

TAYNARA OLIVEIRA DE LIZ BUSS

**TÉCNICAS DE NUCLEAÇÃO E COBERTURA DO SOLO PARA ACELERAR A
SUCESSÃO FLORESTAL EM ANTIGAS ÁREAS DE MINERAÇÃO DE CASCALHO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação
em Engenharia Florestal, da Universidade do Estado de
Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do
grau de Mestre em Engenharia Florestal.
Orientadora: Dr.^a Maria Raquel Kanieski.
Coorientador: Dr. Marcos Felipe Nicoletti.

Lages, SC

2019

*Aos meus pais, Rita e Elson, e meu
companheiro de vida Anselmo,
Dedico.*

AGRADECIMENTOS

À Deus pela proteção divina nesses anos de intensas viagens, permitindo concluir mais uma etapa na minha jornada.

Ao meu marido Anselmo Buss pelo apoio quando decidi de fato embarcar nesta empreitada. Obrigada pela paciência e compreensão em todos os momentos tensos, assim quando também necessitei ficar ausente. Seguimos nos fortalecendo e desejando sempre dias melhores para a nossa família.

À uma das pessoas mais importantes da minha vida, minha mãe Rita, lhe sou grata pelo esforço incondicional na minha criação, só nós sabemos tudo que passamos juntas. Espero sempre poder te dar muito orgulho. Te amo!

Ao meu pai Elson pelo amor e educação dedicado a mim. A escolha da minha profissão, assim como minha identificação pelo meio ambiente certamente você é o responsável, o que muito me orgulha. O seu zelo nos incansáveis telefonemas e cuidados nesses anos que passei viajando semanalmente, com toda certeza me fortaleceu nos momentos em que a tristeza e desânimo estavam exaltados. Amo você!

À Adri, que sempre me acolheu com muito carinho, mesmo nos poucos anos de convivência, mas que com toda certeza faz parte da minha família. Espero te ter sempre por perto.

Ao meu amigo Marcos Nicoletti de longa data e coorientador, meu eterno agradecimento, sem a sua acolhida o mestrado não seria possível. Com toda certeza essa ligação de irmandade não é desta jornada, e meu sentimento é de puro carinho e gratidão por poder compartilhar mais esses anos da sua companhia.

À minha orientadora Maria Raquel que em todos os momentos se fez presente, sempre atenciosa. Muito obrigada por compartilhar todo seu conhecimento, eu tinha certeza que você faria diferença.

À FAPESC e PROMOP UDESC pelas bolsas de estudos concedidas que contribuíram muito para a concretização do mestrado. A Universidade do Estado de Santa Catarina/UDESC, pela oportunidade de estudo de qualidade e pelos veículos e motoristas disponibilizados para os campos.

À empresa Klabin S. A., especialmente Mireli, pela parceria, recursos e oportunidade na realização do trabalho.

À EPAGRI, em especial ao engenheiro agrônomo Leandro do Prado Wildner, pela doação de sementes de feijão guandu anão, assim como a APREMAVI que também

contribuiu com mudas de espécies de recobrimento, materiais de suma importância para a implantação deste projeto.

À minha família, amigos do coração e os de longa data Juliano, Maurício, Karina, Gelson e colegas do LABSIRF (Gui e Manu) que participaram desta fase da vida com muitas risadas, comilanças e também palavras de conforto, foram momentos muito especiais. Em particular aos alunos da graduação Jú Dalpizzol, Larissa, Mayluce, Mabilin, Mayara, por todas as parcerias em campo e momentos felizes compartilhados. E as bolsistas que se tornaram amigas: Char agradeço por conviver esses anos com você, serzinho de coração puro e verdadeiro; Dani e Mari queridas obrigada pela confiança, carinho e conversas nesses anos todos.

“Tudo tem seu apogeu e seu declínio...
É natural que seja assim. Todavia, quando
tudo parece convergir para o que supomos
o nada, eis que a vida ressurge, triunfante e
bela... novas folhas, novas flores, na
infinita benção do recomeço!”

(Chico Xavier)

RESUMO

A mineração é uma das atividades antrópicas que mais causam impactos no meio ambiente, necessitando de práticas integradas de restauração florestal para promover e acelerar a sucessão ecológica. Neste cenário, teve-se como finalidade avaliar formas alternativas de restauração em duas antigas áreas de mineração de cascalho, localizadas no município de Otacílio Costa/SC. O presente estudo deu continuidade ao trabalho elaborado por Martins (2017). Na área Lauro há domínio de gramíneas e herbáceas, proporcionado pelo incremento de resíduo de origem florestal sobre a rocha. Na área Westarp, o solo é descoberto, raso, ácido e contém resíduo de cascalho. No primeiro estudo, analisou-se a evolução da restauração das áreas e avaliou-se o desenvolvimento da nucleação cuja metodologia consistiu em núcleos de Anderson, enleiramento de galharia, poleiro artificial, transposição de serapilheira e do banco de sementes do solo, além das parcelas controle de regeneração natural. No total, foram recrutados 10.677 indivíduos de 22 famílias botânicas, incluindo 84 espécies distintas e 53 gêneros. *Andropogon bicornis* L. foi a espécie destaque do estudo. Os regenerantes foram classificados principalmente como herbáceos, pioneiros e anemocóricos. O resíduo florestal está proporcionando maior riqueza de espécies, considerando uma eficiente metodologia para restauração de áreas mineradas. As espécies *Mimosa scabrella* e *Schinus molle* foram as que obtiveram melhor desempenho em campo nos núcleos de Anderson. Por fim, o segundo estudo buscou verificar o comportamento de três diferentes técnicas de nucleação quanto à área de ocupação no solo pela espécie e pelas gramíneas, com intuito de potencializar o desenvolvimento das espécies arbóreas existentes. O experimento apresentou núcleos com a leguminosa forrageira *Cajanus cajan* L. Millsp que foi avaliada quanto à germinação (77%), sobrevivência (74%) e cobertura do solo (37%) em 120 dias, ponderando com as parcelas de controle, em que a Westarp obteve melhor desempenho. A segunda técnica aferida incluiu a espécie *Eryngium elegans* Cham. et Schlecht. verificando a sobrevivência e realizando a leitura do comprimento das quatro maiores folhas. A área Lauro apresentou melhor desenvolvimento para esta espécie. A taxa de sobrevivência foi de 100% para Lauro e 95% para Westarp. A última técnica mensurada foram núcleos com cinco espécies distintas de alto valor de cobertura de copa. Nesses foram avaliados diâmetro do colo, altura, área de copa e sobrevivência. As três variáveis obtiveram sucesso na área Lauro. A taxa de sobrevivência das mudas foi de 95% e *Citharexylum myrianthum* Cham. foi a espécie destaque da técnica registrando maior diâmetro do colo e altura em ambas as áreas e maior cobertura de copa na Lauro. O sombreamento da copa das espécies de recobrimento não foi eficiente para controlar as gramíneas nas duas áreas. Sendo assim, conclui-se que na área Westarp a leguminosa forrageira está apresentando melhor crescimento e desenvolvimento nas restritas condições do ambiente, porém com menor competição. Na área Lauro o resíduo florestal está oferecendo melhores condições para espécies herbáceas e arbóreas se desenvolverem, favorecendo a sucessão ecológica do ambiente.

Palavras-chave: Recuperação de área degradada; resíduo de Pinus; regeneração natural; semente feijão guandu anão; espécies florestais.

ABSTRACT

Mining is one of the most impacting anthropogenic activities in the environment, necessitating integrated forest restoration practices to promote and accelerate ecological succession. In this scenario, the objective was to evaluate alternative forms of restoration in two former gravel mining areas, located in the municipality of Otacílio Costa / SC. This study continued the work elaborated by Martins (2017). In the Lauro area has dominance of grasses and herbaceous, provided by the increase of residue of forest origin on the rock. At Westarp the soil is uncovered, shallow, acidic and contains gravel residue. In the first study, the evolution of the restoration of the areas was analyzed and the development of nucleation was evaluated, whose methodology consisted of Anderson nuclei, galleries enclave, artificial perch, litter transposition and soil seed bank, in addition to the natural regeneration control plots. In total 10,677 individuals from 22 botanical families, including 84 distinct species and 53 genera, were recruited. *Andropogon bicornis* L. was the highlight species of the study. The regenerants were classified mainly as herbaceous, pioneer and anemocoric. The forest residue is providing greater species richness, considering an efficient methodology for restoration of mined areas. The species *Mimosa scabrella* and *Schinus molle* were the ones that obtained better performance in the field in the Anderson nuclei. Finally, the second study sought to verify the behavior of three different nucleation techniques regarding the area of soil occupation by the species and the grasses, in order to potentiate the development of the existing tree species. The experiment presented nuclei with the forage legume *Cajanus cajan* L. Millsp that was evaluated for germination (77%), survival (74%) and soil cover (37%) in 120 days, weighting with the control plots, where Westarp performed better. The second measured technique included the species *Eryngium elegans* Cham. et Schlecht. checking the survival and reading the length of the four largest leaves. The Lauro area showed better development for this species. The survival rate was 100% for Lauro and 95% for Westarp. The last technique measured were nuclei with five distinct species of high crown cover value. In these, neck diameter, height, crown area and survival were evaluated. The three variables were successful in the Lauro area. The survival rate of the seedlings was 95% and *Citharexylum myrianthum* Cham. was the highlight of the technique registering higher, stem diameter and height in both areas and greater crown coverage in Lauro. The crown shading of the cover species was not efficient to control the grasses in both areas. Thus, it is concluded that in the Westarp area the forage legume is showing better growth and development in the restricted environment conditions, but with less competition. In the Lauro area the forest residue is offering better conditions for herbaceous and arboreal species to develop, favoring the ecological succession of the environment.

Keywords: Recovery of degraded area; Pinus residue; natural regeneration; seed bean pigeon pea; forest species.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Localização das áreas Westarp e Lauro, no município de Otacílio Costa, Santa Catarina.	56
Figura 2 – Localização da área Westarp e seu entorno, com polígono em vermelho destacando a área de estudo.	57
Figura 3 - Vista da área Westarp em dezembro de 2018.	58
Figura 4 - Localização da área Lauro e seu entorno, com polígono em vermelho destacando a área de estudo.	58
Figura 5 - Vista da área Lauro em dezembro de 2018.	59
Figura 6 – Esquema da localização das técnicas de nucleação e regeneração natural, implantada por Martins (2017).	59
Figura 7 – Núcleo de transposição de serapilheira e do banco de sementes do solo na área Westarp.	60
Figura 8 - Enleiramento de galharia na área Westarp “A”; área Lauro “B”.	61
Figura 9 – Poleiro artificial na área Westarp “A”; área Lauro “B”.....	62
Figura 10 - A) Modelo de distribuição das espécies nos núcleos: Aro: <i>S. terebinthifolius</i> ; Aros: <i>S. molle</i> ; Ari: <i>A. sylvatica</i> ; Ara: <i>P. cattleianum</i> ; Ingv: <i>I. vera</i> ; Gua: <i>C. xanthocarpa</i> ; Bra: <i>G. klotzschiana</i> ; Pit: <i>E. uniflora</i> ; Ingf: <i>I. marginata</i> ; Cha: <i>A. edulis</i> ; Tar: <i>V. megapotamica</i> ; Brac: <i>M. scabrella</i> ; B) Núcleo de Anderson implantado na área Westarp.....	63
Figura 11 - Parcela de regeneração natural Westarp “A” e Lauro “B”.	64
Figura 12 - Curvas de acumulação de espécies do ano de 2017, usando método de rarefação por indivíduos, para as áreas Lauro e Westarp que estão em processo de restauração ecológica no Município de Otacílio Costa, SC.	69
Figura 13 - Curvas de acumulação de espécies do ano de 2019, usando método de rarefação por indivíduos, para as áreas Lauro e Westarp que estão em processo de restauração ecológica no Município de Otacílio Costa, SC.	70
Figura 14 - Classificação dos indivíduos regenerantes quanto à forma de vida, guilda de regeneração e síndrome de dispersão para a área Lauro.	71
Figura 15 - Classificação dos indivíduos regenerantes quanto à forma de vida, guilda de regeneração e síndrome de dispersão para a área Westarp.	71

Figura 16 – Acompanhamento das variáveis diâmetro do colo e altura para a espécie <i>Mimosa scabrella</i> nas áreas Lauro e Westarp. A avaliação zero corresponde ao resultado final de Martins (2017) para a espécie, e as avaliações seguintes dizem respeito ao presente trabalho.....	73
Figura 17 - Acompanhamento das variáveis diâmetro do colo e altura para a espécie <i>Schinus molle</i> nas áreas Lauro e Westarp. A avaliação zero corresponde ao resultado final de Martins (2017) para a espécie, e as avaliações seguintes dizem respeito ao presente trabalho.	74
Figura 18 - Porcentual de sobrevivência das espécies arbóreas dos Núcleos de Anderson nas áreas Lauro e Westarp.	75
Figura 19 - Localização das áreas Westarp e Lauro, no município de Otacílio Costa, Santa Catarina.	92
Figura 20 – Localização da área Westarp e seu entorno, com polígono em vermelho destacando a área de estudo.	93
Figura 21 – Vista da área Westarp em dezembro de 2018.....	93
Figura 22 - Localização da área Lauro e seu entorno, com polígono em vermelho destacando a área de estudo.	94
Figura 23 – Vista da área Lauro em dezembro de 2018.	94
Figura 24 – Vista dos pontos amostrais da análise de solo na área Westarp (A) e da análise de substrato da área Lauro (B).	96
Figura 25 – Croqui de localização geográfica da área Westarp para as técnicas de cobertura do solo e controle da matocompetição, <i>Cajanus cajan</i> ; <i>Eryngium elegans</i> ; espécies arbóreas de recobrimento e as testemunhas, seguindo com a numeração de cada núcleo.	97
Figura 26 - Croqui de localização geográfica da área Lauro para as técnicas de cobertura do solo e controle da matocompetição, <i>Cajanus cajan</i> ; <i>Eryngium elegans</i> ; espécies arbóreas de recobrimento e as testemunhas, seguindo com a numeração de cada núcleo.	97
Figura 27 – Croqui da metodologia de implantação do núcleo de <i>Cajanus cajan</i> , estando representadas as sementes pelos pontos na cor verde.	99
Figura 28 - Croqui da metodologia de implantação do núcleo de <i>Eryngium elegans</i>	100
Figura 29 – Croqui da metodologia de implantação do núcleo de espécies arbóreas de recobrimento.....	101
Figura 30 – Germinação e sobrevivência dos indivíduos de <i>Cajanus cajan</i> , observados nas cinco avaliações nas áreas Lauro e Westarp.....	104
Figura 31 - Área de cobertura do solo (%) ocupada pela espécie <i>Cajanus cajan</i> ao longo de cinco avaliações nas áreas Lauro e Westarp.....	105

Figura 32 - Área de cobertura do solo (%) ocupada pelas gramíneas dos núcleos <i>Cajanus cajan</i> e pelas gramíneas nos núcleos testemunha, ao longo de cinco avaliações na área Lauro.	106
Figura 33 - Área de cobertura do solo (%) ocupada pelas gramíneas dos núcleos de <i>Cajanus cajan</i> e pelas gramíneas nos núcleos testemunha, ao longo de cinco avaliações na área Westarp.	106
Figura 34 - Desenvolvimento de um núcleo de <i>C. cajan</i> nas cinco avaliações na área Westarp. A - Primeira avaliação; B – Segunda avaliação; C – Terceira avaliação; D – Quarta avaliação; E – Quinta avaliação.	108
Figura 35 - Desenvolvimento de um núcleo de <i>C. cajan</i> nas quatro avaliações na área Lauro. A - Primeira avaliação; B – Segunda avaliação; C – Terceira avaliação; D – Quarta avaliação; E – Quinta avaliação.	109
Figura 36 - Desenvolvimento de um núcleo das testemunhas, na primeira e na última avaliação na área Westarp. A - Primeira avaliação; B – Quinta avaliação.	109
Figura 37 - Desenvolvimento de um núcleo das testemunhas, na primeira e na última avaliação na área Lauro. A - Primeira avaliação; B – Quinta avaliação.	110
Figura 38 - Área de cobertura do solo (%) ocupada pela espécie <i>Eryngium elegans</i> (A) e pelas gramíneas (B) do mesmo núcleo, ao longo de cinco avaliações na área Lauro.	110
Figura 39 - Área de cobertura do solo (%) ocupada pela espécie <i>Eryngium elegans</i> (A) e pelas gramíneas (B) no mesmo núcleo, ao longo de cinco avaliações na área Westarp.	111
Figura 40 - Desenvolvimento de um núcleo de <i>E. elegans</i> na primeira e última avaliação na área Westarp. A - Primeira avaliação; B – Quinta avaliação.	112
Figura 41 - Desenvolvimento de um núcleo de <i>E. elegans</i> na primeira e última avaliação na área Lauro. A - Primeira avaliação; B – Quinta avaliação.	112
Figura 42 – Desenvolvimento da variável diâmetro do colo médio nas avaliações, por espécie, nas áreas Lauro e Westarp.	114
Figura 43 - Desenvolvimento da variável altura média nas avaliações por espécie, nas áreas Lauro e Westarp.	115
Figura 44 - Área de cobertura de copa (cm ²) ocupada pelas espécies arbóreas de recobrimento e cobertura de solo (cm ²) pelas gramíneas deste núcleo, ao longo de cinco avaliações nas áreas Lauro e Westarp.	116
Figura 45 - Desenvolvimento de um núcleo de espécies de recobrimento na primeira e na última avaliação na área Westarp. A - Primeira avaliação; B – Quinta avaliação.	117

Figura 46 - Desenvolvimento de um núcleo das espécies de recobrimento na primeira e quinta avaliação na área Lauro. A - Primeira avaliação; B – Quinta avaliação.117

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Relação de famílias e espécies regenerantes nas técnicas nucleadoras de acordo com a FV = forma de vida (Arb = arbustivo; Hb = herbáceo; Arv = arbóreo); SD = síndrome de dispersão (Anemo = anemocoria; Auto = autocoria; Zoo = zoocoria); GD = Guilda de regeneração (P = pioneira; Si = secundária inicial; St = secundária tardia); L2017 = número de indivíduos na área Lauro realizado por Martins (2017); L2019 = número de indivíduos na Lauro até ano de 2019; W2017 = número de indivíduos na área Westarp registrado por Martins (2017) e W2019 = número de indivíduos na Westarp até o ano de 2019. Nc = Não classificada.	65
Tabela 2 - Diversidade de Shannon (H'), Equabilidade de Pielou (J), para as áreas Lauro e Westarp no ano de 2019, e para o estudo de Martins (2017).	72
Tabela 3 - Composição química do solo da área Westarp na profundidade de 0-20 cm, por Martins (2017) e do atual estudo.	103
Tabela 4 – Valores médios e desvio padrão da análise química e física do substrato na área Lauro realizado por Martins (2017) e pelo atual estudo em duas profundidades.	103
Tabela 5 – Variáveis analisadas por meio do teste de médias entre as gramíneas dos núcleos com <i>Cajanus cajan</i> e as gramíneas das testemunhas para a área Lauro e Westarp.....	107
Tabela 6 – Variáveis analisadas por meio do teste de médias entre as gramíneas dos núcleos com <i>Eryngium elegans</i> e o desenvolvimento de <i>E. elegans</i> na área Lauro e Westarp.	112
Tabela 7 – Variáveis analisadas por meio do teste de médias entre as gramíneas dos núcleos com espécies arbóreas de recobrimento e a área de copa ocupada pelas espécies de interesse para a área Lauro e Westarp.	116

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	17
2	OBJETIVOS.....	19
2.1	OBJETIVO GERAL	19
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1	MINERAÇÃO DE CASCALHO	20
3.2	DEGRADAÇÃO E RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	21
3.3	SUCESSÃO E REGENERAÇÃO NATURAL	24
3.4	TÉCNICAS DE NUCLEAÇÃO E COBERTURA DO SOLO	25
3.4.1	Nucleação	26
3.5	ESPÉCIES NUCLEADORAS POTENCIAIS PARA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	31
3.5.1	Leguminosa forrageira <i>Cajanus cajan</i> L. Millsp (feijão guandu anão)	31
3.5.2	<i>Eryngium elegans</i> Cham. et Schlecht. (caraguatá)	33
3.5.3	Espécies arbóreas de recobrimento.....	34
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	39
4	RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA POR NUCLEAÇÃO EM ANTIGAS ÁREAS DE MINERAÇÃO DE CASCALHO	52
4.1	INTRODUÇÃO	53
4.2	MATERIAL E MÉTODOS	55
4.2.1	Caracterização geral da área de estudo	55
4.2.2	Técnicas de nucleação	59
4.2.3	Regeneração natural	63
4.2.4	Análise dos dados	64
4.3	RESULTADOS	65
4.3.1	Técnicas nucleadoras e regeneração natural	65
4.3.2	Núcleos de Anderson.....	72
4.4	DISCUSSÃO	75
4.4.1	Técnicas nucleadoras e regeneração natural	75
4.4.2	Núcleos de Anderson	79
4.5	CONCLUSÃO	82

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	83
5 ESPÉCIES DE RECOBRIMENTO PARA O CONTROLE DE GRAMÍNEAS PARA ACELERAR A SUCESSÃO FLORESTAL EM ANTIGAS ÁREAS DE MINERAÇÃO DE CASCALHO	88
5.1 INTRODUÇÃO	90
5.2 MATERIAL E MÉTODOS	91
5.2.1 Caracterização geral das áreas	91
5.2.2 Análises de solo e substrato.....	95
5.2.3 Técnicas para cobertura do solo e para o controle de gramíneas	96
5.3 RESULTADOS	102
5.3.1 Análises de solo e substrato	102
5.3.2 Leguminosa forrageira <i>Cajanus cajan</i> L. Millsp (feijão guandu anão)	104
5.3.3 <i>Eryngium elegans</i> Cham. et Schlecht. (caraguatá)	110
5.3.4 Espécies arbóreas de recobrimento.....	113
5.4 DISCUSSÃO	117
5.4.1 Análises de solo e substrato	117
5.4.2 Leguminosa forrageira <i>Cajanus cajan</i> L. Millsp (feijão guandu anão).	121
5.4.3 <i>Eryngium elegans</i> Cham. et Schlecht. (caraguatá)	123
5.4.4 Espécies arbóreas de recobriment.....	125
5.5 RECOMENDAÇÕES	127
5.6 CONCLUSÃO	128
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	129
CONCLUSÃO GERAL	136
APÊNDICE	137

1 INTRODUÇÃO GERAL

A Floresta Ombrófila Mista, em sua extensão original, percorria desde o Rio Grande do Sul até o Paraná, ocupando aproximadamente 20 milhões de hectares em área contínua (REITZ et al., 1983; RIBEIRO et al., 2012). A partir do século XX com a exploração madeireira e a substituição das florestas por atividade agropastoril, extração de minérios e do avanço das áreas urbanas, ocorreu uma expressiva redução da área originalmente ocupada pelas Florestas com Araucária. Atualmente a Floresta Ombrófila Mista enquadra-se entre os 25 ecossistemas mais ricos e ameaçados do planeta. Sendo assim, estima-se que os remanescentes ocupem área entre 1 a 2% da cobertura original (RODE et al., 2011), demonstrando o quão crítica se apresenta a conservação desse ambiente. Nesse sentido, tornam-se necessários estudos e aplicações de projetos de restauração florestal propondo a conectividade desta paisagem, outrora alterada pela atividade antrópica, em função da obtenção de recursos naturais, ou ainda do uso do solo (RIBEIRO et al., 2012).

Dentre os recursos naturais explorados como matéria prima, o bem mineral cascalho tem importante utilização para diversos fins, em contrapartida, esta atividade gera muitos impactos ao meio ambiente. Considerando seu processo de extração, a mineração age inevitavelmente não somente no solo com a remoção da matéria orgânica, mas também com o intenso movimento de maquinários. Por consequência, estas provocam a compactação do solo, causam o afugentamento da fauna no sítio e uma significativa transformação na paisagem e no habitat local, em meio a tantos outros danos em geral.

Dessa forma, com todos os impactos que a extração mineral causa, a Constituição da República Federativa do Brasil de 1988, lei fundamental e suprema do País, traz no capítulo VI, artigo 225 que “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”. Especifica ainda mais, quando trata no segundo parágrafo “Aquele que explorar recursos minerais fica obrigado a recuperar o meio ambiente degradado, de acordo com solução técnica exigida pelo órgão público competente, na forma da lei” (BRASIL, 1988).

A restauração ecológica pode ser aplicada por duas vias: a restauração ativa que consiste no estabelecimento artificial de árvores e que geralmente os custos altos em projetos tornam-se limitadores do uso dessa prática; e a restauração passiva, que se baseia na colonização natural de espécies vegetais seguindo a sucessão secundária (REY BENAYAS; BULLOCK; NEWTON, 2008).

Nesse sentido, a natureza proporciona por meio da regeneração natural a transformação do ambiente antes degradado por fator antrópico ou natural, voltando a obter suas características semelhantes às originais. Nesse processo, o ecossistema passará por diversas etapas evolutivas em sua comunidade, podendo alcançar a fase mais estável para aquela condição de solo e clima. Estas alterações de comunidades são denominadas de sucessão ecológica. Tendo o conhecimento de como determinado ambiente se regenera, é possível alterar e catalisar a dinâmica do sítio com técnicas e espécies que farão parte da regeneração (DUNAISKI JUNIOR, 2015).

Diante deste cenário, há autores alertando para a necessidade de técnicas de restauração ecológica que sejam inovadoras, com menor utilização de insumos externos e que compreenda as características regionais aos projetos de restauração, conciliando interesses socioeconômicos a conservação do ecossistema (BULLOCK et al., 2011; ALLEN et al., 2011; BELTRAME, 2013). Sendo assim, destaca-se a importância de gerar conhecimento sobre a restauração ecológica de áreas degradadas pelo processo de extração de cascalho, verificando se a regeneração natural está ocorrendo de forma espontânea. Também é importante testar formas de cobertura do solo, para analisar se o domínio de gramíneas na fase inicial de regeneração está agindo como fator limitador.

Desse modo, este estudo visou aplicar técnicas mais econômicas para cobertura do solo e para o controle da matocompetição em duas áreas com condições distintas de solo/substrato em uma área de uma empresa florestal na serra catarinense. Em virtude de a empresa apresentar certificação de qualidade no manejo de suas florestas, o FSC – *Forest Stewardship Council*, esta fica proibida de estar utilizando defensivos químicos que reduziriam drasticamente a matocompetição. A alternativa de empregar métodos mecânicos, bem como manual, como roçadas, acarretaria em altíssimo custo para a empresa, o que de fato não é a intenção. Portanto, com intuito de acelerar a sucessão florestal as hipóteses deste projeto se basearam em: i) a nucleação aplicada foi eficiente para restauração de área minerada por cascalho, sendo a utilização do resíduo florestal a metodologia ideal; ii) o plantio adensado com a espécie de recobrimento diminuiu a competição com as gramíneas; iii) a técnica de plantio da espécie *Eryngium elegans* e da leguminosa forrageira *Cajanus cajan* auxiliaram no controle de gramíneas.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo deste estudo foi avaliar a evolução de duas áreas em distintas condições de solo/substrato, em processo de restauração ecológica em antigas áreas de extração mineral de cascalho e verificar medidas de cobertura do solo que controlem gramíneas competidoras, com intuito de potencializar o desenvolvimento das espécies arbóreas, acelerando assim a sucessão florestal.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Avaliar o progresso da restauração nas áreas após dois anos de implantação de técnicas de nucleação por meio da análise da regeneração natural;
- ✓ Averiguar as técnicas com os núcleos de *Cajanus cajan*, *Eryngium elegans* e das espécies arbóreas *Citharexylum myrianthum*; *Inga sessilis*; *Myrcianthes pungens*; *Matayba elaeagnoides*; *Casearia sylvestris* em serem potenciais espécies para o recobrimento do solo.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 MINERAÇÃO DE CASCALHO

A mineração é uma das atividades que contribui para a economia do Brasil e para o desenvolvimento econômico da sociedade. O tema foi tratado na conferência Rio +10, realizada em Johannesburg de 26 de maio a 29 de agosto de 2002, ao abordarem a mineração, na qual esta foi considerada uma atividade fundamental para o desenvolvimento econômico e social de muitos países (STARR, 2009).

A constante necessidade da utilização de matéria prima de origem mineral (saibro, argila, cascalho, dentre outros) para implantação e/ou manutenção de estradas, caracteriza a demanda pelos materiais presentes no subsolo do estado. Este minério ocorre nos leitos de rios em que a dragagem é o método de extração; em planícies e terraços aluviais, dos quais são extraídos via desmonte hidráulico e/ou dragagem; e na forma de arenitos ou quartzitos, que formam platôs com escarpas, que são extraídos por desmonte mecânico (FIESP, 2006).

A extração do cascalho se dá por meio de lavra a céu aberto, na qual ocorre uma transformação do relevo local removendo o solo, eliminando a vegetação, promovendo também o afugentamento da fauna. Nas cascalheiras as superfícies rochosas normalmente se apresentam em grande declive e ausentes de solo, dificultando o sucesso da fixação de espécies vegetais implantadas, bem como a ocorrência de regeneração natural (SIMONI; LORINI, 2011).

Dentre os impactos que a mineração gera, alguns fatores retardam, dificultam ou ainda impedem o estabelecimento e o desenvolvimento de plantas em áreas mineradas. Sendo eles a compactação da superfície do solo exposta, a topografia que favorece enxurradas, a baixa capacidade de retenção de água e a baixa concentração de nutrientes no substrato que, juntos, tornam as áreas mineradas desfavoráveis ao desenvolvimento de vegetais (CORRÊA, 2007). Estes locais necessitam da intervenção antrópica, que atuam como um facilitador, criando condições mínimas para a introdução da vegetação no processo inicial de sucessão.

Para Reis (2006), a mineração pode ser considerada uma das atividades mais impactantes ao solo. A movimentação, remoção ou a perda por erosão da superfície do solo, incluindo a retirada da matéria orgânica, resultam graves problemas químicos, físicos e biológicos ao substrato remanescente. Nesse cenário, a restauração dos níveis anteriores de matéria orgânica é muito complicada e onerosa, uma vez que a produção de serapilheira

depende da capacidade produtiva do solo e precisaria passar por diversos processos de transformação para ser capaz de sustentar a nova cobertura vegetal.

Tavares et al. (2014) trazem em seu estudo o que eles afirmam ser a criação de um novo solo, que surge do fenômeno neopedogênese, no qual há a reestruturação das camadas de solo. O processo consiste da montagem de superfícies dissipativas e concentradoras que criam rugosidades sobre a área minerada de forma a evitar a erosão. Essas superfícies formam centros de concentração de energia capazes de manter um ambiente favorável à entrada da biodiversidade local (AUMOND; LOCH; COMI, 2008). O incremento da matéria orgânica em sistemas de restauração é uma importante ferramenta restauradora de funções de um ecossistema. Pode-se restaurar desde funções como a ciclagem de nutrientes, até a formação de ambientes ideais ao estabelecimento da sucessão vegetal e/ou alterações na dinâmica das plantas daninhas, predação e recrutamento de espécies (ALBERTINO et al., 2004; MOREIRA; SILVA, 2004; PINHEIRO; GANADE, 2007; SIMÕES; MARQUES, 2007; BELTRAME; RODRIGUES, 2008; BELTRAME, 2013). Hutchings; John; Stewart (2000) enfatizam que a heterogeneidade ambiental é uma forma de garantir maiores probabilidades de sustentabilidade nos ecossistemas em formação.

Nesse contexto é evidente que a mineração causa impactos, sendo eles em menores extensões, porém de forma mais intensa, pois permite a perda da resiliência (BARBOSA, 2008), que conseqüentemente traz como resultado a degradação do ambiente. Para a reabilitação dessas áreas faz-se necessário o restabelecimento dos processos ecológicos vitais ao ecossistema, que permitirão o recobrimento da área preconizando a restauração ecológica.

3.2 DEGRADAÇÃO E RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Uma área degradada pode ser caracterizada por solo erodido e pobre, com hidrologia instável, apresentando baixa produtividade primária e diversidade biológica (DIEHL, 2017). Esta área sofreu, em algum grau, perturbações em sua integridade, sejam elas de natureza física, química ou biológica, comprometendo assim, a qualidade de vida dos seres humanos (NOFFS; GALLI; GONÇALVES, 2000), ou seja, perdeu a capacidade de se regenerar rapidamente, como acontece em áreas de mineração.

Deste modo, quando o ambiente não se recupera sozinho diz-se que este está degradado e necessita da intervenção humana. Mas, se o ambiente mantém a sua capacidade de regeneração (resiliência), diz-se que está perturbado e a intervenção humana poderá acelerar o processo de recuperação (CORRÊA, 2009). De acordo com Rondino (2005), a

recuperação de áreas degradadas significa que o sítio degradado retornará a uma forma e uma utilização de acordo com um plano preestabelecido para o uso do solo. A recuperação de áreas degradadas está intimamente ligada à ciência da restauração ecológica. Um ecossistema é considerado recuperado e restaurado quando contém recursos bióticos e abióticos suficientes para continuar seu desenvolvimento sem auxílio ou subsídios adicionais (SER, 2004).

O uso do termo restauração ecológica sempre gerou muita divergência e resistência no meio técnico-científico em virtude da interpretação de que restaurar significaria restabelecer no local um ecossistema exatamente idêntico ao que existia ali antes da degradação. Essa visão simplista de restauração ecológica tem restringido, por exemplo, o uso do termo em instrumentos legais, em razão da dificuldade de comprovar o cumprimento dessa condição. Sendo assim, a restauração ecológica é um ramo recente da Ecologia que passou, nos últimos anos, por uma série de reflexões contextuais sobre o que é restaurar, trazendo consequências imediatas nas formas de definir e pensar a restauração ecológica (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

A Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica (SER) define restauração ecológica como “o processo de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído” (SER, 2004). Para Brancalion; Gandolfi; Rodrigues (2015), restauração ecológica é o processo induzido de recuperação de ecossistemas alterados, que se fundamenta na adoção de intervenções humanas intencionais de recuperação para desencadear, facilitar ou acelerar a sucessão ecológica, que opera antes, durante e após essas intervenções de recuperação ecológica.

Sendo assim, o principal objetivo da restauração ecológica enquanto ciência é proporcionar o restabelecimento de um ecossistema em toda a sua complexidade de composição, estrutura e funcionamento (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Muitos autores trabalham com conceitos de restauração ecológica dividindo basicamente em dois segmentos, a restauração passiva e a restauração ativa. A restauração passiva é definida como o retorno espontâneo de um ecossistema degradado para um estado desejável pré-existente, por meio da resiliência e em decorrência da interrupção intencional da perturbação antrópica (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011; SCOWCROFT; YEH, 2013). É muitas vezes denominada também como regeneração natural ou restauração não assistida, em que no processo de recuperação não há a ação de intervenção humana (ZAHAWI et al., 2014). Já a restauração ativa se diferencia pela introdução intencional de diásporos e plantio direto, especialmente de sementes e mudas. De acordo com Rey Benayas;

Bullock; Newton (2008) a restauração passiva se dá por meio da colonização natural de arbustos, árvores e sucessão secundária, e a restauração ativa pelo estabelecimento artificial de árvores. Esta última pode acelerar o processo de restauração (DESIMONE, 2011), por ser uma técnica na qual há geralmente escolha das espécies de rápido crescimento, do espaçamento e do preparo do terreno.

Em ambos os processos de restauração, ativa ou passiva, é necessário efetuar o isolamento e eliminação das causas de degradação do local, como por exemplo, a supressão da vegetação, construção de estradas, pastoreio de gado, mineração, construção de represas e desvios de água, uso de veículos fora de estrada e alteração dos regimes de fogo (DELLASALA et al., 2003).

Nas duas últimas décadas, tem aumentado o interesse de pesquisadores e empresas dos setores de mineração, geração de energia e florestal na busca de novas alternativas de restauração de ambientes num contexto ecológico. Esta nova tendência tem sido amplamente abordada em publicações no Brasil e no exterior (CHOI, 2004; MARTINS, 2007, 2009; MARTINS; RODRIGUES; LEITE, 2007; RODRIGUES, 2007). No entanto, a restauração, principalmente, de antigas áreas de mineração, ainda necessita de muitos avanços, reduzindo custos de implantação e manutenção das áreas, bem como minimizando o tempo dedicado para a efetiva restauração ecológica.

É fundamental avaliar a real situação da área a ser restaurada. Aspectos como abundância e riqueza de espécies nativas devem ser avaliados, bem como a proximidade dessas áreas com relação às florestas nativas remanescentes, servindo como fonte de propágulos. Assim, a caracterização da área fornece informações que poderão ser consideradas para determinar o conjunto de metodologias a serem utilizadas.

As fontes de propágulos em ambientes abertos podem tanto beneficiar a restauração ecológica por meio da regeneração natural, como também propagar no ambiente espécies exóticas invasoras. Quando esta última está no entorno da área a ser restaurada, há fortes indícios de que a espécie exótica irá ocupar o espaço. A exemplo da importância das fontes de propágulos para a restauração florestal, Hu et al. (2015) concluíram que em áreas próximas a corpos hídricos assim como em zonas úmidas, nos quais terrenos hidromórficos se fazem presentes, quando as plantas não são nativas da área, seu desenvolvimento pode ser drasticamente alterado. Portanto, para acelerar o processo de restauração ecológica de áreas mineradas abertas é de extrema importância a interferência humana, juntamente com diferentes e adequadas técnicas de restauração tendo por fim o intuito de promover a sucessão ecológica do ambiente.

3.3 SUCESSÃO E REGENERAÇÃO NATURAL

O princípio do conceito de sucessão ecológica iniciou no final do século XIX com os estudos de Cowles (1899), o qual discutia sobre as relações ecológicas da vegetação com as dunas arenosas do lago Michigan. Contudo, Clements (1916) foi quem fez o conceito de sucessão se estabelecer (PICKETT; CADENASSO; MEINERS, 2009; MARTINS, 2012). A sucessão primeiramente era considerada como um processo ordenado e previsível, com o aprofundamento dos estudos a ideia do que é sucessão se modificou, ponderando os distúrbios existentes.

Para Martins (2012), a sucessão secundária da Floresta Atlântica refere-se às mudanças direcionais em função do tempo, após um dado distúrbio (PICKETT; CADENASSO, 2005). Estas alterações são reflexos de diversos fatores, dentre eles o tamanho do fragmento, a quantidade e intensidade de distúrbios que o mesmo sofreu (HOOPER; LEGENDRE; CONDIT, 2004), além da presença de espécies exóticas, das características pedológicas do sítio e da proximidade a fontes de propágulos, proporcionando o estágio inicial da regeneração natural pós distúrbio.

O conceito de regeneração natural é descrito por Aronson; Durigan; Brancalion (2011) como o conjunto de plantas que se constituem em uma área a ser restaurada ou em restauração, em que não há a interferência do homem. Este conceito vem de encontro com o termo restauração passiva, que o mesmo autor diz ser frequentemente utilizado com o significado de retorno espontâneo de um local degradado rumo a uma condição ou trajetória desejável pré-existente, por meio de resiliência, sucessão ou regeneração natural, sem intervenção humana, sendo o método mais econômico para restaurar áreas com alta resiliência.

Compreender a regeneração natural é indispensável para entendimento da restauração florestal ou mesmo para o sucesso do manejo de florestas (HÜLLER et al., 2011; SILVA; MELO, 2013). Entender a regeneração possibilita alcançar o processo de sucessão ecológica, que consiste inicialmente por uma sequência de alterações causadas por um ou mais fatores de perturbação, que modificam a estrutura do ambiente e os processos de uma comunidade ao longo do tempo, resultando na cobertura do solo pela combinação de várias espécies. Para ocorrer regeneração natural, vai depender de mecanismos que viabilizem a entrada e o estabelecimento de novos indivíduos e espécies na área alterada. Em áreas de mineração pode-se citar como exemplo fontes de propágulos de espécies nativas, bem como fauna dispersora (FOCKINK, 2018).

Para Martins (2013), é importante conduzir a regeneração natural de espécies nativas em projetos de restauração, uma vez que possibilita a entrada de espécies de hábitos distintos na área, acrescentando diversidade florística e genética dessas formações vegetais, aumentando mais ainda as chances de sucesso. O potencial do manejo da regeneração natural traz bons resultados em termos de diversidade e restauração dos processos ecológicos obtidos (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000).

3.4 TÉCNICAS DE NUCLEAÇÃO E COBERTURA DO SOLO

As práticas de caráter vegetativo são aquelas que se utilizam da cobertura vegetal para proteger o solo dos processos erosivos. Um dos principais critérios utilizados é a densidade da cobertura vegetal como forma de proteção para o solo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008). As plantas de cobertura colaboram para a qualidade e aumento do teor de matéria orgânica do ambiente, além de beneficiarem o solo com maior atividade biológica (BARROS; GOMIDE; CARVALHO, 2013). A cobertura vegetal atua como elemento responsável pela estruturação do solo por meio do sistema radicular. O sistema radicular de espécies arbóreas constitui em uma malha densa de raízes que impõe, à porção superficial do solo, uma excelente proteção contra a ação erosiva da água, defesa esta que se manifesta na forma de resistência à erosão que aumenta proporcionalmente, com a densidade das raízes (PRANDINI; IWASA; OLIVEIRA, 1982).

Em determinadas áreas a presença de gramíneas ou ainda limitações físicas e químicas ocorrem de tal forma que as espécies arbóreas não conseguem se desenvolver. Neste caso, Beltrame (2013) salienta a possibilidade da ocorrência de filtros bióticos, sendo necessário o controle da matocompetição ou a eliminação de plantas exóticas. O autor destaca ainda que a matocompetição pode ocasionar danos às espécies arbóreas, como redução do crescimento em altura e diâmetro. Áreas abertas que ocorrem em minerações, por exemplo, estas que apresentam limitação de sombreamento, propiciam que gramíneas dominem a área, o que ocasiona o aumento dos custos de manutenção, culminando na probabilidade de insucesso de projetos de restauração com implantação de mudas de espécies arbóreas (NAVE, 2005).

A restauração ecológica, por se tratar de um sistema natural complexo, tem não somente diversas características do local para adaptar, mas um dos principais gargalos de restauradores são os custos agregados em toda a atividade. De acordo com Benini et al. (2016), a maior parcela das despesas em projetos de restauração ecológica envolve a aquisição de insumos, mudas, infraestrutura envolvida e a mão-de-obra. A exemplo dos altos

custos de restauração, Rodrigues; Almeida (2016) averiguaram que a recuperação de uma cascalheira demanda severa intervenção no preparo do solo e a necessidade de um plantio adensado de mudas, estimando um custo de recuperação em torno de R\$ 50 mil por hectare. Martins (2017) trabalhando com restauração, em área de mineração de cascalho em Otacílio Costa/SC obteve uma estimativa de despesa com a implantação de técnicas de nucleação como galharia, poleiro, transposição do solo e do banco de sementes e núcleos de Anderson de R\$ 2.183,63 por hectare.

Com as técnicas de nucleação espera-se restaurar ecossistemas com menores custos, uma vez que estas se baseiam em menores níveis de intervenção do homem no processo e maior aproveitamento da dinâmica natural de regeneração (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Todavia, sabe-se que ambientes abertos degradados pela atividade da mineração com presença de solo exposto, a ocupação por meio da regeneração natural é lenta. Já em ambientes muitos semelhantes, contudo com a presença de matéria orgânica, servindo como substrato para as espécies ruderais propagarem, há forte tendência de espécies de gramíneas tomarem conta deste local. A ocupação destas, sendo espécies nativas, é importante, pois está se estabelecendo o estágio inicial de regeneração natural, contudo em demasia podem retardar o desenvolvimento do processo de sucessão florestal, quando espécies arbóreas estão buscando se estabelecer no local.

3.4.1 Nucleação

O processo de restauração ecológica em determinada área pode ocorrer com o auxílio de técnicas nucleadoras. Yarranton; Morrison (1974) explicam que essas técnicas são entendidas como a capacidade de uma espécie em propiciar uma significativa melhoria nas qualidades ambientais, permitindo aumento da probabilidade de ocupação deste ambiente por outras espécies. Tem por objetivo criar pequenos habitats (núcleos) na área degradada de forma a induzir uma heterogeneidade ambiental, propiciando ambientes distintos no espaço e no tempo (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE SP, 2011). Reis; Bechara; Tres (2010) complementa que esta heterogeneidade ocorre por meio da ação conjunta de fatores abióticos, ou seja, propriedades físicas e químicas do solo, microtopografia e microclima; e bióticos correspondendo produtores, consumidores e decompositores.

Assim é o que sugere a nucleação, em que haverá a formação de pequenos núcleos nos quais são colocadas plantas de distintas formas de vida (ervas, arbustos, lianas e árvores), preferencialmente jovens para florirem e frutificarem de forma a atraírem predadores,

polinizadores, dispersores e decompositores para os pequenos núcleos implantados. Esses ambientes menores transformam de forma rápida o local, propiciando melhores condições de adaptação e reprodução de outros organismos vivos (REIS; ZANBONIN; NAKAZONO, 1999; KAGEYAMA; GANDARA, 2000).

As técnicas de nucleação podem ser aquelas abordadas de forma integrada e combinada, incluindo desde abrigos para a fauna, chuva e banco de sementes, núcleos de espécies de cobertura do solo/núcleos herbáceos, compreendendo o plantio de árvores nativas e bromélias em núcleos densos (REIS; BECHARA; TRES, 2010; VOGEL; CAMPOS; BECHARA, 2015; VOGEL, 2016). Usualmente são aplicadas em vários núcleos pequenos (1-12 m²), que podem ser implantados aleatoriamente ou em tiras sistemáticas (VOGEL; CAMPOS; BECHARA, 2015), reproduzindo micro-habitats que ocupam de 10 a 33,3% da área em restauração (BECHARA et al., 2016). Sendo assim, a nucleação acelera a sucessão natural permitindo que a natureza expresse seus mecanismos de restabelecimento próprio. As distintas técnicas são implantadas de modo combinado e não isoladas, restabelecendo a heterogeneidade espacial e temporal. Cada técnica de nucleação possui características específicas, funcionais e particularidades que conjugadas, englobam unidades básicas de ecologia promovendo a sucessão, energia, biodiversidade do ambiente degradado, agregando conectividade entre a paisagem fragmentada.

Quanto mais diversos forem os núcleos, mais efetiva a nucleação será (REIS et al., 2014). De acordo com Reis et al. (2003; 2014), Reis; Bechara; Tres (2010), Bechara (2006) e Tres; Reis (2007), ela pode ser estimulada por meio de várias técnicas como:

a) Transposição de serapilheira e do banco de sementes do solo: consiste na remoção da superfície do solo, entre 0 a 10-20 cm de profundidade, de áreas nativas próximas em bom estado de conservação, depositando-a na área a ser restaurada. Em florestas maduras, a retirada da superfície do solo, quando em pequenas porções e bem espaçadas, são rapidamente cicatrizadas, não degradando desta maneira a área fonte de sementes (REIS et al., 2014). A serapilheira, por sua vez, recebe folhas, ramos, frutos, sementes, cascas e flores da vegetação existente que, ao se decompor, fornece nutrientes e matéria orgânica para o solo e raízes (MARTINS, 2009). A finalidade de obter material de um local bem preservado é estimular o fluxo gênico da biodiversidade local, por meio da germinação do banco de sementes e do desenvolvimento da biota do solo. Alguns autores já utilizaram esta técnica até para área total do projeto de recuperação (STURGESS; ATKINSON, 1993; RODRIGUES; GANDOLFI, 2000; JAKOVAC, 2007). Quando em atividade de mineração uma boa alternativa é remover o solo antes para reutilização na restauração ecológica (REIS et al., 2014). A recomendação

de Reis; Bechara; Tres, (2010) no uso desta técnica é compor pequenas porções da superfície do solo, germiná-las em bandejas no viveiro e dispor esse material de mudas de alta biodiversidade em forma de núcleos na área a ser restaurada, sendo o ideal estes terem 1 m² de dimensão.

b) Transposição de chuva de sementes em placas: é realizado por meio do plantio de mudas germinadas provenientes das sementes que caem sobre os coletores de 1 m² instalados nos ambientes florestados conservados mais próximos. As sementes, frutos e folhas capturados são peneirados e após serem devidamente processados, todo material é semeado superficialmente em bandejas com substrato em viveiro. Assim, ao surgirem as plântulas são produzidas mudas de diversas formas de vida vegetal sendo lianas, ervas, arbustos, árvores, bromélias e outras epífitas, pteridófitas, dentre outras (REIS et al., 2014). Quando ocorrem coletas mensais amplia-se a possibilidade de se ter espécies que produzirão frutos ao longo do ano todo, permitindo que mais animais acessem a área degradada. Reis; Zanbonin; Nakazono (1999) aconselham que a coleta de sementes deve ocorrer em áreas bem conservadas e ausente de espécies exóticas invasoras, evitando processos de invasão biológica.

c) Formação de abrigos artificiais, por meio da transposição de galharia: compreendem em pilhas de lenha ou resíduo florestal, proveniente de plantio de espécies exóticas, podas de árvores urbanas, supressão oriunda de áreas para mineração, dentre outras fontes de resíduos florestais (SAUVAIN, 2003; BEISEGEL, 2006; DEBELJAK, 2006; MERGANICOVÁ et al., 2012). O objetivo é abrigar pequenos anfíbios, lagartos, aves de pequeno porte e roedores contra predadores como serpentes, aves de rapina, e contra os efeitos do sol, vento e dessecação, peculiar de áreas degradadas, pois entre a galhada a umidade e a temperatura se mantêm mais estáveis (REIS et al., 2014). A intenção é de que em curto prazo a fauna impulse a entrada de sementes dos remanescentes vizinhos, favorecendo a sucessão natural (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE SP, 2011). Com o passar do tempo inicia-se na galharia o processo de decomposição por microrganismos e pequenos insetos, que consequentemente, servirão de alimento para avifauna. Em longo prazo, as pilhas serão totalmente decompostas, formando camadas de húmus e reparando a biota do solo (BAYER; MIELNICZUK, 1999). O diâmetro do resíduo florestal utilizado influenciará na velocidade de decomposição, sendo que quanto maior o diâmetro, mais lenta será a decomposição, permitindo que a função de abrigo para a fauna perdure por tempo maior. Em contrapartida, quanto menor o diâmetro deste resíduo, mais rápida será a decomposição e a melhora na microbiologia do solo (REIS et al., 2014).

d) Poleiros artificiais ou naturais para atração de avifauna: são estruturas altas, em que quanto mais alta for, mais efetivas serão para o pouso de aves e morcegos. A intenção é de que ao serem atraídos para a área alvo de restauração ecológica, esses animais possam defecar ou regurgitar sementes, incrementando o banco de sementes e plântulas local promovendo desta forma o fluxo entre as áreas. Os morcegos e as aves são considerados os animais mais eficazes na dispersão, pois carregam consigo sementes de diferentes espécies e locais, favorecendo uma chuva de sementes maior (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE SP, 2011). O efeito de poleiros já foi detectado por vários autores (McDONNEL; STILES, 1983; GUEVARA; PURATA; VAN DER MAAREL, 1986; McCLANAHAN; WOLFE, 1993; WHITTAKER; JONES, 1994; HOLL, 1998, 1999; GALINDO-GONZALES; GUEVARA; SOSA, 2000; SHIELS; WALKER, 2003). Bechara et al. (2007) em seu estudo sugere poleiros do tipo “torre de cipó” de 10 m de altura, montado com três varas de eucalipto com copa, fixas no solo no formato de cone. O autor indica ainda o plantio de trepadeiras como maracujás nativos (Passifloraceae) ou cipó-de-são-jão (*Pyrostegia venusta* (Ker Gawl.) Miers, tornando o poleiro mais atrativo a fauna (REIS et al., 2014).

e) Coberturas vivas: Bechara; Fernandes; Silveira (2007) recomendam plantio de espécies rústicas herbáceo-arbustivas de ciclo anual, cuja floração e frutificação é em poucos meses, atraindo animais polinizadores, dispersores de sementes e consumidores. Por serem plantas de ciclo curto, a atividade dos decompositores reciclará a matéria orgânica dessa vegetação. O autor salienta ainda que na falta de sementes nativas de ervas e arbustos no comércio, a alternativa é utilizar espécies comum para adubação verde, mesmo que sejam exóticas, com exceção das espécies invasoras e não perenes, pois não se deve causar invasão biológica (REIS et al., 2014).

f) Plantio de mudas de espécies arbóreas em grupos de Anderson (1953): foi estudada por diversos autores (REIS et al., 2003; ZANINI; GANADE, 2005; REIS; KAGEYAMA, 2003; MARTINS et al., 2009; MARTINS, 2013), e ocorre por meio do plantio em núcleos, ou seja, não em área total, formando grupos de cinco a treze mudas altamente adensadas e espaçadas aproximadamente de 1 m x 1 m. As mudas localizadas no centro são beneficiadas no crescimento em altura, em contrapartida as laterais apresentam maior desenvolvimento das ramificações. O principal critério nesta técnica é a escolha das espécies que formarão a nova comunidade e que possibilitarão resgatar a biodiversidade local (MARTINS, 2017). Priorizam-se espécies nativas, especialmente as que possuem frutos e sementes atrativos à fauna e com funções nucleadoras, ou seja, forrageiras, abrigo, fixadoras de nitrogênio, dentre outros. Também se sugere que espécies ameaçadas de extinção sejam implantadas, garantindo

a preservação e propagação dessas. Um fator comum que ocorre nesta técnica é a mortalidade de indivíduos, pois as mudas tendem a competir entre si por recursos como água, nutrientes do solo e outros. Por fim, somente as melhores mudas sobreviverão conforme as condições ambientais específicas do local (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE SP, 2011). Nesta linha de estudo, têm-se utilizado também grupos de mudas de bromélias terrestres, munidas de tanque para armazenamento de água e dessedentação da fauna silvestre, bem como para a atração de diversos animais para a área degradada (ROCHA et al., 2000, 2004; ZALUAR; SCARANO, 2000; COGLIATTI-CARVALHO et al., 2010; REIS et al., 2014).

A aplicação conjunta de várias técnicas nucleadoras produzem uma diversidade de fluxos naturais na área degradada (ESPÍNDOLA et al., 2005), disparando gatilhos ecológicos no processo de regeneração natural, aumentando a rugosidade do local e a conectividade da paisagem (REIS; BECHARA; TRES, 2010). Por apresentarem baixo custo de implantação, o emprego das técnicas de nucleação é de grande valia para o processo de restauração ecológica. De certa forma, a nucleação aplicada supostamente seria mais lenta para se atingir uma vegetação arbórea que corresponda ao tipo vegetacional local da área a ser restaurada. Contudo, ela representa o início da formação de comunidades vegetacionais que futuramente farão parte da composição da paisagem (REIS et al., 2014).

Essas técnicas de nucleação têm sido recomendadas e aplicadas por gerentes, cientistas, agências governamentais e empresas florestais do Brasil (IVANAUSKAS; RODRIGUES; SOUZA, 2007; WUETHRICH, 2007; RODRIGUES et al., 2009; BRANCALION et al., 2010; VOGEL; CAMPOS; BECHARA, 2015); no entanto, dados de grande escala e de longo prazo ainda são necessários para avaliar sua eficácia. Uma nova tendência está surgindo entre restauradores que buscam por modelos de conservação com biofuncionalidade, resgatando as interações entre os organismos do sistema (REIS et al., 2003, 2010; GÓMEZ-APARICIO et al., 2004; ZAMORA; GARCÍA-FAYOS; GÓMEZ APARICIO, 2004; GRIFFITH; TOY, 2006; METZGER, 2006; HOLL et al., 2010; DURIGAN et al., 2010; REIS et al., 2014).

Neste cenário os autores afirmam que as ações de restauração devem recriar comunidades ecologicamente viáveis, protegendo e promovendo a capacidade natural de mudança dos ecossistemas (ENGEL; PARROTA, 2003; REIS et al., 2014). Portanto, estudar e desenvolver novos métodos com espécies potenciais para utilização em projetos de restauração ecológica é essencial para a evolução da ciência. Buscando sempre favorecer a sucessão secundária, formando comunidades com mais diversidade de espécies, permitindo que ela perpetue sem intervenção antrópica em um processo dinâmico contínuo.

3.5 ESPÉCIES NUCLEADORAS POTENCIAIS PARA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

3.5.1 Leguminosa forrageira *Cajanus cajan* L. Millsp (feijão guandu anão)

Cajanus cajan pertence à família Fabaceae, subfamília Faboideae sendo uma leguminosa de porte arbustivo e de crescimento rápido, que apresenta boa plasticidade com tolerância à seca e habilidade de crescer em solos pobres (ALVINO, 2006). De ocorrência nativa na África Tropical Ocidental, é uma das espécies mais utilizadas como adubo verde (AZEVEDO; RIBEIRO; AZEVEDO, 2007). O cultivo é muito valorizado principalmente por asiáticos e africanos, tendo como maior produtor mundial a Índia, que tem essa cultura como base de sua alimentação, com 90% da produção mundial. Em estudo realizado no Sergipe a espécie apresentou potencial produtivo de 6,5 a 9,5 t ha⁻¹ de massa seca na parte aérea (FERNANDES; BARRETO; EMÍDIO FILHO, 1999) e produtividade de 14,3 t ha⁻¹ aos oito meses estando elas colonizadas por micorrizas, em um experimento implantado no Rio de Janeiro (SOUZA; TRUFEM; ALMEIDA, 1999).

Apresenta-se com porte arbustivo ereto e altura variando entre dois e três metros em um ciclo de vida de três a quatro anos. É utilizada amplamente na adubação verde e com potencial produtivo de massa seca para a cobertura do solo (FERNANDES; BARRETO; EMÍDIO FILHO, 1999; SOUZA; TRUFEM; ALMEIDA, 1999; MENEZES et al., 2009; BELTRAME, 2013). Outro destaque da espécie é apresentar sistema radicular profundo, capaz de se desenvolver em solos com tendência em formar crosta na superfície (BRAZACA et al., 1996), além de boa absorção de água e possibilidade de reciclagem de nutrientes das camadas mais profundas (ALVARENGA et al., 1995).

Esta planta pode ser utilizada para os mais diversos fins como planta fitorremediadora, utilizada na renovação de pastagens, na alimentação de animais domésticos, na pecuária e também na alimentação humana, inclusive tem como utilização ser uma planta melhoradora de solos, com potencial de uso na recuperação de áreas degradadas (AZEVEDO; RIBEIRO; AZEVEDO, 2007).

Bechara (2006) informa que o feijão guandu além de ter potencial para cobertura de solo em áreas de recomposição vegetacional, traz que suas flores são atrativas de abelhas, nativas e exóticas, vespas, formigas, besouros e borboletas e, apesar do seu porte alto e senescência tardia, não afeta o estabelecimento de espécies arbóreas nativas (SILVESTRIN, 2014).

A cobertura de solo proporcionada pelas plantas ajuda na proteção contra a erosão, promovem a ciclagem de nutrientes incorporando matéria orgânica, acrescentando nitrogênio ao solo via leguminosas, mantendo a umidade do solo após o seu manejo (DERPSCH; SIDIRAS; HEINZMANN, 1985; GIACOMINI et al., 2003). O uso de espécies leguminosas herbáceas e arbustivas são recomendadas por diversos autores (ALVARENGA et al. 1995; ALVINO, 2006; CARNEIRO et al., 2008; QUEIROZ et al., 2007; BELTRAME; RODRIGUES, 2007, 2008; ROVEDDER; ELTZ, 2008; PAULINO et al., 2009; PEZARICO et al., 2013), levando-se em consideração também por terem excelente germinação, rápido crescimento e serem importantes para atividade microbiana do solo promovendo a cobertura do mesmo, gerando uma ação física e exercendo efeito supressor perante o desenvolvimento das plantas espontâneas competindo por luz, nutrientes e água (BELTRAME, 2013). O mesmo autor cita que elas fazem uma barreira de contenção física sobre o solo, podendo ser suficientes para iniciar o processo sucessional na área alterada.

Neste cenário, a leguminosa tendo potencial de incorporar matéria orgânica no solo, torna-se uma importante ferramenta, podendo promover alteração na dinâmica das plantas daninhas, predação e recrutamento de espécies (BELTRAME, 2013). Araujo et al. (2007) trabalhando com diversas leguminosas no controle de daninhas, dentre elas *Mucuna aterrima* (mucuna preta), *Cajanus cajan* (feijão guandu), *Canavalia ensiformes* (feijão-de-porco) e *Calopogonium mucunoides* (calopogônio), concluíram que as mesmas promovem efeito supressivo. Dentre elas feijão guandu anão e feijão-de-porco foram as espécies que se destacaram em função da sua melhor resistência a seca e a capacidade supressiva, sendo portanto as mais indicadas (BELTRAME, 2013).

No projeto de Alvarenga (1993), que comparou diferentes adubos verdes, o mesmo obteve como resultado que o feijão guandu anão é a espécie com maior potencial para penetração de raízes no solo, bem como maior produção de massa seca e maior quantidade de nutrientes imobilizados, recomendando, portanto a aplicação da espécie. Alvarenga et al. (1995) complementa esta afirmação, pois em seu projeto com diferentes espécies de leguminosas, o feijão guandu anão apresentou resultados benéficos, imobilizando as maiores quantidades de N, P e K (336,2, 20,9 e 180,7 kg ha⁻¹, respectivamente), estando diretamente relacionadas com a maior produtividade de massa de matéria seca (17,9 t ha⁻¹), sendo, portanto, recomendado o seu uso. Franco; Faria (1997) aconselham o uso de espécies arbóreas fixadoras de nitrogênio em conjunto com culturas mistas para manter a biodiversidade e a sustentabilidade do local.

Apesar da existência de diversos estudos utilizando-se de leguminosas, inclusive da espécie *Cajanus cajan*, Beltrame (2013) salienta que poucos autores relatam o uso desta metodologia em restauração ecológica, muito embora tenham uma forte ligação com processos ecológicos como predação, competição, criação de hábitat, ciclagem de nutrientes, dentre outros, podendo de fato estimular esses processos que beneficiam a restauração ecológica. Contudo vários autores relatam em seus estudos o uso dos SAFs ou de adubos verdes como ferramentas para a implantação da restauração ecológica (SANTOS et al., 2001; AMADOR, 2003; ARATO; MARTINS; FERRARI, 2003; BELTRAME; RODRIGUES, 2008; FÁVERO; LOVO; MENDONÇA, 2008; BELTRAME, 2013).

Em busca de metodologias novas e com menor custo de implantação e manutenção em restauração ecológica, o uso de leguminosas forrageiras utilizadas como adubo verde apresenta-se como uma alternativa viável para o controle de gramíneas espontâneas (ROSÁRIO et al., 2006). Os autores indicam as espécies leguminosas utilizadas como adubo verde, por apresentarem rápido crescimento e excelente germinação, promovem ação física que desempenha efeito supressor sobre o desenvolvimento das plantas espontâneas, competindo por luz, água e nutrientes (WILLIAMS II; MORTENSEN; DORAN, 1998; BOND; GRUNDY, 2001; FAVERO et al., 2001; SEVERINO; CHRISTOFFOLETI, 2004; GRAMIG; STOLTENBERG; NORMAN, 2006; ARAUJO et al., 2007; COLLINS et al., 2007, 2008; BELTRAME, 2013).

3.5.2 *Eryngium elegans* Cham. et Schlecht. (caraguatá)

Eryngium elegans Cham. et Schlecht. é uma espécie herbácea pertencente à família Apiaceae, cuja síndrome de dispersão ocorre de forma anemocórica. Possui filotaxia rosetada o que proporciona o acúmulo de água em sua estrutura física, favorecendo assim a presença de uma fauna diferenciada, como organismos aquáticos e semi-aquáticos. Campos (2010) analisou quatro espécies de *Eryngium* quanto à fauna aquática e semi-aquática e, em 80 indivíduos de *E. elegans*, foram registrados 3.782 organismos, sendo esta espécie a que apresentou a maior diversidade. Esta é uma planta rústica, capaz de vegetar áreas mesmo em condições desfavoráveis como em solos rasos e com baixa fertilidade, habita preferencialmente campos úmidos e suporta ocorrência de geadas e inundações (FLORA, 2017; CAMPOS, 2010).

Gonçalves; Melo (2005), trabalhando com a família Apiaceae, observaram que o gênero *Eryngium* recebeu visitas de 36 espécies de abelhas, no total 159 indivíduos, sendo

que todas estavam associadas a este gênero, concluindo, portanto, ser uma planta potencial quanto à polinização e consequentemente atratividade da fauna para o local.

Algumas espécies de *Eryngium* muitas vezes são confundidas com bromélias, tendo em vista a semelhança entre elas (MICIELI et al., 2007; CAMPOS, 2010). Novos estudos com bromélias estão sendo realizados como alternativa para usos em restauração ecológica. Gerber et al. (2017) obtiveram bons resultados em seu experimento utilizando como metodologia a espécie *Bromelia antiacantha* Bertol compondo ilhotas em um projeto de restauração florestal. Como resultados obtiveram alta taxa de sobrevivência (94,17%) e elevado potencial de regeneração da espécie. Os autores indicam este método para ambientes com semelhantes condições à região da Floresta Ombrófila Mista com influência de Floresta Estacional Semidecidual, devido ao baixo custo de implantação e aos excelentes resultados. Partindo dessa recomendação este trabalho tomou a iniciativa de testar *E. elegans* Cham. et Schlecht. como possível espécie para projetos de restauração de áreas pós-mineração, tendo em vista a semelhança que o caraguatá tem perante a bromélia, em se tratando de estrutura morfológica.

Trabalhos realizados com espécies da família Bromeliaceae trazem como características das plantas a sua importância ecológica dentro de um ecossistema, por serem capazes de fornecer diferentes micro-habitats e microclimas, abrigando uma grande variedade de vida, oferecendo recursos como flores, frutos e néctar e também com a possibilidade de armazenar e disponibilizar água, umidificando o local em que se faz presente (BENZING 2004; CESTARI, 2009; DUARTE; GANDOLFI, 2013). Essas características citadas cabem também para a espécie estudada *E. elegans* além de que, assim como funciona para as bromeliaceas, parte da biomassa que produzem é consumida pela fauna ou ainda retorna ao solo, fornecendo nutrientes para o meio (BENZING, 2004; NADKARNI et al., 2004). O fato de a planta apresentar filotaxia rosetada, podendo acumular água, podem abrigar uma boa variedade de organismos, desde detritívoros a aquáticos, que desempenham diferentes funções dentro da cadeia alimentar. Sendo assim, essas plantas contribuem com a heterogeneidade ambiental (BENZING, 2004; DUARTE; GANDOLFI, 2013).

3.5.3 Espécies arbóreas de recobrimento

Núcleos adensados com mudas de espécies nativas implantadas proporcionam um sombreamento rápido do solo, reduzem o desenvolvimento e crescimento de gramíneas e

promovem o aumento da heterogeneidade espacial de agrupamentos vegetais da área, assim como de fato ocorre na natureza (BECHARA et al., 2016; GERBER et al., 2017).

Os plantios adensados são recomendados por Beltrame (2013), quando o ambiente se encontra em situação extrema de degradação, em locais com ausência de banco de sementes do solo que consequentemente perdeu a resiliência, ou ainda quando se há urgência para se fazer o recobrimento do solo, tendo em vista a eminência de ocorrer processos erosivos na área. O mesmo autor salienta a importância de serem utilizadas espécies diferentes, tendo em vista gerar aumento no fator sustentabilidade com a alta diversidade. Traz ainda a informação de áreas que são ausentes de fonte de propágulos, devem ter sua diversidade de espécies aumentada, utilizando espécies herbáceas, arbustivas, arbóreas pioneiras e secundárias.

Rosa (2014) afirma que pequenos fragmentos florestais ou até mesmo árvores isoladas podem atrair a fauna dispersora de sementes (por excrementos ou regurgitação de propágulos como sementes ou pequenos frutos), contribuindo para acelerar a sucessão nas imediações. Esses dispersores podem trazer consigo grande diversidade de propágulos que podem ser introduzidos na área a ser restaurada. A técnica de plantio em núcleos/ilhas tem por vantagem o menor custo, visto a menor área de implantação, bem como a menor intervenção antrópica. O autor destaca ainda a ideia de ser uma metodologia interessante para se realizar em conjunto com outra (s).

Durigan et al. (2010) acrescentam que as metodologias não devem ser engessadas, com "tamanho único" para o número de espécies na restauração de florestas tropicais. Todavia, deve-se determinar o número de acordo com a paisagem, condições locais e o potencial logístico. Goldemberg (2004) salienta que se trata de um método que os custos iniciais talvez sejam maiores, tendo em vista a necessidade de implantação das mudas e pela possível necessidade de um enriquecimento posterior, no caso de não haver fonte de propágulos no entorno, bem como fluxo gênico na região. Há a necessidade de serem escolhidas espécies com características de crescimento rápido e que possuam copas largas para se obter uma rápida cobertura do solo e consequentemente o sombreamento da área.

Grande parte das espécies de recobrimento é constituída por espécies pioneiras nativas, entretanto espécies secundárias iniciais e tardias também podem ser incluídas neste grupo (EMBRAPA, 2018). Assim, ocorrerá a redução da competição, reduzindo-se também os custos com roçadas manuais ou intervenções com herbicidas, o que em longo prazo encarece as demais metodologias tradicionais (ROSA, 2014).

Dentre as espécies de recobrimento utilizadas para este estudo estão *Citharexylum myrianthum* Cham. (tucuneira), *Inga sessilis* (Vell.) Mart. (ingá-macaco), *Myrcianthes*

pungens (O.Berg) D.Legrand (guabiju), *Matayba elaeagnoides* Radlk. (camboatá-branco) e *Casearia sylvestris* Sw. (cafezeiro-do-mato). A escolha das espécies se baseou na arquitetura de copa, sendo espécies de copa larga e crescimento rápido, para serem avaliadas quanto a sua potencialidade ao sombreamento perante as gramíneas existentes na área de estudo. Outras características consideradas das espécies é de suportarem geadas, serem atrativas a fauna e pela disponibilidade de mudas na região.

A espécie *Citharexylum myrianthum* Cham. tem como nome popular tucuneira é uma planta nativa do Brasil pertencente à família Verbenaceae (O'LEARY; THODE, 2018). É uma espécie arbórea que pode alcançar até 20 metros de altura, dotada de boa arquitetura de copa, porém aberta (BUENO; LEONHARDT, 2011), e tronco com 40-60 cm de diâmetro, revestida por casca com coloração parda e ritidoma escamoso. As flores são brancas, pouco vistosas e dispostas em inflorescências. Os frutos são bagas vermelhas e vistosos contendo 1-4 sementes. As folhas são opostas cruzadas, simples e de margens pouco onduladas. Face inferior com coloração mais clara e nervuras proeminentes. Há relatos de ocorrência desta espécie do estado do Rio Grande do Sul a Bahia (IBF, 2018).

A tucaneira é uma árvore decídua característica das florestas de galeria, pluvial atlântica, floresta estacional semidecidual e floresta ombrófila mista. Podendo ser encontrada preferencialmente em matas ciliares, ocorre em terrenos úmidos e até mesmo brejosos e produz anualmente grande quantidade de sementes que são dispersas pela avifauna. A floração ocorre durante os meses de outubro e dezembro a maturação dos frutos ocorre entre janeiro e março. É uma espécie pioneira e de rápido crescimento, muito recomendada nos plantios destinados à recuperação de áreas degradadas (IBF, 2018).

A espécie *Inga sessilis* (Vell.) Mart., popularmente conhecida como ingá-macaco é uma planta nativa do Brasil pertencente à família Fabaceae (INGA IN, 2018). É uma espécie arbórea que pode alçar até 20 m de altura. Ocorre nos estados do Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. É frequentemente encontrada na floresta ombrófila densa submontana e montana, acima dos 400 m de altitude, nas florestas estacionais semidecíduais montanas que cobrem parte da Serra da Mantiqueira e nas florestas ombrófilas mistas do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (INGA IN, 2018).

I. sessilis é uma espécie pioneira e hermafrodita que floresce de dezembro a fevereiro no Paraná, nos Estados do Rio Grande do Sul e em Santa Catarina a floração é semelhante, sendo de fevereiro a setembro. Em São Paulo a floração é entre os meses de abril a setembro, e de maio a junho no Rio de Janeiro. Os frutos amadurecem de junho a janeiro e a dispersão

da espécie é zoocórica, principalmente por peixes e macacos, destacando-se o bugio ou guariba. O ingá-macaco pode ser amplamente utilizado em projetos de recuperação, visto que as folhas e os frutos desta espécie fazem parte do cardápio do macaco bugio e de grande parte da fauna, facilitando assim a dispersão de semente e favorecendo a regeneração natural. Esta espécie possui também associação com *Rhizobium*, formando nódulos globosos e com atividade da nitrogenase que fixam nitrogênio no solo, melhorando a fertilidade do mesmo (FARIA et al., 1984; CARVALHO, 2006).

A espécie *Myrcianthes pungens* (O.Berg) D.Legrand, comumente chamada de guabiju pertence à Myrtaceae, não endêmica do Brasil (MAZINE; FARIA, 2018). O guabiju é uma árvore perenifólia que atinge até 25 m de altura, pertencente ao grupo ecológico secundária tardia. Suas folhas apresentam ápice espinescente muito característico da espécie, o que facilita sua identificação a campo. Sua ocorrência no Brasil abrange desde o Estado de São Paulo até o Rio Grande do Sul, sendo encontrada em todas as formações florestais, com exceção da floresta ombrófila densa e Restinga Litorânea. Sua floração ocorre nos meses de setembro a janeiro e a frutificação de dezembro a abril. Os frutos são bagas globosas com polpa carnosa e comestível, muito apreciados pela fauna nativa e também pelos humanos. Por apresentar frutos atrativos à fauna é considerada facilitadora da dispersão de sementes, com potencial de ser utilizada na recuperação de áreas degradadas (MARCHIORI; SOBRAL, 1997; BACKES; IRGANG, 2002).

Matayba elaeagnoides Radlk. vulgarmente conhecida como camboatá-branco é uma árvore pertencente à família Sapindaceae não endêmica do Brasil (MATAYBA IN, 2018). O camboatá-branco pode alcançar até 20 m de altura. Os ramos são cilíndricos a levemente achatados, as folhas são compostas e dispersas por todo o ramo e é considerada uma espécie pertencente ao grupo ecológico secundária tardia. Marques (2007) em seu estudo diz que *M. elaeagnoides* apresenta copa densa, baixa, alargada, de folhagem verde-clara. O tronco é curto e tortuoso, geralmente irregular, com 30 a 60 cm de diâmetro, possui casca externa acinzentada, áspera, pouco fissurada e casca interna arenosa, compacta, de coloração castanha clara. Os frutos são altamente apreciados e consumidos por várias espécies de pássaros, sendo desta forma a espécie indicada para a composição de reflorestamentos mistos destinados ao repovoamento de áreas degradadas de preservação permanente. É indicada também para restauração de ambientes ripários, pois suporta inundação. Pode ser plantada nas margens dos reservatórios das hidrelétricas, por se desenvolver bem em solos excessivamente úmidos. Apresenta boa deposição de serapilheira e macronutrientes na floresta ombrófila mista

(LORENZI, 1992; DURIGAN; NOGUEIRA, 1990; REITZ et al., 1983; BRITEZ et al., 1992).

Casearia sylvestris Sw., habitualmente conhecida como cafezeiro-do-mato, é uma planta pertencente a família Salicaceae, não endêmica do Brasil, que possui ampla distribuição geográfica ocorrendo de norte a sul do país (SALICACEAE IN, 2018). O cafezeiro-do-mato é uma árvore que suporta geadas, é perenifólia, podendo atingir altura máxima de aproximadamente 20 metros e 40 cm de DAP (diâmetro à altura do peito, medido a 1,30 m do solo), na idade adulta (STANNARD, 1995). O troco é de seção cilíndrica, reto a tortuoso, a ramificação é dicotômica e simpódica. A copa é baixa, densifoliada, fastigiada arredondada, com folhagem verde-escura. Os ramos apresentam extremidade glabra a pubescente, com lenticelas esparsas a numerosas. A casca é espessa, apresentando até 5 mm, e a casca externa ou ritidoma é de cor cinza escura. As folhas são simples, oblongas ou elípticas, quando observada contra a luz, notam-se pontuações translúcidas pequenas, numerosas e distribuídas por toda a lâmina (CARVALHO, 2007).

C. sylvestris sobrevive em diversos tipos de solos, de fertilidade química baixa a alta, solos úmidos ou secos e de textura arenosa a argilosa. Para Aguiar et al. (2001) a espécie é considerada secundária inicial em relação ao grupo ecológico. Tal espécie é recomendada para restauração de ambientes ripários (VILELA et al., 1993), pois suporta inundação e encharcamento, podendo ser utilizada também na revegetação natural de voçorocas (FARIAS et al., 1993). As folhas e os frutos dessa espécie fazem parte da dieta alimentar de diversos integrantes da fauna, como por exemplo o macaco-bugio ou guariba, o que facilita a dispersão de sementes da mesma (VASCONCELOS; AGUIAR, 1982). Conforme Backes; Irgang (2004) é uma das poucas espécies arbóreas melíferas de inverno.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, O. T. et al. Flora fanerogâmica de um trecho da floresta densa secundária no Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Cunha/Indaiá – Cunha (SP). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 13, n. 1, p. 1-18, 2001.
- ALBERTINO, S. M. F. et al. Composição florística das plantas na cultura de guaraná (*Paullinia cupana*), no estado do Amazonas. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 22, n. 3, p. 351-358, 2004.
- ALLEN, C. R. et al. Adaptive management for a turbulent future. **J. Environmental Management**, 92, p. 1339-1345, 2011.
- ALVARENGA, R. C. **Potencialidades de adubos verdes para conservação e recuperação de solos**. 1993. p. 112. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1993.
- ALVARENGA, R. C. et al. Características de alguns adubos verdes de interesse para a conservação e recuperação de solos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 30, p. 175-185, 1995.
- ALVINO, F. O. **Influência do espaçamento e da cobertura do solo com leguminosas sobre o crescimento do Paricá**. 2006. p. 77. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural da Amazônia. 2006.
- AMADOR, D. B. Restauração de ecossistemas com sistemas agroflorestais. 2003. Disponível em: < <http://saf.cnpqg.embrapa.br/publicacoes/14.pdf> > Acesso em 03 Abr. 2019.
- ANDERSON, M. L. Spaced-Group planting. **Unasylva**, Roma, v. 7, n. 2, p. 1-15, 1953.
- ARAUJO, J. C. et al. Supressão de plantas daninhas por leguminosas anuais em sistema agroecológico na Pré-Amazônia. **Planta Daninha**, Campinas, v. 25, n. 2, p. 267-275, 2007.
- ARATO, H. D.; MARTINS, S. V.; FERRARI, S. H. S. Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.27, n.5, p. 715-721, 2003.
- ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **IF Série Registros**, v. 44, p. 1–38, 2011.
- AUMOND, J. J.; LOCH, C.; COMIN, J. J. Abordagem Sistêmica e o uso de Modelos para Recuperação de Áreas Degradadas. VII Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas. Anais... SOBRADE: Curitiba, 2008, p.636
- AZEVEDO, R. L. RIBEIRO, G. T.; AZEVEDO, C. L. L. Feijão guandu: uma planta multiuso. **Revista da Fapese**, v. 3, n. 2, p. 81-86, 2007.
- BACKES, P.; IRGANG, B. **Árvores do Sul: guia de identificação & interesse ecológico – as principais espécies nativas sul-brasileiras**. Porto Alegre: Pallotti, 2002.

BACKES, P.; IRGANG, B. **Mata Atlântica: as árvores e a paisagem**. Porto Alegre: Paisagem do Sul. p. 393, 2004.

BARBOSA, A. C. C. **Recuperação de áreas degradadas por mineração através da utilização de sementes e mudas de três espécies arbóreas do cerrado do Distrito Federal**. 2008. p. 88 Dissertação (Mestrado). Universidade de Brasília/ Faculdade de Tecnologia - Departamento de Engenharia Florestal, Brasília, 2008.

BARROS, D. L.; GOMIDE, P. H. O.; CARVALHO, G. J. Plantas de cobertura e seus efeitos na cultura em sucessão. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 2, p. 308–318, 2013.

BAYER, B.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, J. A.; CAMARGO, F. A. O. (Eds). **Fundamentos de Matéria Orgânica no Solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, p. 10-25, 1999.

BECHARA, F. C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. 249 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais), Curso de Pós- Graduação em Recursos Florestais, ESALQ, Piracicaba, 2006.

BECHARA, F. C.; FERNANDES, G. D.; SILVEIRA, R. L. Quebra de dormência de sementes de *Chamaecrista flexuosa* (L.) Greene Leguminosae visando a restauração ecológica do cerrado. **Revista de Biologia Neotropical**, v. 4, n. 1, p. 58-63, 2007.

BECHARA, F. C. et al. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras de biodiversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 9-11, 2007.

BECHARA, F. C. et al. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021–2034, 2016.

BEISIEGEL, B. M. Shelter availability and use by mammals and birds in an Atlantic forest area. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 1, p. 1-16, 2006.

BELTRAME, T. P. **Restaurando a Ecologia na Restauração: avaliação de sistemas agroflorestais e espécies leguminosas em plantios de restauração ecológica**. 2013.

BELTRAME, T. P.; RODRIGUES, E. Feijão guandu (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.) na restauração de florestas tropicais. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 28, n. 1, p. 19-28, jan./mar. 2007.

BELTRAME, T. P.; RODRIGUES, E. Comparação de diferentes densidades de feijão guandu (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.) na restauração florestal de uma área de reserva legal no Pontal do Paranapanema, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 36, n. 80, p. 317-327, 2008.

BENINI, R. de M. et al. **Custos de restauração da vegetação nativa no Brasil**. 2016.

BENZING, D. H. Vascular epiphytes. In: M. Lowman, B. Rinker (eds.). **Forest canopies**, 2ed. Elsevier, Boston, p. 175-211, 2004.

BERTONI, J; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**, 7ª Edição, Editora Ícone. São Paulo, SP, 355p. 2008.

BOND, W.; GRUNDY, A. C. Non-chemical weed management in organic farming systems. **Weed Research**, Oxford, v. 41, p. 383-405, 2001.

BRANCALION, P. H. S. et al. Legal instruments can enhance high-diversity tropical forest restoration. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 455-470, 2010.

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

BRAZACA, S. G. C. et al. Avaliação física, química, bioquímica e agronômica de cultivares de feijão-guandu (*Cajanus cajan* (L) Mill). **Alimentos e Nutrição**, v. 7, p. 37-45, 1996.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Emendas Constitucionais. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 05 out. Seção 1, p. 1, 1988.

BRITEZ, R. M. et al. Deposição estacional de serrapilheira e macronutrientes em uma floresta de araucária, São Mateus do Sul, Paraná. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v.4, pt.3, p.766-772, 1992. Edição dos Anais do 2º Congresso Nacional sobre Essências Nativas, 1992.

BUENO, O. L.; LEONHARDT, C. Distribuição e potencial paisagístico dos gêneros *Citharexylum* L. e *Verbenoxylum* Tronc. no Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, v. 66, n. 1, p. 47-60, 2011.

BULLOCK, J. M. et al. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. **Trends in Ecology & Evolution**, 26:541–549, 2011.

CAMPOS, R. E. *Eryngium* (Apiaceae) phytotelmata and their macroinvertebrate communities, including a review and bibliography. **Hydrobiologia** 652, 311–328. 2010.

CARNEIRO, M. A. C. et al. Produção de fitomassa de diferentes espécies de cobertura e suas alterações na atividade microbiana de solo de Cerrado. **Bragantia**, 2008.

CARVALHO, P. E. R. Ingá-Ferradura. **Circular Técnica**, Embrapa Florestas, Colombo, PR, v.123, Dez. 2006.

CARVALHO, P. E. R. Cafezeiro-do-Mato. **Circular Técnica**, Embrapa Florestas, Colombo, PR, v.138, Nov. 2007.

CESTARI, C. Epiphyte plants use by birds in Brazil. **Oecologia Brasiliensis**, 13:689-712, 2009.

CHOI, Y. D. Theories for ecological restoration in changing environment: toward "futuristic" restoration. **Ecological Research**, v.19, n.1, p. 75-81, 2004.

CLEMENTS, F. E. **Plant Succession**. Carnegie Institution, Publication 242, Washington, DC. 1916.

COGLIATTI-CARVALHO, L. et al. Volume de água armazenado no tanque de bromélias, em restingas da costa brasileira. **Acta Botânica Brasileira**, Feira de Santana, v. 24, n. 1, p. 84-95, 2010.

COLLINS, A. S. et al. Competitiveness of three leguminous cover crops with yellow nutsedge (*Cyperus esculentus*) and smooth pigweed (*Amaranthus hybridus*). **Weed Science**, Lawrence, v. 55, p. 613- 618, 2007.

COLLINS, A.S.; et al. Optimum densities of three leguminous cover crops for suppression of smooth pigweed (*Amaranthus hybridus*). **Weed Science**, Lawrence, v. 56, p. 753-761, 2008.

CORRÊA, R. S. **Recuperação de áreas degradadas pela mineração no Cerrado. Manual para revegetação**. 2007.

CORRÊA, R. S. **Recuperação de áreas degradadas pela mineração do Cerrado - Manual para vegetação**. 2. ed. Brasília: Ed. Universa, 2009.

COWLES, H. C. The ecological relations of vegetation on the sand dunes of Lake Michigan. **Botanical Gazette** v. 27, p. 361-391. 1899.

DEBELJAK, M. Coarse woody debris in virgin and managed forest. **Ecological Indicators**, Kiel, v. 6, n. 4, p. 733-742, 2006.

DELLASALA, D. A. et al. A Citizen's Call for Ecological Forest Restoration: Forest Restoration Principles and Criteria. **Ecological Restoration**, v. 21, n. 1, p.14-23, 2003.

DERPSCH, R.; SIDIRAS, N.; HEINZMANN, F. X. Manejo do solo com coberturas verdes de inverno. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 20:761-773, 1985.

DESIMONE, S.A. Balancing active and passive restoration in a nonchemical, research-based approach to coastal sage scrub restoration in Southern California. **Ecological Restoration** 29(1-2): 45-51, 2011.

DIEHL, R. J. Restauração de Áreas Degradadas: técnicas de nucleação para otimizar este processo. **Revista On-Line IPOG**, Goiânia, v. 01, n. 14, p. 1–16, 2017.

DUARTE, M. M., GANDOLFI, S. Enrichment of forests in pro-cess of restoration: Aspects of epiphytes and phorophytes that may be considered. **Hoehnea**, 40, 507–514, 2013.

DUNAISKI JÚNIOR, A. **Regeneração da floresta ombrófila mista após distúrbio por mineração de calcário em Rio Branco do Sul, PR**. 2015. p. 180. Tese (doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2015.

DURIGAN, G. et al. Legal rules for ecological restoration: an additional barrier to hinder the success of initiatives? **Revista Árvore** 34:471–485, 2010.

DURIGAN, G.; NOGUEIRA, J. C. B. Recomposição de matas ciliares: orientações básicas. São Paulo: **Instituto Florestal**, n. 4, p. 14, 1990.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/codigo-florestal/entenda-o-codigo-florestal/glossario>>. Acesso em 10 nov. 2018.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a Restauração Ecológica: Tendências e Perspectivas Mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Eds). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: FEPAF, p. 1-26, 2003.

ESPINDOLA, M. B. et al. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. **Biotemas**, Florianópolis, v. 18, n. 1, p. 27-38, 2005.

FARIA, S. M. et al. Levantamento da nodulação de leguminosas florestais nativas na Região Sudeste do Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 19, p. 143-153, 1984.

FARIAS, C. A. et al. Dinâmica da revegetação natural de voçorocas na Região de Cachoeira do Campo, Município de Ouro Preto-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 17, n. 3, p. 314-326, 1993.

FAVERO, C. et al. Modificações na população de plantas espontâneas na presença de adubos verdes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 11, p. 1355-1362, 2001.

FÁVERO, C.; LOVO, I. C.; MENDONÇA, E. S. Recuperação de área degradada com sistema agroflorestal no Vale do Rio Doce, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.32, n. 5, p. 861-868, 2008.

FERNANDES, M. F. BARRETO, A. C.; EMÍDIO FILHO, J. Fitomassa de adubos verdes e controle de plantas daninhas em diferentes densidades populacionais de leguminosas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v. 34, n. 9, p. 1593-1600, set. 1999.

FIESP. **Impactos sociais e econômicos da regulamentação Conama sobre intervenção em APP sobre o setor de agregados e argilas**. Multigeo: São Paulo, 2006.

FLORA Digital do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. 2017. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/fitoecologia/florars/index.php?pag=buscar_mini.php>. Acesso em 16 out. 2018.

FOCKINK, G. D. **Regeneração natural em um sub-bosque de povoamento de *Pinus taeda* L.** 2018. p. 63. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Curitibanos, Graduação em Engenharia Florestal, Curitibanos, 2018.

FRANCO, A. A.; FARIA, S. M. de. The Contribution of N₂-fixing tree legumes to land reclamation and sustainability in the tropics. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 29, p. 897-903, 1997.

GALINDO-GONZALES, J.; GUEVARA, S.; SOSA, V. J. Bat and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n. 6, p. 1693-1703, 2000.

GERBER, D. et al. Utilização de *Bromelia antiacantha* Bertol. em projetos de restauração

ecológica. **Acta Biológica Catarinense**, v. 4, n. 2, p. 60–67, 2017.

GIACOMINI, S. J. et al. Matéria seca, relação C/N e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio em mistura de plantas de cobertura de solo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, 27:325-334, 2003.

GOLDEMBERG, J. A **Recuperação Florestal Planejada, Enriquecimento**. In: HAHN, C. M. (Org.). **Recuperação Florestal: da Muda à Floresta**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, p.16-17, 2004.

GÓMEZ-APARICIO, L. et al. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. **Ecological Applications**, Washington, v. 14, n. 4, p. 1128-1138, 2004.

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

GRAMIG, G. G.; STOLTENBERG, D. E.; NORMAN, J. M. Weed species radiation-use efficiency as affected by competitive environment. **Weed Science**, Lawrence, v. 54, p. 1013-1024, 2006.

GRIFFITH, J. J.; TOY, T. J. O modelo físico-social da recuperação ambiental. **Brasil Mineral**, São Paulo, v. 22, n. 242, p. 166-174, 2006.

GUEVARA, S.; PURATA, S. E.; VAN DER MAAREL, E. The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. **Vegetatio**, Netherlands, v. 66, n. 2, p. 77-84, 1986.

HOLL, K. D. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? **Restoration Ecology**, Malden, v. 6, n. 3, p. 253-261, 1998.

HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, Washington, v. 31, n. 2, p. 229-242, 1999.

HOLL, K. D. et al. Planting seedlings in tree islands versus plantations as a large-scale tropical forest restoration strategy. **Restoration Ecology**, Malden, v. 19, n. 4, p. 470-479, 2010.

HOOVER, E. R.; LEGENDRE, P.; CONDIT, R. Factors affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned land in Panama. **Ecology**, v. 85, p. 3313-3326, 2004.

HU, Y. X. et al. Monitoring wetland vegetation pattern response to water-level change resulting from the Three Gorges Project in the two largest freshwater lakes of China. **Ecological Engineering**, Elsevier, USA, v. 74, p. 274–285, 2015.

HÜLLER, A. et al. Regeneração natural do componente arbóreo e arbustivo do parque natural municipal de Santo Ângelo - RS. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Piracicaba, v. 6, n. 1, p. 25-35, 2011.

HUTCHINGS, M. J.; JOHN, E. A.; STEWART, A. J. A, (Ed.) The ecological consequences of environmental heterogeneity. Cambridge: University Press, p. 1-8, 2000.

IBF – Instituto Brasileiro de Floresta. Disponível em: <<https://www.ibflorestas.org.br/mudas-nativas-e/46-arvores-brasileiras/408-tucaneiro.html>>. Acesso em 05 set. 2018.

INGA IN **Flora do Brasil 2020 em construção**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB83263>>. Acesso em: 16 dez. 2018.

IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R. R.; SOUZA, V. C. The importance of regional floristic diversity for the forest restoration successfulness. In: Rodrigues RR (ed) High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil. **Nova Science Publishers**, New York, p. 63–77, 2007.

JAKOVAC, A. C. C. **O uso do banco de sementes florestal contido no topsoil como estratégia de recuperação de áreas degradadas**. 2007. 150 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Universidade de São Paulo – Fapesp. p. 261, 2000.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil**. 1ª edição. Nova Odessa, SP: Ed. Plantarum Ltda. vol. 1. p. 352, 1992.

McCLANAHAN, T. R.; WOLFE, R. W. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. **Conservation Biology**, Boston, v. 7, n. 2, p. 279-287, 1993.

McDONNELL, M. J.; STILES, S. W. The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. **Oecologia**, Berlin, v. 56, n. 1, p. 109-116, 1983.

MARCHIORI, J. N. C.; SOBRAL, M. **Dendrologia das angiospermas: Myrtales**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria. p. 304, 1997.

MARQUES, T. P. **Subsídios à recuperação de formações florestais ripárias da Floresta Ombrófila Mista do Estado do Paraná, a partir do uso espécies fontes de produtos florestais não-madeiráveis**. 2007. p. 244. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

MARTINS, D. A. P. **Restauração de áreas degradadas por exploração mineral no Planalto Catarinense**. 2017. 91 p. Dissertação. (Mestrado). Universidade do Estado de Santa Catarina / Centro de Ciências Agroveterinárias. Lages, 2017.

MARTINS, K. G. **Dinâmica temporal da vegetação e da decomposição da serapilheira em sucessão secundária da floresta atlântica do sul do Brasil**. 2012. 110 p. Tese (doutorado). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. 2 ed. Viçosa: Aprenda Fácil, 2007.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas**. 3. ed. Viçosa: Aprenda Fácil, 2013.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, B. D.; LEITE, H. G. A. A contribuição da ecologia florestal no desenvolvimento de modelos e técnicas de restauração florestal de áreas degradadas. **Revista Ação Ambiental**, Viçosa, v.10, n.36, p. 10-13, 2007.

MARTINS, S. V. Soil seed bank as indicator potential in canopy gaps of a semideciduous Forest in Southeastern Brazil. In: FOURNIER, M.V. (Eds.). **Forest regeneration: ecology, management and economics**. New York: Nova Science Publishers, p. 113 - 128, 2009.

MATAYBA IN **Flora do Brasil 2020 em construção**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB32720>>. Acesso em: 16 Dez. 2018.

MAZINE, F. F.; FARIA, J. E. Q. *Myrcianthes* in **Flora do Brasil 2020 em construção**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB10786>>. Acesso em: 16 Dez. 2018

McDONNEL, M. J.; STILES, S. W. The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. **Oecologia**, Berlin, v. 56, n. 1, p. 109-116, 1983.

MENEZES, L. A. S. et al. Produção de fitomassa de diferentes espécies, isoladas e consorciadas, com potencial de utilização para cobertura do solo. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 25, n. 1, p. 7-12, Jan./Feb. 2009.

MERGANICOVÁ, K. et al. Deadwood in forest ecosystems. In: BLANCO, J. A.; LO, Y. H. (Eds). **Forest Ecosystems - more than just trees**. Rijeka: InTech, p. 81-108, 2012.

METZGER, J. P. How to deal with non-obvious rules for biodiversity conservation in fragmented landscapes? **Natureza e Conservação**, Curitiba, v. 4, n. 2, p. 125-137, 2006.

MICIELI, M. V. et al. Epizootiological studies of *Amblyospora camposi* (Microsporidia: Amblyosporidae) in *Culex renatoi* (Diptera: Culicidae) and *Paracyclops fimbriatus fimbriatus* (Copepoda: Cyclopidae) in a bromeliad habitat. **Journal of Invertebrates Pathology** 94: 31–37, 2007.

MOREIRA, P. R.; SILVA, O. A. Produção de serapilheira em área reflorestada. **Revista Árvore**, Viçosa – MG, v. 28, n. 1, p. 49-59, 2004.

NADKARNI, N. M. et al. Biomass and nutrient pools of canopy and terrestrial components in a primary and a secondary montane cloud forest, Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, 198: 223-236, 2004.

NAVE, A. G. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP.** 2005. p. 218. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2005.

NOFFS, P. S.; GALLI, L. F.; GONÇALVES, J. C. **Recuperação de áreas degradadas da mata atlântica.** 2. ed. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 2000.

O’LEARY, N.; THODE, V. A. *Citharexylum* in. **Flora do Brasil 2020 em construção.** Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB15136>>. Acesso em: 16 Dez. 2018.

PAULINO, G. M. et al. Fixação biológica e transferência de nitrogênio por leguminosas em pomar orgânico de mangueira e gravioleira. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.44, n.12, p.1598-1607, 2009.

PEZARICO, C. R. et al. Indicadores de qualidade do solo em sistemas agroflorestais. **Revista de Ciências Agrárias/Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 56, n. 1, p. 40-47, 2013.

PICKETT, S. T. A.; CADENASSO M. L. Vegetation succession. Pp 178-198, In: E. van der Maarel (ed.) **Vegetation Ecology**. Blackwell, New York. 2005.

PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L.; MEINERS, S. J. Ever since Clements: from succession to vegetation dynamics and understanding to intervention. App. **Vegetation Science**. v. 12, n.1, p.9-21, 2009.

PINHEIRO, C. C.; GANADE, G. Influência do micro-habitat no processo de predação de sementes em uma área em restauração. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8., 2007, Caxambu – MG. **Anais...** Caxambu – MG, 2007.

PRANDINI, F. L.; IWASA, O. Y.; OLIVEIRA, A. M. S. A. **A cobertura vegetal nos processos e evolução do relevo: o papel da floresta.** In: Congresso Nacional sobre Essenciais Nativas, 1, 1982, Campos de Jordão. **Anais...** Campos de Jordão: Silvicultura em São Paulo, p.1568-1582, 1982.

QUEIROZ, L. R. et al. Avaliação da produtividade de fitomassa e acúmulo de N, P e K em leguminosas arbóreas no sistema de aleias, em Campos dos Goytacazes, RJ. **Revista Árvore**, Viçosa, v.31, n.3, p.383-390, 2007.

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. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** São Paulo: FEPAF, p. 91-110, 2003.

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

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n. 2, p. 244-250, 2010.

REIS, A.; ZANBONIN, M. N.; NAKAZONO, E. M. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. **Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica**, Caderno nº 14, São Paulo, 1999.

REIS, A. et al. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 509-518, 2014.

REIS, L. L. **Monitoramento da recuperação ambiental de áreas de mineração de bauxita na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas (PA)**. 2006. 175f. Dissertação (Doutorado em Ciências em Agronomia), Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

REITZ, R. et al. **Projeto madeira do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Companhia Riograndense de Artes Gráficas, 1983.

REY BENAYAS, J. M.; BULLOCK, J. M.; NEWTON, A. C. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. **Frontiers in Ecology and Environment**, v.11, n. 6, p. 329–336, 2008.

RIBEIRO, T. M. I. et al. Restauração florestal com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no parque estadual de Campos do Jordão, SP: Efeito do fogo na estrutura do componente arbustivo-arbóreo. **Scientia Forestalis/Forest Sciences**, v. 40, n. 94, p. 279–290, 2012.

ROCHA, C. F. D. et al. Bromeliads: Biodiversity amplifiers. **Journal of Bromeliad Society**, Orlando, v. 50, n. 2, p. 81-83, 2000.

ROCHA, C. F. D. et al. Conservando uma larga porção da diversidade biológica através da conservação de Bromeliaceae. **Vidalia**, Viçosa, v. 2, n. 1, p. 52-72, 2004.

RODE, R. et al. Grupos florísticos e espécies discriminantes em povoamento de *Araucaria angustifolia* e uma Floresta Ombrófila Mista. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 2, p. 319-327, 2011.

RODRIGUES, N. G.; ALMEIDA, A. N. **Custo para recuperar uma área degradada: um projeto para a cascalheira do parque Sucupira**. Trabalho de Conclusão de Curso, 2016.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo: FAPESP, p. 241-243, 2000.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.

RODRIGUES, R. R. **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: Science Publishers, 2007.

RONDINO, E. **Áreas Verdes como redestinação de áreas degradadas pela mineração: estudo de casos nos municípios de Ribeirão Preto, Itu e Campinas, Estado de São Paulo.** 2005. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2005.

ROSA, C. T. **Gestão de projetos de recuperação de áreas degradadas: comparação de custos e eficiência de diferentes metodologias.** 2014.

ROSÁRIO, A. A. S. et al. Avaliação técnica do plantio adensado em sistemas agroflorestais com relação ao controle de plantas invasoras. 2006. Disponível em: <http://www.agrofloresta.net/artigos/plantio_adensado_saf_peneireiro.pdf>. Acesso em: 03 Abr. 2019.

ROVEDDER, A.P.M.; ELTZ, F.L.F. Desenvolvimento do *Pinus elliottii* e do *Eucalyptus tereticornis* consorciado com plantas de cobertura, em solos degradados por arenização. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.38, n.1, p.84-89, jan-fev, 2008.

SALICACEAE IN. **Flora do Brasil 2020 em construção.** Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB14384>>. Acesso em: 16 Dez. 2018.

SANTOS, A. C. et al. Gramíneas e leguminosas na recuperação de áreas degradadas: efeito nas características químicas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, p. 1063-1071, 2001.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE SP. Unidade de Coordenação do Projeto de Recuperação das Matas Ciliares. **Restauração ecológica: sistemas de nucleação.** São Paulo: SMA, p. 63, 2011. Disponível em: <<http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/222/Documentos/Nucleacao.pdf>>. Acesso em: 01 Dez. 2018.

SAUVAIN, R. B. **Dead wood in managed forests: how much and how much is enough? Development of a snag quantification method by remote sensing & GIS and snag targets based on three-toed woodpeckers' habitat requirements.** 2003. 184 f. Tese (Doutorado) - École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Lausanne, 2003.

SCOWCROFT, P. G.; YEH, J. T. Passive restoration augments active restoration in deforested landscapes: The role of root suckering adjacent to planted stands of *Acacia koa*. **Forest Ecology and Management**, v. 305, p. 138-145. 2013.

SEVERINO, F. J.; CHRISTOFFOLETI, P. J. Weed suppression by smother crops and selective herbicides. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 61, n. 1, p. 21-26, 2004.

SER. **Princípios da SER International sobre a restauração ecológica.** Estados Unidos, 2004. Disponível em: <<http://www.ser.org>>. Acesso em: 20 Ago. 2018.

SHIELS, A. B.; WALKER, L.R. Bird perches increase forest seeds on Puerto Rican landslides. **Restoration Ecology**, Malden, v. 11, n. 4, p. 457-465, 2003.

SILVA, J. M.; MELO, E. M. Natural regeneration and ecological succession of tree species of the family Fabaceae Lindl., of two fragments of urban forest em Camaragibe, Pernambuco, Brazil. **Brazilian Geographical Journal**, Ituiutaba, v. 4, n. 2, p. 584-594, 2013.

SILVESTREIN, A. R. C. **Recomposição inicial de floresta ripária com práticas de cobertura de solo e de adubação, Região Metropolitana de Curitiba-PR**. 2014. 113 p. Tese (doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

SIMÕES, C. G.; MARQUES, M. C. M. The role of sprouts in the restoration of atlantic rainforest in southern Brazil. **Restoration Ecology**, Boston, v. 15, n. 1, p. 53–59, 2007.

SIMONI, M.; LORINI, K. C. **Diagnóstico das atividades desenvolvidas por mineração de rocha basáltica da pedreira R.A. Ltda**. 2011. p. 45. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal do Paraná, Medianeira, 2011.

SOUZA, F. A.; TRUFEM, S. F. B.; ALMEIDA, D. L. Efeito de pré-cultivos sobre o potencial de inoculo de fungos micorrízicos arbusculares e produção de mandioca. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v. 34, n. 10, p. 1913-1923, 1999.

STANNARD, B. L. **Flora of the Pico das Almas**: Chapada Diamantina - Bahia, Brazil. Kew: Royal Botanical Gardens, p. 853, 1995.

STARR, C. R. **Avaliação da sucessão ecológica e do desenvolvimento de árvores em uma lavra de cascalho revegetada do Distrito Federal, DF – Brasil**. 2009. p. 78. Dissertação (Mestrado em engenharia florestal). Universidade Federal de Brasília. Brasília, 2009.

STURGESS, P.; ATKINSON, D. The clear-felling of sand-dune plantations: soil and vegetational processes in habitat restoration. **Biological Conservation**, London, v. 66, n. 3, p. 171-183, 1993.

TAVARES, S. et al. Recuperação de áreas mineradas na Amazônia por meio da técnica de nucleação. In: 16º Prêmio de Excelência da Indústria Mineral-metalúrgica Brasileira. 2014, Belo Horizonte, p.15, 2014.

TRES, D. R.; REIS, A. La nucleación como propuesta para la restauración de la conectividad del paisaje. In: Seminário internacional de restauración ecológica, 2., 2007, Santa Clara. **Anais...** Santa Clara: Grupo Cubano de Restauración Ecológica, p. 1-11, 2007.

VASCONCELOS, L. E. M.; AGUIAR, O. T. A alimentação de *Alouatta fusca* Geof. (Primates, Cebidae). In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, Campos do Jordão. **Anais**. São Paulo: Instituto Florestal, 1982. p. 1727-1730. Publicado na Silvicultura em São Paulo, v. 16 A, parte 3, 1982.

VILELA, E. de A. et al. Espécies de matas ciliares com potencial para estudos de revegetação no alto Rio Grande, sul de Minas. **Revista Árvore**, Viçosa, v.17, n. 2, p. 117-128, 1993.

VOGEL, H. F.; CAMPOS, J. B.; BECHARA, F. C. Early bird assemblages under different subtropical forest restoration strategies in Brazil: passive, nucleation and high diversity plantation. **Tropical Conservation Science**, v. 8, p. 912–939, 2015.

VOGEL, H. F. et al. Annual changes in a bird assembly on artificial perches: implications for ecological restoration in a subtropical agroecosystem. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 16, n. 1, p. 01-09, 2016.

WHITTAKER, R. J.; JONES, S. H. The role of frugivorous bats and birds in the rebuilding of a tropical forest ecosystem, Krakatau, Indonesia. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 21, n. 3, p. 245-258, 1994.

WILLIAMS II, M. M.; MORTENSEN, D. A.; DORAN, J. W. Assessment of weed and crop fitness in cover crop residues for integrated weed management. **Weed Science**, Lawrence, v.46, p.595-603, 1998.

WUETHRICH, B. Reconstructing Brazil's Atlantic rainforest. **Science**, v. 315, p. 1070–1072. 2007.

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

ZAHAWI, R. A.; REID, J. L.; HOLL, K. D. Hidden costs of passive restoration. **Restoration Ecology**, v. 22, n.3, p. 284-887, 2014.

ZALUAR, H. L. T.; SCARANO, F. R. Facilitação em restingas de moitas: um século de buscas por espécies focais. In: ESTEVES, F. A.; LACERDA, L. D. (Eds). **Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras**. Rio de Janeiro: NUPEM/UFRJ, p. 3-23, 2000.

ZAMORA, R.; GARCÍA-FAYOS, P.; GÓMEZ APARICIO, L. Las interacciones planta-planta y planta-animal en el contexto de la sucesión ecológica. In: VALLADARES, F. (Ed). **Ecología del Bosque Mediterráneo en un Mundo Cambiante**. Madrid: EGRAF, p. 371-393, 2004.

ZANINI, M. L. B.; 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.

4 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA POR NUCLEAÇÃO EM ANTIGAS ÁREAS DE MINERAÇÃO DE CASCALHO

RESUMO

A prática de restauração florestal vem se tornando cada vez mais comum e necessária, pois representa uma atividade básica para a conservação, refazendo as comunidades e conectando fragmentos vegetacionais. Este estudo foi conduzido em dois sítios com distintas condições de solo/substrato, em processo de restauração ecológica de antigas áreas de extração mineral de cascalho, no município de Otacílio Costa/SC. O trabalho teve por objetivo analisar a evolução dessas áreas e avaliar o desenvolvimento das técnicas de nucleação aplicadas anteriormente por Martins (2017) por meio da análise da regeneração natural. O autor avaliou o comportamento das técnicas de nucleação de enleiramento de galharia, poleiro artificial, transposição de serapilheira e do banco de sementes do solo, além das parcelas controle de regeneração natural e obteve no total 3.328 indivíduos. Após três anos da implantação, estas técnicas foram reavaliadas, das quais foram recrutados 10.677 indivíduos de 22 famílias botânicas, incluindo 84 espécies distintas e 53 gêneros que ingressaram na comunidade. Grande parte desses regenerantes são classificados como espécies herbáceas, pioneiras e anemocóricas. O resíduo florestal está proporcionando maior riqueza de espécies, sendo uma eficiente metodologia para restauração de áreas mineradas por cascalho. Porém, mesmo diante das restritas condições de solo a outra área apresentou maior abundância, demonstrando a evolução das duas áreas em processo de restauração. As espécies *Mimosa scabrella* e *Schinus molle* obtiveram os melhores resultados em campo desde o ano de 2016. A primeira sendo indicada para áreas com solo ácido, raso e pedregoso, e a segunda para substratos com resíduos de origem florestal. Os resultados obtidos, quanto ao desenvolvimento das espécies dos núcleos de Anderson, foram satisfatórios, sendo a técnica recomendada para restauração ecológica de áreas degradadas pela extração de cascalho. Sendo assim, recomenda-se utilizar resíduo de origem florestal em áreas pós-mineração de cascalho como método de restauração ecológica.

Palavras-chave: Recuperação de área degradada; jazida de extração de cascalho; sucessão.

ABSTRACT

The practice of forest restoration is becoming more common and necessary, since it represents a basic activity for conservation, redoing as communities and connecting vegetation fragments. This study was conducted in two sites with different soil/substrate conditions, in process of ecological restoration of old areas of mineral extraction of gravel, in the municipality of Otacílio Costa/SC. In this sense, the objective of this work was to analyze the evolution of this areas and the development of nucleation techniques performed by Martins (2017) by the analysis of natural regeneration. The author evaluated the behavior of nucleation techniques galleys, artificial polio, litter transposition and soil seed bank, in addition to the natural regeneration control plots, and obtained a total of 3.328 individuals. After three years of implementation, these techniques were reevaluated, of which 10.677 individuals from 22 botanical families were recruited, including 84 distinct species and 53 genera that participated in the community. Most of these regenerants were classified as herbaceous, pioneer and anemocoric. The forest residue is providing the greatest species richness, being an important proposal for the restoration of mining areas. So, even in the face of time constraints, the other area was more individuals, showing an evolution of the both areas in the process of restoration. The species *Mimosa scabrella* and *Schinus molle* have obtained the best results in the field since the year 2016. The first species is indicated for the areas shallow and stony, and the second one for substrates with residues of forest origin. The results obtained with Anderson nuclei were satisfactory, being a recommended technique for the ecological restoration of degraded areas by gravel extraction. Therefore, it is recommended to use forest residues in areas after gravel mining as a method of ecological restoration.

Keywords: Recovery of degraded area; gravel extraction site; ecological restoration; succession.

4.1 INTRODUÇÃO

A crescente demanda por regularização ambiental da atividade mineradora tem feito com que estudos de restauração ecológica tragam resultados consistentes dos métodos mais eficientes em riqueza, diversidade e cobertura do solo, com menor custo de implantação e manutenção dessas áreas. A restauração ecológica é o processo induzido de recuperação de

ecossistemas alterados, que se fundamenta na adoção de intervenções humanas intencionais de recuperação para desencadear, facilitar ou acelerar a sucessão ecológica, que opera antes, durante e após essas intervenções de recuperação ecológica (BRANCALION et al., 2015).

Sítios degradados pela ação da mineração apresentam baixa resiliência, pois o solo é totalmente retirado, tornando-se ausente de diásporos (sementes, caules, raízes ou tubérculos). Sendo assim, as fontes de propágulos passam a ser a principal ferramenta para a colonização deste local (DUNAISKI JÚNIOR, 2015). Em situações extremas quando não existe fonte de propágulo ou em áreas que a degradação foi muito intensa e/ou antiga, ou ainda em casos que há emergência de se restaurar no menor espaço de tempo possível como exemplo áreas sujeitas a erosão, os plantios são recomendados (BELTRAME, 2013). A alternativa de utilizar o plantio de espécies arbóreas torna os propágulos um filtro importante, pois a disponibilidade, distância, distribuição e diversidade de espécies e genética desta fonte é uma evidência da diversidade da restauração (LUGO, 1997; BELTRAME, 2013).

Outra informação que merece destaque em estudos de restauração é a síndrome de dispersão, pois em áreas degradadas pela mineração o potencial das espécies anemocóricas pode ser explorado, bem como das zoocóricas, enriquecendo a sucessão ecológica (JORDANO et al., 2006; TÓFOLI, 2006; UEZU; BEYER; METZGER, 2012; AQUINO; BARBOSA, 2009; RODRIGUES et al., 2009b). As síndromes de dispersão são importantes e muito estudadas, por exemplo, nas técnicas de nucleação (REIS et al., 2003; BECHARA et al., 2007; REIS; TRES; SCARIOT, 2007; BELTRAME, 2013). A metodologia da nucleação na restauração ecológica tem por objetivo criar pequenos habitats (núcleos) na área degradada de forma a induzir uma heterogeneidade ambiental, propiciando ambientes distintos no espaço e no tempo (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE SP, 2011).

A aplicação conjunta de várias técnicas nucleadoras produzem uma diversidade de fluxos naturais na área degradada (ESPÍNDOLA et al., 2005) disparam gatilhos ecológicos no processo de regeneração natural, aumentando a rugosidade do local e a conectividade da paisagem (REIS; BECHARA; TRES, 2010). Por apresentarem baixo custo de implantação, o emprego das técnicas de nucleação é de grande valia para o processo de restauração ativa.

As técnicas de nucleação têm sido recomendadas e aplicadas por gerentes, cientistas, agências governamentais e empresas florestais do Brasil (IVANAUSKAS; RODRIGUES; SOUZA, 2007; WUETHRICH, 2007; RODRIGUES et al., 2009a; BRANCALION et al., 2010; VOGEL; CAMPOS; BECHARA, 2015) no entanto, dados de grande escala e de longo prazo ainda são necessários para avaliar sua eficácia. A avaliação e a caracterização quantitativa de áreas que sofreram mudanças estruturais em ambientes secundários é uma

etapa fundamental e decisiva em projetos de restauração ecológica, e podem indicar se é possível prever os caminhos da regeneração natural em ambientes perturbados (LIEBSCH; GOLDENBERG; MARQUES, 2007).

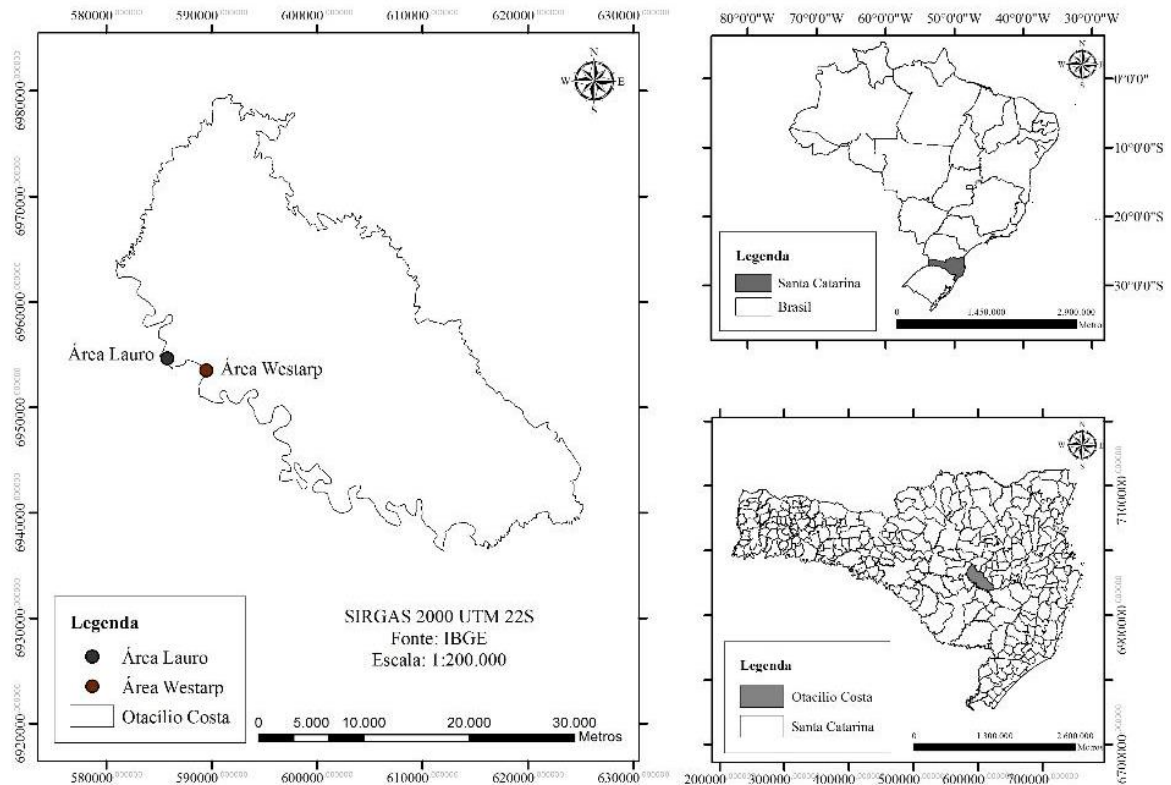
No presente estudo, analisou-se a evolução de duas áreas em distintas condições de solo/substrato, em processo de restauração ecológica em antigas áreas de extração mineral de cascalho a partir das técnicas de nucleação aplicadas anteriormente por Martins (2017). Hipotetizou-se que as técnicas aplicadas foram eficientes para a restauração nas áreas, sendo a utilização do resíduo florestal a metodologia ideal para restauração de área minerada por cascalho.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Caracterização geral da área de estudo

Este estudo foi conduzido em duas áreas degradadas pertencentes à Empresa Klabin S.A., denominadas Westarp e Lauro, localizadas no município de Otacílio Costa/SC (Figura 1), que passaram por processo de restauração ecológica por meio de técnicas de nucleação. O presente estudo deu continuidade ao trabalho elaborado por Martins (2017) que implantou em 2015 quatro técnicas de nucleação, sendo elas poleiro, enleiramento de galharias, transposição de serapilheira e do banco de sementes do solo e núcleos de Anderson nas duas áreas (Westarp e Lauro), com diferentes condições de solo/substrato.

Figura 1 - Localização das áreas Westarp e Lauro, no município de Otacílio Costa, Santa Catarina.



Fonte: Próprio autor (2019).

O projeto está inserido na Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai, Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Pelotas. As formações geológicas desta área remontam o Paleozóico com rochas sedimentares. O solo é classificado como Cambissolo Húmico Alumínico, considerado como solo pouco profundo ou raso, com cores de bruno escuro a bruno avermelhado, argiloso e com horizonte B incipiente (EMBRAPA, 2013), apresentam baixa fertilidade e alta pedregosidade (MARTINS, 2017).

O clima na região, conforme Alvares et al. (2013), é classificado como “Cfb”, ou seja, clima temperado constantemente úmido, com verões frescos, não apresentando estação seca definida com temperatura média anual em torno de 17,8 °C. A precipitação anual é de 1.841 mm e, segundo Pereira (2014), são bem distribuídas ao longo do ano, não ocorrendo normalmente déficit hídrico. A umidade relativa do ar predomina entre 80% a 83% (EPAGRI, 2002), com geadas frequentes (ANDRADE, 2017).

A vegetação florestal pertence à Floresta Ombrófila Mista (IBGE, 2012). Atualmente, a vegetação natural remanescente na região de estudo é constituída por fragmentos florestais em diferentes estágios sucessionais, resultantes dos diversos processos de uso antrópico, como o pastoreio de bovinos, abertura de estradas, além da adjacência com o plantio das

espécies exóticas *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. (MARTINS, 2017). No final da avaliação do trabalho de Martins (2017), após a aplicação das técnicas de nucleação, foram encontradas 85 espécies, reunidas em 19 famílias e 53 gêneros. As famílias mais representativas quanto à riqueza de espécies foram Poaceae, Asteraceae, Cyperaceae, Fabaceae, Rubiaceae e Solanaceae e Iridaceae.

I. Caracterização da área Westarp

A área experimental Westarp possui 2.500 m² e situa-se entre as coordenadas 27°32'13" S e 50°05'86" O em uma altitude de 840 metros, distante aproximadamente 130 m do Rio Canoas, como demonstra a Figura 2. Esta área, assim como a Lauro, foi degradada em função da abertura de estradas para acessar a cascalheira e era utilizada para manobrar maquinários em virtude da mineração de cascalho para a pavimentação de estradas florestais.

O solo é argiloso com muitos fragmentos de rocha (cascalho, matacão, etc.) e compactação excessiva (MARTINS, 2017). A cobertura vegetal (Figura 3) é composta por espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas, com a presença de diversas espécies de gramíneas, *Baccharis* sp., *Mimosa scabrella* Benth e outras espécies florestais implantadas na área por Martins (2017).

Figura 2 - Localização da área Westarp e seu entorno, com polígono em vermelho destacando a área de estudo.



Fonte: Google Earth editado pelo próprio autor (2019).

Figura 3 - Vista da área Westarp em dezembro de 2018.



Fonte: Próprio autor (2019).

II. Caracterização da área Lauro

A área experimental Lauro possui 1.500 m² e situa-se entre as 27°31'36" S e 50°07'08" O e altitude de 848 metros, distante aproximadamente 170 m do Rio Canoas, porém a 40 m de distância de uma lagoa (Figura 4). O solo dessa área é composto pela deposição do resíduo florestal casca de *Pinus* spp. do pátio de madeira misturado com resíduo mineral de cascalho, no qual foram depositados em leiras, espalhados e compactados com trator de esteira. Por apresentar resíduo florestal com partículas de diversos tamanhos, consequentemente houve um aumento na profundidade deste solo, causando maior umidade em decorrência do processo de decomposição desse material.

Figura 4 - Localização da área Lauro e seu entorno, com polígono em vermelho destacando a área de estudo.



Fonte: Google Earth editado pelo próprio autor (2019).

Por se tratar de uma área com pouco sombreamento a cobertura vegetal é composta por espécies herbáceas, principalmente gramíneas, e algumas arbóreas implantadas por

Martins (2017), como pode ser observada na Figura 5. Após a implantação das técnicas de nucleação em 2015, foi possível observar na área Lauro elevada riqueza e diversidade de espécies, evidenciando o uso do resíduo florestal como alternativa para a restauração.

Figura 5 - Vista da área Lauro em dezembro de 2018.

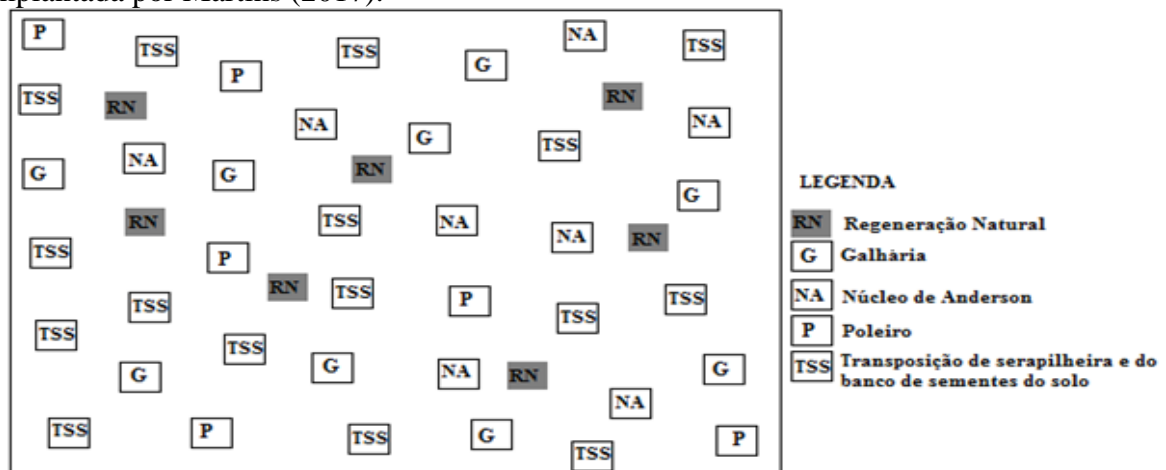


Fonte: Próprio autor (2019).

4.2.2 Técnicas de nucleação

A implantação do experimento realizada em 2015 por Martins (2017) compreendeu em 40 parcelas na Westarp e 28 parcelas na Lauro, compostas pelas técnicas nucleadoras enleiramento de galharia, poleiro artificial, transposição de serapilheira e do banco de sementes do solo e núcleo de Anderson, distantes em aproximadamente 5 m no sentido norte, sul e por 10 m no sentido leste, oeste (Figura 6). Parcelas de regeneração natural também foram implantadas nas entrelinhas das técnicas, tendo em vista serem parcelas de controle.

Figura 6 - Esquema da localização das técnicas de nucleação e regeneração natural, implantada por Martins (2017).



Fonte: Martins (2017).

I. Transposição de serapilheira e banco de sementes do solo (TS)

A coleta da serapilheira e do banco de sementes do solo foi resgatada de um fragmento florestal em estágio médio de sucessão tendo como base o levantamento florístico e definição de Brasil (1994). A metodologia adotada por Martins (2017) consistiu em alocar 22 parcelas de 3 m x 3 m nesse ambiente florestado, em que 15 parcelas seriam destinadas para a área Westarp e sete parcelas para a área Lauro, distantes 5 m entre si. No centro de cada parcela foi acomodado um gabarito de madeira com dimensão de 1 m x 1 m e coletada a serapilheira e o solo superficial a uma profundidade de 5 cm. As amostras foram recolhidas e acondicionadas em sacos plásticos, etiquetadas e levadas para a área experimental onde ocorreu de fato a implantação do material coletado. Este foi depositado em núcleos de 1 m x 1 m (1,0 m²) os quais seguiram com marcação de estacas, conforme a Figura 7. As avaliações por Martins (2017) eram com frequência trimestral e consistiu na identificação do número de plântulas recrutadas em cada avaliação, durante o período de 10 meses (janeiro de 2016 a outubro de 2016). Os indivíduos acima de 10 cm foram identificados, contados e demarcados com cordão colorido. O presente estudo manteve a metodologia aplicada pela autora, com exceção do total de avaliações finais e do critério de inclusão que neste, optou-se por incluir todos os indivíduos presentes recrutados em cada avaliação. O atual estudo teve início em dezembro de 2017, finalizando em dezembro de 2018, totalizando cinco avaliações trimestrais.

Figura 7 - Núcleo de transposição de serapilheira e do banco de sementes do solo na área Westarp.

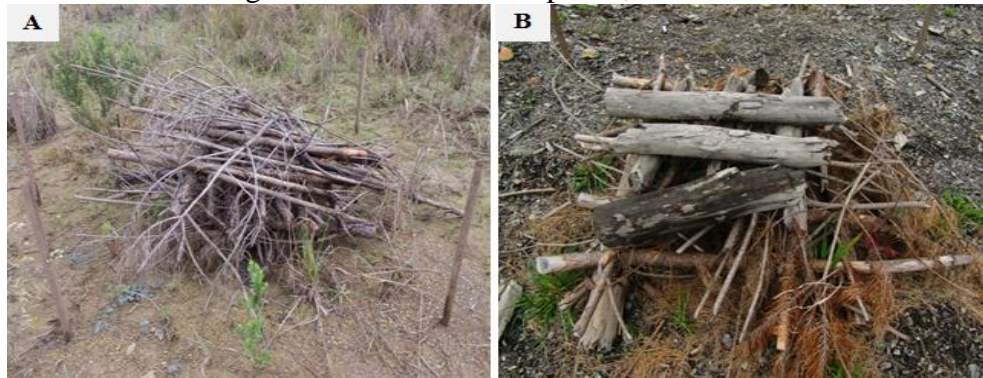


Fonte: Martins (2017).

II. Enleiramento de galharia

Tendo em vista a grande produção de resíduos de origem florestal que a empresa gera na colheita, especificamente ponteira de *Pinus* spp. e resíduos do pátio de toras, esses foram aproveitados e enleirados, dispostos em dez pilhas na área Westarp e sete pilhas na Lauro (Figura 8), com espaçamento de 1 m x 1 m e aproximadamente 0,50 m de altura. As avaliações ocorreram com frequência trimestral, quantificando e demarcando os indivíduos recrutados sob, sobre e no entorno da galharia, com cordão colorido (MARTINS, 2017). O presente estudo optou por registrar todos os indivíduos recrutados, em cinco avaliações trimestrais, salientando a quantidade de seis núcleos na Lauro, com área média de 2,5 m² (1,5 m x 1,5 m).

Figura 8 - Enleiramento de galharia na área Westarp “A”; área Lauro “B”.

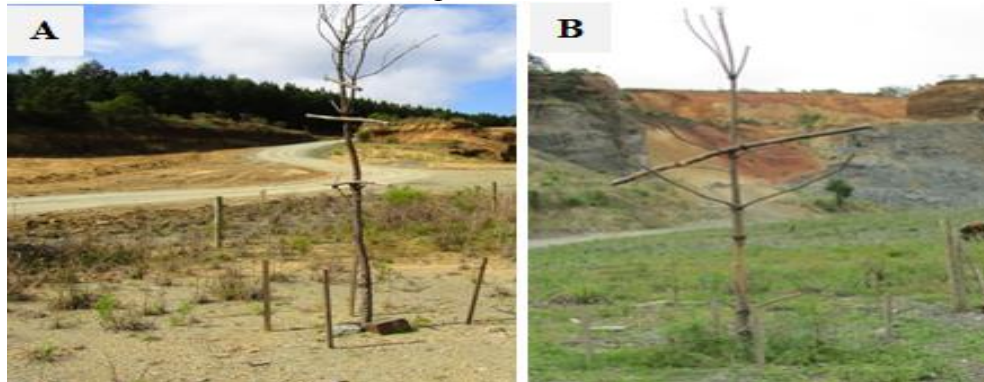


Fonte: Martins (2017).

III. Poleiro artificial

Tendo por finalidade atrair a avifauna com intuito de auxiliar no processo de recolonização da área, Martins (2017) instalou parcelas de 1 m x 1 m, em que poleiros artificiais foram implantados em ambas as áreas. Esses foram construídos com varas de *Pinus* spp. medindo, aproximadamente, 2,5 m de altura (Figura 9). As avaliações consistiram na identificação dos indivíduos regenerantes recrutados dentro das parcelas, sendo eles demarcados com cordão colorido. No atual estudo, ocorreram no total cinco avaliações trimestrais, incluindo todos os indivíduos recrutados.

Figura 9 - Poleiro artificial na área Westarp “A”; área Lauro “B”.



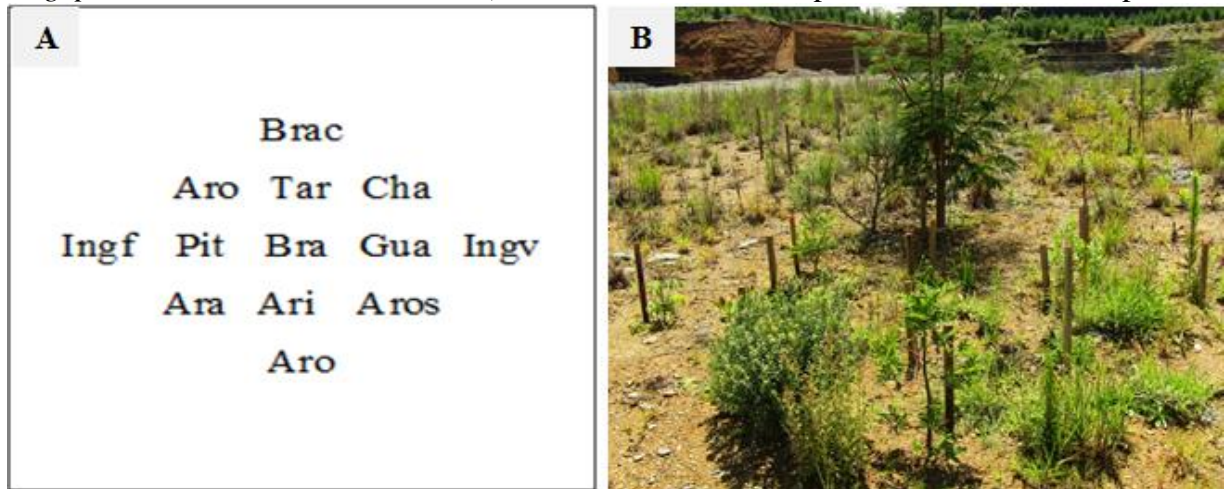
Fonte: Martins (2017).

IV. Plantio em núcleo de Anderson

A seleção de espécies feita por Martins (2017) procurou seguir alguns critérios, sendo eles: levantamento florístico em fragmentos florestais próximos às áreas de instalação do experimento; classificação sucessional em pioneiras, secundárias tardias e iniciais; disponibilidade de mudas em viveiros da região; potencial de cada espécie, como a capacidade de sobreviver em condições extremamente adversas, relacionada ao solo, frio e geadas e; abrigo e alimento para fauna.

As parcelas com núcleos de Anderson apresentavam 13 mudas de 12 diferentes espécies, sendo elas *Schinus molle* L. e *Schinus terebinthifolius* Raddi da família Anacardiaceae, *Annona sylvatica* A. St.-Hil. (Annonaceae), *Gymnanthes klotzschiana* Müll.Arg. (Euphorbiaceae), *Inga marginata* Willd., *Inga vera* Willd., *Mimosa scabrella* Benth. (Fabaceae), *Psidium cattleianum* Sabine., *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg. e *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae), *Allophylus edulis* (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk (Sapindaceae) e *Vitex megapotamica* (Spreng.) Moldenke (Lamiaceae). A distribuição das espécies foi padronizada (Figura 10), em que pioneiras foram plantadas nas bordas e no interior as secundárias iniciais e tardias, com espaçamento de 0,5 m entre plantas, totalizando 104 mudas por área (MARTINS, 2017).

Figura 10 - A) Modelo de distribuição das espécies nos núcleos: Aro: *S. terebinthifolius*; Aros: *S. molle*; Ari: *A. sylvatica*; Ara: *P. cattleianum*; Ingv: *I. vera*; Gua: *C. xanthocarpa*; Bra: *G. klotzschiana*; Pit: *E. uniflora*; Ingf: *I. marginata*; Cha: *A. edulis*; Tar: *V. megapotamica*; Brac: *M. scabrella*; B) Núcleo de Anderson implantado na área Westarp.



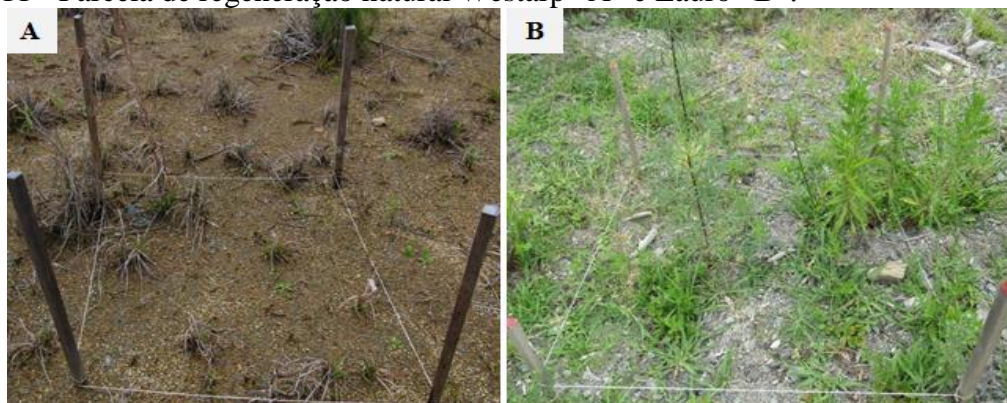
Fonte: Martins (2017).

Os registros em campo seguiram com a coleta das variáveis de crescimento altura (H), com o auxílio de uma fita métrica (cm) e diâmetro do coleto (DC) utilizando-se de paquímetro (mm). A sobrevivência das espécies também foi averiguada. As avaliações foram mensais, durante o período de 12 meses (MARTINS, 2017). No presente estudo as variáveis estudadas foram as mesmas, contudo as coletas de dados foram trimestrais, totalizando cinco registros.

4.2.3 Regeneração natural

Para o levantamento florístico da regeneração natural, Martins (2017) instalou sete parcelas de 1 m x 1 m em cada área (Figura 11), distribuídas aleatoriamente entre as técnicas de nucleação. A autora considerou como regeneração natural os indivíduos com altura superior a 10 cm. As avaliações foram realizadas trimestralmente durante o período 10 meses (janeiro a outubro de 2016), em que os regenerantes foram demarcados e identificados. O atual estudo obteve cinco registros trimestrais, demarcando com cordão colorido todos os indivíduos regenerantes, sem critério de inclusão.

Figura 11 - Parcela de regeneração natural Westarp “A” e Lauro “B”.



Fonte: Martins (2017).

4.2.4 Análise dos dados

Todos os indivíduos identificados foram classificados de acordo com a metodologia utilizada por Martins (2017) apresentando forma de vida, guilda de regeneração e síndrome de dispersão. A identificação das espécies foi realizada por meio da Flora Digital do Rio Grande do Sul (FDRS, 2019), Sistema de Identificação Dendrológica Online (SIDOL, 2019) e consulta a especialistas. O sistema *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG IV, 2016) e os dados eletrônicos da Lista de Espécies da Flora do Brasil (LFB, 2019) foram utilizados para confirmar a grafia das espécies.

A diversidade da composição florística foi realizada para as áreas Lauro e Westarp a partir do índice de Shannon-Wiener (H') e da equabilidade de Pielou (J) que representa a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes (BROWER; ZAR, 1984). Este índice varia entre 0 e 1, em que a máxima diversidade é representada pelo valor 1, denotando que todas as espécies seriam igualmente abundantes (STARR, 2009). A riqueza entre as áreas de estudo foi comparada por meio do método de rarefação. As análises dos dados foram realizadas no programa estatístico R (R CORE TEAM, 2019) utilizando-se do pacote Vegan (OKSANEN et al., 2016) e por meio de planilha eletrônica.

Para os núcleos de Anderson as análises seguiram com o desenvolvimento da altura (cm) e diâmetro do colo (mm), além do incremento obtido dessas variáveis em torno dos anos de avaliação de 2016 por Martins (2017) até 2018. Optou-se por detalhar *Mimosa scabrella* e *Schinus molle* que foram destaque nos resultados para as diferentes condições de sítio da Westarp e da Lauro.

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Técnicas nucleadoras e regeneração natural

Em cinco avaliações das técnicas nucleadoras, incluindo a parcelas controle de regeneração natural foram recrutados 10.677 indivíduos de 22 famílias botânicas, incluindo 84 espécies distintas e 53 gêneros. Além dessas, foram computadas oito espécies como indeterminadas e cinco identificadas apenas em nível de família. Martins (2017) obteve no total 3.328 indivíduos regenerantes, de 19 famílias, 85 espécies e 53 gêneros. Três famílias botânicas descritas pela autora não foram registradas ou identificadas nesse trabalho, sendo elas Juncaceae, Rutaceae e Violaceae. Dentre essas famílias, 12 espécies não foram mais recrutadas, entretanto 20 novas espécies entraram para a comunidade. Apenas uma que ingressou na Westarp é exótica, *Pinus* sp., pois no entorno desta há presença de talhões servindo como fonte de propágulos. *Andropogon bicornis* L. foi a espécie destaque do estudo com 583 indivíduos na área Lauro e 3.766 na área Westarp, totalizando 4.349 indivíduos amostrados.

As famílias com maior riqueza deste estudo são Poaceae (19), Asteraceae (18), Cyperaceae (8), Fabaceae (8). Martins (2017) obteve os mesmos resultados alterando-se os números de espécies, sendo consecutivamente 21, 18, 6 e 4. Os gêneros mais representativos foram *Baccharis* (5), *Solanum* (5), *Paspalum* (4), *Cyperus* (3), *Plantago* (3), *Digitaria* (3) e *Panicum* (3) como demonstra a Tabela 1.

Tabela 1 - Relação de famílias e espécies regenerantes nas técnicas nucleadoras de acordo com a FV = forma de vida (Arb = arbustivo; Hb = herbáceo; Arv = arbóreo); SD = síndrome de dispersão (Anemo = anemocoria; Auto = autocoria; Zoo = zoocoria); GD = Guilda de regeneração (P = pioneira; Si = secundária inicial; St = secundária tardia); L2017 = número de indivíduos na área Lauro realizado por Martins (2017); L2019 = número de indivíduos na Lauro até ano de 2019; W2017 = número de indivíduos na área Westarp registrado por Martins (2017) e W2019 = número de indivíduos na Westarp até o ano de 2019. Nc = Não classificada.

FAMÍLIA/ ESPÉCIE	FV	SD	GR	L2017	L2019	W2017	W2019
APIACEAE							
NI A	-	-	-	0	0	0	11
<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	Hb	Auto	Si	22	285	7	57
<i>Cyclospermum leptophyllum</i> (Pers.) Sprague	Hb	Anemo	P	41	75	0	0
ASTERACEAE							
NI B	-	-	-	0	4	0	1

Tabela 1 – Continuação...

FAMÍLIA/ ESPÉCIE	FV	SD	GR	L2017	L2019	W2017	W2019
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	Hb	Anemo	P	0	1	17	407
<i>Baccharis</i> sp.	Arb	Anemo	P	0	20	0	10
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Arb	Anemo	P	18	28	83	569
<i>Baccharis semiserrata</i> DC	Arb	Anemo	P	0	5	0	50
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	Arb	Anemo	Si	0	1	17	41
<i>Baccharis uncinella</i> DC.	Arb	Anemo	P	17	11	98	116
<i>Baccharis vulneraria</i> Baker.	Arb	Anemo	P	0	0	23	0
<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Pol.	Hb	Anemo	St	3	68	0	0
<i>Chevreulia sarmentosa</i> (Pers.) Blake	Hb	Anemo	Si	28	88	14	101
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	Hb	Anemo	P	145	233	0	297
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	Hb	Anemo	St	3	0	0	0
<i>Erechtites valerianifolius</i> (Wolf) DC	Hb	Anemo	P	41	153	22	96
<i>Gamochaeta pensylvanica</i> (Willd.) Cabrera	Hb	Anemo	P	21	29	96	14
<i>Gamochaeta stachydifolia</i> (Lam.) Cabrera	Hb	Anemo	P	9	7	23	66
<i>Hypochaeris radicata</i> L.	Hb	Anemo	Si	36	50	13	109
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	Arb	Anemo	P	73	60	0	48
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Hb	Anemo	P	19	42	0	1
<i>Vernonia</i> sp.	Arb	Anemo	P	0	14	6	0
<i>Vernonanthura</i> sp.	Arb	Anemo	P	0	3	9	0
<i>Vernonanthura tweediana</i> (Baker) H.Rob.	Arb	Anemo	P	0	0	17	0
BERBERIDACEAE							
<i>Berberis laurina</i> Billb.	Arb	Zoo	P	0	0	0	4
CARYOPHYLLACEAE							
<i>Spergula</i> sp.	Hb	Anemo	P	0	6	0	52
COMMELINACEAE							
<i>Commelina</i> sp.	Hb	Nc	P	6	16	0	22
CONVOLVULACEAE							
NI C	-	-	-	0	56	0	2
CYPERACEAE							
<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B.Clarke	Hb	Anemo	P	3	6	46	28
<i>Bulbostylis polytricha</i> Cherm.	Hb	Anemo	P	0	0	0	1
<i>Cyperus aggregatus</i> (willd.) Endl.	Hb	Anemo	P	0	43	0	3
<i>Cyperus odoratus</i> L.	Hb	Anemo	P	34	18	42	1
<i>Cyperus rigens</i> C.Presl	Hb	Anemo	P	13	5	0	0
<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	Hb	Auto	P	14	24	21	0
<i>Kyllinga brevifolia</i> Rottb.	Hb	Auto	P	0	9	28	0
<i>Rhynchospora barrosiana</i> Guagl.	Hb	Auto	P	8	1	0	0
EUPHORBIACEAE							
<i>Croton triqueter</i> Lam.	Arb	Auto	P	8	17	0	0
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Arv	Auto	Si	3	4	0	0

Tabela 1 – Continuação...

FAMÍLIA/ ESPÉCIE	FV	SD	GR	L2017	L2019	W2017	W2019
FABACEAE							
NI D	-	-	-	0	3	0	10
<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	Hb	Zoo	Si	0	34	8	17
<i>Medicago lupulina</i> L.	Hb	Anemo	Si	10	36	0	6
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Arv	Auto	P	0	0	35	91
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	Arv	Auto	P	0	18	0	0
<i>Senna neglecta</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	Arb	Auto	P	0	32	0	0
<i>Trifolium polymorphum</i> Poir.	Hb	Auto	P	16	292	17	16
<i>Trifolium repens</i> L.	Hb	Auto	P	0	120	0	5
HYMENOPHYLLACEAE							
<i>Trichomanes</i> sp.	Hb	Nc	Nc	3	20	0	0
IRIDACEAE							
<i>Sisyrinchium</i> sp.	Hb	Auto	P	8	1	24	10
<i>Sisyrinchium micranthum</i> Cav.	Hb	Auto	P	8	0	0	0
<i>Sisyrinchium</i> cf. <i>vaginatum</i>	Hb	Anemo	P	12	0	0	0
JUNCACEAE							
<i>Juncus microcephalus</i> Kunth	Hb	Auto	P	0	0	36	0
LAURACEAE							
NI E	-	-	-	0	0	0	2
LYTHRACEAE							
<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.Macbr.	Hb	Zoo	Si	5	8	0	0
INDETERMINADAS							
NI 1	-	-	-	0	0	0	1
NI 2	-	-	-	0	0	0	1
NI 3	-	-	-	0	0	0	4
NI 4	-	-	-	0	0	0	1
NI 5	-	-	-	0	0	0	1
NI 6	-	-	-	0	6	0	0
NI 7	-	-	-	0	2	0	0
NI 8	-	-	-	0	0	0	1
MALVACEAE							
<i>Sida rhombifolia</i> L.	Hb	Auto	Si	2	42	34	49
<i>Sida</i> sp.	Hb	Auto	Si	3	0	0	0
MELASTOMATACEAE							
<i>Leandra</i> sp.	Arb	Anemo	Si	0	19	30	14
<i>Leandra australis</i> (Cham.) Cogn	Arb	Anemo	Si	0	6	0	0
ONAGRACEAE							
<i>Ludwigia</i> sp.	Arb	Anemo	Si	0	0	0	41
PINACEAE							
<i>Pinus</i> sp.	Arb	Anemo	Si	0	0	0	2

Tabela 1 – Continuação...

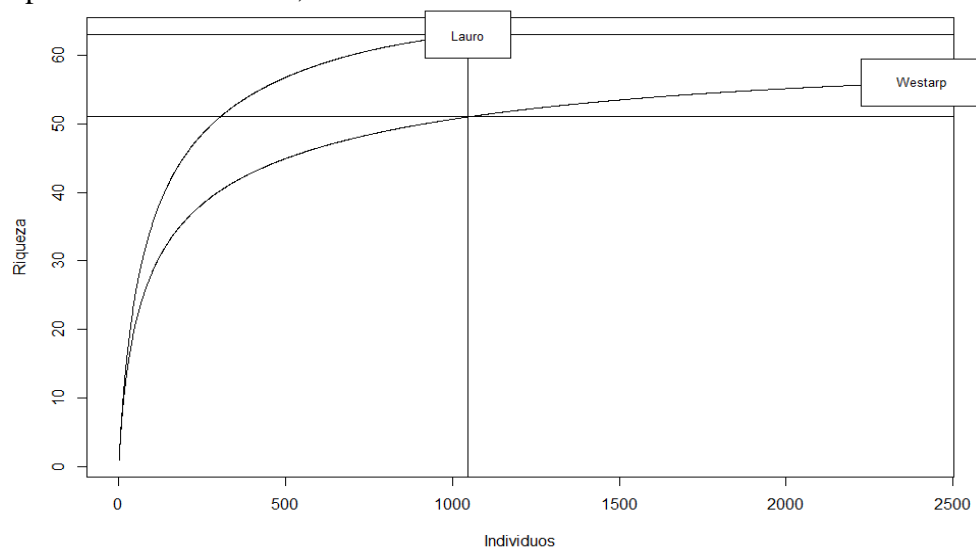
FAMÍLIA/ ESPÉCIE	FV	SD	GR	L2017	L2019	W2017	W2019
PLANTAGINACEAE							
<i>Plantago australis</i> Lam.	Hb	Zoo	P	0	100	0	0
<i>Plantago</i> sp.	Hb	Zoo	P	0	1	0	0
<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	Hb	Zoo	P	33	45	0	0
POACEAE							
<i>Andropogon bicornis</i> L.	Hb	Anemo	P	6	583	255	3766
<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	Hb	Anemo	P	3	51	28	99
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	Hb	Anemo	P	3	3	0	9
<i>Briza minor</i> L.	Hb	Anemo	P	10	0	0	0
<i>Cortaderia selloana</i> (Schult. & Schult. F.) Asch. & Graebn.	Hb	Anemo	P	0	31	0	0
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Hb	Auto	P	32	18	47	1
<i>Dichanthelium sabulorum</i> (Lam.) Gould & C.A. Clark	Hb	Anemo	P	6	10	7	39
<i>Digitaria</i> sp.	Hb	Auto	P	0	29	21	134
<i>Digitaria</i> sp1	Hb	Auto	P	51	31	7	0
<i>Digitaria</i> sp2	Hb	Auto	P	10	15	11	0
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn	Hb	Anemo	P	5	6	0	0
<i>Eragrostis plana</i> Nees	Hb	Auto	P	9	21	63	135
<i>Eragrostis polytricha</i> Nees	Hb	Auto	P	24	33	131	93
<i>Panicum</i> sp.	Hb	Zoo	P	10	43	20	89
<i>Panicum</i> sp1	Hb	Zoo	P	0	0	23	9
<i>Panicum</i> sp2	Hb	Zoo	P	0	0	18	0
<i>Paspalum dilatatum</i> Poir.	Hb	Auto	P	20	34	47	250
<i>Paspalum mandiocanum</i> Trin.	Hb	Auto	P	7	137	55	43
<i>Paspalum</i> sp.	Hb	Auto	P	9	17	0	0
<i>Paspalum urvillei</i> Steud.	Hb	Auto	P	0	0	0	91
<i>Poa annua</i> L.	Hb	Anemo	P	4	0	0	0
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	Hb	Anemo	P	0	17	0	0
RUBIACEAE							
<i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K.Schum.	Hb	Anemo	P	2	46	0	0
RUBIACEAE							
<i>Mitracarpus hirtus</i> (L.) DC.	Hb	Auto	P	66	52	268	0
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	Hb	Zoo	P	2	19	49	9
RUTACEAE							
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Arv	Zoo	P	2	0	0	0
SOLANACEAE							
<i>Solanum americanum</i> Mill.	Arb	Zoo	P	29	7	0	0
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Arb	Zoo	P	1	6	6	0
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hill.	Arv	Zoo	P	0	6	0	10
<i>Solanum</i> sp.	Arb	Zoo	P	0	4	0	5
<i>Solanum viarum</i> Dunal	Arb	Zoo	P	12	53	9	0
VERBENACEAE							
<i>Verbena litoralis</i> Kunth	Hb	Anemo	Si	13	74	13	0

Tabela 1 – Continuação...

FAMÍLIA/ ESPÉCIE	FV	SD	GR	L2017	L2019	W2017	W2019
<i>Verbena</i> sp.	Hb	Anemo	Si	0	3	0	0
VIOLACEAE							
<i>Hybanthus communis</i> (A.St.-Hil.) Taub.	Hb	Auto	Si	0	0	9	0

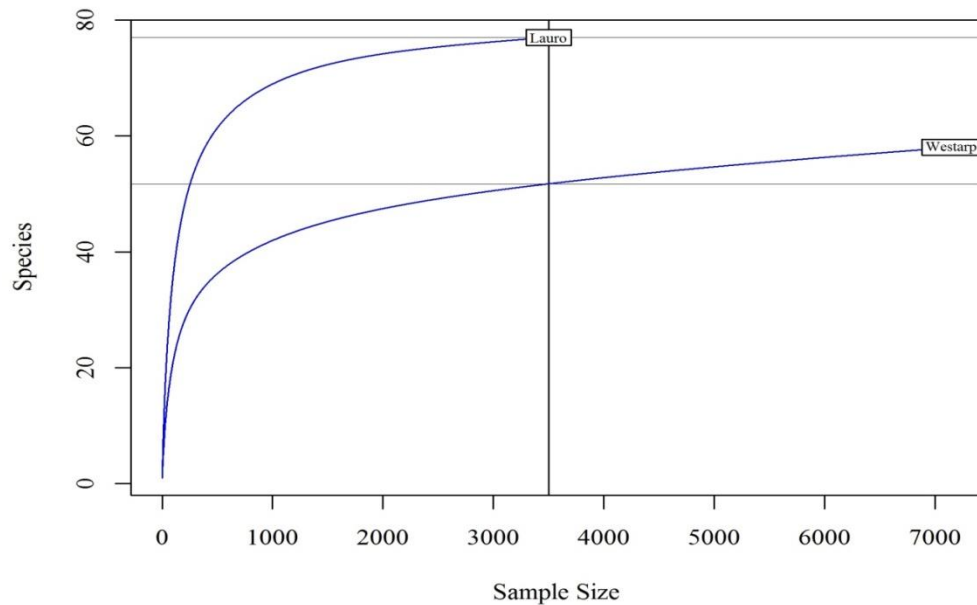
Ao comparar as áreas Lauro e Westarp quanto ao número de indivíduos, a primeira apresentou 3.516 e a segunda 7.161 indivíduos. A comparação da riqueza de espécies resultante da curva de rarefação por indivíduos indicou grande diferença entre as duas áreas para o presente estudo (Figura 13). Com base na padronização da menor abundância levantada (3.516 indivíduos) a Lauro apresentou riqueza superior (77 espécies) enquanto a Westarp registrou 59 espécies. Martins (2017) obteve padrão semelhante da curva (Figura 12) com a área Lauro apresentando maior riqueza (Lauro: 63 espécies; Westarp: 53 espécies). Nesse sentido a Westarp acumulou seis espécies e a Lauro 14.

Figura 12 - Curvas de acumulação de espécies do ano de 2017, usando método de rarefação por indivíduos, para as áreas Lauro e Westarp que estão em processo de restauração ecológica no Município de Otacílio Costa, SC.



Fonte: Martins (2017).

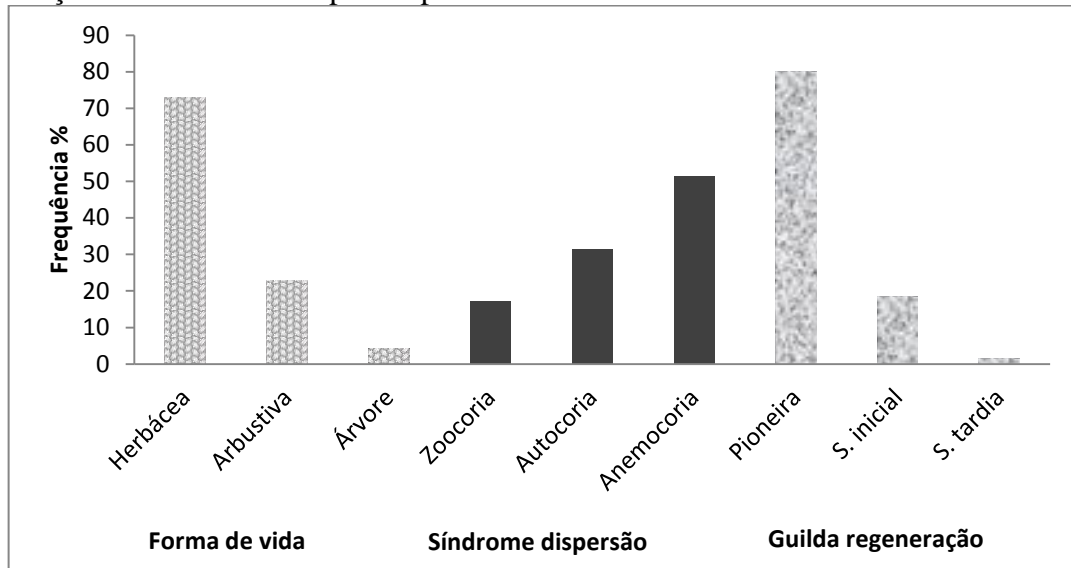
Figura 13 - Curvas de acumulação de espécies do ano de 2019, usando método de rarefação por indivíduos, para as áreas Lauro e Westarp que estão em processo de restauração ecológica no Município de Otacílio Costa, SC.



Fonte: Próprio autor, 2019.

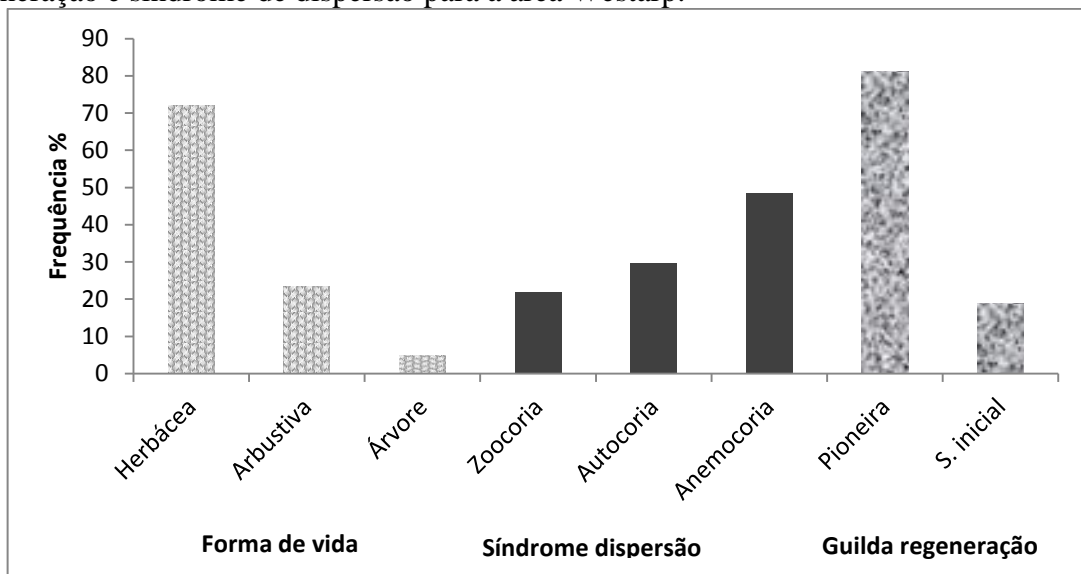
Na Lauro as famílias com maior riqueza são Poaceae com 17 espécies, Asteraceae com 18 e Cyperaceae com sete. Na Westarp o destaque é também para as Asteraceae com 15 espécies, Poaceae com 13 e Fabaceae com seis. Dentre essas espécies a forma de vida mais frequente foram das herbáceas (Lauro 73%; Westarp 72%), com síndrome de dispersão anemocórica (Lauro 51%; Westarp 48%), como demonstra a Figura 14 e Figura 15. A classificação dos regenerantes quanto aos grupos sucessionais se restringiu na Westarp em pioneira (81%) e secundária inicial (19%). Para a Lauro esta classificação foi muito semelhante, entretanto incluiu as secundárias tardias ainda que pouco representativas (1%), além de pioneiras (80%) e secundárias iniciais (19%).

Figura 14 - Classificação dos indivíduos regenerantes quanto à forma de vida, guilda de regeneração e síndrome de dispersão para a área Lauro.



Fonte: Próprio autor, 2019.

Figura 15 - Classificação dos indivíduos regenerantes quanto à forma de vida, guilda de regeneração e síndrome de dispersão para a área Westarp.



Fonte: Próprio autor, 2019.

O índice de Shannon e a equabilidade de Pielou foram avaliados para ambas as áreas do presente estudo, bem como para o ano de 2017 partindo-se das espécies listadas na Tabela 1. A Westarp em 2017 obteve índice de Shannon de 3,26. Comparando-se com a mesma área do atual estudo houve uma redução neste índice (2,18), assim como a equabilidade (2017: 0,86; 2019: 0,53).

Já para as áreas Lauro por Martins (2017) e a Lauro do presente trabalho, os índices de Shannon se mantiveram muito próximos, havendo um pequeno acréscimo de 2019 em relação

a 2017. Para a equabilidade de Pielou observamos na Tabela 2 uma queda entre os resultados dos estudos. Analisando o trabalho atual quanto a diversidade e equabilidade entre as áreas Lauro e Westarp, nota-se que a primeira apresenta maiores índices.

Tabela 2 - Diversidade de Shannon (H'), Equabilidade de Pielou (J), para as áreas Lauro e Westarp no ano de 2019, e para o estudo de Martins (2017).

Área / ano	H'	J
Westarp 2017	3,26	0,86
Westarp 2019	2,18	0,53
Lauro 2017	3,44	0,86
Lauro 2019	3,49	0,80
Lauro 2019	3,49	0,80
Westarp 2019	2,18	0,53

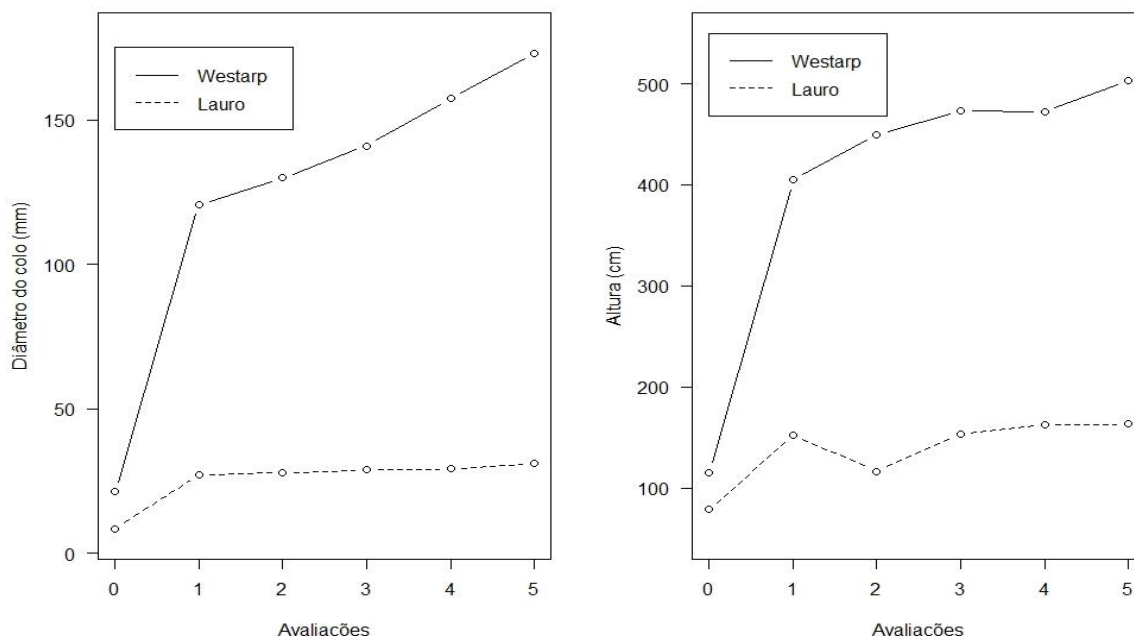
Fonte: Próprio autor, 2019.

4.3.2 Núcleos de Anderson

As espécies arbóreas dos núcleos de Anderson obtiveram respostas positivas quanto ao crescimento do diâmetro do coleto, bem como da altura em dois anos de projeto. A matriz com os dados computados em cinco avaliações trimestrais estão no apêndice, onde permanecem registradas as variáveis citadas bem como seus incrementos por espécie e por área.

Dentre as espécies presentes destaca-se *Mimosa scabrella* e *Schinus molle*, cuja primeira obteve excelente desenvolvimento em diâmetro do colo e altura total na área Westarp e a segunda na Lauro. Na Figura 16, para a Westarp, fica claro o salto que as variáveis altura e diâmetro do colo da *M. scabrella* sofrem da avaliação zero, que corresponde ao resultado final de Martins (2017), diante da avaliação 1 do presente trabalho. Ou seja, no ano de 2016 o diâmetro do coleto que registrava 21 mm, alcançou 121 mm em dezembro de 2017. Para a altura o comportamento foi semelhante, em que na avaliação zero correspondia 115 cm atingindo 405 cm em 2017. A partir do primeiro registro os resultados seguiram em uma crescente, obtendo 173 mm de diâmetro do coleto e 503 cm de altura para *M. scabrella* da Westarp na avaliação final.

Figura 16 - Acompanhamento das variáveis diâmetro do colo e altura para *Mimosa scabrella* nas áreas Lauro e Westarp. A avaliação zero corresponde ao resultado final de Martins (2017) para a espécie, e as avaliações seguintes dizem respeito ao presente trabalho.



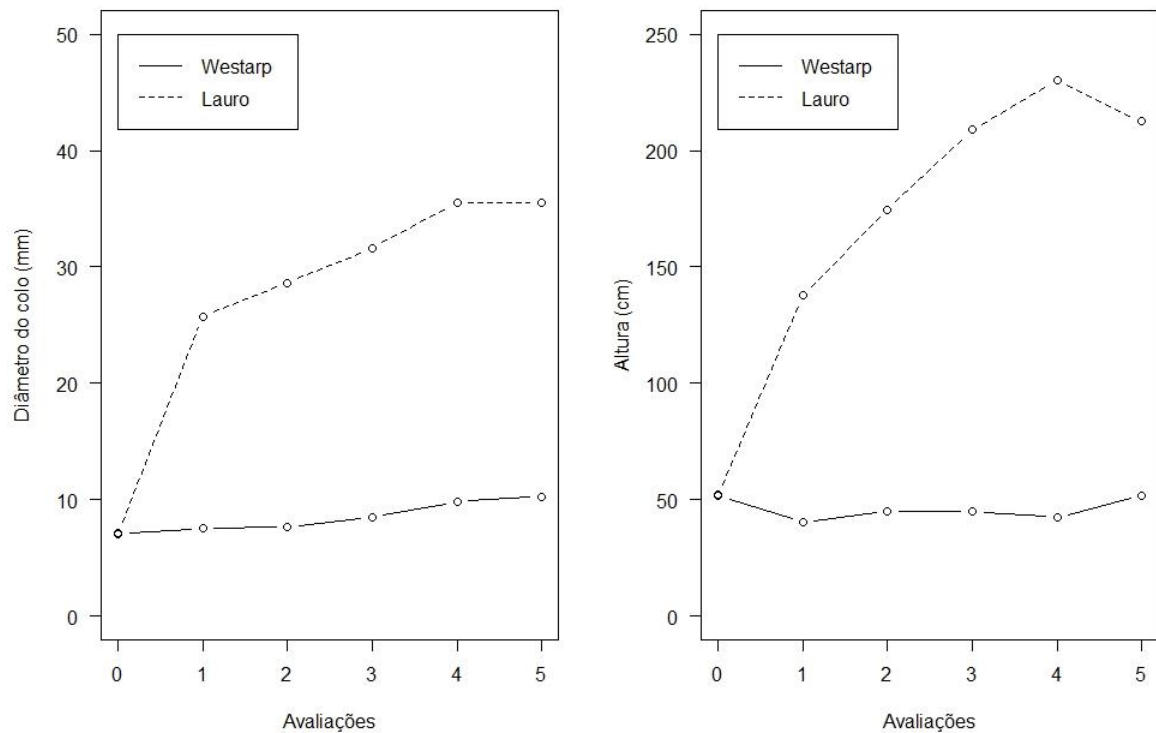
Fonte: Próprio autor, 2019.

Na Lauro a espécie se comportou diferentemente. Não foi possível observar o salto do desenvolvimento entre a avaliação zero e a 1, ainda que é possível identificar o crescimento em diâmetro do colo na avaliação 1 (27 mm) e altura (153 cm). Até a quinta observação de campo os resultados das análises foram constantes, salvo a altura que é uma variável sensível a possíveis danos, atingindo na Lauro 31 mm de diâmetro do coleto e 163 cm de altura na avaliação final.

Assim como ocorreu com *M. scabrella*, *Schinus molle* também demonstrou significativo avanço para ambas as variáveis entre a avaliação zero e a 1 na área Lauro (Figura 17). O diâmetro do colo e altura passaram respectivamente de sete milímetros para 26 mm e de 52 cm para 138 cm. O incremento para essas variáveis obtido de 2016 até dezembro de 2017 foi muito bom, assim como o desenvolvimento da espécie até a avaliação final, atingindo 35 mm de diâmetro do coleto e 212 cm de altura na Lauro, ainda que houve uma redução na altura no último registro. O comportamento da espécie na área Westarp foi contrastante, não apresentando grande desenvolvimento. Ela se manteve desde 2016 (avaliação zero) com diâmetro do colo registrando sete milímetros, subindo para oito em março 2018, alcançando nove em setembro, finalizando com 10 mm em dezembro do mesmo ano. Para a variável altura o desempenho foi semelhante, em que na avaliação zero o registro

foi de 51 cm, reduzindo para 40 cm na avaliação 1, mantendo-se em 45 cm até o terceiro registro, finalizando com 52 cm.

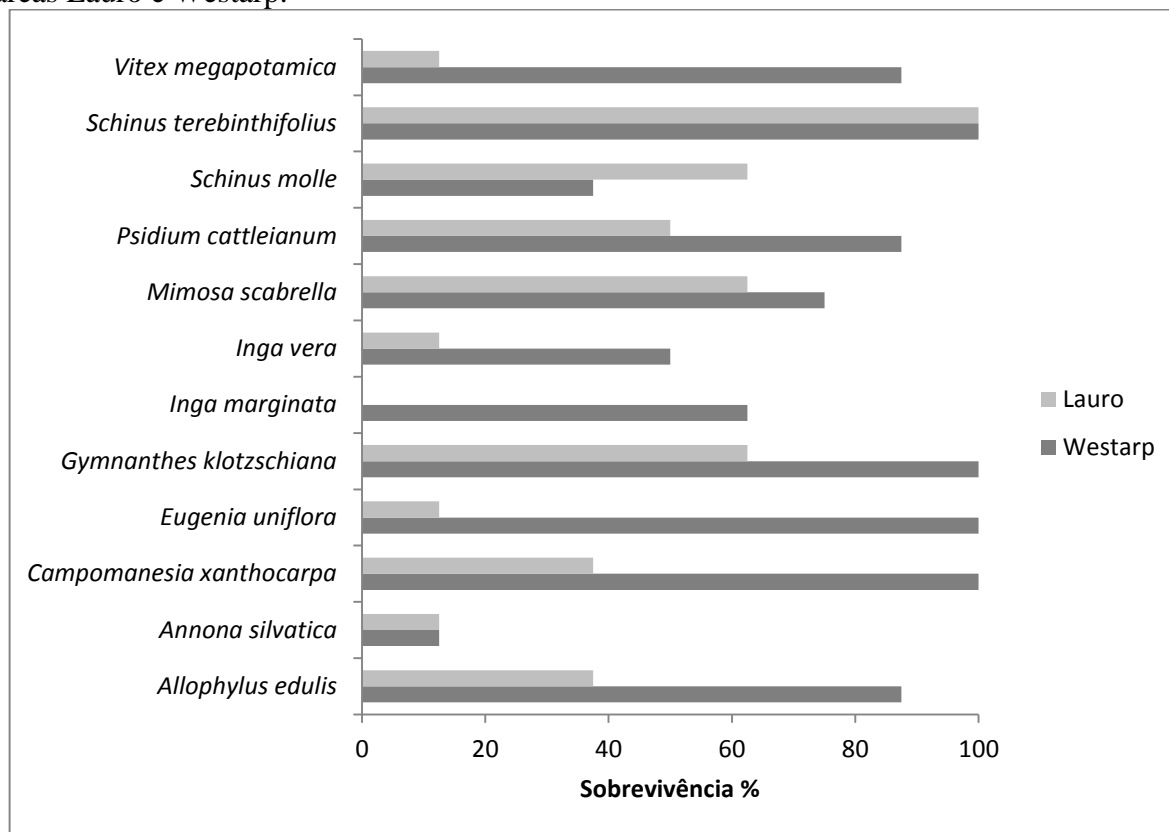
Figura 17 - Acompanhamento das variáveis diâmetro do colo e altura para a espécie *Schinus molle* nas áreas Lauro e Westarp. A avaliação zero corresponde ao resultado final de Martins (2017) para a espécie, e as avaliações seguintes dizem respeito ao presente trabalho.



Fonte: Próprio autor, 2019.

A sobrevivência das espécies também foi analisada conforme a Figura 18 e observa-se que a única espécie que obteve 100% de sobrevivência desde 2017 foi *Schinus terebinthifolius* em ambas as áreas sendo, portanto espécie arbórea destaque dos núcleos de Anderson. *Gymnanthes klotzschiana*, *Eugenia uniflora* e *Campomanesia xanthocarpa* também alcançaram 100% de sobrevivência na Westarp. As espécies com menor percentual foram *Annona sylvatica* em ambas as áreas, *Vitex megapotamica*, *Eugenia uniflora* e *Inga vera* na Lauro, todas com 13% de sobrevivência. Somente uma espécie obteve 100% de mortalidade na área Lauro, sendo ela *Inga marginata*. Na Westarp o percentual médio das espécies sobreviventes foi maior (73%) quando comparado com a Lauro (38%).

Figura 18 - Porcentual de sobrevivência das espécies arbóreas dos Núcleos de Anderson nas áreas Lauro e Westarp.



Fonte: Próprio autor, 2019.

4.4 DISCUSSÃO

4.4.1 Técnicas nucleadoras e regeneração natural

Os resultados obtidos da regeneração natural em ambas as áreas foram satisfatórios, tendo em vista a grande quantidade de indivíduos recrutados e famílias incluídas desde Martins (2017), principalmente por se tratar de área pós-mineração. O maior recrutamento da Westarp se explica pelo fato da área ser maior, sendo assim o número de técnicas de nucleação aplicadas consecutivamente, foi maior. O presente estudo também se mostrou superior quanto ao número de famílias, espécies e gêneros relatado por Schneider (2018), que ao trabalhar com a influência de biomontes na regeneração natural em áreas pós-colheita de *Pinus* spp. no planalto catarinense, obteve 59 espécies distribuídas em 34 gêneros e 21 famílias.

Dunaiski Júnior (2015), ao avaliar comunidades herbáceas e arbustivas na Floresta Ombrófila Mista em áreas degradadas pela mineração de calcário encontrou 97 espécies no sítio que estava há cinco anos em processo de regeneração e as famílias com maior riqueza

foram Asteraceae, Poaceae e Fabaceae. Adicionalmente, essas foram as famílias mais ricas do presente estudo, salientando que a Asteraceae foi a mais representativa com 18 espécies. Conforme o autor, a grande maioria faz parte desta família das quais foram encontradas no sítio de cinco anos, somando-se 30 espécies (73,17%) (DUNAISKI JÚNIOR, 2015). O fato de Asteraceae e Poaceae serem as famílias com maior riqueza nas áreas Lauro e Westarp já era esperado. Nessas estão incluídas espécies que ocupam áreas abertas que fazem parte do processo inicial de sucessão.

Bechara (2006) afirma que em áreas com regeneração herbáceo-arbustiva bem desenvolvida, muitas vezes é composta por aglomerados pioneiros de asteráceas, tal como *Baccharis dracunculifolia*. Este fato é evidentemente observado no atual trabalho, em que se registrou número significativo de indivíduos (597) da referida espécie. Ao trabalhar com áreas pós-mineração de cascalho Martins (2017) infere que as espécies de *Baccharis* spp. possuem caráter rústico selecionando áreas abertas ou alteradas, com alta incidência de luz, sugerindo assim o avanço da sucessão de áreas em processo inicial de restauração. Rech et al. (2015) analisando a restauração florestal de uma área de preservação permanente degradada em Santa Catarina, obtiveram o gênero *Baccharis* como o segundo gênero com maior riqueza de espécies. Bechara (2006) complementa ainda que estes aglomerados pioneiros de asteráceas facilitam a sucessão inicial, vindo logo após ao estágio herbáceo.

Reis; Zambonin; Nakazono (1999) acrescentam informando que o gênero *Baccharis* é composto por plantas arbustivas pioneiras de porte médio com alta produção de biomassa. Elas promovem a melhora inicial das condições do solo para o estabelecimento da vegetação arbórea seguinte (IMAGUIRE, 1980). Característica esta essencial para o desenvolvimento de áreas mineradas por cascalho, pois conforme Dunaiski Júnior (2015), o repovoamento é desafiador até mesmo para às herbáceas pioneiras, devido à falta de matéria orgânica no solo e a aridez da superfície, salientando que em seu estudo determinados pontos do sítio com cinco anos estavam ausentes de indivíduos na parcela. Rios (2010) acrescenta que as condições adversas de temperatura, insolação e umidade prejudicam a fixação das espécies em áreas degradadas, principalmente as mineradas.

Quanto à forma de vida, Dunaiski Júnior (2015) afirma que 32 (78,04%) delas foram herbáceas, oito (19,51%) arbustivas e uma (2,43%) arbórea. Esses resultados vêm de encontro ao obtido no atual trabalho, em que as herbáceas foram as mais frequentes (Lauro 73%; Westarp 72%), seguidas das arbustivas e arbóreas. Bem como o registrado por Martins (2017), quando alcançou nas técnicas de nucleação para a área Lauro 83% e na Westarp 75% de espécies herbáceas. Adicionalmente, Mendonça et al. (1998) dizem que as herbáceas

representam uma maior diversidade de plantas, ao serem comparadas com as lenhosas e definem as fisionomias de formação mais aberta.

Em se tratando de grupos sucessionais o presente estudo traz um alto percentual de espécies pioneiras (Westarp: 81% e Lauro: 80%), o que de fato já era esperando para as duas áreas, tendo em vista apresentarem característica de área aberta com pouco sombreamento. Martins (2017) em dois anos da implantação do projeto alcançou na Westarp valor muito próximo (80%) em contrapartida na Lauro o valor ficou em 73%. Nas fases iniciais de regeneração as espécies colonizadoras são as pioneiras seguidas juntamente pelas secundárias iniciais (MARANGON et al., 2007).

Dunaiski Júnior (2015) registrou na fase de cinco anos de regeneração de área minerada por calcário, 75% de pioneiras. Schneider (2018) encontrou menos espécies pioneiras (64,4%) avaliando regeneração natural em áreas pós-colheita de *Pinus* spp. no planalto catarinense. Rech et al. (2015) obtiveram para o grupo de indivíduos jovens o percentual de 23,9% de pioneiras ao avaliarem áreas de preservação permanente após seis anos de implantação da proteção da área, degradada pela presença de gado. O percentual de pioneiras do atual projeto é superior aos autores citados, salientando que se passaram apenas três anos da implantação da restauração ecológica, o que de fato confirma o estágio inicial de sucessão das áreas. Neste cenário, em se tratando de síndrome de dispersão as espécies anemocóricas foram as mais representativas (Lauro 51%; Westarp 48%), mantendo o que foi registrado por Martins (2017). A implicação deste resultado se deve ao fato das asteráceas e poáceas estarem dominando o ambiente.

Com a estimativa de riqueza foi possível verificar que a Lauro foi o local mais expressivo (77 espécies) a partir da padronização da abundância, assim como Martins (2017) registrou modelo semelhante da curva, ou seja, após dois anos do estudo cada área continua se comportando de maneira análoga. O destaque da área Lauro perante Westarp, quanto a riqueza, pode ser explicada pelo fato do substrato proporcionar melhores condições, facilitando que espécimes mais exigentes consigam adentrar na comunidade. Adicionalmente, a diversidade de espécies do atual trabalho na área Westarp ($H' = 2,18$) foi menor quando comparada com a Lauro ($H' = 3,49$). Muitos estudos apontam uma baixa riqueza nos estágios iniciais de sucessão compreendendo a presença de espécies generalistas e de distribuição geográfica ampla (FINEGAN, 1996). Este comportamento já foi evidenciado por Martins (2017), confirmando de fato que o resíduo florestal promove melhorias, permitindo que espécies herbáceas se desenvolvam, aumentando assim a diversidade do local.

Dunaiski Júnior (2015) ao trabalhar em área minerada por calcário alcançou índice de Shannon de 3,3, contudo foi obtido somente na fase de cinco anos de regeneração. Este valor está muito próximo ao da área Lauro, assim como, no estudo de Rech et al. (2015). Este trabalho analisou a restauração florestal de uma área de preservação permanente em Santa Catarina, degradada pela ação de gado, cujo índice de Shannon obtido foi de 3,5 para os indivíduos jovens, após seis anos de recuperação. Infere-se nestes casos que em três anos a área Lauro está evoluindo no processo ecológico de forma satisfatória. Starr (2009) ao avaliar o efeito de dois tipos de manejo em área minerada por cascalho no Distrito Federal registrou na área revegetada com *Stylosanthes* spp. $H' = 2,20$, e na área em que não houve tratamento do substrato $H' = 1,44$. Esse último resultado pode ser equiparado à área Westarp registrando ainda maior diversidade mesmo apresentando-se com solo descoberto, confirmando a importância de se obter como primeira medida da recuperação a cobertura do solo em áreas degradadas pela mineração de cascalho.

Schneider (2018) verificou índice de Shannon da regeneração natural de arbustivas/subarbustivas de $H' = 1,46$ em áreas sem resíduos (biomontes) e $H' = 1,52$ em áreas com biomontes da espécie *Pinus* spp. em antigas áreas com plantio de *Pinus* spp. Esses dados são inferiores a Westarp, cujo solo é raso, ácido e pedregoso, confirmando a viabilidade da regeneração natural em ambientes com tamanha degradação.

Além da maior diversidade na área Lauro com presença de resíduo florestal e denso estrato herbáceo, esta se mostrou no presente trabalho com boa distribuição da abundância das espécies, não havendo a dominância ecológica, atingindo valor de 0,80 para a equabilidade de Pielou. Este índice ratifica que a Lauro se apresenta com boa cobertura de solo, alta diversidade e abundância de espécies, confirmando que a alternativa de inserir resíduo florestal sobre áreas degradadas pela mineração de cascalho é benéfico para a sucessão ecológica do ambiente. Os índices de Shannon e equabilidade se mantiveram muito próximos quando comparado com Martins (2017). Neste caso, afirma-se que a área não evoluiu a ponto de alterar consideravelmente os índices ainda que a equabilidade esteja boa, pois o valor continua próximo de 1, demonstrando que não há dominância ecológica.

A área Westarp alçou significativa dominância de espécie ao apresentar equabilidade de Pielou (0,53). É notório que nesta última área houve o domínio por parte de *Andropogon bicornis*, ao passo que Martins (2017) obteve $J = 0,86$ para ambas as áreas. Esta redução em dois anos da equabilidade é explicada pela abundância de *A. bicornis*, reduzindo também a diversidade, ainda que ficou evidenciado o grande aumento do número de indivíduos para esta área. Salienta-se que a Westarp apresenta-se com solo descoberto, raso, ácido, e pedregoso,

sendo primordial promover a cobertura do solo evitando-se possíveis erosões, fato este sendo gradualmente proporcionado pela espécie dominante, gerando melhores condições para espécies distintas entrarem para a comunidade.

Ao compararmos o índice de Pielou da Lauro com o resultado de seis anos de restauração florestal de uma área de preservação permanente no estado de Santa Catarina, degradada pela ação do gado, consultou-se o estudo de Rech et al. (2015). O índice mensurado pelos autores foi de 0,83 para os indivíduos jovens, valor este próximo ao alcançado no presente estudo em um menor tempo de restauração, indicando que há uma baixa dominância ecológica e distribuição uniforme de indivíduos entre as espécies. Outro autor obteve comportamento semelhante ao presente estudo ao avaliar o manejo em área minerada no Distrito Federal, Starr (2009) registrou na área coberta por herbáceas $J = 0,66$, e na área sem herbáceas $J = 0,51$. Nesse cenário, a porção revegetada com estrato herbáceo mostrou-se mais equitativa, bem como na Lauro.

4.4.2 Núcleos de Anderson

Os resultados mostraram que *M. scabrella* foi a espécie com maior altura média total (mais de cinco metros) e diâmetro do colo (aproximadamente 18 cm) do projeto na área Westarp, mantendo o que Martins (2017) constatou. Portanto, recomenda-se a utilização da espécie em condições de solo raso, ácido e pedregoso para a restauração ecológica, tendo em vista os ótimos resultados apresentados. Adicionalmente, por se tratar de um sítio descoberto, espécies arbóreas pioneiras, assim como a bracatinga (INOUE; RODERJAN; KUNIYOSHI, 1984; REITZ et al., 1978; LORENZI, 1992; MARTINS, 2017; SCHNEIDER, 2018), são as mais adaptadas para ocupar o local, se desenvolvendo rapidamente. Carpanezzi; Laurent (1988) salientam ainda que a *M. scabrella* é de ciclo curto de vida, característica de pioneiras, ou seja, a espécie possui rápido crescimento nos primeiros seis anos de idade.

Em contrapartida, as demais pioneiras implantadas como *I. marginata*, *I. vera*, *Psidium cattleianum*, *Allophylus edulis* e *Schinus terebinthifolius*, não obtiveram tamanho desempenho na referida área, possivelmente por não conseguir se desenvolver em condições de solo raso, ácido e pedregoso. Neste contexto, Oliva et al. (2018) recomendam que o plantio monoespecífico de espécie pioneira com capacidade de fixação de nitrogênio, com intuito de promover a sucessão secundária com a regeneração de espécies de diferentes grupos ecológicos e a recomposição florestal de áreas degradadas.

Diferentemente do resultado obtido neste projeto, Chiamolera; Angelo; Boeger (2011) destacaram que *M. scabrella* foi a espécie que obteve os piores resultados quanto ao crescimento em área aberta e em capoeiras de floresta ombrófila mista. Adicionalmente, Carpanezzi; Laurent (1988) afirmam que a espécie se sobressai em solos argilosos, rasos, bem drenados, ricos em matéria orgânica, ácidos e relativamente pouco desenvolvidos. Ou seja, a Westarp apresenta condições adequadas para o bom desempenho da espécie. Ao passo que na Lauro o acúmulo de umidade proporcionado pelo resíduo florestal, torna-se impróprio para a mesma.

O crescimento das espécies pioneiras conduz a mudanças nas condições de sombreamento, que favorecerão a introdução e desenvolvimento de espécies de estágios sucessionais mais avançados (STARR, 2009). *Schinus molle*, por também ser pioneira, com tolerância a pouco sombreamento, apresentou comportamento semelhante à *M. scabrella* quanto ao bom desenvolvimento a campo, porém com maior destaque para área Lauro, mantendo o que Martins (2017) averiguou. Os resultados mostram que a espécie foi a segunda com maior altura total final (2,12 m) e diâmetro do colo (35 mm). Corroborando com Leal (2015) ao afirmar que a espécie tem crescimento inicial em altura rápido, atingindo normalmente no primeiro ano de vida, entre 50 cm a 1,20 m de altura. Aos três ou quatro anos de idade, elas podem medir entre 2 a 2,5 m de altura e apresentar diâmetro altura do peito de 10 cm (SERRA, 1997, MODENA e ROSSATO, 2011).

O fato do melhor desempenho da espécie ser na área Lauro indica a adaptabilidade de *S. molle* na presença de resíduo florestal sendo, portanto recomendada para restauração ecológica de ambientes semelhantes. Nesse sentido, Martins (2017) salienta a importante utilização da espécie na recuperação ambiental de áreas degradadas localizadas no planalto catarinense. Adicionalmente Modena; Rossato (2011) descrevem que *S. molle* apresenta importância ecológica e é utilizada para restauração e expansão de áreas florestais, pois cresce mesmo em solos muito degradados (DIAS, 2013; LEAL, 2015).

Os resultados do presente trabalho confirmam o exposto por Corrêa e Cardoso (1998) ao afirmarem que espécies pioneiras apresentam menor desenvolvimento em altura nos projetos de recuperação de área minerada, salvo as espécies *M. scabrella* e *S. molle*, que neste trabalho apresentaram grande desenvolvimento. Starr (2009) acrescenta que essa dualidade de informações denota a necessidade de se realizar mais estudos sobre o desenvolvimento e comportamento das espécies florestais em restauração ecológica.

Os dados quanto à sobrevivência das espécies dos núcleos de Anderson demonstraram que *Schinus terebinthifolius* obteve 100% de sobrevivência em ambas as áreas, ratificando seu

potencial para uso em áreas degradadas pela mineração de cascalho, confirmando o que Martins (2017) havia relatado. Nunes (2010) também obteve em seu projeto índice de sobrevivência de 100% para *S. terebinthifolius* aos 12 meses. Concordando com Carvalho (2003), o qual ressalta as altas taxas de sobrevivência obtidas nos plantios experimentais, variando de 67 a 100%. Chiamolera; Angelo; Boeger (2011) destacaram que *S. terebinthifolius* possui índice satisfatório de sobrevivência quanto ao crescimento em área aberta e em capoeiras de floresta ombrófila mista, sendo que aos 24 meses de plantio 81,37% das mudas na área de capoeira continuavam vivas, contra 68,15% da área aberta. Em contrapartida Lima et al. (2015) ao trabalharem com *S. terebinthifolius* em área minerada de piçarra, atingiram baixos níveis de sobrevivência e de crescimento para a espécie na Caatinga. Knapick; Maranhão (2007) avaliando a revegetação de uma mineração na região de inundação do Rio Iguaçu, no Paraná, registrou sobrevivência de 100% para *S. terebinthifolius* e *Campomanesia xanthocarpa* e 98% para *Eugenia uniflora*.

Martins (2017) salientou o potencial das espécies *Campomanesia xanthocarpa*, *Gymnanthes klotzschiana* e *Eugenia uniflora* na Westarp com 100% de sobrevivência, se mantendo até 2018, evidenciando o potencial das espécies para utilização em projetos de restauração ecológica de áreas degradadas pela mineração de cascalho. No estudo de Oliveira (2011) *C. xanthocarpa* apresentou 100% de sobrevivência em posições diferentes do relevo. Sobanski (2012) verificou a sobrevivência de *C. xanthocarpa* em Cambissolo e Gleissolo na presença e ausência de gramíneas no Paraná, destacando a maior índice no primeiro com *Urochloa cf humidicola*, que corresponde ao tipo de solo das áreas Westarp e Lauro. Para *E. uniflora* Tessaro (2016) encontrou taxa de sobrevivência de 82% em mata ciliar em processo de recuperação.

Diferentemente do atual estudo, Chiamolera; Angelo; Boeger (2011) mostram que *M. scabrella* foi a espécie que obteve os piores índices de sobrevivência em ambas as áreas, ao passo que aos 24 meses na área aberta restou 13,54% das mudas implantadas e na capoeira 21,18%. Carpanezzi; Laurent (1988) afirmam que a bracatinga, por ser espécie pioneira de ciclo de vida curto, a sobrevivência reduz ano a ano. Os autores descrevem ainda que entre os locais fora da área de ocorrência natural, a situação mais crítica ocorreu em Cascavel, no Paraná, que aos 36 meses a sobrevivência da bracatinga que era de 93,6%, decaiu para 45,6% no quarto ano, alcançando 15,2%, aos seis anos. Adicionalmente, os autores citam que também no Paraná em Cianorte, a taxa de sobrevivência era de 28% já aos 28 meses. A justificativa da baixa sobrevivência deve-se, possivelmente, ao clima local, descomedidamente quente e seco para a espécie. Entretanto há locais fora da ocorrência

natural, como Campo Mourão, Dois Vizinhos e Paranaguá, que a sobrevivência da bracatinga foi considerada satisfatória, variando de 62% a 91% aos cinco anos (CARPANEZZI; LAURENT, 1988).

Sendo assim, o fato do percentual médio das espécies sobreviventes na Westarp serem maior quando comparado a Lauro, denota que a menor competição pode ter facilitado o crescimento e desenvolvimento dessas, reduzindo assim a mortalidade. Portanto, recomenda-se a técnica de núcleo de Anderson para restauração ecológica de áreas degradadas pela extração de cascalho, uma vez que, passando-se mais de dois anos da implantação, as espécies apresentaram bom comportamento a campo.

4.5 CONCLUSÃO

As distintas condições de solo das áreas Lauro e Westarp demonstram estar evoluindo no processo de restauração ecológica após dois anos de implantação. Tendo em vista muitos indivíduos, novas famílias e espécies ingressaram na comunidade, em que grande parte dessas foram classificadas como herbáceas, pioneiras, anemocóricas.

A deposição do resíduo de origem florestal da área Lauro está proporcionando maior riqueza de espécies, sendo uma eficiente metodologia para restauração ecológica de áreas mineradas. Porém mesmo com restritas condições de solo, a Westarp apresentou maior abundância.

As espécies *Mimosa scabrella* e *Schinus molle* obtiveram excelentes resultados em campo. A primeira sendo indicada para áreas com solo ácido, raso e pedregoso e, a segunda, para áreas com resíduo florestal.

Passando-se mais de três anos da implantação dos núcleos de Anderson, os resultados obtidos quanto ao desenvolvimento das espécies foram satisfatórios, sendo a técnica recomendada para restauração ecológica de áreas degradadas pela extração de cascalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVARES, C. A. et al. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ANDRADE, T. C. G. R. **Impacto de herbicidas, sua relação com adubação fosfatada e eficácia de controle de plantas daninhas em pinus**. 2017. 111 p. Tese (Doutorado) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal, Lages, 2017.
- APG IV. 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**. 181: 1-20. 2016.
- AQUINO, C.; BARBOSA, L. M. Classes sucessionais e síndromes de dispersão de espécies arbóreas e arbustivas existentes em vegetação ciliar remanescente (Conchal-SP), como subsídio para avaliar o potencial do fragmento como fonte de propágulos para enriquecimento de áreas revegetadas no rio Mogi-Guaçu, SP. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.33, n. 2, p. 349-358, 2009.
- BECHARA, F. C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. 249 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais), Curso de Pós- Graduação em Recursos Florestais, ESALQ, Piracicaba, 2006.
- BECHARA, F. C. et al. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras de biodiversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 9-11, jul. 2007.
- BELTRAME, T. P. **Restaurando a ecologia na restauração: avaliação de sistemas agroflorestais e espécies leguminosas em plantios de restauração ecológica**. 2013.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Legal instruments can enhance high-diversity tropical forest restoration. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 455-470, 2010.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina e Textos, p. 432, 2015.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 4 de 4 de maio de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais no estado de Santa Catarina. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 17 jun. 1994. Seção 1, p. 8877-8878.
- BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field & laboratory methods for general ecology**. 2. ed. Iowa: Wm. C. Brown Publishers, 1984.
- CARPANEZZI, A. A.; LAURENT, J. M. E. (Ed.). **Manual técnico da bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth.)**. Colombo, PR: Embrapa-CNPQ, p. 70, 1988.

CARVALHO, P. E. **Espécies arbóreas brasileiras**. Colombo: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária; Centro Nacional de Pesquisa de Florestas, p. 640, 2003.

CHIAMOLERA, L. B.; ANGELO, A. C.; BOEGER, M. R. Crescimento e sobrevivência de quatro espécies florestais nativas plantadas em áreas com diferentes estágios de sucessão no reservatório Iraí-PR. **Floresta**, Curitiba, v. 41, n. 4, p. 765-778, out./dez. 2011.

CORRÊA, R. S.; CARDOSO, E. S. **Espécies testadas na revegetação de áreas degradadas**. In: Corrêa, R.S.; Melo Filho, B. de. (orgs.). Ecologia e recuperação de áreas degradadas no Cerrado. Brasília: Paralelo 15, p. 101-116. 1998.

DIAS, G. S. Avaliação das características biométricas da aroeira salsa (*Schinus molle*) em áreas de revegetação. **Biodiversidade** – v.12. n. 1, p. 90-96, 2013.

DUNAISKI JÚNIOR, A. **Regeneração da floresta ombrófila mista após distúrbio por mineração de calcário em Rio Branco do Sul, PR**. 2015. p. 180. Tese (doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2015.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Brasília, 2013.

EPAGRI. **Dados e Informações Biofísicas da Unidade de Planejamento Regional Planalto Sul Catarinense - UPR 3**. Florianópolis: EPAGRI/CIRAM, p. 70, 2002.

ESPINDOLA, M. B. et al. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. **Biotemas**, Florianópolis, v. 18, n. 1, p. 27-38, 2005.

FDRS - **FLORA DIGITAL DO RIO GRANDE DO SUL E SANTA CATARINA**. Programa de Pós-Graduação em Botânica da UFRGS Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/fitoecologia/florars/index.php>> Acesso em: 14 Fev. 2019.

FINEGAN, B. Pattern and process in neotropical secondary rain forest: the first 100 years of succession. **Tree** 11: 119-124. 1996.

GOOGLE EARTH. Disponível em: <<https://www.baixaki.com.br/download/google-earth.htm>>. Acesso em: 15 Mar. 2017.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, p. 275, 2012.

IMAGUIRE, N. Contribuição ao estudo florístico e ecológico da Fazenda Experimental do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná. 2. O porquê da existência dos campos e matas no primeiro e segundo planaltos paranaenses. **Acta Biológica Paranaense**, Curitiba, v. 8. p. 47-72, dez. 1980.

INOUE, M. T.; RODERJAN, C.V.; KUNIYOSHI, Y.S. **Projeto madeira do Paraná**. Curitiba: Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, p. 260, 1984.

IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R. R.; SOUZA, V. C. The importance of regional floristic diversity for the forest restoration successfulness. In: Rodrigues RR (ed) High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil. **Nova Science Publishers**, New York, p.. 63–77, 2007.

JORDANO, P. et al. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: DUARTE, C. F.; BERGALLO, H. G.; DOS SANTOS, M. A.; Va., A. E. **Biologia da conservação: essências**. Editorial Rima, São Paulo, Brasil. p. 411-436, 2006. Disponível em:<http://ebd10.ebd.csic.es/pdfs/Conservacao_06.pdf>. Acesso em: 01 Dez. 2018.

KNAPIK, P., MARANHO, L. T. Avaliação da revegetação em área de mineração, região de inundação do rio Iguaçu, Araucária, PR. **Revista Brasileira de Biociências**, 5(supl. 1): 507-509, 2007.

LEAL, C. M. **Superação de dormência e produção de mudas de Anacauíta *Schinus molle* L.** 2015. 91 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Pelotas. Pelotas, 2015.

LFB – **LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 14 Fev. 2019.

LIEBSCH, D.; GOLDENBERG, R.; MARQUES, M. C. M. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no Estado do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 4, p. 983–992, 2007.

LIMA, K. D. R. et al. Seleção de espécies arbóreas para revegetação de áreas degradadas por mineração de piçarra na caatinga. **Revista Caatinga**, Mossoró, v.28, n. 1, p. 203 – 213, 2015.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil**. 1ª edição. Nova Odessa, SP: Ed. Plantarum Ltda. vol. 1. P. 352, 1992.

LUGO, A. E. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. **Forest Ecology and Management**, Oxford, v. 99, p. 9- 19, 1997.

MARANGON, L. C. et al. Estrutura fitossociologica e classificação sucessional do componente arbóreo de um fragmento de floresta estacional semidecidual, no município de Viçosa, MG. **Cerne**, v.13, n.2, p.208-221, 2007.

MARTINS, D. A. P. **Restauração de áreas degradadas por exploração mineral no Planalto Catarinense**. 2017. 91 p. Dissertação. (Mestrado). Universidade do Estado de Santa Catarina / Centro de Ciências Agroveterinárias. Lages, 2017.

MENDONÇA, R. C. et al. **Flora vascular do Cerrado**. In: S.M. Sano; S.P. de Almeida (Eds.). Cerrado: ambiente e flora. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, p. 289-556, 1998.

MODENA, C. M.; ROSSATO, M. Caracterização Morfológica de *Schinus molle* L. pertencente ao banco ativo de germoplasma da Universidade de Caxias do Sul. In: Encontro de jovens pesquisadores, 19. Caxias do Sul. Anais... Caxias do Sul: UNC, p. 56. 2011.

NUNES, C. C. S. **Sobrevivência e crescimento inicial de quatro espécies Lenhosas nativas cultivadas em solos degradados**. 2010. 74 p. Dissertação (Mestrado em Recursos genéticos Vegetais) - Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2010.

OKSANEN, J. et al. Vegan: community ecology package. **R package version**, v. 1, p. 8-8, 2016.

OLIVA, E. V. et al. Florística e estrutura de duas comunidades arbóreas secundárias com diferentes graus de distúrbio em processo de recuperação. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 3, p. 1088-1103, 2018.

OLIVEIRA, N. M. **Estabelecimento de espécies florestais a partir do plantio em diferentes posições do relevo**. 2011. 26 p. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 2011.

PEREIRA, G. S. **Análise da erosão hídrica do solo em plantio de *Eucalyptus benthamii* no município de Otacílio Costa, SC**. 2014. 80 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade do Estado de Santa Catarina / Centro de Ciências Agroveterinárias. Lages, 2014.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<http://www.R-project.org>> Acesso em: 09 mar. 2017.

RECH, C. C. C. et al. Avaliação da Restauração Florestal de uma APP Degradada em Santa Catarina. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 2, p. 194-203, 2015.

REIS, A.; ZANBONIN, M. N.; NAKAZONO, E. M. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. **Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica**, Caderno nº 14, São Paulo, 1999.

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

REIS, A.; TRES, D. R.; SCARIOT, E. C. Restauração na Floresta Ombrófila Mista através da sucessão natural. **Pesquisa Florestal brasileira**, Colombo, n. 55, p. 67- 73, jul./dez. 2007.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n. 2, p. 244-250, 2010.

REITZ, R. et al. **Projeto madeira de Santa Catarina**. Itajaí: Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal, p. 320, 1978.

RIOS, R. C. **Capacidade Regenerativa da Floresta Missioneira Argentina Frente a Distúrbios Antrópicos**. 2010. 156 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal), Universidade Federal do Paraná. Curitiba, PR. 2010.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009a.

RODRIGUES, R. R. et al. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo. LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, p. 256, 2009b.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE SP. Unidade de Coordenação do Projeto de Recuperação das Matas Ciliares. **Restauração ecológica: sistemas de nucleação**. São Paulo: SMA, p. 63, 2011. Disponível em: <<http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/222/Documentos/Nucleacao.pdf>> Acesso em: 01 Dez. 2018.

SCHNEIDER, C. R. **Avaliação de biomontes e a sua influência na regeneração natural e na presença da fauna, em áreas pós-colheita de *Pinus* spp. na serra catarinense, Brasil**. 2018. 117 p. Dissertação. (Mestrado). Universidade do Estado de Santa Catarina / Centro de Ciências Agroveterinárias. Lages, 2018.

SERRA, M. T. *Schinus molle*. Especies arboreas y arbustivas para las zonas aridas y semiaridas de America Latina In: **OFICINA REGIONAL DE LA FAO PARA A AMERICA LATINA Y EL CARIBE**. Santiago, Chile, p. 237-244. 1997.

SIDOL - SISTEMA DE IDENTIFICAÇÃO DENDROLÓGICA ONLINE - Floresta Ombrófila Mista - SIDOL <<http://www.florestaombrofilamista.com.br/>> Curso de Pós Graduação em Engenharia Florestal da UFPR. Acesso em: 14 Fev. 2019.

SOBANSKI, N. **Crescimento e sobrevivência de espécies arbóreas da mata atlântica em áreas de restauração florestal**. 2012. p. 74. Dissertação (Mestrado em ecologia e conservação). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2012.

STARR, C. R. **Avaliação da sucessão ecológica e do desenvolvimento de árvores em uma lavra de cascalho revegetada do Distrito Federal, DF – Brasil**. 2009. p. 78. Dissertação (Mestrado em engenharia florestal). Universidade Federal de Brasília. Brasília, 2009.

TESSARO, T. P. Recuperação de área de mata ciliar degradada parcialmente recuperada no município de Ouro, Santa Catarina. **Unoesc & Ciência – ACBS**, Joaçaba, v. 7, n. 2, p. 215-220, jul./dez. 2016.

TÓFOLI, C. F. **Frugivoria e dispersão de sementes por *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758) na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema, São Paulo**. 2006. p. 89. Dissertação (Mestrado em Ciências, na Área de Ecologia). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 2006.

UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? **Biodiversity and Conservation**. Amsterdam, v.17, n. 8, p. 1907-1922. 2012.

VOGEL, H. F.; CAMPOS, J. B.; BECHARA, F. C. Early bird assemblages under different subtropical forest restoration strategies in Brazil: passive, nucleation and high diversity plantation. **Tropical Conservation Science**, v. 8, p. 912–939, 2015.

WUETHRICH, B. Reconstructing Brazil's Atlantic rainforest. **Science**, v. 315, p. 1070–1072. 2007.

5 ESPÉCIES DE RECOBRIMENTO PARA O CONTROLE DE GRAMÍNEAS PARA ACELERAR A SUCESSÃO FLORESTAL EM ANTIGAS ÁREAS DE MINERAÇÃO DE CASCALHO

RESUMO

Um dos grandes desafios para os profissionais da restauração ecológica são jazidas de cascalho exploradas. O processo de revegetação nesses locais é lento e oneroso, restringindo a ocorrência de grande diversidade de espécies. Este estudo foi conduzido em duas cascalheiras com distintas condições de solo no Sul do Brasil: na área Lauro há forte presença de herbáceas, principalmente gramíneas, devido o incremento de substrato de origem florestal sobre a rocha; na Westarp o solo é raso, ácido, descoberto e possui resíduo de cascalho. O objetivo foi verificar o comportamento de três diferentes técnicas de nucleação, considerando i) espécie de leguminosa forrageira; ii) espécie herbácea; iii) cinco espécies arbóreas de recobrimento. Essas técnicas de nucleação foram avaliadas quanto à área de ocupação no solo pela espécie de cada núcleo e pelas gramíneas, com intuito de potencializar o desenvolvimento das espécies arbóreas existentes. Nos núcleos com cinco espécies distintas de alto valor de cobertura de copa foram mensurados diâmetro do colo, altura, área de copa e sobrevivência. As três variáveis obtiveram aumento na área Lauro. A taxa de sobrevivência das mudas foi de 95% e *Citharexylum myrianthum* Cham. foi a espécie destaque da técnica com uso de espécies de recobrimento, registrando maior diâmetro do colo e altura em ambas as áreas e maior cobertura de copa na Lauro. O sombreamento da copa das espécies de recobrimento não foi eficiente para controlar as gramíneas nas duas áreas. A leguminosa forrageira *Cajanus cajan* L. Millsp também foi avaliada quanto à germinação (77%), sobrevivência (74%) em 390 dias e cobertura do solo (37%) em 120 dias, ponderando com as parcelas de controle, em que a Westarp obteve melhor desempenho. A terceira técnica aferida incluiu a espécie herbácea *Eryngium elegans* Cham. et Schlecht. verificando a sobrevivência e realizando a leitura do comprimento das quatro maiores folhas. A área Lauro apresentou melhor desenvolvimento para esta espécie e a taxa de sobrevivência foi de 100% para Lauro e 95% para Westarp. Sendo assim, conclui-se que na área Westarp a leguminosa forrageira está se adaptando melhor nas restritas condições do ambiente, porém com menor competição. Na área Lauro o resíduo florestal está oferecendo melhores condições para espécies herbáceas e arbóreas se desenvolverem, favorecendo a sucessão ecológica do ambiente.

Palavras-chave: Recuperação de área degradada; jazida de extração de cascalho; restauração ecológica; cobertura do solo; leguminosa forrageira.

ABSTRACT

One of the great challenges of ecological restorers is gravel deposits explored. The revegetation process in these sites is slow and costly, restricting the occurrence of great diversity of species. This study was conducted in two gravels with different soil conditions: in the Lauro area there is a strong herbaceous presence, mainly grasses, due to the increase of substrate of forest origin on the rock; in Westarp the soil is shallow, acid, uncovered and has gravel residue. The objective is to verify the behavior of three different nucleation techniques we evaluated for soil occupation by the species of each nucleus and the grasses, in order to potentiate the development of the existing tree species. Nuclei with five distinct species of high crown cover were implanted, having evaluated the stem diameter, height, crown area and survival. The three variables obtained increase in the Lauro area. The survival rate of the seedlings was 95% and *Citharexylum myrianthum* Cham. was the highlight of the nucleation technique registering higher, stem diameter and height in both areas and greater crown coverage in Lauro. The crown shading of the cover species was not efficient to control the grasses in both areas. The forage legume *Cajanus cajan* L. Millsp was also evaluated for germination (77%), survival (74%) in 390 days, and soil cover (37%) in 120 days, weighting with the control plots, where Westarp performed better. The third used technique included the species *Eryngium elegans* Cham. et Schlecht. checking the survival and reading the length of the four largest leaves. The Lauro area showed better development for this species and the survival rate was 100% for Lauro and 95% for Westarp. Thus, it is concluded that in the Westarp area the forage legume is adapting better in the restricted environment conditions, but with less competition. In the Lauro area the forest residue is offering better conditions for herbaceous and arboreal species to develop, favoring the ecological succession of the environment.

Keywords: Recovery of degraded area; gravel extraction site; ecological restoration; soil cover; leguminous forage.

5.1 INTRODUÇÃO

A atividade de mineração gera diversos impactos ao meio, contudo a matéria prima extraída é de extrema importância para o desenvolvimento econômico. Até aproximadamente a década de 90 não havia por parte dos exploradores necessariamente a intenção de recuperar as jazidas de minérios. Com a obrigatoriedade do cumprimento da Lei Federal de 1988 esses sítios passaram a ser recuperados (BRASIL, 1988).

Ainda que a revegetação da área minerada dependa do processo de recuperação do solo, a restauração ecológica total da área passará por fases que compreendem a recomposição da topografia, paisagem e o controle da erosão do solo, com o intuito de gerar equilíbrio físico, químico e biológico do ambiente (IBAMA, 1990; SANTOS et al., 2011). Portanto a mineração causa impactos em menores extensões, porém de forma mais intensa, pois causa a perda da resiliência (BARBOSA, 2008), que consequentemente traz como resultado a degradação do ambiente.

Ambientes com baixa resiliência apresentam dificuldade de regenerar naturalmente sem a intervenção humana. Em áreas mineradas, dificilmente as sementes de espécies florestais arbóreas conseguem germinar e desenvolver uma planta adulta sobre terrenos minerados (CORRÊA, 1995). Lima (2004) recomenda formar “ilhas” pequenas de vegetação, conhecidas como nucleação, que auxiliará no recobrimento do solo. Essas pequenas “ilhas” formarão micro-habitats, com ciclagem de nutrientes, maior umidade, dando melhores condições para novos microrganismos evoluírem no novo meio. Os projetos de restauração com base nos conceitos da nucleação, estarão facilitando a sucessão e quanto mais numerosos e diversificados forem os núcleos formados, a restauração se tornará mais efetiva (REIS et al., 2003).

Seguindo as recomendações de Rodrigues et al. (2007) há uma mudança na orientação dos programas de manejo de restauração florestal, que deixam de ser aplicações práticas silviculturais, formando-se bosques desenvolvidos em volume de madeira, para reconstruir as complexas interações das comunidades. Tendo em vista as especificidades ecológicas dos ecossistemas pós-mineração é inegável a necessidade de corroborar com novas metodologias de restauração que sejam ecologicamente válidas e com menores custos (ROVEDDER et al., 2014). A utilização de diferentes técnicas de revegetação de forma simultânea pode trazer bons resultados para a restauração ecológica de um ambiente degradado (FREITAG et al., 2018).

No município de Otacílio Costa, Santa Catarina, surgiu a necessidade de se estudar diferentes métodos de restauração ecológica em duas antigas áreas de mineração de cascalho com distintas condições de solo/substrato. Na área denominada Lauro, houve a deposição de resíduo florestal de *Pinus* spp. sobre o solo. Na área denominada Westarp o solo é ácido, raso, pedregoso e descoberto. Para o propósito de restauração ecológica, foram testadas três técnicas de nucleação e avaliado o comportamento quanto à cobertura do solo com núcleos de (i) *Eryngium elegans*; (ii) *Cajanus cajan* e (iii) mudas de cinco diferentes espécies arbóreas de cobertura de copa. Além disso, foram avaliadas a área de ocupação pelas gramíneas existentes.

O trabalho foi desenvolvido sob a hipótese de que técnicas implantadas estão controlando a competição com as gramíneas, promovendo e acelerando o desenvolvimento das espécies arbóreas já presentes. Espera-se que os núcleos com as espécies *Cajanus cajan*, *Eryngium elegans* e de espécies arbóreas florestais de cobertura de copa *Citharexylum myrianthum*; *Inga sessilis*; *Myrcianthes pungens*; *Matayba elaeagnoides*; *Casearia sylvestris* estejam inibindo o desenvolvimento intensivo das gramíneas nas áreas.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Caracterização geral das áreas

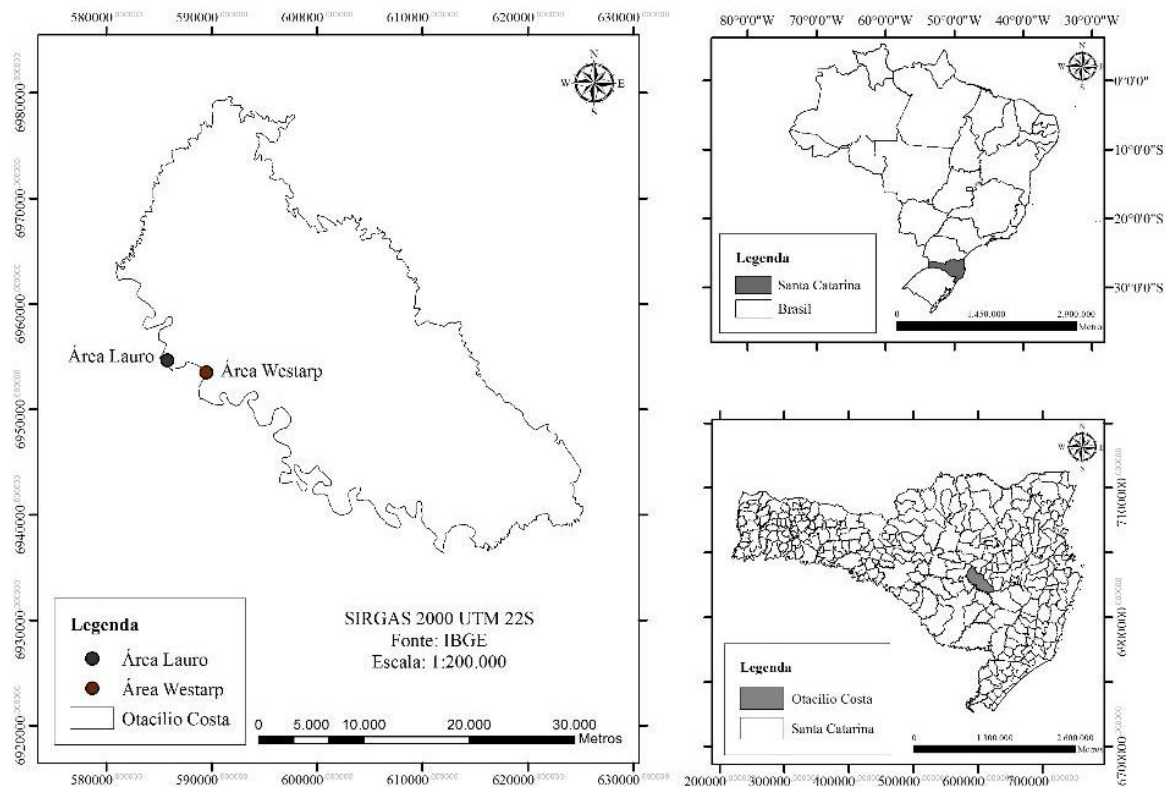
Este estudo foi conduzido em duas áreas degradadas pertencentes à Empresa Klabin S.A., denominadas Westarp e Lauro, localizadas no município de Otacílio Costa/SC (Figura 19), dando continuidade ao estudo elaborado por Martins (2017), que implantou em 2015 quatro técnicas de nucleação na área, sendo elas poleiro, enleiramento de galharias, transposição de serapilheira e do banco de sementes do solo. Além disso foram implantados núcleos de Anderson e também parcelas de controle para avaliação da regeneração natural.

O projeto está inserido na Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai, Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Pelotas. A área compreende formações geológicas datadas do Paleozoico. O solo é classificado como Cambissolo Húmico Alumínico, considerado como solo pouco profundo ou raso, com cores de bruno escuro a bruno avermelhado, argiloso e com horizonte B incipiente (EMBRAPA, 2013), apresentam baixa fertilidade e alta pedregosidade (MARTINS, 2017).

O clima na região, conforme Alvares et al. (2013), é classificado como “Cfb”, ou seja, clima temperado constantemente úmido, com verões frescos, não apresentando estação seca definida com temperatura média anual em torno de 17,8 °C. A precipitação anual é de 1.841

mm e, segundo Pereira (2014), são bem distribuídas ao longo do ano, não ocorrendo, normalmente, déficit hídrico. A umidade relativa do ar predomina entre 80% a 83% (EPAGRI, 2002), com geadas frequentes (ANDRADE, 2017).

Figura 19 - Localização das áreas Westarp e Lauro, no município de Otacílio Costa, Santa Catarina.



Fonte: Próprio autor (2019).

A vegetação florestal pertence à Floresta Ombrófila Mista (IBGE, 2012). Atualmente, a vegetação natural remanescente na região de estudo é constituída por fragmentos florestais em diferentes estágios sucessionais, resultantes dos diversos processos de uso antrópico, como o pastoreio de bovinos, abertura de estradas, além da adjacência com o plantio das espécies exóticas *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. (MARTINS, 2017).

I. Caracterização da área Westarp

A área experimental Westarp possui 2.500 m² e situa-se entre as coordenadas 27°32'13" S e 50°05'86" O em uma altitude de 840 metros, distante aproximadamente 130 m do Rio Canoas, como demonstra a Figura 20. Esta área, assim como a Lauro, foi degradada

em função da abertura de estradas para acessar a cascalheira e era utilizada para manobrar maquinários em virtude da mineração de cascalho para a pavimentação de estradas florestais.

Figura 20 - Localização da área Westarp e seu entorno, com polígono em vermelho destacando a área de estudo.



Fonte: Google Earth editado pelo próprio autor (2019).

O solo é argiloso com muitos fragmentos de rocha (cascalho, matacão, etc.) e compactação excessiva (MARTINS, 2017). A cobertura vegetal (Figura 21) é composta por espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas, com a presença de diversas gramíneas como *Andropogon bicornis* L. e *Eragrostis plana* Nees, uma variedade grande do gênero *Baccharis* e *Mimosa scabrella* Benth, além de outras espécies arbóreas implantadas na área por Martins (2017).

Figura 21 - Vista da área Westarp em dezembro de 2018.



Fonte: Próprio autor (2019).

II. Caracterização da área Lauro

A área experimental Lauro possui 1.500 m² e situa-se entre as 27°31'36" S e 50°07'08" O e altitude de 848 metros, distante aproximadamente 170 m do Rio Canoas, porém a 40 m de distância de uma lagoa (Figura 22).

Figura 22 - Localização da área Lauro e seu entorno, com polígono em vermelho destacando a área de estudo.



Fonte: Google Earth editado pelo próprio autor (2019).

O solo dessa área é composto pela deposição do resíduo florestal casca de *Pinus* spp. do pátio de madeira misturado com resíduo mineral de cascalho, no qual foram depositados em leiras, espalhados e compactados com trator de esteira. Por apresentar resíduo florestal com partículas de diversos tamanhos, consequentemente houve um aumento na profundidade deste solo, causando maior umidade em decorrência do processo de decomposição desse material. Por se tratar de uma área com pouco sombreamento a cobertura vegetal é composta por espécies herbáceas, principalmente gramíneas, e algumas arbóreas implantadas por Martins (2017), como pode ser observada na Figura 23.

Figura 23 - Vista da área Lauro em dezembro de 2018.



Fonte: Próprio autor (2019).

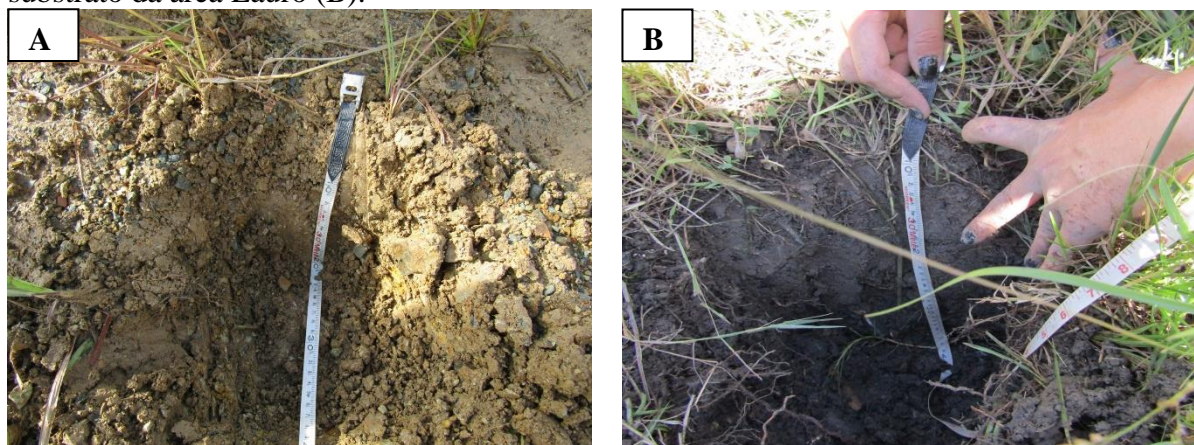
5.2.2 Análises de solo e substrato

Para avaliar a fertilidade do solo na área Westarp foi realizada análise do solo por meio de caminhamento em *zig-zag*, em que foram coletadas três amostras de solo, com auxílio de uma pá reta e balde para misturar o solo, na profundidade de 0-20 cm, como demonstra a Figura 24. Essas foram acondicionadas em sacos plásticos e deixadas no laboratório de análise de solo – LAS, na Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC, Centro de Ciências Agroveterinárias – CAV, onde foram preparadas e submetidas às análises químicas. As amostras foram secas em estufa de 60°C, por 24 horas. Em seguida, foram destorroadas e moídas manualmente, passadas em peneira com abertura de malha 2 mm e posteriormente 1 mm, obtendo-se assim a terra fina seca ao ar (TFSA) (MARTINS 2017).

Foram determinados os atributos químicos pH em água, teores de matéria orgânica (MO), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), alumínio (Al), cobre (Cu), manganês (Mn) e zinco (Zn), conforme Tedesco et al. (1995) (MARTINS, 2017). Para o conteúdo de matéria orgânica as amostras foram passadas em peneira de 8 mm, em seguida pesou-se cerca de 10 g da amostra de substrato em um recipiente de porcelana, levando-o à estufa a 110°C por duas horas. Posteriormente a amostra foi colocada em dessecador e após resfriar pesou-se a massa seca (ABREU et al., 2007).

A caracterização do substrato foi realizada para a área Lauro, cuja amostragem seguiu por meio de caminhamento em *zig-zag*, em que foram coletadas seis amostras em três pontos amostrais, com auxílio de uma pá reta e um balde para misturar o substrato, na profundidade de 0-20 cm e de 20-40 cm (Figura 24). Estas foram enviadas para o Laboratório de Substratos do Departamento de Horticultura e Silvicultura da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, conforme a Instrução Normativa nº 17 do MAPA (2007); Fermino (2003). Foram analisados o pH, densidade úmida e seca, condutividade elétrica e porosidade total.

Figura 24 - Vista dos pontos amostrais da análise de solo na área Westarp (A) e da análise de substrato da área Lauro (B).



Fonte: Próprio autor (2019).

Os resultados das análises de solo e substrato dos atributos químicos foram submetidos à análise exploratória dos dados por meio da estatística descritiva para obtenção da média e do desvio-padrão. O intuito foi verificar as condições, bem como possíveis alterações sucedidas nas áreas, comparando com as análises realizadas por Martins (2017), assim como agregando mais variáveis ambientais para averiguar o quanto o solo/substrato influenciou nos resultados obtidos.

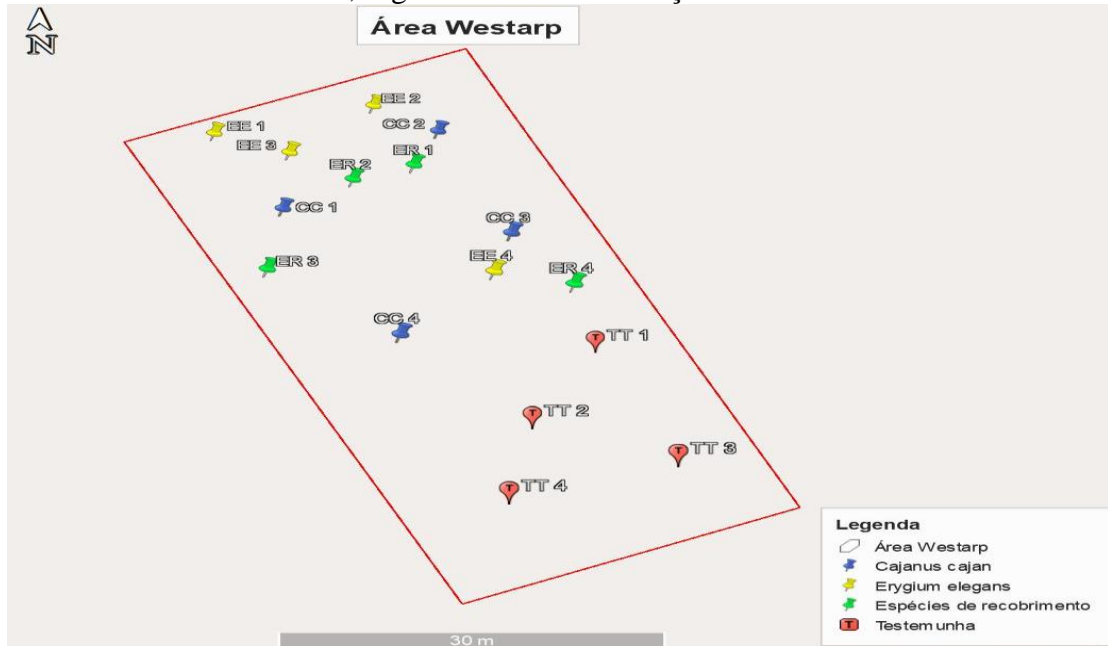
5.2.3 Técnicas para cobertura do solo e para o controle de gramíneas

No trabalho de Martins (2017), o comportamento foi extremamente diferente em ambas as áreas quanto a presença de resíduo florestal. Este proporcionou na Lauro a presença e domínio por parte de espécies herbáceas, especialmente gramíneas, em que a mais representativa foi *Andropogon bicornis* L. Em contrapartida na área Westarp houve a manutenção do solo exposto um ano após a implantação. Diante disso surgiram hipóteses quanto a metodologias alternativas de restauração, que fizessem o recobrimento do solo principalmente na área Westarp, bem como controlassem o crescimento das gramíneas na área Lauro. Neste cenário o intuito é favorecer a sucessão florestal, potencializando e acelerando o desenvolvimento das espécies arbóreas presentes e incentivando a diversidade de espécies.

Nesse sentido, foram implantadas três novas técnicas com quatro repetições, sendo avaliadas trimestralmente, no período de um ano, havendo portanto, cinco avaliações finais. Estas foram inseridas somente em uma parte da área total, pois a mesma foi dividida ao meio, restando à porção oposta servir como testemunha. A implantação ocorreu no mês de outubro

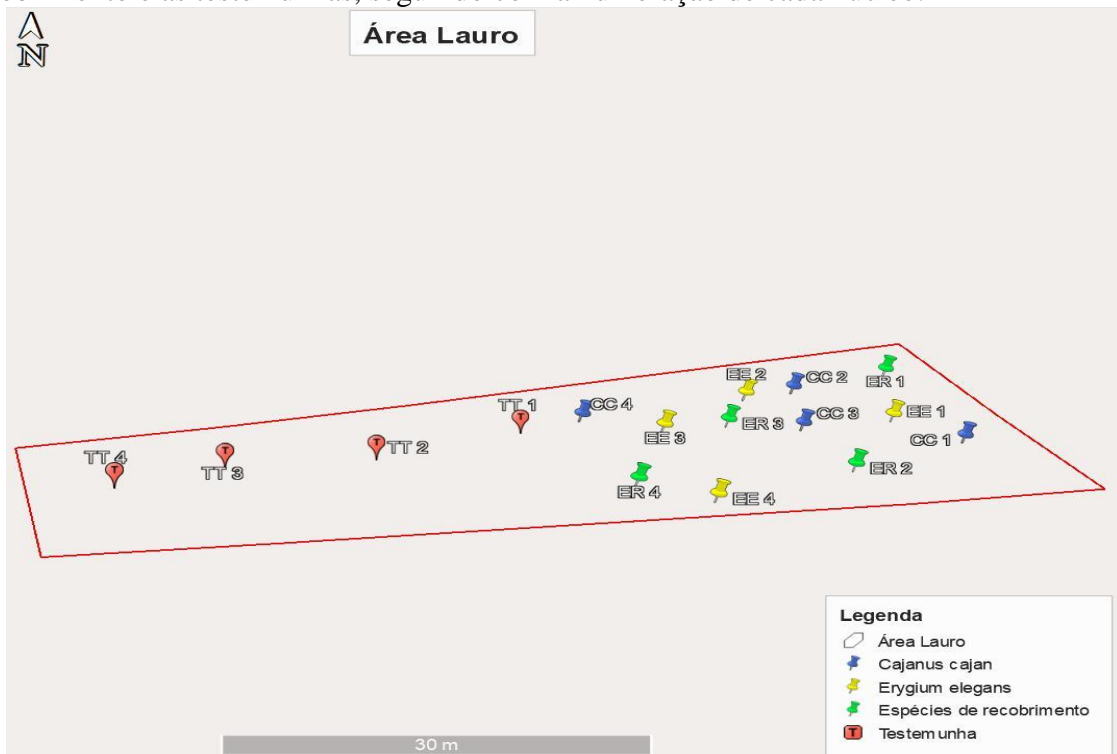
de 2017 e por meio da Figura 25 e Figura 26 pode-se verificar os croquis com a localização geográfica de cada núcleo por técnica implantada nas áreas Westarp e Lauro.

Figura 25 - Croqui de localização geográfica da área Westarp para as técnicas de cobertura do solo e controle da matocompetição, *Cajanus cajan*; *Eryngium elegans*; espécies arbóreas de recobrimento e as testemunhas, seguindo com a numeração de cada núcleo.



Fonte: Próprio autor (2019).

Figura 26 - Croqui de localização geográfica da área Lauro para as técnicas de cobertura do solo e controle da matocompetição, *Cajanus cajan*; *Eryngium elegans*; espécies arbóreas de recobrimento e as testemunhas, seguindo com a numeração de cada núcleo.



Fonte: Próprio autor (2019).

Os núcleos das testemunhas foram implantados de forma aleatória, contendo quatro unidades com tamanhos de 1 m x 1 m, sendo estes totalmente capinados, com o intuito de comparar o desenvolvimento das gramíneas com o núcleo da leguminosa forrageira *Cajanus cajan*, pois o feijão guandu anão, foi a única dentre as técnicas que foi totalmente capinada.

I. Leguminosa forrageira *Cajanus cajan* L. Millsp (Feijão Guandu Anão).

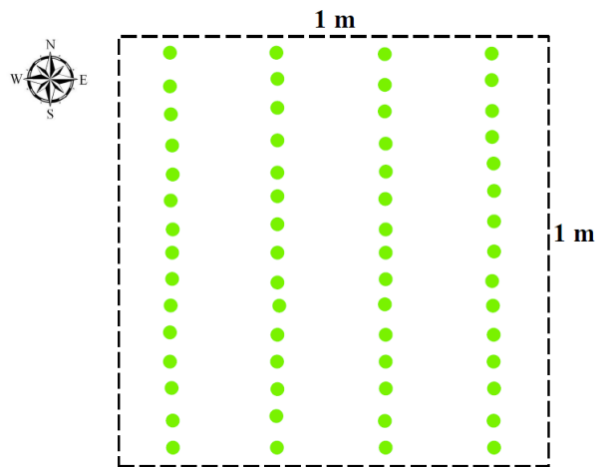
A escolha da espécie baseou-se nas informações divulgadas por Reis (2004), em que devem ser escolhidas as de ciclo curto e baixo nível de antibiose, afim de evitar a contaminação do ambiente que se pretende recuperar. Portanto o uso de espécies exóticas é permitido devido seu curto ciclo de vida.

A implantação dos quatro núcleos da leguminosa forrageira *C. cajan* partiram do princípio de apresentarem igual tamanho para posterior comparação com as testemunhas, sendo assim os núcleos possuem 1 m x 1 m e foram distribuídos em campo de forma aleatória. Tanto os núcleos quanto as testemunhas foram totalmente capinados, para na primeira avaliação apresentarem-se ausentes de gramíneas ou quaisquer plantas em seu interior.

A metodologia seguiu por meio da semeadura direta nos núcleos de 1 m² (Figura 27), formando-se quatro linhas paralelas umas das outras, sendo utilizadas 15 sementes por metro linear, conforme recomendação de Lopes (2000). Sendo assim, em 1 m² totalizaram-se 60 sementes. Cada linha foi adubada com 18 g fertilizante NPK 15-15-15. Foram avaliadas a taxa de germinação por meio do número de plântulas e o percentual de cobertura do solo de *C. cajan*, bem como de gramíneas dos núcleos do feijão guandu anão e também as gramíneas das testemunhas, por meio do *software Image Pro Plus* de edição de imagens.

Os dados primeiramente foram estudados pelo procedimento da estatística descritiva para cada área por meio de gráfico boxplot. Com o propósito de verificar a diferença de cobertura de solo das gramíneas dos núcleos com *C. cajan* entre os núcleos testemunhas, utilizou-se esses gráficos. Neste sentido foi realizada a normalidade dos dados, por meio do teste de Shapiro-Wilk, com 5% de probabilidade. Na sequência considerou-se a natureza dos dados não-paramétricos, onde foi utilizado o teste U de Mann-Whitney na comparação de médias, para verificar a significância entre os diferentes grupos de cobertura do solo. Sendo assim h_0 corresponde que *C. cajan* está promovendo o controle das gramíneas; bem como h_1 a espécie de interesse não está realizando o controle das gramíneas. Estas análises foram desenvolvidas no programa estatístico R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018).

Figura 27 - Croqui da metodologia de implantação do núcleo de *Cajanus cajan*, estando representadas as sementes pelos pontos na cor verde.



Fonte: Próprio autor (2019).

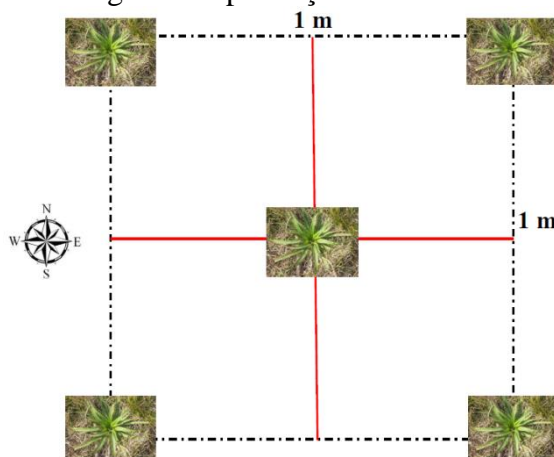
II. *Eryngium elegans* Cham. et Schlecht. (Caraguatá).

A escolha do caraguatá se deu por se tratar de uma planta rústica que habita preferencialmente campos úmidos e por suportar geada. Ela possui filotaxia rosetada apresentando notória importância ecológica perante a polinização, o que favorece a presença de uma fauna diferenciada. A espécie foi avaliada quanto ao seu potencial de cobertura do solo na área Westarp e o possível controle das gramíneas na área Lauro.

Em ambas as áreas foram implantadas quatro repetições dispostas aleatoriamente com dimensões de aproximadamente 1 m x 1 m de núcleos com *E. elegans*. A Figura 28 ilustra a metodologia implantada com cinco indivíduos da espécie distribuídos nos vértices do núcleo e uma disposta no centro, ou seja, os indivíduos estão distantes em aproximadamente 0,5 m da planta central e distantes em média 1,0 m das plantas laterais. Cada indivíduo foi adubado com 18 g fertilizante NPK 15-15-15.

Foram plantados 20 indivíduos de *E. elegans* em cada área, totalizando 40 indivíduos a serem avaliados em ambas as áreas. Estes foram resgatados da fazenda experimental da Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC, Centro de Ciências Agroveterinárias - CAV, em Lages/SC e mantidos em viveiro até o plantio. Os indivíduos foram resgatados com raiz e colocados em saquinhos de mudas com substrato Carolina.

Figura 28 - Croqui da metodologia de implantação do núcleo de *Eryngium elegans*.



Fonte: Próprio autor (2019).

Para o procedimento do plantio utilizou-se um perfurador de solo a gasolina 2,5 HP Terra – PS520 para a abertura das covas e um gabarito de 1 m x 1 m para locação de cada indivíduo. O núcleo não foi totalmente capinado, portanto havia gramíneas no local. Sendo assim, esta metodologia não foi comparada com o núcleo testemunha, cujo mesmo foi totalmente capinado. O intuito de manter as gramíneas inicialmente é reduzir o custo em capinar os núcleos na implantação. Após o plantio, estes foram monitorados com a leitura do comprimento das quatro maiores folhas.

A análise do crescimento do *E. elegans* consistiu na média das quatro maiores folhas de cada indivíduo dos núcleos, resultando em um valor de raio médio por indivíduo (raio médio - R_m). Sendo assim o cálculo da área de cobertura para cada indivíduo foi realizado pela Equação 1:

$$A_i = \pi \times R_m^2 \quad (1)$$

Sendo: A = Área ocupada por cada indivíduo do núcleo (cm^2); R_m^2 = Raio médio de cada indivíduo, oriundo da média das quatro maiores folhas (cm).

Com o resultado das áreas de cada indivíduo, obteve-se a área total média da espécie por avaliação. A taxa de sobrevivência da espécie também foi avaliada e o percentual de cobertura do solo de gramíneas, por meio do *software Image Pro Plus* de edição de imagens.

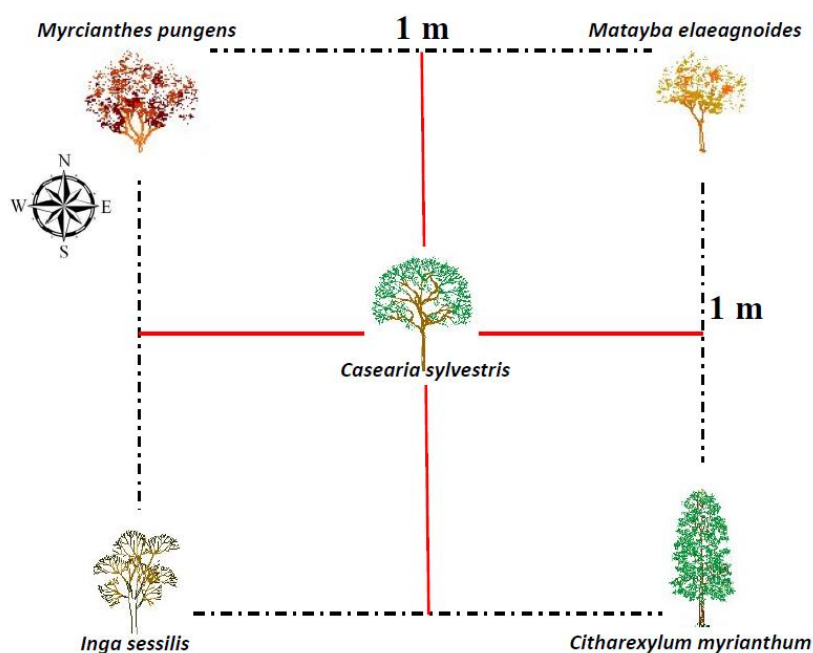
Os dados primeiramente foram estudados pelo procedimento da estatística descritiva para cada área por meio de gráfico boxplot. Com o propósito de verificar a diferença de cobertura de solo da espécie *Eryngium elegans* com relação à capacidade de cobertura de solo das gramíneas dos núcleos de *E. elegans*, utilizou-se esses gráficos. Neste sentido foi

realizada a normalidade dos dados, por meio do teste de Shapiro-Wilk, com 5% de probabilidade. Na sequência considerou-se a natureza dos dados não-paramétricos, onde foi utilizado o teste U de Mann-Whitney na comparação de médias, para verificar a significância entre os diferentes grupos de cobertura do solo. Sendo assim h_0 corresponde que *E. elegans* está promovendo o controle das gramíneas; bem como h_1 a espécie de interesse não está realizando o controle das gramíneas. Estas análises foram desenvolvidas no programa estatístico R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018).

III. Espécies arbóreas de recobrimento

Os quatro núcleos das espécies de recobrimento foram dispostos aleatoriamente nas áreas e têm dimensões de aproximadamente 1 m x 1 m. Com cinco espécies diferentes distribuídas nos vértices dos núcleos e uma disposta no centro, as mudas estão distantes em aproximadamente 0,5 m da planta central e distantes em média 1,0 m das plantas laterais. Nesta situação, foram realizados plantios adensados de mudas de espécies com rápido crescimento e alta cobertura de copa (espécies arbóreas de recobrimento), sendo elas dispostas nessa ordem: *Citharexylum myrianthum* (tucaneira); *Inga sessilis* (ingá macaco); *Myrcianthes pungens* (guabiju); *Matayba elaeagnoides* (Camboatá branco) e *Casearia sylvestris* (cafezeiro do mato) estando no centro do núcleo (Figura 29).

Figura 29 - Croqui da metodologia de implantação do núcleo de espécies arbóreas de recobrimento.



Fonte: Próprio autor (2019).

Além do potencial de cobertura de copa, a escolha dessas espécies seguiu alguns critérios como capacidade de suportar geadas, ser atrativa a fauna para utilização em restauração ecológica e disponibilidade de mudas em viveiros da região. Foram plantadas cinco mudas de cada espécie em cada área, totalizando 40 mudas a serem avaliadas em ambas as áreas. Cada espécie foi adubada com 18 g de fertilizante NPK 15-15-15.

Para o procedimento do plantio utilizou-se um perfurador de solo a gasolina 2,5 HP Terra – PS520 para a abertura das covas das mudas e um gabarito de madeira com 1 m x 1 m para locação aproximada de cada espécie. O núcleo não foi totalmente capinado, portanto havia gramíneas no local. Sendo assim esta metodologia não foi comparada com o núcleo testemunha, cujo mesmo foi totalmente capinado. Após o plantio, os indivíduos foram monitorados com a leitura de altura, diâmetro do colo e comprimento de copa (distância da gema apical até a folha/folíolo mais distante), além da avaliação da taxa de sobrevivência de cada espécie e o percentual de cobertura do solo de cada espécie. Os núcleos seguiram com registro fotográfico para posteriormente serem avaliados por meio de *software Image Pro Plus* de edição de imagens, para verificar a área de cobertura das gramíneas.

Os dados primeiramente foram estudados pelo procedimento da estatística descritiva para cada área por meio de gráfico boxplot. Com o propósito de verificar a diferença de cobertura de solo promovida pela área de copa das espécies arbóreas de recobrimento, com relação à capacidade de cobertura de solo das gramíneas dos núcleos das espécies de recobrimento, utilizaram-se esses gráficos. Neste sentido foi realizada a normalidade dos dados, por meio do teste de Shapiro-Wilk, com 5% de probabilidade. Na sequência considerou-se a natureza dos dados não-paramétricos, onde foi utilizado o teste U de Mann-Whitney na comparação de médias, para verificar a significância entre os diferentes grupos de cobertura do solo. Sendo assim h_0 corresponde que as espécies de recobrimento estão promovendo o controle das gramíneas; bem como h_1 as espécies de interesse não estão realizando o controle das gramíneas. Estas análises foram desenvolvidas no programa estatístico R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018).

5.3 RESULTADOS

5.3.1 Análises de solo e substrato

A Tabela 3 ilustra os valores médios da composição química do solo na área Westarp realizadas por Martins (2017), bem como a análise do presente estudo.

Tabela 3 - Composição química do solo da área Westarp na profundidade de 0-20 cm, por Martins (2017) e do atual estudo.

ANO	pH H ₂ O	MO	K	Ca	Mg	Al	P	Cu	Zn	Mn
2017	5±0,1	5,97±1,2	0,37±0,1	2,2±1,1	1,6±0,45	0,8±0,2	21,1±13	1,63±0,5	2,93±0,5	393±162
2019	4,6±0,1	0,97±0,1	0,4±0,3	1,7±1	1,38±0,5	5,2±1,2	0,6±0,30	1,7±0,5	3,1±0,3	14,3±1,6

Onde: Teor de pH H₂O (1:1); P, Cu, Zn, Mn (mg/dm³); K, Ca, Mg, Al (Cmol_c/dm³); Matéria orgânica= MO (%).

Observa-se que o pH registrado pela análise atual de 4,6 diferiu pouco da análise pretérita que obteve pH 5, mantendo-se na classificação de solos ácidos. A matéria orgânica em dois anos reduziu consideravelmente, assim como o teor de fósforo. O alumínio também apresentou muita variação entre as análises havendo um grande aumento. A redução de Ca é explicada pelo fato de pH estar abaixo de 5. Este afeta não só o cálcio mas também Mg que reduziu também em dois anos.

A Tabela 4 representa os valores médios e desvio padrão da composição química e física do substrato na área Lauro, elaborada por Martins (2017), bem como a análise do atual estudo nas profundidades de 0-20 cm e de 20-40 cm, na qual podem ser observadas as diferenças ocorridas no substrato.

Tabela 4 - Valores médios e desvio padrão da análise química e física do substrato na área Lauro realizado por Martins (2017) e pelo atual estudo em duas profundidades.

Ano/Profundidade (cm)	pH H ₂ O	CE mS.cm ⁻¹	PT %	AFD	DU	DS
						kg.m ⁻³
2017: 0-20	5,7±0,05	0,04±	68,4±2,11	3,8±0,26	849,01±27,71	478,6±44,84
2019: 0-20	5,5±0,61	0,07±0,02	73,6±2,85	6,4±2,76	849,01±152,08	617,2±139,50
2019: 20-40	5,70±0,59	0,07±0,02	72,6±2,25	3,9±0,79	907,01±136,44	595,2±133,30

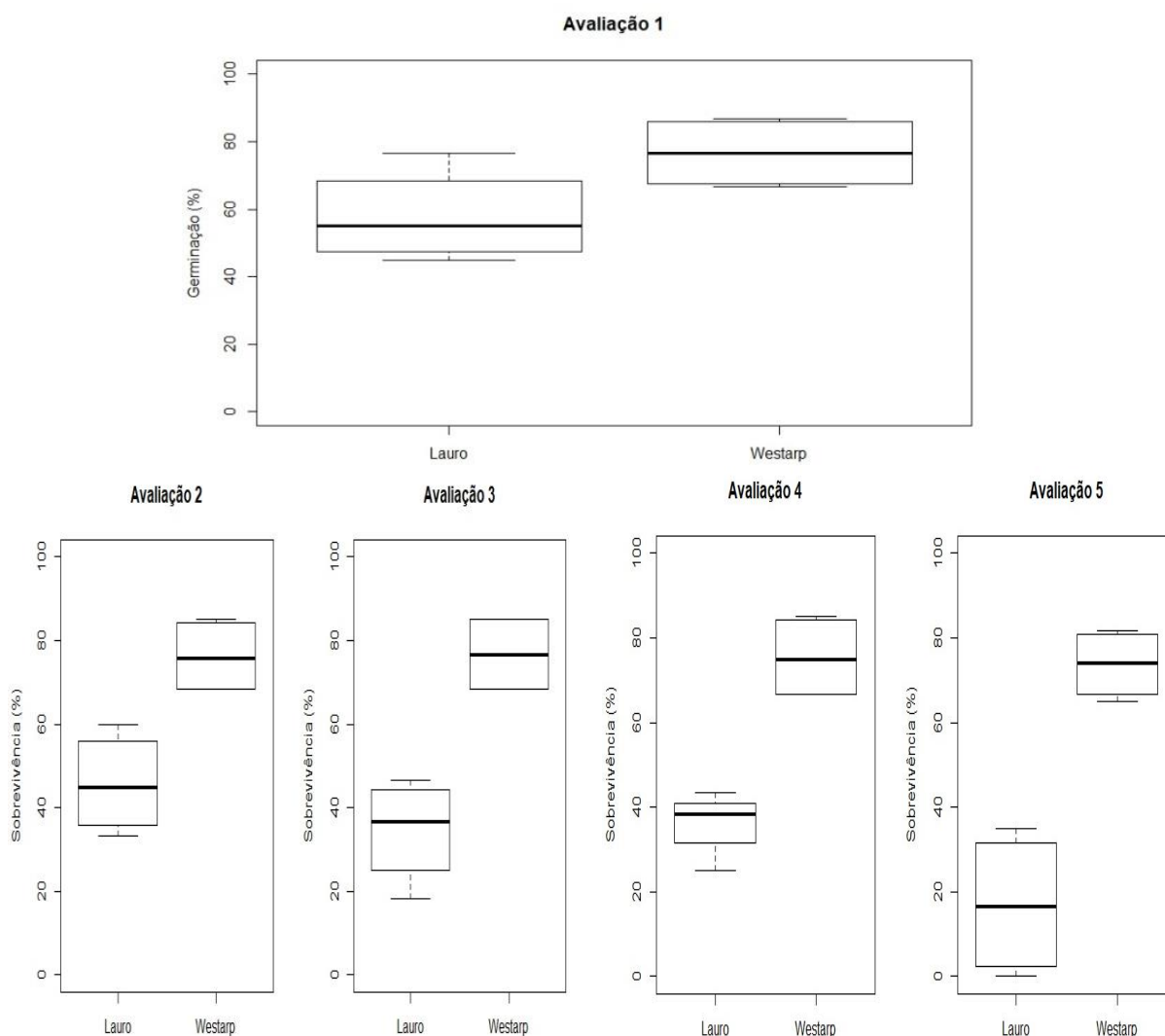
Onde: Teor de pH H₂O (1:5); Condutividade elétrica=CE; porosidade total=PT, água facilmente disponível=AFD; densidade úmida (DU); densidade seca (DS).

O pH observado na amostra do material orgânico coletado reduziu em dois anos do estudo. Já a salinidade, medida pela CE (0,07 mS.cm⁻¹) desde 2016 subiu pouco. Os valores de porosidade total melhoraram consideravelmente, bem como a água facilmente disponível. O resultado da densidade úmida se manteve constante em ambas as análises na profundidade de 0-20 cm. Em contrapartida, a densidade seca aumentou para a mesma profundidade, ao passar dos anos.

5.3.2 Leguminosa forrageira *Cajanus cajan* L. Millsp (feijão guandu anão)

A taxa de germinação média da espécie na primeira avaliação foi de 77%, mantendo constante a sobrevivência até a quinta avaliação (74%), para área Westarp (Figura 30). O comportamento foi diferente na área Lauro, em que a taxa de germinação média foi de 58% na primeira avaliação, decaindo em cada trimestre até registrar 38% de sobrevivência na quinta amostragem.

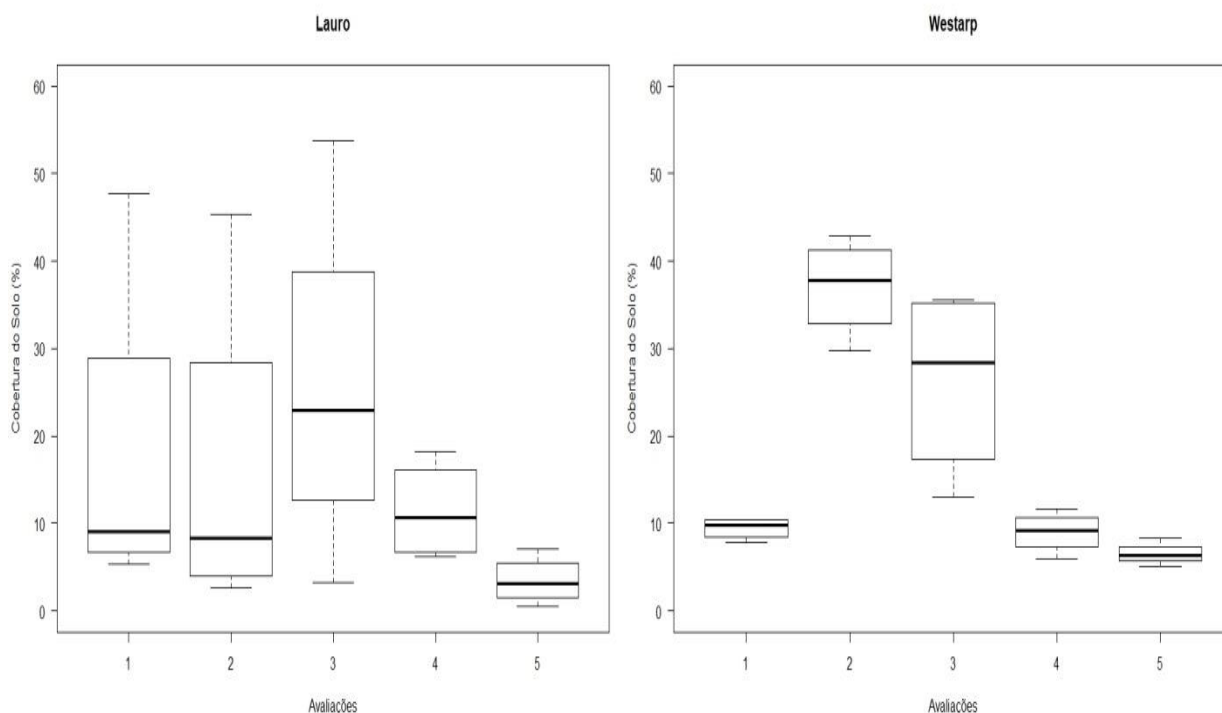
Figura 30 - Germinação e sobrevivência dos indivíduos de *Cajanus cajan*, observados nas cinco avaliações nas áreas Lauro e Westarp.



Fonte: Próprio autor (2019).

Por meio do *software Image Pro Plus* foram obtidas a área de cobertura pela espécie *Cajanus cajan* (Figura 31) e pelas gramíneas nos núcleos testemunhas contrastando com a gramínea dos núcleos da leguminosa na área Lauro (Figura 32) e na área Westarp (Figura 33).

Figura 31 - Área de cobertura do solo (%) ocupada pela espécie *Cajanus cajan* ao longo de cinco avaliações nas áreas Lauro e Westarp.

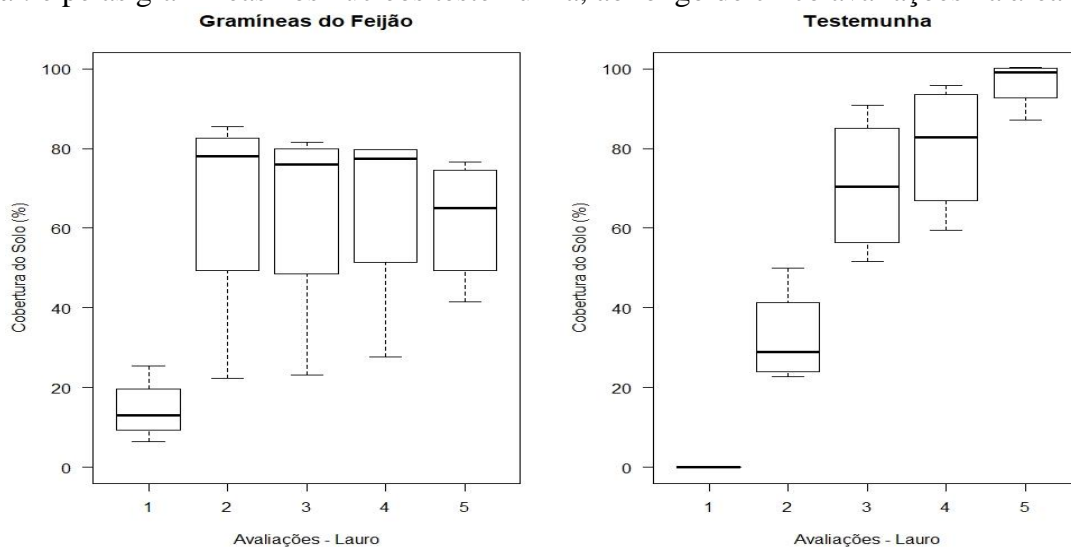


Fonte: Próprio autor (2019).

Os resultados médios para a área Lauro quanto ao percentual de cobertura do solo de *C. cajan* iniciaram com 18% alcançando a maior cobertura em 210 dias (terceira avaliação: 26%) reduzindo ainda mais até 390 dias (quinta avaliação: 3%). A partir da segunda avaliação (120 a 150 dias) foi a época com maior incremento de biomassa. Para a área Westarp o percentual médio de recobrimento da espécie iniciou com 9% e ao final de 390 dias registrou 7%, sendo que o ponto máximo de cobertura de *C. cajan* encontrado foi aos 120 dias com 37% de área de ocupação.

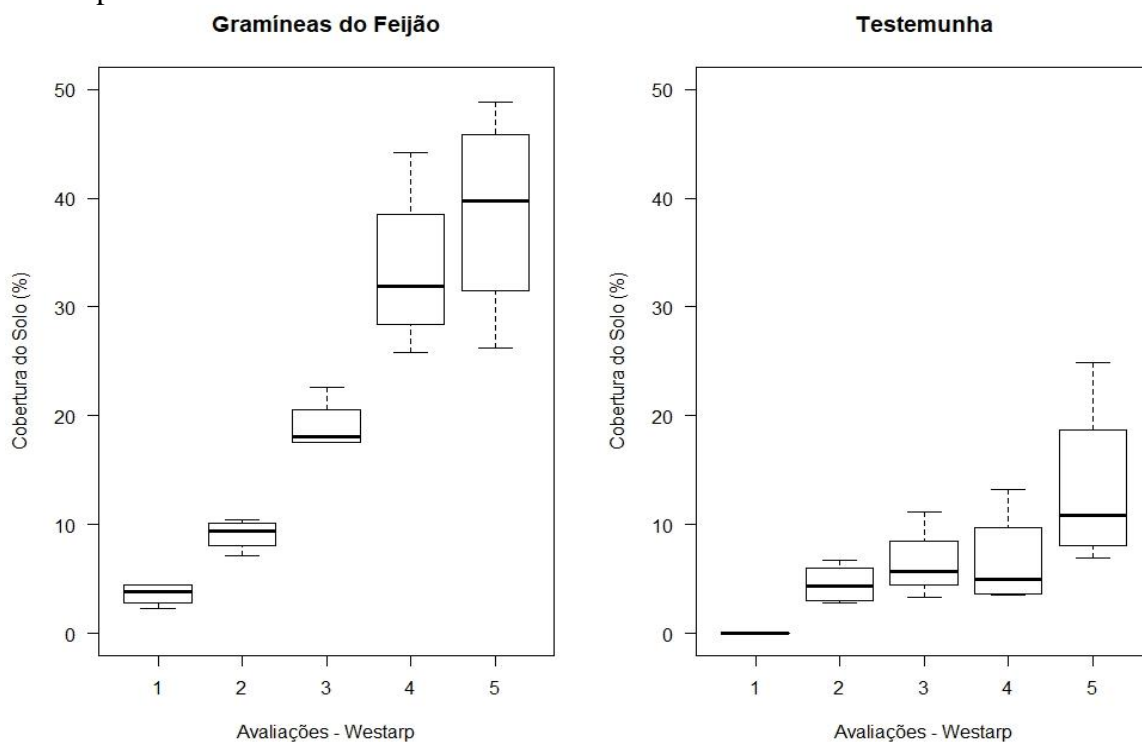
A cobertura do solo ocupada pelas gramíneas dos núcleos de *C. cajan* na Lauro a partir de 30 dias da primeira avaliação demonstraram alto avanço na ocupação, entretanto até o final dos registros o percentual médio não variou. Ao final, foi de 62%. Já a cobertura do solo ocupada pelas gramíneas nos núcleos das testemunhas evoluiu de forma constante a cada verificação em campo, atingindo em 390 dias (quinta avaliação) ocupação média de 99%, partindo do princípio que a primeira avaliação os núcleos estavam ausentes de gramíneas.

Figura 32 - Área de cobertura do solo (%) ocupada pelas gramíneas dos núcleos *Cajanus cajan* e pelas gramíneas nos núcleos testemunha, ao longo de cinco avaliações na área Lauro.



Fonte: Próprio autor (2019).

Figura 33 - Área de cobertura do solo (%) ocupada pelas gramíneas dos núcleos de *Cajanus cajan* e pelas gramíneas nos núcleos testemunha, ao longo de cinco avaliações na área Westarp.



Fonte: Próprio autor (2019).

As gramíneas dos núcleos de feijão guandu anão da Westarp, assim como nas testemunhas apresentaram-se em constante crescimento ao longo das avaliações. Nota-se que até o segundo registro que ocorreu em fevereiro (120 dias) as gramíneas estavam com menor diferença percentual (5%) de crescimento entre as avaliações. Ao passo que a partir deste

instante a evolução foi muito significativa, combinando com o período de floração e frutificação da leguminosa forrageira. Nos núcleos das testemunhas da Westarp, observa-se que o desenvolvimento das gramíneas é gradual, apresentando aumento médio de 1% no trimestre, findando com 13% de área de ocupação na última avaliação (390 dias), quando ocorreu o maior crescimento. Salienta-se que nesta área a cobertura pelas gramíneas foi inferior ao *C. cajan* até a quarta avaliação (300 dias).

A Tabela 5 traz as informações dos testes de médias para as áreas Lauro e Westarp. Elas foram desenvolvidas por meio dos resultados da cobertura do solo proporcionada pelas gramíneas dos núcleos de *C. cajan*, assim como pelo recobrimento das gramíneas nos núcleos testemunha. Na Lauro os resultados comprovam que não há diferença significativa entre as gramíneas dos núcleos de feijão guandu anão e as gramíneas dos núcleos das testemunhas. Em contrapartida na Westarp essa diferença foi significativa.

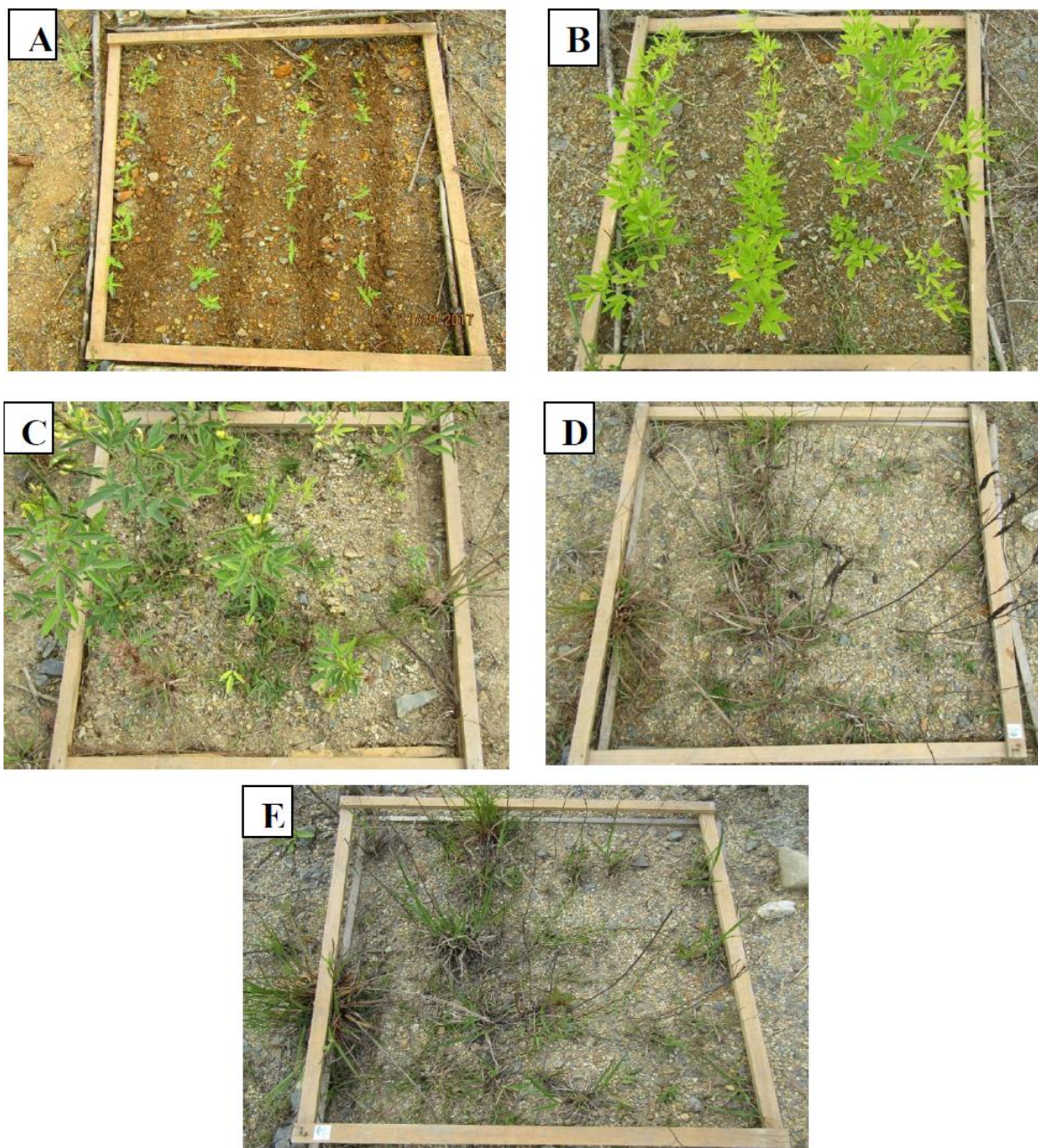
Tabela 5 - Variáveis analisadas por meio do teste de médias entre as gramíneas dos núcleos com *Cajanus cajan* e as gramíneas das testemunhas para a área Lauro e Westarp.

Com <i>Cajanus cajan</i> e as gramíneas das testemunhas para a área Lauro e Westarp.			
	Gramíneas Testemunha	Gramíneas <i>C. Cajan</i>	
Área	<i>Média ± desvio padrão (cm²)</i>		<i>p</i>
	<i>Variáveis não-paramétricas (teste U Mann-Whitney)</i>		
Lauro	4.780,2 ± 3.147	4.607,3 ± 2.372,8	0.6732 ^{ns}
Westarp	525,7 ± 489	1.759,1 ± 1.217,6	<0.0001 [*]

Onde: *p*= probabilidade do teste; ns= não significativo; *=significativo.

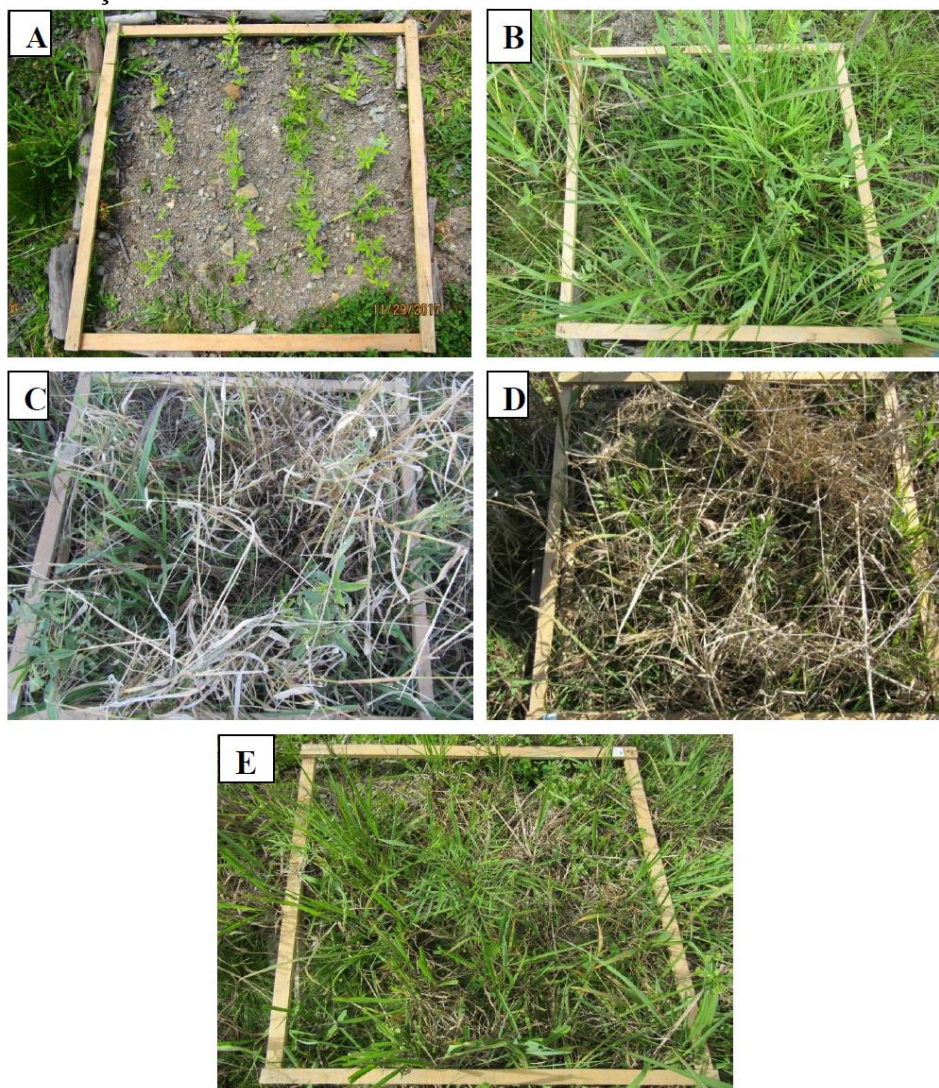
Ilustrou-se o desenvolvimento da técnica de *C. cajan* (Figura 34 e Figura 35), em cinco avaliações para a área Westarp e Lauro, pois a espécie obteve seu auge de cobertura neste intervalo, sendo possível confirmar que a mesma apresentou melhor comportamento para o recobrimento de áreas com solo exposto. A Figura 36 e Figura 37 demonstra a evolução das gramíneas no núcleo testemunha na primeira e na última avaliação.

Figura 34 - Desenvolvimento de um núcleo de *C. cajan* nas cinco avaliações na área Westarp. A - Primeira avaliação; B – Segunda avaliação; C – Terceira avaliação; D – Quarta avaliação; E – Quinta avaliação.



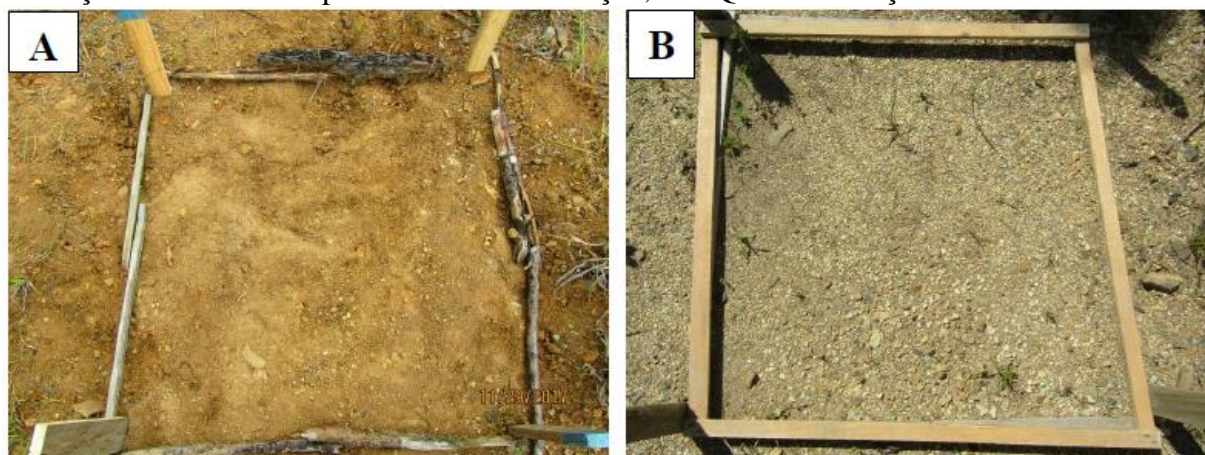
Fonte: Próprio autor (2019).

Figura 35 - Desenvolvimento de um núcleo de *C. cajan* nas quatro avaliações na área Lauro. A - Primeira avaliação; B – Segunda avaliação; C – Terceira avaliação; D – Quarta avaliação; E – Quinta avaliação.



Fonte: Próprio autor (2019).

Figura 36 - Desenvolvimento de um núcleo das testemunhas, na primeira e na última avaliação na área Westarp. A - Primeira avaliação; B – Quinta avaliação.



Fonte: Próprio autor (2019).

Figura 37 - Desenvolvimento de um núcleo das testemunhas, na primeira e na última avaliação na área Lauro. A - Primeira avaliação; B – Quinta avaliação.

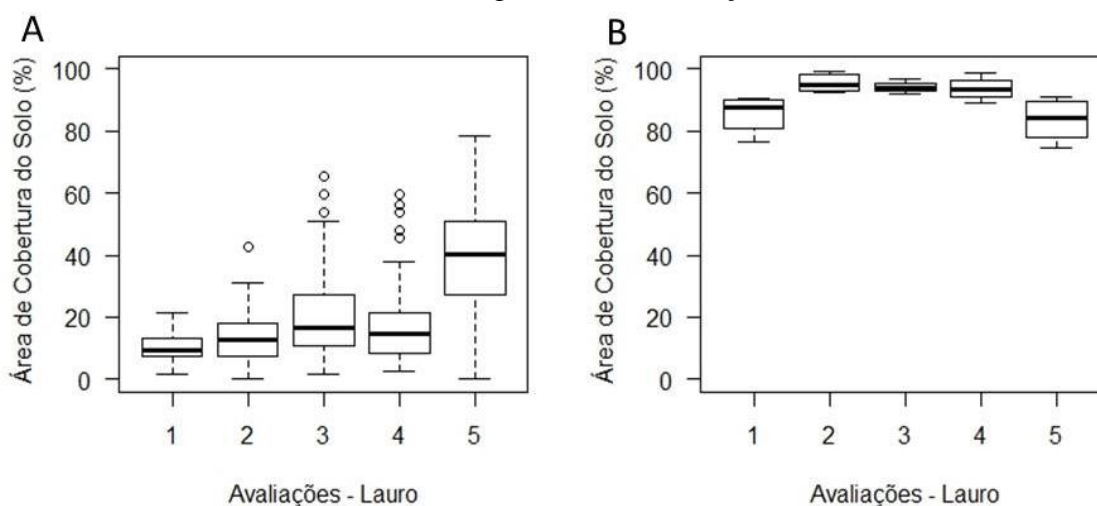


Fonte: Próprio autor (2019).

5.3.3 *Eryngium elegans* Cham. et Schlecht. (caraguatá)

A sobrevivência média da espécie de ambas as áreas foi excelente totalizando 98%, sendo na Westarp de 100% em cinco avaliações e na Lauro 95%. A cobertura do solo proporcionada pela espécie de interesse bem como pelas gramíneas do mesmo núcleo da espécie citada ao longo das avaliações foi analisada e ilustrada na Figura 38 e Figura 39.

Figura 38 - Área de cobertura do solo (%) ocupada pela espécie *Eryngium elegans* (A) e pelas gramíneas (B) do mesmo núcleo, ao longo de cinco avaliações na área Lauro.

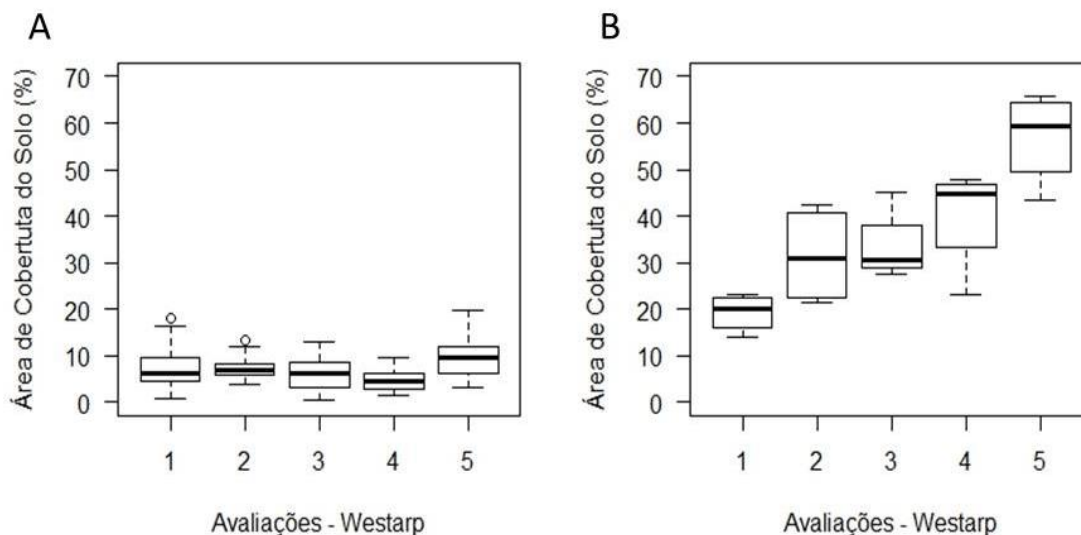


Fonte: Próprio autor (2019).

Observa-se na primeira avaliação que a espécie registrou cobertura do solo média de 10% na área Lauro. Esta se desenvolveu seguindo uma crescente até a quinta avaliação a qual foi o melhor resultado (34%), que corresponde a 390 dias desde a implantação. A exceção do

avanco no desenvolvimento foi observada na quarta avaliação, em que a cobertura do solo registrou 16%.

Figura 39 - Área de cobertura do solo (%) ocupada pela espécie *Eryngium elegans* (A) e pelas gramíneas (B) no mesmo núcleo, ao longo de cinco avaliações na área Westarp.



Fonte: Próprio autor (2019).

O percentual de cobertura do solo verificado pelas gramíneas foi alto. Ao iniciar as análises o registro foi de 86%, mantendo-se constante até a quarta avaliação com 94%, finalizando com pequena queda para 85%.

A espécie na Westarp apresentou menor ocupação do solo quando comparada com a área Lauro. Inicialmente observa-se que a espécie registrou percentual de cobertura média de 7% após 30 dias da implantação (primeira avaliação). Esta se manteve constante até a terceira visita a campo (6%). O comportamento da espécie foi semelhante a Lauro na quarta avaliação, em que a espécie reduziu a média de cobertura do solo (4%), perdendo suas folhas maiores por conta do inverno. O melhor resultado foi o registro final, 390 dias após a implantação, ocupando 9% do solo.

A cobertura do solo proporcionada pelas gramíneas se desenvolveu em uma crescente, com percentual médio de 19%, 32%, 33%, 40%, da primeira até a quarta avaliação, respectivamente, avançando até 57% de recobrimento do solo na última visita a campo.

A Tabela 6 traz as informações dos testes de médias para as áreas Lauro e Westarp. Ela foi desenvolvida por meio dos resultados da cobertura do solo proporcionada pela espécie *E. elegans*, assim como pelo recobrimento das gramíneas dentro dos núcleos da espécie de interesse. Para ambas as áreas a diferença foi significativa. Logo, a área de cobertura de solo

proporcionada pela espécie *E. elegans* é diferente da área de cobertura do solo ocupada pelas gramíneas.

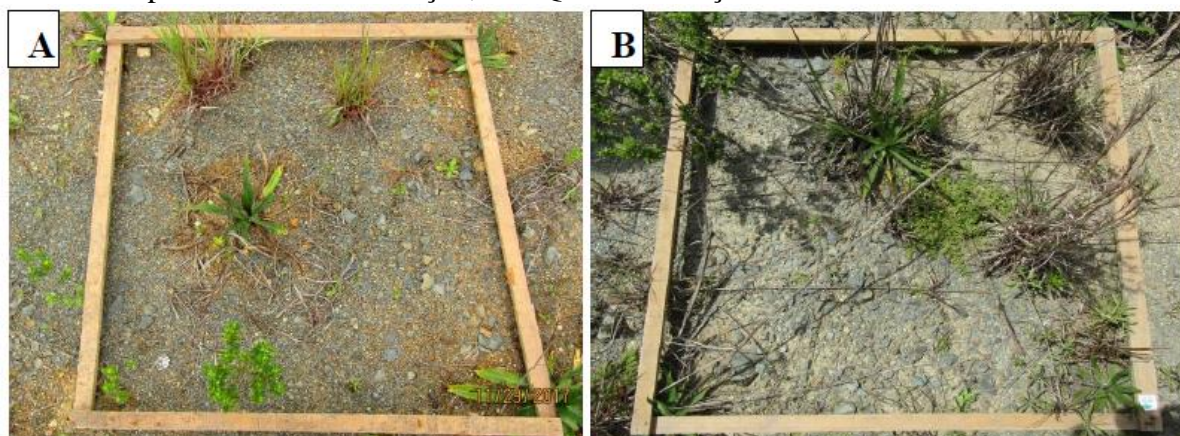
Tabela 6 - Variáveis analisadas por meio do teste de médias entre as gramíneas dos núcleos com *Eryngium elegans* e o desenvolvimento de *E. elegans* para a área Lauro e Westarp.

Área	Gramínea	<i>Eryngium elegans</i>	p
	<i>Média ± desvio padrão (cm²)</i>		
	<i>Variáveis não-paramétricas (teste U Mann-Whitney)</i>		
Lauro	7.664,7 ± 555,5	1.560,9 ± 788,1	<0.0001*
Westarp	3.068,5 ± 1.245,7	552,5 ± 163,3	<0.0001*

Onde: p= probabilidade do teste; ns= não significativo; *=significativo.

O desenvolvimento da técnica dos núcleos com indivíduos de *E. elegans* na primeira e última avaliação para a área Westarp e Lauro estão ilustrados na Figura 40 e Figura 41.

Figura 40 - Desenvolvimento de um núcleo de *E. elegans* na primeira e última avaliação na área Westarp. A - Primeira avaliação; B – Quinta avaliação.



Fonte: Próprio autor (2019).

Figura 41 - Desenvolvimento de um núcleo de *E. elegans* na primeira e última avaliação na área Lauro. A - Primeira avaliação; B – Quinta avaliação.



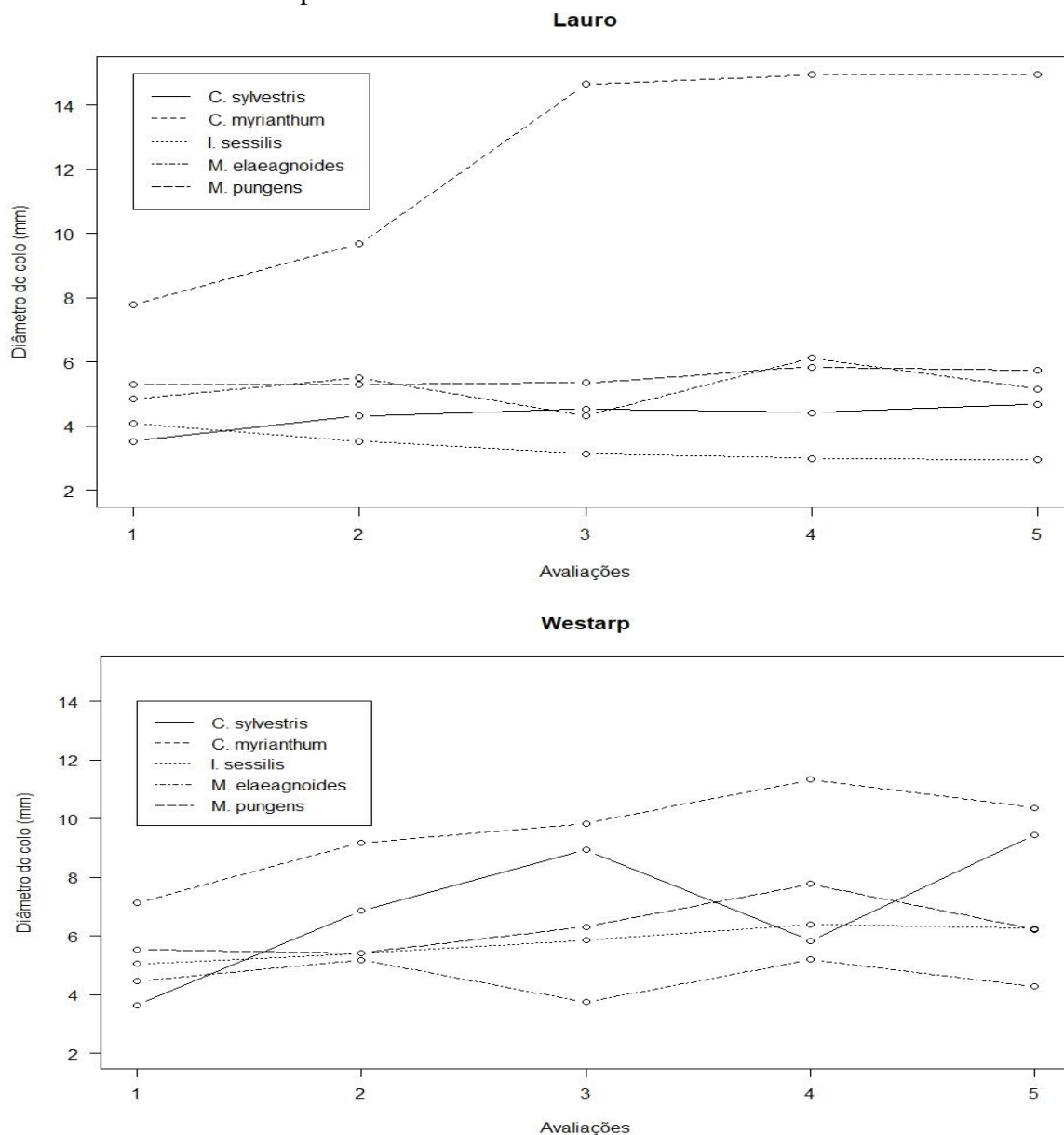
Fonte: Próprio autor (2019).

5.3.4 Espécies arbóreas de recobrimento

As espécies *Citharexylum myrianthum* (tucuneira), *Myrcianthes pungens* (guabiju) e *Casearia sylvestris* (cafezeiro-do-mato) obtiveram 100% de sobrevivência em ambas as áreas. Já *Inga sessilis* (ingá-macaco) e *Matayba elaeagnoides* (camboatá-branco) apresentaram ambas uma mortalidade registrada na terceira avaliação, ou seja, sete meses após a implantação, possuindo neste caso sobrevivência de 87,5%. A primeira espécie encontrava-se na área Lauro e a segunda espécie na Westarp. Sendo assim, a técnica de espécies arbóreas de recobrimento apresentaram 95% de sobrevivência em cinco avaliações. O desenvolvimento da variável diâmetro do colo foi ilustrado na Figura 42, demonstrando o comportamento por espécie, em cada área estudada.

Observa-se que *Citharexylum myrianthum* foi a espécie que melhor se desenvolveu quanto ao diâmetro do colo médio, obtendo desde a primeira avaliação (30 dias) registro superior as demais espécies, sendo 7,79 mm na Lauro e 7,14 mm na Westarp. Nesta última área, após aproximadamente 390 dias (última avaliação), a espécie atingiu a marca de 10,37 mm e alcançou a maior média de diâmetro do colo comparando-se as demais espécies, obtendo 14,97 mm na Lauro. *Casearia sylvestris* também apresentou respostas positivas se destacando após a quinta avaliação (390 dias), demonstrando que está bem adaptada ao ambiente com diâmetro do colo médio 9,44 mm. Cabe salientar que esta espécie foi a que registrou o menor diâmetro do colo médio na primeira avaliação (3,64 mm). Na Lauro esta se desenvolveu de forma mediana, junto das demais, com diâmetro do colo inicial médio de 3,53 mm evoluindo para 4,68 mm na última avaliação.

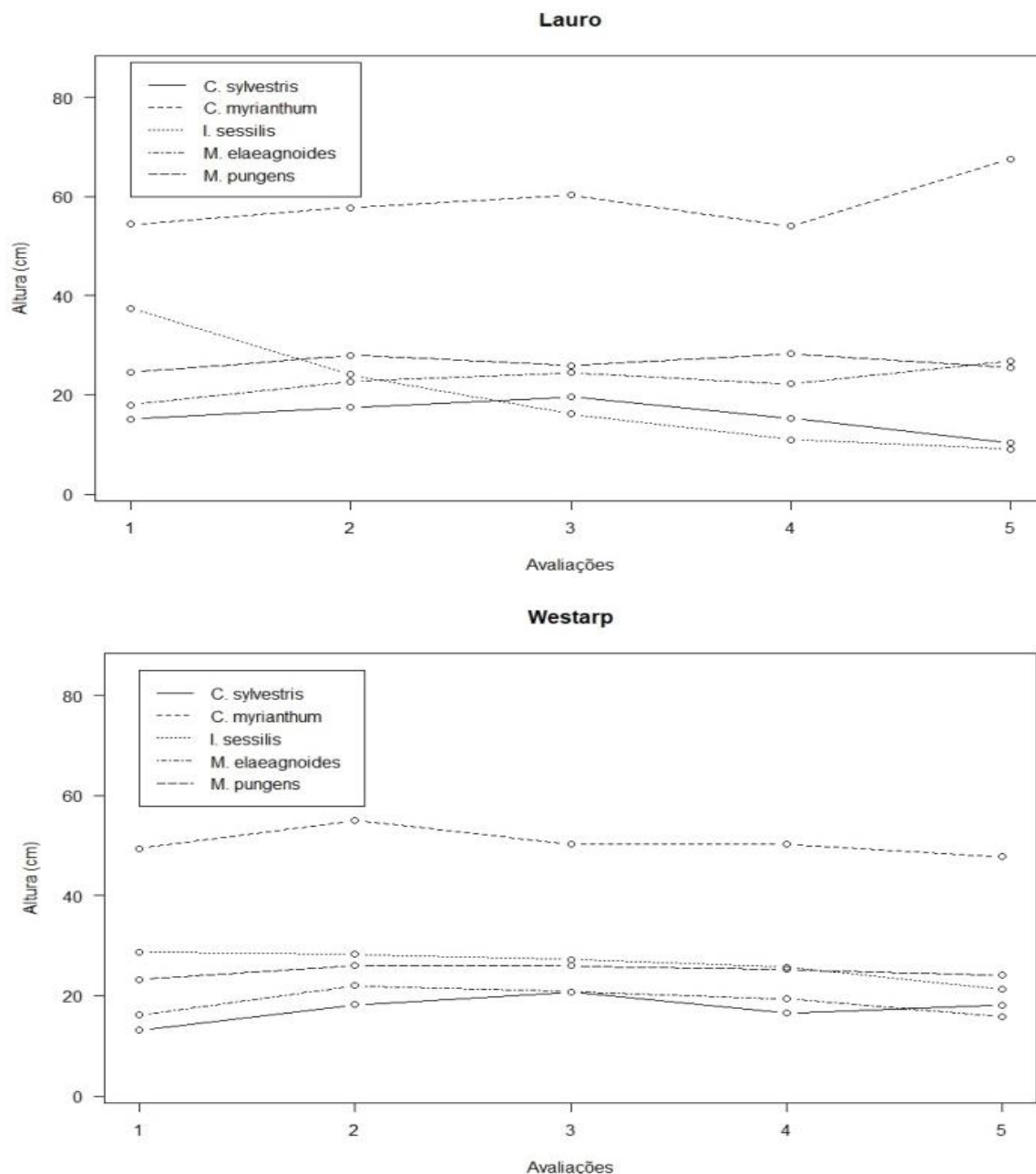
Figura 42 – Desenvolvimento da variável diâmetro do colo médio nas avaliações, por espécie, nas áreas Lauro e Westarp.



Fonte: Próprio autor (2019).

A variável altura (cm) também foi analisada por espécie ao longo das avaliações, em cada área, sendo ilustrada na Figura 43. Novamente *Citharexylum myrianthum* se destaca na técnica de espécies de recobrimento em ambas as áreas, com 67 cm e 47 cm de altura média, nas áreas Lauro e Westarp, respectivamente. Ainda na Lauro *Matayba elaeagnoides* e *Myrcianthes pungens* apresentaram-se de forma regular nas cinco avaliações, findando com 27 cm, 26 cm de altura média. Já *Inga sessilis* e *Casearia sylvestris* registraram nove centímetros e 10 cm altura média. Quanto a área Westarp as quatro espécies *Matayba elaeagnoides*, *Myrcianthes pungens*, *Inga sessilis* e *Casearia sylvestris* mantiveram constância entre as alturas médias, 16 cm, 24 cm, 21 cm, 18 cm, respectivamente.

Figura 43 - Desenvolvimento da variável altura média nas avaliações por espécie, nas áreas Lauro e Westarp.

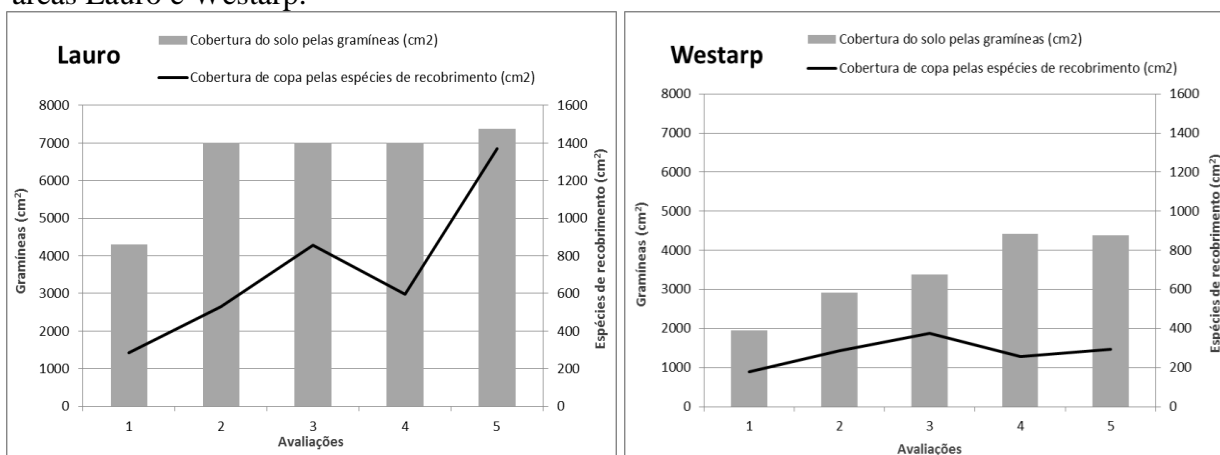


Fonte: Próprio autor (2019).

A cobertura de copa proporcionada pelas espécies foi a última variável analisada para a técnica das espécies arbóreas de recobrimento. A espécie *Citharexylum myrianthum* se sobressaiu dentre as outras quatro espécies do núcleo quanto à cobertura de copa média (46,6 cm) para a área Lauro, sendo a espécie destaque da técnica. Na Westarp *Matayba elaeagnoides* apresentou a maior cobertura de copa (34,5 cm), demonstrando ter melhor desenvolvimento com menor competição com gramíneas. A cobertura de copa da técnica foi

ilustrada na Figura 44, em que traz também a área de cobertura das gramíneas do mesmo núcleo das espécies arbóreas, obtidas por meio do *software Image Pro Plus*.

Figura 44 - Área de cobertura de copa (cm^2) ocupada pelas espécies arbóreas de recobrimento e cobertura de solo (cm^2) pelas gramíneas deste núcleo, ao longo de cinco avaliações nas áreas Lauro e Westarp.



Fonte: Próprio autor (2019).

Quando comparamos os resultados da área de copa com a área de cobertura do solo ocupada pelas gramíneas, observamos que na área Westarp até a terceira avaliação (210 dias), a área de cobertura de copa pelas espécies obteve maior ocupação e o maior registro entre as avaliações para a referida área, sendo de 373 cm^2 . Já na Lauro a área de cobertura pelas gramíneas foi sempre superior a técnica de espécies arbóreas de recobrimento.

A Tabela 7 traz as informações dos testes de médias para as áreas Lauro e Westarp. Ela foi desenvolvida por meio dos resultados da cobertura de copa proporcionada pelas espécies de recobrimento, assim como pelo recobrimento das gramíneas dentro dos núcleos das espécies de interesse. Para ambas as áreas a diferença foi significativa. Logo, a área de cobertura de copa proporcionada pelas espécies de recobrimento é diferente da área de cobertura do solo ocupada pelas gramíneas.

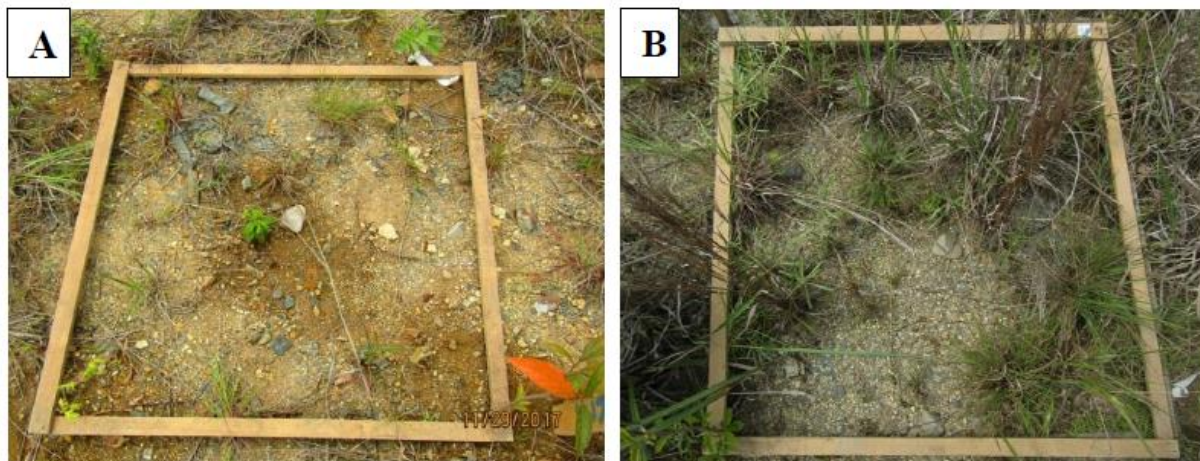
Tabela 7 - Variáveis analisadas por meio do teste de médias entre as gramíneas dos núcleos com espécies de recobrimento e a cobertura de copa das espécies de interesse para a área Lauro e Westarp.

Área	Gramínea	Espécie de recobrimento	p
	Média ± desvio padrão (cm²)		
	Variáveis não-paramétricas (teste U Mann-Whitney)		
Lauro	6.537,2 ± 2.472,7	838,9 ± 770,1	<0.0001*
Westarp	3.413,3 ± 1.431,6	267,4 ± 135,4	<0.0001*

Onde: p= probabilidade do teste; ns= não significativo; *=significativo.

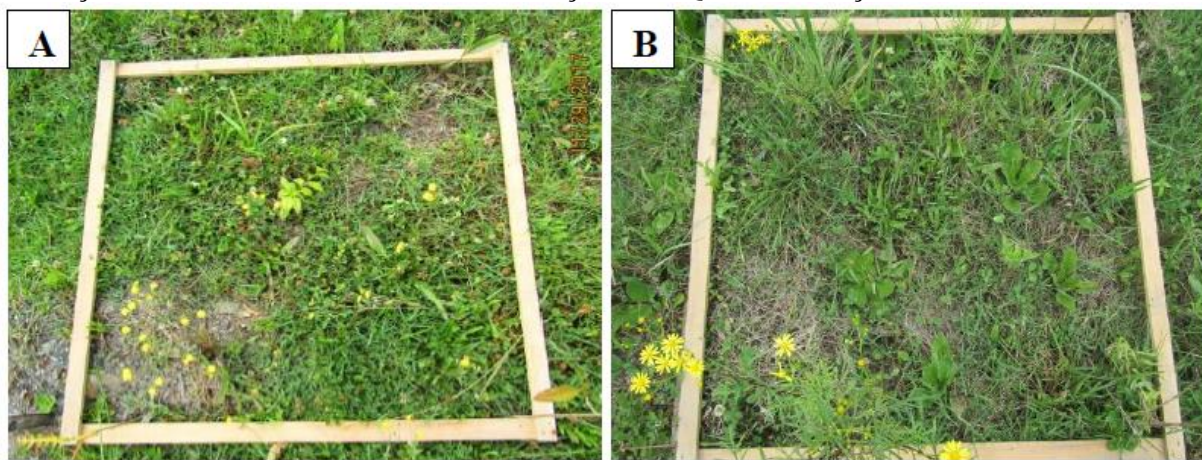
O desenvolvimento da técnica dos núcleos com espécies de recobrimento na primeira e última avaliação para a área Westarp e Lauro está ilustrado na Figura 45 e Figura 46.

Figura 45 - Desenvolvimento de um núcleo de espécies de recobrimento na primeira e na última avaliação na área Westarp. A - Primeira avaliação; B – Quinta avaliação.



Fonte: Próprio autor (2019).

Figura 46 - Desenvolvimento de um núcleo das espécies de recobrimento na primeira e quinta avaliação na área Lauro. A - Primeira avaliação; B – Quinta avaliação.



Fonte: Próprio autor (2019).

5.4 DISCUSSÃO

5.4.1 Análises de solo e substrato

O valor do pH registrado pela análise corrobora com Brasil (1973), cuja informação é que Cambissolos Húmicos são naturalmente ácidos, com pH entre 4,5 a 5,0 ao longo do perfil. Para Wadt (2003) solos ácidos possuem baixos valores de pH e altos valores de alumínio trocável, mesmo com altos teores de cálcio, magnésio e de saturação de bases.

A matéria orgânica do solo e o teor de fósforo reduziu em dois anos do estudo. Dias (1998) afirma que os baixos índices de matéria orgânica por si só, já permitem caracterizar um solo como degradado. Fato este possível de estar ocorrendo na área Westarp, devido a boa parte do solo estar desnudo. Muitos autores afirmam que o incremento de matéria orgânica no solo é considerado um indicador da sustentabilidade em projetos de restauração ecológica, por ser uma ferramenta do desenvolvimento da flora e fauna do solo, responsáveis pela mineralização da M.O que fornecerá nutrientes às plantas ao longo dos anos (JARAMILLO-BOTERO et al., 2008; MACHADO et al., 2008; PINTO et al., 2008; ESPIG et al., 2009; LIMA et al., 2010; BELTRAME, 2013). Sendo assim, quanto maior a capacidade de um método de recuperação enriquecer o solo em matéria orgânica, melhor ele é. Teores de referência precisam ser obtidos, para permitir a comparação entre ambientes mais estáveis com aqueles degradados (REIS, 2006). Para Beltrame (2013) a M.O mineralizada é muito importante para a fertilidade do solo, algumas alternativas tendo como objetivo maximizar os efeitos da adubação verde seria utilizar espécies leguminosas lenhosas e herbáceas de rápido crescimento, ou ainda implantar espécies com grande adaptabilidade a condições físicas e químicas do solo (OLIVEIRA; GOSCH; PADOVAN, 2007).

O teor de fósforo reduziu consideravelmente entre as análises estudadas. A Comissão de Química e Fertilidade do Solo – RS/SC (2004) relata em seu manual que valores inferiores a 2 mg/dm^3 são classificados como muito baixos. Corrêa; Melo Filho (2004) apontam indícios de um baixo potencial de recuperação natural das áreas mineradas quando o fósforo é baixo em solos Cambissolos (BARBOSA, 2008). Meneghini; Back; Da Cunha (2011) consideram que valores entre 0,2 e 0,3 ppm são classificados como limitante para o crescimento das plantas. Os mesmos autores relatam ainda que a quantidade de 12 cmol/L de alumínio é muito alta, sendo o elemento tóxico para as plantas. Ainda que o valor do presente estudo foi inferior a 12 cmol/L, em dois anos houve um aumento considerável dele elemento, que deve ser corrigido para não prejudicar o desenvolvimento obtido até o presente.

Os teores de cálcio do presente estudo foram superiores ao trabalho realizado por Meneghini; Back; Da Cunha (2011) que obtiveram 0,2 cmol/L em um projeto de recuperação de área degradada pela mineração de carvão no sul de Santa Catarina. O maior valor pode estar relacionado ao tipo e do minério ser cascalho e não carvão. Em contrapartida foram inferiores aos obtidos por Marcon et al. (2014), em floresta nebulosa. Esta carência está relacionada com a deficiência de drenagem no solo que ocorre na Westarp. Já os resultados para magnésio foram superiores ao estudo dos últimos autores citados. Entende-se que a relação Ca/Mg está relacionada à deficiência de drenagem proveniente da degradação do solo

em questão, pois em ambientes com a presença reduzida de vegetação a disponibilidade desses nutrientes é maior. Assim, Martins (2017) afirma que os teores registrados permitirão o crescimento e desenvolvimento da vegetação, dando suporte para a restauração das funções ecológicas do solo. A mesma autora salienta ainda que os resultados de magnésio mesmo sendo altos, ainda são inferiores ao cálcio o que pode ser explicado pela perda por lixiviação do magnésio, que é normalmente maior (BISSANI; TEDESCO, 1995).

Corroborando com Martins (2017) perante critérios estabelecidos pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo – RS/SC (2004) os micronutrientes cobre, zinco e manganês foram considerados altos. Pode-se explicar o teor de zinco por meio da redução do pH do solo, proporcionando a solubilização de hidróxidos de Zn, aumentando os teores trocáveis e solúveis do referido elemento (NACHTIGALL et al., 2009; MARTINS, 2017). O elemento manganês está relacionado aos teores dos cátions cálcio e magnésio, ainda que, em solos argilosos, a maior quantidade de manganês normalmente está adsorvida aos óxidos (SHUMAN, 1985; MARTINS, 2017). Imhoff et al. (1997) afirmam que a toxidez de manganês e o suprimento por fósforo, magnésio e zinco, são importantes atributos químicos indicadores da qualidade do solo (REIS, 2006).

Ao trabalhar com a amostra do material orgânico de substrato observou-se que o pH foi ideal para ambas as profundidades, considerando que valores de pH ideal estão entre 5,0 e 5,8 para substratos com predomínio de matéria orgânica (KÄMPF; FERMINO, 2000; MARTINS, 2017). A salinidade para Sonneveld (2000) é a quantidade de sais contida na solução aquosa do substrato, das quais as medidas estão dentro do esperado, ou seja, abaixo de $1,0 \text{ dS m}^{-1}$ como recomendada por Gonçalves et al. (2000) e Martins (2017). Portanto não houve grandes alterações desde 2016, quanto aos valores de pH no substrato e de condutividade elétrica. Este fato pode ser explicado em decorrência da decomposição do material, fornecendo assim mais estabilidade, contribuindo para o efeito tampão em que reduz as variações acentuadas do pH. Neste cenário, Ludwig; Guerrero; Fernandes (2014) trabalhando com a caracterização física e química de substrato com presença de casca de pinus, situação esta semelhante ao presente projeto, obteve CE entre $0,51$ e $0,73 \text{ dS m}^{-1}$, valores este muito semelhantes aos do presente estudo, demonstrando a condição normal da área Lauro quanto a condutividade elétrica.

Já os valores de porosidade total não se enquadraram dentro da estimativa ideal que seria de 75 a 90% (KÄMPF, 2001). Esta informação é importante, pois ela oferece melhores condições para a formação de raízes, que exige um alto fornecimento de oxigênio e rápida saída do gás carbônico. Ou seja, o substrato deve apresentar porosidade adequada para

permitir satisfatórias trocas gasosas, evitando falta de ar para a respiração das raízes e para a atividade dos microrganismos no meio (KÄMPF, 2000; MARTINS, 2017). Trigueiro; Guerrini (2003) ressaltam que a matéria orgânica, além de propiciar o aumento na capacidade de retenção de água e nutrientes do substrato, propicia outras vantagens sobre o desenvolvimento vegetal, tais como redução na densidade aparente, global e aumento da porosidade do meio. Ainda que os valores do atual estudo estejam abaixo do ideal, há uma considerável melhora. Isso confirma o fato de a área estar se desenvolvendo, promovendo melhores condições para diferentes espécies vegetais colonizarem o sítio. Martins (2017) diz que este resultado está relacionado à mistura de partículas de vários tamanhos que possivelmente reduziu a porosidade, em função do efeito cimentante que ocorre ocupando espaços vazios formados entre as partículas maiores. A autora salienta ainda que a solução seria adicionar casca de arroz carbonizada, fibra de coco, ou ainda lodo biológico junto à casca do resíduo para melhorar a porosidade. Esta informação se confirma por meio do estudo de Maia (1999) que, ao aplicar lodo biológico oriundo da estação de tratamento de esgoto de uma fábrica de papel e celulose à casca de pinus como substrato, comprovou que a mistura desses componentes melhorou a porosidade e a aeração do substrato.

A água facilmente disponível também apresentou em dois anos de estudo melhora no percentual, contudo ainda longe do apropriado, seguindo o recomendado por Fermino (2003) que afirma que de 20 a 30% é o ideal em substratos para o bom desenvolvimento das plantas. A densidade úmida das análises de substrato mantiveram resultados constantes ao longo dos dois anos, demonstrando certa estabilidade ao passar do tempo. Entretanto, a densidade seca aumentou de 2016 para 2018, assim como relatado por Ludwig; Guerrero; Fernandes (2014) em que, trabalhando com análise de substrato com casca de pinus de diferentes dimensões e terra de subsolo, afirma que a casca de pinus grossa conferiu menores valores de densidades úmidas e secas aos substratos. Os autores salientam ainda que quando se deseja estabilidade, substratos muito leves são indesejáveis, ao passo que se forem muito densos tendem a ter menor volume de poros ocupado por ar (BUNT, 1984), limitando o crescimento das plantas arbóreas pela dificuldade de desenvolvimento das raízes.

A referência utilizada para o atual estudo foi avaliada como alta, pois Bunt (1973) considera para substratos valores de densidade seca entre 400 e 500 kg m⁻³. Ainda que esta resposta seja esperada, tendo em vista a decomposição das partículas maiores formando partículas menores, acarreta por fim em maior densidade. Adicionalmente, esse resultado está atrelado ao fato da metodologia aplicada optar pelo uso de máquinas pesadas para a compactação do resíduo florestal depositado, ao instalar o experimento. Kämpf (2000) sugere

que substratos com densidade seca acima de $533,4 \text{ kg m}^{-3}$ são recomendados para locais com mais de 30 cm de profundidades.

Tendo em vista os bons resultados da área Lauro diante da Westarp, em que a utilização do substrato demonstrou trazer benefícios ao sítio, entre os anos de avaliação, recomenda-se o uso do resíduo florestal para restauração ecológica de áreas mineradas por cascalho.

5.4.2 Leguminosa forrageira *Cajanus cajan* L. Millsp (feijão guandu anão).

O crescimento inicial do feijão guandu anão foi relatado como lento no estudo de Silvestrin (2014); Penteado (2010); Lopes (2000); Lopes; Celestino Filho (2003). Todavia os bons resultados quanto a germinação e crescimento rápido da espécie na área Westarp corroboram com Beltrame (2013); Williams II; Mortensen; Doran, (1998); Bond; Grundy, (2001); Favero et al. (2001); Severino; Christoffoleti (2004); Rosário et al. (2006); Gramig; Stoltenberg; Normam (2006); Araujo et al. (2007); Collins et al. (2007 e 2008) que trabalharam com leguminosa utilizadas como adubo verde. Em contrapartida, o presente estudo contraria o que os mesmos autores afirmam quanto à capacidade que a espécie tem em promover boa ação física, exercendo efeito supressor sobre o desenvolvimento das plantas espontâneas, tendo em vista o avanço no recobrimento que as gramíneas dos núcleos do feijão guandu anão obtiveram na área Lauro. Nesta mais especificamente, o grande avanço dessas ficou evidente, comprovando a alta capacidade de recobrimento das gramíneas e herbáceas, promovida pelo resíduo florestal.

Os resultados demonstram também que o feijão guandu anão pode estar proporcionando certo controle nas gramíneas, tendo em vista a avaliação final ter resultado em 62%, ao passo na testemunha resultou em 99% de ocupação. Entretanto o teste de médias traz a informação de que as gramíneas dos núcleos de *C. cajan* não são diferentes estatisticamente das gramíneas das testemunhas. Ou seja, *C. cajan* não influenciou no crescimento e desenvolvimento das gramíneas, contrariando a hipótese testada de que a espécie de interesse seria eficiente para o controle dessas. Em contrapartida, o resultado do teste de médias para a área Westarp mostrou que os tratamentos são diferentes estatisticamente, ou seja, a área de cobertura de solo proporcionada pelas gramíneas dos núcleos de *C. cajan* é diferente da área de cobertura do solo ocupada pelas gramíneas na testemunha.

O maior desenvolvimento da cobertura pela espécie na Westarp foi aos 210 dias (terceira avaliação: 26%), corroborando com Pereira (1985). O autor afirma que ao iniciar a produção de grãos as folhas podem cair, dependendo das condições climáticas e da umidade do solo, quando o ciclo for superior a 200 dias. Essas informações demonstram que a espécie pode ser utilizada em consórcio com outras técnicas para recobrimento do solo, incorporando biomassa e nutrindo o solo, quando em áreas com equivalentes circunstâncias. A cobertura do solo pela espécie *C. cajan* foi relatada por Finholdt et al. (2009) dos quais obtiveram índice de 80,7% aos 45 dias após a semeadura, no estado de Minas Gerais. Esses resultados foram muito superiores aos obtidos no presente estudo, que apresentou maior cobertura na área Westarp aos 120 dias (segunda avaliação) com 37% de ocupação do solo, salientando as restritas condições do solo em ser pedregoso, raso, ácido e exposto.

Alvino (2006), trabalhando com feijão de porco e feijão guandu anão, observou que estas leguminosas apresentaram efetiva capacidade de cobertura do solo, especialmente a partir de 90 dias. Contudo, o feijão de porco apresentou maior eficiência no controle de plantas invasoras devido principalmente ao seu porte herbáceo que apresenta maior capacidade de cobertura que o porte arbustivo do feijão guandu anão. Em desacordo quanto a efetiva capacidade de cobrir o solo, Fernandes (2007) estudando seis espécies (sorgo forrageiro, sorgo silageiro, capim pé de galinha, feijão de porco, alfafa mineirão e feijão guandu anão) para cobertura do solo e rotação de culturas no vale do Iuiu, região sudoeste da Bahia, constatou que o feijão guandu anão foi a espécie que apresentou maior crescimento, porém foi a que mais demorou a cobrir satisfatoriamente o solo, devido ao seu porte ereto e arquitetura foliar.

Rayol; Alvino-Rayol (2011) verificaram a resposta de *C. cajan* para adubação verde e no manejo agroecológico de plantas invasoras em áreas de reflorestamento no estado do Pará. Após 90 dias da semeadura com feijão guandu, obteve-se o menor índice de infestação e riqueza de plantas invasoras nas parcelas em que houve o consórcio de *C. cajan* com *Schizolobium amazonicum*. Os autores portanto confirmaram a afirmação de Fávero et al. (2001), quanto ao potencial da espécie de interesse ser eficiente no controle de espécies invasoras ao avaliar o comportamento de plantas para adubos no controle de plantas daninhas, em Sete Lagoas (MG). No trabalho, *C. cajan*, após 84 dias da emergência, apresentava taxa de cobertura de solo e de abafamento das plantas invasoras superior ao de outras espécies, reforçando assim a necessidade de tempo que feijão guandu anão necessita para apresentar capacidade de controle das gramíneas. Neste cenário, o comportamento do feijão guandu anão

na Lauro não foi favorável, demonstrando a não adaptação da espécie em solos com presença do resíduo florestal, que se apresenta com pH ideal para substrato com matéria orgânica.

Longo; Ribeiro; Melo (2011) recomendam feijão guandu em consórcio com mucuna preta e com braquiária, em conjunto com adubação orgânica, para se obter uma boa cobertura de solo. Pacheco et al. (2011) relatam que as melhores espécies para cobertura de solo foram os consórcios com *Cajanus cajan*, *Brachiaria ruziziensis*, salientando também a produção de matéria seca delas. Os melhores resultados neste estudo para a espécie ocorreu na área Westarp, em que a competição com as gramíneas é muito baixa, demonstrando que a espécie se adapta melhor em condições de área aberta, com solo exposto, raso e ácido, confirmando o que Alvino (2006) relata que *C. cajan* é uma espécie resistente a seca e solos pobres. Neste cenário Pegoraro et al. (2006) concluíram que a adição de restos vegetais de feijão guandu anão e milho aumentaram o pH do solo e melhoraram a absorção dos elementos Cu, Fe, Zn e Mn pela cultura do milho. Entretanto, na contramão desses estudos, Farias et al. (2013) afirma que a espécie sofre restrições no desenvolvimento morfológico e produtivo, em locais com solo compactado.

A melhoria da fertilidade do solo, principalmente quanto ao nitrogênio foi salientado por Carneiro et al. (2008) e por Pezarico et al. (2013) sendo que estes últimos ao trabalharem com *C. cajan* nas entrelinhas de um sistema agroflorestal, observaram que a espécie apresenta rápida resposta na melhoria das condições químicas, físicas e biológicas do solo. Recomendaram a espécie para descompactação das camadas superiores do solo e na melhora inicial da qualidade deste em processos de restauração florestal. Neste cenário, a resposta da implantação de *C. cajan* na Westarp demonstrou que a espécie favoreceu o crescimento das gramíneas, proporcionando maior recobrimento do solo por essas, quando comparadas com o núcleo testemunha, sendo a espécie indicada também para fases iniciais de restauração de áreas degradadas pela mineração de cascalho.

5.4.3 *Eryngium elegans* Cham. et Schlecht. (caraguatá)

A espécie alvo do estudo pode ser confrontada com a espécie *Bromelia antiacantha*, pois ambas têm estrutura semelhante, sendo muitas vezes confundidas (MICIELI et al., 2007; CAMPOS, 2010). Sendo assim o presente estudo apresentou 98% de sobrevivência média para *Eryngium elegans* corroborando com Gerber et al. (2017) que obtiveram 94,17% de sobrevivência média ao trabalharem com *Bromelia antiacantha*. Isso pode ser explicado tendo em vista a rusticidade e plasticidade da espécie, se adaptando em solos com poucos nutrientes,

bem como em solos com presença de substrato e matéria orgânica adequada. Gerber et al. (2017) verificaram o potencial da espécie para utilização em projetos de restauração ecológica, no município de Dois Vizinhos/PR. Eles afirmam que a bromélia se desenvolve principalmente em solos muito úmidos, assim como observado no levantamento florístico feito no planalto de Santa Catarina por Magalhaes; Lopes; Mantovani (2013), revelando que espécies do gênero *Eryngium* são abundantes em áreas úmidas.

Carvalho (2009) avaliando a sobrevivência de *B. antiacantha* mostrou que a espécie tem alto nível, sendo tolerante às possíveis pressões bióticas e abióticas em um plantio com diversas espécies. O autor salienta ainda que alguns fatores podem influenciar na baixa mortalidade, sendo eles o tipo de sistema escolhido e os devidos cuidados de plantio, a manutenção e o comportamento silvicultural da espécie estudada. Sendo assim, *B. antiacantha* apresenta maior rusticidade, adaptação a ambientes degradados e tolera diferentes condições de estresse dentro de limites aceitáveis, apresentando características muito semelhantes de *E. elegans*. Observou-se também que esta última espécie apresenta potencial de enraizamento, mediante transplante. Em poucos dias após o resgate dos indivíduos, esses já estavam emitindo raízes novas, o que torna uma vantagem para a sobrevivência desta. Sendo, portanto recomendada para projetos de recuperação de áreas degradadas com semelhantes condições de ambiente, por ter apresentado ótima adaptabilidade.

A cobertura do solo proporcionada pela espécie de interesse na área Lauro se desenvolveu de forma crescente, com exceção da quarta avaliação, em que o valor registrado foi de 16%. Infere-se que a espécie sofreu com a estação de inverno. Ao comparar o crescimento de *E. elegans* nesta área com outros estudos observa-se que o melhor resultado quanto ao comprimento médio de folha, foi de 30 cm, sendo superior, mas ainda muito próximo ao de Campos (2010), evidenciando a vantagem do resíduo de origem florestal depositado sobre o solo. Ao relacionar este resultado com a área Westarp, observa-se que o desenvolvimento foi inferior (15,24 cm), salientando a problemática do solo ácido e pedregoso da área, que promove o lento desenvolvimento da espécie, ainda que apresente alta sobrevivência.

Gerber et al. (2017) obteve no período de 60 meses comprimento médio das folhas dos indivíduos reprodutivos de *B. antiacantha* de 1,47 m. Duarte et al. (2007) trabalhando com a estrutura demográfica e a produção de frutos de uma população natural de *B. antiacantha* na Floresta Nacional de Três Barras (Três Barra/SC), registrou comprimento médio das folhas dos indivíduos reprodutivos de 2,57 m. Esses valores são muito superiores ao registrado no presente estudo, contudo, sendo espécies diferentes, espera-se ter medidas de crescimento

diferentes. É notável que as bromélias tenham um comportamento mais complexo na estrutura (RICHARDSON, 1999), enquanto as espécies de *Eryngium* são mais simples. No entanto, ambos os fitotelmas possuem folhas dispostas em um ângulo amplo (CAMPOS, 2010). Assim, as características do solo, genética da espécie, clima, balanço hídrico, luminosidade, competição e predação vão influenciar no desenvolvimento a campo das espécies citadas (GERBER et al., 2017; SCARANO et al., 2001).

Em se tratando de a espécie ter potencial de controle de gramíneas, ao contrário da hipótese testada, *E. elegans* não limitou o desenvolvimento dessas. Entretanto, a espécie é indicada quanto a potencialidade de se utilizar para restauração ecológica de áreas pós-mineração. Tendo em vista a espécie ter apresentado excelente sobrevivência e ter feito o recobrimento tanto em solo raso, descoberto, pedregoso e ácido, como em solo extremamente coberto e dominado por gramíneas. Além da ótima adaptação a ambientes degradados pela mineração de cascalho, com presença de resíduo de origem florestal e matéria orgânica adequada.

Sendo assim o presente estudo não corresponde à afirmação de Haridasan (2000), ao correlacionar a presença de gramíneas e herbáceas com solos com baixa fertilidade, quando ficou confirmado que ambas, incluindo *E. elegans* se adaptam e desenvolvem-se de maneira significativa em sítios com matéria orgânica adequada, ainda que o presente trabalho corrobora com o autor quando o mesmo salienta que a recuperação de áreas degradadas deve ser iniciada com a introdução deste estrato. É importante destacar a necessidade de estudo com gramíneas nativas e espécies herbáceas para restauração ecológica, de modo que seja incentivada a comercialização para o uso real dessas plantas em projetos.

5.4.4 Espécies arbóreas de recobrimento

Tendo em vista a alta sobrevivência (95%) na técnica de espécies arbóreas de recobrimento, corrobora com Chiamolera; Angelo; Boeger (2011) e Carvalho (2003), em que destacam as taxas altas de sobrevivência obtidas nos estudos com espécies arbóreas, variando de 67 a 100%. Portanto esta técnica é recomendada para projetos de recuperação de áreas degradadas com semelhantes condições de ambiente. Mesmo que neste trabalho houve a mortalidade de um indivíduo de *Inga sessilis* (ingá-macaco) e *Matayba elaeagnoides* (camboatá-branco), ainda é considerada a sobrevivência alta sendo ambas as espécies secundárias iniciais. O fato da única mortalidade por espécie, possivelmente está relacionado

à qualidade de ambas as mudas, ou ainda terem sofrido com predação, pois os demais indivíduos das referidas espécies se desenvolveram no mesmo ambiente.

Dentre as espécies arbóreas de recobrimento *Citharexylum myrianthum* foi a que apresentou melhores resultados médios quanto as variáveis altura e diâmetro do colo, além de 100% de sobrevivência, corroborando com Carvalho (2006) que obteve o mesmo percentual em área com Cambissolo Háplico no Paraná. Já Silveira et al. (2013) em seu estudo com áreas de planície degradadas por pastagem abandonadas obteve em torno de 86% de sobrevivência da referida espécie após cinco anos do plantio. Os autores Silveira et al. (2013); Carvalho (2006), Reitz; Klein; Reis (1978); Durigan et al. (1997); Backes; Irgang (2002) salientam a importância da disponibilidade hídrica no solo para o bom desenvolvimento da espécie. Pozzobon et al. (2010), trabalhando na planície do rio Itajaí-açu, em Santa Catarina, registraram sobrevivência superiores a 93%, aos 26 meses de idade, reduzindo bruscamente após o quinto ano, alcançando em média 54%, por conta do tempo de encharcamento do solo. Neste cenário a considerável resposta de *C. myrianthum* no presente estudo pode ser explicada pela presença de resíduo florestal, bem como o pH ideal do substrato com predomínio de matéria orgânica, condições extremamente diferentes da área Westarp.

Weidlich (2011) trabalhando com a espécie arbórea *C. myrianthum* obteve diâmetro médio de 4,47 cm e 6,82 cm, na avaliação final do experimento em vasos com gramíneas e sem gramíneas, respectivamente, sendo este valor superior ao registrado no presente estudo. Ainda no mesmo experimento da autora, a altura média foi de 26,47 cm e 50,27 cm, com gramíneas e sem gramíneas, respectivamente. Para esta variável o presente trabalho obteve resultados superiores na área Lauro em 30 dias (primeira avaliação), e para este mesmo período o resultado da autora chegou próximo ao da Westarp, contudo ela obteve a altura média aos 90 dias. É importante salientar que esta variável muitas vezes sofre danos em campo, podendo haver influências nos resultados. A presença indevida de gado na área Lauro, bem como a intensa atividade de formigas pode ter interferido nos resultados do desenvolvimento da variável estudada na quinta avaliação. Por fim Weidlich (2011) concluiu que *C. myrianthum* respondeu com maior incremento em relação à ausência da gramínea. Sendo assim, com os bons resultados na área Lauro pode-se afirmar que o resíduo florestal favoreceu não somente o desenvolvimento das gramíneas, mas também da espécie de interesse.

As espécies arbóreas de recobrimento quanto à cobertura de copa evoluíram ao longo dos 390 dias de avaliação satisfatoriamente. Em ambas as áreas até a terceira avaliação que corresponde à primavera, verão e parte do outono, a copa das espécies estavam em pleno

crescimento e desenvolvimento. A quarta avaliação foi o único registro que a copa reduziu a área de ocupação, ocorrendo no inverno, fato este tolerável, visto ser de conhecimento que as espécies perdem algumas folhas, afetando diretamente na área de copa da técnica. Para a área Lauro a avaliação final apresentou o melhor registro quanto à cobertura de copa (1.370 cm^2), demonstrando a total adaptação das espécies na presença de resíduo florestal, visto ser o melhor resultado em mais de um ano de avaliação. A quinta avaliação da Westarp não apresentou resultados tão satisfatórios (292 cm^2), contudo a área de copa está tendendo a aumentar. Pode-se inferir que as condições limitadas do solo na Westarp estejam novamente restringindo a melhor desenvoltura da variável. Portanto para a técnica de espécie de recobrimento, a hipótese testada não foi aceita, diante do contínuo desenvolvimento das gramíneas.

A cobertura proporcionada pelas gramíneas invasoras foi relatada por Silveira (2001) ao comparar três diferentes metodologias de cobertura de dossel, obtendo 94% de gramíneas invasoras em sítio com presença de 100% de espécies pioneiras, em mata ciliar, Tarumã/SP. Esse valor de cobertura pelas gramíneas é semelhante ao registrado neste estudo, contudo as gramíneas que compõem o ambiente são nativas. O mesmo autor calculou a projeção de copa deste sítio e obteve 44,5% de cobertura do dossel pelas espécies pioneiras. Diferentemente do autor, neste trabalho a cobertura de copa das espécies de recobrimento na última avaliação da área Lauro, ficou próxima a cobertura das gramíneas, demonstrando o potencial da técnica, contudo necessitando ainda de novas avaliações, para confirmar o efetivo sombreamento e controle das gramíneas.

Oliveira et al. (2015) salientam ainda que plantios mistos promovem maior disponibilidade de recursos alimentares para a fauna e de estratificação de ambientes, como novos locais para pouso de aves, atraindo polinizadores e dispersores de sementes para a área. Os mesmos autores concluem ainda que estando as espécies plantadas bem estabelecidas no local, quanto a alta sobrevivência bem como altas taxas de crescimento, pode-se afirmar que a técnica foi bem sucedida, sendo recomendada como estratégia eficaz para auxiliar na restauração de ambientes degradados. As espécies arbóreas de recobrimento estão proporcionando a melhora do ambiente e facilitando a sucessão ecológica das áreas do estudo.

5.5 RECOMENDAÇÕES

Para a área Lauro torna-se necessário realizar análise do solo e substituir o termo substrato. Com o intuito de melhorar o desenvolvimento da vegetação existente na área

Westarp, inicialmente recomenda-se agir na correção da acidez do solo. Sugere-se nova avaliação com a espécie *Cajanus cajan* com intuito de verificar a biomassa e as alterações na análise de solo que confirmariam na melhora do mesmo.

Para a técnica de espécies arbóreas de recobrimento observou-se pelos resultados da área de cobertura de copa que os mesmos estão em constante avanço, com exceção da estação de inverno. Sendo interessante ponderar novas avaliações levando em consideração a altura das mudas mediante a altura das gramíneas, para verificar a eficiência do sombreamento. É importante destacar também a necessidade de estudo com gramíneas nativas e espécies herbáceas e agrícolas para restauração ecológica, de modo que seja incentivada a comercialização para o uso real dessas plantas em projetos.

5.6 CONCLUSÃO

As áreas Lauro e Westarp estão avançando quanto a cobertura do solo no processo de restauração ecológica, ainda que estejam sendo conduzidas com solo/substrato distintos.

A espécie *C. cajan* obteve bons resultados de germinação e sobrevivência na área Westarp. Neste caso o uso da espécie para cobertura do solo, tendo em vista as restritas condições do ambiente e seus positivos resultados quanto ao aumento das gramíneas na Westarp. Em ambientes com presença de resíduo florestal, como visto na Lauro, a espécie não se adaptou ao substrato do ambiente e não foi eficiente no controle das gramíneas.

O resíduo florestal presente na área Lauro mostrou estar oferecendo melhores condições para o desenvolvimento de espécies herbáceas, confirmando o melhor crescimento de *E. elegans*, podendo ser recomendada para projetos de restauração ecológica, tendo em vista apresentar 98% de sobrevivência.

As cinco espécies arbóreas de recobrimento apresentaram bons resultados, tendo em vista as espécies apresentarem pelo menos 95% de sobrevivência. Os resultados das variáveis diâmetro do colo, altura e área de copa foram mais bem representados na área Lauro. Isso evidencia que o resíduo florestal está favorecendo as espécies arbóreas de recobrimento, assim como as gramíneas, por proporcionar presença de substrato, umidade e matéria orgânica ideal para áreas pós-mineração de cascalho. Contudo, a técnica não está sendo eficiente para o controle das gramíneas por meio do sombreamento da copa das arbóreas. Na Westarp a técnica está cumprindo com o objetivo de fazer o recobrimento do solo, que se apresenta em grande parte descoberto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, M. F. et al. Extratores aquosos para a caracterização química de substratos para plantas. **Horticultura Brasileira**, Campinas, v. 25, n. 2, p. 184-187, 2007.
- ALVARES, C. A. et al. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ALVINO, F. O. **Influência do espaçamento e da cobertura do solo com leguminosas sobre o crescimento do Paricá**. 2006. p. 77. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural da Amazônia. 2006.
- ANDRADE, T. C. G. R.. **Impacto de herbicidas, sua relação com adubação fosfatada e eficácia de controle de plantas daninhas em pinus**. 2017. 111 p. Tese (Doutorado) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal, Lages, 2017.
- ARAÚJO, J. C. et al. Supressão de plantas daninhas por leguminosas anuais em sistema agroecológico na Pré-Amazônia. **Planta Daninha**, Campinas, v. 25, n. 2, p. 267-275, 2007.
- BACKES, P.; IRGANG, B. **Árvores do sul: guia de identificação e interesse ecológico: as principais espécies nativas sul-brasileiras**. Rio de Janeiro: Instituto Souza Cruz, p. 325, 2002.
- BARBOSA, A. C. C. **Recuperação de áreas degradadas por mineração através da utilização de sementes e mudas de três espécies arbóreas do cerrado do Distrito Federal**. 2008. p. 88 Dissertação (Mestrado). Universidade de Brasília/ Faculdade de Tecnologia - Departamento de Engenharia Florestal, Brasília, 2008.
- BELTRAME, T. P. **Restaurando a Ecologia na Restauração: avaliação de sistemas agroflorestais e espécies leguminosas em plantios de restauração ecológica**. 2013.
- BISSANI, C. A.; TEDESCO, M. J. Enxofre, cálcio e magnésio. **Princípios de fertilidade de solo**. Porto Alegre: UFRGS, p.135-148, 1995.
- BOND, W.; GRUNDY, A. C. Non-chemical weed management in organic farming systems. **Weed Research**, Oxford, v. 41, p. 383-405, 2001.
- BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Emendas Constitucionais. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 05 out. Seção 1, p. 1, 1988.
- BRASIL. Ministério da Agricultura. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Rio Grande do Sul**. Recife, 1973. (DNPEA. Boletim técnico, 30).
- BUNT, A. C. Some physical and chemical characteristics of loamless pot-plant substrates and their relation to plant growth. **Plant and Soil**, v.38, p.1954-1965. 1973.
- BUNT, A. C. Physical properties of mixtures of peats and minerals of different particle size and bulk density for potting substrates. **Acta Horticulturae**, n. 150, p. 143-153, 1984.

CAMPOS, R. E. *Eryngium* (Apiaceae) phytotelmata and their macroinvertebrate communities, including a review and bibliography. **Hydrobiologia**, p. 311-328, 2010.

CARNEIRO, M. A. C. et al. Produção de fitomassa de diferentes espécies de cobertura e suas alterações na atividade microbiana de solo de Cerrado. **Bragantia**, 2008.

CARVALHO, P. E. **Espécies arbóreas brasileiras**. Colombo: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária; Centro Nacional de Pesquisa de Florestas, p. 640, 2003.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Colombo: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária; Centro Nacional de Pesquisa de Florestas, 2006.

Carvalho, P. E. R. Vinhático – *Plathymenia reticulata*. **Colombo: Embrapa Florestas**, p. 11 (Embrapa Florestas. Comunicado técnico, 231), 2009.

CHIAMOLERA, L. B.; ANGELO, A. C.; BOEGER, M. R. Crescimento e sobrevivência de quatro espécies florestais nativas plantadas em áreas com diferentes estágios de sucessão no reservatório Iraí-PR. **Floresta**, Curitiba, v. 41, n. 4, p. 765-778, out./dez. 2011.

COLLINS, A. S. et al. Competitiveness of three leguminous cover crops with yellow nutsedge (*Cyperus esculentus*) and smooth pigweed (*Amaranthus hybridus*). **Weed Science**, Lawrence, v. 55, p. 613- 618, 2007.

COLLINS, A. S.; et al. Optimum densities of three leguminous cover crops for suppression of smooth pigweed (*Amaranthus hybridus*). **Weed Science**, Lawrence, v. 56, p. 753-761, 2008.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC. **Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10 ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 400, 2004.

CORRÊA, R. S. **Aspectos vegetacionais e edáficos de uma área de desaterro no Cerrado sobre Latossolo Vermelho-Escuro**. Dissertação (Mestre em Ecologia) - Universidade de Brasília. Brasília, 1995.

CORRÊA, R. S.; MELO FILHO, B. Aspectos ecológicos da sucessão secundária em áreas mineradas no cerrado. **Mineração e áreas degradadas no cerrado**, Editora Universa, Brasília, cap. 7, p.123-158. 2004.

DIAS, L. E. **Caracterização de substratos para fins de recuperação de áreas de degradadas**. Recuperação de Áreas Degradadas. Viçosa: UFV/DS/SOBRAD, p. 27-44, 1998.

DUARTE, A. S. et al. Estrutura demográfica e produção de frutos de *Bromelia antiacantha* Bertol. **Revista Brasileira de Plantas Mediciniais**. 9(3):168-178. 2007.

DURIGAN, G. et al. **Sementes e mudas de árvores tropicais**. São Paulo: Instituto Florestal, p. 65, 1997.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Brasília, 2013.

EPAGRI. **Dados e Informações Biofísicas da Unidade de Planejamento Regional Planalto Sul Catarinense - UPR 3**. Florianópolis: EPAGRI/CIRAM, p. 70, 2002.

ESPIG, S. A. et al. Sazonalidade, composição e aporte de nutrientes da serapilheira em fragmento da Mata Atlântica. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 33, n. 5, p. 949-956, 2009.

FAVERO, C. et al. Modificações na população de plantas espontâneas na presença de adubos verdes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 11, p. 1355-1362, 2001.

FARIAS, C. A. et al. Dinâmica da revegetação natural de voçorocas na Região de Cachoeira do Campo, Município de Ouro Preto-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 17, n. 3, p. 314-326, 1993.

FERMINO, M. H. **Métodos de Análise para caracterização física de substratos para plantas**. Tese (Doutorado em Fitotecnia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

FERNANDES, J. C. Identificação de espécies para cobertura do solo e rotação de culturas no vale do Iuiu, região sudoeste da Bahia. **Magistra**, v. 19, n. 2, p. 163-169, 2007.

FINHOLDT, R. S. et al. Avaliação da biomassa e cobertura do solo de adubos verdes. **FAZU em Revista**, Uberaba, n. 6, p. 11-52, 2009.

FREITAG, R. et al. Técnicas nucleadoras e adubação verde em unidades demonstrativas de restauração ecológica. **Revista de Ciências Agrárias**, Lisboa, v. 41, n. 1, p. 56-71, mar. 2018.

GERBER, D. et al. Utilização de *Bromelia antiacantha* Bertol. em projetos de restauração ecológica. **Acta Biológica Catarinense**, v. 4, n. 2, p. 60–67, 2017.

GONÇALVES, J. L. M. et al. Produção de mudas de espécies nativas: substrato, nutrição, sombreamento e fertilização. In: GONÇALVES, J.L.M. & BENEDETTI, V. **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba, IPEF. p. 309-350. 2000.

GOOGLE EARTH. Disponível em: <<https://www.baixaki.com.br/download/google-earth.htm>>. Acesso em: 15 Mar. 2017.

GRAMIG, G. G.; STOLTENBERG, D. E.; NORMAN, J. M. Weed species radiation-use efficiency as affected by competitive environment. **Weed Science**, Lawrence, v. 54, p. 1013-1024, 2006.

HARIDASAN, M. Nutrição mineral das plantas nativas do Cerrado. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal** 12(1): 54-64. 2000.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação**. Brasília: IBAMA, p. 96, 1990.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, p. 275, 2012.

IMHOFF, S. et al. Propriedades químicas indicadoras da qualidade do solo submetido a diferentes usos: Identificação através de análise multivariada. *In: Congresso Brasileiro de Ciências do Solo*, 26, 1997, Rio de Janeiro. **Anais...** Viçosa: SBCS, 1CD-ROM. 1997.

JARAMILLO-BOTERO, C. et al. Produção de serapilheira e aporte de nutrientes de espécies arbóreas nativas em um sistema agroflorestal na zona da mata de Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 32, n. 5, p. 869-877, 2008.

KÄMPF, A. N. **Análise física de substratos para plantas**. Viçosa: SBCS, v.26, p. 5-7, 2001.

KÄMPF, A. N. **Produção Comercial de Plantas Ornamentais**. Guaíba: Agropecuária. p. 254, 2000.

KÄMPF, N.; FERMINO, M. H. Seleção de materiais para uso como substrato. Substrato para plantas: a base da produção vegetal em recipientes. **Gênesis**, Porto Alegre, p. 312, 2000.

LIMA, P. C. F. Áreas degradadas: métodos de recuperação no semi-árido brasileiro. **Anais XXVII Reunião Nordestina de Botânica**, Petrolina, PE, 2004.

LIMA, S. S. et al. Serapilheira e teores de nutrientes em argissolo sob diferentes manejos no norte do Piauí. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 34, n. 1, p. 75-84, 2010.

LONGO, R. M.; RIBEIRO, A. Í.; MELO, W. J. Uso da adubação verde na recuperação de solos degradados por mineração na floresta amazônica. **Bragantia**, v. 70, n.1, p. 139-146, 2011.

LOPES, O. M. N. Guandu: leguminosa para controle de mato, adubação verde do solo e alimentação animal. Belém: **Embrapa Amazônia Oriental**. Recomendações Técnicas, n. 10, 2000.

LOPES, O. M. N.; CELESTINO FILHO, P. **Semeadura de feijão *Phaseolus* sobre a palhada da leguminosa guandú na agricultura familiar da transamazônica**. Belém: EMBRAPA-CPATU, 2003, p-15-17. (Comunicado Técnico, 81).

LUDWIG, F.; GUERRERO, A. C.; FERNANDES, D. M. Caracterização física e química de substratos formulados com casca de pinus e terra de subsolo. **Revista Cultivando o Saber**, Cascavel, v. 7, n. 2, p. 152-162, 2014.

MACHADO, M. R.; RODRIGUES, F. P.; PEREIRA, M. G. Produção de serapilheira como indicador de recuperação em plantio adensado de revegetação. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 32, n. 1, p. 143-151, 2008.

MAGALHAES, T. L.; LOPES, R.; MANTOVANI, A. Levantamento florístico em três áreas úmidas (banhados) no Planalto de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 11, n. 3, 2013.

MAIA, C. M. B. F. Uso de casca de *Pinus* e lodo biológico como substrato para a produção de mudas de *Pinus taeda*. **Boletim de Pesquisa Florestal**, n.39, p. 81-92, 1999.

MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa SDA nº 17**. Diário Oficial da União - Seção 1, nº 99, 24 de maio de 2007. Métodos Analíticos Oficiais para Análise de Substratos para Plantas e Condicionadores de Solo. Brasília, 2007.

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.

MARTINS, D. A. P. **Restauração de áreas degradadas por exploração mineral no Planalto Catarinense**. 2017. 91 p. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade do Estado de Santa Catarina / Centro de Ciências Agroveterinárias. Lages, 2017.

MENEGHINI, J. W.; BACK, M.; DA CUNHA, Y. M. Contribuição do levantamento das características do solo no projeto de recuperação de uma área degradada pela mineração de carvão a céu aberto no município de Treviso (SC). **Revista de Iniciação Científica**, v. 9, n. 1, 2011.

MICIELI, M. V. et al. Epizootiological studies of *Amblyospora camposi* (Microsporidia: Amblyosporidae) in *Culex renatoi* (Diptera: Culicidae) and *Paracyclops fimbriatus fimbriatus* (Copepoda: Cyclopidae) in a bromeliad habitat. **Journal of Invertebrates Pathology** 94: 31–37, 2007.

OLIVEIRA, F. L.; GOSCH, M.; PADOVAN, M. Produção de fitomassa, acúmulo de nutrientes e decomposição de resíduos de leguminosas em solo de várzea do Estado do Tocantins, Brasil. **Revista Brasileira de Agroecologia**, Guarapari, v. 2, n. 2, p. 1501-1505, out. 2007.

OLIVEIRA, M. C. et al. Crescimento de espécies nativas em um plantio de recuperação de Cerrado sentido restrito no Distrito Federal, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 13, n. 1, p. 25–32, 2015.

PACHECO, L. P. et al. Produção de fitomassa e acúmulo e liberação de nutrientes por plantas de cobertura na safrinha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, p.17-25, 2011.

PEGORARO, R. F. et al. Fluxo difusivo e biodisponibilidade de zinco, cobre, ferro e manganês no solo: influência da calagem, textura do solo e resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 859-868, 2006.

PENTEADO, S. R. **Adubos Verdes e produção de biomassa - Melhoria e recuperação dos solos**. Campinas: Livros Via orgânica, p. 172, 2010.

PEREIRA, G. S. **Análise da erosão hídrica do solo em plantio de *Eucalyptus benthamii* no município de Otacílio Costa, SC**. 2014. 80 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade do Estado de Santa Catarina / Centro de Ciências Agroveterinárias. Lages, 2014.

PEREIRA, J. **O feijão guandu: uma opção para a agropecuária brasileira**. Planaltina: EMBRAPA – CPAC, 1985. 27 p. (EMBRAPA – CPAC. Circular Técnica, 20).

PEZARICO, C. R. et al. Indicadores de qualidade do solo em sistemas agroflorestais. **Revista de Ciências Agrárias/Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 56, n. 1, p. 40-47, 2013.

PINTO, S. I. C. et al. Produção de serapilheira em dois estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual na reserva mata do paraíso, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.32, n. 3, p. 545-556, 2008.

POZZOBON, M. et al. Restauração de planícies do rio Itajaí-açu – SC: sobrevivência e crescimento inicial de espécies arbóreas nativas por tipo de solo. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 30, n. 63, p. 171-169, 2010.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<http://www.R-project.org>> Acesso em: 09 mar. 2018.

RAYOL, B. P.; ALVINO-RAYOL, F. O. Efeito do espaçamento e do uso de leguminosas de cobertura no manejo de plantas invasoras em reflorestamento de *Schizolobium amazonicum* Huber ex. Ducke (paricá). **Revista Árvore** (Impresso), v. 35, p. 391-399, 2011.

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

REIS, A. **Imitando a natureza**. Apostila do Curso Restauração de Áreas Degradadas: Universidade Federal de Santa Catarina e Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais, MG. Belo Horizonte, 2004.

REIS, L. L. **Monitoramento da recuperação ambiental de áreas de mineração de bauxita na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas (PA)**. 2006. 175f. Dissertação (Doutorado em Ciências em Agronomia), Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

REITZ, R.; KLEIN, R. M.; REIS, A. **Levantamento das espécies florestais nativas em Santa Catarina com a possibilidade de incremento e desenvolvimento**. Itajaí: SUDESUL, p. 320, 1978.

RICHARDSON, B. A. The bromeliad microcosm and the assessment of faunal diversity in a Neotropical forest. **Biotropica**. 31: 321–336. 1999.

RODRIGUES, R. R. et al. Atividades de adequação ambiental e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 55 p. 07-21, 2007.

ROSÁRIO, A. A. S. et al. Avaliação técnica do plantio adensado em sistemas agroflorestais com relação ao controle de plantas invasoras. 2006. Disponível em: <http://media0.agrofloresta.net/static/artigos/plantio_adensado_saf_peneireiro.pdf> Acesso em: 08 Mar. de 2019.

ROVEDDER, A. et al. Perspectivas da restauração ecológica de ecossistemas para o Rio Grande do Sul. Curitiba: **Appris**, p. 303-332. 2014.

SANTOS, D. F. et al. O Meio Físico na Recuperação de Áreas Degradadas. **Revista da Ciência da Administração Recife**, PE: Versão eletrônica v.4, 2011.

SCARANO, F. R. et al. Four sites with contrasting environmental stress in southeastern Brazil: relations of species, life form diversity and geographyc distribution to ecophysiological parameters. **Botanical Journal of the Linnean Society**. 136:345-364. 2001.

SEVERINO, F. J.; CHRISTOFFOLETI, P. J. Weed suppression by smother crops and selective herbicides. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 61, n. 1, p. 21-26, 2004.

SHUMAN, L. M. Fractionation method for soil microelements. **Soil Science**, v.140, p.11-22, 1985.

SILVEIRA, S. B. et al. Avaliação silvicultural de *Rapanea ferruginea* e *Citharexylum myrianthum* plantadas em pastagens abandonadas. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 33, n. 73, p. 99-102, jan./mar. 2013.

SILVEIRA, E. R. **Recuperação da mata ciliar do córrego Tarumã (Tarumã, SP): aspectos estruturais, florísticos e ambientais de quatro diferentes modelos florestais, dez anos após o plantio**. 2001. 82 p. Dissertação (Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo. 2001.

SILVESTREIN, A. R. C. **Recomposição inicial de floresta ripária com práticas de cobertura de solo e de adubação, Região Metropolitana de Curitiba-PR**. 2014. 113 p. Tese (doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

SONNEVELD, C. **Effects of salinity on substrate grown vegetables and ornamentals in greenhouse horticulture**. 2000. 150 f. Tese (Doutorado) Wageningen University, Wageningen, 2000.

TEDESCO, M. J. e al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, p. 174, 1995.

TRIGUEIRO, R. M.; GUERRINI, I. A. Uso de bio-sólido como substrato para produção de mudas de eucalipto. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 64, p.150-162, 2003.

WADT, P. G. S. Práticas de conservação do solo e recuperação de áreas degradadas. Rio Branco: **Embrapa Acre**, 2003.

WEIDLICH, E. W. A. **Desenvolvimento de espécies arbóreas nativas e competição com *Brachiaria humidicola* em área de restauração de floresta fluvial**. 2011. 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

WILLIAMS II, M. M.; MORTENSEN, D. A.; DORAN, J. W. Assessment of weed and crop fitness in cover crop residues for integrated weed management. **Weed Science**, Lawrence, v.46, p.595-603, 1998.

CONCLUSÃO GERAL

O resíduo de origem florestal é um método eficiente de restauração ecológica de antigas jazidas de cascalhos. A regeneração natural, como meio mais econômico está sendo satisfatória, pois os processos ecológicos das comunidades estão ocorrendo, tendo em vista o aumento do número de indivíduos e famílias recrutadas.

As técnicas de nucleação aplicadas são adequadas e a espécie *Mimosa scabrella* é indicada para sítios em recuperação pós-mineração, cujo solo apresenta-se comprometido.

A combinação de *Cajanus cajan*, *Eryngium elegans* e espécies de recobrimento são alternativas que obtiveram bons resultados. Essas devem ser mais estudadas e exploradas comercialmente, para tornarem-se acessíveis em projetos de restauração florestal.

APÊNDICE

Apêndice - Matriz de dados dos núcleos de Anderson, obtida a partir das observações trimestrais do diâmetro altura do colo (DAC), altura (H) para as áreas Westarp e Lauro. Os incrementos (Inc) das variáveis de DAC e H também foram calculados por espécie.

	ESPÉCIES	DAC médio (mm)	H média (cm)	Inc DAC (mm)	Inc H (cm)
WESTARP	<i>Allophylus edulis</i>	7,29	15,6	1,14	-2,72
	<i>Annona silvatica</i>	8,01	15	0,85	-2
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	8,07	20,5	2,96	3,37
	<i>Eugenia uniflora</i>	7,74	29,56	1,66	3,44
	<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	9,31	27,23	1,37	0,475
	<i>Inga marginata</i>	13,78	23,2	6,02	15,43
	<i>Inga vera</i>	12,04	23,75	6,69	11,62
	<i>Mimosa scabrella</i>	172,95	502,67	52,34	98
	<i>Psidium cattleianum</i>	9,58	27,14	1,60	-0,31
	<i>Schinus molle</i>	10,28	51,67	2,75	11,47
	<i>Schinus terebinthifolius</i>	17,92	58,60	2,14	-3,65
	<i>Schinus terebinthifolius</i> 1	16,32	46,13	4,26	3,98
	<i>Vitex megapotamica</i>	7,39	22,14	2,37	-2,86
LAURO	<i>Allophylus edulis</i>	10,94	40,67	5,39	14,43
	<i>Annona sylvatica</i>	20,49	45	4,79	-38
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	9	20,33	2,55	-4,57
	<i>Eugenia uniflora</i>	11,91	45	3,54	5,575
	<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	19,35	83,2	5,70	31,28
	<i>Inga marginata</i>	0	0	0	0
	<i>Inga vera</i>	10,91	45	2,93	6,3
	<i>Mimosa scabrella</i>	30,97	163,2	3,89	10,5
	<i>Psidium cattleianum</i>	9,43	55,25	0,84	13,78
	<i>Schinus molle</i>	35,55	212,4	9,83	74,73
	<i>Schinus terebinthifolius</i>	28,17	162,37	13,76	62,07
	<i>Schinus terebinthifolius</i> 1	38,13	205,5	27,32	148,8
	<i>Vitex megapotamica</i>	14,88	62,5	5,69	27,5

*Inc DAC = Incremento da variável diâmetro altura do colo; INC H = Incremento da variável altura. *Schinus terebinthifolius* 1 = corresponde ao segundo indivíduo do mesmo núcleo da referida espécie.