



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL
CAMPUS ERECHIM
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL
CURSO DE MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

**REGENERAÇÃO NATURAL OU PLANTIO DE MUDAS? UMA ANÁLISE DE
RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES NO NORTE DO RIO GRANDE DO SUL**

MARÍLIA CUMARU INHAMUNS

ERECHIM

2019

MARÍLIA CUMARU INHAMUNS

**REGENERAÇÃO NATURAL OU PLANTIO DE MUDAS? UMA ANÁLISE DE
RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES NO NORTE DO RIO GRANDE DO SUL**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul – UFFS como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental sob a orientação do Prof. Dr. Geraldo Ceni Coelho.

ERECHIM

2019

UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL - CAMPUS ERECHIM

ERS 135 – KM 72, nº 200

CEP: 99700-970

Caixa Postal 764

Erechim-RS

Brasil

Bibliotecas da Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

Inhamuns, Marília Cumaru

REGENERAÇÃO NATURAL OU PLANTIO DE MUDAS? UMA ANÁLISE
DE RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES NO NORTE DO RIO GRANDE
DO SUL / Marília Cumaru Inhamuns. -- 2019.

59 f.:il.

Orientador: DOUTOR Geraldo Ceni Coelho.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da
Fronteira Sul, Programa de Pós-Graduação em Ciência e
Tecnologia Ambiental-PPGCTA, Erechim, RS, 2019.

1. REGENERAÇÃO ECOLÓGICA. 2. PLANTIO DE MUDAS. 3.
ZOOCORIA. 4. REGENERAÇÃO ESPONTÂNEA. I. Coelho, Geraldo
Ceni, orient. II. Universidade Federal da Fronteira Sul.
III. Título.

MARILIA CUMARU INHAMUNS

**REGENERAÇÃO NATURAL OU PLANTIO DE MUDAS? UMA ANÁLISE DE
RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES NO NORTE DO RIO GRANDE DO SUL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul – UFFS como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental. Orientador: Geraldo Ceni Coelho.
Defendido em banca examinadora em ____/____/____.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Geraldo Ceni Coelho
Orientador

Prof. Dr. Paulo Afonso Hartmann
Membro interno

Prof. Dr^a Silvia Santin Bordin

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer e enaltecer a Deus/Universo pelo dom da minha vida, em conjunto com as oportunidades, interações e aprendizados tão marcantes e singulares durante esta caminhada contínua.

A finalização desta etapa em minha vida reflete tudo o que vivi e as decisões que tomei ao longo desses vinte e muitos anos! Foram inúmeras experiências, parcerias, amizades, e decepções adquiridas neste período de vivência até agora.

À MSc.^a Romilda Cumaru e ao Dr. Antonio José Inhamuns, que são meus mentores, amores, fonte de inspiração, e que por coincidência da vida, são meus genitores, vulgarmente conhecidos como mamãe e papai... Que sempre me direcionaram e incentivaram o autoconhecimento, permitindo ser uma pessoa livre e sonhadora, em busca da plenitude e felicidade.

Ao meu irmão Felipe Cumaru, por tantos momentos marcantes e únicos ao longo da nossa parceria, sendo meu melhor amigo, ouvinte e encorajador do meu sucesso e crescimento, cultivando meu amor e admiração incondicional.

Aos meus avós, que sempre amei e admirei, apaixonando-me cada dia mais. Em especial a minha avó Edilce Inhamuns, que faleceu neste período da minha ascensão acadêmica, profissional e pessoal no Rio Grande do Sul. E ao meu avô Vicente Paula Ferreira, que sempre me admirou e me amou grandemente, e que posteriormente cuidarei dele até seus últimos dias de vida. E a minha vó Maria de Nazaré Cumaru, que com sua humildade e conhecimento de vida, me ensinou a simplicidade e amor incondicional, dedico a vocês, meus velhinhos amados.

E aos meus amados sobrinhos, Vicente, Martin, Pietro e a minha afilhada Heloisa (Lolô), que mesmo longe, busco a perfeição por vocês, para futuramente proporcionar o melhor sempre! Vocês são minha motivação para ser uma profissional excepcional.

Agradeço aos meus docentes da UFFS que me inspiraram/inspiram a ser uma profissional cada vez mais qualificada e capacitada. Em especial o meu orientador, o Dr. Geraldo Ceni Coelho, que tenho uma grande admiração pessoal e profissional, e que ao longo dessa jornada, compartilhou comigo parte de seu conhecimento, tempo e paciência para execução deste trabalho, muito obrigada! Ao professor Dr. Paulo Hartmann, que em diversas vezes se prestou a me auxiliar na vida acadêmica e pessoal, sendo uma das pessoas mais incríveis que já conheci, principalmente pelo entusiasmo à conservação da natureza.

Agradeço a todos os professores da UERGS que tive a oportunidade de vivência e aprendizado, que em conjunto com o mestrado, usufrui a chance de obter minha segunda graduação, em bacharel em gestão ambiental, gratidão em especial à querida e amada professora Dr^a Silvia Santin Bordin, que me acolheu, ouviu, orientou, e que me inspira pela sua garra e força!

A Andréia Cichet, uma irmã e confidente que a vida/UERGS/UFFS me proporcionou, e que admiro imensuravelmente, se dispondo a me auxiliar nas amostragens deste estudo de forma direta, sendo intermediadora e companheira na obtenção de dados, me incentivando, cobrando e me ajudando sempre que possível, vivenciando e presenciando de maneira singular esta etapa da minha vida, sem ela este trabalho não seria possível, ela foi essencial para execução desta dissertação. Sou eternamente grata!

As minhas irmãs/parceiro que o PPGCTA uniu, especialmente a nega princesa dos anfíbios e bióloga maravilhosa Priscila Almeida, a engenheira ambiental mais dedicada e inspiradora, de um coração enorme Taís Gaspareto, minhas irmãs de outra vida! E ao meu querido brother dos mamíferos, o singular Otávio Ribeiro, agradeço pelo apoio ao longo do curso e na vida, amo vocês!

E agradeço a todos que direta e indiretamente me auxiliaram na execução deste trabalho e na obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental. Muito obrigada gauchada!

Dedico à minha vózinha amada e eterna, Edilce Inhamuns.

RESUMO

A restauração de matas ciliares tem como meta principal o auxílio na recuperação das interações do ecossistema que foi alterado ou perturbado. Algumas das técnicas mais estudadas e disseminadas da restauração ecológica são o plantio de mudas e a regeneração espontânea. Elas diferem na metodologia, custo, monitoramento e avaliação, porém possuem praticamente as mesmas intenções de auxiliar na recuperação do ecossistema. O objetivo principal deste estudo foi avaliar e comparar o resultado das técnicas de restauração das matas ciliares, a partir da composição florística das áreas de plantio de mudas e regeneração espontânea. Apontando os parâmetros fitossociológicos da comunidade de espécies arbóreas do estrato superior e inferior, analisando os índices de diversidade das espécies arbóreas e arbustivas presentes nas áreas em estudo, identificando os grupos ecológicos e as síndromes de dispersão das espécies e por fim averiguando estudos condicionantes paisagísticos e de solo que possam explicar a composição fitossociológica observada. As análises foram realizadas em propriedades particulares da zona rural do município de Erechim, Rio grande do Sul, Brasil, o processo de restauração das matas ciliares teve início no ano de 2009. Ao total foram contabilizados, identificados e mensurados 1.268 indivíduos arbóreos pertencentes a 75 espécies presentes nas oito áreas no estrato inferior e superior. Sendo 53 espécies zoocóricas, 14 anemocóricas e 8 autocóricas. E em relação ao grupo ecológico, 37 espécies pertencem ao grupo das secundárias, seguido de 25 espécies pioneiras e 13 climácimas. O agrupamento entre as espécies ocorre independente do método de restauração implantado segundo o dendrograma de cluster, em ambos os estratos. Os testes de correlações múltiplas foram significativos para os valores de $p < 0,05$, portanto é possível considerar que a riqueza das espécies do estrato superior é influenciada positivamente pelo tamanho dos remanescentes florestais num raio de 500m, em conjunto com os índices de Shannon H e Alpha de Fisher. A presença do gado interfere negativamente no número de indivíduos e também na diminuição da área basal dos indivíduos do estrato superior, e no número de espécies zoocóricas do estrato inferior, influenciando também na redução da presença de espécies climácimas do estrato inferior, os valores com significância estatística ocorrem de maneira positiva entre a distância das áreas do núcleo urbano e equitabilidade do estrato inferior, e de maneira negativa entre a presença de lavoura em relação ao número de indivíduos do estrato inferior. Os resultados indicam que as atividades antrópicas dificultam o estabelecimento das comunidades florestais. É possível observar também que não há diferenças significativas entre os tratamentos, evidenciando a adoção da técnica de regeneração espontânea, com baixo custo, tem resultados similares ao plantio de mudas que atualmente é o método mais utilizado no Brasil.

Palavras chave: Restauração ecológica, plantio de mudas, zoocoria, regeneração espontânea.

ABSTRACT

The main goal of restoration is to assist in the recovery of ecosystem interactions that have been altered or disturbed. Some of the most studied and disseminated techniques of ecological restoration are the planting of seedlings and spontaneous regeneration. They differ in methodology, cost, monitoring and evaluation, but have practically the same intentions to assist in the recovery of the ecosystem. The main objective of this study was to evaluate and compare the results of restoration techniques of riparian forests, from the floristic composition of the areas of seedling planting and spontaneous regeneration. Pointing out the phytosociological parameters of the community of tree species of the upper and lower stratum, analyzing the diversity indices of tree and shrub species present in the areas under study, identifying the ecological groups and the dispersion syndromes of the species and finally investigating landscape and soil conditioning studies that may explain the phytosociological composition observed. The analyses were carried out on private farms in the rural area of the municipality of Erechim, Rio Grande do Sul, Brazil, and the process of restoration of riparian forests began in 2009. A total of 1,268 tree individuals belonging to 75 species present in the eight areas in the lower and upper stratum were counted, identified and measured. There were 53 zoocoric species, 14 anemocoric and 8 autocoric. And in relation to the ecological group, 37 species belong to the secondary group, followed by 25 pioneer species and 13 climaxes. The grouping among the species occurs independently of the restoration method implemented according to the cluster dendrogram, in both strata. Multiple correlation tests were significant for $p < 0.05$, so it is possible to consider that the species richness of the upper stratum is positively influenced by the size of the forest remnants within 500m, together with the Shannon H and Fisher's Alpha indices. The presence of cattle negatively interferes in the number of individuals and also in the decrease in the basal area of individuals in the upper stratum, and in the number of zoocoric species in the lower stratum, also influencing in the reduction of the presence of climatic species in the lower stratum, the values with statistical significance occur in a positive way between the distance from the areas of the urban nucleus and equitability of the lower stratum, and in a negative way between the presence of farming in relation to the number of individuals of the lower stratum. The results indicate that anthropic activities hinder the establishment of forest communities. It is also possible to observe that there are no significant differences between the treatments, evidencing the adoption of the technique of spontaneous regeneration, with low cost, has similar results to the planting of seedlings that is currently the method most used in Brazil.

Keywords: Ecological restoration, seedling planting, animal dispersion, spontaneous regeneration.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Número de espécies e indivíduos identificados no estrato superior das oito áreas em processo de restauração estudadas na zona rural do município de Erechim, RS. Onde MUD= Plantio de mudas e ESP= Regeneração espontânea.....	37
Tabela 2 - Índices de diversidade entre a composição florística das oito áreas analisadas na zona rural do município de Erechim, RS.....	40
Tabela 3 - Número de espécies e indivíduos identificados no estrato inferior das oito áreas em processo de restauração estudadas.....	41
Tabela 4 - Dados de diversidade do estrato inferior aplicados nas oito áreas de estudo em processo de restauração no município de Erechim, RS.....	45
Tabela 5 - Dados de correlações múltiplas dentre as variáveis dependentes e independentes do estrato superior e inferior, em conjunto com síndrome de dispersão e grupo ecológico. Onde ZINF = Zoocóricas estrato inferior, ZSUP = Zoocóricas estrato superior, PINF = Pioneiras estrato inferior, CINF = Climáticas estrato inferior, PSUP = Pioneiras estrato superior, CSUP= Climáticas estrato superior.....	47
Tabela 6 - Dados de correlações múltiplas dentre as variáveis independentes e os índices de diversidade do estrato inferior.....	48
Tabela 7- Análises físicas de solo coletado nas oito áreas amostrais no município de Erechim, RS.....	49
Tabela 8 - Análise química do solo coletado nas oito áreas amostrais no município de Erechim, RS.....	49
Tabela 9 - Análise química – Micronutrientes do solo coletado nas oito áreas amostrais no município de Erechim, RS.....	50

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização e identificação das áreas em processo de restauração no município de Erechim, RS	30
Figura 2 - Plantio de mudas – MUD 01, no ano de 2012 (esquerda) e 2018 (direita).....	33
Figura 3 - Plantio de mudas – MUD 02, no ano de 2012 (esquerda) e 2018 (direita).....	33
Figura 4 - Plantio de mudas – MUD 03, no ano de 2012 (esquerda) e 2018 (direita).....	33
Figura 5 - Plantio de mudas – MUD 04, no ano de 2012 (esquerda) e 2018 (direita).....	34
Figura 6 - Regeneração espontânea – ESP 01, no ano de 2012 (esquerda) e 2018 (direita)....	34
Figura 7 - Regeneração espontânea – ESP 02, no ano de 2013 (esquerda) e 2018 (direita)....	34
Figura 8 - Regeneração espontânea – ESP 03, no ano de 2013 (esquerda) e 2018 (direita)....	35
Figura 9 - Regeneração espontânea – ESP 04, no ano de 2012 (esquerda) e 2018 (direita)....	35
Figura 10 - Dendrograma que representa a similaridade entre as áreas de estudo quanto à composição florística do estrato superior das oito áreas de estudo, segundo índice de morisita.....	39
Figura 11 - Ordenação das variáveis dependentes e independentes utilizando os eixos 1 e 2 da análise de correspondência canônica do estrato superior.....	39
Figura 12 - Número de indivíduos conforme a síndrome de dispersão presentes no estrato superior em cada uma das oito áreas em processo de restauração na zona rural do município de Erechim, Rs. Onde MUD = Plantio de mudas e ESP = Regeneração espontânea.....	40
Figura 13 - Dendrograma de cluster representa a similaridade entre as áreas de estudo quanto à composição florística do estrato inferior das oito áreas de estudo na zona rural do município de Erechim, RS.....	42
Figura 14 - Ordenação das variáveis dependentes e independentes utilizando os eixos 1 e 2 da análise de correspondência canônica do estrato inferior.....	43
Figura 15 - Número de indivíduos conforme a síndrome de dispersão presentes no estrato superior em cada uma das oito áreas em processo de restauração na zona rural do município de Erechim, Rs. Onde MUD = Plantio de mudas e ESP = Regeneração espontânea.....	44
Figura 16 – Relação da presença de gado e número de espécies zoocóricas.....	44

SUMÁRIO

CAPÍTULO I	12
1. INTRODUÇÃO GERAL	12
1.1 AMBIENTES DEGRADADOS	12
1.2 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA.....	13
1.2.1 Plantio de mudas	14
1.2.2. Regeneração natural	16
1.3 MATAS CILIARES.....	17
1.4 CONSERVAÇÃO SOLOS	18
1.5 A SUSTENTABILIDADE E A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE AMBIENTES FLORESTAIS	19
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	21
2. CAPITULO II.....	27
2.1 INTRODUÇÃO.....	27
2.2 OBJETIVO GERAL	30
2.2.1 Objetivos específicos.....	30
2. 3. METODOLOGIA	30
2.3.1 Área de estudo.....	30
2.3.2 Amostragens	31
2.3.2.1 Estrato Superior.....	32
2.3.2.2 Estrato Inferior	32
2.3.2.3 Identificação e mensuração florística	32
2.3.2.4 Análise de solo	33
2. 3. 2 Caracterização das áreas de estudo em processo de restauração	33
2.3.2.1 Plantio de mudas	33
2.3.2.2 Regeneração Natural	33
2.4.1 Análises de dados.....	37
2.4 RESULTADOS.....	37
2.4.1 Estrato superior	38
2.4.2 Estrato inferior	42
2. 4.3Teste de correlações múltiplas	47
2.4.4 Análise do solo.....	50
2.5 DISCUSSÃO	52
2.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	55
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	56

CAPÍTULO I

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1 AMBIENTES DEGRADADOS

A partir desta percepção, o desenvolvimento urbano é evidenciado como uma das principais causas da supressão de ambientes naturais e florestais (GÓMEZ-BAGGETHUN; BARTON, 2013). Conforme o crescimento populacional decorre, a procura de novas áreas para exploração torna-se inevitável, aumentando gradativamente a demanda excessiva de recursos naturais (SAATH; FACHINELLO, 2018). Para suprir estas exigências é imprescindível a sustentabilidade ambiental, de maneira que os recursos possam ser utilizados de modo consciente, de maneira que não se tornem escassos ao longo do tempo.

Ecosistemas ecologicamente alterados e fragmentados estão cada vez mais corriqueiros em escala mundial, influenciando na redução da qualidade ambiental, urbana e florestal, comprometendo a produtividade dos ecossistemas naturais, tornando os estudos e práticas direcionadas à mitigação e reversão destas problemáticas cada vez mais emergentes e necessárias (ALMEIDA; CARVALHO, 2010).

A utilização sustentável dos recursos é um dos principais desafios para o desenvolvimento do país. A adoção de novas tecnologias e maquinarias que facilitam o manejo do substrato elevando o rendimento dessas atividades (GASQUES et al., 2010).

A pecuária é uma das atividades principais da região sul do Brasil, abrangendo os três estados, principalmente a bovinocultura e suinocultura (IBGE, 2018), geralmente, sendo utilizados para corte e comercialização da carne e subprodutos. Portanto, a busca de áreas para o estabelecimento e manutenção desta prática é gradativa, às vezes abrangendo até mesmo áreas de APP (Áreas de Proteção Permanente). (COUTINHO et al, 2013).

O Brasil, através da Lei Federal nº 12.651 (BRASIL, 2012), estabelece a conservação ou restauração da vegetação nativa pré-existente em locais específicos de propriedades rurais, sem exceção. Influenciando significativamente na demanda e estudos de técnicas de restauração no país. Soares-Filho e colaboradores (2014), concluíram que a quantidade de áreas em propriedades particulares a serem restauradas no Brasil, para o cumprimento da referida lei, é de aproximadamente 21 milhões de hectares, dos quais 16,3 milhões de hectares (78%) são Reservas Legais.

As consequências da degradação ambiental são inevitáveis, limitando a qualidade e longevidade da população mundial. Grande parcela da sociedade desconhece estas implicações ou até mesmo não dão a devida importância, acarretando em diversos impactos

negativos, como o aumento da supressão da qualidade ecológica, diminuição da disponibilidade de recursos naturais, prejudicando todos os indivíduos que dependem direta e indiretamente dos recursos da floresta (LAURENCE, 2010).

Estudos voltados a recuperação ambiental possibilitam a obtenção de conhecimentos aprofundados sobre técnicas de manejo de áreas degradadas. Por isso é preciso analisar as melhores técnicas de recuperação disponíveis e compatíveis com a vegetação sucessora (COELHO, 2010).

1.2 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

A restauração ecológica difere de outros métodos da recuperação ambiental, pois visa não somente a revegetação e cobertura vegetal ou reabilitação do local, mas tem como meta principal o auxílio na recuperação das interações do ecossistema que foi alterado ou perturbado (HARRIS; VAN DIGGELEN, 2006). Tem como objetivo a mitigação parcial ou total de ações causadas pela ação antrópica direta ou indireta, de maneira a restabelecer as funções e equilíbrio do ecossistema e fomentando a autoperpetuação local (MARCUIZZO et al., 2014; MARTINS, 2009; RODRIGUES, 2013; SILVA et al., 2013).

Os princípios de restauração devem tomar como base uma compreensão completa e integração adequada dos fatores ecológicos, sociais e econômicos associados aos ecossistemas florestais, a fim de maior probabilidade de sucesso no objetivo de cada ação (AHN, et. al., 2014).

Em relação às diretrizes da restauração ecológica, é possível observar algumas técnicas e objetivos que produzem estruturas e dinâmicas florestais semelhantes, embora isso não signifique necessariamente que os diferentes modelos e técnicas de restauração resultarão em florestas com características semelhantes (BRANCALION et al, 2010). Os processos ecológicos ocorrem durante uma longa escala de tempo, é provável que as diferenças esperadas para cada objetivo e técnica de restauração adotadas resultem em períodos distintos para obtenção dos resultados (SOUZA; BATISTA, 2004).

O planejamento de uma restauração dentro de uma abordagem paisagística pode facilitar o recrutamento de fauna e flora (BELL et al., 1997) e pode desempenhar um papel decisivo no sucesso da restauração. As fontes alóctones de propágulos podem ser fundamentais para manutenção e melhoria da diversidade ao longo dos anos. Se essas fontes estiverem disponíveis, a prática de restauração poderá assegurar o restabelecimento de alguns

processos ecológicos, como dispersão de propágulos, colonização faunística e regeneração do ambiente (RODRIGUES, 2013).

Algumas das técnicas mais estudadas e disseminadas da restauração ecológica são o plantio de mudas e a regeneração espontânea. Elas diferem na metodologia, custo, monitoramento e avaliação, porém possuem praticamente as mesmas intenções de auxiliar na recuperação do ecossistema (RODRIGUES, 2013).

1.2.1 Plantio de mudas

É uma técnica amplamente disseminada e estudada nacionalmente, pelo fato de apresentar resultados rápidos no recobrimento florestal da área e no processo de sucessão em relação às demais técnicas utilizadas para restauração ecológica (ALMEIDA, 2016). Isso ocorre devido o fato do tratamento transpor algumas etapas iniciais, em comparação com a regeneração natural, semeadura direta e nucleação, sendo uma das principais potencialidades da técnica (PEREIRA; RODRIGUES, 2012).

Esta técnica é indicada em ambientes onde a capacidade de autorregeneração (resiliência) foi diminuída ou perdida de alguma forma (MARCUSOZZO, 2015). Apesar de suas inúmeras vantagens, o plantio de mudas possui alguns fatores limitantes, como o alto custo na implantação, em decorrência aos procedimentos anteriores ao plantio, como extração de gramíneas, espécies exóticas invasoras, abertura de covas, preparação do substrato, coroamento (ARONSON et. al., 2011). Além disso, os fatores necessários ao plantio, como a disponibilidade e alto custo das mudas, e implicações posteriores como o monitoramento, adubação e controle de formigas cortadeiras, contribuem também para seu custo elevado (SILVEIRA et al., 2013).

O plantio de mudas é altamente eficaz, quando a seleção de espécies é adequada, com intuito de restauração em curto prazo, o que implica em características de capacidade de adaptação em condições adversas. Além disso, são priorizadas espécies com capacidade de atração de indivíduos da fauna, responsáveis pela dispersão, optando por espécies frutíferas, que influenciam em outras interações, além de rápido crescimento e significativa formação de liteira (MARCUSOZZO, 2014).

Conforme Rodrigues e colaboradores (2010), a restauração de um ecossistema pode levar em consideração características dos grupos funcionais, em consonância com fases do processo de sucessão, com o objetivo de obtenção inicial de uma acelerada cobertura do substrato vegetal, otimizando o processo onde as mudas estão sendo inseridas, possibilitando

a eliminação da competição com herbáceas e gramíneas agressivas, além da formação de um ambiente favorável para a composição da comunidade de espécies (SER, 2004).

A composição florística a ser selecionada pode ser classificada a partir de sua funcionalidade, possibilitando agrupamentos de espécies que dispõem de características semelhantes, independentemente de sua relação filogenética, desempenham funções semelhantes nos ecossistemas (FRANKS et al., 2009). Contudo, a classificação de organismos em grupos funcionais requer alto nível de conhecimento a respeito de autoecologia das espécies, nem sempre disponível (MARTINS, 2012).

Geralmente, os ambientes degradados e perturbados são fragmentados, então promover a conexão entre os fragmentos é primordial no processo de restauração ecológica (GAVIRIA; MONTEALEGRE, 2010). Logo, um fator relevante, são as interações bióticas que fomentam a sucessão em ambientes em processo de restauração, e que possivelmente propiciam condições para que espécies endêmicas e nativas ocupem ambientes que foram degradados (RODRIGUES et al., 2009).

Reis e colaboradores (2003) sugerem que as espécies nativas são capazes de agir como gatilhos ecológicos potencializando o fluxo gênico entre habitats e, conseqüentemente, estimulando um incremento na conectividade da paisagem e na autorregeneração do ecossistema.

Quando as mudas são dispostas a partir do grupo ecológico, para possibilitar melhores condições de desenvolvimento dos indivíduos utilizando um número inferior de mudas quando comparado às técnicas tradicionais (plantio em linhas e aleatório), o plantio pode ser aplicado como uma técnica de nucleação (REIS; KAGEYAMA, 2008). A nucleação é caracterizada também pela semeadura direta, transposição do banco de sementes de solo, transposição de chuva de sementes e uso de poleiros naturais e artificiais (MARTINS, 2009; GANADE, 2001). Além do seu baixo custo, algumas técnicas de nucleação têm a vantagem de promover a sucessão primária em uma área degradada, propiciando a alta densidade de sementes de várias espécies nativas e a introdução de estruturas reprodutivas, como as raízes com capacidade de regeneração.

A avaliação da flora e estrutura fitossociológica do estrato arbóreo dos ambientes em restauração ou já restaurados, proporciona um entendimento mais aprofundado em relação às respostas das espécies utilizadas. Evidenciando informações detalhadas para o conhecimento desses ambientes e espécies, possibilitando análise de respostas positivas desejadas quanto aos estágios sucessionais que se pretende acelerar ou alcançar (MIRANDA et al., 2012).

Para obtenção de melhores resultados do procedimento de restauração, o monitoramento e avaliação das técnicas são fundamentais para verificação do progresso, desenvolvimento e identificação de possíveis perturbações e, conseqüentemente, a inevitabilidade de interferência por meio de manejo e, em caso de necessidade a realização de replantios (BRANCALION et al., 2012).

Monitorar e avaliar são também ações fundamentais para estudos da eficácia dos modelos e espécies utilizadas, e para subsidiar futuros estudos de restauração ecológica em locais distintos (RODRIGUES et al., 2009; SILVA et al., 2016).

1.2.2. Regeneração natural

Esta técnica é fundamentada na possibilidade de que áreas degradadas ou perturbadas venham a se recuperar espontaneamente através de atividades sucessionais autóctones, desde que o local esteja disponível à fauna (dispersores), e que contenham fragmentos e fontes de propágulos próximas o suficiente para auxiliar no processo de sucessão (RECH et al, 2015).

Diferentemente da técnica de plantio de mudas, na regeneração natural passiva, não são utilizadas técnicas de plantio ou demais interferências silviculturais, sendo considerado por muitos autores como o meio mais econômico de restauração, pois não exigem produção ou compra de mudas e insumos, mão de obra, e manutenção constante (REIS e KAGEYAMA, 2008; MORRISON, 2009; MAGNAGO et al., 2012; SILVA, 2013; LIMA et al., 2016).

O cercamento da área é uma das ações primordiais que são inicialmente adotadas, pois impede o acesso de animais de grande porte, responsáveis pela compactação do solo e herbívoros, e delimita atividades agrícolas (MARTINS, 2013). Ao evitar as atividades potencialmente predatórias, dependendo da disponibilidade de propágulos e banco de sementes presentes no solo, é possível que os processos ecológicos se restabeleçam, podendo promover a regeneração natural das espécies vegetais (LIMA et al., 2016).

Outro aspecto levado em consideração é a proximidade das fontes de diásporos, e eficiência da dispersão, pois o tamanho das sementes tem influência na dispersão e penetração na liteira, conseqüentemente, na incorporação ao solo e estabelecimento do indivíduo arbóreo (GUO et al., 2000).

Existem alguns fatores que afetam os mecanismos de regeneração nos ambientes onde a regeneração natural é realizada. Entre os vários fatores que determinam padrões de regeneração em uma floresta, temos o histórico de uso da terra (GUARIGUATA et al., 1995),

o banco de sementes e plântulas, a distância das fontes externas de sementes, dispersão de propágulos (SOUZA; BATISTA, 2004). Quando a disponibilidade de fonte de propágulos, fragmentos florestais no entorno e presença de fauna dispersora não são satisfatórios, a regeneração natural pode não ser suficiente e a regeneração assistida pode ser necessária (ARONSON, 2011).

Um dos fatores que devem ser levados em consideração é a composição e densidade do banco de sementes e estrato regenerante, que possibilita classificar e analisar a potencialidade do processo de regeneração natural, ainda que na fase inicial de implantação do processo de restauração ecológica, tornando possível classificar a potencialidade da área (MAGNAGO et al., 2012).

É fundamental o monitoramento do processo de regeneração natural, além da classificação e identificação taxonômica de todos os morfotipos regenerantes, incluindo os não arbustivos ou arbóreos, altura e densidade de indivíduos, a classificação das espécies regenerantes em grupos sucessionais, síndromes de dispersão e origem (espécies nativas ou exóticas), avaliação da distribuição espacial e origem dos regenerantes, e riqueza de espécies (BRANCALION et al., 2012).

1.3 MATAS CILIARES

Também conhecidas como matas de galeria, possuem alta complexidade em sua composição, estrutura e interações, exercendo papel fundamental no equilíbrio ecossistêmico, executando diversas funções, não só autóctones, mas em dimensões amplas (MARTINS, 2007). A sua composição favorece a disseminação de propágulos e dispersão de indivíduos da fauna de pequeno e médio porte, a partir da presença de macroinvertebrados aquáticos (BARBOLA et al., 2011). É considerada imprescindível para a formação de corredores ecológicos, auxiliando no fluxo gênico das espécies, pois conecta os fragmentos florestais (GARCIA et al., 2016).

A presença da vegetação nas margens dos corpos hídricos evita o assoreamento dos rios, contribuindo na qualidade e perpetuação dos mesmos, e também auxiliam na produção de serrapilheira, que é a principal fonte de energia para os macroinvertebrados, que são a base da cadeia trófica local (SURIANO; FONSECA-GESSNER, 2013). Ademais, são barreiras para a contaminação direta de produtos químicos, como agrotóxicos e fertilizantes, e servem de habitats e refúgio para diversas espécies da flora e fauna (DAVIDE; BOTELHO, 2015).

Devido à sua funcionalidade e importância ecológica, as matas ciliares são protegidas pela lei federal nº 12.651 de 2012, que as classifica como áreas de proteção permanente (APP), limitando as atividades antrópicas nestes locais, com intuito de preservação e conservação local.

1.4 CONSERVAÇÃO SOLOS

O substrato terrestre em conjunto com a matéria orgânica autóctone (serrapilheira) é imprescindível para manutenção e equilíbrio ecossistêmico do planeta, exercendo diversas atribuições ambientais, como a ciclagem de nutrientes, retenção hídrica e possui a capacidade de filtragem de elementos tóxicos (MATEUS, 2013). É responsável pela disponibilidade de nutrientes, utilizados como fonte de sustentação para a cadeia trófica e estruturação ecológica, dentre outras funções primordiais de um solo considerado equilibrado (CARDOSO, 2015).

A funcionalidade e importância do solo não se limitam apenas aos parâmetros ambientais, pois, através de seu manejo e utilização, tornam-se essenciais para solidificação de estruturas urbanas e atividades agropecuárias, com a finalidade de obtenção e produção de alimentos, a fim de suprir a demanda e necessidade social, que aumenta gradativamente com o crescimento populacional (FERREIRA, 2007; STÜMER et al., 2011).

Quando o solo é utilizado para finalidade agrícola, ocorrem perturbações nas interações químicas, físicas e biológicas do substrato, exigindo monitoramento e análises constantes no intuito de introduzir quando possível, ações mitigatórias (MERTEN; MINELLA, 2002).

Essas atividades antrópicas, quando exercidas de maneira inadequada, restringem a capacidade de resiliência dos recursos naturais (BUSCHBACHER, 2014). A utilização de maquinarias é uma das principais causas de alterações físicas do solo, levando em conta a compactação do substrato, ocasionado pelo intenso e contínuo movimento das máquinas, alterando o acúmulo de matéria orgânica, retenção e percolação hídrica, induzindo a geração de problemáticas relacionadas as interações físico-hídrica do substrato (BRAIDA et al., 2010).

O solo possui alta complexidade em sua composição, especificamente quanto a microrganismos presentes, sendo indispensáveis para o funcionamento, execução e equilíbrio de suas funções, como o processo de metabolização da serrapilheira em nutrientes (STEFFEN et al., 2007). A presença ou ausência desses organismos são utilizadas como bioindicadores

da qualidade do solo, com base na sensibilidade ou resistência às alterações ambientais e à presença de compostos químicos (LAVELLE et al. 2006).

O equilíbrio químico do solo também deve ser levado em consideração, pois, a quantidade de compostos químicos como N, P, K, estoque de carbono, presença de alumínio, modificam a caracterização do substrato em estudo (TIECHER, 2016).

Com a prática da restauração florestal é possível alcançar uma interferência positiva e auxílio na melhoria das condições edáficas, como subsolagem e sulcamento nas áreas (FERREIRA et al., 2007).

1.5 A SUSTENTABILIDADE E A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE AMBIENTES FLORESTAIS

A sustentabilidade vai muito além de práticas ecologicamente corretas e ações de preservação ambiental, pois, em sua totalidade, busca atingir parâmetros sociais, econômicos e ambientais, de maneira que haja um equilíbrio entre eles (ROSALES, 2017). São essenciais ações em conjunto, que visam o bem estar da sociedade, sem interferência significativa na economia e sem alterar ou perturbar drasticamente o ecossistema, tendo como objetivo principal, a utilização e manejo dos recursos naturais no presente, sem interferir na qualidade e disposição para gerações futuras (MIKHAILOVA, 2004; ROSALES, 2017).

É necessária a união de interesses e dedicação de diversos setores e instituições, principalmente nos setores de produção e industriais, que deve se adequar às necessidades e demandas sociais, de modo inovador e dinâmico, buscando sempre alternativas em relação à extração, utilização e descarte dos materiais, levando em consideração todo o ciclo de vida do produto (VIEIRA et. al., 2005). Além disso, a sociedade exerce um papel fundamental, através da compreensão e sensibilização das problemáticas ambientais, alterando seus padrões de consumo e prioridades, e valorando de todas as formas os recursos ambientais (BRESSANE et al., 2016).

Tendo em vista todos os aspectos, que norteiam a sustentabilidade, a restauração ecológica de ecossistemas florestais visa o equilíbrio e restabelecimento das condições ecossistêmicas em geral de um ambiente perturbado. Considerando a importância da qualidade ambiental para gerações atuais e futuras, a disponibilidade de áreas florestais é essencial, pois propiciam bens e serviços às necessidades humanas, através da produção de alimentos e matérias-primas, absorção e ciclagem de nutrientes, polinização, controle dos

recursos energéticos, equilíbrio atmosférico, dentre outras funções primordiais para o equilíbrio social e econômico (CONSTANZA et al. 1997; ALBUQUERQUE, 2010).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AHN, Y.S.; RYU, R. S; LIM, J; LEE, C. H; SHIN, J. H; CHOI, W; LEE, B; JEONG, J; AN, K. W; SEO, J. Effects of forest fires on forest ecosystems in eastern coastal areas of Korea and an overview of restoration projects. **Landscape Ecological Engineering**. v. 10, nº 1, p. 229–337. 2014.
- ALBUQUERQUE, L. B.; ALONSO, A. M.; AQUINO, F. de G.; BRAGA, A. R. dos S.; SILVA, J. C. S.; LIMA, J. E. F. W.; SOUSA, A. C. DA S. A. DE; SOUSA, E. dos S. Restauração ecológica de matas ripárias: uma questão de sustentabilidade. **EMBRAPA Cerrados**, DF. Doc., 295 p.77. 2010
- ALMEIDA, E.; CARVALHO, T. A hipótese da curva de Kuznets ambiental global: uma perspectiva econométrico-espacial. **Estudos Econômicos**, São Paulo, v.40, n 3, set. 2010.
- ALMEIDA, D.S. Modelos de recuperação ambiental. In: **Recuperação ambiental da Mata Atlântica** [online].3rd ed. Revista e ampliada. Ilhéus, BA: Editus. pp. 100-137. 2016 Disponível em: <http://books.scielo.org/id/8xvf4/pdf/almeida-9788574554402.pdf>> acesso em: 10 ago.2019.
- ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P.H.S.. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. Instituto Florestal. **Série Registros** (São Paulo) n. 44, p.1-38, 2011.
- AVILA, A. L. ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.;GASPARIN, E. Caracterização da vegetação e espécies para recuperação de mata ciliar. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.21, n.2, p.251-260, 2011.
- BARBOLA, I. F. MORAES, M.F. P. G; ANAZAWA, T. M.; NASCIMENTO, E. A; SEPKA, E. R.; POLEGATTO, C. M; MILLÉO, J.; SCHÜHLI, G.S. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do rio Pitangui, Paraná, Brasil. **Iheringia, Sér. Zool.**, Porto Alegre , v. 101, n. 1-2, p. 15-23, 2011.
- BELL, S.S.; FONSECA, M. S.; MOTTEN, L. B. Linking restoration and landscape ecology. *Restoration Ecol.* 5, 318–323, 1997.
- BRAIDA, J.A.; REICHERT, J.M.; DALVAN, J.; REINERT, D.J.; VEIGA, M. Teor de carbono orgânico e a susceptibilidade à compactação de um Nitossolo e um Argissolo. **R. Bras. Eng. Agríc. Amb.**, 14:131-139, 2010.
- BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. et al., (Eds.) **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: MG. UFV. p. 293. 2012.
- BRANCALION, P. H. S., RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S., KAGEYAMA, P. Y.; NAVE, A. G.; GANDARA, F. B.; BARBOSA, L.M; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Rev. Árvore**, Viçosa , v. 34, n. 3, p. 455-470. 2010.

BRASIL. Lei nº 12.651. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 25-V-2012. Seção I, pp. 1 - 8, 2012.

BRESSANE, A.; RIBEIRO, A. I.; MEDEIROS, G. A. Recuperação ambiental como estratégia para sustentabilidade, **Veredas do Direito**, Belo Horizonte, v.13, n.27, p.109-133, 2016.

BUSCHBACHER, R. A. Teoria da resiliência e os sistemas socioecológicos: como se preparar para um futuro imprevisível? **IPEA Boletim Regional, Urbano e Ambiental**, nº 9: p. 11-24 Jan.-Jun. 2014

CARDOSO, M. Solo e suas inúmeras funções. **Revista pano de Fundo**. Edição 4, ano 1, Caruaru, Pernambuco. jul-set, 2015. Disponível em: <http://repositorio.ascens.edu.br/handle/123456789/735> Acesso em: 01 de Outubro de 2018.

COELHO, G. C. Restauração florestal em pequenas propriedades: desafios e oportunidades. In: HÜLLER, A. (Org.). **Gestão ambiental nos municípios: instrumentos e experiências na administração pública**. Santo Ângelo: FURI, p. 195-215, 2010..

CONSTANZA, R.; D'ARGE, R.; GROOT, R.; STEPHEN F., GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the word ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253-260, 1997.

COUTINHO, L. M.; ZANETTI, S.S.; CECÍLIO, R. A.; GARCIA, G. O.; XAVIER, A. C. Usos da terra e Áreas de Preservação Permanente (APP) na Bacia do Rio da Prata, Castelo-ES. **Floresta Ambient.**, Seropédica, v. 20, n. 4, p. 425-434, Dez. 2013.

FERREIRA, W. C.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FARIA, J. M. R. Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada à margem do rio grande, na usina hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**. V. 31, 2007. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/rarv/v31n1/20.pdf>> Acesso em: 15 de jun 2017.

FRANKS, A. J.; YATES, C.; HOBBS, R. Defining plant functional groups to guide rare plante management. **Plant Ecology**, v.204, p.207-216, 2009.

GARCIA, L. C.; HOBBS, J. R.; RIBEIRO, D. B.; TAMASHIRO, J. Y.; SANTOS, F. A. M.; RODRIGUES, R. R. *Restoration over time: is it possible to restore trees and non-trees in high-diversity forests?* **Applied Vegetation Science**, v. 19, n. 4, p. 655-666, 2016.

GANADE, G. Forest Restoration in abandoned pastures of central Amazonia. In: BIERREGAARD JR. R.O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R.C.G. (Ed) **Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented Forest**. New Haven & London: Yale University Press, p. 313-324, 2001.

GASQUES, J. G.; BASTOS, E. T.; BACCHI, M. R. P.; VALDES, C. Produtividade total dos fatores e transformações da agricultura brasileira: análise dos dados dos censos agropecuários.

In: GASQUES, J. G.; VIEIRA FILHO, J. E. R.; NAVARRO, Z. (Org.). **A agricultura brasileira: desempenho, desafios e perspectivas**. Brasília: Ipea, p. 19-44. 2010.

GAVIRIA, A.C.; MONTEALEGRE, R.O. Análisis del paisaje y su relación com La regeneración del roble (*Quercus humboldtii* BONPL.) em el municipio de Popayán, Departamento del Cauca. **Revista Colombia Forestal**, v.13, n.2, p.189-200, 2010

GÓMEZ-BAGGETHUN, E., BARTON, D.N. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. **Ecological Economics**, pp. 235-245, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.019>> Acesso em: 25 de jul. 2019.

GUARIGUATA, M, R.; RHEINGANS, R.; MONTAGNINI, F. Early woody invasion under tree plantations in Costa Rica: implications for forest restoration. **Restoration Ecol.** 3, 252–260, 1995.

GUO, Q.; BROWN, J. H.; VALONE, T. J.; KACHMAN, S.D. Constrains of seed size on plante distribution and abundance. **Ecology**, v. 81, p. 2140-2155, 2000.

HANSEN, M.C.; STEHMAN, S.V.; POTAPOV, P.V.; LOVELAND, T. R.; TOWNSHEND, J. R. G.; DEFRIES, R. S.; PITTMAN, K. W.; ARUNARWATI, B.; STOLLE, F.; STEININGER, M. K.; CARROL, M.; DIMICELI, C. Humid tropical forest clearing from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data. **PNAS**, 105: 9439-9444, 2008.

HARRIS, J. A.; VAN DIGGELEN, R. Ecological restoration as a Project for global society. p. 3-15 in: **Restoration Ecology: The new frontier**. Science Publishers. 2006.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – Estatística da produção pecuária, 2018. Disponível em file:///C:/Users/Usuario-PC/Downloads/abate-leite-couro-ovos_201801caderno.pdf, acesso em 15 de abril 2019.

JORGENSEN, D. Ecological restoration as objective, target, and tool in international biodiversity policy. **Ecology and Society**. 2015. Disponível em <http://www.ecologyandsociety.org/vol20/iss4/art43/> acesso em 16 de jun 2016.

LAURENCE, W.F. Habitat destruction: death by a thousand cuts. In: SODHI, N.S.; EHRLICH, P.R. (Ed.) **Conservation Biology for All**. New York: Oxford University Press, cap. 4, p.73-87. 2010.

LAVELLE, P.; DECAËNS, T.; AUBERT, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; BUREAU, F.; MARGERIE, P.; MORA, P.; ROSSI, J. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, Jersey, v. 42, n. 1, p. 3-15, 2006.

LIMA, P. A. F.; ALBUQUERQUE, L. B.; MALAQUIAS, J.V.; GATTO, A.; AQUINO, F. G. Eficiência de regenerantes como indicador de restauração ecológica no Cerrado, Brasil. **Rev. de Ciências Agrárias**, Lisboa, v. 39, n.3, p.437-446, set. 2016.

MAGNAGO, L. F. S.; MARTINS, S.V.; VENZKE, T.S.; IVANAUSKAS, N. M. Os processos e estágios sucessionais da mata atlântica como referencia para a restauração

florestal. In: MARTINS, S. V. et al., (Eds.) **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 1º Ed. Viçosa: MG: UFV. 2012.

MARCUZZO, S. B.; ARAÚJO, M. M.; RORATO, D. G.; MACHADO Comparação entre áreas em restauração e área de referência no Rio Grande do Sul, Brasil. **Rev. Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 6, p. 961-972, Dec. 2014. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622014000600001>> Acesso em: 11 Junho de 2017.

MARCUZZO, S. B.; GANADE, G.; ARAÚJO, M. M.; MUNIZ, M. F. B. Comparação da eficácia de técnicas de nucleação para restauração de área degradada no sul do Brasil. **Revista Floresta**. V. 43, 2013.
Disponível em: <<http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs/index.php/floresta/article/view/28680/20135>>
Acesso em: 17 de junho de 2018.

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

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. 2 ed. Viçosa, MG: Editora Aprenda Fácil, 255 p. 2007.

MARTINS, S. V. Recuperação de áreas degradadas: ações em Áreas de Preservação Permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. 1ª Edição Viçosa, MG: Editora Aprenda Fácil; 270p, 2009.

MARTINS, S.V. Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. 3ª Edição. Viçosa, MG: Editora Aprenda Fácil. 264p, 2013

MATEUS, F. A.; MIRANDA, C. C.; VALCARCEL, R.; FIGUEIREDO, P. H. A. Estoque e capacidade de retenção hídrica da serrapilheira acumulada na restauração florestal de áreas perturbadas na Mata Atlântica. **Floresta Ambiente**. Seropédica , v. 20, n. 3, p. 336-343, Set. 2013

MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecol. e Desenvol. Rur. Sustent.** Porto Alegre, v.3, n.4, out/dez 2004.

MENZ, M.H.M.; DIXON, K.W.; HOBBS, R.J. Hurdles and opportunities for landscape-scale restoration. **Science** 339: 526-527. 2013.

MIKHAILOVA, I. Sustentabilidade: evolução dos conceitos teóricos e os problemas da mensuração prática. **Revista Economia e Desenvolvimento**, nº 16, 2004.

MIRANDA A. N. Florística e estrutura do estrato arbustivo-arbóreo de uma floresta restaurada com 40 anos, Viçosa, MG. **Revista Árvore** 36(5): 869-878 2012.

MORRISON, M. Restoring wildlife: ecological concepts and practical applications. **Washington D.C.**: Island Press,. 351p. 2009.

PEREIRA, J. S.; RODRIGUES, S.C. Crescimento de espécies arbóreas utilizadas na recuperação de área degradada. **Caminhos de Geografia**, v. 13, n.41, p.102-110, 2012.

RECH, C. C. C. SILVA, A.C.; HIGUCHI, P.; SCHIMALSKI, M. B.; PSCHIEDT, F.; SCHMIDT, A. B.; ANSOLIN, R. D.; BENTO, M. A.; MISSIO, F.F.; LOEBENS, R. Avaliação da Restauração Florestal de uma APP Degradada em Santa Catarina. **Floresta Ambiente.**, Seropédica, v. 22, n. 2, p. 194-203, jun. 2015.

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

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**. Botucatu, FEPAF, p. 91-110, 2008.

RODRIGUES, E.R.; MONTEIRO, R.; CULLEN JUNIOR, L. Dinâmica inicial da composição florística de uma área restaurada na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. **Revista Árvore** 34(5): 853-861, 2010.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity Forest: 30 years of experiences in the Brazilian atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 142, n.6, p. 1242-1251, 2009.

ROSALES, N. How can an ecological perspective be used to enrich cities planning and management? Rev. Bras. **Gest. Urbana**, Curitiba, v. 9, n. 2, p. 314-326, 2017.

SILVA, K. A.; MARTINS, S. V.; NETO, A. M.; DEMOLINARI, R. A.; LOPES, A. T.. Restauração Florestal de uma Mina de Bauxita: Avaliação do Desenvolvimento das Espécies Arbóreas Plantadas. **Floresta e Ambiente**. Seropédica, v. 23, n. 3, p. 309-319, 2016.

SILVA, K.A. Avaliação de uma área em restauração pós-mineração de bauxita, município de Descoberto, MG. Dissertação de mestrado, Minas Gerais. UFV, 2013.

SILVEIRA, E. R.; MELO, A.C.G.; CONTIÉRI, W.A. Controle de gramíneas exóticas em plantio de restauração do Cerrado. In: G. Durigan, V.S. Ramos (orgs.). Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas. **Páginas & Letras**, São Paulo, pp. 5-7 2013.

SOARES-FILHO, B.; RAONI RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Cracking Brazil's forest code. **Science** v.344: p.363-364, 2014.

Society for Ecological Restoration (SER) International, Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. 2004. **Princípios da SER International sobre a restauração ecológica**. Disponível em <www.ser.org> Acesso em: 15 de jun. 2017.

SOUZA, F.M.; BATISTA, J.F.L. Restoration of semi deciduous forest in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v.191, n.1-3, p.185-200, 2004.

STEFFEN, R. B.; ANTONIOLLI, Z. I.; STEFFEN, G. P. K. Avaliação de substratos para reprodução de colêmbolos nativos em condições de laboratório. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 17, n. 3, p. 265-269, 2007.

STÜRMER, S.L.K.; COPETTI, A. C. C.; SANTOS, D. R.; ADEMIR CALEGARI, A.; BRUM, B. Variações nos teores de carbono orgânico em função do desmatamento e revegetação natural do solo. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.21, n.2, p.241-250, 2011.

TIECHER, T. Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: práticas alternativas de manejo visando a conservação do solo e da água. UFRGS. Porto Alegre, RS: 186 p. 2016

VIEIRA, P. F.; BERKES, F.; SEIXAS C. S. Gestão Integrada e Participativa de Recursos Naturais: conceitos, métodos e experiências. Florianópolis: APED, 2005

2. CAPITULO II

ARTIGO: “REGENERAÇÃO NATURAL OU PLANTIO DE MUDAS? UMA ANÁLISE DE RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES NO NORTE DO RIO GRANDE DO SUL”.

2.1 INTRODUÇÃO

A mata atlântica tem sido amplamente explorada há décadas, é considerado um dos biomas brasileiros mais fragilizados e descaracterizados (ALMEIDA, 2016). O histórico de sua exploração está associado a uma série de fatores, como a localização geográfica (áreas costeiras) facilitando a acessibilidade, em conjunto com a adoção de monoculturas como o cultivo de café, exploração madeireira, e a criação de animais de interesse comercial (JOLY et al., 2014).

Apesar de grande parte de sua cobertura original ter sido desmatada e degradada, restando apenas 12,4% aproximadamente de remanescentes florestais preservados. (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLANTICA; INPE, 2018), contudo, Rezende e colaboradores (2018) em um estudo utilizando sensoriamento remoto atestam que há uma porcentagem maior dos remanescentes do bioma Mata Atlântica, sugerem que atualmente há 28% de vegetação, sendo 26% ambientes florestais nativos e 2% não florestais.

Apesar da fragmentação do bioma, a Mata Atlântica ainda abriga uma elevada biodiversidade, e a presença expressiva de espécies endêmicas em sua composição, devido aos diversos tipos de vegetação existentes neste bioma, em conjunto com sua vasta extensão territorial (MITTERMEIER et al., 2011).

.No Brasil, há cerca de 20 a 40 milhões de hectares de áreas degradadas, considerando todos os biomas (BOLFE, 2010). Em geral as perturbações ocorrem em virtude de atividades antrópicas, envolvendo o uso e ocupação do substrato terrestre para práticas agropecuaristas, como a extração de recursos madeireiros, edificações e pavimentações.

Este conjunto de atividades busca suprir a demanda da necessidade populacional por alimentos e espaço, tornando a busca de novas áreas para execução e estabelecimento destas intervenções cada vez mais constantes (SAATH; FACHINELLO, 2018).

Com isso, as pesquisas e práticas direcionadas a reversão ou mitigação destes locais perturbados é primordial. A restauração ecológica é uma das diversas atividades voltadas para este propósito. A Sociedade para Restauração Ecológica (SER) considera a restauração ecológica como a prática de restaurar ecossistemas, de maneira a ser executada através de

projetos específicos em locais distintos, em que informações sobre o histórico de uso da área são primordiais, e enfatizam a ecologia da restauração como ciência sobre a qual a prática é fundamentada (SER, 2004).

Os remanescentes florestais preservados tornam-se primordiais, proporcionando um equilíbrio econômico (menor escassez dos recursos, menor valoração comercial), social (disponibilidade e qualidade dos recursos florestais) e ambiental (funcionalidade ecológica, dispondo quantitativamente e qualitativamente dos recursos naturais), fomentando mesmo que em longo prazo, a prosperidade ambiental e paz social, e possibilitando alcançar a sustentabilidade global (SANTOS et. al., 2013).

A diversidade da composição ecossistêmica do bioma Mata Atlântica é representada, principalmente, pela Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, associada também a ecossistemas costeiros de restinga e mangue (ALMEIDA, 2016), cada uma delas dotadas de características florísticas e faunística distintas, apesar de pertencerem ao mesmo bioma.

Grande parte do Rio Grande do Sul é composto pela Floresta Estacional Decidual, principalmente a região norte, sendo altamente complexa e diversa, enaltecendo uma das principais características a deposição das folhas na estação seca, que geralmente ocorre na estação do verão no hemisfério sul (NASCIMENTO et al., 2007).

A vegetação do município da área de estudo, em Erechim, Rio grande do Sul é classificada como uma extensão do domínio da Mata Atlântica (OLIVEIRA-FILHO et al., 2006) e apresenta uma transição entre floresta estacional semidecidual e Florestas da Araucária mistas, incluindo espécies como *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae), *Vernonia discolor* (Asteraceae) e *Piptocarpha angustifolia* (Asteraceae), bem como espécies de Fabaceae caducifólias como *Apuleia leiocarpa*, *Myrocarpus frondosus* e *Albizia edwalli* (BUDKE et. al., 2010). E o sub-bosque composto por indivíduos primários como Erva mate (*Ilex paraguariensis*), Angico-vermelho (*Parapiptadenia rigida*), Guaçatonga (*Casearia silvestris*), dentre outras, restando poucos fragmentos originais (ZANIN, 2002).

Mähler jr. e Larocca (2009) alegam que os escassos fragmentos restantes da Floresta Ombrófila Mista correspondem cerca de menos de 3% de sua área original, onde grande parte são áreas florestais muito pequenas e altamente impactadas.

A fragmentação de ambientes florestais é cada vez mais frequente em diversos biomas, levando à perda e diminuição da qualidade ecossistêmica. Geralmente, as causas envolvem atividades antrópicas, principalmente a poluição, supressão de vegetação, perda de

solo, e uso inadequado dos recursos hídricos, resultando em inúmeras perturbações sociais e ambientais (HOGAN et al., 2010).

A problemática se agrava com o padrão de consumo atual, exigindo a remoção de matéria-prima de maneira excessiva para suprir o grande fluxo de produção necessitado pela população, conseqüentemente demandando cada vez mais a extração e manejo dos recursos naturais em grande escala (KEMPF, 2008). A partir destas considerações, em nível nacional, a mata atlântica torna-se um dos biomas brasileiros que exige atenção, medidas e estudos voltados a sua preservação e restauração.

A classificação do estágio de sucessional da vegetação do local em estudo, torna-se um fator determinante para caracterização e diagnóstico da área em análise, pois mediante a presença ou ausência de algumas espécies arbóreas, é possível classificar a necessidade de intervenção do local, auxiliando na determinação do processo de auxílio da sucessão natural do ecossistema (ALMEIDA, 2016).

O estágio sucessional da vegetação é classificado através da quantificação dos indivíduos arbóreos, com características morfológicas, funções ecológicas e tempo de vida distintos (MEINERS et al., 2015). Portanto, ao observar a composição arbórea, é possível a distinção em grupos ecofisiológicos (ALMEIDA, 2005), com base em características estruturais e exigências ecológicas, como sensibilidade à luz, exigência de sombreamento, presença de espinhos, tamanho de sementes, dentre outros aspectos.

Estudos também têm mostrado que, mesmo em áreas abandonadas com o mesmo tempo de suspensão de atividades no local, tipo de solo e condições climáticas semelhantes, a sucessão ocorre não necessariamente com mesmo resultado; contudo, ao longo do tempo se aproximam da condição original da floresta (NORDEN et al., 2015).

O objetivo principal deste estudo foi avaliar e comparar o resultado das técnicas de restauração das matas ciliares, a partir da composição florística das áreas de plantio de mudas e regeneração espontânea. Apontando os parâmetros fitossociológicos da comunidade de espécies arbóreas do estrato superior e inferior, analisando os índices de diversidade das espécies arbóreas e arbustivas presentes nas áreas em estudo, identificando os grupos ecológicos e as síndromes de dispersão das espécies e por fim averiguando estudos condicionantes paisagísticos e de solo que possam explicar a composição fitossociológica observada.

2.2 OBJETIVO GERAL

Avaliar e comparar o resultado das técnicas de restauração das matas ciliares, a partir da composição florística e fatores ambientais presentes nas áreas de plantio de mudas e regeneração espontânea.

2.2.1 Objetivos específicos

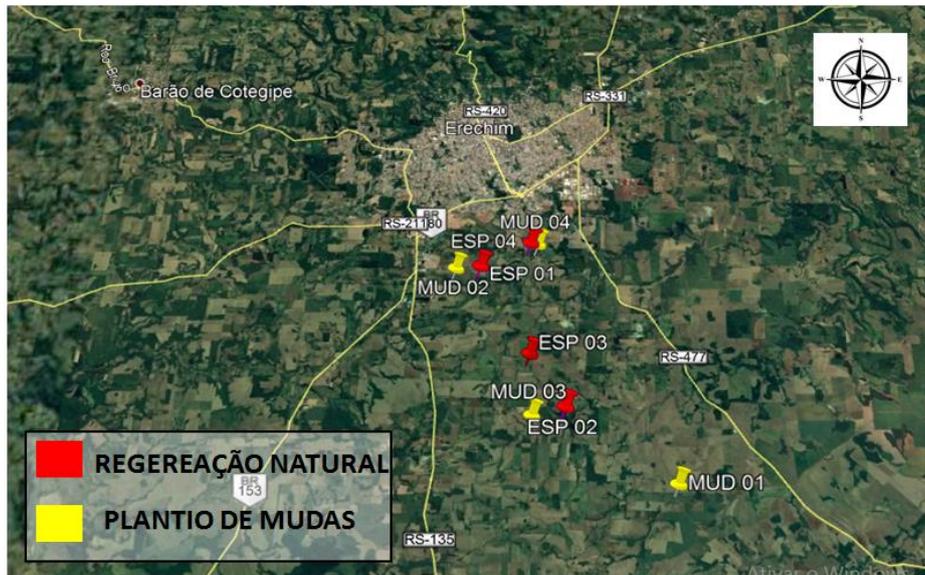
- Apontar os parâmetros fitossociológicos da comunidade de espécies arbóreas do estrato superior e inferior;
- Analisar os índices de diversidade das espécies arbóreas e arbustivas presentes nas áreas em estudo;
- Identificar os grupos ecológicos e as síndromes de dispersão das espécies;
- Averiguar estudos condicionantes paisagísticos e de solo que possam explicar a composição fitossociológica observada.

2.3. METODOLOGIA

2.3.1 Área de estudo

O bioma das áreas de estudo é definido como Mata Atlântica, com alguns trechos compostos pela Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Decidual, denominada por Klein (1984) como Floresta Subtropical do Alto Uruguai. As amostragens foram realizadas entre os meses de março e novembro de 2018 em propriedades particulares da zona rural do município de Erechim, Rio grande do Sul, Brasil. As áreas são caracterizadas principalmente pela presença de corpos hídricos lóticos, e o histórico de uso do solo relacionado às atividades pecuaristas e agrícolas, ocasionando diversas perturbações e perda de biodiversidade nestes locais. Estão localizadas entre dois pontos de um quadrilátero das coordenadas 27°44'18.15"S, 52°11'38.11"O (Figura 1).

Figura 1 – Localização e identificação das áreas em processo de restauração no município de Erechim, RS.



Fonte: Elaborado pelo autor, modificado de Google Earth, 2018.

As áreas selecionadas para estudo foram submetidas à retirada total ou parcial da vegetação original para introdução de atividades antrópicas, como a implantação de áreas de pastagens, agricultura e remoção da madeira para comercialização.

Em 2009 foram executadas atividades de restauração nas margens dos corpos hídricos presentes nas propriedades, um projeto com parceria do Ministério público e o Sindicato Unificado dos Trabalhadores na Agricultura Familiar do Alto Uruguai (SUTRAF-AU), utilizando especificamente as técnicas de plantio de mudas e regeneração espontânea, com a finalidade de reestruturação da mata ciliar e adequação dos proprietários com a atual legislação.

2.3.2 Amostragens

Os dados foram coletados em oito áreas amostrais, quatro áreas caracterizadas com a técnica de plantio de mudas tradicional com espécies nativas da região, e quatro áreas conduzidas por restauração espontânea, com dimensões totais distintas das propriedades. A obtenção dos dados ocorreu entre os meses de março e novembro de 2018. Foram analisados o diâmetro, altura e composição arbórea do estrato superior e inferior, classificando os indivíduos do estrato superior com diâmetro acima de 20 cm do solo >5 cm, e estrato inferior

com indivíduos com diâmetro < 5 cm e altura mínima de 30 cm. No mesmo período foram realizadas coletas amostrais de solo, em cada uma das oito áreas.

2.3.2.1 Estrato Superior

Para obtenção dos dados do estrato superior, foram dispostas oito parcelas contíguas de 8 x 5m em cada área amostral, abrangendo 320 m² em cada área de estudo, totalizando 64 parcelas e 2.560 m² em todas as áreas. Foi realizado o levantamento fitossociológico com a identificação e mensuração dos indivíduos arbóreos >5 cm de diâmetro, presente em cada parcela amostral.

2.3.2.2 Estrato Inferior

O estrato inferior foi analisado através das subamostras, em oito parcelas dispostas em dimensões de 2 x 3m dentro de cada parcela amostral do estrato superior. Abrangendo 48 m² em cada área de estudo, totalizando 384m². Foi realizado o levantamento fitossociológico com a identificação e mensuração dos indivíduos arbóreos < 5 cm de diâmetro, presente em cada parcela amostral.

2.3.2.3 Identificação e mensuração florística

A identificação das espécies foi realizada com o auxílio de especialistas e através da utilização de material bibliográfico direcionado à identificação de espécies vegetais do Rio Grande do Sul (SOBRAL et al., 2013; OLIVEIRA FILHO, 2010).

A altura dos indivíduos foi estimada com o auxílio de uma vara/taquara de altura conhecida. O diâmetro foi obtido utilizando o paquímetro digital, numa altura de 20 cm a partir do solo, tendo em vista que o tempo relativamente curto de crescimento, e reduzindo a necessidade de medição de troncos bifurcados.

Os dados de composição sinecológica foram analisados através de índices de diversidade e de similaridade, classificando as espécies lenhosas em grupos ecológicos, categorizados como espécies pioneiras, secundárias e clímax, simultaneamente foram identificadas as síndromes de dispersão de cada espécie, como zoocóricas, anemocóricas e autocóricas. Posteriormente, foi avaliado o padrão de comunidades florísticas por estrato (superior e inferior) com análises do dendrograma de cluster (LEGENDRE; LEGENDRE 2012).

2.3.2.4 Análise de solo

Foram realizadas no mês de novembro, sendo coletadas 10 amostras de solo em cada uma das oito áreas amostrais estudadas, em pontos distintos, com o auxílio de um trado calador as amostras foram extraídas na profundidade de 10 cm, unificando uma única amostra por área. Posteriormente foram enviadas para o Laboratório Solo Sul, em São João da Urtiga, RS, com a finalidade de averiguar a fertilidade, equilíbrio químico e nutricional do substrato (LEAL FILHO, et. al., 2013).

2.3.2 Caracterização das áreas de estudo em processo de restauração

Nas áreas 1, 2, 3 e 4 foi utilizada a técnica de plantio de mudas e nas Áreas 5, 6, 7 e 8 foi aplicada a técnica de regeneração espontânea.

2.3.2.1 Plantio de mudas

Área 1: denominada de MUD 01, está localizada na comunidade Capo Erê, com as coordenadas 27°44'8.57"S e 52°13'6.33"O (Figura 2), e banhada pelo rio Campo. Anteriormente à implantação do projeto de restauração, utilizava-se o sistema de rotação de cultura, como pastagem para criação de gado em determinado período do ano, e em outro período, era adotado o cultivo de milho.

Área 2: Denominada de MUD 02, localizada a partir das coordenadas 27°40'48,45"S e 52°16'48,63"O (Figura 3), e banhada pelo rio ligeirinho, com a presença de uma nascente na propriedade. Área destinada pastagem antes das ações de restauração.

Área 3: Denominada de MUD 03, localizada na linha Campininha com as coordenadas 27°43'9,79"S e 52°15'25,98"O (Figura 4), banhada pelo rio Campo. A atividade implantada antes da adoção do projeto era a criação de gado, sendo utilizada como pastagem.

Área 4: Denominada como MUD 04, localizada na comunidade rio tigre, com as coordenadas 27°40'21,19"S e 52°15'25,94"O (Figura 5), banhada pelo rio Leãozinho. O histórico de uso da área envolve atividades agropecuárias.

2.3.2.2 Regeneração Natural

Área 5: Denominada como ESP 01, localizada com as coordenadas 27°40'44,26"S e 52°16'23,25"O (Figura 6) banhada pelo rio Ligeirinho. Atividades de pastagem foram adotadas antes do projeto de restauração.

Área 6: Denominada como ESP 02, localizada na linha campininha a partir das coordenadas 27°43'1,08"S e 52°14'53,92"O (Figura 7) é banhada pelo rio Campo. O histórico de uso da área envolve o cultivo de soja e criação de gado.

Área 7: Denominada como ESP 03, localizada no km 7 da barragem da Corsan, a partir das coordenadas 27°42'13,16"S e 52°15'29,50"O (Figura 8) banhada pelo rio Ligeirinho. A área era utilizada como pastagem para o gado.

Área 8: Denominada como ESP 04, localizada na comunidade rio tigre, com as coordenadas 27°40'19,35"S e 52°15'33,24"O (Figura 9) banhada pelo rio Leãozinho. Anteriormente a execução do projeto, a faixa restaurada era utilizada para o cultivo de soja e milho.

Figura 2 - Plantio de mudas – MUD 01, no ano de 2012 (esquerda) e 2018 (direita). No município de Erechim, norte do Estado do Rio Grande do Sul.



Fonte: Google earth, 2012 e 2018.

Figura 3 - Plantio de mudas – MUD 02, no ano de 2012 (esquerda) e 2018 (direita). No município de Erechim, norte do Estado do Rio Grande do Sul.



Fonte: Google earth, 2012 e 2018.

Figura 4 - Plantio de mudas – MUD 03, no ano de 2012 (esquerda) e 2018 (direita). No município de Erechim, norte do Estado do Rio Grande do Sul.



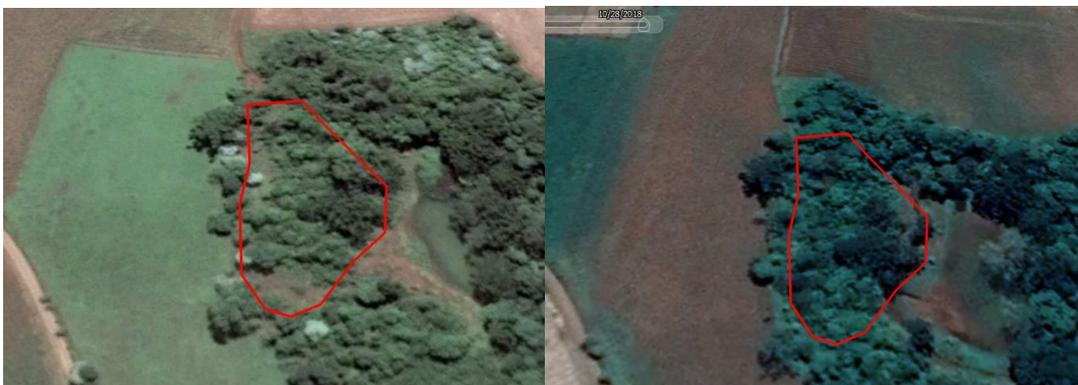
Fonte: Google earth, 2012 e 2018

Figura 5 - Plantio de mudas – MUD 04, no ano de 2012 (esquerda) e 2018 (direita). No município de Erechim, norte do Estado do Rio Grande do Sul.



Fonte: Google earth, 2012 e 2018.

Figura 6 - Regeneração espontânea – ESP 01, no ano de 2012 (esquerda) e 2018 (direita). No município de Erechim, norte do Estado do Rio Grande do Sul.



Fonte: Google earth, 2012 e 2018.

Figura 7 - Regeneração espontânea – ESP 02, no ano de 2013 (esquerda) e 2018 (direita). No município de Erechim, norte do Estado do Rio Grande do Sul.



Fonte: Google earth, 2012 e 2018.

Figura 8 - Regeneração espontânea – ESP 03, no ano de 2013 (esquerda) e 2018 (direita). No município de Erechim, norte do Estado do Rio Grande do Sul.



Fonte: Google earth, 2012 e 2018

Figura 9 - Regeneração espontânea – ESP 04, no ano de 2012 (esquerda) e 2018 (direita). No município de Erechim, norte do Estado do Rio Grande do Sul.



Fonte: Google earth, 2012 e 2018

2.4.1 Análises de dados

Após a coleta de dados, foram analisados os índices de diversidade como Dominância (D), Simpson (1-D), Shannon-Weaver (H'), a Riqueza e equitabilidade (J), e Alpha de Fisher, executados pelo programa PAST 3.25 (HAMMER;HARPER, 2006), posteriormente, todos os dados foram submetidos a análise estatística multivariada.

Foi avaliada a composição florística em termos quantitativos (densidade relativa) em função de parâmetros ambientais quantitativos independentes, como, análises físico-químicas do solo, dados da altitude das áreas utilizando informações do Google Earth (2018), a presença de gado a partir da identificação de pegadas e fezes dos animais, a presença de lavoura sendo observada no período de coleta de dados florísticos, e a dimensão dos fragmentos florestais presentes em cada área num raio de 500 metros (ha) em conjunto com o tamanho das áreas (m²), obtidos com auxílio de ferramentas do Google Earth (2018), e os métodos de restauração aplicados.

Todas essas informações foram compiladas a fim de avaliar diferenças entre locais e entre métodos de restauração, e buscar correlacionar estes fatores entre si, utilizando a análise multivariada, possibilitando múltiplas combinações de variáveis, proporcionando dados mais satisfatórios para comparação dos métodos analisados.

Os dados obtidos foram representados pelo número de indivíduos e espécies, observados no estrato superior e inferior, em conjunto com os parâmetros ambientais e dados das análises físico-químicas do solo de cada área, que foram analisadas como variáveis independentes e dependentes simultaneamente no programa PAST 3.25 utilizando a análise multivariada de correspondência canônica (CCA) no intuito de melhor compreensão dos dados, e o dendrograma de cluster para o agrupamento das áreas em relação à composição de espécies analisadas.

2.4 RESULTADOS

Ao total foram contabilizados, identificados e mensurados 1.268 indivíduos arbóreos pertencentes a 75 espécies presentes nas oito áreas em ambos os estratos. Sendo 53 espécies zoocóricas, 14 anemocóricas e 8 autocóricas. E em relação ao grupo ecológico, 37 espécies pertencem ao grupo das secundárias, seguido de 25 espécies pioneiras e 13 climácimas.

2.4.1 Estrato superior

Ao total foram contabilizados 617 indivíduos pertencentes a 67 espécies arbóreas, nas 64 parcelas amostrais do estrato superior pertencentes às oito áreas estudadas (Tabela 1). A espécie mais abundante foi *Schinus terebinthifolius* (Aroeira vermelha), com o total de 99 indivíduos, seguidos de *Parapiptadenia rigida* (Angico vermelho) com 62 indivíduos contabilizados. A aroeira vermelha é classificada como pioneira zoocórica e o Angico vermelho classificado como secundária anemocórica.

Na tabela 1 é possível observar a diversidade de espécies e o número de indivíduos em cada uma das oito áreas estudadas.

Tabela 1 - Número de espécies e indivíduos identificados no **estrato superior** das oito áreas em processo de restauração estudadas na zona rural do município de Erechim, RS. Onde MUD = Plantio de mudas e ESP= Regeneração espontânea.

Espécies	MUD 01	MUD 02	MUD 03	MUD 04	ESP 01	ESP 02	ESP 03	ESP 04
<i>Acca sellowiana</i>	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Allophylus edulis</i>	10	0	0	0	1	3	0	2
<i>Allophylus guaraniticus</i>	10	0	0	0	0	0	0	0
<i>Annona neosalicifolia</i>	0	0	0	0	8	0	0	3
<i>Araucaria angustifolia</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Ateleia glazioviana</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Aureliana fasciculata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	0	6	0	0	0	2	26	1
<i>Baccharis semiserrata</i>	0	10	11	1	0	1	10	4
<i>Banara tomentosa</i>	2	0	0	0	0	1	0	0
<i>Bauhinia forficata</i>	0	1	0	0	1	0	0	1
<i>Bernardia pulchella</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	0	0	0	11	4	0	0	1
<i>Casearia decandra</i>	0	2	0	0	0	3	0	0
<i>Casearia obliqua</i>	0	0	0	0	4	0	0	0
<i>Casearia sylvestris</i>	0	0	0	2	26	1	0	0
<i>Cedrela fissilis</i>	4	6	0	0	0	0	0	0
<i>Celtis</i>	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Cestrum intermedium</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cinnamodendron dinisii</i>	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Citharexylum myrianthum</i>	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Citronella paniculata</i>	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Citrus aurantifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cordia americana</i>	1	1	2	6	0	0	0	6
<i>Cordia trichotoma</i>	0	0	0	6	0	0	0	0
<i>Dasyphyllum tomentosum</i>	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Eriobotrya japonica</i>	1	0	0	0	0	0	0	0

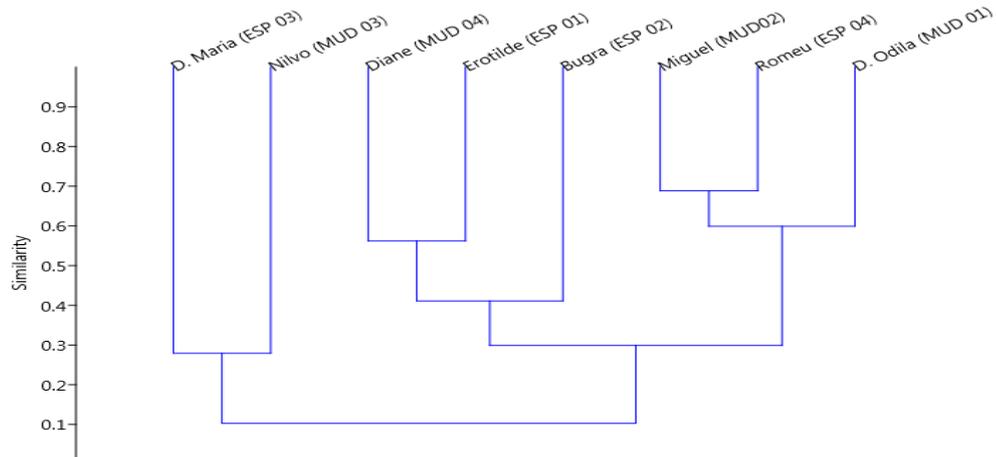
<i>Erythroxylum deciduum</i>	4	1	0	0	1	0	0	4
<i>Erythroxylum myrsinites</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Eugenia pyriformis</i>	0	0	0	3	0	2	0	0
<i>Eugenia rotundicosta</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Eugenia uniflora</i>	0	0	0	2	0	4	0	0
<i>Eugenia uruguayensis</i>	0	0	0	0	5	2	0	0
<i>Handroanthus umbellatus</i>	0	0	0	5	0	0	0	0
<i>Hovenia dulcis</i>	0	1	2	0	3	0	0	1
<i>Ilex paraguariensis</i>	0	0	0	0	4	0	0	0
<i>Inga vera</i>	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Lonchocarpus campestris</i>	0	0	0	0	9	4	1	0
<i>Ludwigia tomentosa</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Luehea divaricata</i>	0	11	0	0	0	0	0	3
<i>Manihot grahamii</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Matayba eleagnoides</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Maytenus ilicifolia</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Mimosa cf. ramosissima</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Mollinedia triflora</i>	0	0	0	0	4	0	0	3
<i>Myrcia splendens</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrciaria delicatula</i>	0	0	0	5	0	5	0	0
<i>Myrsine coriácea</i>	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Nectandra megapotamica</i>	0	1	0	0	1	0	5	0
<i>Ocotea puberula</i>	0	0	0	0	1	3	11	0
<i>Ocotea pulchella</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Parapiptadenia rígida</i>	34	18	0	1	0	0	0	9
<i>Pavonia cancellata</i>	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Prunus myrtifolia</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Psidium cattleianum</i>	1	0	0	4	0	0	1	0
<i>Sambucus australis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Sapium glandulosum</i>	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Schinus terebinthifolius</i>	9	20	0	30	21	12	1	6
<i>Sebastiania commersoniana</i>	0	0	0	3	1	13	0	3
<i>Senegalia recurva</i>	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Solanum mauritianum</i>	1	2	29	0	0	0	6	5
<i>Strychnos brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Symphyopappus itatiayensis</i>	0	0	7	0	0	0	0	0
<i>Trichilia elegans</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Xylosma prockia</i>	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Zanthoxylum fagara</i>	0	1	0	2	4	4	2	0

Fonte: Autor, 2018.

A partir da Figura 10 torna-se visível a similaridade dentre as áreas de estudo, enfatizando que o agrupamento ocorre independente do método de restauração implantado.

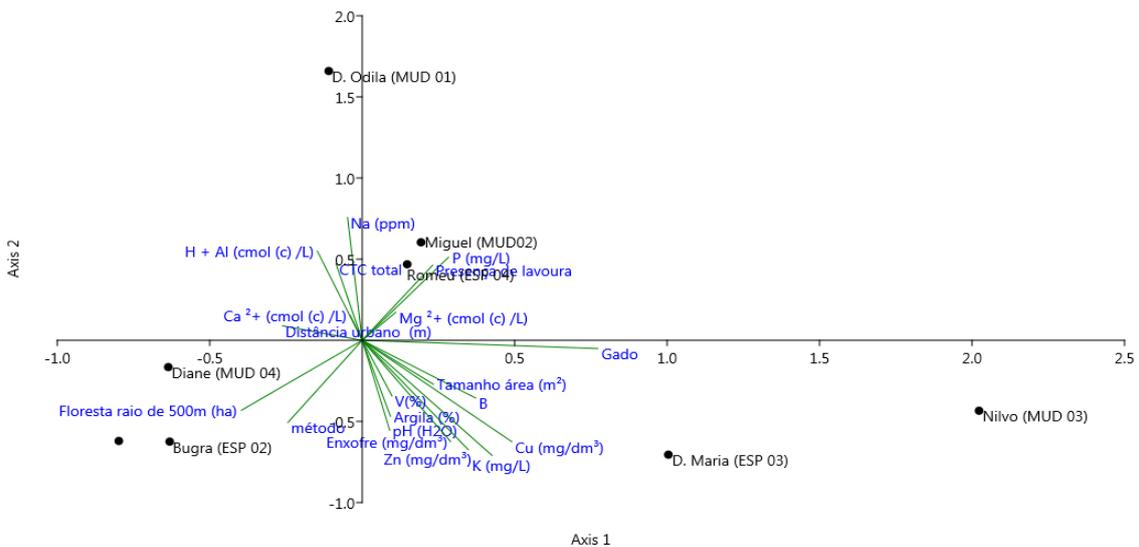
Pois as áreas ESP 03 e MUD 03 se agrupam em seguida de MUD 04, ESP 01 e ESP 02, por fim, as áreas MUD 02, ESP 04 e MUD 01 estão próximas em relação à composição de espécies.

Figura 10 - Dendrograma que representa a similaridade entre as áreas de estudo quanto à composição florística do estrato superior das oito áreas de estudo, segundo índice de Morisita.



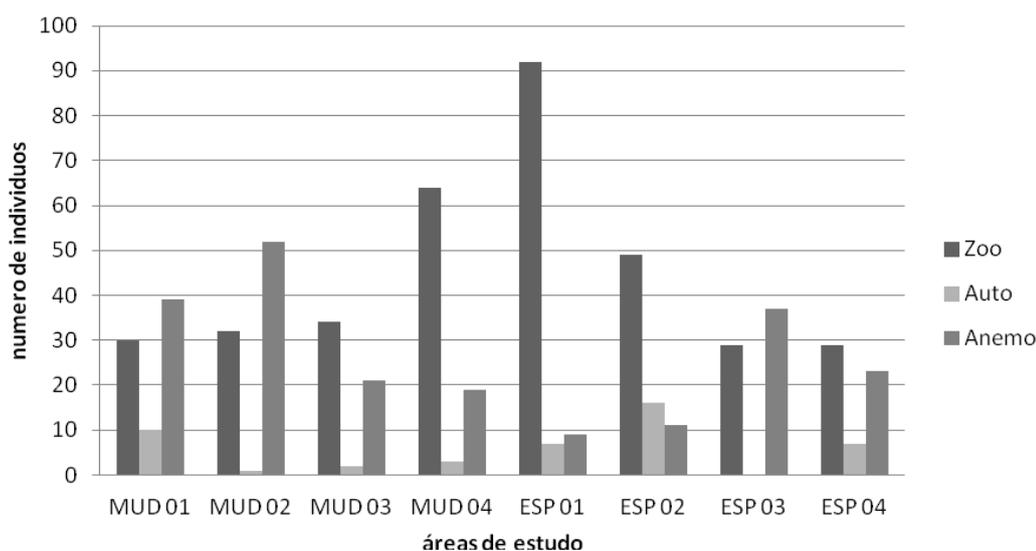
As áreas ESP 01, MUD 04 e ESP 02 estão agrupadas pela semelhança nas dimensões dos remanescentes florestais próximos às áreas de estudo, e pelo método de restauração aplicado (Figura 10). As áreas ESP 03, MUD 03, MUD 02 e ESP 04 têm em comum a presença de gado no local. Além disso, observam-se níveis elevados de cobre e boro nestes três ambientes ESP 03, MUD 03 e ESP 04.

Figura 11 - Ordenação das variáveis dependentes e independentes utilizando os eixos 1 e 2 da análise de correspondência canônica do estrato superior.



O número de espécies zoocóricas foi mais abundante com o total de 359 indivíduos presentes em cinco áreas amostrais sendo elas MUD 03, MUD 04, ESP 01, ESP 02 e ESP 04, em seguida das espécies anemocóricas com 211 indivíduos, sendo mais abundantes nas áreas MUD 01, MUD 02 e ESP 03 (Figura 11). E o restante dos 46 indivíduos foram classificados como autocóricas.

Figura 12 - Número de indivíduos conforme a síndrome de dispersão presentes no estrato superior em cada uma das oito áreas em processo de restauração na zona rural do município de Erechim, Rs. Onde MUD = Plantio de mudas e ESP = Regeneração espontânea.



Fonte: Autor, 2018.

Tabela 2 - Índices de diversidade do estrato superior entre a composição florística das oito áreas analisadas na zona rural do município de Erechim, RS.

	(MUD 01)	(MUD 02)	(MUD 03)	(MUD 04)	(ESP 01)	(ESP 02)	(ESP 03)	(ESP 04)
Taxa_S	13	17	10	18	23	23	12	19
Individuals	79	85	57	87	108	91	67	59
Dominance_D	0,237	0,1435	0,3161	0,1589	0,1202	0,08465	0,2163	0,07843
Simpson_1-D	0,763	0,8565	0,6839	0,8411	0,8798	0,9153	0,7837	0,9216
Shannon_H	1,861	2,243	1,555	2,333	2,551	2,771	1,881	2,713
Equitability_J	0,7254	0,7915	0,6754	0,807	0,8135	0,8839	0,757	0,9213
Fisher_alpha	4,428	6,39	3,513	6,892	8,949	9,911	4,26	9,71

Fonte: Autor, 2018.

A área com maior abundância de indivíduos e número de espécies foi a área de regeneração natural (ESP 01), contudo o maior índice de dominância foi maior na área (MUD 03), e o valor mais significativo de Dominância de Simpson foi maior na área ESP 04, mesmo sendo a segunda área com menor número de indivíduos. E a área ESP 02 obteve o maior índice de Shannon H, e também o maior valor de Alpha de Fisher.

2.4.2 Estrato inferior

Os dados do estrato inferior foram submetidos às mesmas análises do estrato superior e não foram observadas diferenças consideráveis das análises entre os estratos.

Ao total foram contabilizados no estrato inferior 651 indivíduos de 59 espécies nas 64 parcelas das oito áreas estudadas (Tabela 3). A espécie mais abundante foi *Schinus terebinthifolia* (Aroeira vermelha), com o total de 67 indivíduos; em seguida *Baccharis semiserrata* (Vassoura) com 40 indivíduos contabilizados, e que são consideradas espécies pioneiras de fácil aclimação (SOBRAL, 2006).

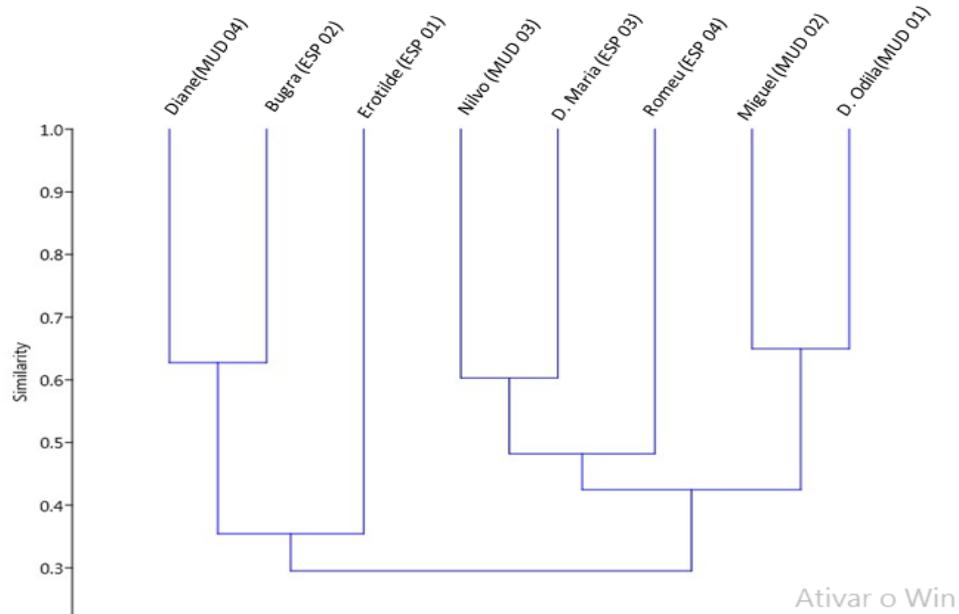
Tabela 3 - Número de espécies e indivíduos identificados no **estrato inferior** das oito áreas em processo de restauração na zona rural do município de Erechim, RS.

Espécies	MUD 01	MUD 02	MUD 03	MUD 04	ESP 01	ESP 02	ESP 03	ESP 04
<i>Allophylus edulis</i>	3	1	0	0	9	8	0	4
<i>Allophylus guaraniticus</i>	3	0	0	0	0	6	0	0
<i>Allophylus puberulus</i>	6	0	0	0	3	0	0	0
<i>Annona neosalicifolia</i>	1	0	0	2	0	4	15	0
<i>Araucaria angustifolia</i>	0	0	0	0	2	1	0	0
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	0	1	1	3	0	0	14	6
<i>Baccharis punctulata</i>	0	0	1	0	0	2	0	1
<i>Baccharis semiserrata</i>	0	8	8	1	1	1	17	4
<i>Bauhinia forficata</i>	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	0	0	0	4	0	2	0	1
<i>Casearia decandra</i>	0	0	0	0	5	1	0	0
<i>Casearia silvestris</i>	0	4	0	4	13	5	0	0
<i>Cedrela fissilis</i>	4	2	0	0	1	0	0	0
<i>Cinnamodendron dinisii</i>	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Citharexylum myrianthum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Citronella gongonha</i>	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Cordia americana</i>	1	9	5	4	0	5	0	3
<i>Erythroxylum deciduum</i>	1	6	0	3	2	0	0	0
<i>Eriobotrya japônica</i>	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eugenia pyriformis</i>	8	2	0	0	0	7	0	6

<i>Eugenia involucrata</i>	1	0	2	14	0	8	0	2
<i>Eugenia uniflora</i>	1	0	1	1	1	7	0	5
<i>Eugenia uruguayensis</i>	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Handroanthus pulcherrimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Hovenia dulcis</i>	0	1	0	0	8	0	0	1
<i>Ilex paraguariensis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Inga vera</i>	3	0	0	0	1	0	0	0
<i>Justicia brasiliana</i> Roth	0	0	0	0	7	0	0	0
<i>Lonchocarpus campestris</i>	0	0	0	0	4	1	3	0
<i>Luehea divaricata</i>	0	0	0	0	5	0	0	1
<i>Manihot grahamii</i>	0	0	3	0	1	0	0	1
<i>Maytenus ilicifolia</i>	1	0	0	0	0	2	0	0
<i>Morus cf. nigra</i>	1	1	0	0	0	0	2	1
<i>Myrcia splendens</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrsine coriácea</i>	6	10	0	0	1	4	0	0
<i>Myrcianthes pungens</i>	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Myrciaria delicatula</i>	0	1	0	8	2	21	0	0
<i>Myrsine coriácea</i>	0	0	0	4	0	0	0	0
<i>Nectandra grandiflora</i>	0	0	1	0	1	0	8	0
<i>Nectandra megapotamica</i>	0	0	0	2	14	5	0	0
<i>Ocotea puberula</i>	0	0	8	3	1	1	9	0
<i>Parapiptadenia rígida</i>	4	5	0	7	5	2	0	1
<i>Plinia peruviana</i>	0	0	0	0	2	4	0	0
<i>Psidium cattleianum</i>	3	1	0	0	0	0	0	0
<i>Schinus terebinthifolius</i>	12	14	8	9	4	1	13	6
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	0	1	0	0	0	3	0	0
<i>Sebastiania commersoniana</i>	1	1	0	5	1	15	0	2
<i>Solanum mauritianum</i>	0	0	5	0	0	0	1	1
<i>Solanum pabstii</i>	0	0	0	0	4	0	0	0
<i>Solanum reitzii</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Vassobia breviflora</i>	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Vernonanthura discolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Xylosma ciliatifolia</i>	0	0	0	0	1	0	10	0
<i>Xylosma prockia</i>	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Xylosma tweediana</i>	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Zanthoxylum fagara</i>	0	3	0	3	7	1	4	2

Fonte: Autora, 2018.

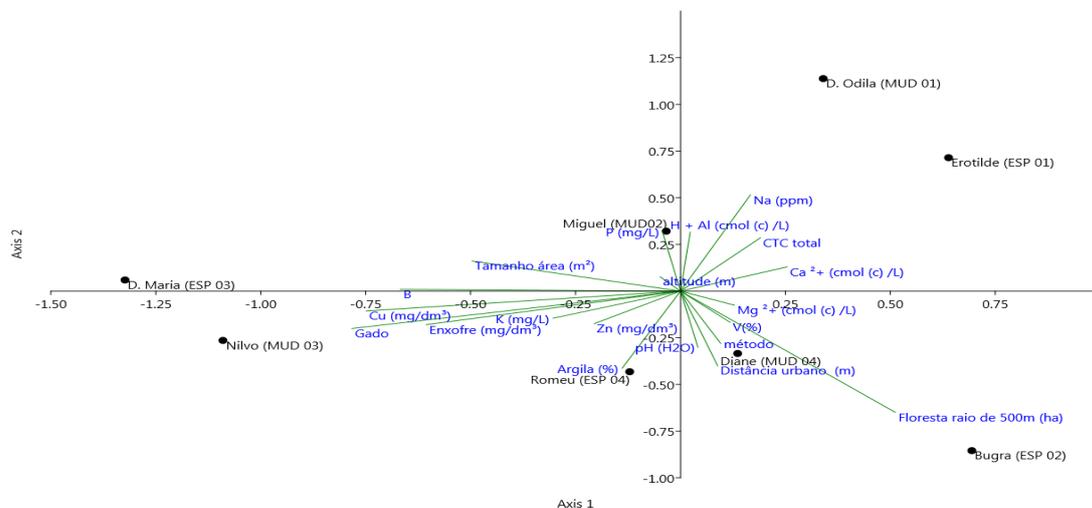
Figura 13 - Dendrograma de cluster representa a similaridade entre as áreas de estudo quanto à composição florística do estrato inferior das oito áreas de estudo na zona rural do município de Erechim, RS.



Fonte: Autor, 2018.

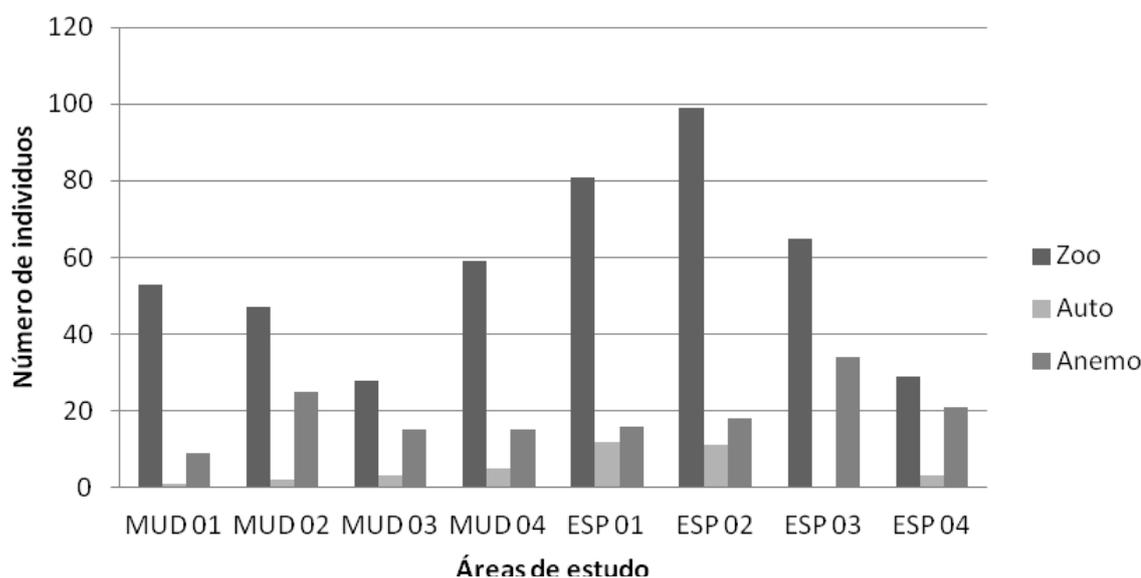
Os agrupamentos em relação à composição florística do estrato inferior foram semelhantes ao estrato superior (Figura 13), ocorrendo a congregação dentre MUD 04, ESP 02 e ESP 01, e a semelhança na composição de espécies nas áreas MUD 03, ESP 03 e ESP 04. Por fim, houve um agrupamento na composição das espécies entre as áreas MUD 02 e MUD 01.

Figura 14 - Ordenação das variáveis dependentes e independentes utilizando os eixos 1 e 2 da análise de correspondência canônica do estrato inferior.



O agrupamento entre as áreas e as variáveis analisadas não se diferem do estrato superior (Figura 14), ocorrendo uma semelhança nos agrupamentos das áreas MUD 04, ESP 02 e ESP 01, com destaque em relação à área de cobertura florestal dentro de um raio de 500 m das áreas de estudo. O agrupamento das áreas ESP 03, MUD 03 e ESP 04 podem ser justificadas pela presença do gado, e a única área que não se explica no agrupamento das variáveis ambientais e o conjunto das espécies é a MUD 01.

Figura 15 - Número de indivíduos conforme a síndrome de dispersão presentes no estrato inferior em cada uma das oito áreas em processo de restauração na zona rural do município de Erechim, Rs. Onde MUD = Plantio de mudas e ESP = Regeneração espontânea,

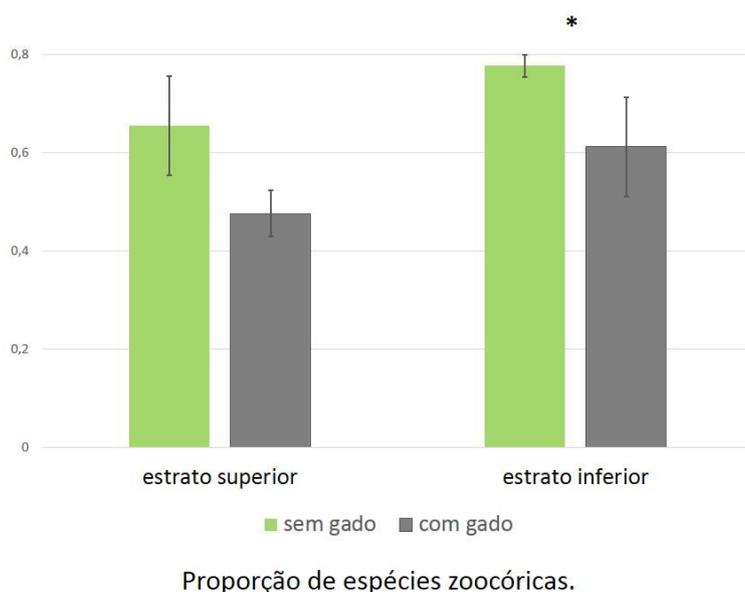


Fonte: Autor, 2018.

O número de espécies zoocóricas foi mais abundante com o total de 461 indivíduos, e as mais abundantes em todas as oito áreas amostrais, em seguida das espécies anemocóricas com 153 indivíduos, sendo mais abundantes nas áreas MUD 02, ESP 03 e ESP 04 (Figura 15). E o restante dos 37 indivíduos foi classificado como espécies autocóricas.

A presença do gado pode ter influenciado no estabelecimento de espécies dispersadas por animais (Figura 16), em ambos os estratos e métodos.

Figura 16 – Relação da presença de gado e número de espécies zoocóricas.



Fonte: Autor, 2018.

Tabela 4 - Dados de diversidade do estrato inferior aplicados nas oito áreas de estudo em processo de restauração no município de Erechim, RS.

	(MUD 01)	(MUD02)	(MUD 03)	(MUD 04)	(ESP 01)	(ESP 02)	(ESP 03)	(ESP 04)
Taxa_S	20	19	13	19	29	30	16	23
Individuals	61	74	48	84	112	136	102	55
Dominance_D	0,0894	0,1008	0,1181	0,07795	0,0625	0,06326	0,1117	0,06777
Simpson_1-D	0,9105	0,8992	0,8819	0,9221	0,9375	0,9367	0,8883	0,9322
Shannon_H	2,673	2,546	2,301	2,74	3,021	3,055	2,369	2,887
Equitability_J	0,8922	0,8647	0,8971	0,9307	0,8971	0,8983	0,8544	0,9208
Fisher_alpha	10,37	8,271	5,861	7,652	12,69	11,91	5,328	14,86

Fonte: Autor, 2018.

Os índices de diversidade do estrato inferior indicam que os valores de espécies (30) e número de indivíduos (136) foram maiores na área de regeneração espontânea ESP 02 que também obteve o maior índice de Shannon H que representa melhor riqueza e uniformidade na composição florística, quando comparado ao método de plantio de mudas. E a área que representou maior índice de dominância foi a área de plantio de mudas (MUD 03), apesar de ser a área que possui o menor número de indivíduos e espécies contabilizadas. Em relação dominância de Simpson a área ESP 01 possui o maior valor. O índice de equitabilidade da área MUD 04 é mais expressivo dentre as demais, indicando melhor correlação entre a

abundância do número de indivíduos e o número de espécies identificadas. E a área ESP 04 obteve maior índice de Alpha de Fisher.

2. 4.3 Teste de correlações múltiplas

Os testes foram significativos para os valores de $p < 0,05$, portanto é possível considerar o tamanho dos remanescentes florestais num raio de 500m influenciam na riqueza das espécies do estrato superior, em conjunto com os índices de Shannon H e Alpha de Fisher.

A presença do gado interfere negativamente no número de indivíduos e também na diminuição da área basal dos indivíduos do estrato superior, e no número de espécies zoocóricas do estrato inferior, influenciando também na redução da presença de espécies climáticas do estrato inferior (Tabelas 5 e 6).

Tabela 5 - Dados de correlações múltiplas dentre as variáveis dependentes e independentes do estrato superior, em conjunto com síndrome de dispersão e grupo ecológico. Onde ZINF = Zoocóricas estrato inferior, ZSUP = Zoocóricas estrato superior, PINF = Pioneiras estrato inferior, CINF = Climácicas estrato inferior, PSUP = Pioneiras estrato superior, CSUP = Climácicas estrato superior. Em negrito as diferenças significativas.

Variáveis	riqueza	Individual s	Simpson 1-D	Shannon_ H	Equitability_ J	Fisher_alpha	Basal. Area	% ZINF	%ZSU P	%PIN F	% CINF	%PSU P	%CSU P
Argila (%)	0,7456	0,9862	0,9132	0,8063	0,8826	0,7352	0,7565	0,2417	0,1369	0,3620	0,8499	0,6139	0,8675
pH (H ₂ O)	0,2869	0,7902	0,4062	0,3487	0,4125	0,2273	0,7363	0,2869	0,4582	0,8665	0,1594	0,3984	0,1400
P (mg/L)	0,1797	0,4165	0,0932	0,1552	0,1706	0,2119	0,6073	0,3689	0,6089	0,5811	0,1948	0,8090	0,5562
K (mg/L)	0,8856	0,9979	0,4178	0,5834	0,4344	0,8039	0,6914	0,5691	0,1556	0,6889	0,2679	0,0661	0,4419
Ca ²⁺ (cmol (c) /L)	0,8546	0,8631	0,9364	0,8797	0,8814	0,7048	0,4278	0,4823	0,8901	0,8782	0,8855	0,9604	0,3471
Mg ²⁺ (cmol (c) /L)	0,7944	0,5096	0,6011	0,8282	0,8904	0,9941	0,5626	0,5218	0,9191	0,9442	0,5849	0,7722	0,8501
H + Al (cmol (c) /L)	0,3523	0,8954	0,4386	0,3960	0,4363	0,2722	0,6008	0,2211	0,5630	0,9691	0,2033	0,3403	0,1989
Na (ppm)	0,5425	0,6585	0,7085	0,6605	0,7814	0,6446	0,5726	0,3402	0,1464	0,2157	0,3630	0,4355	0,8652
Enxofre (mg/dm ³)	0,6493	0,6169	0,8481	0,7544	0,9494	0,6994	0,1191	0,5393	0,9409	0,8253	0,4923	0,3451	0,7822
Zn (mg/dm ³)	0,9643	0,9813	0,5410	0,7592	0,6139	0,9848	0,8557	0,6713	0,1268	0,6318	0,2625	0,1133	0,3112
Cu (mg/dm ³)	0,3412	0,4990	0,4315	0,3644	0,4973	0,3427	0,0671	0,4886	0,9866	0,6794	0,6063	0,1402	0,5868
B	0,3048	0,4767	0,5457	0,4053	0,6095	0,3210	0,0935	0,7453	0,4950	0,4642	0,8494	0,3794	0,3973
CTC total	0,5580	0,7633	0,4367	0,5576	0,5806	0,5942	0,3073	0,1294	0,8593	0,9626	0,4259	0,5954	0,8525
V(%)	0,4768	0,9830	0,7106	0,5458	0,5912	0,3481	0,8943	0,7252	0,4998	0,9478	0,3293	0,4760	0,1252
Método	0,1865	0,7576	0,1312	0,1278	0,0955	0,1110	0,8402	0,7171	0,5448	0,7551	0,1334	0,9209	0,1688
altitude (m)	0,4136	0,3982	0,3771	0,4983	0,6057	0,5368	0,6905	0,3103	0,5503	0,9804	0,1649	0,8701	0,3523
Floresta 500m (ha)	0,0293	0,4088	0,0994	0,0405	0,0896	0,0203	0,4653	0,7792	0,1052	0,0554	0,3840	0,8780	0,2445
Tamanho área (m ²)	0,4520	0,7381	0,6661	0,5116	0,6649	0,4191	0,2517	0,9342	0,4783	0,4559	0,6289	0,5860	0,6409
Gado	0,1865	0,0335	0,5496	0,4075	0,7389	0,4255	0,0016	0,0025	0,1585	0,0576	0,2875	0,1109	0,2655
Dist. N urbano (m)	0,6337	0,6336	0,3691	0,3433	0,2071	0,3843	0,9720	0,5162	0,6347	0,5959	0,4116	0,3753	0,8587
Presença de lavoura	0,3124	0,1760	0,3694	0,4717	0,6438	0,5349	0,9310	0,8366	0,8561	0,7276	0,0378	0,9619	0,4322

Fonte: Autor, 2018.

Tabela 6 - Dados de correlações múltiplas dentre as variáveis independentes e os índices de diversidade do estrato inferior. Em negrito as diferenças significativas.

Variáveis	Riqueza	Individual s	Dominance_D	Simpson_1-D	Shannon_ H	Equitability_ J	Fisher_al p
Argila (%)	0,68358	0,70609	0,98059	0,9793	0,88645	0,26597	0,70883
pH (H ₂ O)	0,26385	0,4113	0,59772	0,59878	0,48895	0,70744	0,38631
P (mg/L)	0,4743	0,21173	0,58316	0,58288	0,5913	0,60785	0,86712
K (mg/L)	0,9321	0,76535	0,65069	0,65056	0,71174	0,88192	0,62899
Ca ²⁺ (cmol (c) /L)	0,33844	0,93111	0,43475	0,43581	0,37479	0,63149	0,18558
Mg ²⁺ (cmol (c) /L)	0,7176	0,74551	0,67489	0,67584	0,64325	0,34561	0,43776
H + Al (cmol (c) /L)	0,33707	0,45673	0,70678	0,70794	0,59204	0,61637	0,4533
Na (ppm)	0,9402	0,51628	0,95211	0,95309	0,91046	0,84089	0,48574
Enxofre (mg/dm ³)	0,67118	0,39141	0,52852	0,5285	0,49232	0,29334	0,37572
Zn (mg/dm ³)	0,82375	0,71161	0,92177	0,9214	0,98354	0,89891	0,9408
Cu (mg/dm ³)	0,35936	0,59244	0,21583	0,21586	0,20327	0,18333	0,14288
B	0,39889	0,5776	0,24822	0,24812	0,23971	0,10017	0,20189
CTC total	0,99386	0,61596	0,78633	0,78646	0,8136	0,38484	0,72132
V(%)	0,21979	0,57672	0,4687	0,46996	0,37231	0,93919	0,20818
Método	0,11013	0,11464	0,21476	0,21532	0,19972	0,86165	0,21072
altitude (m)	0,77396	0,60142	0,88988	0,88928	0,91123	0,50498	0,99905
Floresta 500m (ha)	0,10017	0,35314	0,090121	0,090169	0,080082	0,17567	0,21292
Tamanho área (m ²)	0,68365	0,40286	0,40067	0,40035	0,42619	0,060835	0,36975
Gado	0,11013	0,21026	0,08813	0,087883	0,07762	0,29137	0,43028
Distância urbano (m)	0,95904	0,49815	0,36021	0,35946	0,56163	0,026925	0,51407
Presença de lavoura	0,2907	0,026284	0,82952	0,83003	0,66192	0,072921	0,95993

Fonte: Autor, 2018.

Das análises de correlações múltiplas do estrato inferior, os valores com significância estatística ocorrem de maneira positiva entre a distância das áreas do núcleo urbano e equitabilidade do estrato inferior, e de maneira negativa entre a presença de lavoura em relação ao número de indivíduos do estrato inferior.

2.4.4 Análise do solo

Tabela 7 - Análises físicas de solo coletado nas oito áreas amostrais no município de Erechim, RS.

Áreas	Argila(%)	Areia(%)	Silte(%)	Clasf.Textural	Índices de Classificação
(MUD 01)	42	9	49	Tipo 3	Zero á 10% Argila: Outra
(MUD02)	51	6	43	Tipo 3	Classe 1: Arenosa 10% á 15% argila
(MUD 03)	54	6	40	Tipo 3	Classe 2: Média de 15% á 35% de argila
(MUD 04)	56	6	38	Tipo 3	Classe 3: Argilosa de 35% á 60% de argila
(ESP 01)	52	6	42	Tipo 3	Sub Classe 3: Muito Argilosa + 60% argila
(ESP 02)	47	7	46	Tipo 3	
(ESP 03)	47	8	45	Tipo 3	
(ESP 04)	51	6	43	Tipo 3	

Fonte: Autor, 2018.

Todas as amostras indicaram solos argilosos (teores de 56 a 42%), classificados como classe 3, mais especificamente latossolo vermelho que é característico da região norte do Estado do RS.

Tabela 8 - Análise química do solo coletado nas oito áreas amostrais no município de Erechim, RS.

Áreas	Argila %	SMP Tampão 7	Ph H2O	P	K mg/L	P Rem	MO %	Ca ²⁺	Mg ²⁺ cmol (c) /L	Al ³⁺	H + Al	Na PPM
(MUD 01)	42	5,4	5,2	9,5	48	15,4	2,9	7,4	3,8	0,8	6,1	11
(MUD02)	51	5,9	5,7	5,6	78	9,6	2,4	4	2,2	0,1	3,9	5
(MUD 03)	54	6	5,8	8,4	232	11,5	3,1	6,3	3,6	0	3,6	5
(MUD 04)	56	5,4	5,2	6,7	83	8,3	3,7	4,4	2,8	0,7	6,1	4
(ESP 01)	52	6,2	6	6,2	202	13	4,2	6,5	3,1	0	3	5
(ESP 02)	47	6,1	5,9	6,7	124	13,3	3,9	6,9	3,6	0	3,3	6
(ESP 03)	47	5,8	5,6	6,2	130	10,5	3,9	5,4	2,8	0,2	4,3	6
(ESP 04)	51	6	5,8	6,7	85	11,1	3,9	6,6	3,4	0	3,6	7

Fonte: Autor, 2018.

Quanto ao índice SMP todos os solos têm necessidade de baixas quantidades de corretivo de acidez, quando analisados para utilização agrícola. Quanto ao pH não se

observou acidez elevada. Em relação aos nutrientes principais, N, P, K, os teores estavam todos aceitáveis. Chama atenção a baixa quantidade de matéria orgânica, o que indica baixa produção de biomassa no sistema.

Tabela 9 - Análise química – Micronutrientes do solo coletado nas oito áreas amostrais no município de Erechim, RS.

	Micronutrientes			CTC		Saturação do complexo de troca				Relações catiônicas		
	Zn	Mn	Cu	Total	SB m	Al	Ca	Mg	K	Ca /Mg	Ca/k	Mg/k
	mg/dm ³ Boro:água quente; Outros:Mehlich			cmol(c)/L		%						
MUD 01)	3,54	49,27	10,73	18,22	6,6	7,07	42,5	21,8	0,7	1,95	60,3	31
(MUD02)	3,4	42,01	12,08	10,4	1,54	1,56	38,8	21,4	1,9	1,82	20,1	11
MUD 03)	5,93	55,59	15,75	14,09	0	0	44,7	25,5	4,2	1,75	10,6	6,7
MUD 04)	3,75	47,39	13,32	14,21	8,63	9,44	32,6	20,7	1,6	1,57	20,7	13,2
(ESP 01)	5,64	53,57	14,77	13,02	0	0	49,9	23,1	4	2,17	12,6	5,81
(ESP 02)	4,68	51,26	12,65	14,12	0	0	48,9	25,5	2,3	1,92	21,8	11,4
(ESP 03)	4,43	122,2	23,12	13,03	2,29	2,34	42,1	21,8	2,6	1,93	16,2	8,42
(ESP 04)	4,16	50,43	12,65	13,82	0	0	47,8	24,6	1,6	1,94	30,4	15,6

Fonte: Autor, 2018.

Todas as amostras contem teores altíssimos de Zn, Cu e Mn, considerados como micronutrientes, segundo SBCS (2014). No entanto em teores altíssimos são tóxicos. É provável que as áreas tenham servido de depósito de lixo ou que sofram a ação de enxurrada que carrega esses elementos de áreas próximas.

A ausência de Al nas áreas de regeneração espontânea (ESP 01, ESP, 02, ESP 04), pode ter influenciado no maior numero de indivíduos em ambos os estratos, considerando que a presença deste micronutriente interfere na absorção de nutrientes presentes no solo.

A presença de K e M.O foi maior na área de regeneração espontânea (ESP 01), observando que no estrato superior, obteve a maior abundância de indivíduos e espécies, a matéria orgânica é a principal fonte de produção de nutrientes no solo, e o K auxilia na regulação osmótica e no processo fotossintético.

2.5 DISCUSSÃO

O levantamento fitossociológico dos estratos superior e inferior são imprescindíveis para análise da composição e diversidade florística dos oito ambientes estudados, sendo um ótimo indicador do estágio sucessional das áreas, possibilitando analisar dois métodos diferenciados de restauração e os parâmetros ambientais que influenciam no estabelecimento da flora local (ARROYO et al., 2015), permitindo averiguar fatores limitantes e fatores que auxiliam na composição florística local.

A análise multivariada reforça a interpretação de que a composição florística tem pouca relação com o método de restauração utilizado, e que outros fatores como a presença e interferência do gado, ou a presença de fragmentos florestais próximos podem ter maior importância.

Os métodos de restauração de matas ciliares (plantio de mudas e regeneração espontânea) estudados não obtiveram diferenças quantitativas em relação à composição florística e número de indivíduos quando analisados nos agrupamentos. Apesar das áreas de regeneração espontânea apresentarem um número de indivíduos superior ao plantio, contabilizando nos dois estratos o total de 698 indivíduos arbóreos, comparados ao plantio de mudas com o total de 596 indivíduos (Tabelas 1 e 3). E os índices de diversidade de Simpson, Shannon H e Alpha de Fisher foram maiores nas áreas com a técnica de regeneração espontânea (Tabelas 4 e 2). Indicando resultados mais satisfatórios quando comparado ao plantio.

Os fatores ambientais influenciam no processo de restauração ecológica, como presença ou ausência de gado é um fator determinante para resultados não desejados ou o sucesso da restauração ecológica. Os resultados das correlações múltiplas (Tabela 5 e 6) indicam que as áreas com presença do gado interferiram negativamente no número de indivíduos e também na diminuição da área basal dos indivíduos do estrato superior, dificultando o desenvolvimento arbóreo, o que pode estar correlacionado às atividades de criação de animais (BOLAN et al., 2004).

O controle e retenção do fluxo de animais em áreas em processo de restauração são necessários para o estabelecimento florestal (VELDMAN et al., 2015). A supressão do gado auxilia de modo direto e indireto no desenvolvimento dos indivíduos arbóreos e arbustivos, evitando a compactação do solo, herbívora dos indivíduos regenerantes e alterações químicas no solo ocasionado pela presença de excrementos dos animais (FINA; MONTEIRO, 2013).

Além do fator limitante além da presença de gado, é a presença de lavoura nas adjacências as áreas em recuperação, que muitas vezes são expostas aos agrotóxicos utilizados

para manejo das culturas, interferindo no estabelecimento das espécies, em especial no estrato regenerante (inferior) que são indivíduos em processo de desenvolvimento. As áreas próximas a lavouras interferiram na quantidade de espécies climácicas do estrato inferior (Tabela 5). Segundo Kobiyama e colaboradores (2001), quando esses fatores supramencionados são ignorados as áreas estão suscetíveis a degradação e alteração da composição dos solos.

Em áreas onde o tamanho dos fragmentos florestais próximos são maiores, auxiliaram na riqueza das espécies do estrato superior segundo as análises de correlações múltiplas executadas. A presença e tamanho de remanescentes florestais próximos às áreas em processo de restauração tornam-se fonte de propágulos extremamente necessários, propiciando maior interação ecológica e auxiliando na estrutura e composição da flora local e fauna dependente dessa vegetação (TABARELLI et al., 2005). As fontes de propágulos abrigam animais responsáveis pela dispersão de sementes, considerando que em ambos os estratos obtiveram maior presença de espécies zoocóricas.

A dispersão zoocórica de propágulos é considerada um serviço ecológico executado por animais, principalmente aves e mamíferos (JORDANO et al., 2011) promovendo o fluxo de sementes entre os fragmentos florestais e as áreas em processo de restauração. Sendo que em algumas áreas do bioma Mata Atlântica cerca de 90% dos indivíduos arbóreos são dispersados por animais (GALETTI; STOTZ, 1996).

Em uma avaliação da regeneração espontânea em ambientes com cerca de 13 anos em processo de restauração no estado de Minas Gerais, executado por Ferreira et al. (2010), também observaram a predominância de espécies zoocóricas na regeneração natural representando 62,5% das espécies identificadas.

A grande maioria da avifauna não é atraída por qualquer espécie frugívora, segundo Davide e colaboradores (2015) diásporos pequenos e de cores chamativas como os frutos da Aroeira vermelha (*Schinus terebinthifolius*) que foi a espécie mais abundante em ambos os estratos e métodos.

Corrêa e colaboradores, em trabalho realizado em 2013, apresentaram que o uso intenso de esterco líquido de suínos como fertilizante pode elevar significativamente os teores de Zn no solo. Alexandre (2012) coloca que o Zn é um micronutriente importante para as plantas, mas em níveis elevados se torna tóxico e “pode impedir o crescimento vegetal bloqueando moléculas como transportadores e enzimas”. Os teores de metais pesados como o Cu, Zn e outros pode se elevar no solo através de ações antrópicas como o uso de fungicidas, fertilizantes, esterco de animais, lixo urbano, lodo de esgoto e deposição de poeiras industriais, e ademais são bioacumulativos. Este acúmulo pode inibir o desenvolvimento das

plantas, causar alterações na flora e na microbiota do solo. Carneiro em 2002 e Li e colaboradores em 2011 apud Alexandre et al. (2012) colocam que a toxidez do Zn em plantas acarreta na diminuição tanto da produção de matéria seca da parte aérea, quanto da biomassa radicular, necrose da radícula ao entrar em contato com o solo, além da morte da plântula e inibição do crescimento vegetal.

A presença de Al livre pode interferir na elongação do sistema radicular, na redução da biomassa radicular e na absorção de nutrientes por plantas nesta condição (MACHADO, 1994). O Mn só é tóxico em alta acidez do solo, que não foi o caso encontrado nestas análises.

2.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presença de espécies zoocóricas foi muito mais abundante que as demais espécies com outras síndromes de dispersão, indicando que a existência e o tamanho dos remanescentes florestais próximos às áreas em processo de restauração, atuam como fator determinante para disseminação de diásporos e estabelecimento de espécies arbóreas zoocóricas, principalmente de indivíduos do estrato regenerante, considerando que estes formarão o dossel do local futuramente.

É importante salientar que mesmo com indivíduos já plantados, recursos e insumos disponíveis, é necessário a supressão de atividades antrópicas, como o cultivo de monoculturas e a criação de animais nestes locais, pois podem retardar desenvolvimento florístico e limitar a diversidade de espécies.

Como não há diferenças quantitativas significativas em relação ao número de indivíduos e espécies entre os métodos de restauração implantados, torna-se interessante considerar a regeneração espontânea como a principal técnica ao invés do plantio de mudas, pois esta exige muito mais investimentos financeiros, tempo e monitoramento constante para resultados esperados, enquanto a regeneração espontânea dispensa monitoramento e possui baixo custo. Quando as áreas possuem fontes de propágulos próximas disponíveis.

Sendo viável para pessoas que buscam se adequar com as regulamentações ambientais de conservação de matas ciliares, e que possuem poucos recursos financeiros, possibilitando maiores fragmentos restaurados.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEXANDRE, J. R.; OLIVEIRA, M. L. F.; SANTOS T.C; CANTON G. C; CONCEIÇÃO J. M; EUTROPIO, F.J.; CRUZ, Z. M. A, DOBBSS, L. B; RAMOS A.C. Zinco e ferro: de micronutrientes a contaminantes do solo. **Natureza online**. 2012. Disponível em: <<http://www.naturezaonline.com.br/>> Acesso em: 07 fev 2019.
- ALMEIDA, D. S. Caracterização da vegetação da área da Veracel Celulose. Eunápolis: **Veracel Celulose**, 2005.
- ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da mata atlântica**. 3 ed. Ilhéus: Editus-Editora da UESC. 200 p. 2016.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MELO, F.; MARTINEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; CHAZDON, R.; MEAVE, J.; NORDEN, N; SANTOS, B.; LEAL, I.; TABARELLI, M. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: New insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, v. 92, p. 326–340, 2015.
- BOLAN, N.; ADRIANO, D.; MAHIMAIRAJA, S. Distribution and Bioavailability of Trace Elements in Livestock and Poultry Manure ByProducts, **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, 34:3, 291-338, 2004.
- BOLFE, L.E. Monitoramento Geoespacial de áreas degradadas. **Anais 3ª semana Geomática, Santa Maria/RS**, Set. 2010
- BUDKE, J.C.; ALBERTI, M.S.; ZANARDI, C.; BARATTO, C. & ZANIN, E.M.. Bamboo dieback and tree regeneration responses in a subtropical forest of South America. **Forest Ecology and Management**. v. 260: p.1345-1349,2010.
- CORRÊA J.C.; GROHSKOPF, M. A.; CASSOL, P. C.; GATIBONI, L. C.; NICOLOSO, R. da S.; CUNHA, G. O. de M. Dinâmica do zinco no solo em razão do uso de fertilizante mineral e orgânico. **XXXIV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, Florianópolis 2013. Disponível em: http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/Atlas_Mata_Atlantica_2016-2017_relatorio_tecnico_2018_final.pdf> Acesso em: 10 de jun. 2019.
- FERREIRA, W.C.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FARIA, J. M. R.; FERREIRA, D. F. Regeneração natural como indicador de recuperação de área degradada a jusante da Usina Hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, v 34: p.651-660. 2010.
- FINA, B. G.; MONTEIRO, R. Análise da estrutura arbustivo-arbórea de uma área de cerrado sensu stricto, município de Aquidauana-Mato Grosso do Sul. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 4, p. 577- 585, jul./ago. 2013.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2016-2017; relatório final**. São Paulo: Fundação SOS. 63 p. 2018.
- GALETTI, M.; STOTZ, D. *Miconia hypoleuca* (Melastomataceae) como espécie-chave para aves frugívoras no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 56(2):435-439, 1996.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T. *Paleontological Data Analysis*. Blackwell. 2006.

HOGAN, D. J., MARANDOLA JR., E.; OJIMA, R. **População e ambiente: desafios à sustentabilidade**. São Paulo: Blucher, 2010.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P; TBARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist** 204: 459–473, 2014.

JORDANO P.; FORGET, P. M.; LAMBERT, J. E.; BÖHNING-GAESE, K.; TRAVESET, A. WRIGHT, S. J. Frugivores and seed dispersal: mechanisms and consequences for biodiversity of a key ecological interaction. **Biology Letters** 7: 321-323, 2011.

KAPPELLE, M. K.; KENNIS, P. A. F.; DE VRIES, R. A. J. Changes in diversity along a successional gradient in a Costa Rican upper montane. **Biodiversity and Conservation**, v.4, n.1, p.10-34, 1995.

KEMPF, H. *How the rich are destroying the Earth*. Vermont: **Chelsea Green Publishing**, 2008.

KOBIYAMA, M.; MINELLA, J. P. G.; FABRIS. Áreas degradadas e sua recuperação. **Informe agropecuário**, Belo Horizonte. v. 22. n. 210, p. 10-17, 2001.

LEAL FILHO, N; SANTOS, G. R; FERREIRA, R. L. Comparando técnicas de nucleação utilizadas na restauração de áreas degradadas na Amazônia brasileira. **Rev. Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 4, p. 587-597, 2013.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. v.24, 3. ed. Elsevier, p. 990. jul., 2012.

MACHADO, P. L. O. A. Considerações Gerais sobre a Toxicidade do alumínio nas Plantas. **Documentos numero 2**. EMBRAPA SOLOS, 1994. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/334278/consideracoes-gerais-sobre-a-toxicidade-do-aluminio-nas-plantas>> . Acesso em: 07 fev. 2019.

MÄHLER JR., J. K. F.; LAROCCA, J. F. Fitofisionomias, desmatamento e fragmentação da Floresta com Araucária. In: FONSECA, C. R.; SOUZA, A. F.; LEAL-MEINERS, S.J.; et al. Is successional research nearing its climax: New approaches for understanding dynamic communities. **Func. Ecol.** 29, 154–164. 2015.

MITTERMEIER R. A., TURNER W.R., LARSEN F.W., BROOKS T.M., GASCON C. Global biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: Zachos F., Habel J. (eds) **Biodiversity Hotspots**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2011.

NASCIMENTO, R. T., FELFILI J.M., FAGG, C. W. Estimativa da Abertura do dossel em duas florestas estacionais em afloramentos calcários no Brasil central com fotografias hemisféricas. **Revista Árvore**, Vol.31, n.1, Viçosa, 2007.

NORDEN, N.; ANGARITA, H. A.; BONGERS, F.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; GRANZOW-DE LA CERDA, I.; VAN BREUGEL, M.; LEBRIJA-TREJOS, E.; MEAVE, J. A.; VANDERMEER, J. G.; WILLIAMSON, B.; MESQUITA, R. B.; CHAZDON, B. L. Successional dynamics in Neotropical forests areas uncertain as they are predictable. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, n.112, p. 8013 – 8018, 2015.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. Flora arbórea da América do Sul cisandina tropical e subtropical: Um banco de dados envolvendo biogeografia, diversidade e conservação. **TreeAtlas 2.0**, Universidade Federal de Minas Gerais, 2010.

REZENDE, C.L.; SCARANO F.R.; ASSAD, E.D.; JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; STRASSBURG, B.B.N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G.A.; MITTERMEIER, R.A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.16, p.208-214, 2018.

SAATH, K.C.O; FACHINELLO, A. L. Crescimento da demanda mundial de alimentos e restrições do fator terra no Brasil. **Rev. Econ. Sociol. Rural**, Brasília , v. 56, n. 2, p. 195-212, Jun. 2018.

SANTOS, A. L. C.; CARVALHO, C. M; CARVALHO, T. M. Importância de remanescentes florestais para conservação da biodiversidade: Estudo de caso na Mata Atlântica em Sergipe através de sensoriamento remoto. **Revista Geográfica Acadêmica**, 7(2), pp. 58–84, 2013.

SBCS – Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. **Manual de adubação e calagem: para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10 ed. Porto Alegre, 2014.

SOBRAL, M. JARENKOW, J. A.; BRACK, P.; IRGANG, B.; LAROCCA, J.; RODRIGUES, R. S. **Flora arbórea e arborecente do Rio Grande do Sul**, Brasil. São Carlos, RiMA/Novo Ambiente, v. 2, p. 362, 2013.

TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M.; BEDÊ, L. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, v.19, n.3, p.695-700, 2005.

VELDMAN, J. W.; OVERBECK, G.E.; NEGREIROS, D.; MAHY, G.; LE STRADIC, S.; FERNANDES, W.G.; DURIGAN, G.; BUISSON, E.; PUTZ, F. E.; BOND, W.J. Where tree planting and forest expansion are bad for biodiversity and ecosystem services. **Bioscience** 20:1-8, 2015.

ZANCHET, A. M.; DUTRA, T. L.; BACKES, A.; GANADE, G. (Eds.) Floresta com Araucária. **Ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável. Ribeirão Preto**: Editora Holos. p. 243-252. 2009.

ZANIN, E. M. Caracterização ambiental da paisagem urbana de Erechim e do Parque Municipal Longines Malinowski. Erechim - RS.. 2002. 176 f. **Tese** (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2002.

