utilizadas parcelas de 10 m x 10,5 m distribuídas em quatro blocos. Esse experimento foi denominado “Plantio Puro – Pp”, sendo utilizadas práticas silviculturais comumente utilizadas em projetos de restauração florestal (BALESTRERI et al., 2021; ZAVISTANOVICZ 2017) (Tabela 1).

A segunda pesquisa, adjacente a primeira, foi implantada em setembro de 2015, utilizando parcelas de 12 m x 15 m, distribuídas em quatro blocos. Em cada parcela foi realizado o plantio de diferentes espécies florestais nativas (Plantio Misto – P_m), com diferentes arranjos de espécies: 100% de pioneiras e 60-40% de pioneiras e não pioneiras e três práticas silviculturais (Intensiva, convencional e baixo insumo (TURCHETTO et al., 2020a) (Tabela 1). O dossel formado pelos tratamentos foi similar pelo reduzido crescimento das espécies secundárias, conseqüentemente, o efeito das pioneiras foi semelhante, desse modo, o sombreamento no sub-bosque apresentou efeito similar. Em julho de 2018, as 12 parcelas em quatro blocos, com cerca de 89±5% de sombreamento, foram selecionadas. Em cada bloco duas tiveram ramos podados na entrelinha de modo a aumentar a entrada de luz, promovendo cerca 30% e 70% sombreamento, respectivamente. Além disso, quatro parcelas foram mantidas sem alteração (≅90% de sombreamento) (Tabela 1).

As medições da intensidade luminosa (IL) foram realizadas com luxímetro Minolta®, em cinco pontos centrais da parcela (IL_p) e em área a pleno solo (IL_{ps}) adjacente às áreas plantadas, a um metro da superfície do solo, entre 11 e 13 horas. A partir das leituras, o percentual de sombreamento (%S) foi determinado pela expressão: $\%S = 100 - [(100 \times IL_p) / IL_{ps}]$.

Tabela 1 – Caracterização das áreas de estudo, considerando ambiente antropizado e sob diferentes práticas de restauração passiva e ativa, no Parque Estadual Quarta Colônia, extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil

Tipo do Ambiente	Características Gerais
<p>Área sob restauração passiva (AResP)</p>	<p>Representa uma porção de área no PEQC, adjacente ao maciço florestal, sendo resultante de interferência antrópica, onde após a desocupação, houve demolição e retirada parcial de materiais do local. No entanto, a área tornou-se dominada por gramíneas invasoras, principalmente <i>Andropogon bicornis</i> L. (Poaceae) e plantas de maior porte como <i>Eryngium horridum</i> Malme (Apiaceae) em um trecho, enquanto moradores implantaram <i>Brachiaria</i> sp. em outra porção para utilização no pastoreio de gado por alguns anos. Isso contribuiu para tornar o solo altamente compactado (MARCUIZZO, 2012; TURCHETTO, 2018; ZAVISTANOVICZ, 2017) e degradado. A partir de 2010, a área foi cercada, sendo mantida sob restauração passiva (AResP) ou conduzida à restauração ativa (AResA) por meio do plantio de espécies arbóreas (Plantio Puro – P_p e Plantio Misto - P_m).</p>
<p>Plantio Puro (P_p):</p> <p><i>Inga vera</i> (P_pIn)</p> <p><i>Schinus terebinthifolius</i> (P_pSc)</p> <p><i>Parapiptadenia rigida</i> (P_pPa)</p> <p><i>Casearia sylvestris</i> (P_pCa)</p>	<p>Área com plantios realizados em outubro de 2013, com preparo por roçada da <i>Brachiaria</i> sp., seguida de aplicação de glifosato (4 L ha⁻¹), subsolagem, correção e adubação (ZAVISTANOVICZ et al., 2021). As parcelas 10,5 m x 10 m de cada tratamento (P_pIn, P_pSc, P_pPa e P_pCa) foram distribuídas em quatro blocos inteiramente casualizados (DBC). As mudas foram espaçadas 2 m x 1,5 m. Foi realizado monitoramento periódico, com controle de formigas, de plantas daninhas com capina manual em torno das mudas e na entre linha uso combinado de herbicida seletivo pós-emergente e roçada semimecanizada, além da adubação de cobertura (BALLESTRERI et al., 2021; ZAVISTANOVICZ, 2017). A luminosidade no interior de cada ambiente apresentou variações (P_pIn – 20,2±4,9%, P_pSc – 22,5±7,1%, P_pPa – 62,5±14,2% e P_pCa – 91,2±4,8%) (BALLESTRERI et al., 2021).</p>
<p>Plantio Misto (P_m):</p> <p>Sub-bosque sombreado 90% (P_m90%)</p> <p>Sub-bosque sombreado 70% (P_m70%)</p> <p>Sub-bosque sombreado 30% (P_m30%)</p>	<p>Plantio realizado em setembro de 2015. No preparo da área foi realizada roçada da vegetação rasteira, predominantemente de espécies exóticas invasoras das famílias Poaceae e Apiaceae, seguida de subsolagem, e adubação de base com superfosfato triplo e ureia. Foram plantadas mudas de nove espécies florestais nativas, sendo cinco pioneiras e quatro secundárias tardias, espaçadas 2 m x 1,5 m. Foi realizada adubação de cobertura, com ureia, aos 6, 12 e 18 meses após o plantio e controle químico (glifosato, 4 L ha⁻¹) em área total, em três ocasiões no período crítico de estabelecimento das mudas (até os 12 meses após o plantio) (TURCHETTO, 2018). Em setembro de 2018, parcelas de 8 m x 9 m com semelhante sombreamento, distribuídas em quatro blocos casualizados, foram condicionadas em três níveis sombreamento [90% - alto sombreamento, ou seja, estrutura da vegetação inicial sem intervenção (P_m90%); 70% - médio sombreamento (P_m70%) e 30% de sombreamento (P_m30%), cujos dois níveis de maior intensidade de luz no sub-bosque foram conduzidos por abertura do dossel na entrelinha.</p>

Fonte: A Autora (2021).

Para facilitar o entendimento da descrição dos resultados obtidos neste estudo, destacamos que a regeneração foi comparada em oito sítios/ambientes diferentes (AResP; P_pIn P_pSc, P_pP, P_pCa, P_m90%, P_m70%, P_m30%). Essas, que também podem ser consideradas práticas de restauração, tem como principais variações, a atividade prévia à intervenção e idade pós plantio (P_p e P_m), a espécie utilizada no plantio (P_p) e o manejo por abertura ou não da entrelinha (P_m). As variações proporcionaram diferentes coberturas/sombreamento no sub-bosque.

5.2 COLETA DOS DADOS

No mês de junho de 2019, três unidades amostrais (UA) (1 m x 2 m) foram alocadas em cada uma das 12 parcelas no P_m e 16 no P_p, totalizando 84 UAs, respectivamente, 6 e 8% de P_m e P_p, respectivamente. Paralelamente, foram instaladas, outras, 24 UAs no entorno das áreas, para caracterização da condição original, após isolamento da área (AResP - testemunha) totalizando 108 UAs.

Os indivíduos regenerantes das espécies arbóreas e arbustivas foram identificados no local ou, quando isso não foi possível, tiveram material botânico coletado para posterior identificação de acordo com o sistema de classificação Angiosperm Phylogeny Group (APG IV, 2016). A mensuração dos indivíduos foi realizada com auxílio de fita métrica para medir a altura, e paquímetro digital para o diâmetro do coleto dos indivíduos com altura abaixo de 100 cm, o que permitiu a categorização em três classes de altura: I) 20 a 50 cm; II) 50,1 a 100 cm; e III) > 100 cm e DAP < 1 cm, para os indivíduos de altura igual/maior que 100 cm.

Para análise ambiental dos sítios foi observada a intensidade de luz (IL), temperatura e umidade do ar, e umidade do solo, no intervalo entre 11 e 13 horas. A IL foi obtida do mesmo modo que descrito anteriormente, por meio de um par de sensor fotométrico (Luxímetro Minolta®).

A temperatura (T) e umidade relativa do ar (UR) foram obtidas utilizando-se dataloggers (Asko®, modelo AK174), com informações registradas a cada 30 minutos, de forma automática (máximas e mínimas) ao longo de um ano. Posteriormente, calculou-se as médias mensais de temperatura e umidade relativa do ar e, posteriormente, das estações.

A temperatura do solo (Ts) foi verificada por meio de um termômetro digital com sensor de profundidade (Incoterm®, modelo: 6132). Paralelamente, para

caracterização da umidade do solo (U_s), utilizou-se o medidor de umidade HH2 (Delta-T®), contendo uma sonda de profundidade, onde obteve-se o percentual de umidade do solo (%). Os sensores foram introduzidos a 10 cm abaixo da superfície do solo, em três posições dentro das parcelas, também entre as 11 e 13 horas, desse modo, obtendo-se a média mensal e, posteriormente, das estações (Primavera – Prim; Verão – Ver; Outono – Out; e Inverno – Inv).

A medição da intensidade de luz que chegava ao subosque foi realizada, também, na ocasião das observações da regeneração natural, utilizando a mesma metodologia descrita anteriormente.

5.3 ANÁLISE DOS DADOS

As áreas com práticas de restauração passiva e ativa foram caracterizadas quanto à composição florística, riqueza, diversidade, equabilidade, forma de dispersão dos frutos (biótica e/ou abiótica) e o grupo sucessional das espécies (pioneira, secundária e/ou clímax). Para cada ambiente foi calculado o índice de Shannon (H') que representa a heterogeneidade de uma comunidade baseada em dois fatores: o número de espécies presentes e sua abundância (SCCOTI et al., 2011). Paralelamente, calculou-se a Equabilidade de Pielou (J), que faz referência a homogeneidade (predomínio) de espécies na área ou diversidade relativa (ZAR, 2010), cujos valores próximos de 1 (um) indicam que a área estudada apresenta espécies com semelhante número de indivíduos, enquanto os próximos de zero, que uma ou poucas espécies predominam dentre as demais. O H' (1) e J (2) podem ser obtidos, conforme segue:

$$H' = - \sum p_i \cdot \ln p_i \quad (1)$$

Sendo: H' = Índice de Diversidade de Shannon–Wiener; p_i = proporção de indivíduos da i -ésima espécie; \ln = logaritmo de base neperiano (e).

$$J = \frac{H'}{H'_{Max}} \quad (2)$$

Sendo: J = equabilidade de Pielou; H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener; $H'_{Max} = \ln(S)$.

Para análise da similaridade entre os ambientes utilizou-se o Índice de Jaccard ($C_{Jaccard}$), o qual considera a presença e ausência entre duas comunidades (GASTAUER MEIRA-NETO, 2015).

$$C_{Jaccard} = \frac{a}{a + b + c} \quad (3)$$

Sendo: a = número de espécies compartilhadas (comuns em ambos os ambientes), b = espécie exclusiva do ambiente “x”; e c = espécie exclusiva do ambiente “y”.

A análise da estrutura fitossociológica da regeneração natural foi realizada a partir da densidade e frequência absoluta (MORO; MARTINS, 2011) nos diferentes sítios: Plantio misto (P_m) e Plantio puro (P_p) de espécies nas parcelas, em comparação a área mantida como área testemunha (AResP), e outras duas áreas com florestas maduras, localizadas no entorno da área alterada (CALLEGARO et al., 2018; TURCHETTO et al., 2017). Além disso, foi analisada a distribuição dos regenerantes em classes de tamanho, no *software* estatístico RStudio, apresentado na forma de colunas múltiplas.

O conjunto de dados foi verificado quanto aos pressupostos de normalidade dos resíduos e homogeneidade das variâncias pelos testes de Shapiro-Wilk e Barlett, respectivamente. Entre os dados utilizou-se: os florísticos (riqueza – número de espécies, diversidade – H' e equabilidade – J) e ambiental, caracterizado pela luz (IL), coletados em uma única ocasião (durante o estudo da regeneração natural); e temperatura (T), umidade reativa do ar (UR), temperatura do solo (Ts) e umidade do solo (Us) observadas nas estações, iniciando as medições imediatamente após a intervenção do P_m (início da primavera, verão, outono e inverno). As medições de inverno foram realizadas concomitante com o estudo da regeneração natural e medição da intensidade luz sobre os regenerantes.

Na sequência os dados foram submetidos à análise de componentes principais (*Principal Component Analysis* - PCA), com as variáveis supracitadas, avaliadas nos diferentes sítios (P_pIn , P_pSc , P_pPa , P_pCa , $P_m30\%$, $P_m70\%$, $P_m90\%$ e AResP), buscando combiná-las, de modo a gerar índices “Z” não correlacionados, capazes de representar a variação dos dados. Os índices Z são combinações lineares das variáveis “x”, denominados componentes principais ou Dimensões (Dim), onde Z_1 tem a máxima variância, enquanto Z_2, \dots, Z_n , também apresentam

variações complementares, porém sequencialmente decrescentes em relação à Z_1 e à respectiva componente principal anterior (MANLY, 2008). O mesmo autor descreveu que, na ordenação, as duas primeiras componentes principais devem ser suficientes para descrever as diferenças entre os objetos (sítios), quando representada uma contra a outra (Dim 1 x Dim 2).

A técnica permite que variáveis passem por uma transformação linear, de modo que, o conjunto de dados gerados por meio das informações originais, permutam para um conjunto de dados de variáveis de mesma dimensão (componente principal) (HONGYU; SANDANIELO; JUNIOR, 2016).

A PCA foi realizada com o auxílio do *software* estatístico RStudio (Version 1.1.421) e pacotes FactorMine R e Factorextra. Na análise foram realizadas 539 permutações entre variáveis, de modo a obter o melhor ajuste das componentes. Concomitantemente, foi realizada a análise de agrupamento do sítio pelo método de *K means*, cujo os “n” sítios são particionados em “K” grupos que se aproximam por similaridade.

6 RESULTADOS

Na regeneração natural foram observadas 26 espécies pertencentes a 24 gêneros e 18 famílias. Dentre essas, 24 são nativas na região, enquanto *Citrus limonia* (L.) Osbeck, *Pinus elliottii* var. *elliottii* são exóticas, de dispersão biótica e abiótica (anemófila), respectivamente (Tabela 2).

Tabela 2 – Espécies na regeneração natural em área degradada e em diferentes ambientes com aplicação de práticas de restauração no Parque Estadual Quarta Colônia – PEQC, extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil

Espécies	Família	Origem	Dispersão	GS*
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A.Juss.) Radlk	Sapindaceae	Nativa	Biótica ⁵	P/S ⁵
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Asteraceae	Nativa	Abiótica ⁶	P ⁶
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae	Nativa	Biótica ¹	P/S/CL ¹
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	Nativa	Abiótica ¹	S/CL ¹
<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	Solanaceae	Nativa	Biótica ⁷	P ⁸ /S ⁷
<i>Citrus limonia</i> (L.) Osbeck	Rutaceae	Exótica	Biótica ⁸	P/I ⁹
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Sapindaceae	Nativa	Biótica ²	S/S ²
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Myrtaceae	Nativa	Biótica ²	S/C ²
<i>Ficus</i> sp.	Moraceae	Nativa	Biótica ⁷	S ⁷
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	Nativa	Abiótica/ Biótica ¹	S ¹
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Mart.) Mattos	Bignoniaceae	Nativa	Abiótico ¹	S ¹
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Malvaceae	Nativa	Abiótica ¹	S ¹
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	Fabaceae	Nativa	Abiótica ⁵	S ⁵
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Primulaceae	Nativa	Biótica ⁷	S ⁷
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Lauraceae	Nativa	Biótica ¹	S ¹
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae	Nativa	Biótica ²	S ²
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Lauraceae	Nativa	Biótica ¹	S ¹
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Fabaceae	Nativa	Abiótica ¹	P/S ¹
<i>Pinus elliottii</i> var. <i>elliottii</i>	Pinaceae	Exótica	Abiótica ⁴	P/I ⁴
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Rosaceae	Nativa	Biótica ⁵	P/S ⁵
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Myrtaceae	Nativa	Biótica ³	P ³ /S ¹⁰
<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae	Nativa ⁹ Naturalizada ¹¹	Biótica ³	P ³
<i>Psychotria</i> sp.	Rubiaceae	Nativa	Abiótica/ Biótica ³	S ³
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Anacardiaceae	Nativa	Biótica ¹	P/S ¹
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Solanaceae	Nativa	Biótica ⁵	P ⁵
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae	Nativa	Biótica ⁵	P ⁵

*GS: Grupo sucessional; ¹Carvalho (2003); ²Carvalho (2006); ³Lorenzi (2002); ⁴Lorenzi (2003); ⁵Saueressing (2014); ⁶Fagundes et al. (2001); ⁷Zama et al. (2012); ⁸Guimarães et al. (2014); ⁹Santana e Encinas (2008); ¹⁰Nóbrega et al. (2008); ¹¹Sobral (2015); P: Pioneira; S: Secundária; CL: Clímax; I: Invasora.

Fonte: A Autora (2021).

As espécies nativas amostradas são predominantemente dispersadas pela fauna silvestre (62,5%), enquanto 29,2% de modo abiótico e 8,3% apresentam ambos os modos de dispersão. Destaca-se que as famílias Lauraceae e Myrtaceae, as quais apresentam maior número de espécies, apresentam dispersão exclusivamente biótica (Tabela 2).

As áreas com maior riqueza e diversidade florística foram aquelas submetidas às práticas de restauração ativa com plantio de mudas de uma única espécie (Plantio Puro – P_p), as quais proporcionaram a maior cobertura de copas, aos seis anos após o plantio de *Inga vera* (P_pIn) e *S. terebinthifolius* (P_pSc). A menor riqueza ocorreu em áreas com reduzida cobertura, considerando os plantios puros com *Parapiptadenia rigida* (P_pPa), *Casearia sylvestris* (P_pCa) e a área em restauração passiva (AResP) (Tabela 3).

Tabela 3 – Riqueza (R), Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H'), Equabilidade (J), número total de indivíduos (N^o tot) e número de indivíduos desconsiderando *Baccharis dracunculifolia* (N^o s/Bac) na regeneração natural em área submetidas à restauração passiva (AResP) e ativa (P_p e P_m) no extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil

Área de estudo	R	H'	J	N ^o tot	N ^o s/Bac	Característica do sítio
AResP	6	1,22	0,68	7.084	3.542	Abandono ≅ 17 anos e isolamento = 9 anos
P _p In	15	2,36	0,87	21.252	21.252	Plantio há 6 anos
P _p Sc	15	2,52	0,93	13.751	12.918	Plantio há 6 anos
P _p Pa	6	1,74	0,97	3.750	3.333	Plantio há 6 anos
P _p Ca	3	1,05	0,96	2.083	1.250	Plantio há 6 anos
P _m 90%	11	1,24	0,52	40.000	22.919	Plantio há 4 anos
P _m 70%	8	0,97	0,53	102.084	29.584	Plantio há 4 anos
P _m 30%	9	0,75	0,34	89.167	15.000	Plantio há 4 anos

Pp: plantio puro; In: *Inga vera*; Sc: *Schinus terebinthifolius*; Pa: *Parapiptadenia rigida*; Ca: *Casearia sylvestris*; Pm: plantio misto; Pm90%: Subosque com 90% de sombreamento; Pm70%: Subosque conduzido a 70% de sombreamento; Pm30%: Subosque conduzido a 30% de sombreamento.

Fonte: A Autora (2021).

A equabilidade indicou o predomínio de poucas espécies entre os regenerantes no sub-bosque de áreas com plantio misto (P_m), quando comparadas àquelas que foram previamente utilizadas com plantio de *Brachiaria* sp. para pastoreio, mas que após o abandono tiveram mais tempo para se estabelecer (AResP e de P_p). Dentre as áreas com P_m a elevada densidade de *Baccharis dracunculifolia* e *Cestrum intermedium* reduziu expressivamente a equabilidade da área previamente conduzida à abertura das copas e redução do sombreamento a

30% ($P_m30\%$). Na AResP, apesar de apresentar superfície do solo exposta, houve maior uniformidade de indivíduos dentre as espécies, mantendo a equabilidade de 0,68 (Tabela 3), principalmente pelo fato da menor densidade de *B. dracunculifolia* por área amostrada. A densidade de regenerantes foi expressivamente superior nas áreas de P_m , principalmente quando a *B. dracunculifolia* foi somada aos regenerantes, expressando a reduzida equabilidade.

Similaridade igual ou maior de 40% foram observadas entre sítios com práticas de restauração semelhantes (Tabela 3). O P_pSc foi o ambiente estudado que, além de apresentar uma das maiores riquezas florísticas também demonstrou expressa similaridade com maior número de sítios (Tabela 4), ou seja, com P_pIn , P_pPa , $P_m70\%$ e $P_m30\%$, conseqüentemente, expressando sua condição favorável ao estabelecimento de regenerantes de espécies que ocorre em condições variadas. Esse sítio, juntamente com P_pIn , também apresentou elevada atratividade de dispersores, considerando que 67% e 93% dos regenerantes são dispersados pela fauna silvestre.

Tabela 4 – Similaridade de Jaccard da regeneração natural em área alterada em restauração passiva e em diferentes ambientes conduzidos com práticas de restauração no Parque Estadual Quarta Colônia, extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil

	AResp	P_pIn	P_pSc	P_pPa	P_pCa	$P_m90\%$	$P_m70\%$	$P_m30\%$
AAlter	1,00	0,11	0,31	0,20	0,25	0,13	0,17	0,27
P_pIn		1,00	0,43	0,25	0,13	0,17	0,28	0,38
P_pSc			1,00	0,40	0,23	0,24	0,35	0,39
P_pPa				1,00	0,13	0,21	0,27	0,67
P_pCa					1,00	0,08	0,20	0,20
$P_m90\%$						1,00	0,46	0,27
$P_m70\%$							1,00	0,67
$P_m30\%$								1,00

AResp: Área em restauração passiva; Pp: plantio puro; P_pIn : *Inga vera*; P_pSc : *Schinus terebethifolius*; P_pPa : *Parapipitadenia rigida*; P_pCa : *Casearia sylvestris*; Pm: plantio misto; $P_m90\%$: Subosque com 90% de sombreamento; $P_m70\%$: Subosque conduzido a 70% de sombreamento; $P_m30\%$: Subosque conduzido a 30% de sombreamento.

Fonte: A Autora (2021).

B. dracunculifolia demonstrou ser a espécie com maior potencial para ocupar a área, independente do sítio e nível de sombreamento, predominando em áreas com recente mobilização da camada superficial do solo, mas associada a diferentes intensidades de sombreamento, cujos níveis intermediados parecem ter efeito

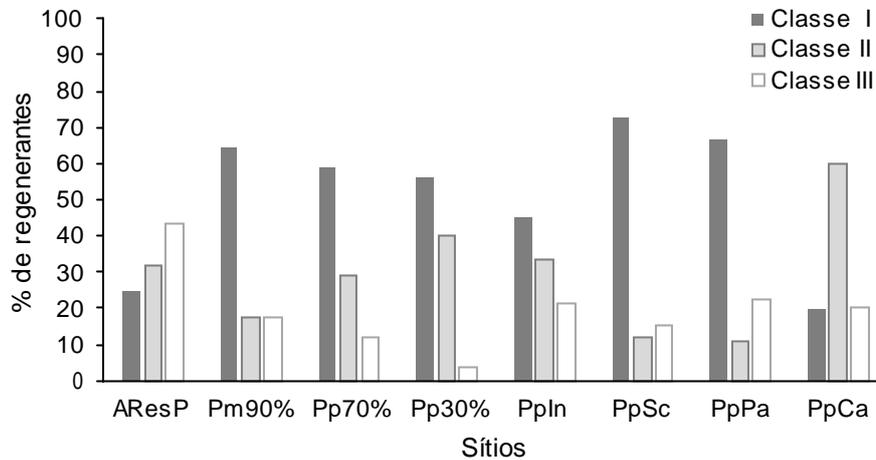
positivo no ingresso dos regenerantes. Secundariamente, destaca-se *P. myrtifolium*, *C. intermediatum* e *S. terebinthifolius*, as três espécies dispersadas pela avifauna (Quadro 1).

A. edulis, *M. umbellata*, *N. lanceolata* e *P. guajava*, todas com dispersão biótica, além da *P. rigida* com frutos secos deiscentes, dispersando suas sementes por meio do vento, predominaram na área com plantio puro de espécies em parcelas (P_p). As espécies exóticas *C. limonia* e *P. elliotii* encontram-se com baixa frequência na área.

Entre as espécies exclusivas no plantio misto foi possível observar a *S. mauritanum*, na $P_{m90\%}$ e $P_{m70\%}$, a qual faz parte do arranjo de espécies plantadas na prática de restauração, quatro anos antes do presente estudo. As espécies *G. klotzchiana* e *H. heptaphyllus* apresentaram regeneração natural promovida pela dispersão de floresta do entorno, mas possivelmente favorecidas pelo microclima proporcionado pelo sub-bosque do plantio misto com 90% de sombreamento ($P_{m90\%}$) (Quadro 1).

Na distribuição dos regenerantes em classes de tamanho (Figura 2), observou-se o predomínio dos indivíduos entre 20 e 50 cm de altura (Classe I), geralmente reduzindo nas classes subsequentes.

Figura 2 – Percentual de indivíduos regenerantes em diferentes classes de tamanho, em área alterada com práticas de restauração, extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil. Classe I – $10\text{ cm} < \text{altura} \leq 50$; Classe II - $50\text{ cm} < \text{altura} \leq 100$; Classe III – altura ≥ 100 e $\text{CAP} < 3,14$



AResP: Área com restauração passiva; Pp: plantio puro; PpIn: *Inga vera*; PpSc: *Schinus terebenthifolius*; PpPa: *Parapipitadenia rigida*; PpCa: *Casearia sylvestris*; Pm: plantio misto; Pm90%: Subosque com 90% de sombreamento; Pm70%: Subosque conduzido a 70% de sombreamento; Pm30%: Subosque conduzido a 30% de sombreamento.

Fonte: A Autora (2021).

Quadro 1 – Fitossociologia da regeneração natural em área degradada e em diferentes ambientes com aplicação de práticas de restauração no Parque Estadual Quarta Colônia - PEQC, no extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil

(continua)

Espécie	AResp		Plantio puro (Pp)								Plantio misto (Pm)						Floresta Natural		
			PpIn		PpSc		PpPa		PpCa		Pm90%		Pm70%		Pm30%		Rest ¹	BP ²	RN ³
	DA	FA	DA	FA	DA	FA	DA	FA	DA	FA	DA	FA	DA	FA	DA	FA	DA	DA	DA
<i>A. edulis</i>	-	-	1250	50	1250	50	-	-	-	-	-	-	833	25	417	25	44	3327	-
<i>B. dracunculifolia</i>	3542	42	-	-	833	50	417	25	833	25	17083	50	72500	75	74167	75	-	-	-
<i>C. canjerana</i>	-	-	2500	100	1250	50	833	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>C. fissilis</i>	-	-	-	-	833	50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>C. intermedium</i>	-	-	2083	75	1250	25	417	25	-	-	417	25	1250	50	2083	50	-	-	-
<i>C. limonia</i>	-	-	417	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>C. vernalis</i>	-	-	417	25	-	-	-	-	-	-	417	25	417	25	-	-	289	5593	2364
<i>E. uniflora</i>	-	-	-	-	417	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ficus</i> sp.	208	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>G. klotzschiana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	417	25	-	-	-	-	-	-	-
<i>H. heptaphyllus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	417	25	-	-	-	-	-	-	-
<i>L. divaricata</i>	-	-	417	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	417	25	-	-	-
<i>M. paraguariense</i>	208	4	-	-	417	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>M. umbellata</i>	208	4	2500	25	1250	50	417	25	-	-	-	-	-	-	417	25	-	-	-
<i>N. lanceolata</i>	-	-	1250	50	417	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>N. megapotamica</i>	-	-	417	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	377	5543	879
<i>O. puberula</i>	-	-	417	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. 37igida</i>	-	-	833	50	417	25	833	25	-	-	-	-	-	-	-	-	66	-	1152
<i>P. elliotii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1250	25	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. myrtifolia</i>	-	-	3750	75	833	50	833	25	-	-	17917	50	16250	75	3333	50	-	-	-
<i>P. cattleyanum</i>	418	4	-	-	2917	25	-	-	-	-	417	25	2917	50	3750	25	-	-	-
<i>P. guajava</i>	2500	21	4167	75	833	25	-	-	833	50	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Psychotria</i> sp.	-	-	-	-	417	25	-	-	-	-	417	25	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. terebinthifolius</i>	-	-	417	25	417	25	-	-	417	25	-	-	7500	50	4583	50	-	-	-

Quadro 1 – Fitossociologia da regeneração natural em área degradada e em diferentes ambientes com aplicação de práticas de restauração no Parque Estadual Quarta Colônia – PEQC, no extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil

(conclusão)

Espécie	AAtér		Plantio puro (Pp)								Plantio misto (Pm)						Floresta Natural		
			PpIn		PpSc		PpPa		PpCa		Pm90%		Pm70%		Pm30%		REst ¹	BP ²	RN ³
	DA	FA	DA	FA	DA	FA	DA	FA	DA	FA	DA	FA	DA	FA	DA	FA	DA	DA	DA
<i>S. mauritianum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	417	25	417	25	-	-	-	-	-
<i>T. micranta</i>	-	-	417	25	-	-	-	-	-	-	833	25	-	-	-	-	-	-	-
<i>A. concolor</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	822	5830	2424
<i>A. leiocarpa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	44	961	-
<i>B. riedelianum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	66	-	-
<i>C. iguanaea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	66	-	-
<i>E. rostrifolia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	200	10699	-
<i>I. marginata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	918	636
<i>Justicia sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	711	-	-
<i>M. aquifolia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1205	-
<i>M. frondosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	134	-	-
<i>P. aduncum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	422	-	1152
<i>P. bigibbosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	758
<i>P. leiocarpa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	222	774	1394
<i>R. ferox</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1061	-
<i>S. aculeata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	89	-	-
<i>S. bonplandii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	711	10699	-
<i>T. claussenii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	933	17784	1576
<i>T. elegans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	400	1829	2545

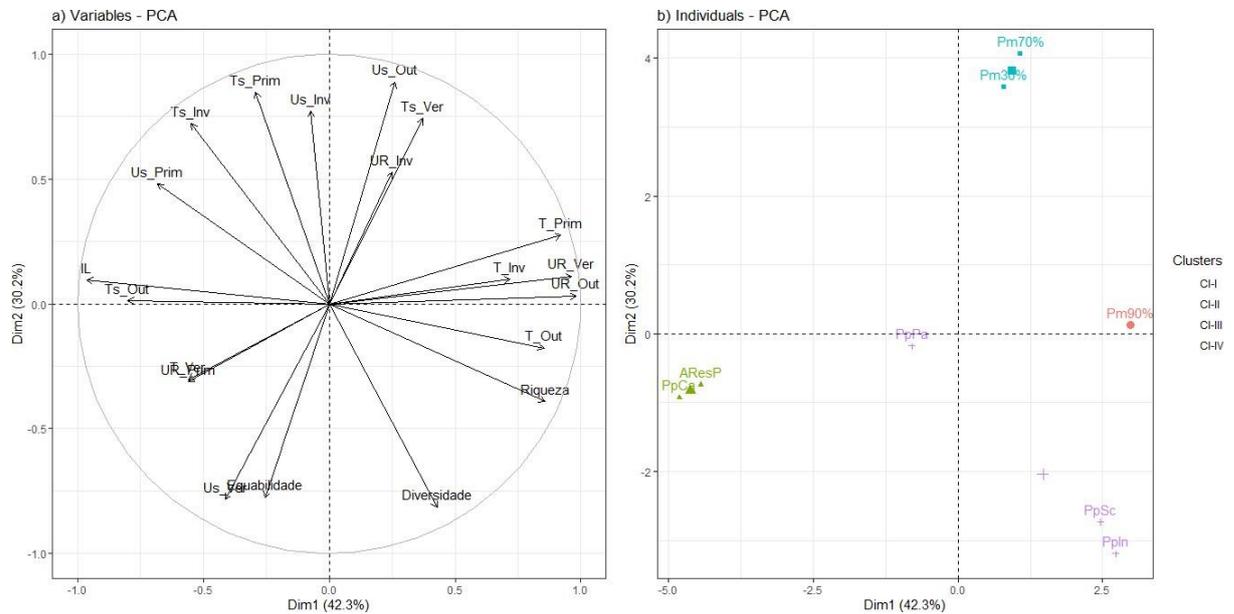
AResp: Área em restauração passiva; Pp: plantio puro; PpIn: *Inga vera*; PpSc: *Schinus terebinthifolius*; PpPa: *Parapipitadenia rigida*; PpCa: *Casearia sylvestris*; Pm: plantio misto; Pm90%: Subosque com 90% de sombreamento; Pm70%: Subosque com 70% de sombreamento; Pm30%: Subosque com 30% de sombreamento. DA: Densidade absoluta, indivíduos/ha; FA: Freqüência absoluta, % de parcelas com a espécie; DA¹ e DA² referente à regeneração natural estabelecida (Indivíduos com DAP < 1 cm e altura > 55 cm) e banco de plântulas respectivamente (Indivíduos com DAP ≤ 5 cm e altura ≤ 55 cm) no estudo de Turchetto et al. (2017); DA³ referente a regeneração natural (Indivíduos com DA P ≥ 5cm) no estudo de Callegaro et al. (2018). *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart.; *Cedrela fissilis* Vell.; *Cupania vernalis* Cambess.; *Allophylus edulis* (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.; *Citrus limonia* (L.) Osbeck; *Gymnanthes klotzschiana* Müll. Arg.; *Handroanthus heptaphyllus* (Mart.) Mattos; *Luehea divaricata* Mart. & Zucc.; *Machaerium paraguayense* Hassl.; *Myrsine umbellata* Mart.; *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez; *Nectandra lanceolata* Nees; *Ocotea puberula* (Rich.) Nees; *Parapipitadenia rigida* (Benth.) Brenan; *Prunus myrtifolia* (L.) Urb.; *Psidium cattleianum* Sabine; *Psidium guajava* L.; *Schinus terebinthifolius* Raddi; *Solanum mauritianum* Scop.; *Trema micrantha* (L.) Blume; *Eugenia uniflora* L.; *Pinus elliottii* var. *elliottii*; *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll.Arg.; *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F.Macbr.; *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl.; *Celtis iguanaea* (Jacq.) Sarg.; *Eugenia rostrifolia* D. Legrand; *Inga marginata* Willd.; *Maytenus aquifolia* Mart.; *Myrcarpus frondosus* Allemão; *Piper aduncum* L.; *Pombalia bigibbosa* (A. St.-Hil.) Paula-Souza; *Psychotria leiocarpa* Cham. & Schldl.; *Randia ferox* (Cham. & Schldl.) DC.; *Sequiaria aculeata* Jacq.; *Sorocea bonplandii* (Baill.) W.C. Burger, Lanjouw & Boer; *Trichilia claussenii* C.DC.; *Trichilia elegans* A. Juss. Blume.

Fonte: A Autora (2021).

Constatou-se que quatro espécies arbóreas (*A. edulis*, *C. vernalis*, *N. megapotamica* e *P. rigida*), que foram encontradas como predominantes na regeneração natural também ocorreram nos estudos de referência (*sensu* CALLEGARO et al., 2018; TURCHETTO et al., 2017), estas quatro espécies ocorreram no sub-bosque de P_pIn ($\cong 79,8\%$ de sombreamento). Destaca-se que, a *C. vernalis* foi observada nos sub-bosques sob os maiores níveis de sombreamento (P_pIn , $P_m90\%$ e $P_m70\%$). Enquanto que, *P. rigida* ocorreu em vários níveis de luz ($\geq 28\%$), porém somente em áreas sob o P_p .

Na PCA foi possível observar os indicadores da regeneração natural nos diferentes sítios, de modo que o conjunto de dados calculados nos dois primeiros componentes principais (Dim 1 e Dim 2), representou 72,5% da variação total (Figura 3). O gráfico biplot possibilitou evidenciar as variáveis ambientais, cuja amplitude de cada vetor expresso pela seta, está relacionada à magnitude de sua influência em direção oposta a origem do gráfico (Figura 3a), enquanto as práticas de restauração foram agrupadas em quatro clusters (C), ou seja, cada um representado por práticas de restauração com regeneração natural semelhante (Figura 3b).

Figura 3 – Gráfico biplot, com base na Análise de Componentes Principais, considerando a influências das variáveis ambientais sobre a regeneração natural em áreas conduzidas sob diferentes práticas de restauração no extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil



AResP: Área com restauração passiva; T_Primary: Temperatura relativa do ar na primavera; T_Ver: Temperatura relativa do ar no verão; T_Out: Temperatura relativa do ar no outono; T_Inv: Temperatura relativa do ar no inverno; Ts_Prim: Temperatura do solo na primavera; Ts_Ver: Temperatura do solo no verão; Ts_Out: Temperatura do solo no outono; Ts_Inv: Temperatura do solo no inverno; UR_Primary: Umidade relativa do ar na primavera; UR_Ver: Umidade relativa do ar no verão; UR_Out: Umidade relativa do ar no outono; UR_Inv: Umidade relativa do ar no inverno; Us_Primary: Umidade do solo na primavera; Us_Ver: Umidade do solo no verão; Us_Out: Umidade do solo no outono; Us_Inv: Umidade do solo no inverno.

Fonte: Autora (2021).

Na Figura 3a, observamos que o componente principal 1 (Dim1), representou 42,3% da variância dos dados, apresentando como variáveis explicativas mais efetivas, em ordem decrescente, a umidade relativa do ar no outono (UR_Out, autovetor 0,96), a umidade relativa no verão e a intensidade luminosa (UR_Ver e IL, ambas com autovetor igual 0,93), a temperatura na primavera (T_Primary, 0,85), a temperatura no outono e a riqueza florística (T_Out e Riqueza, ambas igual a 0,73). Sequencialmente, a Dim 2 explicou 30,20% da variação, cujas variáveis que mais contribuíram foram a umidade do solo no outono (Us_Out, 0,79), temperatura na primavera (Ts_Prim, 0,72), diversidade (0,66), umidade do solo no verão (Us_Ver, 0,61), umidade do solo no inverno (Us_Inv) e equabilidade (ambas com autovetor igual a 0,60) (Anexo 1).

Na Figura 3b, o Dim 1 diferenciou o sítio com maior sombreamento (P_m90%), caracterizada como “agrupamento” 1 (CI-I) em oposição aqueles sob o menor sombreamento (AResP e PpCa), agrupadas no CI-II. O Dim 2, por outro lado,

evidenciou o CI-III, no extremo superior da Figura 3b, composto pelas áreas de P_m (30 e 70% de sombreamento), se opondo ao CI-IV composto por áreas com plantio puro, onde as mais sombreadas (P_pIn e P_pSc), enquanto P_pPa manteve-se próximo a origem do gráfico, evidenciando a condição intermediária da regeneração natural em relação aos demais ambientes estudados.

Com base na PCA foi possível evidenciar que a menor expressão florística à regeneração natural na AResp e P_pCa está relacionada com o aumento na intensidade luminosa (IL) e temperatura do solo no outono (Ts_Out), proporcionaram (Figura 3, Tabela 3). Esse resultado ocorreu diante da condição de IL > 90% e Ts_Out > 32 °C (Tabela 5).

Em contrapartida, o sítio P_m90%, foi mais influenciado por duas variáveis (UR_Out e UR_Ver), demonstrando percentuais de similaridade também aos sítios de maior sombreamento (P_pIn e P_pSc). Essa tendência permaneceu quando na análise conjunta foram incluídas T_Prim, T_Out e T_Inv (Figura 3, Tabela 5), de modo que a caracterização do sítio P_m90% pode ser diferenciada pela sua riqueza intermediária entre CI-III e CI-IV, mesmo com o elevado sombreamento (Tabela 3).

A elevada umidade do solo no outono (32%), umidade relativa no inverno (2% superior) e temperatura do solo na primavera foram as variáveis com maior contribuição para diferenciar a regeneração natural nos plantios mistos com 30 e 70% de sombreamento (P_m30 e P_m70%) em relação a P_pIn e P_pSc. Os últimos citados, com maior riqueza florística e diversidade, fatores esses indicadores de ambos os sítios (Figura 3).

A posição intermediária do P_m90% (Figura 3b), no sentido da Dim 2, o qual não se agrupou ao P_pIn e P_pSc, apesar da menor IL e amenização de outras variáveis associadas (Tabela 5), ocorreu devido a menor riqueza e diversidade, possivelmente em resposta a idade do plantio, dois anos mais jovem (Tabela 3).

Tabela 5 – Valores sazonais de temperaturas e umidades relativa do ar e solo encontrados na regeneração natural em área degradada e em diferentes ambientes com aplicação de práticas de restauração no Parque Estadual Quarta Colônia – PECQ, extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil

Var. Amb.	Ppln	PpSc	PpCa	PpPa	Pm90%	Pm70%	Pm30%	AResp
T_Prim	23,11	23,27	21,98	23,02	23,15	23,37	23,21	21,98
UR_Prim	82,39	82,70	83,07	82,42	82,94	82,50	82,30	83,07
Ts_Prim	26,23	26,79	28,38	29,18	26,68	29,85	31,49	28,38
Us_Prim	0,13	0,16	0,18	0,16	0,14	0,18	0,16	0,18
T_Ver	26,37	26,66	26,88	26,50	26,79	26,51	26,32	26,88
UR_Ver	83,36	83,45	81,32	82,87	83,33	83,45	82,88	81,32
Ts_Ver	23,67	22,73	22,69	21,95	25,97	31,11	25,38	22,69
Us_Ver	0,39	0,37	0,38	0,30	0,23	0,26	0,26	0,38
T_Out	22,55	22,65	21,56	21,60	23,04	22,36	21,79	21,56
UR_Out	87,55	87,40	84,89	86,51	87,39	87,33	86,59	84,89
Ts_Out	28,20	28,40	32,24	30,18	27,25	31,49	26,77	32,24
Us_Out	0,15	0,17	0,19	0,18	0,30	0,32	0,31	0,19
T_Inv	16,13	16,71	16,02	16,18	16,86	16,55	16,18	16,02
UR_Inv	86,84	87,09	85,09	90,39	84,72	88,90	90,54	85,09
Ts_Inv	17,98	17,93	19,89	20,52	18,15	20,90	20,13	19,89
Us_Inv	0,33	0,35	0,37	0,33	0,38	0,41	0,38	0,37
IL	20,17	22,53	91,19	62,47	13,84	31,46	59,65	91,2

AResp: Área em restauração passiva; Pp: plantio puro; Ppln: *Inga vera*; PpSc: *Schinus terebenthifolius*; PpPa: *Parapitadenia rigida*; PpCa: *Casearia sylvestris*; Pm: plantio misto; Pm90%: Subosque com 90% de sombreamento; Pm70%: Subosque com 70% de sombreamento; Pm30%: Subosque com 30% de sombreamento. T_Prim: Temperatura relativa do ar na primavera; T_Ver: Temperatura relativa do ar no verão; T_Out: Temperatura relativa do ar no outono; T_Inv: Temperatura relativa do ar no inverno; Ts_Prim: Temperatura do solo na primavera; Ts_Ver: Temperatura do solo no verão; Ts_Out: Temperatura do solo no outono; Ts_Inv: Temperatura do solo no inverno; UR_Prim: Umidade relativa do ar na primavera; UR_Ver: Umidade relativa do ar no verão; UR_Out: Umidade relativa do ar no outono; UR_Inv: Umidade relativa do ar no inverno.

Fonte: Autora (2021).

Diante disso, verifica-se que a maior riqueza de espécies está atrelada a menor intensidade de luz, temperatura do solo no outono e a maior temperatura do ar (outono e primavera) e umidade relativa do ar (outono e verão). Do mesmo modo que a maior equabilidade e diversidade de espécies são atingidas quando há maior umidade no solo durante o verão (Figura 3a).

7 DISCUSSÃO

A área apresenta histórico de antropização intensiva, mesmo assim, as espécies arbóreas nativas da região, dispersadas pela fauna silvestre e representada pelos três grupos sucessionais (pioneira, secundária e climácicas), estão regenerando (Tabela 2). A diversidade foi favorecida em condição de maior sombreamento e tempo após a prática de restauração ativa (P_pIn e P_pSc), conforme observamos nos resultados de riqueza e a equabilidade das espécies (Tabela 3). Ambos os fatores, também justificam a similaridade das espécies regenerantes, pois áreas com maior nível de sombreamento e com idade semelhantes, independente da(s) espécie(s) que formavam a cobertura, apresentaram maior índice de Jaccard (Tabela 4).

Conforme era esperado, a composição de espécies regenerando após isolamento, tanto em áreas de restauração passiva, quanto ativa foi inferior às florestas nativas na região, apesar dos filtros ecológicos terem sido minimizados em algumas práticas de restauração ativa (P_pIn, P_pSc, P_p90%, P_m70%, P_m30%) (Tabela 5). Estudos da regeneração na Floresta Estacional Decidual, utilizados como áreas de referência, indicam número de espécies expressivamente superior (CALLEGARO et al., 2017) e também a diversidade (SCCOTI et al., 2011; TURCHETTO et al., 2017), em relação ao presente estudo. Após 9 anos de isolamento da área submetida à restauração passiva (AResP) ou com o plantio de espécies com baixo índice de sobrevivência no local (P_pCa), cuja vegetação de cobertura foi inexpressiva, constatamos poucas espécies regenerantes (Tabela 2). Isso, possivelmente, em resposta ao solo exposto à radiação solar (Tabela 1) e fatores correlacionados (Tabela 5).

Destacamos, que a riqueza superior no sub-bosque do P_pSc, associada a maior similaridade com outras práticas de restauração, indica o potencial de *Schinus terebinthifolius* para favorecer o ingresso e estabelecimento inicial dos regenerantes. A presença da regeneração natural sob plantios contendo essa espécie foi observada por Moraes et al. (2006), que destacaram como indicadores do avanço da restauração o recrutamento de espécies não plantadas e a atratividade à fauna dispersora.

Na P_pSc, do mesmo modo que no P_pIn, foi verificada a eliminação da *Brachiaria* sp., possivelmente em resposta ao aumento de sombreamento, o que

possibilita a eliminação de espécies invasoras, semelhante aos resultados obtidos por Buturi (2015) e Moraes et al. (2006).

Assim, confirmamos que a *S. terebinthifolius* é facilitadora para o restabelecimento da regeneração natural, além de apresentar elevada sobrevivência, crescimento e rápida cobertura do solo (BALLESTRERI et al., 2021; MARCUZZO; ARAUJO; GASPARIN, 2015; MORAES et al., 2006), de modo semelhante à *I. vera* (BALLESTRERI et al., 2021). Consideramos que *S. terebinthifolius* demonstra importante papel de abrigo e fonte de recursos para avifauna, favorecendo a regeneração em áreas altamente antropizadas. Além disso, consideramos que essa resposta pode estar associada à arquitetura das copas, assunto bastante descrito por Pugnaire e Valladares (2007).

Nossos resultados, entretanto, contradizem estudos que consideraram a *S. terebinthifolius* com efeito alelopático para regeneração natural, conforme observado por Sano (2015), ao estudar a regeneração sob copas de árvores em região de restinga no estado de São Paulo e por Bitencourt et al. (2021), ao verificar em laboratório que a aplicação de extrato de folhas dessa espécie em sementes de alface e *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh., foi negativo para a germinação, crescimento da parte aérea e radicular. A resposta obtida por Bitencourt et al. (2021), possivelmente, foi associada às altas concentrações de extrato utilizadas (25, 50 e 75%), condição pouco provável na natureza devido a lixiviação pela chuva.

Cabe destacar que, independentemente do resultado favorável neste estudo, não recomendamos o plantio puro como metodologia adequada em práticas de restauração, pois o objetivo de implantação das áreas com P_p , seis anos anteriores ao presente estudo, foi estudar a silvicultura de espécies arbóreas. Nas práticas de restauração, principalmente quando buscamos restaurar (a exemplo do Parque) e não somente reabilitar o local, torna-se pertinente a diversificação de espécies (P_m). Assim, é conveniente evitar o plantio de determinada espécie em elevada densidade (*sensu* FONSECA et al. 2017).

Em casos de práticas de restauração por modelos “framework” (ELLIOTT et al., 2003; TURCHETO et al., 2020b), ou em plantio puro em pequenas parcelas com diferentes espécies intercaladas em blocos (BALLESTRERI et al., 2021; ZAVISTANOVICZ et al., 2021, no prelo), o monitoramento com intervenções subsequentes faz parte do planejamento visando o objetivo principal, ou seja, “a

restauração ecológica” a partir da recuperação (*sensu* GANN et al., 2019), quando a presença e diversificação da regeneração natural é um dos indicadores.

Quando analisamos a similaridade florística entre a regeneração natural nos ambientes, os maiores valores de 0,40 a 0,67 (Tabela 4), foram observados para ambientes com mesmo histórico de uso, idade e manejo (entre P_p ou P_m), não sendo possível isolar o fator que prepondera nessa resposta. A porção P_p , onde predominava a *Brachiaria* sp., obteve maior riqueza e diversificação quando essa foi submetida a sombreamento igual ou maior de 70% (P_{pIn} e P_{pSc}), resultando no aumento da similaridade entre área. Comparativamente à condição da P_{pIn} e P_{pSc} , a porção P_m , sendo uma área mais recentemente conduzida com restauração ativa, apresentou a maior similaridade entre si, apesar da menor riqueza, diversidade e equabilidade. Isso sugere que haverá ganhos na composição florística a médio prazo, ainda que nessa fase inicial haja o predomínio de *B. dracunculifolia*, espécie pioneira, de dispersão abiótica.

B. dracunculifolia é uma espécie observada em banco de sementes do solo de florestas, apesar de não ser a que ocorre em maior densidade (FIGUEIREDO et al., 2014; BATISTA NETO et al., 2007). Possivelmente, após o revolvimento do solo no preparo da área para plantio (TURCHETTO et al., 2020a), as sementes foram expostas à radiação solar e, sendo essa uma espécie pioneira, germinaram e se estabeleceram. Esse resultado é compreensível considerando a elevada densidade de indivíduos adultos na área em restauração passiva (dado não publicado), mas confirmado pela inversão da distribuição dos indivíduos por classe de tamanho na AResP, em um padrão exponencial “J”) e não exponencial negativo (“J invertido”) (Figura 2). Em contrapartida, esse predomínio não ocorreu na área com P_p , a qual por muitos anos prévios ao isolamento foi conduzida com *Brachiaria* sp., que sombreou o banco de sementes do solo, impedindo a germinação das sementes.

As espécies do gênero *Baccharis* sp. são de interesse na medicina popular, bem como, econômico e ambiental. Esse, distribui-se em grande proporção do país, principalmente em áreas alteradas (MELO; MIRANDA; DURIGAN, 2007) disponibilizando recurso aos polinizadores. Desse modo, o gênero tem um papel importante na restauração inicial da área em estudo, e acreditamos que terá pouco potencial de competir com outras espécies que venham ocorrer na regeneração, após o sombreamento. Conforme observado na Figura 2, onde há um elevado percentual de indivíduos de menor altura, reduzindo expressivamente nas classes

subsequentes, em resposta ao não estabelecimento de *B. dracuncuculifolia* (Quadro 1).

As espécies que se destacaram nos vários sítios (ambientes) foram *P. myrtifolium*, *C. intermediatum* e *S. terebinthifolius*, possivelmente dispersadas pela fauna silvestre, tendo em vista a adjacência do trecho de Floresta Estacional Decidual. Outras espécies, que possivelmente chegaram à área por meio de dispersão zoocórica, foram *A. edulis*, *M. umbellata*, *N. lanceolata* e *P. guajava*, as quais predominaram no plantio puro. Enquanto, no plantio misto, *P. cattleyanum* e *S. mauritianum* estiveram bem representadas, ainda que a segunda possa ser regeneração de sementes dispersadas pelos indivíduos, atualmente adultos, que foram plantados no local como parte do arranjo de espécies no P_m (Quadro 1).

Paralelamente, a predominância de espécies das famílias Lauraceae e Myrtaceae (Tabela 1), também indicam que a cobertura pode servir de abrigo para fauna dispersora. As florestas próximas as áreas em processo de recuperação são importantes, influenciando na composição florística e riqueza de espécies, tendo como propulsor a dispersão zoocórica (LISBOA; CIELO-FILHO; CÂMARA, 2021; VIAPIANA; CIELO-FILHO; CÂMARA, 2021, 2019). Assim, o remanescente florestal adjacente a área alterada no Parque, possivelmente representa fonte de propágulos que chegam à área por meio de dispersores.

A copa das árvores nas áreas P_pIn e P_pSc, apesar da vegetação homogênea, e nas de P_m, possivelmente funcionaram como habitat e/ou poleiro para fauna dispersora, auxiliando na introdução de novas espécies, quando comparadas à AResP e ao P_pPa, onde os indivíduos apresentavam copa esparsa, ou reduzida. Em ambas as áreas, quando as sementes chegaram, as variáveis ambientais foram extremas a conservação da semente para germinação ou para emergência e estabelecimento da plântula.

A P_pCa apresentou maior grau de degradação entre as áreas estudadas, pois a *Casearia sylvestris* plantada seis anos antes, não apresentou potencial para se estabelecer na condição ambiental severa e incompatível com o desenvolvimento da espécie (BALLESTRERI et al., 2021). Assim, não demonstra habilidade competitiva para o rápido crescimento em pleno sol, impossibilitando a competição e cobertura da *Brachiaria* sp. (ZAVISTANOVICZ, 2017).

Os indicadores da regeneração natural que mais contribuíram para explicar a similaridade ou dissimilaridade dos sítios relacionaram-se com a intensidade

luminosa (IL) incidente na área, conseqüentemente, esse fator influenciou outras variáveis ambientais naturalmente associadas, como temperatura do solo, temperatura e umidade relativa (Figura 3), que individual ou conjuntamente (Figura 3), apresentaram maior influência em estações específicas do ano.

Simultaneamente, a diversidade e a riqueza nas áreas, também foram mais expressivas em sítios mais sombreados. Essa resposta, obtida pela PCA, apresentou 72,5% da variação explicada, valor considerado elevado na área de ecologia, cujos eventos são estocásticos em nível espacial e temporal. Isso é respaldado por outros estudos que obtiveram nos dois primeiros componentes principais, valores iguais a 46,44% (VAN DEN BERG; SANTOS, 2003), 58,96% (RODRIGUES et al., 2007) e 63,34% (MIRA; URREGO; MONSALVE, 2019).

A redução da IL na área foi positiva, esta contribui para o ingresso e estabelecimento da regeneração natural. Essa resposta também ficou evidente em estudo conduzido em uma Reserva Biológica do Rio de Janeiro, onde foi observada a ocorrência de novas espécies, dentre as quais secundárias e climáticas, após o sombreamento gerado pela restauração ativa, utilizando o plantio de mudas (MORAES et al., 2006). Indiretamente, a radiação solar que atinge a superfície do solo promove aumento da temperatura do solo e do ambiente, além de reduzir a umidade relativa do ar.

Assim, em florestas estacionais, a sazonalidade climática proporciona variação da umidade do solo, afetando a germinação, a sobrevivência e o desenvolvimento das plântulas (VENTURIOLI; FELFILLI; FAGG, 2011), sendo comprovada que sob temperatura extremas igual ou superior a 35 °C a germinação não ocorre, e que o ingresso de plântulas é favorecido em condição de solo mais úmido (DE SOUZA; MACÊDO; SILVA, 2016). Destaca-se que, valores próximos a 35 °C foram registrados como máximas do solo no outono, o que possivelmente inviabilizou o ingresso e o estabelecimento dos regenerantes nas áreas com menor sombreamento ($\cong 90\%$ - AResP, P_pCa).

Com isso, em resposta a maior intensidade luminosa provavelmente ocorre a redução expressiva da regeneração natural em termos de riqueza e densidade, conforme evidenciado pela componente principal 1 (Anexo 1B). Áreas com menor exposição à radiação solar (P_pIn, P_pSc, P_m90%, P_m70% e P_m30%), possivelmente tiveram o sombreamento e a arquitetura das copas como aliados na mediação de condições estressantes às plantas jovens, permitindo maior riqueza, ainda que a

presença de *B. dracuncuculifolia* em elevada densidade tenha reduzido a equabilidade e diversidade das áreas com P_m. Outro fator que pode estar relacionado à reduzida riqueza e densidade das espécies na AResP, P_pCa, e P_pPa é a geada, comum na região, cuja ação é mais evidente em área aberta. Nesse contexto, estudo no sul do Brasil evidenciou a perda de indivíduos jovens das espécies de *Casearia sylvestris* e *Cupania vernalis*, considerando essas como muito susceptíveis e outras como medianamente susceptíveis a áreas propícias à condição de frio extremo (RORATO et al., 2017).

O intenso uso do solo e compactação do mesmo ou a retirada da camada superficial, são fatores restritivos evidentes, que dificultam inferir se as referências (*sensu* CALLEGARO et al., 2017, TURCHETTO et al., 2017) serão atingidas, apesar do trecho de floresta nativa adjacente à área. Assim, apesar da unidade de conservação pertencer à categoria Parque, cujo objetivo é a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e de beleza cênica (BRASIL, 2000) acreditamos que uma série de metas seja necessárias para recuperação da área, e que talvez a reabilitação seja o resultado mais previsível a médio prazo. Isso porque a recuperação ocorre quando os filtros ecológicos são eliminados, e a composição de espécies, estrutura da comunidade, condições físicas, funções ecossistêmicas se assemelham ao ecossistema natural; ao passo que, a reabilitação não recupera o ecossistema nativo, mas permite a continuidade dos serviços ecossistêmicos (GANN et al., 2019).

Desse modo, práticas de restauração ativa melhoraram expressivamente a condição da área alterada quando comparadas a AResP. Quando analisamos os resultados da presente pesquisa conjuntamente com as pesquisas supracitadas, é possível afirmar que a cobertura das copas, acelerou o processo, seja pela atenuação das variáveis ambientais ou pela formação de ambiente propício ao abrigo e alimentação da fauna silvestre. Além disso, a degradação do solo, o uso de espécies ruderais como *Brachiaria* sp., possivelmente, foram mais impactantes ao estabelecimento da regeneração natural do que a intensidade luminosa observada nesse estudo, conforme foi possível perceber comparando AResP e P_pCa.

Assim, constatamos que a condição do solo seja um fator analisado inicialmente de modo conjunto com a distância de remanescente florestal próximo, pois somente a floresta, há cerca de 300 m das áreas em restauração passiva, não foi suficiente para restabelecer o ambiente. Em casos semelhantes ao presente

estudo, sugerimos a formação de um sistema “framework” (ELLIOTT et al., 2003; TURCHETTO et al. 2020b), com arranjo de espécies iniciais tolerantes a ambientes fortemente alterados, o que viabilizará o sombreamento inicial, amenizando fatores extremos na superfície do solo, posteriormente agregando novas técnicas até que a reabilitação ou a recuperação seja atingida.

8 CONCLUSÃO

A regeneração natural inicial pode ser favorecida diante o sombreamento igual ou superior a 30%, em ambiente com solo fortemente antropizado. Independentemente ao tipo de prática, utilizando plantio puro em pequenas parcelas e/ou espécies intercaladas em plantio misto, o ambiente apresentou condições favoráveis ao ingresso e estabelecimento de novas espécies.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, S. M. Z. et al. Alterações morfológicas e alocação de biomassa em plantas jovens de espécies florestais sob diferentes condições de sombreamento. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 1, p. 62-68, 2005.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Fast Track, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ALVES JUNIOR, F. T. et al. Regeneração natural de uma área de Caatinga no sertão pernambucano, nordeste do Brasil. **Cerne**, Lavras, v. 19, n. 2, p. 229-235, 2013.
- APG IV - The angiosperm phylogeny group an update of the angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, p. 1-20, 2016.
- AVILA, A. L. de et al. Regeneração Natural em um Sub-bosque de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh., **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 2, p. 696-698, 2007.
- BALLESTRERI, A. A. et al. Morphophysiological responses of forest tree species conducted under different levels of shading in the enrichment of degraded ecosystem. **Forest Ecology and Management**, v. 488, p. 1-12, 2021.
- BATISTA NETO, J. P. et al. Banco de sementes do solo de uma floresta estacional semidecidual, em Viçosa, Minas Gerais. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 17, n. 4, p. 311-320, 2007.
- BERTACCHI M. I. F. et al. Estabelecimento de mudas de árvores no sub-bosque de recuperação: plantio de regeneração e enriquecimento natural. **Restoration Ecology**, v. 24, n. 1, p. 100-108, 2016.
- BITENCOURT, G. de A. et al. Fitoquímica e alelopatia da aroeira vermelha (*Schinus terebinthifolius* Raddi) na germinação de sementes. **Ensaio e Ciência**, Londrina, v. 25, n. 1, p. 2-8, 2021.
- BOTEZELLI, L. **Dinâmica estrutural da comunidade arbórea de um fragmento de Floresta Semidecidual às margens do rio Capivari**. 2007. 113f. Tese. (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2007.
- BRANCALION, P. H. S.; LIMA, L. R.; RODRIGUES, R. R. **Restauração ecológica como estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais**. In: Peres, C. A.; Barlow, J.; Gardner, T. A.; Vieira, I. C. G. (Orgs.). *Conservação da Biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil*. Curitiba: Editora da UFPR, p. 565-587, 2013.
- BRASIL. Lei nº 9985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Casa Civil**. Brasília, DF, 13 mai.

2021. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm>. Acesso em: 13 maio de 2021.

BUTURI, C. V. et al. Potencial da *Schinus terebinthifolius* Raddi na recuperação de áreas degradadas: interações aleloquímicas. **Revista Cultivando o Saber**, v. 8, n. 1, p. 49-58, 2015.

CALLEGARO, R. M. et al. Regeneração natural avançada de um fragmento de mata ciliar em Jaguari, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 7, n. 2, p. 315-321, 2012.

CALLEGARO, R. M. et al. Potencial de três plantações florestais homogêneas como facilitadoras da regeneração natural de espécies arbutivo-arbóreas. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 41, n. 99, p. 331-341, 2013.

CALLEGARO, R. M.; ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J. Fitossociologia de agrupamentos em Floresta Estacional Decidual no Parque Estadual Quarta Colônia, Agudo - RS. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 9, n. 4, p. 590-598, 2014.

CALLEGARO, R. M. et al. Fitossociologia e fatores ecológicos condicionantes da vegetação em uma floresta estacional na região central do Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**. Série Botânica. Porto Alegre, v. 72, n. 1, p. 33-43, 2017.

CALLEGARO, R. M. et al. Influência de fatores ambientais sobre espécies vegetais em floresta estacional para uso potencial em restauração. **Nativa**, Sinop, v. 6, p. 91-99, 2018.

CAMPOE, O. C. et al. Atlantic forest tree species responses to silvicultural practices in a degraded pasture restoration plantation: From leaf physiology to survival and initial growth. **Forest Ecology and Management**, v. 313, p. 233-242, 2014.

CARPANEZZI, A. A et al., Espécies pioneiras para recuperação de áreas degradadas: observações de laboratórios naturais. In: Congresso Florestal Brasileiro, 6º, Campos do Jordão, 1990. **Anais**, São Paulo, Sociedade Brasileira de Silvicultura, 1990. p.216-221.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies Arbóreas Brasileiras**. 1 ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Floresta, 2003, v. 1, 1039 p.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies Arbóreas Brasileiras**. 1 ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Floresta, 2006, v. 2, 627 p.

CHADA, S. S.; CAMPELLO, E. F. C.; FARIA, S. M. Sucessão vegetal em uma encosta reflorestada com leguminosas arbóreas em Angra dos Reis, RJ. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 6, p. 801-809, 2004.

CHAMI, L. B. et al. Mecanismo de regeneração natural em diferentes ambientes de remanescentes de Floresta Ombrófila Mista, São Francisco de Paula, RS. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 41, n. 2, p. 251-259, 2011.

DA NÓBREGA, A. M. F. et al. Regeneração natural em remanescentes florestais e áreas reflorestadas da várzea do rio Mogi-Guaçu, Luiz Antônio – SP. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 5, p. 909-920, 2008.

DE SOUZA, B. I.; MACÊDO, M. L. A.; SILVA, G. J. F. Temperatura dos solos e suas influências na regeneração natural da caatinga nos Cariris Velhos–PB. **Raega O Espaço Geográfico em Análise**, Curitiba, v. 35, p. 261-287, 2016.

DECOCQ, G. et al. Silviculture-driven vegetation change in a European temperate deciduous forest. **Annals of forest science**, v. 62, n. 4, p. 313-323, 2005.

DELLASALA, DA, M. et al. Uma Chamada Cidadã para a Restauração Florestal Ecológica: Princípios e Critérios de Restauração Florestal. **Restauração Ecológica**, v. 21, p. 14-23, 2003.

DURIGAN, G. Estrutura e diversidade de comunidades florestais. In: Martins, Sebastião V. **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa: Editor UFV, 2012. cap. 8, p. 294-325.

DURIGAN, G.; SILVEIRA, E. R.; MELO, A. C. G. Desbaste em plantio de restauração de mata ciliar. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. **Manejo Adaptativo: primeiras experiências na Restauração de Ecossistemas**. Páginas e Letras: São Paulo, 2013.

ELLIOTT, S. et al. Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. **Forest Ecology and Management**, v. 184, n. 1-3, p. 177-191, 2003.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**, Brasília: EMBRAPA, 2013.

FAGUNDES, M.; FARIA, M. L.; FERNANDES, G. W. Efeitos da distribuição de *Baccharis dracunculifolia* (Asteraceae) na abundância e no parasitismo de galhas de *Neopelma baccharidis* (Homoptera: Psyllidae). **Unimontes Científica**, v. 1, n. 1, p. 1-7, 2001.

FAO. **Global Forest Resources Assessment 2015: How are the World's Forests Changing?** Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2016.

FIGUEIREDO, P. H. A. et al. Germinação ex-situ do banco de sementes do solo de capoeira em restauração florestal espontânea a partir do manejo do sombreamento. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 42, n. 101, p. 69-80, 2014.

FIORENTIN, L. D. et al. Análise Florística e Padrão Espacial da Regeneração Natural em Área de Floresta Ombrófila Mista na Região de Caçador, SC. **Floresta Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 1, p. 60-70, 2015.

FLORENTINE, S. K.; WESTBROOKE, M. E. Restoration on abandoned tropical pasturelands - do we know enough? **Journal for Nature Conservation**, v. 12, n. 2, p. 85-94, 2004.

FONSECA, D. A. da et al. Avaliação da regeneração natural em área de restauração ecológica e mata ciliar de referência. **Ciência Florestal**. Santa Maria, v. 27, n. 2, p. 521-534, 2017.

FRANCO, B. K. S. et al. Estrato de regeneração natural de um trecho de floresta estacional semidecidual, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 1, p. 31-40. 2014.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE – INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: relatório técnico período 2017-2018**. São Paulo: Fundação SOS, 2019.

GALVÃO, A. P. M.; PORFIRIO-DA-SILVA, V. **Restauração Florestal. Fundamentos e Estudos de Caso**. 1ª. ed. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2005. v. 4.000. 139p.

GAMA, J. R. V. et al.; Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônico. **Revista Árvore**, Viçosa, v.26, n.5, p.559-566, 2002.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V. **The oretical bases os the forest ecological restoration**. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Ed.). High diversity forest restoration in degraded areas. New York: Nova Science Publishers, p. 27-60, 2007.

GANDOLFI, S. **Uma teoria sobre o processo de restauração ecológica de florestas tropicais e subtropicais: proposta e aplicação**. Dissertação (Livre Docência em Ecologia Vegetal) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 2017.

GANN, G. D. et al. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. **Restoration Ecology**, v. 27, n.1, p. 1-46. 2019.

GARCIA, C. C. et al. Regeneração Natural de espécies arbóreas em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana, no domínio da Mata Atlântica, em Viçosa, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 4, p. 677-688, 2011.

GASTAUER, M.; MEIRA-NETO, J. A. A. **A multifacetada diversidade biológica e suas medições**. In: Eisenlohr, P. V. et al. Fitossociologia no Brasil - métodos e estudos de caso. Viçosa, v. 2, p. 31-67, 2015.

GONÇALVES, J. F. C; SANTOS JÚNIOR, U. M. Utilization of the chlorophyll a fluorescence technique as a tool for selecting tolerant species to environments of high irradiance. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 17, p. 307-313, 2005.

GRIEBELER, A. M. **Estratégias para o enriquecimento de áreas ripárias em processo de restauração no extremo sul do bioma Mata Atlântica**. 2019. 128 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2019.

GUERIN, N. et al. Pure or mixed plantings equally enhance the recovery of the Atlantic forest. **Forest Ecology And Management**, v. 484, p. 9, 2021.

GUIMARÃES, S. et al. Banco de sementes de áreas em restauração florestal em Aimorés, MG. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 34, n. 80, p. 357-368, 2014.

HEALEY, S. P.; GARA, R. I. The effect of a teak (*Tectona grandis*) plantation on the establishment of native species in an abandoned pasture in Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, v. 176, p. 497-507, 2003.

HEIDEN, G.; SCHNEIDER, A. A. A new species of *Baccharis* sect. *Caulopterae* DC. (Asteraceae) from the high altitude grasslands of Parque Nacional do Caparaó, Southeastern Brazil. **Candollea**, v. 66, p. 337-340, 2011.

HIGGS, Eric S. What is good ecological restoration?. **Conservation biology**, v. 11, n. 2, p. 338-348, 1997.

HOBBS, R. J.; HARRIS, J. A. Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. **Restoration Ecology**, Malden, v. 9, p. 239-246, 2001. Disponível em: <<https://www.sema.rs.gov.br/parque-estadual-quarta-colonia>>. Acesso em: 15 abr. 2020.

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558-1563, 2011.

HONGYU, K., SANDANIELO, V. L. M., JUNIOR, G. J. O. Análise de Componentes Principais: resumo teórico, aplicação e interpretação. E&S - **Engineering and Science**, 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro, p.275, 2012.

ISERNHAGEN, I. et al. Diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas visando a definição de metodologias de restauração florestal: **Pacto pela restauração da mata atlântica**. São Paulo, 2010, cap. 2, p. 91.

KEENLEYSIDE, K. et al. (Eds.). **Ecological restoration for protected areas: principles, guidelines and best practices**. Gland, Switzerland: IUCN, 2012.

KENNARD, D. K. et al. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 162, p. 197-208, 2002.

KILCA, R. V.; LONGHI, S. J. **A composição florística e a estrutura das florestas secundárias no rebordo do Planalto Meridional**. In: Schumacher, M.V.; Longhi,

S.J.; Brun, E.J.; Kilca, R.V. (Eds.). **A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional**. Santa Maria: Pallotti, 2011. cap. 4, p. 53-83.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do vale do Itajaí. **Sellowia**, v. 32, n. 1, p.165-389, 1980.

LEITE, P. F.; KLEIN, R. M. **Vegetação**. In: IBGE. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Geografia do Brasil: Região Sul. Rio de Janeiro. v. 2, p. 113-150. 1990.

LIMA JR., E de C. et al. Aspectos fisioanatômicos de plantas jovens de *Cupania vernalis* camb. submetidas a diferentes níveis de sombreamento. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 1, p. 33-41. 2006.

LISBOA, T. de F. B; ROQUE, C. F; CÂMARA, C. D. Florística e fitossociologia do componente arbóreo arbustivo de mata ciliar em estágio inicial de sucessão na microbacia do rio Xaxim (Oeste do Paraná, Brasil): subsídios para a restauração ecológica. **Lilloa**, v. 58, n. 1, p. 15-34, 2021.

LONGHI, S. J. et al. Aspectos fitossociológicos de fragmento de floresta estacional decidual, Santa Maria, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 10, n. 2, p. 59-74, 2000.

LOPES, I. S. et al. Dinâmica da regeneração natural no sub-bosque de *Pinus caribaea* morelet. Var. *caribaea* na reserva biológica de Saltinho, Tamandaré - PE. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n.1, p.95-107, 2016.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. 4 ed., Nova Odessa, v.1, p. 284-285, 2002.

LORENZI, H. **Árvores exóticas no Brasil: madeireiras, ornamentais e aromáticas**. Nova Odessa, 2003, p. 52.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. 1 ed., Nova Odessa, v. 3, p. 301, 2009.

MANLY, B.J.F. **Métodos estatísticos multivariados: uma introdução**. 3 ed. Porto Alegre: Bookman. 229p. 2008.

MARCUZZO, S. B. **Métodos e espécies potenciais à restauração de áreas degradadas no Parque Estadual Quarta Colônia, RS**. 2012, 155 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2012.

MARCUZZO, S. B.; ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J. Estrutura e relações ambientais de grupos florísticos em fragmento de floresta estacional subtropical. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 2, p. 275-287, 2013.

MARCUZZO, S. B. et al. Comparação entre áreas em restauração e área de referência no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 6, p. 961-972, 2014.

MARCUZZO, S. B.; ARAÚJO, M. M.; GASPARIN, E. Plantio de espécies nativas para restauração de áreas em unidades de conservação: um estudo de caso no sul do Brasil. **Floresta**, Curitiba, v. 45, n. 1, p. 129-140, 2015.

MARTINI, A. M. Z. et al. A Hot-point within hotspot: a high diversity site in Brazil Atlantic Forests. **Biodiversity and Conservation**, v.16, p. 3111-3128, 2007.

MARTINS, S. V. Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. Viçosa, MG: **Aprenda Fácil**, 270 p. 2009.

MARTINS, S. V. et al. **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. Viçosa, MG: UFV, 293 p., 2012a.

MARTINS, S. V. **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. 2. ed. Viçosa, MG. cap. 1, p. 21., 2012b.

MELO A. C. de G; MIRANDA, D. L. de C; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 2, p. 321-328, 2007.

MIRA, J. D.; URREGO, L. E.; MONSALVE, K. Determinantes naturales y antrópicos de la distribución, estructura y composición florística de los manglares de la Reserva Natural Sanguaré, Colombia. **Revista de Biología Tropical**, v. 67, n. 4, p. 810-824, 2019.

MITTERMEIER, R. A. et al. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Washington, DC. **Cemex**, p. 390, 2004.

MORAES, L. F. de et al. Plantio de espécies arbóreas nativas para a restauração ecológica na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 57, n. 3, 2006.

MORO, M. F.; MARTINS, F. R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In: FELFILI, J. M. et al. (Ed.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, p.174-212, 2011.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NERI, A. V. et al. Regeneração de espécies nativas lenhosas sob plantio de Eucalyptus em área de cerrado na Floresta Nacional de Paraopeba, MG, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 369-376, 2005.

PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O.H.; WUNDERLE JR, J. M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1,2, p. 21-42, 1997.

PEDRON, F. A., DALMOLIN, R. S. D.; **Solos da região do rebordo do Planalto Meridional no Rio Grande do Sul**. In: Schumacher MV et al. A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional. Santa Maria: Editora Pallotti, cap. 3, p. 33-51.

PIÑA-RODRIGUES F. C. M.; FREIRE M. J.; SILVA D. L. **Parâmetros genéticos para produção de sementes de espécies florestais**. 1 ed. Seropédia: EDUR, 2007, cap.3, p. 51-102.

PUGNAIRE, F.; VALLADARES, F. **Functional Plant Ecology**. Boca Raton: editora CRC Press, 2007. 744 p.

REITZ, P. et al. Projeto Madeira do Rio Grande do Sul. **Sellowia**, n.34-35, p.1-525, 1983.

REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIBEIRO, M. C. et al. The brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how in the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RIO GRANDE DO SUL. **Inventário Florestal Contínuo do Rio Grande do Sul**. 2002. Disponível em: <<http://coralx.ufsm.br/ifcrs/frame.htm>> Acesso em: 05 maio de 2020.

RODRIGUES, A. L. et al. Efeitos de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Luminárias, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 25-35, 2007.

RORATO, D. G. et al., Tolerance and resilience of forest species to frost in restoration planting in southern Brazil. **Restoration Ecology**, v. 25, p. 1-6, 2017.

RSTUDIO TEAM (2016), RSTUDIO: **Integrated Development for R**. **RStudio version 1.1.421**, 622 Boston, MA. Disponível em: <<http://www.rstudio.com>>. Acesso em: 03 jul. 2020.

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

SANO, B. **Efeito alelopático da aroeira *Schinus terebinthifolius* (Anacardeaceae) no estabelecimento de espécies arbóreas**. **Prática de Pesquisa em Ecologia da Mata Atlântica**. São Paulo: Curso de Pós-Graduação em Ecologia - Universidade de São Paulo - USP. p. 1-4, 2015.

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

SANTANA, O. A.; ENCINAS, J. I. Levantamento das espécies exóticas arbóreas e seu impacto nas espécies nativas em áreas adjacentes a depósitos de resíduos domiciliares. **Biotemas**, v. 21, n. 4, p. 29-38, 2008.

SANTOS, DOS V. O. **Segurança de barragens de concreto: a uscultação por instrumento da barragem da UHE Dona Francisca –RS**. 2018. 296f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS, 2018.

SAPORETTI JR., A.W.; MEIRA NETO, J.A.A.; ALMADA, R. Fitossociologia de sub-bosque de cerrado em talhão de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden no Município de Bom Despacho-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 6, p. 905-910, 2003.

SARTORELLI, P. A. R.; FILHO, E. M. C. Guia de plantas da regeneração natural do Cerrado e da Mata Atlântica. **Agroicone**, São Paulo 2017.

SAUERESSING, D. **Plantas do Brasil: árvores nativas**. 1 ed., Irtati, v. 1, 2014, p. 432.

SCALON, S. de PQ; ALVARENGA, A de. Efeito do sombreamento sobre a formação de mudas de pau-pereira (*Platycyamus regnelli* Benth.). **Revista Árvore**, Viçosa, v. 17, n. 3, p. 265-270, 1993.

SCCOTI, M. S. V. et al. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de Floresta Estacional Subtropical. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 3, p. 459-472, 2011.

SCHUMACHER, M. V. et al. (Org.). **A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional**. Santa Maria: Pallotti, 2011. 320p.

SCIPIONI, M. C. et al. Análise dos padrões florísticos e estruturais de uma comunidade arbórea-arbustiva em um gradiente de solo e relevo. In: SER – Society for ecological restoration international. **Princípios da SER International sobre a restauração ecológica**. Tucson: Society for Ecological Restoration International, 2004.

SILVEIRA, L. P.; PIUZANA, D.; PEREIRA, I. M.; LAFETA, B. O.; SANTOS, J. B. Evaluation of different methods to control invasive alien grass weeds in a degraded area. **African Journal of Agricultural Research**, v. 13, n. 32, p. 1655-1660, 2018.

SNUC. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Estabelece critérios e normas para a criação, implantação e gestão das unidades de conservação. **Presidência da República Casa Civil**. Brasília DF. Disponível em:

<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm>. Acesso em: 22 abr. 2021.

SER – SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL. **Princípios da SER International sobre a restauração ecológica.** Tucson: Society for Ecological Restoration International, 2004.

SOARES, N. M. da et al. Regeneração natural em área de Caatinga no Baixo São Francisco sergipano: composição, diversidade, similaridade florística de espécies florestais. **Advances in Forestry Science**, Cuiabá, v. 6, n. 3, p. 711-716, 2019.

SOBRAL, M.; PROENÇA, C.; SOUZA, M.; MAZINE, F.; Lucas, E. Myrtaceae in Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2015, Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB24034>>.

SOS MATA ATLÂNTICA: **Relatório anual 2019.** Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2020/11/Relat%C3%B3rio-Anual-2019-SOS-Mata-Atl%C3%A2ntica.pdf>>. Acesso em: 10 abr. 2021.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica** – período de 2015–2016. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo, 2017.

SOUZA, L. M. de et al. Potencial da regeneração natural como método de restauração do entorno de nascente perturbada. **Revista Cerne**, Lavras, v. 18, n. 4, 2012.

TABARELLI, M. et al. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Mega diversidade**, v.1, n.1, 2005.

TOREZAN, J. M. D.; MANTOANI, M. C. **Controle de gramíneas no subosque de florestas em restauração.** In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. Manejo Adaptativo: primeiras experiências na Restauração de Ecossistemas. Páginas e Letras: São Paulo, 2013.

TRENTIN B. E. et al. Restauração Florestal na Mata Atlântica: passiva, nucleação e plantio de alta diversidade. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 1, p. 160-174, 2018.

TURCHETTO, F. **Potencial do banco de plântulas como estratégia para a restauração florestal no extremo sul do bioma Mata Atlântica.** 2015. 138f. Dissertação (Mestrado Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Santa Maria, RS, 2015.

TURCHETTO, F. et al. Phytosociology as a tool for forest restoration: a study case in the extreme South of Atlantic Forest Biome. **Biodiversity and Conservation**, v. 23, p. 1-18, 2017.

TURCHETTO, F. et al. Impact of seedling removal on natural regeneration in the southern atlantic forest remnant. **Revista Cerne**, v. 24, p. 98-105, 2018.

TURCHETTO, F. et al. Intensive silvicultural practices drive the forest restoration in southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 473, 2020a.

TURCHETTO, F. et al. Can intensive silvicultural management minimize the effects of frost on restoration plantations in subtropical regions? **Journal of Environmental Management**, v. 269, 2020b.

VALLADARES, F.; NIINEMETS, Ü. **The Architecture of Plant Crowns: From Design Rules to Light Capture and Performance**. In: Pugnaire, F. I.; F. Valladares. Functional plant Ecology. New York: Taylor & Francis Group. p. 101-149, 2007.

VAN DEN BERG, E.; SANTOS, DOS M. A. Aspectos da variação ambiental em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 13, n. 2, p. 83-98, 2003.

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

VIAPIANA, J.; CIELO-FILHO, R.; CÂMARA, C. D. Evaluation and characterization of passive restoration of na Atlantic forest tree community with focus on the understory. **Tropical Ecology**, v. 60, p. 140-149, 2019.

WUNDERLE JR, J. M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1, p. 223-235, 1997.

ZAHAWI, R. A.; REID, J. L.; HOLL, K. D. Hidden Costs of Passive Restoration. **Restoration Ecology**, v. 22, p. 284-287. 2014.

ZAMA, M. Y. et al. Florística e síndromes de dispersão de espécies arbustivo-arbóreas no Parque Estadual Mata São Francisco, PR, Brasil. **Hoehnea**, v. 39, p. 369-378, 2012.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis – 5th ed**. New Jersey, 2010.

ZAVISTANOVICZ, T. C. **Espécies potenciais para plantio em área antropizada na região central do Rio Grande do Sul**. 2017. 84f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, RS, 2017.

ZAVISTANOVICZ, T. C. et al. Production techniques of arboreal species seedlings and use of mulching in an altered area. **Revista Árvore**, Viçosa, 2021, no prelo.

ANEXOS

ANEXO A - AUTOVETORES PARA AS VARIÁVEIS UTILIZADAS NA ANÁLISE DE COMPONENTE PRINCIPAL CONSIDERANDO A INFLUÊNCIAS DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS (A) SOBRE A REGENERAÇÃO NATURAL, EM ÁREAS CONDUZIDAS SOB DIFERENTES PRÁTICAS DE RESTAURAÇÃO (B) NO SUL DO BIOMA MATA ATLÂNTICA, RIO GRANDE DO SUL, BRASIL.

(A) VARIÁVEIS AMBIENTAIS

"Qualidade" do fator no gráfico (esses valores correspondem ao comprimento do vetor):			
	Dim,1	Dim,2	Dim,3
T_Prim	0,85	0,08	0,04
UR_Prim	0,31	0,10	0,57
T_Ver	0,31	0,09	0,53
UR_Ver	0,93	0,01	0,01
T_Out	0,73	0,03	0,23
UR_Out	0,96	0,00	0,00
T_Inv	0,51	0,01	0,30
UR_Inv	0,06	0,28	0,61
Luz,	0,93	0,01	0,03
Ts_Prim	0,09	0,72	0,15
Us_Prim	0,47	0,23	0,00
Ts_Ver	0,14	0,55	0,09
Us_Ver	0,17	0,61	0,04
Ts_Out	0,64	0,00	0,01
Us_Out	0,07	0,79	0,13
Ts_Inv	0,30	0,52	0,09
Us_Inv	0,01	0,60	0,33
Diversidade	0,18	0,66	0,06
Equabilidade	0,07	0,60	0,07
Riqueza	0,73	0,15	0,00

(B) AMBIENTES ESTUDADOS

	Dim,1	Dim,2	Dim,3
PpIn	0,34	0,47	0,10
PpSc	0,38	0,47	0,00
PpCa	0,93	0,03	0,03
PpPa	0,06	0,00	0,72
Pm90%	0,40	0,00	0,52
Pm70%	0,05	0,74	0,02
Pm30%	0,03	0,64	0,15
AResP	0,90	0,02	0,04