

**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL**

GUILHERME DIEGO FOCKINK

**INDICADORES ECOLÓGICOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM ÁREAS
PÓS-COLHEITA DE *Pinus* sp.**

LAGES

2020

GUILHERME DIEGO FOCKINK

**INDICADORES ECOLÓGICOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM ÁREAS
PÓS-COLHEITA DE *Pinus* sp.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Florestal, área de concentração em Ecologia de Espécies Florestais e Ecossistemas Associados.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Maria Raquel Kaneski
Coorientador: Prof. Dr. Marcos Felipe Nicoletti

LAGES

2020

**Ficha catalográfica elaborada pelo programa de geração automática da
Biblioteca Setorial do CAV/UDESC,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

Fockink, Guilherme Diego
Indicadores ecológicos de restauração florestal em áreas
pós-colheita de *Pinus* sp. / Guilherme Diego Fockink. -- 2020.
105 p.

Orientadora: Maria Raquel Kaniecki
Coorientador: Marcos Felipe Nicoletti
Dissertação (mestrado) -- Universidade do Estado de Santa
Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Lages, 2020.

1. Restauração passiva. 2. Área de preservação permanente. 3.
Floresta ombrófila mista. 4. Heterogeneidade ambiental. I. Kaniecki,
Maria Raquel. II. Nicoletti, Marcos Felipe. III. Universidade do
Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. IV. Título.

GUILHERME DIEGO FOCKINK

**INDICADORES ECOLÓGICOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM ÁREAS
PÓS-COLHEITA DE *Pinus* sp.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Florestal, área de concentração em Ecologia de Espécies Florestais e Ecossistemas Associados.

BANCA EXAMINADORA

Maria Raquel Kanieski, Prof. ^a Dr.^a

Universidade do Estado de Santa Catarina

Marcos Felipe Nicoletti, Prof. Dr.

Universidade do Estado de Santa Catarina

Membros:

Ana Paula Moreira Rovedder, Prof. ^a Dr.^a

Universidade Federal de Santa Maria

Ana Carolina da Silva, Prof. ^a Dr.^a

Universidade do Estado de Santa Catarina

Jaçanan Eloisa de Freitas Milani, Prof. ^a Dr.^a

Universidade Federal do Mato Grosso

Lages, 14 de setembro de 2020

AGRADECIMENTOS

A Deus por sempre estar presente na minha vida, abençoando e iluminando meu caminho. Obrigado por me proporcionar mais esta conquista!

A minha família por todo apoio, suporte e compreensão. Especialmente a minha mãe Neli, por sempre me incentivar a buscar os meus sonhos. Ao meu pai Nelson e minha madrasta Joceli, por me incentivarem e me auxiliarem na realização do mestrado.

As minhas amigas Charline e Emanoéli, que sempre estiveram presentes nestes dois anos de mestrado, compartilhando momentos bons, risadas, saídas de campos e também os momentos difíceis. Obrigado por todo auxílio na realização deste estudo. Agradeço também à Charline e a Gadriéli por serem minha família aqui em Lages, nestes últimos meses. Sou muito grato por ter vocês na minha vida!

A minha orientadora e amiga, prof.^a Maria Raquel Kaneski, agradeço por todos os ensinamentos, incentivo e confiança, pela orientação na realização deste estudo e por me apoiar nas minhas escolhas. Você é uma pessoa e profissional incrível, tenho muito orgulho de ser seu orientado e tenho você como exemplo!

Ao meu coorientador prof. Marcos Felipe Nicoletti, agradeço pelas contribuições para realização deste estudo e pelo auxílio na análise de dados. A prof.^a Ana Carolina da Silva pelo auxílio na identificação do material botânico, por sempre estar disponível para esclarecer dúvidas e pelas sugestões que foram muito válidas para elaboração deste estudo. Ao prof. Pedro Higuchi e Jean Sampietro pelo auxílio na realização das análises e empréstimo de equipamentos.

Aos bolsistas do Laboratório de Silvicultura e Restauração Florestal, em especial a Mabillin, Rômulo, Natanieli, Leonardo, Mayara, Juliane e aos demais que contribuíram de alguma forma, me auxiliando na coleta de dados à campo e confecção de materiais, canos, plaquinhas, etc. Sem o auxílio de vocês a realização deste trabalho não seria possível.

À UDESC pelo ensino gratuito e de qualidade. Aproveito ainda para agradecer aos motoristas: Darlan, Marcio, Mauricio, Gelson e Fernando, pelo apoio nas atividades de campo, em condições de chuva, estradas ruins, isolamento social, etc.

À empresa FRP Florestal por disponibilizar as áreas de estudo e pelo apoio financeiro para obtenção de materiais, equipamentos e manutenção de bolsistas. Em especial ao Sandro e ao Lucas pela disponibilidade em auxiliar nas atividades relacionadas ao projeto.

Ao Programa UNIEDU/FUMDES pela concessão da bolsa de mestrado para realização deste estudo. A FAPESC e ao grupo de pesquisa Gestão de Recursos Florestais.

“As nossas florestas refletem os nossos valores e os nossos sonhos. As florestas dos trópicos merecem uma segunda chance, e nós também.” (CHAZDON, 2016, p. 381.).

RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar o processo de restauração florestal em Áreas de Preservação Permanente anteriormente ocupadas por povoamentos de *Pinus* sp. localizadas em Ponte Alta do Norte, Santa Catarina, Brasil. Foram instaladas 19 parcelas (25 m x 4 m), onde avaliou-se os indicadores ecológicos de cobertura do solo com vegetação nativa arbórea/arbustiva – CobA (%), densidade de indivíduos nativos regenerantes – DI (ind ha⁻¹), número de espécies nativas regenerantes – Nsp (nº spp.), cobertura de solo com vegetação nativa herbácea – CobH (%) e também os atributos físico-químicos do solo. Os valores obtidos para os indicadores foram comparados com valores de referência para atestar o nível de adequação das áreas. Foram calculados os Índices de Shannon (H') e Pielou (J), e realizada análise de agrupamento estrutural para os indicadores ecológicos utilizando-se a distância euclidiana e análise de agrupamento florístico pelo método de Bray-Curtis. Os agrupamentos formados foram submetidos à PERMANOVA ($p<0,05$). A interpretação dos atributos físico-químicos do solo foi realizada por comparação com valores definidos na literatura. Posteriormente, realizou-se a ordenação dos dados de composição florístico-estrutural da regeneração natural e das parcelas por meio de análise NMDS (*Nonmetric multidimensional scaling*) e plotadas *a posteriori* as variáveis edáficas e indicadores ecológicos significativos ($p<0,05$). Os indicadores ecológicos DI (ind ha⁻¹), Nsp (nº spp.) e CobH (%) apresentaram níveis adequados e apenas o indicador CobA (%) apresentou valores mínimos, necessitando de ações corretivas. Os valores de H' e J foram 3,58 e 0,77, respectivamente, indicando elevada diversidade de espécies e baixa dominância das espécies. As análises de agrupamento resultaram na formação de grupos distintos, tanto estruturais quanto florísticos, definidos por fatores relacionados à paisagem. As áreas avaliadas apresentam riqueza de grupos florísticos característicos da tipologia florestal e presença expressiva de espécies importantes para a evolução do processo de restauração. A interpretação dos atributos químicos do solo indicou a ocorrência de solos ácidos, pouco férteis, ricos em matéria orgânica e com elevada saturação por alumínio. A resistência do solo à penetração apresentou valor abaixo do limite considerados crítico para o desenvolvimento das raízes das plantas, com exceção de algumas parcelas. Na ordenação NMDS, as variáveis edáficas significativas foram a umidade, o pH e o teor de argila, condicionantes de um gradiente edáfico entre os ambientes avaliados. Entre os indicadores ecológicos, apenas a CobA (%) e Nsp (nº spp.) foram significativas, representando a variação fisionômica da vegetação ao longo de um gradiente sucessional. A presença deste gradiente evidencia a ocorrência de diferentes estágios sucessionais, associados às variações nas condições edáficas, que determinam a

riqueza de espécies e o desenvolvimento da cobertura do solo entre os ambientes. Os indicadores ecológicos da vegetação mostram-se adequados para avaliação da restauração nestas áreas, contudo, são necessárias adaptações nos valores de referência e a consideração do componente herbáceo na cobertura do solo com vegetação nativa. Do mesmo modo, as variáveis edáficas são bons indicadores para o monitoramento do processo de restauração nestas áreas, pois sintetizam eficientemente variações ambientais que influenciam nos padrões da vegetação, viabilizando ações de restauração no contexto local.

Palavras-chave: Restauração passiva. Área de preservação permanente. Floresta ombrófila mista. Heterogeneidade ambiental.

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the process of forest restoration in Permanent Preservation Areas previously occupied by *Pinus* sp. located in Ponte Alta do Norte, Santa Catarina, Brazil. 19 plots (25 m x 4 m) were installed, in which the ecological indicators of soil cover with native tree/shrub vegetation - CobA (%), density of native regenerating individuals - DI (ind ha⁻¹) and number of native regenerating species - Nsp (n° spp.), cover with native herbaceous vegetation - CobH (%) and also the physical-chemical attributes of the soil were evaluated. The values obtained for the indicators were compared with reference values to attest to the adequacy level of the areas. The Shannon (H') and Pielou (J) indices were calculated, and structural cluster analysis was performed for ecological indicators using the Euclidean distance and floristic cluster analysis using the Bray-Curtis method. The groups formed were submitted to PERMANOVA (p <0.05). The interpretation of the values of the physical-chemical attributes of the soil was carried out by means of comparison with values defined in the literature. Subsequently, the ordering of the floristic-structural composition data of the natural regeneration and the plots was carried out by means of NMDS analysis (*Nonmetric multidimensional scaling*) and plotted *a posteriori* the edaphic variables and significant ecological indicators (p <0.05). The ecological indicators DI (ind ha⁻¹), Nsp (n° spp.) and CobH (%) presented adequate levels and only the CobA (%) indicator presented minimum values, needing corrective actions. The values of H' and J were 3.58 and 0.77, respectively, indicating high species diversity and low species dominance. The cluster analyzes resulted in the formation of distinct groups, both structural and floristic, defined by factors related to the landscape. The areas evaluated have a wealth of floristic groups characteristic of the forest typology and a significant presence of important species for the evolution of the restoration process. The interpretation of the chemical attributes of the soil indicated the occurrence of acidic, poorly fertile soils, rich in organic matter and with high aluminum saturation. The soil resistance to penetration presented, in general, a value below the limit considered critical for the development of plant roots, with the exception of some plots. In the NMDS ordering, the significant edaphic variables were humidity, pH and clay content, conditions of an edaphic gradient between the evaluated environments. Among the ecological indicators, only CobA (%) and Nsp (n° spp.) were significant, representing the physiognomic variation of vegetation along a successional gradient. The presence of this gradient, evidenced the occurrence of different successional stages in the restoration process, associated with variations in edaphic conditions, which determine the richness of species and the development of soil cover between

environments. The ecological indicators of vegetation are adequate to assess restoration in these areas, however, adjustments to the reference values and the consideration of the herbaceous component in soil cover with native vegetation are necessary. Likewise, edaphic variables prove to be good indicators for monitoring the forest restoration process in these areas, as they efficiently synthesize environmental variations that influence vegetation patterns, enabling restoration actions in the local context.

Keywords: Passive restoration. Permanent preservation area. Mixed ombrophilous forest. Environmental heterogeneity.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Localização da área de estudo, Fazenda Rio das Pedras, Ponte Alta do Norte, Santa Catarina, Brasil.....	39
Figura 2 –	Desenho amostral da parcela permanente proposta pela Portaria CBRN 01/2015.	40
Figura 3 –	Mapa histórico da vegetação e demonstração das unidades amostrais, Fazenda Rio das Pedras, Ponte Alta do Norte, Santa Catarina, Brasil, no ano de 1957.	41
Figura 4 –	Representação do levantamento da cobertura do solo com vegetação nativa arbustiva/arbórea.....	43
Figura 5 –	Representação da avaliação da cobertura do solo com vegetação nativa herbácea (trechos com solo exposto e espécies exóticas não são contabilizados).....	43
Figura 6 –	Representação de parcela com indivíduos regenerantes nativos ($H \geq 50$ cm e $CAP < 15$ cm) indicados pelas setas vermelhas na figura.	44
Figura 7 –	Representação da parcela com indivíduos de diferentes espécies nativas regenerantes (indicados pelas letras).	45
Figura 8 –	Curva de acumulação de espécies nativas regenerantes arbóreo-arbustivas em áreas de restauração florestal pós-colheita de <i>Pinus</i> sp. em Ponte Alta do Norte, Santa Catarina, Brasil.....	48
Figura 9 –	Mortalidade e latência do componente herbáceo ocasionado pelas geadas frequentes nos meses de inverno, em áreas de restauração florestal com cobertura de dossel reduzida: A) Mortalidade parcial do componente herbáceo em áreas com a presença de dossel; B) Mortalidade mais expressiva do componente herbáceo em áreas abertas.....	50
Figura 10 –	Riqueza de espécies e abundância de indivíduos regenerantes arbóreo/arbustivos registradas por família em área de restauração florestal pós-colheita de <i>Pinus</i> sp. em Ponte Alta do Norte, Santa Catarina, Brasil: a) Riqueza registrada por família; b) Número de indivíduos registrado por família.	57
Figura 11 –	Espécies características da Floresta Ombrófila Mista encontradas na regeneração natural das áreas em processo de restauração florestal pós-colheita de <i>Pinus</i> sp.: a) <i>I. paraguariensis</i> ; B) <i>O. puberula</i> ; C) <i>M. elaeagnoides</i> ; D) <i>M. scabrella</i> ..	59
Figura 12 –	Proporção de espécies e indivíduos arbóreo/arbustivos amostrados em área de restauração florestal pós-colheita de <i>Pinus</i> sp. classificados quanto: Forma de vida (A e B); Grupo ecológico (C e D) e Síndrome de dispersão (E e F).	61

Figura 13 –	Análise de agrupamento estrutural baseado na distância euclidiana para os indicadores ecológicos em área de restauração florestal pós-colheita de <i>Pinus</i> sp. em Ponte Alta do Norte, Santa Catarina, Brasil.....	64
Figura 14 –	Análise de agrupamento florístico pelo método de Bray-Curtis, para as espécies amostradas em áreas de restauração florestal pós-colheita de <i>Pinus</i> sp. em Ponte Alta do Norte, Santa Catarina, Brasil.....	66
Figura 15 –	Coleta de solo: A) Subamostra de solo coletada com trado holandês (0-20 cm); B) Amostra composta de solo destinada à análise química.	81
Figura 16 –	Acúmulo de biomassa morta sobre o solo: A) Biomassa composta por espécies herbáceas (H) indicada pelas setas; B) Biomassa composta por resíduos de colheita de <i>Pinus</i> sp. – troncos (T) e cascas (C) e herbáceas (H), indicada pelas setas.....	86
Figura 17 –	Estatística descritiva da Resistência do Solo à Penetração estimada e Umidade Gravimétrica do Solo para áreas em processo de restauração florestal pós-colheita de <i>Pinus</i> sp., Ponte Alta do Norte, SC, Brasil.	89
Figura 18 –	Relação entre a resistência do solo à penetração observada e estimada pela equação 6, para áreas em processo de restauração florestal pós-colheita de <i>Pinus</i> sp., Ponte Alta do Norte, SC, Brasil.	91
Figura 19 –	Distribuição das parcelas e das variáveis edáficas e indicadores ecológicos estudados em áreas em processo de restauração florestal pós-colheita de <i>Pinus</i> sp. em Ponte Alta do Norte, SC, na análise NMDS (<i>Nonmetric Multidimensional Scaling</i>).	93

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Valores obtidos para os indicadores ecológicos em áreas de restauração florestal pós-colheita de <i>Pinus</i> sp. com idades entre três e cinco anos em Ponte Alta do Norte, Santa Catarina, em comparação com valores de referência propostos pela Resolução SMA 32/2014 para o período de adequação de 3 e 5 anos.	49
Tabela 2 –	Espécies nativas regenerantes arbóreo/arbustivas amostradas em área de restauração florestal pós-colheita de <i>Pinus</i> sp. em Ponte Alta do Norte, SC, classificadas quanto à forma de vida (FV), grupo ecológico (GE) e síndrome de dispersão (SD).....	53
Tabela 3 –	Comparação dos valores obtidos para os Índices de Diversidade de Shannon (H') e Equabilidade de Pielou (J) com estudos realizados em áreas de restauração florestal pós-colheita de <i>Pinus</i> sp. na Floresta Ombrófila Mista.	63
Tabela 4 –	Valores médios e interpretação das variáveis edáficas e valores médios dos indicadores ecológicos da Resolução SMA 32/2014 avaliados nas 19 parcelas em áreas de restauração florestal pós-colheita de <i>Pinus</i> sp. em Ponte Alta do Norte, SC.....	85
Tabela 5 –	Valores de ordenação, correlação (r^2) e nível de significância ($p<0,05$) das variáveis edáficas e indicadores ecológicos em relação a ordenação dos dados florísticos e estruturais da regeneração natural, na análise NMDS (<i>Nonmetric Multidimensional Scaling</i>).....	92

LISTA DE QUADROS

- Quadro 1 – Valores intermediários de referência para monitoramento de projetos de restauração ecológica para Florestas Ombrófilas e Formações Abertas do Bioma Mata Atlântica definidos pela Resolução SMA 32/2014..... 46

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	16
1.1	OBJETIVOS	18
1.1.1	Objetivo geral.....	18
1.1.2	Objetivos específicos.....	18
1.2	HIPÓTESES	18
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
2.1	A FLORESTA OMBRÓFILA MISTA	19
2.2	RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ECOSSISTEMAS FLORESTAIS	22
2.3	MONITORAMENTO DE PROJETOS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA.....	24
2.3.1	Indicadores ecológicos propostos pela Resolução SMA 32/2014.....	26
2.3.2	Indicadores de qualidade do solo	27
	REFERÊNCIAS	30
3	CAPÍTULO I – AVALIAÇÃO DE INDICADORES ECOLÓGICOS E ANÁLISE DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM ÁREAS PÓS-COLHEITA DE <i>Pinus</i> sp.....	34
3.1	INTRODUÇÃO.....	37
3.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	38
3.2.1	Caracterização da área de estudo	38
3.2.2	Amostragem	40
3.2.3	Coleta e processamento de dados	41
3.2.3.1	<i>Cobertura do solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva e herbácea</i>	42
3.2.3.2	<i>Densidade de indivíduos nativos regenerantes</i>	43
3.2.3.3	<i>Número de espécies nativas regenerantes</i>	44
3.2.4	Análise de dados	45
3.2.4.1	<i>Suficiência amostral</i>	45
3.2.4.2	<i>Indicadores ecológicos da Resolução SMA 32/2014</i>	46
3.2.4.3	<i>Aspectos funcionais e Índices ecológicos</i>	46
3.2.4.4	<i>Análise de agrupamento florístico-estrutural</i>	47
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
3.3.1	Suficiência amostral	47
3.3.2	Indicadores ecológicos da Resolução SMA 32/2014	48
3.3.2.1	<i>Cobertura do solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva e herbácea</i>	48

3.3.2.2	<i>Densidade de indivíduos nativos regenerantes</i>	51
3.3.2.3	<i>Número de espécies nativas regenerantes</i>	53
3.3.3	Aspectos funcionais e Índices ecológicos	60
3.3.4	Análise de Agrupamento Florístico-Estrutural	63
3.4	CONCLUSÕES	68
	REFERÊNCIAS	70
4	CAPÍTULO II – ATRIBUTOS FÍSICO-QUÍMICOS DO SOLO COMO INDICADORES ECOLÓGICOS DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM ÁREAS PÓS-COLHEITA DE <i>Pinus sp.</i>	75
4.1	INTRODUÇÃO	78
4.2	MATERIAL E MÉTODOS	79
4.2.1	Caracterização da área de estudo	79
4.2.2	Amostragem	80
4.2.3	Coleta e processamento de dados	80
4.2.3.1	<i>Coleta de solo</i>	80
4.2.3.2	<i>Análise química do solo</i>	81
4.2.3.3	<i>Resistência do Solo à Penetração</i>	81
4.2.3.4	<i>Indicadores ecológicos da Resolução SMA 32/2014</i>	83
4.2.4	Análise de dados	83
4.2.4.1	<i>Análise química do solo</i>	83
4.2.4.2	<i>Resistência do solo à penetração</i>	83
4.2.4.3	<i>Indicadores da resolução SMA 32/2014</i>	84
4.2.4.4	<i>Análise multivariada NMDS (Nonmetric multidimensional scaling)</i>	84
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	85
4.3.1	Atributos químicos do solo	85
4.3.2	Resistência do solo à penetração	88
4.3.3	Análise multivariada NMDS (Nonmetric multidimensional scaling)	91
4.4	CONCLUSÕES	98
	REFERÊNCIAS	99
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	104

1 INTRODUÇÃO GERAL

A Floresta Ombrófila Mista (FOM) ocupava originalmente uma área de aproximadamente 42.851 km² do estado de Santa Catarina, correspondente a 45% da área estadual. Atualmente encontra-se reduzida a 13.741 km² ou 24,4% de sua área original (SEVEGNANI; VIBRANS; GASPER, 2013). Apesar da significativa cobertura florestal remanescente, levantamentos fitossociológicos e florísticos tem revelado uma situação preocupante, principalmente no que diz respeito à biodiversidade e a conservação dos remanescentes frente às ameaças impostas pelas atividades antrópicas (SEVEGNANI; VIBRANS; GASPER, 2013) e pelas mudanças climáticas (WREGE *et al.*, 2017).

A modificação e a fragmentação da FOM resultam de um conjunto de fatores degradantes, dos quais destacam-se com maior representatividade a pecuária, as plantações florestais de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. e as atividades agrícolas (SEVEGNANI; VIBRANS; GASPER, 2013). Muitos povoamentos florestais implantados no Brasil, principalmente nas últimas décadas, encontram-se inseridos em áreas consideradas de preservação permanente, estando em inconformidade com o previsto na Lei 12.651/2012 (BRASIL, 2012) e suas alterações. Essa divergência deve-se às mudanças e alterações realizadas no Código Florestal Brasileiro ao longo das últimas décadas, com consequente aumento das faixas marginais que compõe as Áreas de Preservação Permanente (APP), de 5 m previstos pela Lei 4.771/1965 (BRASIL, 1965) para 30 m pela Lei 12.651/2012 (BRASIL, 2012), considerando cursos d’água com até 10 m de largura. Assim, a conversão de talhões antigos em áreas de vegetação nativa é cada vez mais frequente, buscando a adequação destas áreas à legislação ambiental vigente, principalmente no que diz respeito à manutenção de Áreas de Preservação Permanente e atendimento às exigências da certificação florestal quando cultivadas para fins industriais (ONOFRE; ENGEL, 2013).

Devido ao ciclo longo de rotação dos povoamentos florestais, geralmente os talhões apresentam sub-bosque denso e com grande diversidade de espécies nativas, possuindo elevado valor biológico (DURIGAN; SILVEIRA; MELO, 2013), principalmente quando comparados a outras monoculturas agrícolas (ex. grãos e cana-de-açúcar) (VIANI; DURIGAN; MELO, 2010). Desse modo, em casos de adequação ambiental nestas áreas, torna-se viável a condução da regeneração natural pré-existente. A resolução do CONAMA nº 429/2011 estabelece a condução da regeneração natural de espécies nativas (restauração passiva) como uma das principais metodologias para a recuperação de Áreas de Preservação Permanente (BRASIL, 2011). O processo de regeneração natural ocorre pela substituição gradual de diferentes

espécies vegetais, sendo que o simples isolamento da área basta para que esta se recupere (CURY; CARVALHO JR., 2011). Fatores inerentes à resiliência local, como a disponibilidade de plantas jovens remanescentes, banco de sementes e rebrota de plantas por raízes, são determinantes para as chances de sucesso e para a definição dos custos deste processo (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). A disponibilidade de tais mecanismos em uma determinada área torna a restauração fácil e economicamente viável. Contudo, em áreas abandonadas onde a presença de regenerantes é incipiente, ou seja, com pouca ou nenhuma cobertura vegetal, é essencial saber as razões pelas quais a regeneração natural não ocorre espontaneamente (CURY; CARVALHO JR., 2011).

Desse modo, o monitoramento com o uso de indicadores ecológicos torna-se uma ferramenta importante para detectar se o processo de sucessão ecológica necessita ou não de intervenções e para diagnosticar se o ambiente apresenta condições de se autossustentar (MARTINS, 2009). Existem inúmeros indicadores para a avaliação da restauração florestal, baseados, principalmente, em parâmetros florísticos e estruturais da vegetação, como por exemplo: riqueza de espécies, tipos de forma de vida, parâmetros fitossociológicos, abertura do dossel, entre outros (LIMA *et al.*, 2015). Outros indicadores relacionados ao meio físico, como a avaliação da qualidade do solo em áreas alteradas também são importantes, visto que o solo é um componente fundamental nos ecossistemas, responsável pelo suporte ao desenvolvimento da vegetação (REIS *et al.*, 2003). Parâmetros físico-químicos do solo consistem em potenciais indicadores para o embasamento de ações de restauração florestal (MORAES *et al.*, 2008; OLIVEIRA; ENGEL, 2017a), contudo, ainda são pouco evidenciados no contexto da restauração (MENDES *et al.*, 2018).

No estado de Santa Catarina não há uma normatização quanto ao uso de indicadores ecológicos para monitoramento de áreas em processo de restauração ecológica. Porém, no estado de São Paulo, foi criada a resolução SMA 32/2014 (SÃO PAULO, 2014), que estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no estado de São Paulo e define indicadores para monitoramento que podem servir como referência para outras áreas do Brasil. Os critérios para monitoramento de restauração são padronizados a partir da Portaria CBRN 01/2015 (SÃO PAULO, 2015), que estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica no estado de São Paulo.

A partir da abordagem supracitada, este estudo faz-se importante para avaliar o processo de restauração florestal em Áreas de Preservação Permanente anteriormente ocupadas por povoamentos de *Pinus* sp. e para gerar informações que colaborem para uma normatização do monitoramento destas áreas na FOM

Este estudo encontra-se dividido em revisão bibliográfica e dois capítulos. O primeiro capítulo é intitulado: Indicadores ecológicos da resolução SMA 32/2014 para o monitoramento da restauração florestal em áreas pós-colheita de *Pinus* sp. O segundo capítulo é intitulado: Atributos físico-químicos do solo como indicadores ecológicos para o monitoramento da restauração florestal em áreas pós-colheita de *Pinus* sp.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

O objetivo deste estudo foi avaliar o processo de restauração florestal em Áreas de Preservação Permanente anteriormente ocupadas por povoamentos de *Pinus* sp.

1.1.2 Objetivos específicos

Avaliar a regeneração natural nas Áreas de Preservação Permanente anteriormente ocupadas por povoamentos de *Pinus* sp., utilizando indicadores ecológicos propostos pela Resolução SMA/32/2014;

Relacionar os indicadores ecológicos de vegetação aos indicadores de qualidade do solo (atributos físico-químicos do solo);

Propor medidas para melhoria e promoção do processo de restauração natural das áreas avaliadas como críticas, caso necessário.

1.2 HIPÓTESES

Há regeneração natural abundante nas áreas em processo de restauração florestal anteriormente ocupadas por povoamentos florestais de *Pinus* sp.;

As áreas apresentam nível de adequação mínimo aos indicadores ecológicos da Resolução SMA 32/2014, considerando-se o tempo de abandono das mesmas;

Os atributos físico-químicos do solo apresentam influência sobre os padrões florístico e estruturais da regeneração natural amostrados por meio dos indicadores ecológicos da Resolução SMA 32/2014;

As propriedades físico-químicas do solo são bons indicadores para avaliar o avanço do processo de restauração nas áreas estudadas.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A FLORESTA OMBRÓFILA MISTA

A Mata Atlântica é uma das florestas com maior diversidade de espécies do planeta e, também, uma das mais ameaçadas. Este bioma compreende 17 estados brasileiros, abrigando 72% da população e sete das maiores bacias hidrográficas do Brasil. Atualmente restam apenas 12,4% da sua cobertura original, sendo que 80% desses remanescentes encontram-se em áreas privadas (SOS MATA ATLÂNTICA, 2018) e, em sua grande maioria, são menores que 50 hectares (RIBEIRO *et al.*, 2009). Devido a sua grande diversidade, elevado endemismo e redução da sua área de cobertura original em decorrência da fragmentação, é considerada um *hottest hotspot* mundial de biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000; LAURANCE, 2009).

A Floresta Ombrófila Mista (FOM) é uma unidade fitogeográfica do Domínio Mata Atlântica, conhecida popularmente como floresta com araucária ou pinheiral, devido à presença da espécie *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, a qual caracteriza o dossel dessa fitofisionomia (IBGE, 2012; KERSTEN; BORGO; GALVÃO, 2015). Ocorre predominantemente no Planalto Meridional Brasileiro, com disjunções ao norte, na Serra do Mar e da Mantiqueira (estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro) (IBGE, 2012), sendo Minas Gerais considerado seu limite setentrional (KERSTEN; BORGO; GALVÃO, 2015). Ao sul estende-se até o planalto norte do Rio Grande do Sul. É delimitada ao leste pelo divisor de águas das serras, e a oeste ultrapassa o rio Paraná, ocorrendo naturalmente na província de Misiones na Argentina e no Paraguai (KERSTEN; BORGO; GALVÃO, 2015).

Esta unidade fitogeográfica apresenta elevada heterogeneidade, principalmente em relação a sua composição florística, estrutura e dinâmica florestal. Essas variações devem-se, principalmente, à diversidade de ambientes onde esta vegetação ocorre, com grandes variações geológicas, geomorfológicas, pedológicas e climáticas. É encontrada em diversas formações litológicas, sobre o complexo Granulítico-Migmatítico, granitos na Serra do Mar e depósitos sedimentares. Contudo, predomina em sua maior extensão sobre os derrames basálticos da Formação Serra Geral na Região Sul do Brasil. Devido ao amplo conjunto de litologias e relevos, ocorre em diferentes tipos de solo, que compreendem desde solos rasos, como Neossolos litólicos e regolíticos, até solos profundos, como Latossolos, Argissolos e Nitossolos (KERSTEN; BORGO; GALVÃO, 2015).

A FOM está inserida em uma região de clima pluvial subtropical, limitada entre as latitudes 19° 15' S e 31° 30' S e pelas longitudes 41° 30' W e 54° 30' W (GUERRA *et al.*, 2002),

estando sujeita a uma grande variação climática, definida pela ampla variação altitudinal e latitudinal de sua área de ocorrência (KERSTEN; BORGO; GALVÃO, 2015). O clima predominante em sua região de ocorrência varia do temperado ao subtropical (REITZ; KLEIN, 1966), representados pelos tipos climáticos de Koppen: temperado úmido (Cfb), subtropical úmido (Cfa) e subtropical de altitude (Cwb) (CARVALHO, 2002). A precipitação pluviométrica é bem distribuída, variando de 1300 mm a 3000 mm anuais, podendo, eventualmente, ocorrer períodos mais secos. A temperatura apresenta grande variação, com temperaturas médias no verão entre 20 °C e 21 °C e no inverno entre 10 °C a 11 °C. Destaca-se ainda a ocorrência de temperaturas negativas, principalmente nas regiões do extremo leste do Planalto Meridional com altitudes elevadas, podendo estas atingir até 20 °C negativos. Assim, a ocorrência de geadas é frequente, principalmente durante os meses de inverno, não sendo descartada a ocorrência de neve nas áreas acima de 1000 m de altitude (REITZ; KLEIN, 1966).

De acordo com a classificação proposta pelo Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012), a FOM é dividida em quatro formações distintas: Aluvial, Submontana, Montana e Altomontana. A FOM Aluvial compreende a vegetação das planícies alagáveis associadas à rede hidrográfica. As demais formações estão diretamente ligadas a variação altitudinal, sendo a FOM Submontana ocorrente em altitudes inferiores à 400 m; a FOM Montana em altitudes entre 400 m e 1000 m e a FOM Altomontana em altitudes superiores à 1000 m (IBGE, 2012). Dentre estas formações, a FOM Montana é a predominante em extensão territorial, sendo as demais formações mais raras (KERSTEN; BORGO; GALVÃO, 2015).

Quanto a composição florística, esta região fitoecológica é constituída por elementos da flora tropical (afro-brasileira) e temperada (austral-antártica-andina) (LEITE, 2002), sendo comuns espécies dos gêneros *Drimys*, *Araucaria* e *Podocarpus* (IBGE, 2012). As famílias Lauraceae e Meliaceae destacam-se como dominantes no dossel. Dentre as espécies características dessa unidade fitoecológica, estão *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl., *Dicksonia sellowiana* Hook., *Ocotea porosa* (Ness) L. Barroso, *Ocotea pulchella* Mart e *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil. Ocorrem ainda inúmeras espécies das famílias Myrtaceae e Salicaceae (IBGE, 2012; KERSTEN; BORGO; GALVÃO, 2015). Nas formações aluviais e áreas úmidas da FOM, destaca-se a espécie *Gymnanthes klotzschiana* Müll. Arg., formando agrupamentos por vezes homogêneos. São comuns ainda as espécies *Syagrus romanzoffiana* (Cham.), *Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O. Berg., *Myrciaria tenella* (DC.) O. Berg., *Myrcia cruciflora* A.R.Lourenço & E.Lucas. e *Myrceugenia euosma* (O.Berg) D. Legrand

(REITZ, KLEIN, 1966). Nestes ambientes, a ocorrência de *A. angusifolia* é rara, limitada pela baixa tolerância aos solos hidromórficos (KERSTEN; BORGO; GALVÃO, 2015).

Nas regiões campestres do Sul do Brasil, a FOM ocorre em disjunções, na forma de capões. Estas manchas de vegetação arbóreo/arbustiva formam complexos mosaicos com a vegetação campestre, ocorrendo principalmente em encostas secas, depressões mais úmidas e outras regiões favoráveis do terreno. Apresentam composição florística variável, principalmente em função de características edáficas do terreno. Nos capões localizados nas encostas secas dos campos, observa-se o predomínio de *A. angustifolia*, associado à *Clethra scabra* Pers., *Ilex dumosa* Reissek, *Schinus terebinthifolia* Raddi e outras espécies menos frequentes. Nos capões úmidos, predominam espécies dos gêneros *Myrceugenia* e *Myrcia*, além de *Mimosa scabrella* Benth., *Ilex theezans* Mart. ex Reissek e *Prunus myrtifolia* (L.) Urb (REITZ, KLEIN, 1966).

Esta região fitoecológica abrangia, originalmente, uma área de 200.000 km² do território brasileiro (REITZ, KLEIN, 1966). Em virtude da intensa exploração madeireira durante o século XX, sua fisionomia foi alterada drasticamente (GUERRA *et al.*, 2002). Atualmente encontra-se reduzida a menos de 3% da sua cobertura original (THOMAS, 2013). Devido a sua localização em áreas densamente povoadas, sofre elevada pressão antrópica, estando ainda suscetível aos impactos ocasionados pelas mudanças climáticas, o que se torna um agravante para a futura sobrevivência de suas populações (WREGE *et al.*, 2009). No estado de Santa Catarina a situação é semelhante, sendo a fragmentação florestal um fator de risco para a conservação destas florestas. A FOM cobria, originalmente, uma área de 42.851,56 km², correspondentes a 45% da superfície do estado. Atualmente, corresponde a 13.741,3 km², equivalentes a 24,4% da sua cobertura original, composta, principalmente, por fragmentos de floresta secundária, em estágio médio e avançado de sucessão. A fragmentação desta fitofisionomia é superior à média estadual. Os fragmentos com até 50 ha perfazem 82% do total de fragmentos e 21% de toda a área coberta por esta floresta (VIBRANS *et al.*, 2013).

A fragmentação e a modificação da FOM em Santa Catarina resultam de um conjunto de fatores, dentre os quais destacam-se: a pecuária extensiva, atividades agrícolas, plantações florestais (*Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp.), atividades de mineração, obras de infraestrutura e outras ações de impacto como a caça e queimadas. Outros fatores também contribuem para a degradação ambiental destas florestas, tais como o corte seletivo atual e o histórico de espécies arbóreas, o pastejo pelo gado, a presença de estradas e de espécies exóticas invasoras (SEVEGNANI; VIBRANS; GASPER, 2013).

Frente ao atual cenário de degradação da FOM, destaca-se a importância da adoção de medidas que visam a conservação e a restauração destas áreas, objetivando mitigar a situação de degradação com base em um planejamento bem definido (RIBEIRO *et al.*, 2009). Os remanescentes florestais merecem atenção do poder público, no desenvolvimento de políticas de apoio e incentivo para os agricultores, visando garantir sua conservação. Devem ser priorizadas medidas que possibilitem a proteção e a regeneração das florestas, para que estas não sejam convertidas em outros usos do solo, uma vez que no atual cenário crítico de conservação da Mata Atlântica, cada remanescente é importante para a conservação das espécies (SEVEGNANI; VIBRANS; GASPER, 2013; RIBEIRO *et al.*, 2009).

2.2 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ECOSISTEMAS FLORESTAIS

Em regiões tropicais e subtropicais, onde os remanescentes florestais encontram-se inseridos em paisagens fragmentadas e degradadas, a restauração ecológica apresenta um papel fundamental no reestabelecimento dos processos ecológicos para formação de florestas viáveis, ou seja, que possam prestar os mais diversos serviços ambientais, de modo a beneficiar a parte mais interessada, a sociedade (BRANCALION *et al.*, 2010). A restauração ecológica pode ser definida como o processo de auxílio na recuperação de um ecossistema degradado, danificado ou destruído, com objetivo de reestabelecer seus processos ecológicos, composição, funcionalidade e estrutura (SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL – SER, 2004).

Desse modo, as ações que empregam a restauração ecológica podem ser definidas como passivas ou ativas. A restauração passiva, baseia-se no processo de sucessão ecológica, referindo-se ao processo natural de regeneração da área, sem intervenção humana intencional. A restauração ativa, por sua vez, compreende um conjunto de ações de restauração promovidas pelo homem, visando conduzir, favorecer e direcionar o processo de sucessão ecológica em áreas degradadas ou alteradas, na qual somente a sucessão ecológica não é capaz de promover a restauração efetiva em um determinado período de tempo. Ambos os processos de restauração (passiva e ativa) podem e devem ser aplicados conjuntamente, uma vez que não faz sentido isolar as ações de restauração ativa dos processos de sucessão ecológica, pois ambos se complementam (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Na situação ambiental atual, em que o crescimento acelerado da degradação ameaça os mais diversos ecossistemas, definir ações prioritárias para a restauração tornou-se necessário. Dentre estas ações, ordenadas por nível de prioridade, destacam-se: 1) A proteção dos

ecossistemas nativos inalterados e pouco alterados, sendo esta de maior prioridade; 2) A conservação dos ecossistemas naturais alterados, que ainda possuem um conjunto significativo de espécies regionais e que apresentam condições prioritárias para a proteção ambiental, como por exemplo, ecossistemas localizados nas margens de rios, entorno de nascentes, relevos frágeis, entre outros e; 3) A restauração dos ecossistemas degradados pela ação antrópica e que podem retornar à condição semelhante ao ecossistema de referência por meio de intervenção humana intencional (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

As Áreas de Preservação Permanente (APP) compreendidas no presente estudo podem ser consideradas como prioritárias no âmbito da restauração, visto que apresentam histórico de ocupação por povoamentos de *Pinus* sp., sendo sua remoção realizada para a adequação destas. Desse modo, enquadram-se como ecossistemas naturais alterados que possuem condições prioritárias para a proteção ambiental. A demanda atual de adequação de APP anteriormente ocupadas por povoamentos florestais exóticos no Brasil ocorre, principalmente, para atender alterações na legislação ambiental vigente e às exigências da certificação florestal (ONOFRE; ENGEL, 2013). A conversão dos povoamentos florestais cultivados em vegetação nativa geralmente é facilitada devido a presença de espécies nativas encontradas no seu sub-bosque, possibilitando, assim, a aplicação de restauração passiva nestes ambientes (DURIGAN; SILVEIRA; MELO, 2013).

A resolução do CONAMA nº 429/2011 estabelece a condução da regeneração natural de espécies nativas (restauração passiva) como uma das principais metodologias para a recuperação de APP (BRASIL, 2011). Martins *et al.* (2012) destacam que o aproveitamento da regeneração natural consiste no meio mais econômico para a restauração de uma área, pois estão ausentes os custos de produção e/ou compra de mudas, mão de obra, insumos e manutenção de plantio, pois não são empregadas técnicas de plantio e outras intervenções silviculturais. No entanto, ressalta-se que a aplicação da restauração passiva em um determinado local depende de diversos fatores naturais e antrópicos que determinam a resiliência local e o potencial de autorrecuperação da área, tais como: o tempo e a forma anterior de uso do solo, o histórico de degradação, o tipo de vegetação, a conectividade da paisagem (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015), a presença de fauna dispersora, o condicionamento do substrato e a presença de espécies exóticas invasoras (MARTINS, 2009; MAGNAGO *et al.*, 2012).

Em situações em que a regeneração natural em determinada área é incipiente, antes de partir para aplicação de ações de restauração ativa, técnicas de facilitação da regeneração podem ser adotadas juntamente com a condução da regeneração natural já existente, promovendo,

assim, o recrutamento e o estabelecimento de novas espécies e indivíduos na área (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Dentre as metodologias de facilitação da expressão da regeneração natural estão as técnicas de nucleação. A nucleação consiste na proposta de criar pequenos habitats (núcleos) dentro da área degradada de forma a induzir uma heterogeneidade ambiental, propiciando ambientes distintos no espaço e no tempo (SÃO PAULO, 2011). As técnicas de nucleação proporcionam uma significativa melhoria na qualidade ambiental, permitindo aumento da probabilidade de ocupação deste ambiente por outras espécies (YARRANTON; MORRISON, 1974).

A nucleação pode ser realizada a partir de várias técnicas, como: a) transposição de serapilheira e do banco de semente do solo, para restituição de banco de sementes e biota do solo; b) formação de abrigos artificiais, pela transposição de galharia, para alimentação e abrigo de consumidores e decompositores (desencadeamento de cadeias tróficas), além da restituição de solo; c) transposição de chuva de sementes, para introdução de plantas regionais que frutificam em todos os meses do ano (manutenção de fauna) e de todas as formas de vida, visando promover fluxo gênico com as populações dos fragmentos mais próximos; d) poleiros artificiais ou naturais para atração de avifauna; f) semeadura direta e g) plantio de mudas de espécies arbóreas em grupos de Anderson, formando núcleos adensados para eliminação de gramíneas exóticas invasoras e facilitação da regeneração de espécies nativas (REIS *et al.*, 2003; ZANINI; GANADE, 2005; KAGEYAMA; GANDARA; OLIVEIRA, 2003; MARTINS *et al.*, 2012; MARTINS, 2013). A aplicação dessas técnicas possibilita promover o processo de restauração com menores custos, uma vez que a nucleação baseia-se em menores níveis de intervenção do homem e maior aproveitamento dos processos naturais de regeneração (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

2.3 MONITORAMENTO DE PROJETOS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Dado o conjunto de fatores que atuam sobre a expressão inicial da regeneração natural em uma área degradada ou alterada, a forma mais eficiente de verificar a possibilidade de aproveitamento desse mecanismo nos projetos de restauração é avaliar as condições da comunidade regenerante de espécies nativas, quantificando-se parâmetros de densidade, distribuição espacial e a composição de espécies. Somente a partir dessa avaliação poderão ser definidas estratégias a serem aplicadas para a restauração efetiva do ecossistema degradado (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

A avaliação e o monitoramento são essenciais para orientar a trajetória ambiental do processo de restauração ecológica. Estas ações são fundamentais para obtenção de percepções acerca da resiliência do processo de restauração, identificar e corrigir falhas de planejamento e na execução do projeto, visando a obtenção de resultados satisfatórios (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; LIMA *et al.*, 2015). Para o monitoramento dos processos ambientais ocorrentes nos projetos de restauração têm-se utilizado indicadores ecológicos. Estes permitem avaliar a viabilidade das técnicas de restauração empregadas, as condições das metas estabelecidas e a definição de novas estratégias que consideram a situação da área e os objetivos propostos no projeto (LIMA *et al.*, 2015).

Uma infinidade de indicadores ecológicos pode ser utilizada para avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração, tais como a riqueza, a diversidade e densidade de espécies nativas, a chuva e o banco de sementes, a biomassa, a presença de espécies invasoras, os serviços ecossistêmicos, a interação planta-animal, entre outros. Dentre as inúmeras possibilidades de indicadores que podem ser avaliados, devem ser priorizados os que atendem de forma eficiente ao objetivo da avaliação e ao público alvo para os quais os resultados serão apresentados. Além disso, estes indicadores devem reduzir custos do processo de avaliação (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015), ser de fácil mensuração em campo (CURY; CARVALHO JR, 2011; OLIVEIRA; ENGEL, 2017a) e passíveis de replicação e comparação (OLIVEIRA; ENGEL, 2017a).

Os indicadores ecológicos podem ser divididos em técnicos e científicos. Indicadores técnicos normalmente representam parâmetros ecológicos mais importantes e indicam a qualidade da área em processo de restauração, independente da técnica empregada para a recuperação da área. Dentre estes indicadores encontram-se a avaliação da cobertura do solo, a estratificação da vegetação, a fitofisionomia (arranjo das espécies) e a presença de espécies lenhosas invasoras, sendo normalmente de fácil aplicabilidade. Já os indicadores científicos são aqueles empregados em projetos de pesquisa para o monitoramento dos parâmetros ecológicos, visando avaliar o grau de retorno dos processos ecológicos nos experimentos de restauração. Dentre estes pode-se citar a avaliação da chuva e banco de sementes, mortalidade de mudas, riqueza e diversidade de espécies, parâmetros fitossociológicos, retorno de fauna, avaliação da qualidade do solo, entre outros (LIMA *et al.*, 2015).

Na Mata Atlântica, o monitoramento de áreas em processo de restauração ainda é uma prática recente, necessitando de uma definição mais clara acerca dos indicadores que devem ser avaliados e com que frequência tais avaliações devem ocorrer (RIGUEIRA; NETO, 2013). No estado de Santa Catarina, ainda não há uma normatização que regulamenta o monitoramento de

áreas em processo de restauração ecológica. Dessa maneira, não se tem um consenso sobre quais os indicadores ecológicos mais adequados para o monitoramento dessas áreas. No estado de São Paulo, foi desenvolvida a resolução SMA 32 de 3 de abril de 2014 (SÃO PAULO, 2014), que define indicadores ecológicos para avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração ecológica, além de estabelecer diretrizes para a restauração ecológica no estado.

2.3.1 Indicadores ecológicos propostos pela Resolução SMA 32/2014

A Resolução SMA 32 de 3 de abril de 2014 estabelece diretrizes e orientações para a elaboração, execução e monitoramento de projetos de restauração ecológica no estado de São Paulo, definindo ainda critérios e parâmetros para avaliação dos resultados obtidos e para atestar a conclusão de projetos. O artigo 16º desta resolução estabelece que o restaurador deve monitorar as áreas em processo de restauração periodicamente até que seja atestada a recomposição desta pela avaliação dos seguintes indicadores ecológicos: cobertura do solo com vegetação nativa, densidade de indivíduos nativos regenerantes e número de espécies nativas regenerantes. Os valores obtidos em campo para tais indicadores devem ser informados ao Sistema Informatizado de Apoio à Restauração Ecológica – SARE, nos prazos de 3, 5, 10, 15 e 20 anos, ou até que a recomposição seja atingida, desde que em prazo inferior ao estabelecido. Os dados obtidos para cada indicador em campo são comparados com valores intermediários de referência para cada tipo de vegetação e classificados em três níveis de adequação: adequado, mínimo e crítico (SÃO PAULO, 2014).

A metodologia para coleta e avaliação dos indicadores ecológicos estabelecidos no Artigo 16º da Resolução SMA 32/2014 são padronizados a partir da Portaria CBRN 01/2015, que estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica no estado de São Paulo. Os indicadores ecológicos cobertura do solo com vegetação nativa, densidade de indivíduos nativos regenerantes e número de espécies nativas regenerantes são mensurados de acordo com cada tipo de vegetação. Para Florestas Ombrófilas e Estacionais, Restinga Florestal, Mata Ciliar em região de Cerrado, Cerradão ou Cerrado *stricto sensu*, todos estes são avaliados, enquanto que em áreas de Manguezal, Formações abertas e campestres no Bioma Mata Atlântica e Formações abertas no Bioma Cerrado é avaliada somente a cobertura do solo com vegetação nativa. Para Florestas Ombrófilas, recomenda-se que a aferição da cobertura de solo por vegetação nativa considere somente a área de cobertura de copa por espécies nativas arbustivas e arbóreas. Já em áreas abertas e campestres do Bioma Mata Atlântica deve-se considerar qualquer forma de vida na avaliação deste indicador. Em relação aos indicadores

densidade de indivíduos nativos regenerantes e número de espécies nativas regenerantes para Florestas Ombrófilas, devem ser considerados na avaliação todos os indivíduos com altura igual ou maior a 50 cm e com Circunferência à Altura do Peito menor que 15 cm ou inexistente ($H \geq 50$ cm e CAP < 15 cm) (SÃO PAULO, 2015).

Apesar de considerar somente aspectos relacionados a vegetação, os indicadores propostos pela Resolução SMA 32/2014 possibilitam a compreensão acerca de funções importantes, como a ciclagem de nutrientes, a interceptação de chuvas, a condição de habitat para a fauna e sobre serviços ecossistêmicos como a conservação do solo, da água e da biodiversidade (BRANCALION, GANDOLFI E RODRIGUES, 2015). Os mesmos autores pontuam que tais indicadores enquadram-se em um grupo restrito de indicadores, que tem sido utilizado por diversos estudos para verificar a evolução da comunidade em restauração e diagnosticar se a área em recuperação atingiu valores de referência pré-estabelecidos. Oliveira e Engel (2017a) destacam que a cobertura do solo por vegetação nativa, densidade de indivíduos nativos regenerantes e número de espécies nativas regenerantes são excelentes descritores da composição, estrutura e do funcionamento da comunidade vegetal, indicando o potencial de resiliência do ecossistema avaliado, permitindo, assim, o acompanhamento de avanços e retrocessos na trajetória do processo de restauração.

Ressalta-se que, devido a facilidade de aplicação e avaliação dos indicadores propostos pela Resolução SMA 32/2014, estes podem servir como referência para o desenvolvimento de metodologias de avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração em outras regiões do Brasil, frente à algumas adaptações para o tipo vegetacional de cada região.

2.3.2 Indicadores de qualidade do solo

Além do levantamento de informações relacionadas à comunidade vegetal, destaca-se a importância da avaliação de características do ambiente físico em projetos de restauração ecológica, que contribuem tanto para o planejamento, como para o monitoramento e para definição de ecossistemas de referência (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Nesse contexto, a avaliação da qualidade do solo em áreas alteradas torna-se um importante indicador ecológico, uma vez que o solo é um componente de grande relevância nos ecossistemas, responsável pelo suporte ao desenvolvimento da vegetação, porém, pouco evidenciado em projetos de restauração (REIS *et al.*, 2003).

O solo desempenha diversas funções ecológicas nos ecossistemas, que incluem o suporte para o desenvolvimento de vegetação, a ciclagem de nutrientes, hábitat para organismos

edáficos, regulação do ciclo hidrológico, dentre outras. Como meio de suporte para a vegetação, o solo é responsável por diversos processos, tais como a aeração, permitindo trocas gasosas essenciais para a respiração das raízes; a retenção de água, disponibilizando-a para absorção pelas plantas; a regulação da temperatura, protegendo as raízes de grandes oscilações de temperatura; a proteção contra substâncias fitotóxicas e o fornecimento de nutrientes minerais importantes para o crescimento das plantas (BRADY; WEIL, 2013).

As propriedades do solo influenciam diretamente a natureza da vegetação presente em um determinado ambiente e, consequentemente, a quantidade e a diversidade de fauna que essa vegetação pode suportar (BRADY; WEIL, 2013). Vários ecossistemas florestais são definidos pelas suas condições edáficas, tornando esse atributo essencial para a definição do tipo de ecossistema a ser restaurado em cada situação ambiental. Além disso, a avaliação das condições do solo permite definir o ecossistema de referência que apresenta condições semelhantes às do ambiente a ser restaurado (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Desse modo, avaliar a qualidade solo, utilizando de suas propriedades físico-químicas, permite obter uma medida da capacidade deste em desempenhar suas funções ecológicas (BRADY; WEIL, 2013).

Parâmetros físico-químicos do solo, que compreendem a estrutura, a fertilidade e o teor de matéria orgânica consistem em potenciais indicadores para o embasamento de ações de restauração florestal (MORAES *et al.*, 2008; OLIVEIRA, ENGEL, 2017a). As propriedades químicas do solo são sensíveis a alterações no ambiente, sejam elas ocasionadas por desmatamento, queima ou uso intensivo das áreas. Algumas propriedades químicas apresentam aumento após a ocorrência de degradação, como por exemplo, a concentração de cátions trocáveis, outras diminuem, como é o caso da matéria orgânica e do nitrogênio total (HAUSER *et al.*, 2005). Dentre os atributos químicos do solo, são potenciais indicadores da qualidade do solo o pH, o carbono orgânico, a CTC efetiva, o nitrogênio disponível no solo, os nutrientes disponíveis para as plantas (P, K, Ca e Mg), a condutividade elétrica e sais totais solúveis (DORAN; PARKIN, 1994; GOMES; FILIZOLA, 2006).

Do mesmo modo, as propriedades físicas do solo também são sensíveis às alterações causadas no solo (HAUSER *et al.*, 2005), principalmente em áreas agrícolas e silviculturais, que estão sujeitas às alterações ocasionadas pela ação de maquinários pesados (REICHERT *et al.*, 2009). Logo, um dos principais problemas observados em áreas com histórico silvicultural é a compactação do solo, que consiste na agregação das partículas do solo e na consequente redução do volume ocupado por elas. A compactação promove diversas mudanças nas propriedades físicas do solo, tais como: o aumento na densidade do solo, a diminuição da infiltração de água, a aeração deficitária e a maior resistência ao crescimento de raízes das

plantas, interferindo diretamente no desenvolvimento das plantas, pelo impedimento físico à propagação de suas raízes (SEIXAS, 1988).

As propriedades físicas consistem em importantes indicadores da qualidade do solo, por estarem diretamente associados aos processos de suprimento e armazenamento de água, nutrientes e de oxigênio no solo, que são disponibilizados para as plantas. Os principais atributos físicos utilizados como indicadores da qualidade são a textura, estrutura, densidade aparente e infiltração, resistência à penetração, profundidade do solo e enraizamento, capacidade de retenção de água, dentre outros (DORAN; PARKIN, 1994; GOMES; FILIZOLA, 2006).

Até o momento, poucos estudos utilizaram as propriedades físico-químicas do solo como indicadores de monitoramento para projetos de restauração, principalmente no Bioma Mata Atlântica (OLIVEIRA; ENGEL, 2017b; MENDES *et al.*, 2018). Apesar disso, ressalta-se que avaliar a qualidade do solo em projetos de restauração ecológica utilizando de indicadores físico-químicos é de grande relevância, considerando que a melhoria da qualidade do solo em áreas degradadas em processo de restauração é essencial para a manutenção do crescimento vegetal (CHAER, 2008).

REFERÊNCIAS

BRANCALION, P. H. S. *et al.* Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 3, p. 455-470, 2010.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Restauração Florestal**. 1. ed. São Paulo: Oficina e Textos, 2015. 432p.

BRASIL. Lei n° 4.771 de 15 de setembro de 1965. Institui o novo código florestal. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 1965.

BRASIL. Resolução CONAMA n° 429, de 28 de fevereiro de 2011. Dispõe sobre a metodologia de recuperação das Áreas de Preservação Permanente - APPs. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 43, p. 76, 2011.

BRASIL. Lei n° 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis n°s 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis n°s 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2012.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 686 p.

CARVALHO, P. E. R. **Pinheiro-do-paraná**. Colombo: Embrapa Florestas, 2002, p. 17. (Embrapa Florestas. Circular técnica, 60).

CHAER, M. G. Monitoramento de áreas recuperadas ou em recuperação. In: TAVARES, S. R. L. (Ed.) **Curso de recuperação de áreas degradadas: a visão da ciência do solo no contexto do diagnóstico, manejo, indicadores de monitoramento e estratégias de recuperação**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, p. 212-228, 2008.

CURY, R. T. S.; CARVALHO JR, O. **Manual para restauração florestal: florestas de transição**. Belém: IPAM - Instituto de Pesquisas da Amazônia, v. 5, 2011, p. 78.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Org.) **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: SSSA, 1994. p. 3-21.

DURIGAN, G.; SILVEIRA, É, R.; MELO, A. C. G. Retirada gradual de árvores exóticas plantadas para facilitar a regeneração da vegetação nativa do Cerrado, In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. (org.). **Manejo adaptativo**: primeiras experiências na restauração de ecossistemas. São Paulo: Paginas & Letras Editora e Gráfica, 2013. p. 27 - 30.

GOMES, N. A. F.; FILIZOLA, H. F. **Indicadores físicos e químicos de qualidade de solo de interesse agrícola**. 1 ed. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. 8 p.

- GUERRA, M. P. *et al.* Exploração, manejo e conservação da araucária (*Araucaria angustifolia*). In: SIMÕES, L. L.; LINO, C. F. **Sustentável Mata Atlântica:** a exploração de seus recursos florestais. São Paulo: Editora SENAC São Paulo, 2002.
- HAUSER, S.; GANG, E.; NORGROVE, L.; BIRANG, M. Decomposition of plants material as an indicator of ecosystem disturbance in tropical land use systems. **Geoderma**, v. 129, p. 99-108, 2005.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira:** sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. Rio de Janeiro: IBGE - Diretoria de Geociências, 2012. 271p. (Manuais Técnicos de Geociências, 1).
- KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; OLIVEIRA, R. E. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. In: KAGEYAMA, P. Y., OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D; ENGEL, V. L. & GANDARA, F. B. (Orgs.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** Botucatu, SP: FEPAF, 2003. p. 27- 48.
- KERSTEN, R. A.; BORGO, M.; GALVÃO, F. Floresta Ombrófila Mista: aspectos fitogeográficos, ecológicos e métodos de estudo. In: EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; NETO, J. A. M. **Fitossociologia no Brasil:** métodos e estudos de caso. v.2, 1.ed., Viçosa, MG: Editora da Universidade Federal de Viçosa, 2015, p. 156-182.
- LAURANCE, W. F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1137, 2009.
- LEITE, P. F. Contribuição ao conhecimento fitoecológico da Região Sul do Brasil. **Ciência e Ambiente**, Santa Maria, v. 24, p. 51-74, 2002.
- LIMA, P. A. F. *et al.* **Indicadores Ecológicos: ferramentas para o monitoramento do processo de restauração ecológica.** Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2015, 46 p.
- MAGNAGO, L. F. S. *et al.* Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referência para a restauração florestal. In: MARTINS, S. V. (Ed): **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**, Viçosa, MG: Editora UFV, 2012. p. 69-100.
- MARTINS, S. V. Soil seed bank as indicator of forest regeneration potential in canopy gaps of a semideciduous forest in Southeastern Brazil. In: FOURNIER, M. V. (Ed.). **Forest regeneration:** ecology, management and economics. New York: Nova Science Publishers, 2009. p. 34-58.
- MARTINS, S. V. *et al.* Sucessão Ecológica: Fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. In: MARTINS, S. V. **Ecologia de florestas tropicais do Brasil.** 2.ed. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2012. p. 21-42.
- MARTINS, S. V. **Recuperação de Áreas Degradadas:** ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. 3. ed. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2013. 264p.

MENDES, M. S. et al. Look down – there is a gap – the need to include soil data in Atlantic Forest restoration. **Restoration Ecology**, p. 1-10, 2018.

MORAES, L. F. D. et al. Características do solo na restauração de áreas degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 2, p. 193-206, 2008.

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

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

OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L. A restauração florestal na mata atlântica: três décadas de revisão. **Revista Ciência, Tecnologia e Ambiente**, Araras, v. 5, n. 1, p. 40-48, 2017b.

ONOFRE, F. F.; ENGEL, V. L. Retirada de árvores de eucalipto para favorecer a regeneração natural da Floresta Ombrófila Densa. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. (org.). **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. São Paulo: Paginas & Letras Editora e Gráfica, 2013. p. 31-34.

REICHERT, J. M. et al. Mecânica do solo. In: REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; SUZUKI, L. E. A. S.; HORN, R. (Org.). **Física do solo**. 1 ed. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009, v.1, p. 29-102.

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

REITZ, P. R.; KLEIN, R. M. **Araucariáceas**: Flora ilustrada catarinense. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1966, 29 p.

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

RIGUEIRA. D. M. G.; NETO, E. M. Monitoramento: uma proposta integrada para avaliação do sucesso em projetos de restauração ecológica em áreas florestais brasileiras. **Revista Caititu**, Salvador, n. 1, p. 73-88, 2013.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. Unidade de Coordenação do Projeto de Recuperação das Matas Ciliares. **Restauração ecológica: sistemas de nucleação**. São Paulo: SMA, 2011. 63p. Disponível em:< <http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/repositorio/222/documentos/nucleacao.pdf>>. Acesso em: 05 fev. 2019.

SÃO PAULO. Resolução SMA nº 32, de 03 de abril de 2014. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**. São Paulo, SP, p. 36-37, 2014.

SÃO PAULO. Portaria CBRN 01/2015. Estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**. São Paulo, SP, p. 46-46, 2015.

SEIXAS, F. Compactação do solo devido à mecanização florestal: causa, efeitos e práticas de controle. **IPEF**, Piracicaba, n. 163, p. 1-10, 1988.

SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL. **Princípios da SER International sobre a restauração ecológica**, 2004. Disponível em: <www.ser.org>. Acesso em: 30 ago 2019.

SEVEGNANI, L.; VIBRANS, A. C.; GASPER, A. L. Considerações finais sobre a Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L.; LINGNER, D. V. (eds.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, vol. III, Floresta Ombrófila Mista**. Blumenau: Edifurb, 2013, p. 275-278.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas da Mata Atlântica**. 2018. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/projeto/atlas-da-mata-atlantica/dados-mais-recentes/>> Acesso em: 05 fev. 2019.

THOMAS, P. *Araucaria angustifolia*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T32975A2829141, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T32975A2829141.en>> Acesso em: 15 ago 2019.

VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 3, p. 533-552, 2010.

VIBRANS, A. C. *et al.* Using satellite image-based maps and ground inventory data to estimate the area of the remaining Atlantic forest in the Brazilian state of Santa Catarina. **Remote Sensing of Environment**. v. 130, p. 87-95, 2013.

WREGE, M. S. *et al.* Climate change and conservation of *Araucaria angustifolia* in Brazil. **Unasylva**, Rome, v. 60, n. 231/232, p. 30-33, 2009.

WREGE, M. S. *et al.* Distribuição natural e habitat da araucária frente as mudanças climáticas globais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 37, n. 91, p. 331-346, 2017.

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

ZANINI, L.; GANADE, G. Restoration of Araucaria Forest: the role of perches, pioneer vegetation and soil fertility. **Restoration Ecology**, v.13, n.3, p. 507-514, 2005.

3 CAPÍTULO I – AVALIAÇÃO DE INDICADORES ECOLÓGICOS E ANÁLISE DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM ÁREAS PÓS-COLHEITA DE *Pinus* sp.

RESUMO

Este estudo foi realizado em Áreas de Preservação Permanente (APP) anteriormente ocupadas por *Pinus* sp., localizadas em Ponte Alta do Norte, Santa Catarina, Brasil. O objetivo foi avaliar o processo de restauração florestal em APP anteriormente ocupadas por povoamentos de *Pinus* sp., utilizando indicadores ecológicos propostos pela Resolução SMA 32/2014, além de propor medidas para melhoria e promoção do processo de restauração florestal, caso necessário. Foram instaladas 19 parcelas (25 m x 4 m), nas quais avaliou-se os indicadores ecológicos de cobertura do solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva, densidade de indivíduos nativos regenerantes e número de espécies nativas regenerantes, propostos pela Resolução SMA 32/2014. Adicionalmente, avaliou-se a cobertura de solo com vegetação nativa herbácea. Os valores obtidos para os indicadores foram comparados com valores de referência para atestar o nível de adequação das áreas. As espécies identificadas foram classificadas quanto sua forma de vida, grupo ecológico e síndrome de dispersão. Foram calculados os Índices de diversidade Shannon (H') e equabilidade de Pielou (J), e realizada análise de agrupamento estrutural para os indicadores ecológicos, utilizando-se a distância euclidiana e análise de agrupamento florístico pelo método de Bray-Curtis. Os agrupamentos formados foram submetidos à PERMANOVA ($p<0,05$). Os indicadores ecológicos densidade de indivíduos nativos regenerantes, número de espécies nativas regenerantes apresentaram níveis adequados. Apenas o indicador de cobertura do solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva apresentou valores mínimos, necessitando de ações corretivas. Os valores de H' e J foram 3,58 e 0,77, respectivamente, indicando elevada diversidade de espécies e distribuição uniforme dos indivíduos entre as espécies. As análises de agrupamento resultaram na formação de grupos distintos, tanto estruturais quanto florísticos, definidos por fatores relacionados à paisagem e a matriz predominante no entorno. De modo geral, as áreas avaliadas apresentam riqueza de grupos florísticos característicos da tipologia vegetacional e presença expressiva de espécies pioneiras e secundárias importantes para evolução do processo de restauração. Os indicadores da Resolução SMA 32/2014 mostram-se adequados para avaliação da restauração nestas áreas, contudo, são necessárias adaptações nos valores de referência para o contexto da Floresta Ombrófila Mista, além da consideração do componente herbáceo na cobertura do solo com vegetação nativa. Recomenda-se a adoção de medidas para controle de fatores degradantes e, com destaque para a regeneração de *Pinus* sp.

e a presença de gado, que podem interferir na viabilidade da restauração passiva. Além de ações corretivas de enriquecimento com espécies nativas para adequação da cobertura do solo com vegetação arbóreo/arbustiva.

Palavras-chave: Regeneração natural. Nível de adequação. Área de recuperação ambiental;

ABSTRACT

This study was carried out in Permanent Preservation Areas (APP) previously occupied by *Pinus* sp., located in Ponte Alta do Norte, Santa Catarina, Brazil. The objective was to evaluate the forest restoration process in APP previously occupied by *Pinus* sp. using ecological indicators proposed by Resolution SMA 32/2014, in addition to proposing measures to improve and promote the forest restoration process, if necessary. 19 plots (25 m x 4 m) were installed, in which the ecological indicators of soil cover with native tree / shrub vegetation, density of native regenerating individuals and number of native regenerating species, proposed by Resolution SMA 32/2014. Additionally, soil cover with native herbaceous vegetation was evaluated. The values obtained for the indicators were compared with reference values to attest to the adequacy level of the areas. The identified species were classified according to their way of life, ecological group and dispersion syndrome. The Shannon diversity indices (H') and Pielou's equability (J) were calculated, and structural cluster analysis was performed for ecological indicators using the Euclidean distance and floristic cluster analysis using the Bray-Curtis method. The clusters formed were submitted to PERMANOVA ($p < 0.05$). The ecological indicators density of native regenerating individuals, number of native regenerating species showed adequate levels. Only the soil cover indicator with native tree/shrub vegetation showed minimum values, needing corrective actions. The values of H' and J were 3.58 and 0.77, respectively, indicating a high diversity of species and uniform distribution of individuals between species. The cluster analyzes resulted in the formation of distinct groups, both structural and floristic, defined by factors related to the landscape and the predominant matrix in the surroundings. In general, the evaluated areas have a wealth of floristic groups characteristic of vegetation typology and a significant presence of pioneer and secondary species important for the evolution of the restoration process. The indicators of Resolution SMA 32/2014 are adequate for assessing restoration in these areas, however, adjustments to the reference values are necessary for the context of the FOM, in addition to the consideration of the herbaceous component in the soil cover with native vegetation. It is recommended to adopt measures to control degrading factors, with emphasis on the regeneration of *Pinus* sp. and the presence of cattle, which can interfere with the viability of passive restoration. In addition, to corrective actions for enrichment with native species to adequacy the soil cover with tree / shrub vegetation.

Keywords: Natural regeneration. Adequacy level. Environmental recovery area.

3.1 INTRODUÇÃO

Muitos povoamentos florestais exóticos implantados no Brasil nas últimas décadas ocupam áreas consideradas Áreas de Preservação Permanente (APP) conforme definido pela Lei nº 12.651/2012 e suas alterações (BRASIL, 2012). Desse modo, empresas florestais têm buscando a adequação destas áreas para atendimento à legislação ambiental vigente e às exigências da certificação florestal, sendo a conversão de talhões antigos em áreas de vegetação nativa cada vez mais frequente (ONOFRE; ENGEL, 2013).

Os ciclos longos de rotação dos povoamentos florestais exóticos geralmente permitem o desenvolvimento de regenerantes de espécies nativas no sub-bosque (DURIGAN; SILVEIRA; MELO, 2013), possibilitando o aproveitamento da regeneração natural para restauração da área após a conversão dos talhões. A resolução do CONAMA nº 429/2011 estabelece a condução da regeneração natural de espécies nativas como a técnica mais indicada para restauração de APP (BRASIL, 2011). No entanto, a utilização da restauração passiva deve basear-se na observação de diversos fatores naturais e antrópicos que determinam o potencial de autorrecuperação da área (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015) e que podem influenciar na trajetória do processo de restauração ecológica. Neste contexto, o monitoramento destes fatores torna-se essencial para orientar a trajetória do processo de restauração ecológica e para obtenção de resultados satisfatórios. Para a realização do monitoramento devem ser priorizados indicadores ecológicos que atendem de forma eficiente ao objetivo da avaliação, apresentem custos reduzidos (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015), fácil mensuração em campo (CURY; CARVALHO JR, 2011) e sejam passíveis de replicação e comparação (OLIVEIRA; ENGEL, 2017).

No estado de Santa Catarina não existe uma normatização quanto ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento de áreas em processo de restauração ecológica. Porém, no estado de São Paulo foi criada a resolução SMA 32/2014 (SÃO PAULO, 2014), que estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no estado de São Paulo e define indicadores para monitoramento que podem servir como referência para outras áreas do Brasil. Os critérios para monitoramento de restauração foram padronizados a partir da Portaria CBRN 01/2015 (SÃO PAULO, 2015), que estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica no estado de São Paulo.

Os indicadores propostos pela Resolução SMA 32/2014 possibilitam a compreensão acerca de funções importantes dos ecossistemas, como a ciclagem de nutrientes, a interceptação de chuvas, a condição de habitat para a fauna e sobre serviços ecossistêmicos como a

conservação do solo, da água e da biodiversidade (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Estes são excelentes descritores da composição, estrutura e do funcionamento da comunidade vegetal, indicando o potencial de resiliência do ecossistema avaliado e permitindo, assim, o acompanhamento de avanços e retrocessos na trajetória do processo de restauração (OLIVEIRA; ENGEL, 2017). Devido a facilidade de aplicação e avaliação dos indicadores propostos pela Resolução SMA 32/2014, estes podem servir como referência para o desenvolvimento de metodologias de avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração em outras regiões do Brasil, frente à algumas adaptações para o tipo vegetacional de cada região.

Frente ao exposto, o objetivo deste estudo foi avaliar a regeneração natural nas Áreas de Preservação Permanente anteriormente ocupadas por povoamentos de *Pinus* sp. utilizando indicadores ecológicos propostos pela Resolução SMA/32/2014, e propor medidas para melhoria e promoção do processo de restauração florestal das áreas avaliadas como críticas, caso necessário. Espera-se que: 1) Há regeneração natural abundante nas áreas em processo de restauração florestal anteriormente ocupadas por povoamentos florestais de *Pinus* sp.; 2) As áreas apresentam nível de adequação mínimo aos indicadores ecológicos da Resolução SMA 32/2014, considerando-se o tempo em processo de restauração florestal.

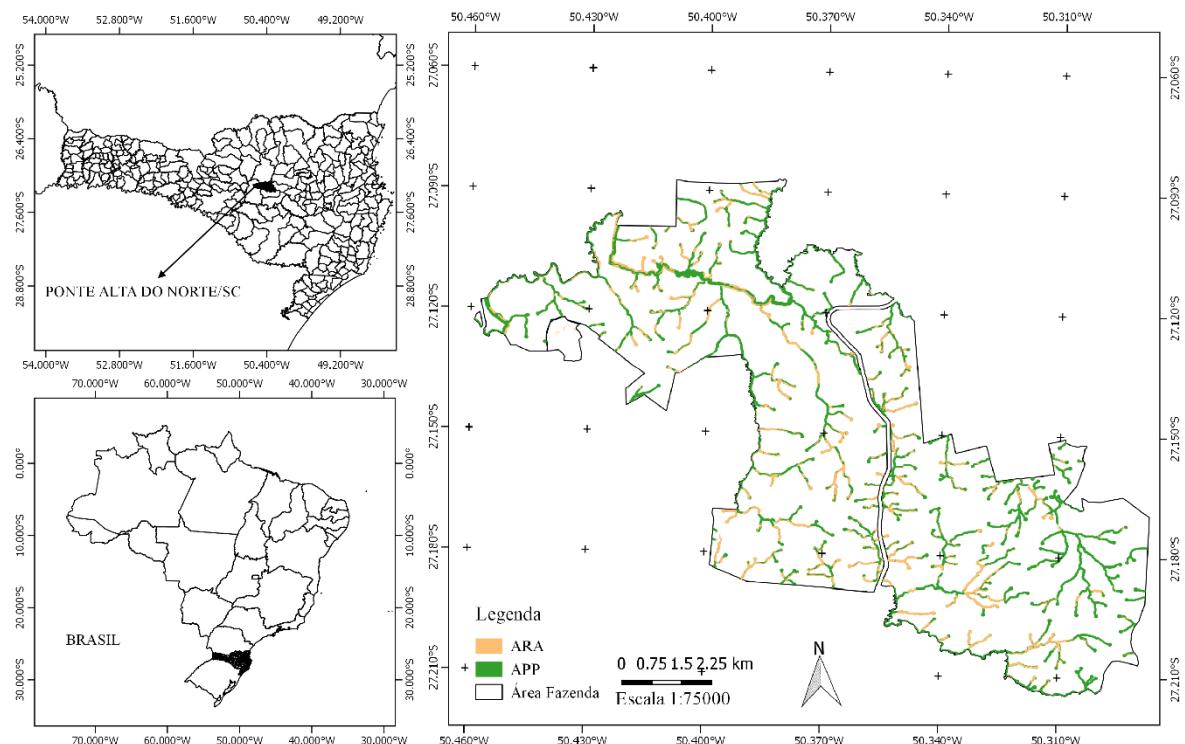
3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Caracterização da área de estudo

Este estudo foi realizado em Áreas de Preservação Permanente (APP) anteriormente ocupadas por povoamentos de *Pinus* sp., localizadas na Fazenda Rio das Pedras, pertencente à empresa Florestal Rio das Pedras Ltda. A área de estudo está situada no município de Ponte Alta do Norte (27°09'30"S e 50°27'52"O), região serrana do estado de Santa Catarina (Figura 1). O clima da região, segundo a Classificação de Köppen-Geiger é do tipo Cfb – subtropical úmido e com verões frescos, não apresentando estação seca definida (ALVARES *et al.*, 2013), com temperatura média anual de 15,2 °C e pluviosidade média anual de 1648 mm.

A área de estudo está inserida na formação geológica Serra Geral, com predominância de solos do tipo Cambissolos hápicos, Neossolos litólicos e Nitossolos brunos (POTTER *et al.*, 2004). A vegetação da área de estudo é de Floresta Ombrófila Mista (FOM) (IBGE, 2012). A altitude das áreas de estudo varia entre 991 m e 1125 m, com média de 1069 m, estando inseridas nas formações FOM Montana e FOM Altomontana (IBGE, 2012).

Figura 1 – Localização da área de estudo, Fazenda Rio das Pedras, Ponte Alta do Norte, Santa Catarina, Brasil.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020). Legenda: ARA = Áreas de recuperação ambiental; APP = Áreas de Preservação Permanente

A Fazenda Rio das Pedras possui uma área de 9284,20 ha, dos quais 1345,71 ha correspondem à Área de Preservação Permanente (APP). Destes, 668,57 ha consistem em Áreas de Recuperação Ambiental (ARA's), anteriormente ocupadas por povoamentos de *Pinus* sp. (Figura 1). Os povoamentos de *Pinus* sp. foram retirados destas áreas para atender às exigências previstas na legislação ambiental vigente, mediante à assinatura de Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) estabelecido pelo Ministério Público de Santa Catarina para restauração de APP's em áreas de silvicultura. Nestas áreas, as APP possuíam faixas marginais de 5 m, conforme estabelecido pela Lei 4.771 de 15 de setembro de 1965, para cursos d'água com até 10 m de largura (BRASIL, 1965). Com as mudanças e alterações realizadas nesta Lei nos anos de 1986 e 1989 - Leis nºs 7.511/1986 e 7.803/1989 (BRASIL, 1986, 1989) e mantidas na atual legislação ambiental vigente - Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012 (BRASIL, 2012), a faixa marginal para composição de APP em cursos d'água com até 10 m de largura passou a ser de 30 m, sendo necessária a adequação ambiental.

A retirada do *Pinus* sp. foi realizada no período entre os anos de 2015 e 2016, sendo este o primeiro ciclo de corte após a implantação dos talhões. A colheita foi realizada de forma mecanizada e manual. Desde então, as áreas foram isoladas para que ocorresse o processo de

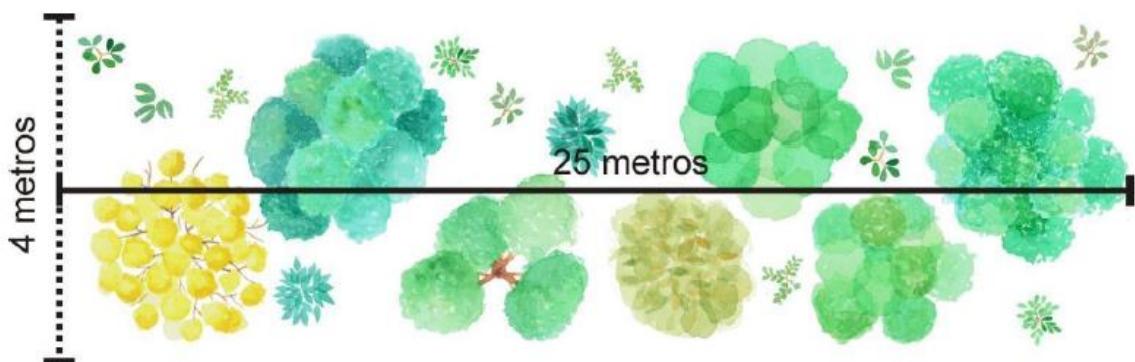
regeneração natural, sendo realizado o monitoramento contínuo da regeneração de *Pinus* sp. e remoção dos indivíduos por corte. A avaliação das áreas foi realizada durante o ano de 2019, estando as áreas com idades entre três e cinco anos no processo de restauração.

3.2.2 Amostragem

A metodologia utilizada para a amostragem e avaliação da adequação das áreas em processo de restauração foi adaptada a partir da Resolução SMA 32/2014 (SÃO PAULO, 2014) e Portaria CBRN 01/2015 (SÃO PAULO, 2015), que estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica no estado de São Paulo. A adoção desta metodologia baseia-se na ausência de uma regulamentação para a avaliação e monitoramento de projetos de restauração ecológica no estado de Santa Catarina.

Foram alocadas 19 parcelas permanentes, de acordo com o cálculo da suficiência amostral florística, com dimensões de 25 m de comprimento e 4 m de largura, totalizando uma área de 100 m² por parcela. As unidades amostrais foram alocadas de forma aleatória, por sorteio realizado no *software* Quantun Gis ® versão 2.18.4 (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2016). Como critério para distribuição das unidades amostrais na área de estudo, utilizou-se uma distância de mínima de 100 m. Para instalação das parcelas, primeiramente foi definida uma linha amostral central de 25 m, com auxílio de uma trena, e, na sequência, a largura da parcela foi fixada em 2 m para cada lado desta linha, totalizando 4 m (Figura 2).

Figura 2 – Desenho amostral da parcela permanente proposta pela Portaria CBRN 01/2015.

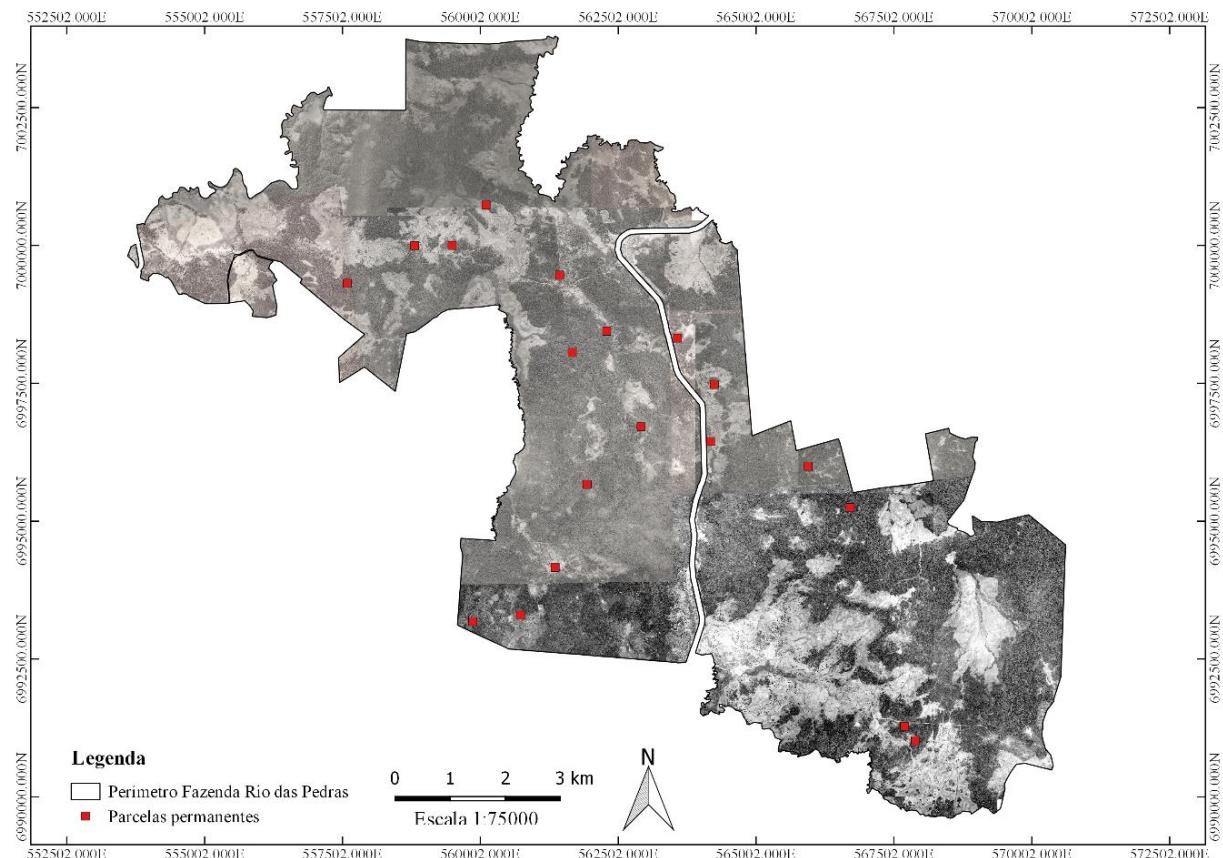


Fonte: São Paulo (2015).

O mapa histórico da área de estudo (Figura 3) demonstra a predominância de vegetação de FOM, entremeada por vegetação de campos naturais e áreas úmidas (banhados). Todas as

unidades amostrais instaladas estão inseridas em áreas com cobertura histórica por vegetação de FOM

Figura 3 – Mapa histórico da vegetação e demonstração das unidades amostrais, Fazenda Rio das Pedras, Ponte Alta do Norte, Santa Catarina, Brasil, no ano de 1957.



Fonte: Elaborada pelo autor com base em fotos aéreas fornecidas pela SPG/SC (2020).

3.2.3 Coleta e processamento de dados

Em cada parcela foram avaliados os indicadores ecológicos de: 1) cobertura de solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva; 2) densidade de indivíduos nativos regenerantes e; 3) número de espécies nativas regenerantes, propostos para Florestas Ombrófilas pela Portaria CBRN 01/2015 (SÃO PAULO, 2015). Adicionalmente, realizou-se a avaliação do indicador cobertura do solo com vegetação nativa herbácea. Este indicador é proposto pela Portaria CBRN 01/2015 (SÃO PAULO, 2015) apenas para avaliações de formações abertas do Bioma Mata Atlântica, no entanto, foi considerado neste estudo tendo em vista que essas formações florestais estão entremeadas pela vegetação campestre nativa nessa região, sendo o componente

herbáceo extremamente importante para a cobertura do solo nos estágios iniciais de sucessão ecológica nesta tipologia florestal.

3.2.3.1 Cobertura do solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva e herbácea

Para obtenção da cobertura de com vegetação nativa arbóreo/arbustiva, foram mensurados os trechos (em metros) cobertos pela copa das espécies arbóreo/arbustivas nativas ao longo da linha amostral central de cada parcela (25 m) (Figura 4). Do mesmo modo, para obtenção da cobertura do solo com vegetação nativa herbácea, foram mensurados os trechos (em metros) cobertos por espécies herbáceas nativas ao longo da linha amostral central de cada parcela (25 m), sendo desconsiderados os trechos de solo exposto e cobertura herbácea exótica (Figura 5). O somatório dos trechos (m) em relação ao comprimento total da parcela (25 m) foi utilizado para calcular a porcentagem (%) de cobertura arbóreo/arbustiva e herbácea em cada parcela, conforme equação (1):

$$CS_{\text{parcela}} = ((\text{Trecho 1} + \text{Trecho 2} + \dots + \text{Trecho } n) * 100) / 25 \quad (1)$$

Em que:

CS parcela = Cobertura do solo por vegetação nativa (arbóreo/arbustiva ou herbácea) por parcela (%);

O valor final da cobertura do solo com vegetação nativa arbustiva/arbórea e herbácea foi calculado separadamente, dado pela cobertura média, considerando todas as parcelas amostradas, sendo obtido a partir da equação (2):

$$IC = (CS_{\text{parcela 1}} + CS_{\text{parcela 2}} + \dots + CS_{\text{parcela } n}) / N \quad (2)$$

Em que:

IC = Indicador de cobertura do solo por vegetação nativa (arbóreo/arbustiva ou herbácea) (%);
CS parcela = Cobertura do solo por vegetação nativa (arbóreo/arbustiva ou herbácea) por parcela (%);

N = número total de parcelas amostradas.

Figura 4 – Representação do levantamento da cobertura do solo com vegetação nativa arbustiva/arbórea.

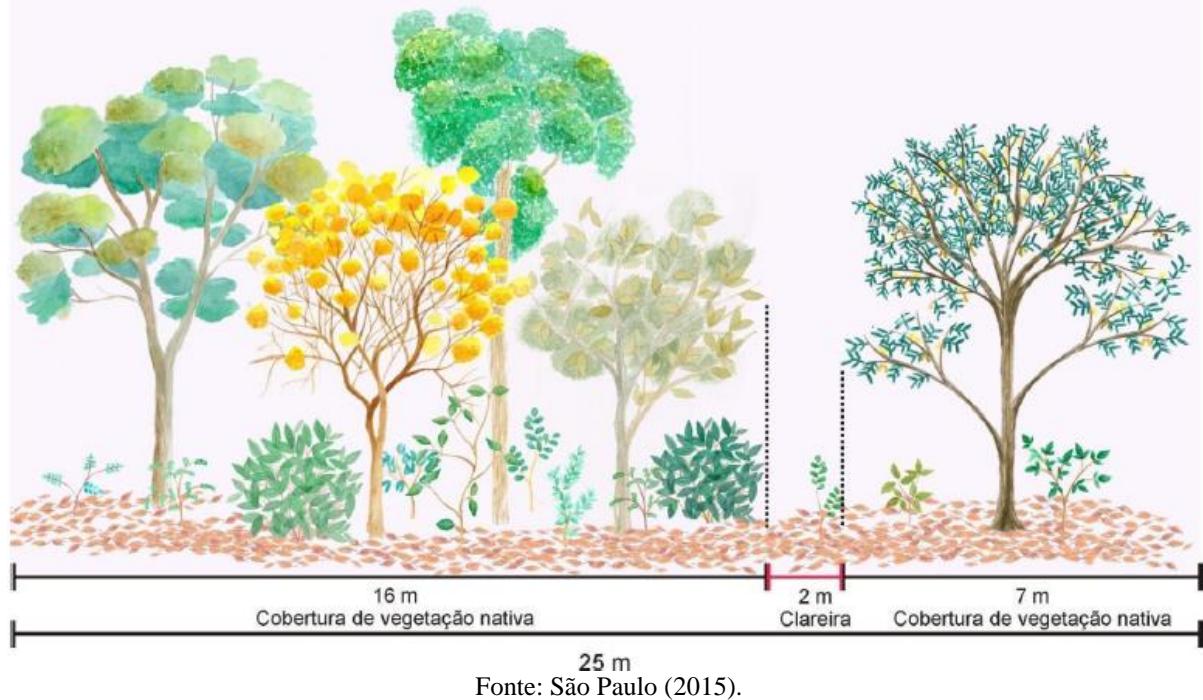
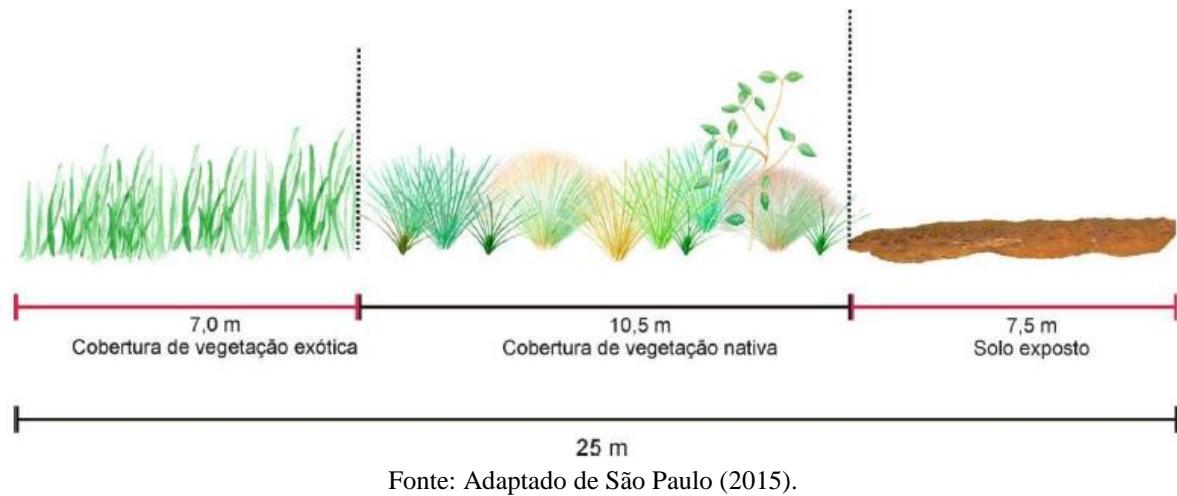


Figura 5 – Representação da avaliação da cobertura do solo com vegetação nativa herbácea (trechos com solo exposto e espécies exóticas não são contabilizados).



3.2.3.2 Densidade de indivíduos nativos regenerantes

A densidade de indivíduos nativos regenerantes mede a quantidade de regenerantes de espécies lenhosas (arbóreas/arbustivas) por hectare. A aferição deste indicador foi realizada pela contagem dos regenerantes, considerando apenas os indivíduos com altura igual ou maior que 50 cm e com Circunferência à Altura do Peito (CAP) menor que 15 cm ou inexistente (H

≥ 50 cm e CAP < 15 cm) dentro de cada parcela (Figura 6). Posteriormente, este número foi convertido para número de indivíduos por hectare (ind ha $^{-1}$), conforme equação (3):

$$DI_{\text{parcela}} = \text{nº de indivíduos encontrados na parcela} / 0,01 \quad (3)$$

Em que:

DI parcela = Densidade de indivíduos nativos regenerantes por parcela (ind ha $^{-1}$);

O valor final deste indicador é dado pela média dos valores obtidos em cada parcela, calculado pela equação (4):

$$ID = DI_{\text{parcela 1}} + DI_{\text{parcela 2}} + \dots + DI_{\text{parcela } n} / N \quad (4)$$

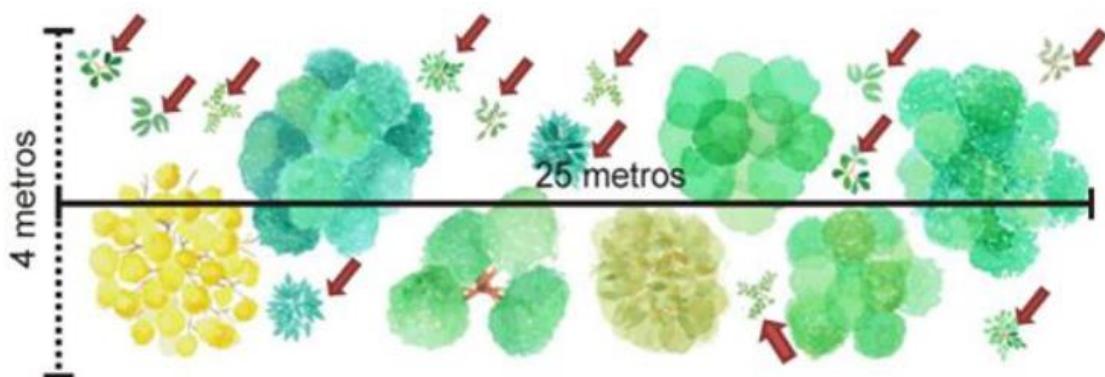
Em que:

ID = Indicador de densidade de indivíduos nativos regenerantes (ind ha $^{-1}$);

DI parcela = Densidade de indivíduos nativos regenerantes por parcela (ind ha $^{-1}$);

N = número total de parcelas amostradas.

Figura 6 – Representação de parcela com indivíduos regenerantes nativos ($H \geq 50$ cm e CAP < 15 cm) indicados pelas setas vermelhas na figura.



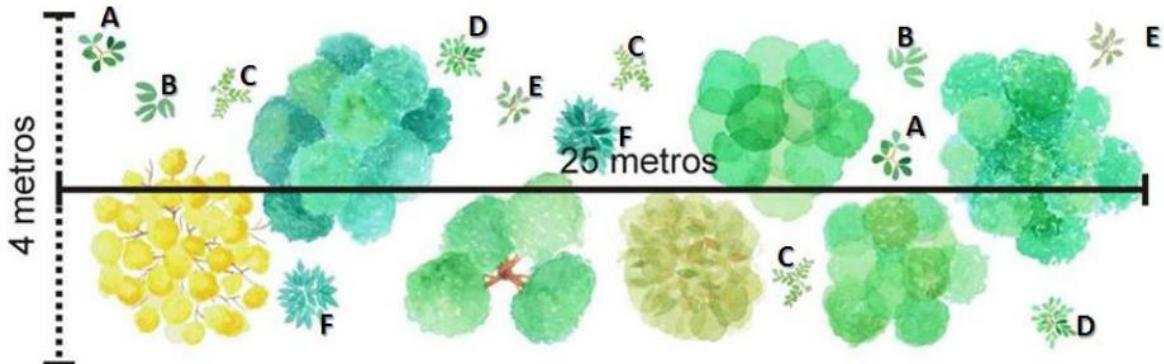
Fonte: São Paulo (2015).

3.2.3.3 Número de espécies nativas regenerantes

O número de espécies nativas regenerantes foi obtido pela contagem apenas dos indivíduos regenerantes arbóreo/arbustivos com altura igual ou maior a 50 cm e com Circunferência à Altura do Peito (CAP) menor que 15 cm ou inexistente ($H \geq 50$ cm e CAP $<$

15 cm) em cada parcela (Figura 7). As espécies foram contabilizadas apenas uma vez, mesmo ocorrendo repetidamente em várias parcelas. Desse modo, o valor final deste indicador resultou em uma lista única de espécies para a área avaliada.

Figura 7 – Representação da parcela com indivíduos de diferentes espécies nativas regenerantes (indicados pelas letras).



Fonte: São Paulo (2015).

A identificação das espécies foi realizada em campo sempre que possível. Quando necessário, coletou-se material botânico para posterior identificação, com consulta à literatura, especialistas e herbário. A classificação taxonômica das espécies verificadas foi realizada de acordo com o sistema APG IV (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2016) e Flora do Brasil 2020 (FLORA DO BRASIL, 2019).

3.2.4 Análise de dados

3.2.4.1 Suficiência amostral

A suficiência amostral florística de espécies regenerantes arbóreo/arbustivas foi realizada para definição do número de unidades amostrais, utilizando-se o *software R Studio* (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019), com auxílio do pacote *Vegan* (OKSANEN *et al.*, 2018). A suficiência foi verificada a partir de uma curva de acumulação de espécies, desenvolvida pelo método de aleatorização, com 1000 permutações.

3.2.4.2 Indicadores ecológicos da Resolução SMA 32/2014

Os indicadores de cobertura de solo com vegetação nativa arbórea/arbustiva (%), cobertura de solo com vegetação nativa herbácea (%) e densidade de indivíduos nativos regenerantes ($ind\ ha^{-1}$) foram apresentados em valores médios e desvio padrão. O número de espécies nativas regenerantes ($n^o\ spp.$) foi apresentado em valores absolutos para a área total amostrada. Estes valores foram comparados com valores intermediários de referência de 3 e 5 anos, estabelecidos pela Resolução SMA 32/2014 (SÃO PAULO, 2014) (Quadro 1). Considerando-se que a Resolução SMA 32/2014 não define valores de referência para avaliação de cobertura de solo com vegetação nativa herbácea para Florestas Ombrófilas, utilizou-se como referência para este indicador os valores propostos para Formações abertas e campestres do Bioma Mata Atlântica e Bioma Cerrado (Quadro 1).

Quadro 1 – Valores intermediários de referência para monitoramento de projetos de restauração ecológica para Florestas Ombrófilas e Formações Abertas do Bioma Mata Atlântica definidos pela Resolução SMA 32/2014.

Indicador	CS (%)*			DI ($ind\ ha^{-1}$)			N ($n^o\ spp.$)		
	Nível adequação	C	M	A	C	M	A	C	M
3 anos	0 – 15	15 – 80	> 80	-	0 – 200	> 200	-	0 a 3	> 3
5 anos	0 – 30	30 – 80	> 80	0 – 200	200 - 1000	>1000	0 a 3	3 a 10	> 10

Fonte: Adaptado de Resolução SMA 32/2014 (SÃO PAULO, 2014). Legenda: CS (%) = Cobertura do solo com vegetação nativa arbórea/arbustiva e herbácea; DI ($ind./ha$) = Densidade de indivíduos nativos regenerantes; N ($n^o\ spp.$) = Número de espécies nativas regenerantes; C = crítico; M = mínimo; A = adequado. *Valores de referência da cobertura de solo com vegetação nativa arbórea/arbustiva e herbácea, propostos para Florestas Ombrófilas e Formações abertas e campestres do Bioma Mata Atlântica.

3.2.4.3 Aspectos funcionais e Índices ecológicos

As espécies foram classificadas quanto a síndrome de dispersão: anemocórica (Ane), zoocórica (Zoo) e autocórica (Auto) utilizando-se a classificação de Van der Pijl (1982); grupo ecológico: pioneira (P), secundária inicial (Si), secundária tardia (St) e clímax (C) de acordo com a classificação proposta por Budowski (1965); e forma de vida: arbusto (Arb), arvoreta (Arv) e árvore (A), conforme Meyer *et al.* (2013a; 2013b) e Flora do Brasil 2020 (FLORA DO BRASIL, 2019). Também foram levadas em consideração observações realizadas em campo para a classificação. Posteriormente, foram calculados os percentuais de espécies para cada um

dos aspectos funcionais. Também foram calculados os índices de Diversidade de Shannon (H') e de Equabilidade de Pielou (J) para a área total amostrada, utilizando-se o *software* R Studio (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019), com auxílio do pacote *Vegan* (OKSANEN *et al.*, 2018).

3.2.4.4 Análise de agrupamento florístico-estrutural

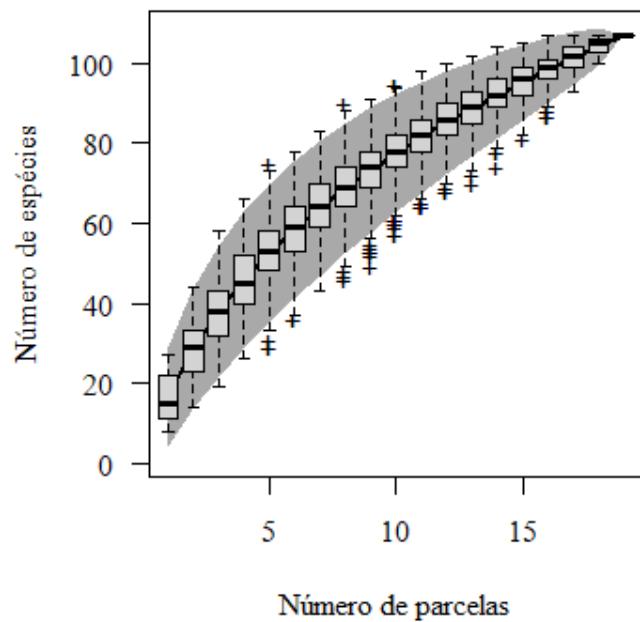
Realizou-se a análise de agrupamento para verificação da similaridade florística entre as parcelas amostradas, utilizando-se o índice de Bray-Curtis para geração de uma matriz de dissimilaridade e o método de ligação UPMGA (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*) para a construção do dendrograma. A análise de agrupamento estrutural foi realizada a partir dos valores dos indicadores ecológicos cobertura do solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva e herbácea (%), densidade de indivíduos nativos regenerantes (ind ha⁻¹) e número de espécies nativas regenerantes (nº spp.), buscando-se encontrar possíveis fatores identificados à campo que poderiam influenciar nos resultados obtidos. Para esta análise, utilizou-se a distância euclidiana para a geração da matriz e o método *Ward* para a construção do dendrograma. As análises de agrupamento foram submetidas a PERMANOVA (*Permutacional Multivariate Analisys of Variance Using Distance Matrices*) ($p<0,05$) para verificação de diferenças entre os grupos formados. Todas as análises foram realizadas no *software* R Studio (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019), com auxílio do pacote *Vegan* (OKSANEN *et al.*, 2019).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Suficiência amostral

O esforço amostral foi adequado para quantificação da riqueza de espécies nativas regenerantes, visto que um aumento de 10% na área amostrada resultou em um acréscimo de 5 % de novas espécies amostradas (Figura 8). Atinge-se a suficiência amostral quando o acréscimo de 10% em área permite a inclusão máxima de 5% de novas espécies amostradas (KERSTEN; GALVÃO, 2011).

Figura 8 – Curva de acumulação de espécies nativas regenerantes arbóreo-arbustivas em áreas de restauração florestal pós-colheita de *Pinus* sp. em Ponte Alta do Norte, Santa Catarina, Brasil.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

3.3.2 Indicadores ecológicos da Resolução SMA 32/2014

3.3.2.1 Cobertura do solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva e herbácea

Em relação aos indicadores ecológicos, observou-se uma cobertura de solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva de $67\% \pm 24,4\%$, sendo este valor considerado mínimo em comparação com os valores de referência para o valor intermediário de 3 anos (15 a 80% de cobertura) e 5 anos (30 a 80% de cobertura). A cobertura de solo com vegetação nativa herbácea foi de $97\% \pm 8,3\%$, enquadrando-se como adequado em relação aos valores de referência para ambas as idades (3 e 5 anos - superior a 80%) (Tabela 1).

Tabela 1 – Valores obtidos para os indicadores ecológicos em áreas de restauração florestal pós-colheita de *Pinus* sp. com idades entre três e cinco anos em Ponte Alta do Norte, Santa Catarina, em comparação com valores de referência propostos pela Resolução SMA 32/2014 para o período de adequação de 3 e 5 anos.

Indicadores ecológico – FRPE		Valores de referência SMA 32/2014*					
Nível de adequação	Este estudo (3-5 anos)	3 anos			5 anos		
		C	M	A	C	M	A
CobA (%)	67 ± 24,4	0-15	15-80	>80	0-30	30-80	>80
CobH (%) [†]	97 ± 8,3	0-15	15-80	>80	0-30	30-80	>80
DI (ind ha ⁻¹)	7.553 ± 2.341	-	0-200	>200	0-200	200- 1000	>1000
Nsp (nº spp.)	107	-	0-3	>3	0-3	3-10	>10

Fonte: Elaborada pelo autor (2020). Legenda: CobA (%) = Cobertura do solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva; CobH (%) = Cobertura do solo com vegetação nativa herbácea; DI (ind ha⁻¹) = Densidade de indivíduos nativos regenerantes; Nsp (nº spp.) = Número de espécies nativas regenerantes; C = crítico; M = mínimo; A = adequado. *Valores de referência da Resolução SMA 32/2014 (SÃO PAULO, 2014). [†]Valores de referência propostos para Formações abertas e campestres do Bioma Mata Atlântica e Bioma Cerrado.

A presença da cobertura de solo com vegetação arbóreo/arbustiva em níveis adequados é importante para manutenção dos processos ecológicos e da qualidade do solo nas áreas em processo de restauração. Melo, Miranda e Durigan (2007) destacam que a cobertura de copa formada pelas espécies arbóreo-arbustivas é um indicador importante do processo de restauração florestal, tendo como uma de suas principais funções a proteção do solo, além de ser um importante modificador do micro-habitat interno da floresta, influenciando na determinação da composição florística da comunidade (MELO; MIRANDA; DURIGAN, 2007).

O nível de adequação mínimo verificado para a cobertura do solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva indica que os valores observados para este indicador encontram-se dentro do limite de tolerância esperado para o período de restauração de 3 a 5 anos, contudo estão abaixo dos valores adequados e demandam ações corretivas. Desse modo, destaca-se a necessidade de enriquecimento das áreas que apresentam baixa cobertura arbóreo/arbustiva com espécies nativas do grupo de recobrimento, visando o rápido fechamento do dossel.

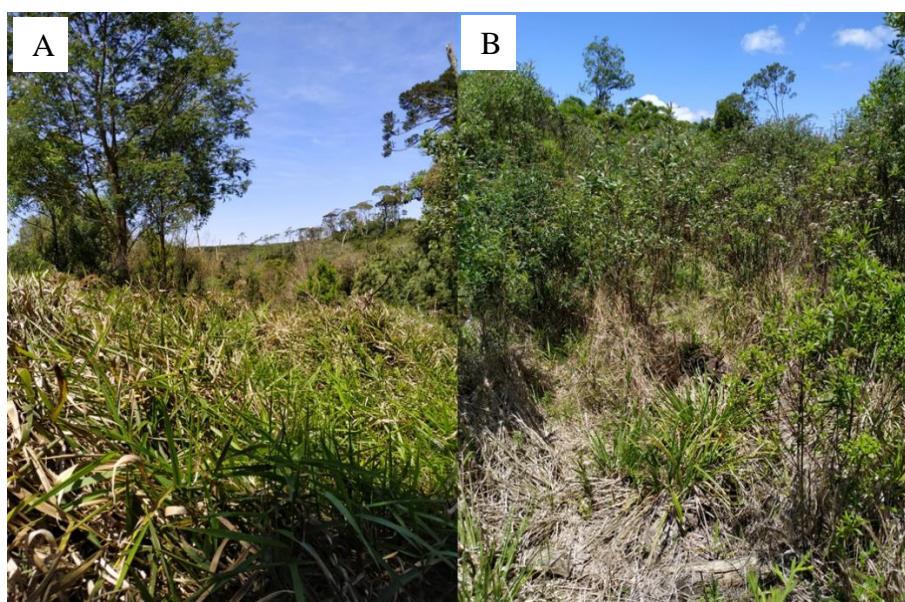
A presença do componente herbáceo também desempenha papel importante na proteção do solo das áreas avaliadas e contribui para a riqueza de espécies dos estágios inciais de sucessão. Nas áreas avaliadas, este é composto totalmente por espécies nativas, com destaque para as gramíneas (e.g. *Bromus brachyanthera* Döll, *Homolepis glutinosa* (Sw.) Zuloaga & Soderstr, *Ocellochloa rufa* (Nees) Zuloaga & Morrone, *Chascolytrum* sp. e *Danthonia* sp.) e representantes da família Cyperaceae (e.g. *Rhynchospora glaziovii* Boeckeler, *Carex brasiliensis* A.St.-Hil.) que ocupam densamente o solo em todas as unidades amostradas.

Também estão presentes em menor abundância espécies subarbustivas nativas, a exemplo: *Baccharis* spp. (Carqueja), *Rubus sellowii* Cham. & Schldl. (Amora) e *Merostachys* spp. (Taquara), entre outras.

A presença de elevada cobertura do solo pelo componente herbáceo é importante para áreas em processo de restauração. Espécies pioneras que compõe o estrato herbáceo-arbustivo estão diretamente relacionadas as fases iniciais do processo de sucessão ecológica, pois possuem a capacidade de modificar o ambiente biótico e abiótico, permitindo a perpetuação da dinâmica sucessional e sua evolução para o desenvolvimento de comunidades maduras, garantindo a resiliência na área em processo de restauração (TRES; REIS, 2009).

Considerando as condições climáticas regionais, com a ocorrência de geadas frequentes nos meses de inverno, destaca-se, ainda, a importância da cobertura do solo por espécies herbáceas nas áreas avaliadas em relação ao estabelecimento de espécies arbóreo/arbustivas regenerantes. Pelas observações realizadas em campo, verificou-se a mortalidade e latência das espécies herbáceas ocasionada pela geada, principalmente em áreas abertas, onde a cobertura do dossel é reduzida (Figura 9 A e B).

Figura 9 – Mortalidade e latência do componente herbáceo ocasionado pelas geadas frequentes nos meses de inverno, em áreas de restauração florestal com cobertura de dossel reduzida: A) Mortalidade parcial do componente herbáceo em áreas com a presença de dossel; B) Mortalidade mais expressiva do componente herbáceo em áreas abertas.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Durante o período de inverno, o componente herbáceo entra em processo de latência, rebrotando somente após o inverno, o que, possivelmente, permite um ganho em

desenvolvimento às espécies arbóreo-arbustivas regenerantes, que formam um banco de plântulas sob a cobertura de vegetação herbácea nativa. Assim, supõe-se que a ocorrência de geadas atue como um fator limitante à competição entre o componente herbáceo e o componente arbóreo-arbustivo nestas áreas. O componente herbáceo nativo, além de contribuir para a cobertura e incremento de matéria orgânica no solo, parece desempenhar um papel importante na proteção dos indivíduos regenerantes em relação às geadas, gerando condições adequadas ao seu estabelecimento e desenvolvimento em meio a vegetação herbácea abundante.

Desse modo, destaca-se a importância da consideração do componente herbáceo como indicador ecológico, especialmente na FOM. Colmanetti, Shirasuna e Barbosa (2015), em levantamento florístico realizado em área em processo de recuperação ambiental na Floresta Estacional Semideciduado no estado de São Paulo, verificaram uma elevada riqueza de espécies regenerantes não arbóreas, em sua maioria espécies nativas, superior à riqueza de espécies arbóreas regenerantes na área. Com base em seus resultados, estes autores evidenciam a importância da inclusão do componente não arbóreo nas avaliações dos indicadores ecológicos em tipologias florestais, visto que a consideração deste estrato poderia dobrar a riqueza da área em processo de restauração. Apesar da diferença do tipo de vegetação observada por estes autores em relação ao presente estudo, este comportamento também é observado para FOM, sendo o componente herbáceo responsável pela elevada cobertura do solo verificada nas áreas avaliadas. Apesar das espécies herbáceas apresentarem preferência por ambientes abertos, como campos e bordas de florestas, também mostram-se relevantes no sub-bosque da FOM, onde contribuem para a biodiversidade do ambiente e para composição do solo, devido ao seu ciclo mais curto que as espécies arbóreas (MARTINS-RAMOS *et al.*, 2011).

3.3.2.2 Densidade de indivíduos nativos regenerantes

A amostragem do indicador de densidade de indivíduos nativos regenerantes resultou em um total de 1409 indivíduos arbóreo/arbustivos, obtendo-se uma densidade média de $7.553 \pm 2.341 \text{ ind ha}^{-1}$. Este valor é considerado adequado em comparação aos valores intermediários de referência de 3 anos ($> 200 \text{ ind ha}^{-1}$) e 5 anos ($> 1000 \text{ ind ha}^{-1}$), estando muito superior aos valores propostos pela Resolução SMA 32/2014 (Tabela 1). Valores de referência definidos pelo Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, para o monitoramento de áreas em processo de restauração florestal na Mata Atlântica (*latu sensu*), consideram aceitável uma densidade de indivíduos regenerantes acima de 5000 ind ha^{-1} (RODRIGUES, BRANCALION,

ISERNHAGEN, 2009), estando os valores verificados no presente estudo de acordo com os valores propostos pelo pacto.

Outros autores observaram uma densidade de indivíduos regenerantes inferior à verificada neste estudo (e.g. SALAMI *et al.*, 2015; FERREIRA *et al.*, 2012). Ao avaliar a regeneração natural em Áreas de Preservação Permanente anteriormente ocupadas por *Pinus* sp. em FOM, Salami *et al.* (2015) encontraram 3.214 ind ha^{-1} regenerantes, enquanto que Ferreira *et al.* (2012), em Áreas de Preservação Permanente ocupadas anteriormente por *Pinus* sp. e em processo de regeneração natural entre 2,5 a 3,5 anos, verificaram uma densidade média de 574 ind ha^{-1} regenerantes. Schorn *et al.* (2010) verificaram uma densidade de indivíduos regenerantes (13.111 ind ha^{-1}) superior à observada no presente estudo, em área abandonada para regenerar por um período de quatro anos, após remoção de *Pinus elliottii* Engelm. As diferenças observadas entre a densidade de indivíduos regenerantes por estes autores e este estudo pode estar associada às diferentes classes de inclusão dos indivíduos regenerantes, ao método de amostragem empregado e ao tempo em que as áreas encontram-se em processo de restauração, além de fatores ambientais locais e bióticos que podem influenciar no estabelecimento dos regenerantes.

A elevada densidade de indivíduos regenerantes encontrada neste estudo consiste em um indicativo da resiliência das áreas em processo de restauração, atestando a evolução da sucessão ecológica nestes ambientes. De acordo com Suganuma e Durigan (2015), a densidade de regenerantes é o indicador mais direto da resiliência do processo de restauração. O estabelecimento da regeneração natural é influenciado diretamente por diversos fatores relacionados ao histórico e ao manejo da área em processo de restauração, dentre os quais pode-se destacar a disponibilidade de banco de sementes no solo, a proximidade de fontes de propágulos, a presença de dispersores e polinizadores, além de variáveis ambientais (e.g. relevo, exposição do terreno, condições edáficas) (MAGNAGO *et al.* 2012; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Neste estudo, o histórico de uso das áreas avaliadas, anteriormente ocupadas por povoamentos de *Pinus* sp., possivelmente possibilitou a manutenção de um banco de sementes viável no solo e de plantas remanescente, permitindo o desenvolvimento de elevada densidade de indivíduos regenerantes. A proximidade com a vegetação nativa adjacente também pode ter contribuído para tal resultado, possibilitando o fluxo de dispersores e polinizadores e, consequentemente, a dispersão de propágulos para a colonização destas áreas. A variação observada para este indicador entre as unidades amostrais possivelmente está relacionada com

variáveis ambientais locais, com destaque para as condições edáficas que apresentam elevada heterogeneidade entre as áreas, assim como, também, as características da paisagem.

3.3.2.3 Número de espécies nativas regenerantes

Quanto ao número de espécies nativas regenerantes arbóreo/arbustivas, foram encontradas 107 espécies pertencentes à 50 gêneros e 28 famílias botânicas, sendo que 13 espécies não foram identificadas. Este número de espécies é considerado adequado quando comparado aos valores intermediários de referência para 3 anos (> 3 spp.) e 5 anos (>10 spp.) (Tabela 1 e 2).

Tabela 2 – Espécies nativas regenerantes arbóreo/arbustivas amostradas em área de restauração florestal pós-colheita de *Pinus* sp. em Ponte Alta do Norte, SC, classificadas quanto à forma de vida (FV), grupo ecológico (GE) e síndrome de dispersão (SD).

Família	Nome científico	FV	GE	SD	(Continua)
					Nº ind.
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Arv	P	Zoo	9
Annonaceae	<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	A	Si	Zoo	7
Aquifoliaceae	<i>Ilex dumosa</i> Reissek	Arv	P	Zoo	2
Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil	A	St	Zoo	8
Aquifoliaceae	<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	Arv	Si	Zoo	2
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	A	Si	Zoo	1
Asteraceae	Asteraceae sp. 2	Arb	P	Ane	1
Asteraceae	Asteraceae sp. 3	Arb	P	Ane	4
Asteraceae	<i>Austroeupatorium laetevirens</i> (Hook. & Arn.)	Arb	P	Ane	13
Asteraceae	<i>Baccharis cf. anomala</i> DC.	Arb	P	Ane	10
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Arb	P	Ane	1
Asteraceae	<i>Baccharis dentata</i> (Vell.) G.M.Barroso	Arv	P	Ane	16
Asteraceae	<i>Baccharis erioclada</i> DC.	Arb	P	Ane	1
Asteraceae	<i>Baccharis intermixta</i> Gardner	Arb	P	Ane	24
Asteraceae	<i>Baccharis microdonta</i> DC.	Arb	P	Ane	13
Asteraceae	<i>Baccharis montana</i> DC.	Arv	P	Ane	21
Asteraceae	<i>Baccharis selloi</i> Baker.	Arb	P	Ane	31
Asteraceae	<i>Baccharis uncinella</i> DC.	Arb	P	Ane	71
Asteraceae	<i>Campovassouria bupleurifolia</i> (DC.) R.M. King & H. Rob.	Arv	P	Ane	1
Asteraceae	<i>Campovassouria cruciata</i> (Vell.) R.M.King & H.Rob.	Arb	P	Ane	27
Asteraceae	<i>Critoniopsis quinqueflora</i> (Less.) H.Rob.	A	P	Ane	3

Fonte: Elaborada pelo autor (2020). Legenda: FV = Forma de vida: A = Árvore, Arv = Arvoreta, Arb = Arbusto; GE = Grupo ecológico: P = Pioneira, Si = Secundária inicial, St = Secundária Tardia, C = Clímax; SD = Síndrome de dispersão: Ane = Anemocórica, Zoo = Zoocórica, Aut = Autocórica; N° ind. = Número de indivíduos.

Tabela 2 – Espécies nativas regenerantes arbóreo/arbustivas amostradas em área de restauração florestal pós-colheita de *Pinus* sp. em Ponte Alta do Norte, SC, classificadas quanto à forma de vida (FV), grupo ecológico (GE) e síndrome de dispersão (SD).

Família	Nome científico	FV	GE	SD	Nº ind.
Asteraceae	<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	A	P	Ane	4
Asteraceae	<i>Grazielia intermedia</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Arv	P	Ane	179
Asteraceae	<i>Grazielia serrata</i> (Spreng.) R.M.King & H.Rob.	Arv	P	Ane	138
Asteraceae	<i>Sympyopappus itatiayensis</i> (Hieron.) R.M.King & H.Rob.	Arv	P	Ane	23
Asteraceae	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	A	P	Ane	53
Asteraceae	<i>Vernonanthura montevidensis</i> (Spreng.) H.Rob.	Arv	P	Ane	8
Asteraceae	<i>Vernonanthura tweediana</i> (Baker) H.Rob.	Arb	P	Ane	28
Asteraceae	<i>Vernonanthura westiniana</i> (Less.) H. Rob.	Arb	P	Ane	24
Berberidaceae	<i>Berberis laurina</i> Billb.	Arb	P	Zoo	12
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	A	P	Aut	68
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E.Schulz	Arv	P	Zoo	1
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum myrsinifolium</i> Mart.	A	St	Zoo	1
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	A	P	Aut	1
Euphorbiaceae	<i>Bernardia pulchella</i> (Baill.) Müll.Arg.	Arb	Si	Zoo	5
Euphorbiaceae	<i>Croton</i> sp.	Arb	-	-	1
Euphorbiaceae	<i>Croton triqueter</i> Lam.	Arb	P	Zoo	6
Euphorbiaceae	<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	A	Si	Aut	3
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	A	P	Aut	11
Fabaceae	<i>Inga lentiscifolia</i> Benth.	A	St	Zoo	7
Fabaceae	<i>Mimosa regnellii</i> var. <i>pungens</i> Burkart	Arb	P	Aut	1
Fabaceae	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	A	P	Aut	25
Lamiaceae	<i>Aegiphila brachiata</i> Vell.	A	St	Zoo	1
Lamiaceae	Lamiaceae sp. 1	Arb	-	-	1
Lamiaceae	Lamiaceae sp. 2	Arb	-	-	4
Lamiaceae	Lamiaceae sp. 3	Arb	-	-	14
Lauraceae	<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	A	St	Zoo	47
Lauraceae	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	A	C	Zoo	1
Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	A	Si	Zoo	24
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez.	A	Si	Zoo	3
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	Arv	P	Zoo	2
Malvaceae	<i>Pavonia commutata</i> Garccke	Arb	P	-	7
Melastomataceae	<i>Leandra cf. laevigata</i> (Triana) Cogn.	Arb	Si	Zoo	1
Melastomataceae	<i>Leandra cf. pallida</i> Cogn.	Arb	Si	Zoo	1
Melastomataceae	<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	Arv	Si	Zoo	1
Melastomataceae	<i>Miconia hyemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin	Arv	P	Zoo	3
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	A	Si	Zoo	7

Fonte: Elaborada pelo autor (2020). Legenda: FV = Forma de vida: A = Árvore, Arv = Arvoreta, Arb = Arbusto; GE = Grupo ecológico: P = Pioneira, Si = Secundária inicial, St = Secundária Tardia, C = Clímax; SD = Síndrome de dispersão: Ane = Anemocórica, Zoo = Zoocórica, Aut = Autocórica; Nº ind. = Número de indivíduos.

Tabela 2 – Espécies nativas regenerantes arbóreo/arbustivas amostradas em área de restauração florestal pós-colheita de *Pinus* sp. em Ponte Alta do Norte, SC, classificadas quanto à forma de vida (FV), grupo ecológico (GE) e síndrome de dispersão (SD).

Família	Nome científico	FV	GE	SD	Nº ind.
Myrtaceae	<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	A	Si	Zoo	5
Myrtaceae	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	A	Si	Zoo	7
Myrtaceae	<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	A	St	Zoo	1
Myrtaceae	<i>Myrceugenia euosma</i> (O.Berg) D.Legrand	A	Si	Zoo	6
Myrtaceae	<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	A	Si	Zoo	1
Myrtaceae	<i>Myrceugenia oxysepala</i> (Burret) D.Legrand & Kausel	A	St	Zoo	9
Myrtaceae	<i>Myrceugenia</i> sp. 1	Arv	-	Zoo	1
Myrtaceae	<i>Myrcia glomerata</i> (Cambess.) G.Burton & E.Lucas	A	St	Zoo	2
Myrtaceae	<i>Myrcia hartwegiana</i> (O.Berg) Kiaersk.	A	Si	Zoo	4
Myrtaceae	<i>Myrcia palustris</i> DC.	A	P	Zoo	1
Myrtaceae	<i>Siphoneugena reitzii</i> D. Legrand	A	Si	Zoo	2
Picramniaceae	<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.	A	St	Zoo	5
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. Ex Roem. & Schult.	A	Si	Zoo	56
Rhamnaceae	<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	A	P	Zoo	9
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	A	Si	Zoo	4
Rosaceae	<i>Rubus erythrocaldos</i> Mart. ex Hook.f.	Arb	P	Zoo	6
Rubiaceae	<i>Palicourea australis</i> C.M.Taylor.	Arb	St	Zoo	3
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	A	P	Zoo	1
Salicaceae	<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	A	Si	Zoo	3
Salicaceae	<i>Xylosma tweediana</i> (Clos) Eichler	A	Si	Zoo	2
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	A	Si	Zoo	9
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	A	St	Zoo	7
Scrophulariaceae	<i>Buddleja hatschbachii</i> E.M.Norman & L.B.Sm.	Arb	-	Aut	1
Solanaceae	<i>Brunfelsia cuneifolia</i> J.A.Schmidt	Arb	-	Zoo	12
Solanaceae	Solanaceae sp. 1	Arb	-	Zoo	1
Solanaceae	Solanaceae sp. 2	Arb	-	Zoo	1
Solanaceae	<i>Solanum cf. aparatense</i> L.A.Mentz & M.Nee	Arb	P	Zoo	1
Solanaceae	<i>Solanum corymbiflorum</i> (Sendtn.) Bohs	Arb	P	Zoo	1
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	A	P	Zoo	15
Solanaceae	<i>Solanum pabstii</i> L.B.Sm. & Downs	A	P	Zoo	9
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	A	Si	Zoo	4
Solanaceae	<i>Solanum ramulosum</i> Sendtn.	Arb	Si	Zoo	5
Solanaceae	<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	Arv	P	Zoo	27
Solanaceae	<i>Solanum</i> sp. 1	Arb	-	Zoo	1
Solanaceae	<i>Solanum</i> sp. 3	Arb	-	Zoo	1

Fonte: Elaborada pelo autor (2020). Legenda: FV = Forma de vida: A = Árvore, Arv = Arvoreta, Arb = Arbusto; GE = Grupo ecológico: P = Pioneira, Si = Secundária inicial, St = Secundária Tardia, C = Clímax; SD = Síndrome de dispersão: Ane = Anemocórica, Zoo = Zoocórica, Aut = Autocórica; N° ind. = Número de indivíduos.

Tabela 2 – Espécies nativas regenerantes arbóreo/arbustivas amostradas em área de restauração florestal pós-colheita de *Pinus* sp. em Ponte Alta do Norte, SC, classificadas quanto à forma de vida (FV), grupo ecológico (GE) e síndrome de dispersão (SD).

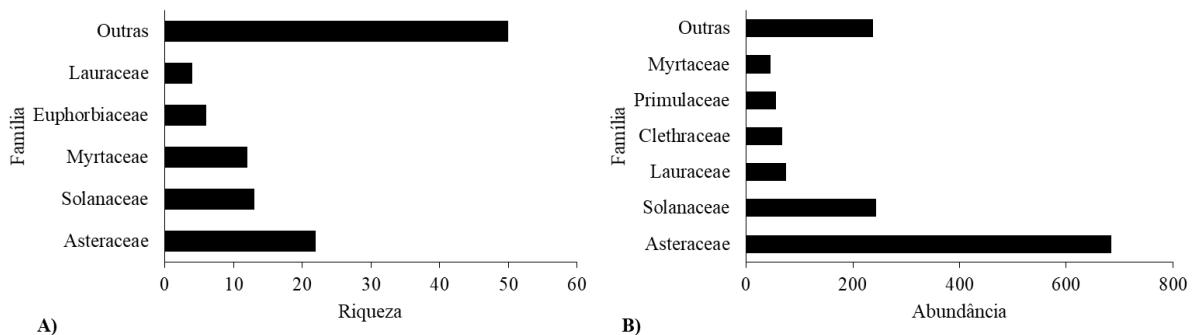
Família	Nome científico	(Conclusão)			
		FV	GE	SD	Nº ind.
Solanaceae	<i>Solanum variabile</i> Mart.	Arv	P	Zoo	165
Styracaceae	<i>Styrax acuminatus</i> Pohl	A	Si	Zoo	2
Styracaceae	<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	A	Si	Zoo	5
Symplocaceae	<i>Symplocos pentandra</i> (Mattos) Occhioni ex Aranha	A	St	Zoo	4
Symplocaceae	<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	A	St	Zoo	2
Não identificada	Não identificada sp. 1	-	-	-	2
Não identificada	Não identificada sp. 2	-	-	-	2
Não identificada	Não identificada sp. 3	-	-	-	1
Não identificada	Não identificada sp. 4	-	-	-	1
Não identificada	Não identificada sp. 5	-	-	-	1
Não identificada	Não identificada sp. 6	-	-	-	12
Não identificada	Não identificada sp. 7	-	-	-	2
Não identificada	Não identificada sp. 8	-	-	-	1
Não identificada	Não identificada sp. 9	-	-	-	2
Não identificada	Não identificada sp. 10	-	-	-	2

Fonte: Elaborada pelo autor, 2020. Legenda: FV = Forma de vida: A = Árvore, Arv = Arvoreta, Arb = Arbusto; GE = Grupo ecológico: P = Pioneira, Si = Secundária inicial, St = Secundária Tardia, C = Clímax; SD = Síndrome de dispersão: Ane = Anemocórica, Zoo = Zoocórica, Aut = Autocórica; Nº ind. = Número de indivíduos.

O número de espécies regenerantes arbóreo/arbustivas neste estudo foi superior ao verificado por Secco, Acra e Caraiola (2019) (64 espécies), Salami *et al.* (2015) (36 espécies), Schorn *et al.* (2010) (40 espécies) e Ferreira *et al.* (2012) (97 espécies) em áreas de restauração florestal pós-colheita de *Pinus* sp. com diferentes idades de isolamento para regeneração natural. Ressalta-se que o número de espécies encontradas pode ser variável, em função do tamanho da área amostrada, do método de amostragem e da idade do processo de restauração.

As famílias com maior riqueza de espécies foram Asteraceae (22), Solanaceae (13), Myrtaceae (12), Euphorbiaceae (seis) e Lauraceae (quatro) (Figura 10 A). Destacam-se com maior número de indivíduos regenerantes, as famílias Asteraceae (684), Solanaceae (243), Lauraceae (75), Clethraceae (68), Primulaceae (56) e Myrtaceae (46) (Figura 10 B). Os gêneros com maior riqueza de espécies foram *Solanum* (10), *Baccharis* (oito), *Vernonanthura* (quatro) e *Myrceugenia* (quatro), sendo os demais com três ou menos espécies. Já as espécies com maior número de indivíduos amostrados são: *G. intermedia* (179 ind.), *S. variabile* (165 ind.), *G. serrata* (138 ind.), *B. uncinella* (71 ind.) e *C. scabra* (68 ind.) (Tabela 2).

Figura 10 – Riqueza de espécies e abundância de indivíduos regenerantes arbóreo/arbustivos registradas por família em área de restauração florestal pós-colheita de *Pinus* sp. em Ponte Alta do Norte, Santa Catarina, Brasil: a) Riqueza registrada por família; b) Número de indivíduos registrado por família.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

O Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina para a FOM relata que entre as famílias com maior riqueza nesta região fitoecológica se encontram: Asteraceae, Myrtaceae, Solanaceae e Lauraceae, com predominância dos Gêneros *Baccharis*, *Solanum* e *Myrceugenia* (SEVEGNANI; VIBRANS; GASPER, 2013), estando de acordo com o observado no presente estudo. Os mesmos autores evidenciam que a elevada riqueza de Asteraceae pode ser explicada pelo caráter pioneiro das espécies desta família, predominantes, principalmente, em ambientes mais abertos, que facilitam sua dispersão e estabelecimento em abundância. Ferreira *et al.* (2013) também encontraram as famílias Asteraceae, Myrtaceae e Solanaceae entre as de maior riqueza de espécies em estudo realizado em Áreas de Preservação Permanente pós-colheita de *Pinus* sp. Os referidos autores verificaram, dentre as famílias com maior número de indivíduos regenerantes, Asteraceae, Myrtaceae e Lauraceae, corroborando com o presente estudo. Secco, Acra e Caraiola (2019) encontraram em seu estudo a família Asteraceae como a mais significativa, com maior número de espécies e indivíduos, sendo as espécies de *Baccharis* as mais representativas, também estando de acordo com o resultado verificado neste estudo. De acordo com Rech *et al.* (2015), a expressiva riqueza de espécies do gênero *Baccharis* é um indicativo do estágio inicial do processo de restauração, visto que estas preferem áreas abertas ou florestas alteradas, devido ao seu caráter pioneiro.

G. intermedia e *G. serrata* foram as espécies com maior número de indivíduos amostrados neste estudo. De acordo com Cabrera e Klein (1989), estas espécies são características da vegetação dos Campos e da FOM, apresentando elevada dispersão na região do Planalto Meridional Catarinense. Devido ao seu caráter pioneiro, são comumente encontradas em vegetação de campos úmidos e enxutos, na orla das florestas, clareiras e

vegetação em estágio inicial de sucessão ecológica (capoeiras). Outras espécies com expressiva ocorrência nas áreas avaliadas foram *S. variabile* e *B. uncinella*. Outros autores também verificaram elevado número de indivíduos destas espécies ao avaliar áreas em processo de restauração florestal pós-colheita de *Pinus* sp. (e.g. SALAMI *et al.*, 2015; SCHORN *et al.*, 2010). *S. variabile* é uma espécie pioneira característica da FOM e dos Campos do Sul do Brasil. Ocorre preferencialmente em áreas abertas, por consistir em uma espécie pioneira heliófita, sendo muito frequente em matas de galeria, borda de capões, clareiras e áreas em estágio inicial de sucessão ecológica (SMITH; DOWNS, 1966).

Das espécies amostradas, 37 apresentam apenas um indivíduo regenerante (Tabela 2). Dentre estas, destacam-se *A. angustifolia*, *C. aschersoniana*, *Z. rhoifolium*, *M. palustris*, dentre outras. A presença de apenas um indivíduo de *A. angustifolia* torna-se preocupante, considerando-se que esta espécie caracteriza fisionomicamente a FOM (KERSTEN; BORGO; GALVÃO, 2015). Esta encontra-se ameaçada de extinção, estando classificada como “em perigo” no Livro Vermelho da Flora do Brasil (CARLUCCI *et al.*, 2013) e como “criticamente em perigo” na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN (THOMAS, 2013).

Outros autores encontraram resultados semelhantes, como Secco, Acra e Caraiola (2019), que verificaram em seu estudo, a ocorrência de apenas um indivíduo regenerante de *A. angustifolia* e destacam este resultado como preocupante, considerando a importância desta espécie para a FOM. Ferreira *et al.* (2012) verificaram a ocorrência pouco expressiva de *A. angustifolia* em áreas em processo de restauração avaliadas em seu estudo, atrelando este resultado ao elevado grau de exploração ao qual a espécie foi submetida no passado. Beckert, Rosot e Rosot (2014), ao avaliar a dinâmica de *A. angustifolia* em um fragmento de FOM, associaram a baixa ou inexistente regeneração desta espécie à cobertura abundante de gramíneas nas áreas avaliadas. A presença abundante de gramíneas também é verificada neste estudo, possivelmente sendo um fator limitante ao estabelecimento desta espécie nas áreas amostradas.

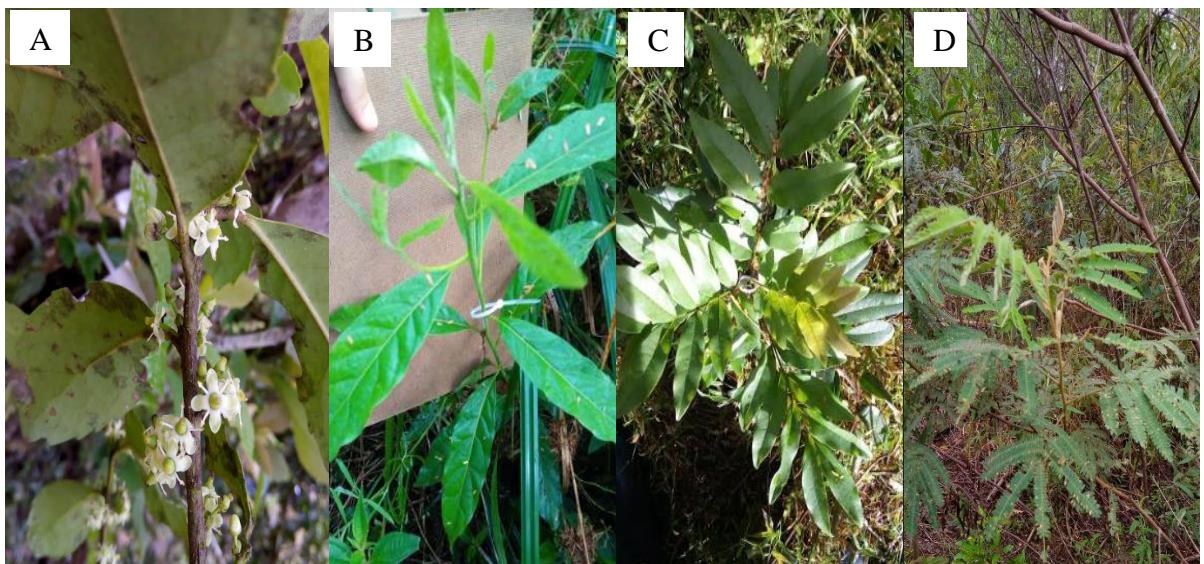
Fatores como a dispersão e a predação de sementes também podem influenciar no estabelecimento de *A. angustifolia*. De acordo com Vieira e Iob (2009), a dispersão de sementes *A. angustifolia* é realizada, principalmente, por aves e pequenos mamíferos (roedores), os quais também consistem nos principais predadores das sementes. Estes autores ressaltam que os roedores, por consistirem nos principais predadores das sementes e por serem abundantes em florestas neotropicais, podem interferir nos processos de germinação e recrutamento de novos indivíduos, assim, prejudicando a manutenção e a recuperação da espécie mesmo em áreas alteradas. Possivelmente, a baixa regeneração desta espécie resulta de uma dispersão limitante,

devido às características de ambiente aberto e estágio inicial de sucessão ecológica das áreas avaliadas, que dificultam a circulação de dispersores e possuem baixa disponibilidade de recursos alimentares atrativos à fauna. Outra possibilidade, considerando a presença de fauna dispersora e a escassez de recurso alimentar nestas áreas, seria a predação das sementes, realizada, principalmente, por pequenos roedores que circulam e encontram abrigo em meio a abundante cobertura de solo herbáceo-arbustiva, inviabilizando o estabelecimento de regenerantes da espécie.

Outra espécie encontrada com número pouco expressivo de indivíduos foi *I. lentiscifolia*, com sete indivíduos. Esta espécie também consta no Livro Vermelho da Flora do Brasil, classificada como “Quase ameaçada”, devido ao seu valor econômico e declínio populacional ocasionado pela exploração (MARTINELLI; MORAES, 2013).

Dentre as espécies amostradas (Tabela 2), observou-se a ocorrência de regenerantes de espécies características da FOM, a exemplo de: *O. puberula*, *I. paraguariensis*, *M. scabrella* e *M. elaeagnoides* (Figura 11). Também foi observada a presença de inúmeras espécies da família Myrtaceae, Sapindaceae, Aquifoliaceae e Symplocaceae.

Figura 11 – Espécies características da Floresta Ombrófila Mista encontradas na regeneração natural das áreas em processo de restauração florestal pós-colheita de *Pinus* sp.: a) *I. paraguariensis*; B) *O. puberula*; C) *M. elaeagnoides*; D) *M. scabrella*.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Roderjan *et al.* (2002) destacam que são comuns, nessa formação, representantes da família Myrtaceae (*Myrcia* e *Eugenia*), Sapindaceae (*Allophylus*), Salicaceae (*Xylosma*), além de representantes das famílias Aquifoliaceae (*Ilex*), Rutaceae (*Zanthoxylum*) e Symplocaceae

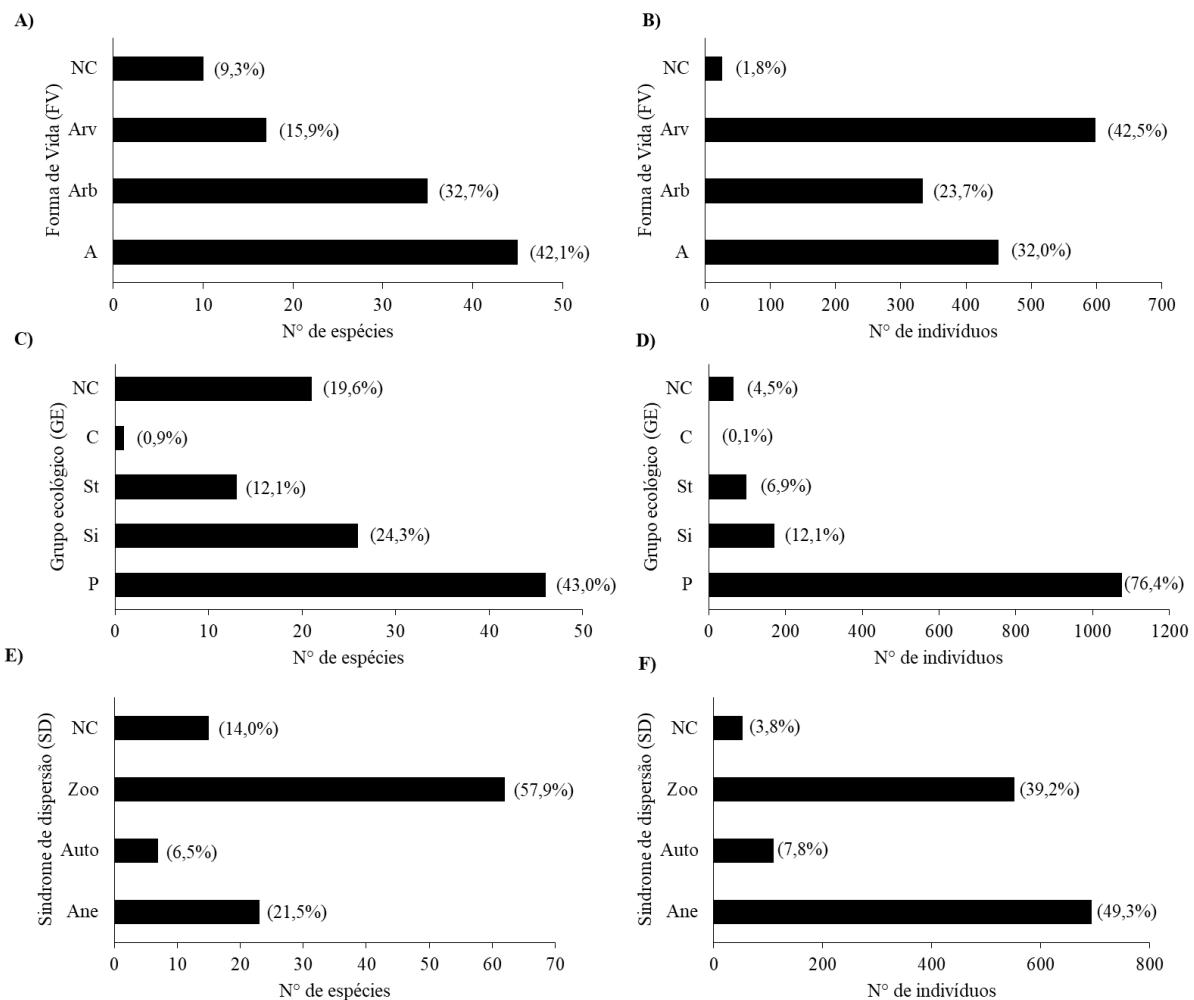
(*Symplocos*). A presença destas espécies características implica que, apesar do histórico de ocupação por *Pinus* sp., os elementos típicos da fitofisionomia estão presentes nas áreas estudadas, denotando que estas apresentam riqueza de grupos florísticos, com potencial para desencadear o processo de sucessão ecológica.

Devido ao histórico de utilização das áreas em processo de restauração e ao predomínio de povoamentos de *Pinus* sp. no entorno destas, observou-se a ocorrência de indivíduos regenerantes desta espécie em pequeno número em algumas unidades amostrais. A baixa regeneração de *Pinus* sp. nas áreas amostradas é resultado das ações de monitoramento contínuo realizadas pela empresa, mediante levantamento em campo e remoção dos regenerantes por corte. Desse modo, destaca-se a importância da manutenção dessas ações de controle e monitoramento da regeneração de *Pinus* sp., evitando possíveis problemas de invasão biológica e a competição da espécie exótica com as espécies nativas, principalmente em áreas mais abertas. Observou-se ainda, a presença de gado em algumas das áreas amostradas. Os animais se alimentam das gramíneas nativas presentes nestas áreas e, consequentemente, danificam a regeneração das espécies arbóreo/arbustivas pelo pisoteio, podendo inviabilizar o processo de restauração. Assim, destaca-se a necessidade de isolamento adequado destas áreas.

3.3.3 Aspectos funcionais e Índices ecológicos

A classificação das espécies quanto à forma de vida resultou em uma proporção superior para árvores (42,1%), seguida de arbustos (32,7%) e arvoretas (15,9%) (Figura 12 A). A proporção de indivíduos foi superior para a forma de vida arvoreta (42,5%), seguido de árvores (32,0%) e arbustos (23,7%) (Figura 12 B).

Figura 12 – Proporção de espécies e indivíduos arbóreo/arbustivos amostrados em área de restauração florestal pós-colheita de *Pinus* sp. classificados quanto: Forma de vida (A e B); Grupo ecológico (C e D) e Síndrome de dispersão (E e F).



Fonte: Elaborada pelo autor (2020). Legenda: Forma de vida: A (Árvore); Arb (Arbustiva); Arv (Arvoreta); Grupo ecológico: P (Pioneira); Si (Secundária inicial); St (Secundária tardia); C (Clímax); Síndrome de dispersão: Ane (Anemocórica); Zoo (Zoocórica); Auto (Autocórica); NC (Espécies e indivíduos não classificados devido à falta de informações ou identificação somente a nível de família e/ou gênero).

Resultados obtidos pelo Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina para a FOM, indicam o predomínio de espécies arbóreas, seguidas de arvoretas e arbustos (Meyer *et al.*, 2013b), não corroborando com o resultado obtido no presente estudo, no qual observou-se um percentual superior de espécies árbóreas, seguida de arbustivas e arvoretas. No entanto, vale ressaltar que esta diferença pode estar associada aos estágios sucessionais mais avançados dos remanescentes florestais avaliados por Meyer *et al.* (2013b), sendo comum o predomínio de espécies arbóreas e arvoretas, em relação a forma de vida arbustiva, que comumente está associada aos estágios iniciais de sucessão ecológica.

Com relação ao grupo ecológico, a proporção de espécies pioneiros foi superior (43,0%), seguido de espécies secundárias iniciais (24,3%) e tardias (12,1%). A menor proporção observada foi de espécies classificadas com climáxicas (0,9%) (Figura 12 C). Do mesmo modo, a proporção de indivíduos de espécies pioneiros foi superior (76,4%), seguida de secundárias iniciais (12,1%), tardias (6,9%) e clímax (0,1%) (Figura 12 D). Os grupos ecológicos pioneiros e secundários (inicial e tardio) compreendem 79,4% de todas as espécies classificadas e 95,4% dos indivíduos amostrados. O grupo clímax apresentou baixos percentuais, representado somente pela espécie *C. aschersoniana*, com apenas um indivíduo amostrado.

Meyer *et al.* (2013b) observaram o predomínio de espécies secundárias, seguida das pioneiros e clímax em remanescentes de FOM em Santa Catarina, diferindo do resultado verificado neste estudo, onde observou-se maior percentual de espécies pioneiros. Novamente, esta diferença pode ser justificada pelos estágios sucessionais mais avançados dos remanescentes florestais avaliados pelos referidos autores, encontrando um maior percentual de grupos ecológicos mais avançados no processo de sucessão ecológica. De acordo com Rech *et al.* (2015), a elevada riqueza de espécies pioneiros é um indicativo de que a vegetação encontra-se em estágio inicial de regeneração. As espécies pioneiros são responsáveis pelo início do processo de sucessão ecológica, criando condições edáficas e microclimáticas adequadas para o estabelecimento de outros grupos de plantas (secundárias e climáxicas). Caracterizam-se pela ocupação de ambientes abertos, como por exemplo, clareiras, bordas de fragmentos e áreas degradadas. Geralmente, apresentam pequena riqueza de espécies e elevada densidade de indivíduos. São altamente tolerantes à luz e possuem mecanismos de dispersão generalistas (anemocoria e zoocoria), com floração, frutificação e produção de sementes abundantes (ALMEIDA, 2016).

Quanto a classificação pela síndrome de dispersão, observou-se uma maior proporção de espécies zoocóricas (57,9%), seguida de anemocórica (21,5%) e autocórica (6,5%) (Figura 12 E). A síndrome de dispersão zoocórica foi predominante, seguida da anemocórica, em estudos realizados em áreas de FOM em diferentes estádios sucessionais e graus de conservação (e.g. LIEBESCH *et al.*, 2009; FERREIRA *et al.*, 2013; SILVA; MAZON; WATZLAWICK, 2019). A ocorrência de espécies zoocóricas em áreas degradadas é importante, pois aumenta as chances de recolonização das áreas, por serem atrativas à fauna dispersora, permitindo a chegada de novos propágulos (REIS; KAGEYAMA, 2003). Apesar do maior percentual de espécies zoocóricas nas áreas avaliadas, ao considerar o número de indivíduos, a dispersão anemocórica apresentou percentual superior, perfazendo 49,3% dos indivíduos amostrados (Figura 12 F). Esta observação evidencia a presença abundante de indivíduos de espécies

pioneiras, destacando a importância desse grupo ecológico nos estágios iniciais do processo de restauração.

O valor de diversidade obtido pelo Índice de Shannon (H') para a área amostrada foi de 3,58 e a Equabilidade de Pielou (J') foi de 0,77. Os valores de H' geralmente encontram-se entre 1,3 e 3,5, podendo atingir até 4,5 em florestas tropicais, sendo a máxima diversidade atingida em ambientes onde as espécies são igualmente abundantes (FELFILI; REZENDE, 2003). O H' encontrado no presente estudo indica elevada diversidade de espécies, sendo superior ao observado por outros autores que avaliaram a regeneração natural de áreas em processo de restauração florestal anteriormente ocupadas por *Pinus* sp. em FOM, com diferentes períodos de regeneração natural (Tabela 3). O valor de J (0,77) indica uma distribuição uniforme dos indivíduos entre as espécies encontradas no presente estudo. Contudo, encontra-se inferior ao verificado por Secco, Acra e Caraiola (2019) para um período de regeneração de aproximadamente dois anos e por Stedille *et al.* (2018) para 10 anos, e superior ao verificado por Salami *et al.* (2015) (Tabela 3).

Tabela 3 – Comparação dos valores obtidos para os Índices de Diversidade de Shannon (H') e Equabilidade de Pielou (J) com estudos realizados em áreas de restauração florestal pós-colheita de *Pinus* sp. na Floresta Ombrófila Mista.

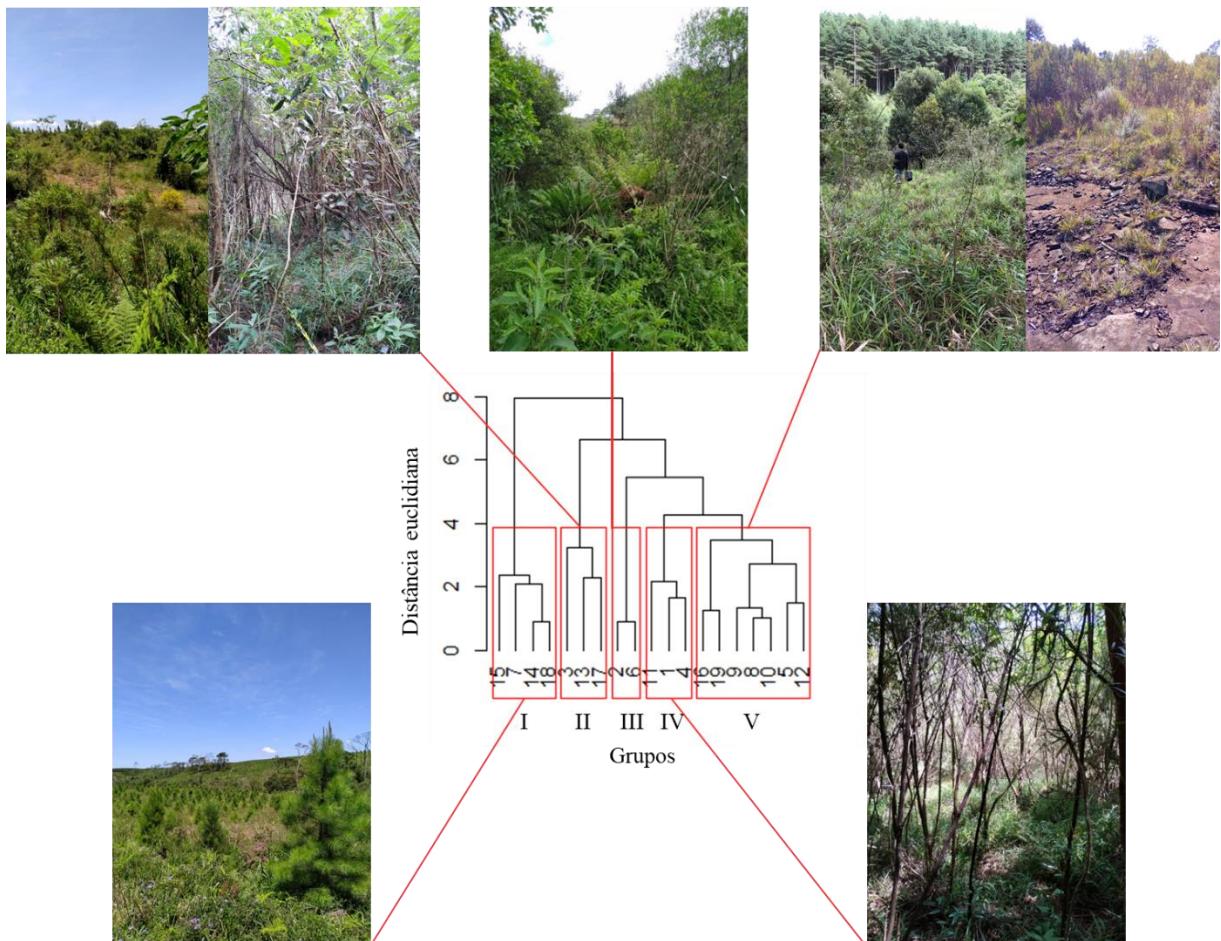
Período de Regeneração	Shannon (H')	Pielou (J)	Referências
3 a 5 anos	3,58	0,77	Este estudo (2020)
≥ 2 anos	3,42	0,82	Secco, Acra e Caraiola (2019)
-	2,46	0,69	Salami <i>et al.</i> (2015)
4 anos	1,91	-	Schorn <i>et al.</i> (2010)
10 anos	2,91	0,80	Stedille <i>et al.</i> (2018)

Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

3.3.4 Análise de Agrupamento Florístico-Estrutural

A partir da análise de agrupamento estrutural, as parcelas com características semelhantes foram agrupadas pelo método *Ward* (distância euclidiana). No dendrograma, é possível observar a formação de cinco agrupamento distintos: grupo I (parcelas 15, 7, 14 e 18), grupo II (parcelas 3, 13 17), grupo III (parcelas 2 e 6), grupo IV (parcela 11, 1 e 4) e grupo V (parcelas 16, 19, 9, 8 10, 5 e 12) (Figura 13). Os grupos formados apresentaram diferença significativa pela PEMANOVA ($p<0,05$). Assim, por meio da revisão das unidades amostrais que constituíram cada grupo, realizou-se o levantamento de características em comum observadas em campo.

Figura 13 – Análise de agrupamento estrutural baseado na distância euclidiana para os indicadores ecológicos em área de restauração florestal pós-colheita de *Pinus* sp. em Ponte Alta do Norte, Santa Catarina, Brasil.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

O grupo I é caracterizado por unidades amostrais inseridas em áreas abertas, com vegetação arbóreo/arbustiva e gramíneas, sendo a matriz do entorno composta por povoamento de *Pinus* jovem/adulto e áreas úmidas (banhados). Destaca-se que neste grupo, as unidades amostrais apresentam uma menor cobertura de solo arbóreo/arbustiva, variando de 31% a 38% (média = 29%). A cobertura do solo por espécies herbáceas foi de 100% em todas as áreas. A densidade de indivíduos regenerantes apresentou-se intermediária em relação aos demais grupos, variando entre $4.500 \text{ ind ha}^{-1}$ e $8.700 \text{ ind ha}^{-1}$ (média = $5.675 \text{ ind ha}^{-1}$). O número de espécies variou entre 8 e 15 (média = 11 spp.), sendo o grupo com menor número de espécies. Estas unidades amostrais apresentam indivíduos regenerantes pouco desenvolvidos, evidenciando a baixa cobertura de copa. Possivelmente, estes sofrem pela competição com as gramíneas abundantes na cobertura do solo e com as geadas frequentes, uma vez que estão localizados em áreas abertas e com um dossel pouco desenvolvido.

As unidades amostrais que compõe o grupo III estão localizadas próximas geograficamente, em áreas planas, contudo, uma das unidades encontra-se às margens de um curso d'água (baixada) e a outra em área mais elevada do terreno. Ambas estão inseridas em matriz predominantes de *Pinus* adulto e vegetação nativa. Este grupo apresenta as maiores densidades de indivíduos nativos regenerantes, variando de 12.100 ind ha^{-1} e 11.100 ind ha^{-1} (média=11.600 ind ha^{-1}). Apresentam também o maior número de espécies em relação aos demais grupos (média = 27 spp.). A cobertura de solo por vegetação arbóreo/arbustiva varia de 84% a 92% (média = 88%), considerada elevada em relação ao demais grupos. A cobertura do solo por vegetação herbácea neste grupo é de 100%. As unidades deste grupo possivelmente são influenciadas por fatores ambientais, tais como: características edáficas e fatores associados à dinâmica da paisagem.

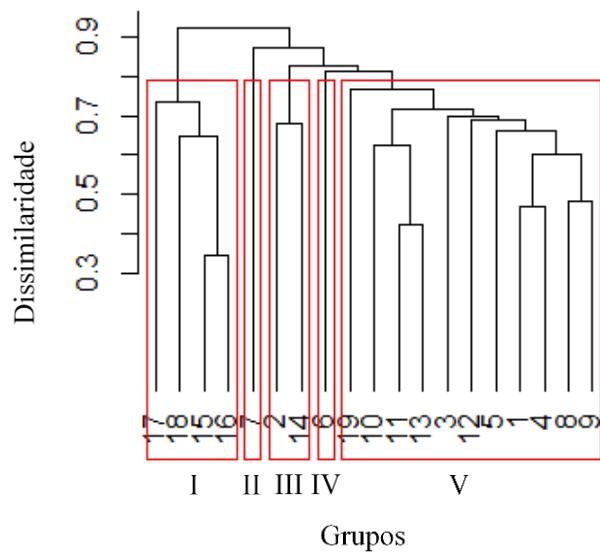
O grupo IV é caracterizado por unidades amostrais inseridas em áreas de encosta, com predominância de vegetação arbórea/arbustiva e presença de gramíneas no sub-bosque, inseridas em matriz de vegetação nativa arbóreo-arbustiva e povoamento de *Pinus* adulto. Neste grupo, as unidades amostrais apresentam a maior cobertura arbóreo/arbustiva, variando de 79% a 98% (média = 87%). A densidade de indivíduos regenerantes é inferior aos demais grupos, variando de 4.000 ind ha^{-1} e 5.800 ind ha^{-1} (média= 4.867 ind ha^{-1}). A cobertura de solo é elevada em ambas as unidades amostrais (100%) e o número de espécies varia de 8 a 17 (média = 12 spp.), sendo o grupo com o segundo menor número de espécies. De acordo com Melo, Miranda e Durigan (2007), a cobertura do dossel influencia diretamente na sobrevivência e no crescimento das plântulas e também na determinação da composição florística da comunidade. Desse modo, pode-se inferir que o dossel mais desenvolvido nestas áreas age como um filtro para o recrutamento das plântulas no sub-bosque e, devido a isso, observa-se uma menor densidade de indivíduos regenerantes e uma menor riqueza de espécies neste grupo.

Os grupos II e V apresentaram unidades amostrais que, apesar de fisionomicamente semelhantes, não possuem fatores em comum que possam influenciar sobre as variáveis estruturais analisadas. Desse modo, acredita-se que fatores ambientais edáficos e microclimáticos possivelmente apresentam influência do comportamento das variáveis estruturais destes grupos. Em relação ao grupo II, observa-se uma densidade de indivíduos nativos regenerantes variando entre 7.000 ind ha^{-1} e 8.800 ind ha^{-1} (média = 8.167 ind ha^{-1}), sendo considerada elevada em relação aos demais grupos. A cobertura de solo por vegetação arbóreo/arbustiva é intermediária, variando de 52% a 100% (média = 76%). Já a cobertura do solo por vegetação herbácea neste grupo é de 79%, estando inferior aos demais grupos. O número de espécies nativas regenerantes neste grupo varia de 14 a 23 (média = 19 spp.),

considerado intermediário em relação aos demais grupos. Possivelmente neste grupo, a menor cobertura do solo por vegetação herbácea tem colaborado para os valores elevados de densidade de indivíduos regenerantes encontrados nestas áreas. As unidades amostrais que compõe o grupo V apresentam valores intermediários de densidade de indivíduos regenerantes, variando entre 5.700 ind ha^{-1} e 9.500 ind ha^{-1} (7.986 ind ha^{-1}). A cobertura de solo por vegetação arbóreo/arbustiva é intermediária, variando de 54% a 96% (média= 70%), enquanto a cobertura do solo por vegetação herbácea em todas as áreas é de 100%. O número de espécies nativas regenerantes é intermediário, variando entre nove e 26 espécies (média= 17 spp.).

Em relação à similaridade florística entre as unidades amostrais, observa-se a formação de cinco agrupamentos distintos ao nível de 80% de dissimilaridade (Figura 14): grupo I (parcelas 17, 18, 15 e 16), grupo II (parcela 7), grupo III (parcelas 2 e 14), grupo IV (parcela 6) e grupo V (parcelas 19, 10, 11, 13, 3, 12, 5, 1, 4, 8 e 9). Os grupos apresentaram diferença estatística significativa pela PERMANOVA ($p<0,05$).

Figura 14 – Análise de agrupamento florístico pelo método de Bray-Curtis, para as espécies amostradas em áreas de restauração florestal pós-colheita de *Pinus* sp. em Ponte Alta do Norte, Santa Catarina, Brasil.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

As unidades amostrais que compõe os grupos I, II e III foram instaladas em áreas abertas, com predomínio de arbustos, arvoretas pioneiras e árvores mais esparsas. Nas unidades amostrais que constituem o grupo I, destaca-se a elevada abundância de *G. serrata*. O grupo II é constituído apenas por uma unidade amostral, instalada em área plana às margens de um curso

d'água. Nesta área observa-se, principalmente, a predominância do gênero *Baccharis*, sendo abundantes *B. selloi* e *B. uncinela*. O grupo III apresenta componente arbóreo-arbustivo com presença de espécies pioneiras e secundárias. Predominam nestas áreas *C. scabra*, *G. intermedia* e *C. amoenum*.

O grupo IV é composto por uma única unidade amostral, localizada em área plana (baixada) com predominância de vegetação arbustiva/arbórea, sendo abundante a espécies *V. tweediana*. A matriz predominante no entorno desta área caracteriza-se pela presença de povoamentos de *Pinus* e vegetação nativa. As unidades amostrais do grupo V estão inseridas em diferentes condições de relevo (encostas e áreas planas) e matriz predominantes (*Pinus* em diferentes idades de rotação). Predominam nestas áreas espécies pioneiras, com destaque para as famílias Asteraceae e Solanaceae. *G. intermedia* e *S. variabile* são espécies abundantes nestas áreas, além de espécies do gênero *Baccharis* (*B. uncinela* e *B. dentata*, dentre outras). Ainda, destacam-se em abundância espécies secundárias iniciais, como é o caso de *M. coriacea* e *O. puberula*.

De modo geral, em todos os grupos formados as espécies pioneiras predominam. Apenas nos grupos III e V as espécies do grupo ecológico das secundárias apresentam elevada densidade. De acordo com Scariot e Reis (2010), a ocorrência abundante de *M. coriacea* em áreas de restauração degradadas por silvicultura indica a ocorrência do processo de substituição de espécies e a evolução da comunidade para estágios secundários de sucessão. Estes autores destacam que a espécie desempenha papel importante na colonização de áreas abertas que sofreram perturbações, surgindo após a colonização prévia pelo componente herbáceo-arbustivo. *C. scabra* e *O. puberula* são espécies beneficiadas por alterações antrópicas e encontradas com frequência e densidade elevada nos fragmentos de FOM do estado de Santa Catarina (SEVEGNANI; VIBRANS; GASPER, 2013).

Estudos em áreas de FOM no Sul do Brasil têm demonstrado que variáveis ambientais como a declividade do terreno, o gradiente topográfico e as características edáficas atuam diretamente sobre a distribuição florístico-estrutural da vegetação (MARCON *et al.*, 2014; HIGUCHI *et al.*, 2012, 2013). A compreensão da relação entre a vegetação e as variáveis ambientais permite analisar variações da vegetação associadas ao ambiente, contribuindo para definição de ações de conservação e recuperação dos ecossistemas degradados (MARCON *et al.*, 2014; BRAGA; BORGES; MARTINS, 2015). Desse modo, destaca-se a necessidade da avaliação de variáveis ambientais nas áreas amostradas, como por exemplo, condições edáficas, condições topográficas, luminosidade, geadas, dentre outras, para melhor compreensão dos

fatores que atuam sobre a formação dos agrupamentos e para embasar possíveis ações de restauração necessárias nestas áreas.

Em síntese, as áreas avaliadas no presente estudo apresentam capacidade para desencadear o processo de restauração florestal. Possuem riqueza de grupos florísticos característicos da tipologia vegetacional e presença expressiva de espécies pioneiras e secundárias importantes para as fases iniciais do processo de restauração florestal. Apresentam adequação aos indicadores ecológicos para os períodos intermediários de 3 e 5 anos do processo de restauração, com exceção do indicador cobertura do solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva. Destaca-se a necessidade de adequação deste indicador, mediante o enriquecimento das áreas com menor cobertura arbóreo arbustiva com espécies nativas de recobrimento. O monitoramento das áreas também deve ser mantido, visando identificar possíveis fatores que possam interferir na trajetória do processo de restauração a médio e longo prazo.

Os indicadores ecológicos da Resolução SMA 32/2014 podem servir como base para o desenvolvimento de uma normatização para o monitoramento de projetos de restauração no estado de Santa Catarina mediante adaptações. No contexto da FOM em Santa Catarina, recomenda-se a inclusão do indicador de cobertura de solo por vegetação nativa o componente herbáceo (todas as formas de vida), considerando-se que este é composto por espécies nativas que desempenham papel importante na cobertura do solo nos estágios iniciais de sucessão ecológica desta tipologia. Também se faz necessária a atualização dos valores de referência, principalmente em relação ao número de espécies nativas regenerantes e densidade de indivíduos nativos regenerantes, visto que os valores observados neste estudo foram muito superiores. Estudos futuros devem ser realizados para avaliação de ecossistemas de referência em diferentes estágios sucessionais na FOM, objetivando a geração de valores de referência mais adequados para os indicadores avaliados no presente estudo. Estudos voltados para identificação do componente herbáceo-arbustivos também são necessários, buscando, principalmente, identificar a composição florística desta sinússia e sua relação com o estabelecimento do componente arbóreo em áreas em processo inicial de restauração.

3.4 CONCLUSÕES

Os indicadores ecológicos avaliados apresentaram valores adequados em comparação com os valores intermediários de referência de três e cinco anos do processo de restauração. Apenas o indicador cobertura de solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva apresentou

valores mínimos em comparação com os valores intermediários de referência, necessitando de ações corretivas para sua adequação aos níveis esperados. Para tal, sugere-se a realização do enriquecimento das áreas com menor cobertura arbóreo/arbustiva com espécies nativas de recobrimento.

Propõe-se que o monitoramento das áreas em processo de restauração avaliadas no presente estudo seja mantido, visando identificar fatores que possam interferir na trajetória do processo de restauração a médio e longo prazo, dentre os quais destaca-se, principalmente, a possível competição da cobertura herbácea com a regeneração das espécies arbóreo-arbustivas, a regeneração de *Pinus* sp. e a presença de gado, além da adequação da cobertura arbóreo/arbustiva. Há necessidade da manutenção do monitoramento contínuo e controle da regenerantes de *Pinus* sp. e o isolamento das áreas em processo de restauração para evitar o acesso e pisoteio ocasionado pelo gado.

Os indicadores propostos pela Resolução SMA 32/2014 foram eficientes para a avaliação das APP ocupadas por povoamentos de *Pinus* sp. e podem servir como base para o desenvolvimento de uma normatização para o monitoramento da restauração florestal destas áreas em Santa Catarina. No entanto adaptações são necessárias, principalmente em relação à inclusão da cobertura do solo com vegetação nativa herbácea e a atualização dos valores de referência para o contexto da FOM.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, D. S. Alguns princípios de sucessão natural aplicados ao processo de recuperação. In: **Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. 3 ed. Ilhéus, BA: Editus, 2016, p. 48-75.
- ALVARES, C. A. *et al.* Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgarf, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- 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, n.2, p. 1-20, 2016.
- BECKERT, S. M.; ROSOT, M. A. D.; ROSOT, N. C. Crescimento de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. em fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 42, n. 102, p. 209-218, 2014.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Restauração Florestal**. 1. ed. São Paulo: Oficina e Textos, 2015. 432p.
- BRAGA, A. J. T.; BORGES, E. E. L.; MARTINS, S. V. Influência dos fatores edáficos na variação florística de floresta estacional semidecidual, em viçosa, MG. **Árvore**, Viçosa, MG, v. 39, n. 4, p. 623-633, 2015.
- BRASIL. Lei nº 4.771 de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 1965.
- BRASIL. Lei nº 7.511 de 7 de julho de 1986. Altera dispositivos da Lei nº 4.771 de 15 de setembro de 1965, que institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 1986.
- BRASIL. Lei nº 7.803 de 18 de julho de 1989. Altera a redação da Lei nº 4.771 de 15 de setembro de 1965, e revoga as Leis nºs 6.535, de 15 de julho de 1978 e 7.511, de 7 de julho de 1986. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 1989.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 429, de 28 de fevereiro de 2011. Dispõe sobre a metodologia de recuperação das Áreas de Preservação Permanente - APPs. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 43, p. 76, 2011.
- BRASIL. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2012.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of sucessional processes. **Turrialba**, Costa Rica, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.

CABRERA, A. L.; KLEIN, R. M. Compostas 4. Tribo: Eupatoriae. In: P.R. Reitz (ed.). **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1989, pp. 415- 760.

CARLUCCI, M. B. *et al.* Araucariaceae. In: MARTINELLI, G.; MORAES, M. A. **Livro vermelho da flora do Brasil**. 1. Ed. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013, P. 185-186.

COLMANETTI, M. A. A.; SHIRASUNA, R. T.; BARBOSA, L. M. Flora vascular não arbórea de um reflorestamento implantado com espécies nativas. **Hoehnea**, São Paulo, v. 42, n. 4, p. 725-735, 2015.

CURY, R. T. S.; CARVALHO JR, O. **Manual para restauração florestal: florestas de transição**. Belém: IPAM - Instituto de Pesquisas da Amazônia, v. 5, 2011, p. 78.

DURIGAN, G.; SILVEIRA, É, R.; MELO, A. C. G. Retirada gradual de árvores exóticas plantadas para facilitar a regeneração da vegetação nativa do Cerrado, In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. (org.). **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. São Paulo: Paginas & Letras Editora e Gráfica, 2013. p. 27 - 30.

FELFILI, J. M.; RESENDE, R. P. **Conceitos e métodos em fitossociologia**. Brasília, DF: Universidade de Brasília, 2003. 68 p.

FERREIRA, P. I. *et al.* Florística e fitossociologia arbórea de remanescentes florestais em uma fazenda produtora de *Pinus* spp. **Floresta**, Curitiba, v. 42, n. 4, p. 783-794, 2012.

FERREIRA, P. I. *et al.* Espécies potenciais para recuperação de áreas de preservação permanente no planalto catarinense. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 20, n. 2, p. 173-182, 2013.

FLORA DO BRASIL. **Flora do Brasil 2020 em construção**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 23 ago. 2019.

HIGUCHI, P. *et al.* Influência de variáveis ambientais sobre o padrão estrutural e florístico do componente arbóreo, em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana em Lages, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22, n. 1, p. 79-90, 2012.

HIGUCHI, P. *et al.* Florística e estrutura do componente arbóreo e análise ambiental de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Altomontana no município de Painel, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 1, p. 153-164, 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. Rio de Janeiro: IBGE- Diretoria de Geociências, 2012. 271p. (Manuais Técnicos de Geociências, 1).

KERSTEN, R. A.; GALVÃO, F. Suficiência amostral em inventários florísticos e fitossociológicos. In: FELFILI, J. M. *et al.* (Org.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa, MG: Editora da Universidade Federal de Viçosa, 2011. p. 156-173.

KERSTEN, R. A.; BORGO, M.; GALVÃO, F. Floresta Ombrófila Mista: aspectos fitogeográficos, ecológicos e métodos de estudo. In: EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; NETO, J. A. M. **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso.** v.2, 1. ed. Viçosa, MG: Editora da Universidade Federal de Viçosa, 2015, p. 156-182.

LIEBSCH, D. *et al.* Levantamento florístico e síndromes de dispersão em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista na Região centro-sul do estado do Paraná. **Hoehnea**, São Paulo, v. 36, n. 2, p. 233-248, 2009.

MAGNAGO, L. F. S. *et al.* Os processos e estágios sucessionais da mata atlântica como referência para a restauração florestal. In: MARTINS, S. V. (Ed): **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**, Viçosa, MG: Editora da Universidade Federal de Viçosa, 2012. p. 69-100.

MARCON, A. K. *et al.* Variação florístico-estrutural em resposta à heterogeneidade ambiental em uma floresta nebulosa em Urubici, Planalto Catarinense. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 42, n. 103, p. 439-450, 2014.

MARTINELLI, G.; MORAES, M. A. **Livro vermelho da flora do Brasil.** 1. ed. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013, 1100 p.

MARTINS-RAMOS, D. *et al.* Florística de Floresta Ombrófila Altomontana e Campos em Urupema, Santa Catarina, Brasil. **Rev. Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 9, n.2, p. 156-166, 2011.

MELO, A. C. G.; MIRANDA, D. L. 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. **Árvore**, Viçosa, MG, v. 31, n. 2, p. 321-328, 2007.

MEYER, L. *et al.* Regeneração natural da Floresta Ombrófila mista em Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASER, A. L.; LINGNER, D. V. (eds.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, vol. III, Floresta Ombrófila Mista.** Blumenau: Edifurb, 2013a, p. 191-212.

MEYER L. *et al.* Fitossociologia do componente arbóreo/arbustivo da Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASER, A. L.; LINGNER, D. V. (eds.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, vol. III, Floresta Ombrófila Mista.** Blumenau: Edifurb, 2013b, p. 157-189.

OKSANEN, J. *et al.* **Vegan:** Community Ecology Package. Disponível em: Acesso em: 03 de outubro de 2019.

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

ONOFRE, F. F.; ENGEL, V. L. Retirada de árvores de eucalipto para favorecer a regeneração natural da Floresta Ombrófila Densa. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. (org.). **Manejo**

adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas. São Paulo: Paginas & Letras Editora e Gráfica, 2013. p. 31-34.

POTTER, R. O. *et al.* **Solos do Estado de Santa Catarina.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, n. 46, 2004.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. **QGIS Geographic Information System.** Open Source Geospatial Foundation Project, 2016.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R:** A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, 2019. Disponível em: Acesso em: 03 de outubro de 2019.

RECH, C. C. C. *et al.* Avaliação da restauração florestal de uma APP degradada em Santa Catarina. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 22, n. 2, p. 194-203, 2015.

REIS, A.; KAGEYAMA, P. Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Eds.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** Botucatu: Fundação de Estudo e Pesquisas Agrícolas e Florestais; 2003. p. 91-110.

RODERJAN, C. *et al.* As unidades fitogeográficas do Paraná. **Ciência e Ambiente**, Santa Maria, v. 24, p. 75-92, 2002.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica:** referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009, 256 p.

SALAMI, G. *et al.* Avaliação dos aspectos florísticos e estruturais de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista influenciado por sucessivas rotações de espécies florestais exóticas. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 14, n.1, p. 7-14, 2015.

SÃO PAULO. Resolução SMA nº 32, de 03 de abril de 2014. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo.** São Paulo, SP, p. 36-37, 2014.

SÃO PAULO. Portaria CBRN 01/2015. Estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica. **Diário Oficial do Estado de São Paulo.** São Paulo, SP, p. 46-46, 2015.

SCARIOT, E. C.; REIS, A. Riqueza e estrutura florística de corredores ciliares em regeneração natural no planalto norte catarinense, Sul do Brasil. **Perspectiva**, Erechim, v. 34, n. 125, p. 53-65, 2010.

SCHORN, L. A. *et al.* Avaliação de técnicas para indução da regeneração natural em área de preservação permanente sob uso anterior do solo com *Pinus elliottii*. **Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 2, p. 281-294, 2010.

SECCO, R. T.; ACRA, L. A.; CARAIOLA, M. Regeneração natural em área de corte raso de *Pinus taeda* L. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 29, n.1, p. 208-220, 2019.

SEVEGNANI, L.; VIBRANS, A. C.; GASPER, A. L. Considerações finais sobre a Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L.; LINGNER, D. V. (eds.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, vol. III, Floresta Ombrófila Mista**. Blumena: Edifurb, 2013, p. 275-278.

SILVA, R. A. R.; MAZON, J. A.; WATZLAWICK, L. F. Distribuição espacial de táxons anemocóricos e zoocóricos em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 39, p. 1-10, 2019.

SMITH, L. B.; DOWNS, R. J. Solanáceas. In: P.R. Reitz (ed.). **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1966, pp. 1- 321.

SPG/SC. **Fotos aéreas do ano de 1957**. Secretaria de Estado de Planejamento, Santa Catarina, 2019.

STEDILLE, L. I. B. *et al.* Passive restoration of mixed ombrophilous forest a decade after forest plantation removal in the South of Brasil. **Floresta**, Curitiba, v. 48, n. 4, p. 523-534, 2018.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forest using multiple reference ecosystem. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 3, p. 238–251, 2015.

THOMAS, P. *Araucaria angustifolia*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T32975A2829141, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T32975A2829141.en>> Acesso em: 15 ago 2019.

TRES, D. R.; REIS, A. Técnicas nucleadoras na restauração de floresta ribeirinha em área de Floresta Ombrófila Mista, Sul do Brasil. **Biota**, Florianópolis, v. 22, n. 4, 2009, p. 59-71.

VAN DER PIJL L. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlim: Springer-Verlag; 1982.

VIEIRA, E. M.; IOB, G. Dispersão e predição de sementes de araucária (*Araucaria angustifolia*). FONSECA, C. R.; SOUZA, A. F.; LEAL-ZANCHET, A.M.; DUTRA, T.; GANADE, G. (Eds.) **Floresta de Araucária: Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável**. Ribeirão Preto: Editora Holos, 2009, p. 85-95.

4 CAPÍTULO II – ATRIBUTOS FÍSICO-QUÍMICOS DO SOLO COMO INDICADORES ECOLÓGICOS DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM ÁREAS PÓS-COLHEITA DE *Pinus sp.*

RESUMO

Este estudo foi realizado em Áreas de Preservação Permanente anteriormente ocupadas por *Pinus sp.*, localizadas em Ponte Alta do Norte, Santa Catarina, Brasil. O objetivo foi relacionar os indicadores de qualidade do solo (atributos físico-químicos) aos padrões florísticos-estruturais da regeneração natural, obtidos por meio dos indicadores ecológicos propostos pela Resolução SMA 32/2014. O levantamento dos indicadores ecológicos e das variáveis edáficas (atributos físico-químicos do solo) foi realizado em 19 parcelas permanentes (25 m x 4 m). Para os indicadores ecológicos e variáveis edáficas, foram calculados a média e o desvio padrão de cada variável. A interpretação dos valores dos atributos físico-químicos do solo foi realizada pela comparação com valores definidos na literatura. Realizou-se a ordenação dos dados de composição florístico-estrutural da regeneração natural e das parcelas por meio de análise NMDS (*Nonmetric multidimensional scaling*) e plotadas *a posteriori* as variáveis edáficas e indicadores ecológicos significativos ($p < 0,05$). A interpretação dos atributos químicos do solo indicou ocorrência de solos ácidos, pouco férteis, ricos em matéria orgânica e com elevada saturação por alumínio. A resistência do solo à penetração apresentou valor abaixo do limite considerados crítico para o desenvolvimento das raízes das plantas (2,5 Mpa), com exceção de algumas parcelas. Os valores superiores ao limite crítico, possivelmente, estão relacionados a pouca profundidade do solo nestas áreas. Na ordenação NMDS, as variáveis edáficas significativas e com maior correlação com a composição florístico-estrutural da vegetação foram a umidade gravimétrica, o pH e o teor de argila, condicionantes de um gradiente edáfico de umidade do solo, acidez e textura entre os ambientes avaliados. Entre os indicadores ecológicos, apenas a cobertura do solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva e o número de espécies nativas regenerantes foram significativas, representando a variação fisionômica da vegetação ao longo de um gradiente sucessional. A presença deste gradiente evidencia a ocorrência de diferentes estágios sucessionais no processo de restauração, associados, entre outros fatores, às variações nas condições edáficas, que influenciam na riqueza de espécies e no desenvolvimento da cobertura do solo entre os ambientes. As variáveis edáficas mostram-se bons indicadores para o monitoramento do processo de restauração florestal nestas áreas. Assim, devem ser considerados para o monitoramento da restauração, pois sintetizam de forma

eficiente variações ambientais que influenciam nos padrões da vegetação, viabilizando ações de restauração no contexto local.

Palavras-chave: Variáveis edáficas. Análise multivariada. Gradientes ambientais.

ABSTRACT

This study was carried out in Permanent Preservation Areas previously occupied by *Pinus* sp., located in Ponte Alta do Norte, Santa Catarina, Brazil. The objective was to relate the soil quality indicators (physical-chemical attributes) to the floristic-structural patterns of natural regeneration, obtained through the ecological indicators of the Resolution SMA 32/2014. The survey of the ecological indicators and the edaphic variables (physical-chemical attributes of the soil) was carried out in 19 permanent plots (25 m x 4 m). For ecological indicators and edaphic variables, the mean and standard deviation of each variable were calculated. The interpretation of the values of the physical-chemical attributes of the soil was carried out by means of comparison with values defined in the literature. The floristic-structural composition of natural regeneration and plots data was ordered using NMDS (Nonmetric multidimensional scaling) analysis and plotted *a posteriori* the edaphic variables and significant ecological indicators ($p < 0.05$). The interpretation of the chemical attributes of the soil indicated the occurrence of acidic, poorly fertile soils, rich in organic matter and with high aluminum saturation. The soil resistance to penetration showed a value below the limit considered critical for the development of plant roots (2.5 Mpa), with the exception of some plots. The values above the critical limit are possibly related to the shallow depth of the soil in these areas. In the NMDS ordering, the significant edaphic variables and with the highest correlation with the floristic-structural composition of the vegetation were gravimetric moisture, pH and clay content, which condition a soil moisture gradient, acidity and texture between the evaluated environments. Among the ecological indicators, only soil cover with native tree/shrub vegetation and the number of native regenerating species were significant, representing the physiognomic variation of vegetation along a successional gradient. The presence of this gradient, evidenced the occurrence of different successional stages in the restoration process, associated, among other factors, with variations in edaphic conditions, which determine the richness of species and the development of soil cover between environments. The edaphic variables prove to be good indicators for monitoring the forest restoration process in these areas. So, they must be considered for monitoring the restoration, as they efficiently synthesize environmental variations that influence vegetation patterns, enabling restoration actions in the local context.

Keywords: Environmental variables. Multivariate analysis. Environmental gradients.

4.1 INTRODUÇÃO

Vários ecossistemas florestais são definidos pelas suas condições edáficas, sendo estas essenciais para a definição do tipo de ecossistema a ser restaurado e de seus valores referência (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). A compreensão da influência de variáveis ambientais edáficas sobre os padrões florísticos e estruturais das florestas torna-se fundamental para subsidiar estratégias de restauração (ANSOLIN *et al.*, 2016), fornecendo informações a respeito dos microssítios de ocorrência das espécies e da organização das comunidades vegetais (HIGUCHI *et al.*, 2012; MARCON *et al.*, 2014). Na região fitoecológica da Floresta Ombrófila Mista (FOM), variações na composição florística, estrutura e dinâmica florestal são observadas, principalmente, em função de fatores edáficos, climáticos e do histórico de degradação antrópica dos ambientes de ocorrência desta vegetação (HIGUCHI *et al.*, 2012; KERSTEN; BORGO; GALVÃO, 2015).

Desse modo, a avaliação da qualidade do solo em áreas alteradas torna-se um importante indicador ecológico, visto que o solo consiste em um componente de grande relevância para os ecossistemas, responsável pelo suporte e desenvolvimento da vegetação (REIS *et al.*, 2003), ciclagem de nutrientes, hábitat para organismos edáficos, regulação do ciclo hidrológico, dentre outras funções (BRADY; WEIL, 2013).

A avaliação da qualidade do solo pode ser realizada com base na análise de indicadores ecológicos, que podem incluir parâmetros físico, químicos ou biológicos do solo (CHAER, 2008). Atributos físico-químicos, relacionados à estrutura, fertilidade e matéria orgânica do solo, são sensíveis às alterações ocasionadas no ambiente (HAUSER *et al.*, 2005), sendo descritos como potenciais indicadores para a restauração florestal (MORAES; CAMPOLLO; FRANCO, 2010; MENDES *et al.*, 2018). Estes atributos, quando associados a outros aspectos da dinâmica florestal, tornam-se eficientes para o planejamento da restauração florestal, viabilizando o reestabelecimento da funcionalidade do ecossistema degradado (ROCHA *et al.*, 2015).

Apesar de sua relevância, estes indicadores são pouco evidenciados em projetos de restauração florestal (REIS *et al.*, 2003). Para o domínio Mata Atlântica, em estudo de revisão de das últimas três décadas, Oliveira e Engel (2017) encontraram apenas seis trabalhos que utilizaram as propriedades físico-químicas do solo no contexto da restauração florestal. Mendes *et al.* (2018) verificaram que menos de 50% dos estudos sobre restauração realizados na Mata Atlântica consideram indicadores de qualidade do solo. Estes autores destacam que indicadores importantes como o pH, a textura do solo, matéria orgânica e o teor de água são fáceis e baratos

de mensurar e devem ser incluídos de forma rotineira em projetos de restauração, pois expressam eficientemente a recuperação de serviços ecossistêmicos importantes como o sequestro de carbono e o regulamento hidrológico.

Frente ao exposto, o objetivo deste estudo foi relacionar os indicadores de qualidade do solo (atributos físico-químicos) aos padrões florísticos-estruturais da regeneração natural, obtidos por meio dos indicadores ecológicos da resolução SMA 32/2014, em áreas em processo de restauração florestal pós-colheita de *Pinus* sp. Espera-se que: 1) Os atributos físico-químicos do solo apresentem influência sobre os padrões florístico e estruturais da regeneração natural amostrados por meio dos indicadores ecológicos da resolução SMA 32/2014; 2) As propriedades físico-químicas do solo sejam bons indicadores para avaliar o avanço do processo de restauração nas áreas estudadas.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Caracterização da área de estudo

Este estudo foi realizado em Áreas de Preservação Permanente (APP) anteriormente ocupadas por povoamentos de *Pinus* sp., localizadas na Fazenda Rio das Pedras (FRPE), pertencente à empresa Florestal Rio das Pedras Ltda. A área de estudo está situada no município de Ponte Alta do Norte (27°09'30"S e 50°27'52"O), região serrana do estado de Santa Catarina (Figura 1). O clima da região, segundo a Classificação de Köppen-Geiger, é do tipo Cfb – subtropical úmido e com verões frescos, não apresentando estação seca definida (ALVARES et al., 2013), com temperatura média anual de 15,2 °C e pluviosidade média anual de 1648 mm.

A área de estudo está inserida na formação geológica Serra Geral, com predominância de solos do tipo Cambissolos hápicos, Neossolos litólicos e Nitossolos brunos (POTTER et al., 2004). A vegetação da área de estudo é de Floresta Ombrófila Mista (FOM) (IBGE, 2012). A altitude das áreas de estudo varia entre 991 m e 1125 m, com média de 1069 m, estando inseridas nas formações FOM Montana e FOM Altomontana (IBGE, 2012).

A Fazenda Rio das Pedras possui uma área de 9284,20 ha, dos quais 1345,71 ha correspondem à Área de Preservação Permanente (APP). Destes, 668,57 ha consistem em Áreas de Recuperação Ambiental (ARA's), anteriormente ocupadas por povoamentos de *Pinus* sp. (Figura 1). Os povoamentos de *Pinus* sp. foram retirados destas áreas para atender às exigências previstas na legislação ambiental vigente, mediante à assinatura de Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) estabelecido pelo Ministério Público de Santa Catarina para restauração de

APP's em áreas de silvicultura. Nestas áreas, as APP possuíam faixas marginais de 5 m, conforme estabelecido pela Lei 4.771 de 15 de setembro de 1965, para cursos d'água com até 10 m de largura (BRASIL, 1965). Com as mudanças e alterações realizadas nesta Lei nos anos de 1986 e 1989 - Leis nºs 7.511/1986 e 7.803/1989 (BRASIL, 1986, 1989) e mantidas na atual legislação ambiental vigente - Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012 (BRASIL, 2012), a faixa marginal para composição de APP em cursos d'água com até 10 m de largura passou a ser de 30 m, sendo necessária a adequação ambiental.

A retirada do *Pinus* sp. foi realizada no período entre os anos de 2015 e 2016, sendo este o primeiro ciclo de corte após a implantação dos talhões. A colheita foi realizada de forma mecanizada e manual. Desde então, as áreas foram isoladas para que ocorresse o processo de regeneração natural, sendo realizado o monitoramento contínuo da regeneração de *Pinus* sp. e remoção dos indivíduos por corte. A avaliação das áreas foi realizada durante o ano de 2019, estando as áreas com idades entre três e cinco anos no processo de restauração.

4.2.2 Amostragem

Foram alocadas 19 parcelas permanentes com dimensões de 25 m de comprimento e 4 m de largura, totalizando uma área de 100 m² por parcela. As unidades amostrais foram alocadas de forma aleatória, por sorteio realizado no *software* Quantun Gis® versão 2.18.4 (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2016). Como critério para distribuição das unidades amostrais na área de estudo, utilizou-se uma distância de mínima de 100 m. Para instalação das parcelas, primeiramente foi definida uma linha amostral central de 25 m, com auxílio de uma trena e, na sequência, a largura da parcela foi fixada em 2 m para cada lado desta linha (Figura 2).

4.2.3 Coleta e processamento de dados

4.2.3.1 Coleta de solo

Em cada parcela foram coletadas amostras de solo a uma profundidade de 0-20 cm, com auxílio de um trado holandês (Figura 15 A), sendo cada amostra composta por 15 subamostras coletadas (Figura 15 B) aleatoriamente dentro da parcela, de forma bem distribuída, conforme metodologia proposta pelo Manual de Adubação e de Calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO - SBCS, 2004).

O solo coletado foi devidamente misturado em um recipiente, posteriormente, acondicionado em sacos plásticos e identificado, para posterior realização de análise química.

Figura 15 – Coleta de solo: A) Subamostra de solo coletada com trado holandês (0-20 cm); B) Amostra composta de solo destinada à análise química.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

4.2.3.2 Análise química do solo

As amostras de solo foram encaminhadas para o Laboratório de Análises de Solos, Fertilizantes, Plantas e Corretivos – LabFertil para realização de análise química básica, conforme parâmetros estabelecidos pela SBCS (2004). Foram quantificados o pH em água, P, K, Al, Ca, Mg, Matéria Orgânica (MO), teor de argila e calculados os índices: CTC a pH = 7,0, CTC efetiva, Saturação de Bases da CTC a pH = 7,0 (V) e Saturação por Al (m).

4.2.3.3 Resistência do Solo à Penetração

Para obtenção da Resistência do Solo à Penetração (RP), cada parcela foi dividida em três quadrantes, sendo realizada a leitura de dois pontos em cada quadrante, totalizando seis pontos por parcela. As leituras foram realizadas com auxílio de um penetrômetro digital de esforço manual, modelo Penetrolog PLG1020, da empresa Falker Automação Agrícola. As leituras foram realizadas a profundidade de 0-20 cm, ao longo da linha central de 25 m, distanciados 5 m entre si.

Devido a influência do conteúdo de água no solo nas avaliações de resistência do solo à penetração (REICHERT *et al.*, 2009), realizou-se a coleta de uma amostra de solo (0-20 cm) em cada quadrante, totalizando três amostras por parcela, para determinação da condição de umidade do solo no momento da avaliação. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e identificadas, sendo encaminhadas para o Laboratório de Levantamento e Análise Ambiental da Universidade do Estado de Santa Catarina – CAV/UDESC, para determinação da umidade gravimétrica. Para obtenção da massa úmida, foram pesados 200 g de solo para cada amostra em recipiente de alumínio, com auxílio de uma balança analítica de precisão. Posteriormente, as amostras foram transferidas para estufa a temperatura de 105°C até atingirem peso constante. Após este período, foram novamente pesadas para determinação da massa seca. A umidade de base gravimétrica foi calculada pela equação (5), conforme proposto pelo Manual de Métodos de Análise de Solo (TEIXEIRA *et al.*, 2017):

$$Ug = (Mu - Ms/Ms) \quad (5)$$

Em que:

Ug = Umidade de base gravimétrica (kg kg^{-1});

Mu = Massa úmida (g);

Ms = Massa seca (g).

Devido a elevada variação da umidade gravimétrica do solo (Ug) entre as parcelas, para realização de inferências precisas acerca da compactação dos solos nos ambientes avaliados, os valores de Resistência do solo à Penetração (RP) foram corrigidos a partir de um valor de umidade gravimétrica padronizado (Ug média = $0,527 \text{ kg kg}^{-1}$). A correção dos valores de RP média, RP mínima e RP máxima foi obtida a partir do modelo representado na equação (6):

$$RP_{est} = a * \ln(Ug) + b \quad (6)$$

Em que:

RP_{est} = Resistência do Solo à Penetração estimada (Mpa);

a e b = Parâmetros empíricos de ajuste do modelo;

Ug = Umidade gravimétrica do solo (kg kg^{-1}).

4.2.3.4 Indicadores ecológicos da Resolução SMA 32/2014

A metodologia utilizada para amostragem e avaliação da adequação das áreas em processo de restauração ecológica foi adaptada a partir da Resolução SMA 32/2014 (SÃO PAULO, 2014) e Portaria CBRN 01/2015 (SÃO PAULO, 2015), que estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica no estado de São Paulo. A adoção desta metodologia baseia-se na ausência de uma regulamentação para a avaliação e monitoramento de projetos de restauração ecológica no estado de Santa Catarina. Em cada parcela foram avaliados os indicadores: 1) cobertura de solo com vegetação nativa arbórea/arbustiva; 2) densidade de indivíduos nativos regenerantes; 3) número de espécies nativas regenerantes e; 4) cobertura do solo com vegetação nativa herbácea, descritos no Capítulo I.

4.2.4 Análise de dados

4.2.4.1 Análise química do solo

Foram calculados os valores médios e os desvios padrões dos parâmetros obtidos a partir da análise química de solo: pH em água, P, K, Al, Ca, Mg, Matéria Orgânica (MO), teor de argila, CTC a pH 7,0, CTC efetiva, Saturação de Bases da CTC a pH = 7,0 (V%) e Saturação por Al (m%). A interpretação dos valores obtidos para estes parâmetros foi realizada conforme proposto pela SBCS (2004). Realizou-se, ainda, a comparação destes parâmetros com valores encontrados pelo Mapa de Solos do Estado de Santa Catarina (POTTER *et al.*, 2004) para Cambissolos hápicos, Nitossolos brunos e Neossolos litólicos ocorrentes na região de Ponte Alta do Norte e predominantes na área de estudo.

4.2.4.2 Resistência do solo à penetração

Os dados de resistência do solo à penetração estimada e a umidade gravimétrica do solo foram submetidos a estatística descritiva, sendo apresentados a média e o desvio padrão. Os dados de resistência do solo à penetração observada foram ajustados em relação a resistência à penetração estimada pela equação 6. A qualidade do ajuste foi verificada pelo coeficiente de determinação (R^2). O R^2 varia entre 0 e 1, sendo que quanto mais próximo a 1 indica maior precisão do ajuste da equação (PADOVANI, 2014).

4.2.4.3 Indicadores da resolução SMA 32/2014

Para os indicadores ecológicos Cobertura do solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva – CobA(%), Cobertura do solo com vegetação nativa herbácea – CobH(%), Densidade de indivíduos nativos regenerantes – DI (ind ha⁻¹) e Número de espécies nativas regenerantes – Nsp (nº spp.) foram apresentados os valores médios e o desvio padrão considerando todas as unidades amostrais. Os indicadores ecológicos, juntamente com as variáveis edáficas foram empregados na análise multivariada NMDS.

4.2.4.4 Análise multivariada NMDS (*Nonmetric multidimensional scaling*)

Os dados de composição florístico-estrutural da regeneração natural foram ordenados por meio de análise multivariada NMDS (*Nonmetric multidimensional scaling*), com quatro dimensões, sendo correlacionados com as variáveis edáficas e indicadores ecológicos. Este método de ordenação não paramétrica permite a construção de um diagrama de ordenação dos pontos de uma matriz de semelhança ou dissimilaridade entre pares de objetos em um número específico de dimensões, maximizando a concordância entre as distâncias e os valores de semelhança entre os pontos (MINCHIN, 1987). Para tal, utilizou-se uma matriz com dados de abundância das espécies por parcela, baseada no método de Bray-Curtis. As espécies com menos de cinco indivíduos foram removidas da análise, visto que espécies raras dificultam a interpretação dos dados e acrescentam poucas informações relevantes. A verificação da adequabilidade da ordenação foi avaliada pelo valor *stress*.

As variáveis edáficas e os indicadores ecológicos foram ajustadas *a posteriori*, por meio da função *envfit*, utilizando-se 1000 permutações. O nível de multicoliniaridade das variáveis foi testado pelo Fator de Inflação da Variância (VIF), utilizando-se a função *vifstep* do pacote *usdm* (NAIMI, 2017). As variáveis que apresentaram elevada multicoliniaridade (VIF superior à 10) foram excluídas da análise. As variáveis significativas ($p < 0,05$) e de maior relevância sobre a composição florístico-estrutural da regeneração natural foram plotadas na ordenação na forma de vetores. As análises estatísticas foram realizadas no *software R Studio* (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019), com auxílio do pacote *Vegan* (OKSANEN *et al.*, 2019), para NMDS.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Atributos químicos do solo

O pH das áreas amostradas é considerado muito baixo (Tabela 4), indicando acidez muito alta. Outros estudos também verificaram baixos valores de pH para solos em altitudes superiores à 1000 m em FOM (e.g. ANSOLIN *et al.*, 2016; HIGUCHI *et al.*, 2012, 2013), indicando elevada acidez. Salami *et al.* (2018), em estudo realizado em solos de áreas em regeneração natural pós-colheita de *Pinus* sp. em FOM também verificaram a ocorrência de pH ácido (4,64), corroborando com o resultado obtido neste estudo.

Tabela 4 – Valores médios e interpretação das variáveis edáficas e valores médios dos indicadores ecológicos da Resolução SMA 32/2014 avaliados nas 19 parcelas em áreas de restauração florestal pós-colheita de *Pinus* sp. em Ponte Alta do Norte, SC.

Atributos	Média	DP	Interpretação ¹
pH	4,33	0,21	Muito baixo
Al (cmolc dm ⁻³)	4,88	0,84	Alto
Ca (cmolc dm ⁻³)	0,95	0,41	Baixo
Mg (cmolc dm ⁻³)	0,72	1,32	Médio
CTC (pH 7) (cmolc dm ⁻³)	30,18	5,93	Alto
CTC efetiva (cmolc dm ⁻³)	6,67	1,90	Alto
K (mg dm ⁻³)	50,53	13,67	Baixo
V (%)	5,96	3,99	Muito baixa
MO (%)	8,88	2,11	Alto
Argila (%)	22,47	8,68	Médio
P (mg dm ⁻³)	5,83	1,46	Baixo
m (%)	74,90	12,49	Alto
RP média	1,13	0,50	-
Ug (kg kg ⁻¹)	0,53	0,22	-
CobA (%)	67,00	24,40	-
CobH (%)	97,00	8,30	-
DI (ind ha ⁻¹)	7.553,00	2.341,00	-
Nsp (nº spp)	16,47	6,37	-

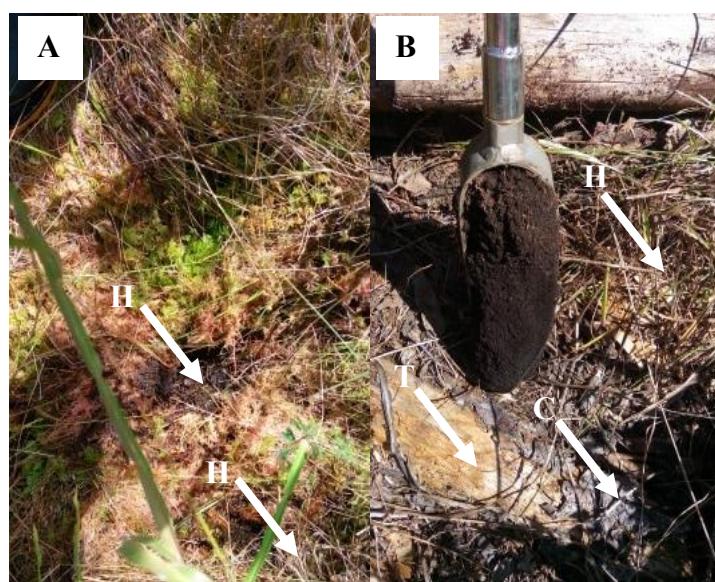
Fonte: Elaborada pelo autor (2020). Legenda: pH = pH em água; Al = alumínio; Ca = cálcio; Mg = magnésio; CTC (pH 7) = CTC a pH 7; CTC efetiva = CTC efetiva; K = potássio; V = saturação por bases; MO = matéria orgânica; Argila = teor de argila; P = fósforo; m = saturação por Alumínio; RP média = resistência do solo à penetração média estimada; Ug = umidade gravimétrica do solo; CobA = cobertura do solo com vegetação nativa arbórea/arbustiva; CobH = cobertura do solo com vegetação nativa herbácea; DI = densidade de indivíduos nativos regenerantes; Nsp = número de espécies nativas regenerantes; ¹ Interpretação dos atributos químicos do solo conforme a SBCS (2004).

O teor de Al foi considerado alto (Tabela 4). Em solos ácidos, elevados teores de alumínio trocável ocasionam toxidez as plantas, inibindo seu crescimento devido ao mal desenvolvimento radicular (YANG; RAO; HORST, 2013). No entanto, em florestas tropicais, características como a alta diversidade, elevada produção de biomassa e adaptações nas

espécies nativas evidenciam que os elevados níveis de Al não afetam seu desenvolvimento (BRUNNER; SPERIZEN, 2013).

Os teores de Ca e Mg são considerados baixo e médio, respectivamente (Tabela 4). Solos com teores de cálcio e magnésio trocáveis menores ou iguais a 2,0 e 0,5 cmolc dm⁻³, respectivamente, são considerados deficientes (SBCS, 2004). Os teores de P e K (Tabela 4) também são considerados baixos. Baixos teores de nutrientes como cálcio, fósforo e potássio e elevados de Al trocável também foram verificados por Salami *et al.* (2018) em áreas em regeneração natural pós-colheita de *Pinus* sp. Estes autores destacam que os teores baixos destes nutrientes e o elevado Al trocável não foram limitantes ao desenvolvimento de espécies arbóreas e arbustivas nativas nas áreas em processo de restauração, visto que a ciclagem de nutrientes ocorrente na serrapilheira tende a aliviar os efeitos da baixa concentração destes nutrientes no solo. Desse modo, infere-se que a camada de biomassa vegetal morta, composta, principalmente, por espécies herbáceas e resíduos de colheita de *Pinus* sp., em algumas parcelas (Figura 16 A e B), contribui para a manutenção e desenvolvimento da vegetação nativa nas áreas avaliadas neste estudo, indicando, ainda, a resiliência do ecossistema em processo de restauração pelo reestabelecimento da ciclagem de nutrientes na interface solo-serrapilheira.

Figura 16 – Acúmulo de biomassa morta sobre o solo: A) Biomassa composta por espécies herbáceas (H) indicada pelas setas; B) Biomassa composta por resíduos de colheita de *Pinus* sp. – troncos (T) e cascas (C) e herbáceas (H), indicada pelas setas.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

O teor de argila (%) foi classificado como de textura média (Tabela 4), indicando que estes solos apresentam proporções semelhantes da fração argila e areia, com capacidade média

de retenção de água e nutrientes (SBCS, 2004). O teor de matéria orgânica (MO%) é considerado alto (Tabela 4), sendo semelhante ao verificado por Higuchi *et al.* (2012) em FOM Montana em altitude de aproximadamente 1000 m ($MO = 8,11 \pm 2,16\%$), e superior ao verificado por Aimi *et al.* (2017) em altitudes inferiores ($MO = 5,9$). Tal diferença possivelmente está relacionado às condições ambientais específicas das florestas em relação a cota atitudinal. Em altitudes elevadas, as condições de baixas temperaturas e elevada umidade diminuem a taxa de decomposição da biomassa, ocasionando maior acúmulo de matéria orgânica nos solos (SCHEER; MOCOCHINSKI, 2009; KELLING; ARAUJO; RORATO, 2019), como é o caso das áreas avaliadas neste estudo, com altitude média de 1100 m. A presença de resíduos de colheita de *Pinus* sp. deixados após a retirada dos indivíduos (Figura 16 B), em algumas parcelas, também pode ter contribuído para os elevados teores de matéria orgânica verificados e, consequentemente, para a elevada acidez e teor de Al.

A CTC Á pH 7 e a CTC efetiva apresentaram valores altos (Tabela 4), superior à 15,0 $\text{cmol}_C \text{ dm}^{-3}$ e 4,0 $\text{cmol}_C \text{ dm}^{-3}$, respectivamente (SBCS, 2004; SOBRAL *et al.*, 2015). Estes autores destacam que valores altos de CTC à pH 7 indicam a presença de argilominerais 2:1 na fração argila do solo, caracterizando solos pouco intemperizados. Além disso, os elevados valores de CTC a pH 7 verificados neste estudo possivelmente são resultados do elevado teor de matéria orgânica nos solos amostrados. De acordo com Ronquim (2010), a matéria orgânica apresenta elevada contribuição para a CTC total (CTC a pH 7), sendo superior à contribuição da fração mineral do solo. O referido autor ainda destaca que em solos com elevada matéria orgânica geralmente a CTC total é elevada.

A saturação por alumínio (m%) é considerada alta, enquanto que a saturação por bases (V%) é considerada muito baixa (Tabela 4). A saturação por bases (V%) inferior a 50% indica que os solos avaliados são distróficos, ou seja, pouco férteis, sendo deficientes, principalmente, em cálcio e potássio. De acordo com Ronquim (2010), solos distróficos com baixos teores de cálcio, magnésio e potássio, saturação por alumínio (m%) superior à 50% e teor de alumínio trocável superior a 3 $\text{mmol}_C \text{ dm}^{-3}$ são classificados como solos álicos, ou seja, muito pobres.

De modo geral, os atributos químicos do solo apresentaram valores similares aos verificados para Cambissolos háplicos, Nitossolos brunos e Neossolos litólicos ocorrentes na região de Ponte Alta do Norte, pelo Mapa de Solos do estado de Santa Catarina (POTTER *et al.*, 2004) e predominantes nas áreas amostradas. Os referidos autores destacam que estes solos, em condições naturais, são fortemente ácidos ($\text{pH} < 5,0$), com elevados teores de matéria orgânica (superiores à 6%), elevada saturação por Al, elevada CTC nas camadas superficiais, baixa saturação por bases e elevado teor de argila ($> 50\%$), caracterizando-se pela baixa

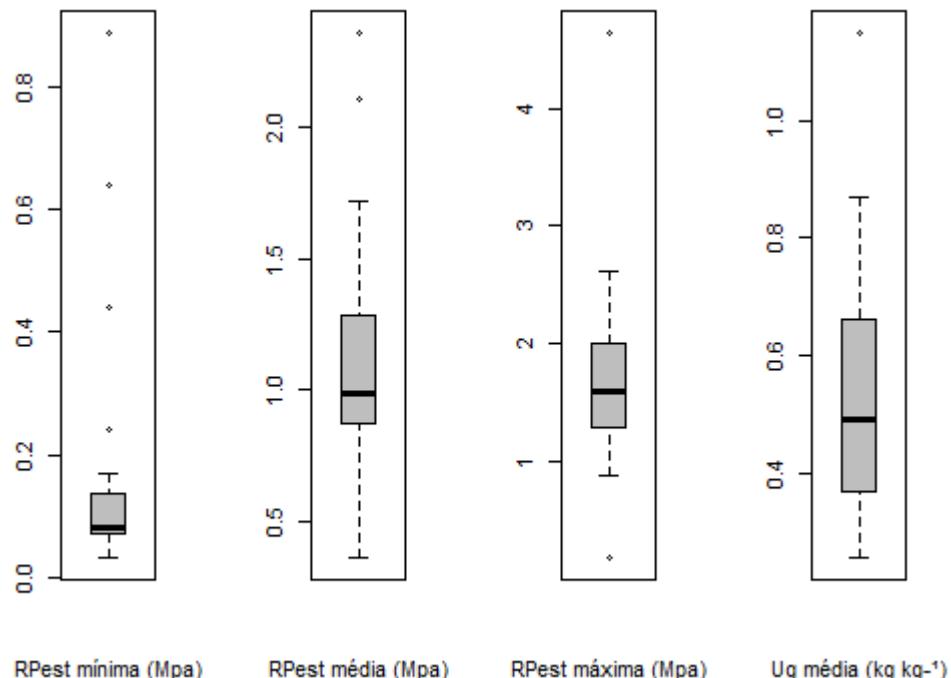
fertilidade natural. Somente os teores de argila apresentaram valores inferiores aos verificados para estas classes de solos, estando associados à possíveis variações na composição mineral do material de origem do solo entre os ambientes avaliados.

As condições edáficas das áreas em processo de restauração estão em conformidade com os padrões observados para florestas em altitudes superiores. Essas formações geralmente apresentam solos pouco desenvolvidos, com elevada acidez, altos teores de matéria orgânica e baixa saturação por bases, além de elevada saturação por alumínio trocável (SCHEER; CURCIO; RODERJAN, 2011). Tais características do solo são importantes no contexto da recuperação de áreas degradadas, pois são determinantes na distribuição florística e estrutural destas florestas (MARCON *et al.*, 2014).

4.3.2 Resistência do solo à penetração

Os valores de RP média estimados variaram de 0,36 Mpa a 2,36 Mpa (Figura 17) entre as unidades amostrais, em condição de umidade gravimétrica padronizada (U_g média = 0,527 $kg\ kg^{-1}$).

Figura 17 – Estatística descritiva da Resistência do Solo à Penetração estimada e Umidade Gravimétrica do Solo para áreas em processo de restauração florestal pós-colheita de *Pinus* sp., Ponte Alta do Norte, SC, Brasil.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020). Legenda: RPest mínima = Resistência do solo à penetração mínima estimada (Mpa); RPest média = Resistência do solo à penetração média estimada (Mpa); RPest máxima = Resistência do solo à penetração máxima estimada (Mpa); Ug média = Umidade gravimétrica do solo média (kg kg⁻¹).

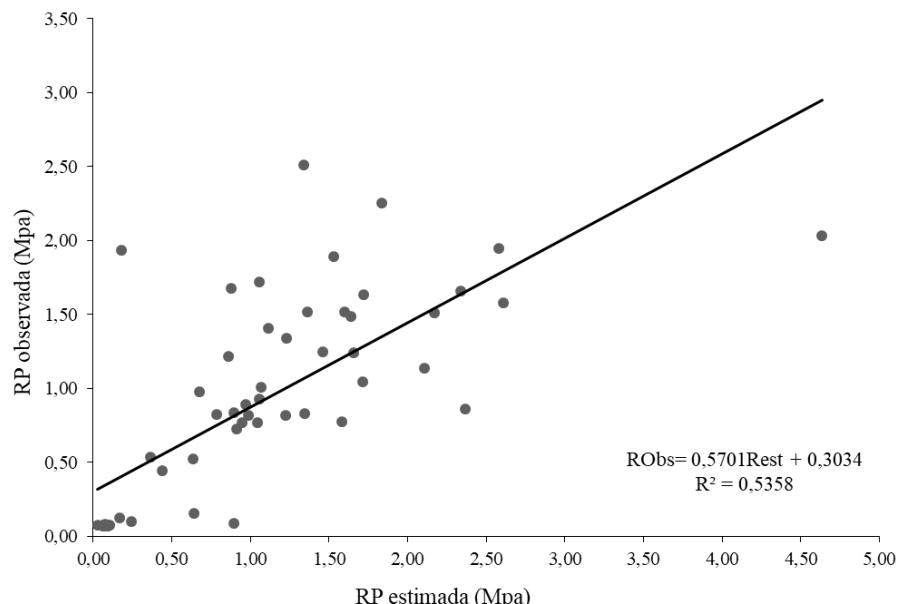
Todos os valores de RP média estimados estão abaixo do limite considerado crítico para o crescimento radicular das plantas, de 2,5 Mpa, conforme definido por Greacen e Sands (1980). No entanto, observa-se a ocorrência de valores estimados de RP máxima (Figura 17) acima do limite crítico para o crescimento radicular nas parcelas 1, 2 e 4, indicando possíveis limitações ao desenvolvimento radicular das plantas nestas áreas. Os valores máximos de RP foram observados em maior profundidade, entre 15 e 20 cm. A ocorrência de valores de RP máxima limitantes em profundidade, possivelmente, estão relacionados a colheita mecanizada do *Pinus* sp. realizada nestas áreas, comportamento também verificado por outros autores. Lopes *et al.* (2015) em estudo realizado em áreas sob colheita mecanizada de *P. taeda* observaram aumento da RP, acima do limite crítico para o crescimento radicular das plantas, na camada do solo a partir dos 10 cm de profundidade. Reichert *et al.* (2018) ao avaliar o efeito da colheita mecanizada de *P. taeda* em solos argilo-arenosos na região sul do Brasil, também observaram a ocorrência de valores de resistência a penetração acima do limite crítico nas camadas subsuperficiais do solo, até uma profundidade de 40 cm, corroborando com o observado neste estudo. Os referidos autores evidenciam que além da intensidade do tráfego de máquinas,

fatores como a textura do solo e variações do teor de umidade podem influenciar no grau de compactação do solo. Os valores de RP mínima estimados variaram entre 0,03 Mpa e 0,89 Mpa (Figura 17) e foram observados nas camadas superficiais do solo (0 a 5 cm) em todas as unidades amostrais. As parcelas 12, 18 e 19 apresentam RP mínima superior, indicando maior compactação do solo nas camadas superficiais em relação as demais parcelas.

A resistência do solo à penetração aumentou gradualmente em função da profundidade (0-20 cm) para todas as áreas amostradas. A ocorrência de menores valores mínimos de RP na camada superficial (0 a 5 cm) possivelmente está relacionada à maior quantidade de matéria orgânica incorporada ao solo, principalmente composta por resíduos de colheita de *Pinus* sp. e biomassa vegetal morta. Resultado semelhante foi encontrado por Campos e Alves (2006) ao avaliar a RP em solos degradados em processo de recuperação sob regeneração natural, os quais atribuíram os valores inferiores de RP na camada superficial (0 a 5 cm) à incorporação de matéria orgânica no solo promovida pela vegetação regenerante. De acordo com Braida *et al.* (2011), nas camadas superficiais, o comportamento físico-químico do solo é influenciado diretamente pela matéria orgânica do solo. Estes autores destacam que o acúmulo de matéria orgânica, em condições naturais, ocasiona a diminuição da densidade e a ampliação da porosidade do solo, atuando sobre os mecanismos de coesão e adesão e sobre a disponibilidade de água no solo, o que, consequentemente, diminui a resistência do solo às forças de compactação e resistência a penetração de raízes.

Na comparação dos dados observados em campo com os valores estimados de RP, verificou-se que a equação utilizada superestimou os valores (Figura 18). O baixo coeficiente de determinação verificado ($R^2 = 0,5358$) indica que a equação empregada foi capaz de explicar apenas 53,6% da variabilidade da RP. O baixo valor de R^2 possivelmente está associado a elevada variação da umidade gravimétrica do solo entre as unidades amostrais e outros parâmetros físicos dos solos não avaliados, visto que os ambientes estudados apresentam tipos de solos distintos. De acordo com Reichert *et al.* (2009), a resistência à penetração é uma propriedade extremamente variável e dependente das propriedades físicas do solo, como a densidade, o tamanho das partículas e o conteúdo de água do solo.

Figura 18 – Relação entre a resistência do solo à penetração observada e estimada pela equação 6, para áreas em processo de restauração florestal pós-colheita de *Pinus* sp., Ponte Alta do Norte, SC, Brasil.



Fonte: Elaborada pelo autor (2020).

Apesar do histórico silvicultural com *Pinus* sp. nas áreas em processo de restauração avaliadas neste estudo, os solos amostrados apresentaram compactação baixa, apresentando poucas limitações ao crescimento radicular das plantas. Tavares Filho *et al.* (2001) destacam que, mesmo havendo valores de resistência à penetração acima dos limites críticos ao crescimento radicular, se existirem estruturas que permitam a difusão do oxigênio, condições químicas e umidade adequadas, o crescimento das raízes será mantido em pontos de menor resistência. Reichert *et al.* (2009) pontuam que apesar de ser um método eficiente para detecção da compactação de camadas do solo, a resistência à penetração não tem a capacidade de identificar o efeito de poros biológicos e rachaduras no solo, que representam pontos de menor resistência em que as raízes se desenvolvem, mesmo em solos com resistência à penetração elevada.

4.3.3 Análise multivariada NMDS (*Nonmetric multidimensional scaling*)

Os valores médios e desvio padrão das variáveis edáficas e dos indicadores ecológicos utilizados na ordenação NMDS podem ser observados na Tabela 4.

A NMDS apresentou *stress* de 8,77%, indicando que a ordenação é adequada para a interpretação. Considerando a variação do valor de *stress* de 0 a 100%, o baixo valor observado

(< 10%) indica um bom ajuste linear entre as distâncias na ordenação e a matriz de distâncias original, permitindo a realização de inferências com maior confiabilidade (CLARKE, 1993).

As variáveis edáficas Mg (cmolc dm⁻³), CTC efetiva (cmolc dm⁻³), V(%) e MO(%) apresentaram multicolinearidade (VIF > 10) e foram excluídas da análise, pois compartilham elevada quantidade de informações que sobrecarregam a análise, podendo ocasionar instabilidade no modelo e dificuldade na avaliação de variáveis preditoras relevantes (DORMANN *et al.*, 2013). Dentre as demais variáveis utilizadas na ordenação, somente a umidade gravimétrica do solo - Ug (kg kg⁻¹), o pH, o teor de argila (%), a cobertura do solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva - CobA (%) e número de espécies nativas regenerantes - Nsp (nº spp.) apresentaram valores significativos (p<0,05) (Tabela 5).

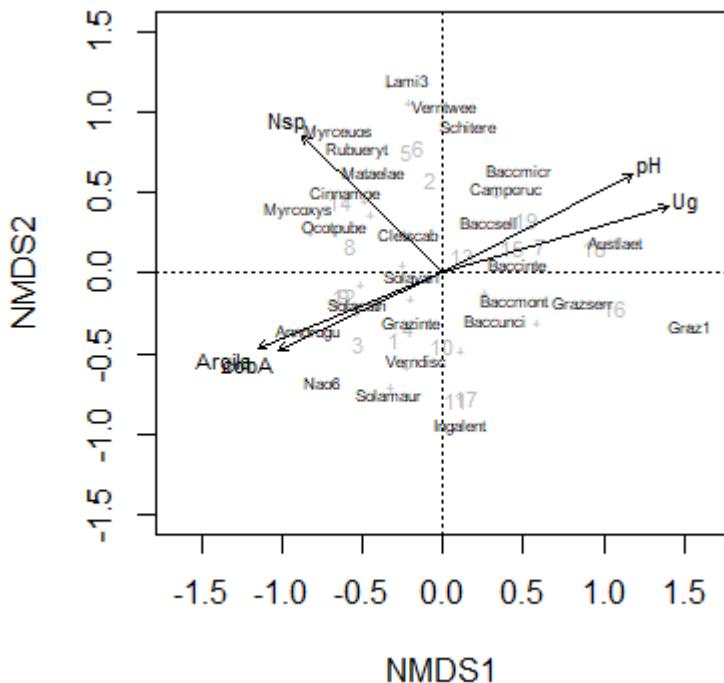
Tabela 5 – Valores de ordenação, correlação (r^2) e nível de significância (p<0,05) das variáveis edáficas e indicadores ecológicos em relação a ordenação dos dados florísticos e estruturais da regeneração natural, na análise NMDS (*Nonmetric Multidimensional Scaling*).

Variáveis	NMDS1	NMDS2	r^2	p-valor
Ug	0,95896	0,28353	0,5239	0,002 *
pH	0,88691	0,46195	0,4337	0,010 *
Argila	-0,92762	-0,37353	0,3760	0,025 *
Nsp	-0,71336	0,70080	0,3655	0,027 *
CobA	-0,90609	-0,42308	0,3092	0,047 *
Al	-0,12712	-0,99189	0,0046	0,966
Ca	-0,99907	-0,04314	0,1002	0,396
m	0,92185	0,38754	0,2132	0,139
CTC(pH 7)	0,10687	-0,99427	0,0465	0,675
K	-0,99810	-0,06159	0,2382	0,094
P	0,00612	0,99998	0,1505	0,280
RP média	0,06584	-0,99783	0,1469	0,306
DI	-0,32949	0,94416	0,0671	0,579
CobH	0,21756	0,97605	0,0694	0,587

Fonte: Elaborada pelo autor (2020). Legenda: Ug = umidade gravimétrica do solo (kg kg⁻¹); pH = pH em água; Argila = teor de argila (%), Nsp = número de espécies nativas regenetantes (nº spp); CobA = cobertura do solo com vegetação arbóreo arbustiva (%), Al = alumínio (cmolc dm⁻³), Ca = cálcio (cmolc dm⁻³), CTC (pH 7) = CTC a pH 7 (cmolc dm⁻³), K = potássio (mg dm⁻³), m = saturação por Al (%), P = fósforo (mg dm⁻³), RP média = resistência média do solo à penetração (Kpa), DI = densidade de indivíduos nativos regenerantes (ind ha⁻¹), CobH = cobertura com vegetação nativa herbácea (%). *Variáveis significativas (p<0,05).

É possível verificar no gráfico (Figura 19), a existência de variação florística-estrutural da regeneração natural em função da heterogeneidade ambiental, representada pelas variáveis edáficas: Ug (kg kg⁻¹), pH, Argila (%) e pelos indicadores ecológicos: CobA (%) e Nsp (nº spp.). Assim, observou-se a formação de um gradiente edáfico e sucessional.

Figura 19 – Distribuição das parcelas e das variáveis edáficas e indicadores ecológicos estudados em áreas em processo de restauração florestal pós-colheita de *Pinus* sp. em Ponte Alta do Norte, SC, na análise NMDS (Nonmetric Multidimensional Scaling).



Fonte: Elaborada pelo autor (2020). Legenda: Ug = Umidade gravimétrica do solo; Argila = Teor de argila; pH = pH; Nsp = Número de espécies nativas regenerantes; CobA = Cobertura do solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva; Annorugu = *Annona rugulosa*; Austlaet = *Austroeupatorium laetevirens*; Baccunci = *Baccharis uncinella*; Baccmont = *Baccharis montana*; Baccinte = *Baccharis intermixta*; Baccsell = *Baccharis selloi*; Baccmicr = *Baccharis microdonta*; Camperuc = *Cam povassouria cruciata*; Cinnamoe = *Cinnamomum amoenum*; Cletacob = *Clethra scabra*; Graz1 = *Grazielia* sp. 1; Grazinte = *Grazielia intermedia*; Grazserr = *Grazielia serrata*; Ingalent = *Inga lenticifolia*; Lami3 = *Lamiaceae* sp.3; Mataelae = *Matayba elaeagnoides*; Myrceuos = *Myrceugenia euosma*; Myrcoxys = *Myrceugenia oxysepala*; Nao6 = Não identificada sp. 6; Ocotpube = *Ocotea puberula*; Rubueryt = *Rubus erythroclados*; Schitere = *Schinus terebinthifolia*; Solacath = *Solanum sanctae-cathariniae*; Solamaur = *Solanum mauritianum*; Solavari = *Solanum variabile*; Verndisc = *Vernonanthura discolor*; Verntwee = *Vernonanthura tweediana*.

O eixo NMDS1 apresentou variações associadas, principalmente, à umidade do solo (Ug), à acidez (pH) e à textura do solo (Argila), indicando um gradiente edáfico. Do lado direito do diagrama, encontram-se as áreas de solos menos ácidos, com maior umidade e menor teor de argila, representados pelas parcelas 7, 11, 13, 15, 16, 17, 18 e 19. Nestas áreas, destacam-se as espécies *Grazielia serrata* (Spreng.) R.M.King & H.Rob., *Grazielia* sp.1, *Austroeupatorium laetevirens* (Hook. & Arn.) R.M.King & H.Rob., *Cam povassouria cruciata* (Vell.) R.M.King & H.Rob. e espécies do gênero *Baccharis* (e. g. *Baccharis uncinella* DC., *Baccharis montana* DC., *Baccharis selloi* Baker). No lado oposto do gradiente, à esquerda do diagrama, encontram-se as áreas de solo mais ácido, menor umidade e teores de argila mais elevados, representados pelas parcelas 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 10, 12 e 14, onde predominam *Annona rugulosa* (Schldl.)

H.Rainer, *Solanum sanctae-catharinae* Dunal, *Grazielia intermedia* (DC.) R.M.King & H.Rob., *Vernonanthura discolor* (Spreng.) H.Rob., *Solanum mauritianum* Scop., *Ocotea puberula* (Rich.) Nees, dentre outras. A ocorrência de gradientes edáficos que influenciam nos padrões florístico-estruturais tem sido relatada por outros autores em estudos realizados na FOM, principalmente em resposta ao pH e ao teor de argila (HIGUCHI *et al.*, 2012, 2013, 2016; RODRIGUES *et al.*, 2016; SILVA *et al.*, 2016; BARROS *et al.*, 2018), representando variações na acidez, textura e fertilidade dos solos.

Ainda no eixo NMDS1, verifica-se a variação da cobertura de solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva (CobA), representando a variação fisionômica da vegetação ao longo de um gradiente sucessional. Observa-se o predomínio de espécies pioneiras nas áreas com menor cobertura de solo por vegetação arbóreo/arbustiva, à direita no diagrama (e. g. parcelas 15, 16 e 19), com destaque para espécies dos gêneros *Baccharis* e *Grazielia*. Nas áreas com maior cobertura de solo arbóreo/arbustiva, à esquerda no diagrama (e. g. parcelas 1, 5 e 8), verifica-se uma tendência de ocorrência de maior riqueza de espécies, com a presença de espécies pioneiras dos gêneros *Solanum* e *Vernonanthura*, secundárias iniciais (e. g. *A. rugulosa*, *O. puberula*, *Myrceugenia euosma* (O.Berg) D.Legrand) e tardias (e. g. *Cinnamomum amoenum* (Nees & Mart.) Kosterm. e *Matayba elaeagnoides* Radlk.).

A maior cobertura de solo por vegetação arbóreo/arbustiva observada nas áreas à esquerda no diagrama promove condições ideais para o estabelecimento de espécies características de estágios mais avançados de sucessão, que apresentam menor exigência em luz, desenvolvendo-se bem em condições de sub-bosque. A cobertura promovida pela copa das árvores e arbustos é responsável por alterações no micro-habitat interno da floresta, que são determinantes na seleção da composição florística-estrutural da comunidade (MELO; MIRANDA; DURIGAN, 2007), permitindo o estabelecimento de outros grupos de plantas, menos exigentes em luz, como é caso das espécies secundárias iniciais e tardias (ALMEIDA, 2016). Outros autores também verificaram influência da cobertura de dossel em estudos realizados na FOM. Higuchi *et al.* (2015), ao avaliarem a relação de variáveis ambientais com o componente regenerativo, verificaram que a cobertura de dossel apresenta influência significativa sobre a regeneração natural, evidenciando a importância da luminosidade no estabelecimento dos regenerantes. Em outro estudo, Higuchi *et al.* (2013) verificaram influência desta variável sobre a vegetação arbórea, destacando que este é um padrão comum em Florestas Ombrófilas do Domínio Atlântico.

O eixo NMDS2 apresentou as variações associadas ao número de espécies nativas regenerantes (Nsp). As parcelas localizadas na parte superior esquerda do diagrama apresentam

a maior riqueza de espécies regenerantes (representadas, principalmente, pelas parcelas 2, 5 e 6). Nestes ambientes, destacam-se *Vernonanthura tweediana* (Baker) H.Rob., *M. elaeagnoides*, *M. euosma*, *Rubus erythroclados* Mart. ex Hook.f., dentre outras. No lado oposto, as parcelas 7, 15 e 16 apresentam baixa riqueza de espécies, estando associadas às espécies pioneiras dos gêneros *Baccharis* e *Grazielia*. A variação de riqueza de espécies está relacionada ao gradiente de cobertura do solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva sintetizado pelo eixo NMDS1, sendo um indicativo da evolução do processo de sucessão promovido pela cobertura de dossel.

Diferentes fatores podem refletir na formação dos gradientes observados na ordenação (Figura 19), dentre os quais pode-se destacar principalmente as variações edáficas associadas à topográficas, as diferentes idades das áreas em processo de restauração e a influência de fatores relacionados à paisagem.

A formação de gradiente edáfico nas áreas avaliadas, possivelmente, é reflexo da ocorrência de um gradiente topográfico. Apesar das variáveis topográficas não terem sido mensuradas, a partir de observações realizadas em campo foi possível verificar que as parcelas à direita no gradiente estão localizadas em áreas planas do terreno, próximas à cursos d'água e ambientes úmidos (banhados), enquanto que as parcelas à esquerda no gradiente predominam em áreas de encosta. Segundo Rodrigues *et al.* (2007), variáveis edáficas associadas a textura e fertilidade do solo variam em função da topografia e influenciam na distribuição e abundâncias das espécies. Em áreas ciliares na FOM, fatores como a inclinação do terreno e a influência do lençol freático são determinantes para a composição florística destes ambientes (KELLING; ARAUJO; RORATO, 2019). Desse modo, infere-se que os maiores teores de umidade observados nas parcelas à direita do gradiente, possivelmente resultam de influências de águas subterrâneas, ocasionada pela topografia plana, pouca profundidade dos solos e proximidade com os ambientes úmidos, tornando estes solos com características próximas ao hidromorfismo.

Variações na composição florística em função da umidade do solo foram descritas por Reitz e Klein (1966) para a FOM. Estes autores destacam a colonização por *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze associada à *Clethra scabra* Pers., *Schinus terebinthifolia* Raddi, *Ilex dumosa* Reissek e outras espécies em áreas de encosta com solos mais enxutos, enquanto que em áreas de depressão do terreno com maior retenção de água e solos úmidos, a colonização ocorre incialmente por espécies pioneiras higrófitas, com posterior estabelecimento de *A. angustifolia* e outras espécies. Tais observações corroboram com os resultados observados no presente estudo, onde espécies pioneiras pouco exigentes quanto às condições físicas do solo predominaram nos ambientes com solo mais úmido. Higuchi *et al.* (2014) verificaram a variação da drenagem do solo em relação a topografia do terreno em FOM, estando os

ambientes bem drenados localizados em áreas mais elevadas do terreno e os mal drenados associados a locais planos próximos à cursos d'água, corroborando com o verificado neste estudo. Estes autores destacam que a saturação hídrica do solo influencia na composição florístico-estrutural da comunidade arbórea e também na riqueza de espécies, podendo ser seletiva ao estabelecimento de algumas espécies.

Considerando as condições de umidade do solo nas áreas localizadas à direita do gradiente, infere-se que estas, possivelmente, apresentam trajetórias sucessionais distintas das demais, inseridas em condições de solos mais bem drenados. Em ambientes onde a umidade é um fator determinante, as espécies finais de sucessão geralmente são aquelas adaptadas às condições de encharcamento do solo, mesmo que apresentem características inerentes aos estágios iniciais de sucessão, como crescimento rápido e baixa densidade da madeira (IVANAUSKAS *et al.*, 1997), sendo uma exceção à regra na evolução do processo de sucessão, onde espera-se um aumento gradual na riqueza de espécies e da complexidade estrutural da floresta.

A formação do gradiente sucessional associado à cobertura arbóreo/arbustiva além de refletir variações ambientais edáficas e topográficas, pode estar relacionado a variação de idade das áreas no processo de restauração, compreendidas entre 3 e 5 anos. Possivelmente, áreas com maior cobertura arbóreo/arbustiva apresentam idades mais avançadas do processo de restauração e, consequentemente, estádios sucessionais mais avançados. De acordo com Chazdon (2016), a formação de cobertura de dossel e de um estrato regenerante no sub-bosque caracterizam o estágio secundário inicial de sucessão ecológica, que se inicia aproximadamente após cinco anos do processo de regeneração. O referido autor destaca que o estágio pioneiro se caracteriza pela ocorrência de poucas espécies de crescimento rápido e exigentes em luz, com predomínio do componente herbáceo-arbustivo e, ocorre somente nos anos iniciais da sucessão, estando de acordo com o observado neste estudo.

A variação da riqueza de espécies observada no eixo NMDS2 reflete as variações do gradiente sucessional. De acordo com Chazdon (2013), a regeneração em florestas tropicais apresenta incremento gradual na riqueza de espécies em resposta à progressão dos estágios sucessionais e melhorias na estrutura e funcionalidade do ecossistema. Melhorias em atributos do solo como a textura, retenção de umidade e fertilidade ocorrem gradativamente com a evolução do processo de restauração florestal. Condições adequadas destas variáveis permitem a colonização dos ambientes por espécies menos tolerantes à estresses ocasionados por fatores edáficos e mais tolerantes ao sombreamento (CHAZDON, 2016), o que possibilita um aumento na riqueza de espécies regenerantes. Desse modo, destaca-se que a maior riqueza de espécies

verificada nos ambientes com maior cobertura arbórea/arbustiva possivelmente seja um indicativo de melhores condições edáficas e microclimáticas e do restabelecimento da funcionalidade do ecossistema promovido pela evolução da sucessão ecológica.

Fatores paisagísticos, como a proximidade com a vegetação nativa adjacente e a dispersão de propágulos também podem influenciar na riqueza de espécies regenerantes. As parcelas com menor riqueza de espécies estão inseridas em áreas predominantemente abertas, com matriz predominante de povoamento de *Pinus* sp. em idades jovens e no entorno de banhados e cursos d'água. Essas características, possivelmente, dificultam a dispersão nestes ambientes, devido a maior distância das fontes de propágulos e a tendência de menor dispersão zoocórica em ambientes abertos. Em contrapartida, as parcelas com maior riqueza de espécies estão inseridas em locais com maior cobertura arbórea/arbustiva e matriz predominante de povoamentos de *Pinus* sp. em idades avançadas e com maior conectividade à vegetação nativa adjacente. Assim, supõe-se que a maior proximidade com as fontes de propágulos e a maior permeabilidade da paisagem para circulação de fauna dispersora facilita o processo de dispersão de espécies zoocóricas, principalmente secundárias e tardias, que contribuem para uma maior riqueza de espécies. Em estágios iniciais de sucessão, a proximidade com a vegetação nativa adjacente e a conectividade da paisagem são preditores do processo de restauração, pois possibilitam o desenvolvimento de florestas mais desenvolvidas e com maior diversidade de espécies em relação a locais abertos e distantes de fontes de propágulos, onde geralmente predominam espécies arbustivas pioneiras (ROBINSON *et al.*, 2015).

Em síntese, os indicadores ecológicos cobertura de solo com vegetação nativa arbórea/arbustiva – CobA (%) e número de espécies nativas regenerantes – Nsp (nº spp.) mostraram-se importantes para a descrição da evolução do processo de sucessão ecológica nas áreas em restauração avaliadas, pois refletem a heterogeneidade ambiental, permitindo a avaliação da vegetação em condições ambientais e estágios sucessionais distintos. As propriedades físico-químicas do solo também são importantes descritoras do processo de restauração florestal nestas áreas, pois permitem a realização de inferências sobre a composição florístico-estrutural e funcionalidade do ecossistema em restauração, permitindo, ainda, a definição de estratégias locais para a promoção da restauração ecológica. Estes atributos consistem em bons indicadores da qualidade do solo e do processo de restauração florestal, com destaque para os atributos edáficos: umidade gravimétrica, teor de argila e pH.

Mediante inferências realizadas sobre os atributos edáficos, verifica-se a possibilidade de determinadas áreas avaliadas neste estudo nunca evoluírem para florestas maduras, como esperado no processo de sucessão ecológica, com características de elevada riqueza de espécies

e complexidade florístico-estrutural, devido as condições edáficas limitantes, com ênfase para a umidade do solo. Assim, ressalta-se a necessidade de avaliações complementares de atributos morfológicos do solo nestes ambientes, buscando a melhor caracterização de possíveis condições limitantes associadas ao hidromorfismo. Ademais, destaca-se a importância da consideração das influências edáficas que condicionam o desenvolvimento da vegetação no planejamento da restauração florestal, principalmente para a definição da trajetória sucessional do ambiente restaurado e para atestar a recomposição da vegetação.

4.4 CONCLUSÕES

Os atributos físico-químicos do solo apresentaram influencia sob os padrões florístico-estruturais da regeneração natural em áreas pós-colheita de *Pinus* sp., formando um gradiente edáfico entre os ambientes avaliados, baseado na variação de umidade, textura e acidez do solo. Estes atributos são bons indicadores do processo de restauração florestal nestes ambientes, com destaque para a umidade gravimétrica do solo, o pH e o teor de argila, e devem ser considerados para o monitoramento de áreas em processo de restauração, visto que refletem a evolução e possíveis limitações no processo de restauração. No entanto, não se descarta a avaliação de outras variáveis edáficas (e.g. atributos físicos, morfológicos e biológicos), que também são importantes indicadores das condições edáficas e do processo de restauração, e devem ser incluídas em outros estudos.

As variações edáficas contribuíram para compreensão de trajetórias sucessionais distintas entre os ambientes avaliados, em função de fatores limitantes, como a umidade do solo. Assim, o entendimento de influências edáficas que condicionam o desenvolvimento da vegetação é essencial para estudos e projetos de restauração, permitindo um planejamento adequado e a definição da trajetória sucessional do ambiente restaurado. Do mesmo modo, os indicadores ecológicos de cobertura do solo com vegetação nativa arbórea/arbustiva e número de espécies nativas regenerantes, descrevem de forma eficiente as variações ambientais edáficas que influenciam no processo de sucessão ecológica nas áreas avaliadas, refletindo de forma eficiente a influência de fatores ambientais no processo de restauração.

REFERÊNCIAS

- AIMI, S. C. *et al.* Estrutura horizontal e influência de características do solo em fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Nativa**, Sinop, v. 5, n. 2, p. 151-156, 2017.
- ALMEIDA, D. S. Alguns princípios de sucessão natural aplicados ao processo de recuperação. In: **Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. 3 ed. Ilhéus, BA: Editus, 2016, p. 48-75.
- ALVARES, C. A. *et al.* Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- 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, n.2, p. 1-20, 2016.
- ANSOLIN, R. D. *et al.* Heterogeneidade ambiental e variação florístico-estrutural em um fragmento de floresta com araucária na Coxilha Rica – SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 4, p. 1201-1210, 2016.
- BARROS, M. F. *et al.* Soil attributes structure plant assemblages across na Atlantic Forest mosaic. **Plant Ecology**, v. 11, n.4, p. 613 - 622, 2018.
- BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 686 p.
- BRAIDA, J. A. *et al.* Matéria orgânica e seu efeito na física do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 7, p. 221-278, 2011.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Restauração Florestal**. 1. ed. São Paulo: Oficina e Textos, 2015. 432p.
- BRASIL. Lei n° 4.771 de 15 de setembro de 1965. Institui o novo código florestal. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 1965.
- BRASIL. Lei n° 7.511 de 7 de julho de 1986. Altera dispositivos da Lei n° 4.771 de 15 de setembro de 1965, que institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 1986.
- BRASIL. Lei n° 7.803 de 18 de julho de 1989. Altera a redação da Lei n° 4.771 de 15 de setembro de 1965, e revoga as Leis n°s 6.535, de 15 de julho de 1978 e 7.511, de 7 de julho de 1986. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 1989.
- BRASIL. Lei n° 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis n°s 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis n°s 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2012.

BRUNNER, I.; SPERISEN, C. Aluminium exclusion and aluminium tolerance in wood plants. **Frontiers in Plant Science**, v. 4, n. 172, p. 1-12, 2013.

CAMPOS, F. S.; ALVES, M. C. Resistência à penetração de um solo em recuperação sob sistemas agrosilvipastoris. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 3, p. 759-764, 2006.

CHAER, M. G. Monitoramento de áreas recuperadas ou em recuperação. In: TAVARES, S. R. L. (Ed.) **Curso de recuperação de áreas degradadas: a visão da ciência do solo no contexto do diagnóstico, manejo, indicadores de monitoramento e estratégias de recuperação**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, p. 212-228, 2008.

CHAZDON, R. L. Tropical forest regeneration. **Encyclopedia of Biodiversity**, v. 7, p. 277-286, 2013.

CHAZDON, R. L. **Renascimento das florestas: regeneração na era do desmatamento**. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2016. 429 p.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, n. 1, p. 117-143, 1993.

DORMANN, C. F. *et al.* Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography**, v. 36, n. 1, p. 27-46, 2013.

FLORA DO BRASIL. **Flora do Brasil 2020 em construção**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 23 ago. 2019.

GRAECEN, E. L.; SANDS, R. Compaction of forest soils. **Australian Journal Soil Research**, v. 18, p. 163-189, 1980.

HAUSER, S. *et al.* Decomposition of plants material as an indicator of ecosystem disturbance in tropical land use systems. **Geoderma**, v. 129, p. 99-108, 2005.

HIGUCHI, P. *et al.* Influência de variáveis ambientais sobre o padrão estrutural e florístico do componente arbóreo, em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana em Lages, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22, n. 1, p. 79-90, 2012.

HIGUCHI, P. *et al.* Florística e estrutura do componente arbóreo e análise ambiental de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Altomontana no município de Painel, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 1, p. 153-164, 2013.

HIGUCHI, P. *et al.* Partição de espécies arbóreas em função da drenagem do solo em um fragmento de floresta com araucária no sul do Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 421-429, 2014.

HIGUCHI, P. *et al.* Fatores determinantes da regeneração natural em um fragmento de floresta com araucária no planalto catarinense. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 43, n. 106, p. 251-259, 2015.

HIGUCHI, P. *et al.* Florística e estrutura do componente arbóreo e relação com variáveis ambientais em um remanescente florestal em Campos Novos – SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 1, p. 35-46, 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. Rio de Janeiro: IBGE- Diretoria de Geociências, 2012. 271p. (Manuais Técnicos de Geociências, 1).

IVANAUSKAS, N. M.; RODRIQUES, R. R.; NAVE, A. G. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, n. 2, 1997.

KELLING, M. B.; ARAUJO, M. M.; RORATO, D. G. Influence of edaphic attributes on the distribution of tree species in a riparian forest in Southern Brazil. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 26, n. 4, p. 1-11, 2019.

KERSTEN, R. A.; BORGO, M.; GALVÃO, F. Floresta Ombrófila Mista: aspectos fitogeográficos, ecológicos e métodos de estudo. In: EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; NETO, J. A. M. **Fitossociologia no Brasil**: métodos e estudos de caso. v.2, 1.ed., Viçosa, Editora da Universidade Federal de Viçosa, 2015, p. 156-182.

LOPES, E. S. *et al.* Compactação de um solo submetido ao tráfego do harvester e do forwarder na colheita de madeira. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 22, n. 2, p. 223-230, 2015.

MARCON, A. K. *et al.* Variação florístico-estrutural em resposta à heterogeneidade ambiental em uma floresta nebulosa em Urubici, Planalto Catarinense. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 42, n. 103, p. 439-450, 2014.

MELO, A. C. G.; MIRANDA, D. L. 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. **Árvore**, Viçosa, MG, v. 31, n. 2, p. 321-328, 2007.

MENDES, M. S. *et al.* Look down – there is a gap – the need to include soil data in Atlantic Forest restoration. **Restoration Ecology**, p. 1-10, 2018.

MINCHIN, P. R. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. **Vegetatio**, v. 69, n.1, p. 89-107, 1987.

MORAES, L. F. D.; CAMPOLLO, E. F. C.; FRANCO, A. A. Restauração Florestal: do diagnóstico de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 2, p. 437-451, 2010.

NAIMI, B. *usdm*: Uncertainty analysis for species distribution models. **R package version**. 2017. Disponível em: <<http://r-gis.net>> Acesso em: 15 jul. 2020.

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

OKSANEN, J. et al. **Vegan: Community Ecology Package. R package version.** p. 1-10, 2019.

PADOVANI, C. R. **Delineamento de experimentos.** São Paulo: Cultura Acadêmica: Universidade Estadual Paulista, Pró-Reitoria de Graduação, 2014.

POTTER, R. O. et al. **Solos do Estado de Santa Catarina.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, n. 46, 2004.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. **QGIS Geographic Information System.** Open Source Geospatial Foundation Project, 2016.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing, 2019.

REICHERT, J. M. et al. Mecânica do solo. In: REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; SUZUKI, L. E. A. S.; HORN, R. (Org.). **Física do solo.** 1 Ed. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009, v.1, p. 29-102.

REICHERT, J. M. et al. Groud-based harvesting operations of *Pinus taeda* affects structure and pore functioning of clay and sandy clay soils. **Geoderma**, v. 331, p. 38-49, 2018.

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

REITZ, P. R.; KLEIN, R. M. **Araucariáceas:** Flora ilustrada catarinense. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1966, 29 p.

ROBINSON, S. J. B. et al. Factors influencing early secondary succession and ecosystem carbon stocks in Brazilian Atlantic Forest. **Biodivers Coserv.**, v. 24, p. 2273 -2291, 2015.

ROCHA, J. H. T. et al. Reflorestamento e recuperação de atributos químicos e físicos do solo. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 22, n. 3, p. 299-306, 2015.

RODRIGUES, A. L. et al. Efeito de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, em Luminárias, MG. **Árvore**, Viçosa, MG, v. 31, n.1, p. 25-35, 2007.

RODRIGUES, A. L. et al. Atributos de um solo florestal em uma topossequência e relações com a comunidade arbórea. **Floresta**, Curitiba, v. 46, n. 2, p. 145-154, 2016.

RONQUIM, C. C. **Conceitos de solo e manejo adequado para as regiões tropicais.** Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010. 26 p.

SALAMI, G. *et al.* Soil attributes related to natural succession in a permanent preservation area – a study for Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Experimental Agricultural International**, v. 24, n. 2, p. 1-16, 2018.

SÃO PAULO. Resolução SMA nº 32, de 03 de abril de 2014. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**. São Paulo, SP, p. 36-37, 2014.

SÃO PAULO. Portaria CBRN 01/2015. Estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**. São Paulo, SP, p. 46-46, 2015.

SILVA, J. O. *et al.* Heterogeneidade ambiental e regeneração natural em uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 44, n. 112, p. 787-797, 2016.

SCHEER, M. B.; MOCOCHINSKI, A. Y. Florística vascular da Floresta Ombrófila Densa Altomontana de quatro serras do Paraná. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 2, p. 51-69, 2009.

SCHEER, M. B.; CURCIO, G. R.; RODERJAN, C. V. Funcionalidades ambientais de solos altomontanos na Serra da Igreja, Paraná. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, Viçosa, MG, v. 35, p. 1113-1126, 2011.

SOBRAL, L. F. *et al.* **Guia prático para interpretação de resultados de análises de solo**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2015. 13 p.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO - SBCS. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: Comissão de química e fertilidade do solo, 2004. 400 p.

TAVARES FILHO, J. *et al.* Resistência do solo à penetração e desenvolvimento do sistema radicular de milho (*Zea mays*) sob diferentes sistemas de manejo em um latossolo roxo. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, Viçosa, MG, v. 25, p. 725-730, 2001.

TEIXEIRA, P. C. *et al.* (Eds.). **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 574 p.

YANG, Z. B.; RAO, I. M.; HORST, W. J. Interaction of aluminium and drought stress on root growth and crop yield on acid soils. **Plant Soil**, v. 372, p. 3-25, 2013.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os indicadores ecológicos avaliados foram eficientes para o monitoramento do processo de restauração florestal nas Áreas de Preservação Permanente pós-colheita de *Pinus* sp., atestando que as áreas possuem condições para evolução do processo de sucessão ecológica e recuperação por restauração passiva. As áreas apresentaram valores adequados para os indicadores mensurados, com exceção da cobertura do solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva. Os indicadores ecológicos propostos pela Resolução SMA 32/2014 podem ser utilizados como base para o desenvolvimento de uma normatização para o monitoramento da restauração forestal destas áreas no estado de Santa Catarina. No entanto, adaptações devem ser realizadas, principalmente em relação à inclusão do indicador cobertura de solo com vegetação nativa herbácea e adaptações nos valores de referência, considerando o contexto da FOM.

Os indicadores de qualidade do solo (atributos físico-químicos) apresentaram influência sobre a composição florístico-estrutural da regeneração natural, influenciando nos padrões de riqueza de espécies e cobertura arbóreo/arbustiva, representados pelos indicadores ecológicos número de espécie nativas regenerantes e cobertura do solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva, respectivamente. As propriedade físico-químicas do solo foram bons indicadores para o monitoramento do processo de restauração, com destaque para os atributos edáficos: umidade gravimétrica do solo, pH e teor de argila, que condicionaram variações na disponibilidade de água, textura e acidez do solo. São bons descritores de variações ambientais que podem interferir no processo de restauração e devem ser considerados no monitoramento do processo de restauração, possibilitando a adoção de ações locais que viabilizem o processo de restauração, baseado nas condições específicas de cada ambiente. Além disso, estes indicadores são fáceis e baratos de serem mensurados.

Apesar das áreas avaliadas apresentarem condições de evolução no processo de sucessão ecológica e no reestabelecimento da composição, estrutura e funcionalidade do ecossistema degradado, recomenda-se a manutenção do monitoramento a médio e longo prazo, para identificação de fatores que possam interferir no processo de restauração, como por exemplo, a invasão biológica por *Pinus* sp. e a elevada cobertura do solo herbácea.

Sugere-se o isolamento adequado das áreas em restauração para evitar danos ocasionados pelo gado e a manutenção do monitoramento e controle da regeneração de *Pinus* sp. já realizadas pela empresa. Tendo em vista a baixa cobertura de solo com vegetação nativa arbóreo/arbustiva, recomenda-se a realização de enriquecimento com espécies para adequação

deste indicador. Devem ser utilizadas espécies de recobrimento (e.g. *M. scabrella*, *S. terebinthifolia*, *I. lenticifolia*, *S. mauritianum*, entre outras), visando o rápido fechamento do dossel. Além do enriquecimento das áreas em estágio mais avançado de sucessão com o plantio de mudas de *A. angustifolia*, tendo em vista que a espécie apresentou baixa regeneração nas áreas avaliadas.

Estudos futuros podem ser realizados nestes ambientes para a verificação da influência de outras variáveis ambientais no processo de restauração (e.g. variáveis topográficas, atributos morfológicos e biológicos do solo). Também podem ser realizadas avaliações periódicas dos atributos físico-químicos dos solos, buscando a verificação de melhorias nas condições edáficas com a evolução do processo de restauração, e da cobertura do solo com vegetação nativa herbácea, para compreensão da dinâmica e influência deste componente na regeneração natural de espécies arbóreo/arbustivas.