



UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL
CAMPUS CERRO LARGO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AMBIENTE E
TECNOLOGIAS SUSTENTÁVEIS

CAREN DAIANA PERIUS WEBLER

RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM ÁREA DEGRADADA POR PASTAGEM
NO SUL DO BRASIL

CERRO LARGO, 2018

CAREN DAIANA PERIUS WEBLER

**RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM ÁREA DEGRADADA POR PASTAGEM
NO SUL DO BRASIL**

Dissertação de Mestrado, apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis da Universidade Federal da Fronteira Sul, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis.

Linha de Pesquisa: Qualidade Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Douglas Rodrigo Kaiser
Co-orientadora: Prof.^a Dra. Tatiane Chassot

CERRO LARGO

2018

WEBLER, Caren Daiana Perius.

Restauração Florestal em área degradada por pastagem no sul do Brasil / Caren Daiana Perius Webler.-- 2018.
131 f. ; il.

Orientador: Prof. Dr. Douglas Rodrigo Kaiser.

Dissertação (Mestrado) – Universidade federal da Fronteira Sul, Programa de Pós-Graduação em Mestrado em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis - PPGATS, Cerro Largo, RS, 2018.

1. Estrutura do solo. 2. Neossolo Regolítico. 3. Técnicas de nucleação. 4. Conservação do solo I. Kaiser, Douglas Rodrigo, orientador. II. Universidade Federal da Fronteira Sul. III. Título.

CAREN DAIANA PERIUS WEBLER

**RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM ÁREA DEGRADADA POR PASTAGEM
NO SUL DO BRASIL**

Dissertação de Mestrado, apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis da Universidade Federal da Fronteira Sul, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis.

Área de Concentração: Monitoramento, Controle e Gestão Ambiental

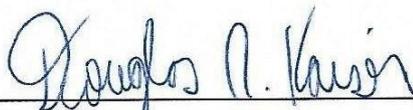
Linha de Pesquisa: Qualidade Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Douglas Rodrigo Kaiser

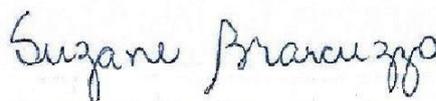
Co-orientadora: Prof.^a Dra. Tatiane Chassot

Esta Dissertação foi defendida e aprovado pela banca em: 06 / 08 / 2018

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Douglas Rodrigo Kaiser - UFFS



Prof.^a Dra. Suzane Bevilacqua Marcuzzo - UFSM



Prof. Dr. Renan Costa Beber Vieira – UFFS

AGRADECIMENTOS

À Deus, por saber o tempo certo de tudo. Por me proporcionar saúde para conclusão do mestrado.

Ao Beato Frei Galvão, por todas as graças alcançadas...

Ao Orientador, Prof. Dr. Douglas Rodrigo Kaiser, pelos conhecimentos repassados em sala de aula e ao longo do andamento do Projeto. Por não ter medido esforços no planejamento e execução deste estudo, participando ativamente das atividades de campo e laboratório. Pelos materiais disponibilizados, contribuições e correções.

À Coorientadora Prof.^a Dra. Tatiane Chassot, pela ajuda durante o planejamento, execução e redação desta dissertação.

Ao meu querido esposo Clercir, pela ajuda na instalação deste estudo e nas atividades de campo. Pelo incentivo nas horas de desânimo. Por ser meu porto seguro e meu lar.

Ao meu pai Danilo, que me ensinou a amar a natureza e a Ciência. Por todo esforço e dedicação na instalação do estudo e pela ajuda na identificação da vegetação na área onde o projeto foi desenvolvido.

À minha mãe Merice, pelo apoio e ajuda nos momentos em que precisei me ausentar devido às aulas e atividades de pesquisa.

À minha irmã Carla, por todas as trocas de conhecimento, pelas dicas e conselhos valiosos, e por ter retornado a nossa cidade e me substituído no trabalho no período em que precisei me ausentar para participar das aulas.

Ao colega e amigo Flávio de Lara Lemes, que esteve presente em todas as etapas de execução desse projeto, sempre solícito e disposto a trabalhar.

À colega e amiga Jordana Duarte, que auxiliou nas atividades de campo e de laboratório. Vou guardar na memória nossas conversas e risadas.

À todos os colegas do Laboratório de Pedologia e Física dos Solos. Meu reconhecimento à Dellis Garcia, Letícia Galleczka, Ismael Skalinski, Cleidimar Steinke, Maicon Rauber, Lucas Rauber, Anderson Machado e Augusto Melo.

À Jessica Fontoura pelo auxílio na elaboração do mapa da área de estudo.

À Professora Thaíssa Cabreira pelo auxílio na identificação da vegetação.

Aos grandes Mestres do PPGATS dos quais tive o privilégio de ser aluna, Douglas Kaiser, Daniel Daroit, David Tataje, Iara Battisti, Débora Betemps, Fernando Borba, Milton Strieder e Susymeire Baroni.

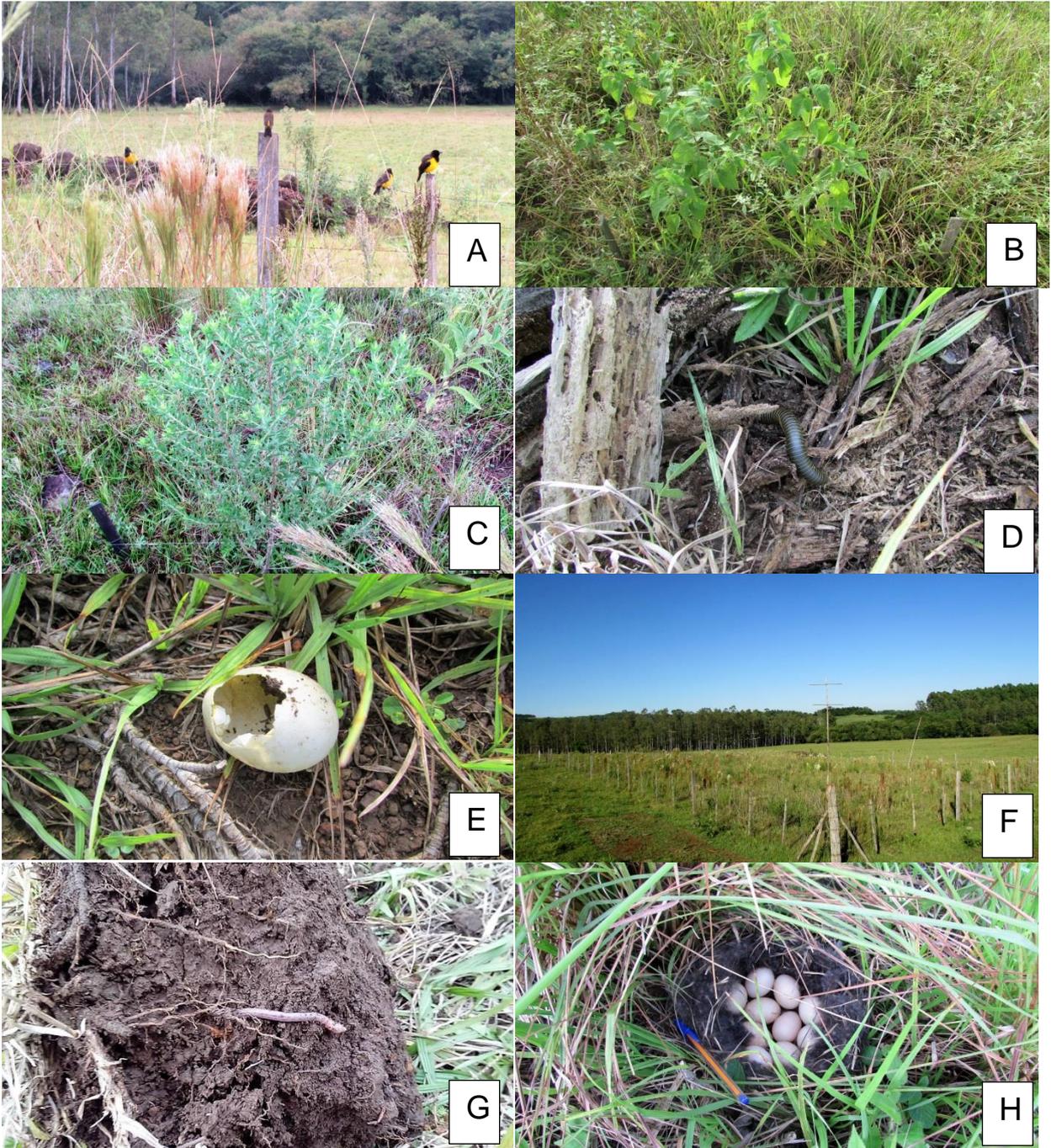
Ao Professor Diego Ricieri Manenti (in memória), idealizador deste Programa de Pós Graduação, meu reconhecimento e admiração.

Aos queridos colegas do PPGATS pelas conversas, trabalhos, trocas de conhecimento e bons momentos.

À banca de avaliação, Prof.^a Dra. Suzane Bevilacqua Marcuzzo e Prof. Dr. Renan Costa Beber Vieira, que dispuseram do seu tempo e de seus conhecimentos para contribuir com este trabalho.

À Universidade Federal da Fronteira Sul, por me proporcionar um ensino gratuito e de qualidade durante o mestrado.

A todos vocês, meu eterno agradecimento!



A – bando de *Pseudoleistes guirahuro*, conhecido popularmente como chopin-dobrejo; B – *Lantana* sp.; C – *Baccharis dracunculifolia*, conhecido como vassoura; D – Diplopode (piolho-de-cobra) alojando-se no material em apodrecimento originado do tronco de eucalipto utilizado no tratamento troncos e rochas; E: ovo descascado de *Dendrocygna viduata* (marreco selvagem); F: visão geral da área de estudo; G – amostra de solo com bioporos formados por minhocas e raízes; H – ninho com ovos de marreco selvagem.

RESUMO

A restauração florestal é um importante instrumento no resgate da integridade ecológica dos ecossistemas e das funções relacionadas a uma paisagem natural. No entanto, a restauração de um ecossistema degradado, que tem por objetivo atingir uma alta diversidade biológica e favorecer processos ecológicos, é uma tarefa lenta e complexa. A execução de um projeto demanda empenho, pois além do dano à vegetação, a degradação ocasiona o empobrecimento do solo e a deterioração dos agentes atuantes na regeneração natural. A utilização de medidas biológicas que promovam a reconstrução desses ambientes é fundamental para o sucesso da restauração. Dentro deste contexto, este estudo teve o propósito de avaliar o efeito de técnicas de restauração florestal sobre uma área de Neossolo Regolítico degradada pela atividade pecuária, considerando o estabelecimento da vegetação e os atributos do solo. O experimento foi conduzido em um delineamento de blocos casualizados, utilizando 4 blocos e 6 tratamentos, totalizando 24 unidades experimentais de 25 m² cada. As técnicas de restauração testadas foram chuva de sementes (CS), transposição de solo (TS), poleiros artificiais (PA), troncos e rochas (TR), plantio de mudas (PM) e controle (C). A vegetação e a fauna edáfica foram avaliadas considerando a abundância de indivíduos e os índices de riqueza, diversidade de Shannon e equabilidade de Pielou. Quanto aos atributos do solo, foram avaliados os teores e estoques de N e C, densidade do solo, porosidade total, micro e macroporosidade, umidade na capacidade de campo, água disponível, estabilidade de agregados, argila dispersa em água e grau de flocculação. Os dados foram avaliados no software SASM-Agri, versão 8.2, por meio do teste estatístico ANOVA. Para comparação entre as médias dos tratamentos utilizou-se o teste de Scott-Knott, considerando nível de 5% de significância. Na análise do estabelecimento da vegetação, a maior abundância de indivíduos e o maior índice de riqueza, diversidade e equabilidade foram registrados em TS. O tratamento TS também obteve os maiores teores e estoques de N e C. A densidade do solo, porosidade total e macroporosidade apresentaram diferenças significativas entre as médias na camada de 0,00 a 0,05 m, onde TS novamente apresentou o melhor comportamento, com o menor valor de densidade e os maiores valores de porosidade total e macroporosidade. A maior porcentagem de agregação foi verificada nas classes de maior diâmetro, com os maiores valores de DMP e DMG registrados em CS na camada de 0,00 a 0,10 m e em TS na camada de 0,10 a 0,20 m. O tratamento C apresentou o maior grau de flocculação. PM apresentou a maior abundância de indivíduos de fauna edáfica. Os maiores valores de diversidade e equabilidade foram observados em TS. Os resultados apontam que as técnicas de restauração florestal utilizadas neste estudo são tão eficientes quanto o método padrão utilizado convencionalmente em projetos de restauração. Portanto, pode-se concluir que o sucesso de um programa de restauração florestal depende da utilização de meios que estimulem a sucessão ecológica e facilitem a colonização da área que se deseja recompor.

Palavras-chave: Estrutura do solo. Neossolo Regolítico. Técnicas de nucleação. Conservação do solo.

ABSTRACT

Forest restoration is an important tool in restoring the ecological integrity of ecosystems and functions related to a natural landscape. However, restoring a degraded ecosystem, which aims to achieve high biological diversity and favor ecological processes, is a slow and complex task. The execution of a project demands commitment, because besides the damage to the vegetation, the degradation causes the soil impoverishment and the deterioration of the agents acting in the natural regeneration. The use of biological measures that promote the reconstruction of these environments is fundamental to the success of the restoration. In this context, the purpose of this study was to evaluate the effect of forest restoration techniques on an area with a Regosol degraded by livestock activity, considering the establishment of vegetation and the physical, chemical and biological parameters of the soil. The experiment was conducted in a randomized block design, using 4 blocks and 6 treatments, totaling 24 experimental units of 25 m² each. The restoration techniques tested were seed rain (CS), soil transposition (TS), artificial perches (PA), trunks and rocks (TR), planting of seedlings (PM) and control (C). The vegetation and the edaphic fauna were evaluated considering the abundance of individuals and the indices of wealth, diversity of Shannon and Pielou equability. Soil attributes, N and C contents, soil density, total porosity, micro and macroporosity, moisture in field capacity, available water, aggregate stability, water dispersed clay and flocculation degree were evaluated. The data were evaluated in the SASM-Agri software, version 8.2, using the ANOVA statistical test. To compare the means of treatments, the Scott-Knott test was used, considering a 5% level of significance. In the analysis of vegetation establishment, the highest abundance of individuals and the highest index of wealth, diversity and equability were recorded in TS. The TS treatment also obtained the highest levels and stocks of N and C. Soil density, total porosity and macroporosity presented significant differences between the averages in the layer of 0.00 to 0.05 m, where TS again presented the best behavior, with the lowest value of density and the highest values of total porosity and macroporosity. The highest percentage of aggregation was verified in the larger diameter classes, with the highest values of DMP and DMG recorded in CS in the layer of 0.00 to 0.10 m and in TS in the layer of 0.10 to 0.20 m. Treatment C showed the highest degree of flocculation. PM presented the greatest abundance of individuals of edaphic fauna. The highest values of diversity and equability were observed in TS. The results indicate that the forest restoration techniques used in this study are as efficient as the standard method conventionally used in restoration projects. Therefore, it can be concluded that the success of a forest restoration program depends on the use of means that stimulate ecological succession and facilitate the colonization of the area to be recovered.

Keywords: Structure of the soil. Regosol. Nucleation techniques. Soil conservation.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Análise granulométrica para os tratamentos de restauração florestal, nas profundidades de 0,00 a 0,10 e 0,10 a 0,20 m.	46
Tabela 2 – Propriedades físicas do solo antes da implantação dos tratamentos, considerando a média de sete coletas para cada profundidade do solo.	47
Tabela 3 - Análise dos atributos químicos do solo nas profundidades de 0,00 a 0,10 e 0,10 a 0,20 m.	47
Tabela 4 – Espécies e famílias identificadas no tratamento CS durante as 6 avaliações de estabelecimento de vegetação.	66
Tabela 5 - Espécies e famílias identificadas no tratamento TS durante as 6 avaliações de estabelecimento de vegetação.	67
Tabela 6 – Espécies e famílias identificadas no tratamento PA durante as 6 avaliações de estabelecimento de vegetação.	68
Tabela 7 – Espécies e famílias identificadas no tratamento TR durante as 6 avaliações de estabelecimento de vegetação.	69
Tabela 8 – Espécies e famílias identificadas no tratamento PM durante as 6 avaliações de estabelecimento de vegetação.	70
Tabela 9 – Espécies e famílias identificadas em C durante as 6 avaliações de estabelecimento de vegetação.	71
Tabela 10 – Abundância de indivíduos por tratamento e avaliação para os dados de vegetação.	75
Tabela 11 - Índice de riqueza (S), índice de diversidade de Shannon (H) e índice de equabilidade de Pielou (J), para os dados de vegetação, por avaliação e tratamento.	77
Tabela 12 - Sobrevivência das espécies florestais utilizadas no tratamento plantio de mudas (PM).	79
Tabela 13 – Espécies das famílias Poaceae e Cyperaceae identificadas na avaliação de estabelecimento de vegetação.	80
Tabela 14 – Abundância de indivíduos das famílias Poaceae e Cyperaceae.	81
Tabela 15 - Índice de riqueza (S), índice de diversidade de Shannon (H) e índice de equabilidade de Pielou (J), para as famílias Poaceae e Cyperaceae.	82
Tabela 16 – Quantidade de massa seca da parte aérea e serapilheira.	83
Tabela 17 - Teores e estoques de nitrogênio e carbono orgânico do solo.	84

Tabela 18 – Efeito dos diferentes tratamentos sobre os atributos físicos do solo na primeira avaliação (junho de 2017).	87
Tabela 19 – Efeito dos diferentes tratamentos sobre os atributos físicos do solo na segunda avaliação (fevereiro de 2018).	89
Tabela 20 – Efeito dos diferentes tratamentos na porcentagem dos agregados por classes na primeira avaliação (junho de 2017).	93
Tabela 21 – Efeito dos diferentes tratamentos na porcentagem dos agregados por classes na segunda avaliação (fevereiro de 2018).	94
Tabela 22 – Efeito dos diferentes tratamentos sobre o Diâmetro Médio Ponderado (DMP) em dois períodos de avaliação.	96
Tabela 23 – Efeito dos diferentes tratamentos sobre o Diâmetro Médio Geométrico (DMG) em dois períodos de avaliação.	97
Tabela 24 – Efeito dos diferentes tratamentos sobre a argila dispersa em água (ADA) e sobre o grau de floculação (GF) na primeira avaliação (junho de 2017).	99
Tabela 25 – Efeito dos diferentes tratamentos sobre a argila dispersa em água (ADA) e sobre o grau de floculação (GF) na segunda avaliação (fevereiro de 2018).	100
Tabela 26 – Abundância de indivíduos por tratamento e avaliação para os dados de fauna edáfica.....	101
Tabela 27 - Abundância de indivíduos por grupo de artrópodes e abundância total em cada tratamento (CS: chuva de sementes, TS: transposição de solo, PA: poleiros artificiais, TR: troncos e rochas, PM: plantio de mudas, C: controle).	102
Tabela 28 - Índice de riqueza (S), índice de diversidade de Shannon (H) e índice de equabilidade de Pielou (E) por tratamento e por período de avaliação.	105
Tabela 29 - Coeficiente de correlação de Pearson entre os dados obtidos através da utilização de diferentes técnicas de restauração florestal, na camada de solo de 0,00 a 0,10 m.	108
Tabela 30 - Coeficiente de correlação de Pearson entre os dados obtidos através da utilização de diferentes técnicas de restauração florestal, na camada de solo de 0,10 a 0,20 m.	109

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de localização da área experimental, localizado na Linha Butiá Centro, Campina das Missões, RS.	43
Figura 2 - Precipitação pluviométrica registrada na área experimental durante o período de jan/2017 a mar/2018.	44
Figura 3 – Temperatura máxima, média e mínima registrada na área experimental durante o período de jan/2017 a mar/2018.	45
Figura 4 - Croqui ilustrativo com a distribuição dos tratamentos.	48
Figura 5 - Estrutura de madeira e tela utilizada para a coleta da CS.	50
Figura 6 - Subparcela de 1 m ² , localizada no tratamento TS, contendo serapilheira e solo coletados no fragmento florestal.	51
Figura 7 - Croqui ilustrativo com a disposição dos PA dentro de cada parcela (A), PA de bambu (B) e PA de galho seco (C).....	52
Figura 8 - Distribuição dos troncos e rochas sobre a parcela correspondente ao tratamento TR.	53
Figura 9. Parcela com o tratamento plantio de mudas (A), com destaque para a espécie <i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong (timbaúva) (B).	54
Figura 10. Parcela de controle, representando a condição original da área.	55
Figura 11 - Subparcela de 1 m ² fotografada na 2 ^a avaliação da vegetação (março/2017), localizada no tratamento C, bloco 1.	56
Figura 12 - Coleta de solo com estrutura preservada (A). Anel volumétrico contendo amostra de solo (B). Armazenamento do anel para transporte até o laboratório (C). Processo de saturação das amostras de solo em bandeja plástica (D).	58
Figura 13 - Determinação de argila dispersa em água. Amostras submetidas ao agitador horizontal (A). Provetas de 1000 mL contendo solo e água destilada (B). ..	60
Figura 14 - Coleta de solo para determinação da distribuição do tamanho e estabilidade de agregados estáveis em água (A), nas profundidades de 0,00 a 0,10 e 0,10 a 0,20 m (B). Separação em agregados menores com auxílio das mãos (C) e secagem natural (D).....	61
Figura 15 - Recipiente de armazenamento ao lado da armadilha Provid instalada no fragmento florestal para coleta de fauna edáfica (A) e gabarito cilíndrico com 804,2 cm ² utilizado na coleta de MSPA (B).	63

Figura 16. Vegetação do estudo de restauração florestal, com o aspecto inicial e final nos tratamentos CS (A e B), TS (C e D), PM (E e F) e imagem geral ao final do estudo, no mês de março de 2018 (G)..... 112

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	19
2.1	OBJETIVO GERAL	19
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3	REVISÃO DE LITERATURA	20
3.1	DEGRADAÇÃO AMBIENTAL	20
3.1.1	Pastagens degradadas	21
3.2	RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS	23
3.3	TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL	26
3.3.1	Chuva de sementes	27
3.3.2	Transposição de solo	28
3.3.3	Poleiros Artificiais	30
3.3.4	Transposição de galharia	31
3.3.5	Plantio de mudas	31
3.3.6	Regeneração natural	32
3.4	INDICADORES DE AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL	33
3.4.1	Estabelecimento de vegetação	34
3.4.2	Nitrogênio e carbono do solo	35
3.4.3	Atributos físicos do solo	37
3.4.4	Fauna edáfica	39
4	MATERIAL E MÉTODOS	43
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	43
4.2	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E TRATAMENTOS	48
4.2.1	Chuva de sementes (CS)	49
4.2.2	Transposição do solo (TS)	50
4.2.3	Poleiros artificiais (PA)	51
4.2.4	Troncos e rochas (TR)	52
4.2.5	Plantio de mudas (PM)	53
4.2.6	Controle (C)	54
4.3	PARÂMETROS AVALIADOS	55
4.3.1	Análise do estabelecimento da vegetação	55

4.3.2 Nitrogênio e carbono do solo.....	56
4.3.3 Análise dos atributos físicos do solo	57
4.3.4 Caracterização da fauna edáfica.....	62
4.3.5 Análise estatística	64
4.3.6 Correlação de Pearson	64
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	65
5.1 ANÁLISE DO ESTABELECIMENTO DA VEGETAÇÃO.....	65
5.2 ANÁLISE DOS TEORES TOTAIS DE NITROGÊNIO E CARBONO DO SOLO	83
5.3 ANÁLISE DOS ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO	86
5.4 CARACTERIZAÇÃO DA FAUNA EDÁFICA.....	100
5.4 CORRELAÇÃO DE PEARSON.....	107
6 CONCLUSÕES	113
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	115
REFERÊNCIAS.....	117

1 INTRODUÇÃO

As atividades antrópicas, praticadas sobre áreas naturais, podem provocar impactos negativos sobre os ecossistemas, sendo os principais efeitos a fragmentação de habitats, impactos na biodiversidade, redução de processos biológicos e perda de serviços ecossistêmicos (CORREIA et al., 2016).

Em geral, a degradação do solo ocorre devido à ocupação de áreas que não possuem aptidão para atividades agrícolas e pecuárias, ou quando as práticas de manejo e conservação não são utilizadas adequadamente. Essas ações têm impactos negativos sobre a produtividade das áreas, que com frequência, acabam sendo abandonadas e substituídas por novas áreas, repetindo-se o processo de degradação (ARAUJO; ALMEIDA; GUERRA, 2012).

As consequências relacionadas à degradação de um ambiente não são somente locais. Os impactos devem ser avaliados considerando a bacia hidrográfica em sua amplitude, uma vez que afetam a biodiversidade, os recursos naturais e o regime hídrico. Tavares (2008) aponta que a degradação ameaça a fertilidade das terras, a qualidade das águas, a funcionalidade do solo e o equilíbrio ecológico em geral. Além disso, o autor enfatiza que o problema pode ser potencializado quando se leva em conta que a resiliência natural de determinadas propriedades do solo é muito baixa.

Não existem avaliações exatas a respeito da extensão de áreas degradadas no Brasil, no entanto, estimativas apontam o desmatamento, as atividades agrícolas e o superpastejo como os principais fatores de degradação dos nossos solos (TAVARES, 2008).

A pecuária é considerada uma atividade importante no Brasil, tanto para a economia interna como para exportação. Estima-se que 20% do território nacional encontra-se ocupado por pastagens, porém 75% dessas áreas estão degradadas e o restante em vias de degradação (TAVARES, 2008). Segundo o autor, estes números demonstram a importância desta atividade econômica para o país e a dura realidade dos estágios de degradação dos solos devido à carga animal.

Diante desse cenário, pode-se afirmar que a recuperação de áreas degradadas é vital para garantir a conservação do solo e da água e a manutenção da diversidade biológica. A restauração florestal é um importante instrumento no resgate da integridade ecológica dos ecossistemas (MARCUIZZO et al., 2014) e das

funções relacionadas a uma paisagem natural (HOBBS; HARRIS, 2001). Por isso, a mesma surge como tendência atual de recuperação de áreas degradadas, trazendo à tona não só a necessidade de preservar os fragmentos florestais, como também de recompor áreas ocupadas originalmente por vegetação nativa (RODRIGUES; MONTEIRO; CULLEN JUNIOR, 2010).

No entanto, a restauração de um ecossistema degradado, que tem por objetivo atingir uma alta diversidade biológica e favorecer processos ecológicos, não é uma tarefa para ser realizada num período curto de tempo. A execução de um projeto demanda empenho, pois além do dano à vegetação, a degradação ocasiona o empobrecimento do solo e a deterioração dos agentes atuantes na regeneração natural. Recompor um ecossistema é um processo lento e a utilização de medidas biológicas que promovam a reconstrução desses ambientes é fundamental para o sucesso da recuperação (RODRIGUES; MALTONI; CASSIOLATO, 2007)

As técnicas de restauração devem favorecer o processo de sucessão ecológica, atuando no sentido de restituir os ecossistemas degradados através do uso de processos naturais. O processo de reabilitação de áreas degradadas está condicionado à oferta de propágulos, em função da qualidade da fonte e dos agentes dispersores (CHADA; CAMPELLO; FARIA, 2004). Portanto, para que a restauração de uma área degradada seja bem sucedida é necessário considerar um ambiente de referência próximo ao local do projeto, onde é possível realizar a coleta de serapilheira, sementes e demais meios que facilitem a colonização da área que se deseja recompor. Essas áreas próximas, se bem preservadas, são fontes de propágulos e de agentes dispersores.

As intervenções com o objetivo de restaurar uma área degradada devem ocorrer de modo que os processos de degradação estabilizem e que a resposta ecológica seja facilitada (REIS, 2006). Contudo, a eficiência das técnicas utilizadas está correlacionada aos processos ecológicos existentes e ao grau de impactos sobre a vegetação e sobre o solo. Assim sendo, as técnicas adotadas visando à revegetação de uma área impactada devem ser elaboradas em função do tipo e da intensidade da perturbação, visto que áreas submetidas a intensas perturbações acabam dependentes de intervenções antrópicas para seu reestabelecimento de maneira satisfatória (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009).

É importante ressaltar que cada ecossistema possui características próprias, influenciadas pelo tipo de solo, relevo, umidade, temperatura e vegetação

característica. Logo, não se pode recriar um ambiente, sem levar em consideração a diversidade local e as especificidades do ambiente. Nesse sentido, as técnicas de restauração, conhecidas também como técnicas de nucleação, representam uma alternativa diferenciada na restauração de áreas degradadas (BECHARA, 2006). Essas técnicas utilizam um conjunto mínimo de interferências locais, que objetivam promover uma sucessão natural, originando um ambiente com características semelhantes aos atuais remanescentes florestais (TRES; REIS, 2009).

A aplicação do conhecimento técnico-científico, através de técnicas nucleadoras, tem resultado no aumento da probabilidade de sucesso dos projetos de restauração de áreas degradadas, e conseqüentemente na redução de erros, o que tem reflexo direto nos benefícios ecológicos e sociais resultantes da restauração desses ambientes e na redução dos custos relacionados à implantação e manutenção dos projetos (MARTINS, 2014).

O uso de técnicas visando à restauração de ambientes degradados, a exemplo da transposição de serapilheira, semeadura direta de sementes coletadas em fragmentos próximos às áreas de intervenção e instalação de poleiros com a intenção de atrair a avifauna, fazem com que o custo dos projetos seja consideravelmente mais baixo, quando comparado à prática convencional na qual se realiza o plantio de mudas. Os recursos financeiros e a mão-de-obra disponíveis nas pequenas propriedades rurais brasileiras são geralmente escassos e acabam inviabilizando os projetos de recuperação que utilizam somente técnicas silviculturais, visto que o plantio convencional envolve aquisição das mudas, preparo do solo, aplicação de defensivos e fertilizantes, irrigação e demais procedimentos de manejo.

O estabelecimento de indicadores de avaliação e o monitoramento das técnicas de restauração são essenciais para que o projeto alcance o objetivo estabelecido (CHADA; CAMPELLO; FARIA, 2004), pois apontam quais são as ações de manutenção necessárias que, a longo prazo, irão formar ambientes com condições de autossuficiência (CORREIA et al., 2016). Algumas avaliações auxiliam no levantamento e quantificação da restauração de uma área degradada. O levantamento de vegetação, associado a análises físicas, químicas e biológicas do solo, são importantes no acompanhamento de projetos de restauração de áreas degradadas, porque fornecem informações sobre as condições da área e ajudam a compreender as transformações ocorridas ao longo do tempo (MASON et al., 2012).

Desse modo, o monitoramento e a avaliação dos projetos tornam-se fundamentais para o avanço do conhecimento científico e tecnológico, podendo orientar a tomada de decisões e dar subsídio a novas metodologias (RODRIGUES; MONTEIRO; CULLEN JUNIOR, 2010).

Através deste trabalho espera-se demonstrar que o plantio convencional de mudas não é a única maneira de realizar a restauração florestal de ambientes degradados. Acredita-se que as técnicas de nucleação, a exemplo da utilização de propágulos advindos de fragmentos florestais, instalação de poleiros para atração da avifauna e, a condução da regeneração natural, sejam técnicas tão eficientes quanto o plantio de mudas.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o efeito de técnicas de restauração florestal sobre uma área degradada pela atividade pecuária, considerando o estabelecimento da vegetação e os atributos físicos, químicos e biológicos do solo.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Comparar a eficiência de diferentes técnicas de restauração florestal sobre a diversidade florística, por meio do monitoramento da sucessão inicial;
- Avaliar o estabelecimento e a mortalidade de espécies arbóreas utilizadas no tratamento correspondente ao plantio de mudas;
- Analisar o efeito das técnicas de restauração sobre os teores de Nitrogênio e Carbono e sobre a estrutura do solo;
- Gerar informações e entender o efeito das técnicas de restauração florestal sobre a diversidade de fauna edáfica;
- Gerar informações e estabelecer estratégias visando o aprimoramento das técnicas de restauração florestal;
- Traçar alternativas com o intuito de viabilizar a utilização da restauração florestal em propriedades rurais.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 DEGRADAÇÃO AMBIENTAL

As intrincadas redes que compõem um ecossistema florestal têm sido degradadas, fragmentadas e destruídas pela ação humana ao longo do tempo, afetando os fluxos de energia e os ciclos de matéria entre as comunidades florestais e seus ambientes (MIRANDA NETO et al., 2014). A complexidade dos processos de degradação deve-se aos inúmeros fenômenos biológicos e físico-químicos envolvidos (TAVARES, 2008).

Ambientes degradados compreendem ecossistemas alterados, onde perdas ou excessos são as formas mais comuns de perturbações e degradações ambientais (RODRIGUES; MALTONI; CASSIOLATO, 2007). A retirada da cobertura vegetal, dependendo da intensidade, pode ser considerada uma degradação ou uma perturbação ambiental. Para Chada; Campello; Faria (2004), uma área degradada constitui um local onde houve a eliminação da vegetação original e dos meios bióticos de regeneração natural (chuva de sementes, banco de sementes e de plântulas), comprometendo fortemente a resiliência do ambiente.

A Mata Atlântica, importante formação florestal brasileira, abrange a Floresta Ombrófila Densa, a Floresta Ombrófila Mista e a Floresta Estacional Decidual, além de ecossistemas associados (REIS; ZAMBONIN; NAKAZONO, 1999). No passado, cobria mais de 1,5 milhões de km² – com 92% desta área no Brasil (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2001).

Desde a colonização do Brasil, observa-se um intenso processo de fragmentação florestal, inicialmente no litoral do Nordeste, através da derrubada das matas costeiras para o plantio da cana de açúcar e fumo, seguida da expansão da fronteira agrícola nas regiões Sul e Sudeste (CORRÊA, 1996). Infelizmente hoje, ao invés da preocupação com a conservação do solo e o aumento da produtividade em áreas já cultivadas, a agricultura avança rapidamente para o Centro-Oeste e Norte, ficando a vegetação arbórea nativa representada somente por poucas reservas florestais localizadas em Unidades de Conservação e fragmentos de florestas secundárias (MARTINS, 2013).

Além da perda de espécies nativas em virtude do desmatamento, estima-se que mais de 200 milhões de hectares de solo estão degradados no País (AQUINO et

al., 2008). Segundo os autores, atividades como mineração, construção de estradas, métodos agropecuários impróprios, construções de hidroelétricas e áreas industriais, entre outras ações, resultam em impacto imediato sobre os atributos físicos, químicos e biológicos do solo.

A degradação ambiental no Brasil tem reflexos sobre todo o ecossistema, resultando na erosão, assoreamento de rios, contaminação da água subterrânea e perda de biodiversidade (CUNHA et al., 2008). Segundo Moreira (2004), os principais problemas edáficos relacionados a áreas degradadas são a compactação do solo, as baixas taxas de infiltração e capacidade de armazenamento de água, a deficiência de oxigênio, a alta resistência à penetração de raízes, o aumento da densidade do solo e a falta de matéria orgânica. Assim sendo, o uso sustentável e a qualidade dos recursos naturais, principalmente do solo e da água, são considerados temas relevantes em razão do aumento das atividades antrópicas (ARAÚJO; GOEDERT; PINTO, 2007).

O desenvolvimento atual demonstra a necessidade de conciliar as áreas produtivas com áreas de conservação de forma a provocar uma sinergia entre estas paisagens drasticamente fragmentadas. Para isto, a restauração de áreas degradadas torna-se uma ação vital para manter a qualidade de vida sobre o planeta (REIS et al., 2014).

3.1.1 Pastagens degradadas

A degradação das pastagens pode ser definida como um processo evolutivo de perda do vigor e de produtividade, sem possibilidade de recuperação natural para sustentar os níveis de produção e a qualidade exigida pelos animais, bem como o de superar os efeitos nocivos de pragas, doenças e invasoras, culminando com a degradação avançada dos recursos naturais em razão de manejos inadequados (MACEDO; KICHEL; ZIMMER, 2000).

A compactação do solo causada pelo intenso tráfego de máquinas e pelo pisoteio animal tem sido apontada como uma das principais causas da degradação de áreas de pastagem (ALBUQUERQUE; SANGOI; ENDER, 2001). A pecuária convencional e extensiva, baseada no pastejo contínuo, e geralmente com lotação acima da capacidade de suporte, é uma prática comum no Brasil, inclusive na região sul do País, ocasionando utilização do pasto além do limite tolerável em períodos de

estiagem e dificultando a recuperação da vegetação, contribuindo para acelerar o processo de degradação das pastagens (MELADO, 2007). Além disso, o uso intensivo da mecanização, fertilizantes e agrotóxicos, visando o aumento da produtividade, danifica a cobertura do solo, afetando os ecossistemas e a sustentabilidade ecológica, com significativa tendência a degradação ambiental (CUNHA et al., 2008).

Müller et al. (2001) apontam que em áreas degradadas ocorre diminuição na produtividade da pastagem, redução no número de raízes das plantas e concentração do sistema radicular próximo a superfície do solo. Essas condições tornam a pastagem susceptível a variações climáticas, principalmente déficit hídrico, além de comprometer a capacidade de absorção de nutrientes nas camadas subsuperficiais do solo.

A manutenção dos ambientes agrícolas pode ser garantida através de instrumentos metodológicos que avaliem a aptidão agrícola e ambiental dos solos. Para avaliação da aptidão das áreas de pastagens, tanto naturais, quanto plantadas, é necessário considerar uma série de fatores como deficiência de fertilidade, deficiência ou excesso de água, suscetibilidade a erosão, impedimento à mecanização, profundidade do solo, fatores climáticos e declividade (PEREIRA; LOMBARDI NETO, 2004). Além disso, para alcançar a sustentabilidade, a pecuária precisa ter em seu alicerce o manejo sustentável das pastagens, de forma a garantir de modo natural, em qualidade e em quantidade, a alimentação dos animais, que está na base da pirâmide da produção pecuária (MELADO, 2007). A recuperação da produtividade dessas áreas deve se tornar cada vez mais prioritária, uma vez que as restrições ambientais tendem a reduzir as possibilidades de contínua incorporação de áreas ainda inalteradas para a formação de novas pastagens (DIAS-FILHO, 2006).

As áreas florestais que foram convertidas em pastagens para criação de gado, quando abandonadas, tem sua resiliência reduzida ou eliminada, retardando ou inviabilizando o processo de sucessão natural necessário para a regeneração da cobertura florestal, exigindo intervenções antrópicas para uma restauração satisfatória desses ambientes. Os fatores responsáveis pela perda da resiliência da floresta são, distância da fonte de sementes, ausência de dispersores, tamanho dos diásporos, predação de sementes, competição com gramíneas, ocorrência de incêndios, limitações microclimáticas e danos ao solo, as quais influenciam no

crescimento das plantas e perda do banco de sementes nativas outrora presente no solo (GRISCOM H.; GRISCOM, B.; ASHTON, 2009).

3.2 RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

Os registros de tentativa de restauração ecológica de ecossistemas degradados são antigos, podendo-se encontrar exemplos de sua existência na história de diferentes povos, épocas e regiões (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). O primeiro registro de restauração florestal no Brasil é datado do século XIX, com a iniciativa de recuperação da floresta que cobria os morros da Tijuca, devido ao sério comprometimento do abastecimento de água para a população urbana do Rio de Janeiro, decorrentes das plantações de café e do extrativismo (DURIGAN; ENGEL, 2015). Essa primeira iniciativa de plantio, bem como as demais iniciativas que seguiram até o início da década de 80, tiveram êxito no cumprimento de algumas finalidades relacionadas à reparação dos danos causados pelas atividades de mineração e ao reflorestamento das margens de reservatórios de usinas hidroelétricas (DURIGAN; ENGEL, 2015), como no caso do reflorestamento da Usina de Itaipu, reportado como um dos maiores programas mundiais de reflorestamento, com 105 mil hectares de florestas compostas por mais de 44 milhões de árvores plantadas (ITAIPU BINACIONAL, 2018). Porém, nenhum dos projetos realizados até então teve embasamento em conhecimentos científicos de sucessão ecológica.

Apesar dos importantes avanços tecnológicos, os primeiros projetos de restauração tinham a diversidade como uma meta a ser alcançada em curto prazo (dois a quatro anos), conforme o conceito de tempo humano, apressando a reconstrução de uma floresta através do uso de modelos, onde o número de espécies arbóreas, sua biomassa e densidade foram os únicos parâmetros a serem considerados (REIS et al., 2014).

Somente nos últimos 20 anos, tem-se observado uma mudança na forma de pensar a restauração dos ecossistemas no Brasil. A recuperação convencional de áreas degradadas, embasada nos tratamentos silviculturais das ciências agrárias, através de plantio de árvores em linha na totalidade da área, que geravam bosques desenvolvidos em volume de madeira, porém com baixa diversidade de espécies e com a capacidade de regeneração e sucessão natural comprometida (SOUZA;

BATISTA, 2004), vem dando espaço para a restauração de ecossistemas baseados em conceitos e fundamentos da ecologia vegetal. Aspectos até então desprezados em projetos agronômicos e silviculturais de recuperação de áreas degradadas, como sustentabilidade, nucleação, diversidade e ecologia da paisagem, atualmente são o foco da restauração ecológica dos ecossistemas (MARTINS; MIRANDA NETO; RIBEIRO, 2015). Isernhagen et al. (2009a) afirmam que houve uma mudança na maneira de conduzir os programas de restauração, com o abandono da cópia de um modelo de floresta madura e adoção de métodos que estimulem os processos ecológicos responsáveis pela reconstrução de uma floresta.

A ecologia sofreu várias mudanças de paradigma ao longo dos anos, o que forçou mudanças nas técnicas e estratégias de conservação e manejo praticadas. As implicações que decorrem destas mudanças têm marcado a ecologia da restauração e sua prática (REIS et al., 2014). A visão de restauração atual compreende vários conceitos de ecologia, incluindo sucessão, heterogeneidade de ambientes, facilitação, cicatrização e interações interespecíficas, tais como, polinização e dispersão, onde um conjunto de técnicas de restauração, conhecidas também como nucleação, são implantadas em núcleos, utilizando o mínimo de insumos possíveis, restituindo com o passar do tempo o ambiente como um todo (BECHARA, 2006).

A nucleação é entendida como a capacidade de uma espécie favorecer a melhoria das condições ambientais, contribuindo para o aumento na probabilidade de ocupação deste ambiente por outras espécies (YARRANTON; MORRISON, 1974). O processo de nucleação envolve qualquer elemento, biológico ou abiótico, capaz de propiciar potencialidades para formar, dentro de comunidades em restauração, novas populações através da facilitação e criação de novos nichos de regeneração e/ou colonização, gerando novas situações de conectividade na paisagem (REIS; BECHARA; TRES, 2010).

O objetivo da nucleação é buscar diversos elementos, como por exemplo, solo, serapilheira, sementes, micro e macrobiota, dentro de remanescentes florestais próximos e incorporá-los nas áreas degradadas. A combinação destes elementos representa a criação de uma nova condição na área degradada, a partir da formação de um pequeno núcleo de diversidade (REIS et al., 2014). Segundo os autores, ações nucleadoras representam avanços nos modelos de restauração, com forte caráter ético em relação à conservação e ao manejo das paisagens.

Antes da implantação de qualquer ação de restauração, é importante identificar e controlar os fatores responsáveis pela degradação de fragmentos florestais remanescentes, a fim de evitar o desperdício de esforços e recursos nas ações de restauração. Caso o ambiente e o solo estejam degradados, é necessário que antes da implantação da restauração, sejam previamente adotadas medidas de recuperação, visando restabelecer o ambiente de modo que a restauração tenha sua eficiência garantida. Os locais com intenso processo erosivo e com presença de subsolo exposto, normalmente resultado do mau uso do solo, devem ser recuperados a fim de que a vegetação tenha condições de se reestabelecer de maneira idêntica à condição anterior a degradação (ISERNHAGEM et al., 2009b).

A Lei nº 9.985 (BRASIL, 2000), em seu art. 2º, distingue, para seus fins, um ecossistema “recuperado” de um “restaurado”, da seguinte forma:

Art. 2º Para os fins previstos nesta Lei, entende-se por:
 [...]
 XIII - recuperação: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original;
 XIV - restauração: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original (BRASIL, 2000, p.8)

Diante disso, pode-se afirmar que na restauração ambiental os componentes ecológicos das comunidades naturais devem ser imitados o mais fielmente possível (BECHARA, 2006), dando condições de sucessão ecológica ao ambiente como um todo, incluindo vegetação, fauna e condições edáficas.

Restaurar um ecossistema implica em ampliar as possibilidades para que a sucessão natural possa se expressar de maneira a recriar comunidades naturais autossustentáveis, onde os processos ecológicos mantenham a estabilidade, aproveitando a resiliência ambiental, viabilizando condições para a manutenção de uma biodiversidade elevada com estruturas próximas das comunidades naturais (TRES et al., 2007).

Segundo Bechara (2006), reconstituir toda teia alimentar de uma comunidade é um trabalho de alta complexidade, pois envolve estruturas distintas, sendo assim, cabe ao restaurador promover “gatilhos ecológicos” que disparem e a acelerem o processo de sucessão. Para isso, segundo o autor, é necessário oferecer os elementos essenciais, como alimento, abrigo e condições de reprodução, a fim de

estimular a presença de produtores, consumidores e decompositores, biomassa e recicladores, grãos de pólen e polinizadores, sementes e dispersores.

Para a escolha das técnicas de restauração de ecossistemas florestais devem ser levados em conta, os níveis de conservação da floresta e dos solos, o grau de degradação, os processos ecológicos, o histórico de uso da área, a vegetação remanescente e os resultados desejados para a restauração (LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2005). No entanto, por mais bem planejado e executado, a implantação de um projeto de restauração florestal, por si só, não garante que determinada área terá uma cobertura florestal que se autorregenere e desempenhe as funções ecológicas esperadas (MARTINS, 2009). É indispensável que se realize a avaliação e o monitoramento dos projetos em espaços regulares de tempo, a fim de impedir a ocorrência de eventos inesperados que possam prejudicar a restauração almejada para determinada área (MIRANDA NETO et al., 2014).

3.3 TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL

As técnicas de restauração florestal, também conhecidas como técnicas de nucleação têm o objetivo de formar micro habitats, criando núcleos onde são ofertadas condições de abrigo, reprodução e alimentação para as mais variadas formas de vida, que num processo de aceleração sucessional irradiam diversidade para toda área (BECHARA, 2003).

Projetos de restauração florestal podem ser utilizados na recomposição de Áreas de Preservação Permanente e demais áreas onde a vegetação florestal sofreu supressão e necessita ser restaurada. As técnicas de restauração podem ser executadas em locais onde a vegetação natural foi degradada, desde que essa tenha sido caracterizada como florestal, como é o caso dos biomas Mata Atlântica e Floresta Amazônica (MARTINS, 2013). No caso do Bioma Pampa, por exemplo, as técnicas descritas a seguir só devem ser utilizadas nos locais onde existem florestas associadas a cursos hídricos, visto que nestes métodos utilizam-se sementes e mudas de espécies arbóreas.

3.3.1 Chuva de sementes

A chuva de sementes é definida como a entrada de sementes em um habitat durante determinado período de tempo, independente da forma de dispersão (MARTINS, 2013). Esse processo representa a principal forma de entrada de sementes no solo.

A produção de sementes está relacionada a eventos fenológicos de reprodução e frutificação, estando condicionada a fecundidade das espécies na comunidade vegetal (CLARK et al., 1999). Portanto, é possível afirmar que a abundância e a composição da chuva de sementes estão relacionadas com os atributos das plantas como, por exemplo, a produção de frutos e sementes e a sua dispersão.

Para a utilização dessas sementes, é necessário interceptá-las com a utilização de coletores instalados dentro dos fragmentos florestais. Os coletores evitam que os propágulos atinjam o solo da floresta e sejam incorporadas a serapilheira (MARTINS, 2013).

A restauração florestal de ambientes degradados utilizando a transposição de chuva de sementes é uma técnica atual, que se destaca pela grande diversidade de propágulos. Segundo Martins (2013), ao coletarmos os propágulos em um fragmento florestal, é possível ter acesso às sementes não só de espécies arbóreas, mas também de outras espécies que habitam o local, como lianas, herbáceas e arbustivas.

Martinez-Garza; González Montagut (1999) descrevem três classificações para as estratégias de regeneração das espécies: pioneiras, são aquelas que começam e completam o seu ciclo de vida em ambientes abertos com alta luminosidade; clímax dependentes de luz, requerem pequenas clareiras para germinação e permanecem no sub-bosque, no entanto, necessitam de luminosidade para crescer e frutificar e clímax tolerantes à sombra, completam todo o ciclo reprodutivo em ambientes sombreados. Portanto, deve-se atentar para a distribuição dos coletores, de forma que as diferentes situações ambientais sejam representadas, como os locais com maior adensamento de plantas, o sub-bosque, as clareiras e a borda da floresta, favorecendo a riqueza do material coletado.

A coleta das sementes depositadas nos coletores deve ser realizada durante todo o ano, visto que a dispersão de sementes é sazonal e em determinados

momentos do ano a chuva de sementes tem predomínio de algumas espécies em detrimento de outras (MARTINS, 2013). Além disso, existe a questão de viabilidade dessas sementes, onde sementes de espécies clímax tolerantes à sombra, conhecidas como sementes recalcitrantes, perdem rapidamente a viabilidade logo após a dispersão, ao passo que espécies pioneiras e dependentes de luz, produzem sementes com dormência, e em geral, apresentam maior viabilidade na chuva de sementes (MARTINEZ-GARZA; GONZÁLEZ-MONTAGUT, 1999).

Apesar da transposição de chuva de sementes ser uma técnica pouco utilizada no Brasil, Martins (2013) aponta seu uso como uma alternativa para viabilizar projetos de semeadura direta de sementes de espécies nativas, tanto no enriquecimento de capoeiras como em áreas degradadas.

A semeadura direta consiste na introdução de sementes de determinadas espécies florestais diretamente no solo da área a ser reflorestada (SILVA et al., 2015). A técnica tem-se mostrado economicamente viável, visto que a deposição dos propágulos diretamente no solo possibilita o processo de nucleação a baixo custo, já que dispensa a fase de produção e plantio de mudas (MARTINS, 2009).

3.3.2 Transposição de solo

Quantidades expressivas de nutrientes retornam ao solo através da queda de estruturas senescentes das plantas, como ramos, cascas, folhas, flores, inflorescências, frutos e sementes. Essas estruturas, ao entrarem em contato com o solo iniciam o processo de decomposição, formando uma camada conhecida como serapilheira, também denominada serrapilheira ou liteira (ANDRADE; TAVARES; COUTINHO, 2003). Segundo os mesmos autores, a serapilheira exerce importantes funções dentro de um ecossistema, pois protege o solo de agentes erosivos, fornece matéria orgânica e nutrientes para os organismos do solo e para as plantas, mantém e/ou melhora as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e favorece o aumento da produção vegetal. Além disso, funciona como uma manta que facilita a entrada de sementes e sua incorporação ao banco de sementes do solo (RODRIGUES; MARTINS; LEITE, 2010).

Dentre as técnicas utilizadas para recuperação de áreas degradadas tem-se a transposição da serapilheira, também conhecida como transposição de solo, na qual se realiza a extração da camada de serapilheira em remanescentes florestais e

posterior colocação sobre o sítio degradado. A sua utilização parte do pressuposto de que a serapilheira contém grande parte do banco de sementes de espécies pioneiras, nutrientes e matéria orgânica (SILVA et al., 2015). Segundo Martins (2013), a transposição da camada superficial do solo e da camada da serapilheira para uma área degradada pode favorecer o processo de nucleação.

A técnica de transposição do solo promove o recobrimento da superfície do solo de uma área degradada, reduzindo os danos originados por enxurradas e incorporando sementes que ficam adormecidas nesta camada e que podem vir a se estabelecer no local, caso as condições do ambiente permitam (MARTINS, 2013; ANDRADE; TAVARES; COUTINHO, 2003).

Junto com as sementes presentes no solo, podem ser transferidos para área que se pretende restaurar outras estruturas reprodutivas, como pedaços de raízes com capacidade de rebrota (MARTINS, 2013). Além dos propágulos, o solo depositado em áreas que sofreram processos de degradação, contém nutrientes, matéria orgânica, fungos decompositores e associações micorrízicas, criando um microclima no solo, essencial para a germinação das sementes presentes no banco (MIRANDA NETO et al., 2010). Após a germinação ou rebrota, as plântulas que encontrarem condições adequadas para seu estabelecimento, desencadearão o processo sucessional na área como um todo (MARTINS, 2013).

Quanto ao melhor componente do banco de sementes, serapilheira ou solo superficial, Rodrigues, Martins e Leite (2010), conduziram um estudo onde comprovaram que os melhores resultados em termos de densidade e riqueza de espécies são obtidos quando solo superficial e a camada de serapilheira são utilizados em conjunto. Não existe regra quanto à quantidade de solo e serapilheira que deve ser utilizada. Martins (2013) sugere uma fina camada de solo, com 5 a 10 cm de profundidade, visto que a maior parte das sementes se concentra nos primeiros 5 cm do solo superficial.

A técnica de transposição do solo apresenta alguns inconvenientes, pois a retirada do material pode empobrecer o fragmento florestal utilizado como fonte (ANDRADE; TAVARES; COUTINHO, 2003). Assim, a retirada do banco de sementes do solo deve ser adotada somente como medida mitigadora ou compensatória de um impacto ambiental, devendo ser autorizada pelo órgão ambiental competente (MARTINS, 2007).

3.3.3 Poleiros Artificiais

A dispersão de sementes realizada por aves tem grande influência na distribuição da vegetação (BOCCHESI et al., 2008). Os autores afirmam que essa dispersão é um eficiente mecanismo para iniciar um processo de restauração ambiental.

Mediante a dificuldade da entrada de diásporos zoocóricos em pastagens abandonadas, os poleiros artificiais têm a finalidade de contribuir para o incremento no aporte de sementes nessas áreas (DIAS; UMETSU; BREIER, 2014). Os poleiros artificiais são utilizados como um método nucleador de baixo custo para a restauração, com capacidade de atrair a avifauna e incrementar a chuva de sementes em áreas degradadas (BECHARA et al., 2007).

Em áreas de pastagem abandonada, fatores como a presença de poleiros, a proximidade de remanescentes florestais e de recursos alimentares podem atrair a fauna com maior intensidade (WUNDERLE, 1997). Segundo Martins (2013) o poleiro funciona como local de pouso para aves que se deslocam entre fragmentos de floresta, possibilitando que esses depositem sementes nas proximidades dos poleiros através de suas fezes e material regurgitado.

Em uma paisagem aberta com pouca ou nenhuma árvore remanescente, a introdução de poleiros artificiais geralmente aumenta a complexidade estrutural do habitat, tornando-o mais atrativo às aves dispersoras que frequentam a área (BOCCHESI, et al. 2008).

A estrutura do poleiro artificial influencia na frequência de uso pela avifauna (DIAS; UMETSU; BREIER, 2014). O formato, a altura e o material utilizado na construção dos poleiros atraem espécies distintas, dependendo do hábito de vida e de pouso das mesmas.

Os poleiros artificiais podem ser confeccionados com varas de bambu ou postes de eucalipto, nos quais são fixadas varas finas de madeira que cumprem a função de galhos. Outra opção para instalação de poleiros artificiais é a utilização de caules de árvores mortas ou recém-derrubadas, de reflorestamentos comerciais ou de locais onde houve permissão para supressão da vegetação, devido à implantação de alguma atividade antrópica (MARTINS, 2013). Os galhos, independente de estarem naturalmente presentes ou serem fixados na estrutura, favorece a atuação como poleiros para as aves.

3.3.4 Transposição de galharia

A técnica conhecida como transposição de galharia, consiste na utilização de materiais distintos como rochas ou pedras, tocos, galhos e troncos de árvores (BECHARA, 2006). Esses materiais podem ser distribuídos de diversas maneiras nas áreas degradadas, sendo possível adensá-los formando pilhas, ou espalhá-los sobre o solo de maneira sistemática ou aleatória.

A fauna do solo faz uso de diversos materiais para abrigo, como o próprio solo, rochas, folhas, madeira, entre outros. Segundo Bechara (2006), a utilização de galhos e troncos tem o objetivo de formação de abrigos artificiais para alimentação de consumidores e decompositores, além da restituição do solo.

Troncos e galhos, bem como rochas, criam micro-habitats onde são oferecidos nichos ecológicos para as diferentes formas de vida, com condições de abrigo, alimentação e reprodução. A distribuição desses materiais sobre o solo atrai a fauna edáfica, pois cria condições favoráveis de conforto térmico, proteção contra os raios solares, manutenção da umidade e proteção contra intempéries como o vento e o impacto das gotas de chuva.

3.3.5 Plantio de mudas

O plantio de mudas é um dos métodos mais utilizados em programas de recomposição florestal que tem por objetivo restaurar áreas degradadas (FERREIRA et al., 2007). O método, considerado uma intervenção antrópica, é utilizado principalmente quando os sítios degradados encontram-se distantes de matrizes florestais que podem atuar como fontes de propágulos (MARTINS, 2007).

A restauração florestal através do plantio convencional de mudas requer o emprego de técnicas adequadas, definidas de acordo com avaliações detalhadas do ambiente e tipo de perturbação. O plantio pode ser realizado de diversas maneiras, com variações na escolha das espécies, espaçamento, distribuição das mudas e tratamentos culturais relacionados ao manejo (FRAGOSO et al., 2014).

A escolha das espécies, bem como a densidade do plantio, devem considerar as diferenças estruturais e as particularidades ecológicas de cada ecossistema. Ambientes distintos não podem ser encarados como semelhantes em propostas de restauração ambiental (BECHARA, 2006).

Quanto à escolha das mudas para o plantio, Bechara (2006) recomenda o uso de espécies arbóreas ocorrentes na região, favorecendo aquelas que possuem menores chances de chegar à área em restauração, através de vetores naturais. Fragoso et al. (2014) afirmam que o enriquecimento com o uso de várias espécies diferentes, ajuda a restaurar a diversidade e acelerar a sucessão da floresta. De igual forma, o plantio de espécies arbóreas realizado de maneira adensada promove maior sombreamento da área, auxiliando no controle de gramíneas e no estabelecimento de espécies nativas (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009).

De acordo com Bechara (2006), o plantio de árvores é importante, desde que não seja realizado em área total, e sim em núcleos, de forma que se promova um aumento da complexidade na área, sem causar supressão da regeneração natural. Segundo o autor, os primeiros estágios da sucessão natural inicial, composto por espécies pioneiras de ervas, lianas e sub-arbustos, não ocorrem quando se utiliza o plantio tradicional, pois as espécies arbóreas acabam eliminando e selecionando a regeneração natural.

3.3.6 Regeneração natural

Em áreas próximas à fontes de sementes, ou quando a degradação não foi muito intensa e o banco de sementes continua presente, a regeneração natural pode ser suficiente para restauração florestal (MARTINS, 2013). A regeneração natural, quando possível, possibilita a entrada de espécies adaptadas à dinâmica sucessional, com maiores taxas de sucesso em relação ao seu estabelecimento no ecossistema (CABIN et al., 2002). Contudo, Parrotta; Turnbull; Jones (1997) salientam que alguns fatores podem comprometer a regeneração natural, como a agressividade e dominância de plantas invasoras, as condições microclimáticas desfavoráveis, incêndios recorrentes, a baixa fertilidade dos solos e a exaustão do banco de sementes.

De acordo com Martins (2007), muitas áreas passam por processos de degradação extensivos e acabam perdendo a capacidade de resiliência, principalmente por estarem situados longe de matrizes florestais que poderiam atuar como fonte de propágulos. Nesses casos, somente através de intervenções

antrópicas é possível reverter as limitações relacionadas à dispersão e a colonização dessas áreas.

Quanto às áreas de pastagem, no momento em que são abandonadas, inicia-se o processo de sucessão secundária, onde gradativamente espécies herbáceas, arbustivas e lenhosas são adicionadas ao ambiente (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). A regeneração em pastagens envolve um complexo ajuste entre o nível de impacto causado pela atividade pecuária e a capacidade de estabelecimento das novas espécies (CHEUNG; MARQUES; LIEBSCH, 2009).

Estudos sobre regeneração natural são importantes, pois podem nortear os planos de conservação e recuperação de áreas degradadas. Através desses estudos é possível identificar fatores ambientais que limitam o desenvolvimento da vegetação, bem como, intervir na dinâmica futura da floresta (DALLA ROSA et al., 2016).

3.4 INDICADORES DE AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL

A probabilidade de um ecossistema restaurado igualar ou aproximar-se de um ecossistema de referência só pode ser avaliada mediante monitoramento, por meio de indicadores ecológicos (DARONCO; MELO; DURIGAN, 2013). Brancalion et al. (2015), apontam o monitoramento como uma das etapas essenciais no processo de restauração, visto que, na fase de monitoramento são realizadas avaliações temporais, as quais servirão de parâmetro para verificar o funcionamento e a dinâmica da área restaurada de acordo com os objetivos estabelecidos no planejamento, otimizando a análise do efeito dos tratamentos utilizados sobre a área degradada.

Atualmente, existe uma lacuna em relação ao monitoramento das áreas restauradas no País, pois os órgãos públicos responsáveis pelo licenciamento, bem como as empresas que contratam ou realizam os serviços ambientais, confundem o processo de restauração com um simples transplante de mudas, visando cumprir exclusivamente as exigências de certificação e de licenciamento ambiental (BRANCALION et al., 2015). Porém, o monitoramento precisa ser encarado como uma ferramenta fundamental de orientação sobre as ações de manejo, pois permite a identificação e correção de erros antes que o processo de restauração entre em

declínio, podendo garantir a sustentabilidade das áreas restauradas (BELLOTTO et al., 2009; BRANCALION et al., 2015).

Via de regra, os projetos de restauração têm sua eficiência avaliada utilizando a diversidade, riqueza e abundância florística (CHADA; CAMPELLO; FARIA, 2004; CHEUNG; MARQUES; LIEBSCH, 2009; DARONCO; MELO; DURIGAN, 2013; KLIPPEL et al., 2015; MARCUZZO et al., 2014; MIRANDA NETO et al., 2010; RODRIGUES; MONTEIRO; CULLEN JUNIOR, 2010; SOUZA; BATISTA, 2004). Alguns trabalhos realizados em áreas degradadas apontam o efeito da recuperação sobre as propriedades, químicas, físicas e biológicas do solo (FRAGOSO et al., 2014; OLIVEIRA FILHO; BARETTA; SANTOS, 2014; RODRIGUES; MALTONI; CASSIOLATO, 2007; ROVEDDER et al., 2009), no entanto, existe uma carência de estudos que demonstrem o efeito da restauração de ecossistemas florestais sobre a fauna edáfica e sobre as propriedades químicas e físicas do solo.

3.4.1 Estabelecimento de vegetação

Analisar a dinâmica da composição florística na fase inicial do projeto permite acompanhar o desenvolvimento da comunidade implantada, sua sucessão e estabelecimento ao longo do tempo. Os resultados das análises constituem uma importante ferramenta para monitoramentos de longo prazo (RODRIGUES; MONTEIRO; CULLEN JUNIOR, 2010), pois os processos sucessionais que definirão a futura flora da comunidade e, conseqüentemente a sustentabilidade ecológica do ecossistema, serão definidos pelo estoque atual de plantas em regeneração natural (DARONCO; MELO; DURIGAN, 2013).

A evolução de um sistema implantado rumo à almejada diversidade e sustentabilidade pode ser avaliada diretamente através da regeneração natural. (CHADA; CAMPELLO; FARIA, 2004). A diversidade da regeneração natural dentro das áreas em processos de restauração certamente é um dos meios mais eficientes da avaliação do sucesso de iniciativas de restauração em relação aos serviços ecossistêmicos e ao funcionamento dos processos ecológicos (BELLOTTO et al., 2009; BRANCALION et al., 2015).

A diversidade florística pode ser mensurada pela determinação da riqueza, abundância de organismos, dominância, equabilidade (também denominada equitabilidade) e diversidade de espécies. A riqueza é considerada a medida mais

simples de diversidade, uma vez que compreende somente o número de espécies. A abundância de indivíduos, também conhecida como densidade relativa, expressa a quantidade de indivíduos que ocorre em um local ou em uma amostra, refletindo o peso que determinada espécie ocupa no ambiente, a ocupação por nicho e o sucesso adaptativo no local (GORENSTEIN, 2009; MAGURRAN, 2004; MORENO, 2001). Comunidades que possuem abundância de indivíduos próximas apresentam alta equabilidade. Da combinação de riqueza e equabilidade surge o conceito de diversidade (GORENSTEIN, 2009; MAGURRAN, 2004).

A diversidade de espécies é um dos aspectos mais importantes no estudo de comunidades biológicas naturais, pois diz respeito a um atributo relacionado à produtividade e estabilidade de um ambiente, utilizada como indicador de qualidade e maturidade do ecossistema (MAGURRAN, 2004).

3.4.2 Nitrogênio e carbono do solo

A avaliação de aspectos relacionados à dinâmica do nitrogênio e do carbono no solo assume papel de destaque quando se pretende estudar alterações na qualidade do solo (SOUZA, 2005).

O nitrogênio é considerado um elemento essencial ao desenvolvimento das plantas, sendo considerado um fator limitante, pois afeta diretamente o crescimento. Em geral, a baixa disponibilidade está associada ao fato de que a maior parte do nitrogênio está na forma orgânica, que não está prontamente disponível para as plantas (POLETTTO, 2004).

O nitrogênio é um elemento muito dinâmico no solo, pois sofre diversos processos que modificam sua forma, entre os quais estão os processos microbianos de mineralização, imobilização e desnitrificação. O estoque desse elemento no solo é o resultado do balanço entre a mineralização e a imobilização que ocorre no solo, ou seja, quando a mineralização é maior do que a imobilização, vai ocorrer um aumento líquido do nitrogênio no solo, do contrário ocorre uma redução (WENDLING, 2005). A taxa de mineralização do nitrogênio é altamente dependente de fatores relacionados ao solo e aos resíduos vegetais, sendo influenciada pela composição química dos resíduos, teor de matéria orgânica, pH, aeração, umidade, precipitação pluvial, temperatura e manejo do solo (POLETTTO, 2004).

O carbono serve como uma fonte de energia para os microrganismos do solo, que por sua vez atuam na transformação e decomposição da matéria orgânica, na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia no solo. O aumento do armazenamento de carbono no solo pode ser favorecido pela manutenção dos resíduos vegetais sobre a superfície do solo e a redução do revolvimento (SALTON et al., 2011). O teor de carbono varia em função das taxas de adição, por resíduos vegetais e, ou, animais, e de perdas, dentre elas, as decorrentes da erosão e da oxidação pelos microrganismos do solo (PEREIRA et al., 2013). De acordo com Lovato et al. (2004), a quantidade de carbono adicionada e perdida irá determinar o estoque de matéria orgânica do solo.

Dependendo da magnitude do fluxo de carbono propiciado pelas plantas, haverá maior ou menor atividade biológica, produção de compostos orgânicos secundários, agregação do solo e aparecimento de outras propriedades. De modo geral, essas propriedades relacionadas ao ciclo do carbono no solo (teor de matéria orgânica, agregação, porosidade, infiltração de água, retenção de água, aeração, CTC, balanço de nitrogênio, dentre outras) melhoram a qualidade do solo (VEZZANI, 2001).

A adição de energia e matéria no sistema solo é influenciada pela quantidade de carbono produzida pelas plantas. Do carbono total assimilado pelas plantas, 16 a 33% são liberados diretamente dentro do solo pelas raízes, contribuindo com 30 a 60% da matéria orgânica no solo (VEZZANI, 2001). Segundo Vasconcelos et al. (2010), o incremento de cobertura vegetal no solo interfere diretamente nos parâmetros químicos do solo, aumentando os teores de nutrientes, principalmente de nitrogênio, e conseqüentemente melhorando os atributos biológicos e físicos. O carbono melhora a agregação e a porosidade do solo, ocasionando aumento da infiltração de água e permitindo que as plantas desenvolvam sistemas radiculares abundantes e profundos.

A perda de carbono orgânico do solo corresponde à soma das perdas por oxidação, erosão e lixiviação. As perdas por lixiviação podem ser consideradas desprezíveis e as perdas por erosão dependem do relevo, da cobertura da superfície e do tipo de utilização do solo. As perdas por oxidação são as mais importantes, decorrendo do tipo de manejo a que é submetido o solo (BUSO; KLIEMANN, 2003).

A matéria orgânica se constitui na principal fonte de carbono e energia para os microrganismos do solo, que por sua vez, são responsáveis por parte da

mineralização do nitrogênio no sistema. Portanto, a redução da matéria orgânica no sistema ocasiona o declínio da população microbiana no solo, e conseqüentemente um decréscimo na mineralização do nitrogênio (POLETTTO, 2004).

A mudança dos teores de nitrogênio e carbono no solo pode ser positiva (mineralização de C e N) pela adição de materiais de baixa relação C/N ou fertilizantes nitrogenados minerais, ou negativa (imobilização líquida) pela adição de materiais de alta relação C/N (BUSO; KLIEMANN, 2003).

Solos com vegetação natural apresentam equilíbrio dinâmico entre as adições e perdas de carbono e nitrogênio, sendo praticamente inexistente a variação nos teores desses elementos. Porém, na conversão da vegetação natural em áreas para atividades agrícolas, pecuárias ou plantios silviculturais, verifica-se, em geral, uma rápida perda de nitrogênio e carbono no solo, que em virtude da maior exposição ao calor e umidade ou do revolvimento do solo, provocam decomposição e oxidação (BAYER; MIELNICZUK, 1999).

Aspectos importantes na evolução dos teores de nitrogênio e carbono estão relacionados aos históricos de manejo dos solos. Dentre estes se destacam a adição de resíduos vegetais ou de biomassa que é facilmente decomposta (BUSO; KLIEMANN, 2003).

3.4.3 Atributos físicos do solo

Para que as espécies vegetais se estabeleçam em um determinado local, algumas características do solo são determinantes, dentre as quais podemos citar a textura, grau de compactação, estrutura e retenção de água (ALMEIDA, 2002).

Práticas agropecuárias impróprias normalmente resultam em mudanças na estrutura do solo devido ao rompimento de agregados, acarretando restrições ao crescimento radicular e reduzindo a exploração de água e nutrientes pelas plantas. Essas alterações são manifestadas pela compactação acentuada, diminuindo a porosidade e a infiltração de água no solo e conseqüentemente, aumentando o selamento superficial e a erosão hídrica (ALBUQUERQUE, 2003).

Oliveira et al. (2004) constataram que o uso do solo em relação a uma condição natural modifica a retenção de água, por alterar a distribuição do tamanho dos poros e os teores de matéria orgânica. A utilização de sistemas de manejo do

solo, como por exemplo o pastejo animal, pode provocar mudanças nos atributos do solo, afetando o crescimento e o desenvolvimento radicular.

A cobertura do solo por plantas ou por resíduos vegetais colocados sobre a superfície tem ação direta e efetiva na redução da erosão hídrica, pois promove a dissipação da energia cinética das gotas de chuva, reduzindo a desagregação das partículas do solo e o selamento superficial, provocando aumento da infiltração de água (COGO; LEVIEN; SCHWARTZ, 2003). A vegetação tem a capacidade de reverter os danos causados pela degradação do solo, devido a melhorias na capacidade de retenção de água no solo, ocasionando melhoria nas propriedades químicas, físicas e biológicas (CAMPOS et al., 1994). Portanto, pode-se inferir que a restauração florestal tem capacidade de preservar ou até mesmo recuperar a fertilidade e os atributos físicos do solo, como por exemplo, densidade, porosidade, estabilidade de agregados e grau de flocculação.

Análises periódicas do solo são importantes em projetos de restauração florestal, pois fornecem informações sobre as condições estruturais e nutricionais da área que servirão de base para o crescimento das plantas, além de auxiliar na compreensão das transformações ocorridas ao longo do tempo (FRAGOSO et al., 2014; NEGREIROS et al., 2011). Mensurar os efeitos das diferentes técnicas de restauração sobre as propriedades químicas e físicas do solo através de monitoramento constante é essencial para determinar a evolução no processo de restauração. Dentro deste contexto, Carneiro et al. (2009), demonstram que a variação nas propriedades do solo, detectada através de avaliações periódicas, determina as intervenções necessárias visando garantir a sustentabilidade do ambiente.

A densidade e a porosidade apresentam uma estreita relação, pois o aumento da densidade provoca diminuição da porosidade total, macroporosidade, condutividade hidráulica, absorção iônica, assim como o aumento da microporosidade e da resistência mecânica a penetração de raízes no solo (MELO FILHO et al., 2006). As variáveis densidade, porosidade total, macro e microporosidade influenciam na retenção de água e na permeabilidade dos solos (MESQUITA; MORAES, 2004).

Em áreas de cultivo convencional ou de pecuária intensiva, em geral, observa-se um aumento na microporosidade e na densidade do solo, e uma redução na porosidade total e na macroporosidade (STONE; SILVEIRA, 2001). Através do

monitoramento é possível determinar se os efeitos atribuídos à destruição da estrutura do solo pela ação de máquinas agrícolas, pela erosão e compactação do solo devido ao pisoteio animal e redução no teor de matéria orgânica, podem ser revertidos através da utilização de técnicas de restauração florestal.

A estabilidade de agregação dos solos é um importante indicador do estado da qualidade física do solo. Esta propriedade também é sensível às práticas de uso e manejo do solo, que resultam em ruptura dos agregados e diminuição na qualidade da estrutura do solo. Por tratar-se de um atributo diretamente relacionado com a disponibilidade de ar e água às raízes das plantas, o suprimento de nutrientes, a resistência mecânica do solo à penetração e o desenvolvimento do sistema radicular, a sua avaliação se torna importante em processos de restauração de áreas degradadas (BERTOLLO, 2014; CORRÊA, 2002).

A estabilidade de agregados é influenciada por diversas características do solo, como textura, teor de óxidos de ferro e alumínio, teor de matéria orgânica, atividade biológica e manejo do solo. O uso de vegetação, seja através de plantas ou resíduos, ocasiona o aporte de matéria orgânica ao ambiente, liberando substâncias húmicas que se expressam na formação dos agregados (PASSOS et al., 2007).

3.4.4 Fauna edáfica

Além das variáveis convencionais (físicas e químicas), as avaliações de qualidade do solo devem incluir atributos biológicos, como por exemplo, a fauna edáfica. O estudo dessas comunidades pode ser um ponto de partida importante para entender os processos ocorrentes nos solos, já que estes organismos apresentam sensibilidade às condições ambientais e ocupam diversos níveis tróficos dentro da cadeia alimentar, sendo fundamentais para o funcionamento do ecossistema (BARETTA; BROWN; CARDOSO, 2010). Segundo os autores, os efeitos sobre determinadas populações variam de acordo com a utilização do solo e a intensidade de impacto das atividades desenvolvidas, podendo reduzir ou aumentar a diversidade de organismos edáficos, em função de mudanças de hábitat, fornecimento de alimento e criação de microclimas.

Dentre os principais fatores que afetam o ambiente pode-se citar a utilização de fertilizantes químicos ou orgânicos, a compactação e o revolvimento do solo. A

compactação do solo afeta os indivíduos que vivem nos poros do solo, reduzindo-lhes a capacidade de criar galerias, como é o caso de ácaros (Acarina), minhocas (Oligochaeta) e aranhas (Araneae). Já o revolvimento do solo interfere na distribuição da matéria orgânica e provoca variações na temperatura e na umidade do solo, afetando a distribuição espacial e a regulação metabólica da fauna do solo (BARETTA et al., 2011; MOÇO et al., 2005).

Desmatamentos e queimadas resultam na redução da riqueza e diversidade da fauna presente no solo, enquanto a adoção de práticas conservacionistas, principalmente aquelas que fazem uso de resíduos orgânicos, promovem o aumento da diversidade de organismos, que em contrapartida, melhoram significativamente as propriedades físicas e químicas do solo (NUNES; ARAÚJO FILHO; MENEZES, 2009; BARETTA; BROWN; CARDOSO, 2010).

Os grupos encontrados no solo com maior frequência são Acarina, Araneae, Blattodea, Chilopoda, Coleoptera, Collembola, Diplopoda, Hymenoptera, Isoptera e Oligochaeta (BARETTA et al., 2011).

O grupo Acarina, representado por carrapatos e ácaros, é geralmente encontrado em maior quantidade na matéria orgânica, visto que alimentam-se de algas, fungos e matéria orgânica em decomposição. Esses organismos agem como predadores, controlando as populações de outros organismos no solo (MELO et al., 2009).

O grupo Araneae, assim como o grupo Acarina, tem função de predação. No entanto, segundo Baretta et al. (2011) as aranhas se alimentam de insetos, tendo efeito regulador potencialmente importante na comunidade edáfica, visto que, a maioria artrópodes presentes na serapilheira pode ser presa das aranhas em alguma época de sua vida.

As baratas, representantes da ordem Blattodea, habitam locais quentes e úmidos no ambiente, alimentando-se de material animal e vegetal em decomposição (TEIXEIRA; COUTINHO, 2002).

O grupo Chilopoda compreende organismos conhecidos popularmente como lacraias. São animais que vivem em ambientes úmidos compostos de resíduos vegetais, alimentando-se basicamente de larvas de besouros e minhocas. Desempenham um papel importante no ambiente, pois ao se locomoverem constroem galerias no solo (BARROSO et al., 2001).

Os besouros, principais organismos do grupo Coleoptera, são divididos em predadores, saprófagos e fitófagos, atuando na decomposição de resíduos animais e vegetais (BARETTA et al, 2011). Um dos organismos mais importantes desse grupo é o “besouro rola-bosta”, pois atua na decomposição de resíduos, aeração do solo e transporte de matéria orgânica (MILHOMEM et al., 2003).

Os colembolos servem de alimento para os organismos da Ordem Acarina, Araneae e Coleoptera. Possuem o papel de decompositores no solo, realizando a ciclagem de nutrientes através do consumo de fungos, líquens e materiais em decomposição (BARETTA et al., 2011).

O grupo Diplopoda atua na decomposição da matéria orgânica e na formação do solo, alimentando-se de vegetação e madeira em decomposição (COSTA NETO, 2007).

As formigas, principais representantes da Ordem Hymenoptera, desempenham grande variedade de funções ecológicas, influenciando o ciclo de nutrientes e aos microrganismos do solo devido à construção de formigueiros, galerias subterrâneas e pelo transporte de matéria orgânica (MAIORALLI, 2014).

A Ordem Isoptera, que inclui os cupins, possui importância ecológica no solo, pois atuam na decomposição e ciclagem de nutrientes. Além disso, são conhecidos como “engenheiros do ecossistema”, devido à capacidade de modificar os ambientes que habitam, alterando a topografia com a criação de micro relevos onde constroem os ninhos (FERREIRA et al., 2011).

O grupo Oligochaeta, representado pelas minhocas, estão entre os grupos mais importantes no solo, apresentando efeitos positivos sobre os atributos químicos e físicos do solo. Esses organismos atuam na decomposição de resíduos orgânicos, realizando a ciclagem de nutrientes e na sua distribuição ao longo do perfil do solo. Também promovem a formação de túneis devido a sua locomoção, melhorando a porosidade do solo e facilitando o fluxo de outros organismos (BLANCHART et al., 2004).

A sensibilidade da fauna do solo tem papel importante na avaliação das atividades promovidas pelo homem, sendo uma propriedade indicativa para monitorar a qualidade do solo (BARETTA et al., 2011). O uso de indicadores biológicos como ferramenta para avaliar a qualidade do solo e até mesmo o impacto das modificações causadas nesses, tem crescido muito em âmbito mundial, visto que o monitoramento da diversidade da fauna edáfica permite compreender a

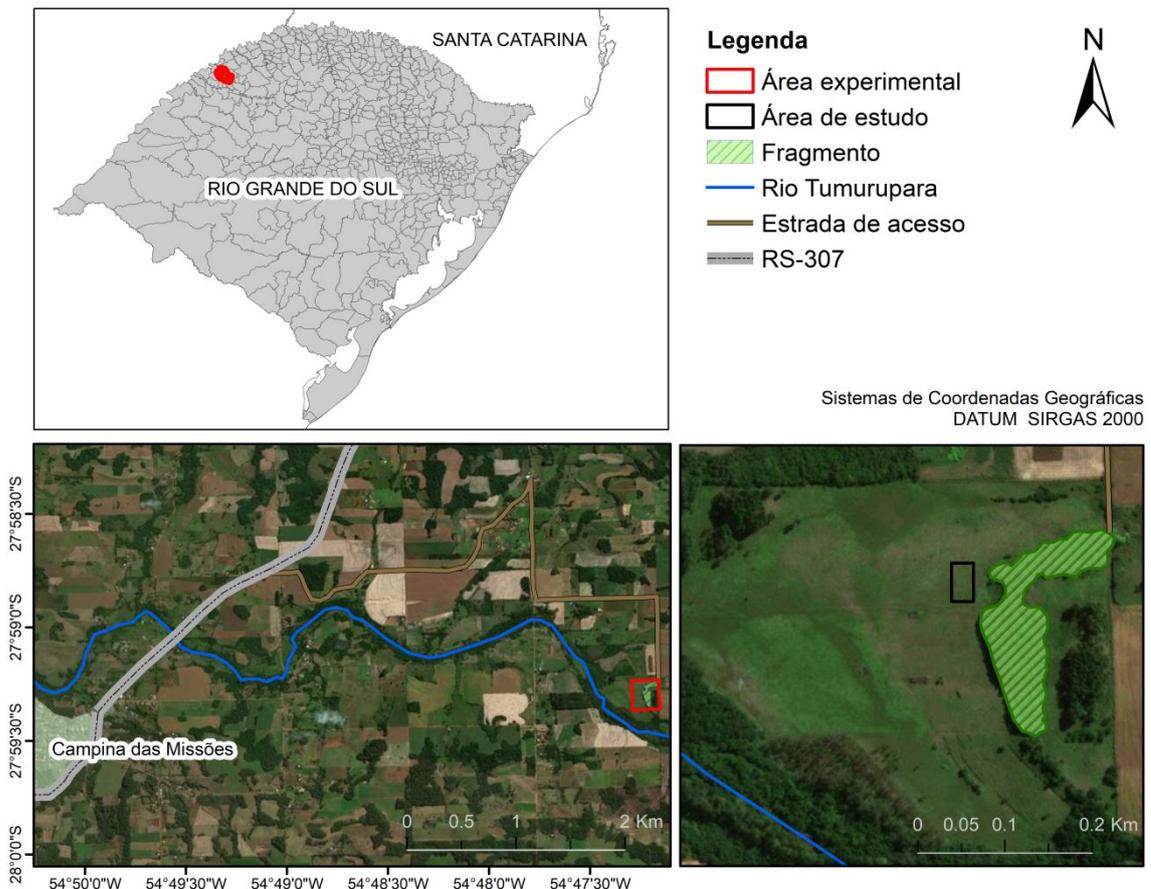
funcionalidade destes organismos e a complexidade ecológica destas comunidades. A tendência em utilizar cada vez mais a fauna do solo como bioindicadora está relacionada com a facilidade de estimar índices de diversidade e com a eficiente representação do ambiente que esses índices promovem (ESPÍRITO-SANTO FILHO, 2005).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área experimental onde o estudo de restauração florestal foi conduzido encontra-se em uma pequena propriedade rural localizada na Linha Butiá Centro, zona rural do município de Campina das Missões, no noroeste do estado do Rio Grande do Sul, localizado nas coordenadas 27°59'16"S e 54°47'15"W, a 182 m de altitude, nas proximidades do Arroio Tumorupará (Figura 1). Na década de 80 e 90 a área era usada basicamente para o cultivo de soja e milho, sob sistema de cultivo convencional e, nos últimos 15 anos, a área passou a ser utilizada para atividade pecuária, com criação de gado de corte.

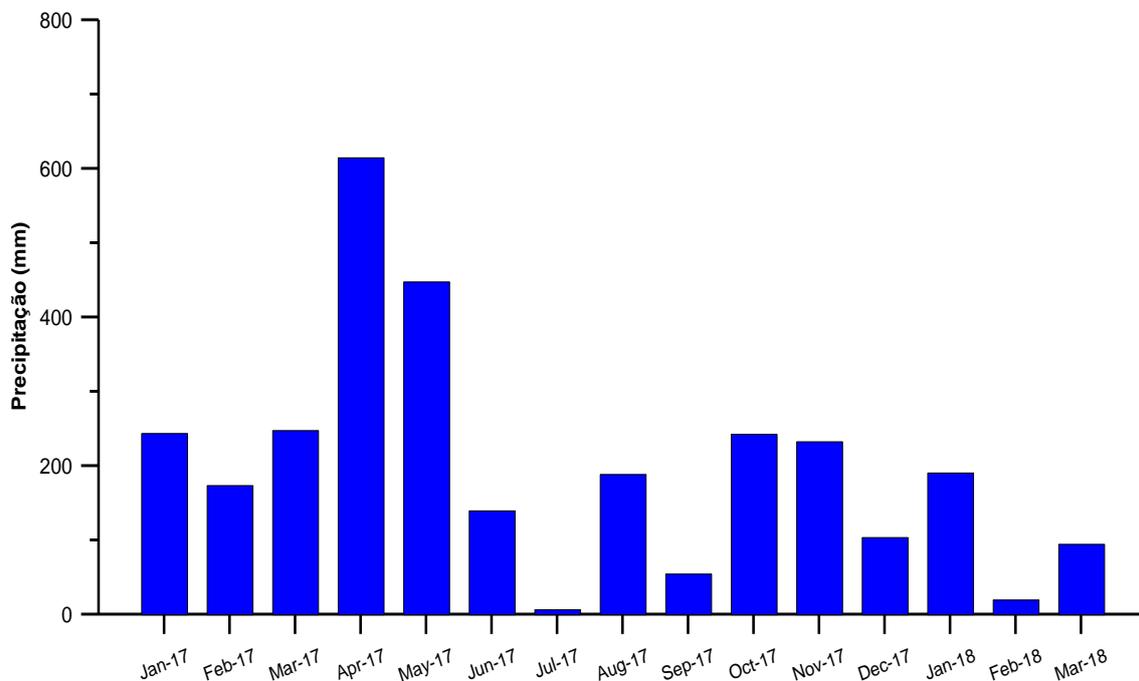
Figura 1 - Mapa de localização da área experimental, localizado na Linha Butiá Centro, Campina das Missões, RS.



Fonte: Elaborado pelo autor (Software ArqGIS 10.2).

Segundo classificação de Köppen, o clima local é do tipo mesotérmico úmido com verão quente (Cfa). A temperatura média anual está entre 19°C e 20°C, com temperaturas entre 27°C e 37°C no verão e entre 3°C a 14°C no inverno, com 10 a 15 dias de geada no ano. Quanto ao comportamento pluviométrico, o índice de precipitação pluvial é de 1.700 mm a 1.800 mm, com 90 a 100 dias de chuva por ano (FEPAGRO, 2012). A precipitação pluviométrica registrada desde o início de janeiro de 2017 até o final de março de 2018, período de condução do experimento, foi de 3.006 mm (Figura 2), com precipitação média mensal de 200,4 mm, sendo possível observar que em abril de 2017 houve registro das maiores precipitações, enquanto julho de 2017 foi o mês com os menores registros. Os meses de setembro de 2017 e fevereiro de 2018, nos quais se realizou a instalação das armadilhas do tipo Provid para coleta da fauna edáfica, apresentaram precipitações pluviométricas baixas, com volume total de 55 mm distribuídos em 5 dias no mês de setembro 2017 e 1 dia de precipitação com um total de 20 mm em fevereiro de 2017.

Figura 2 - Precipitação pluviométrica registrada na área experimental durante o período de jan/2017 a mar/2018.

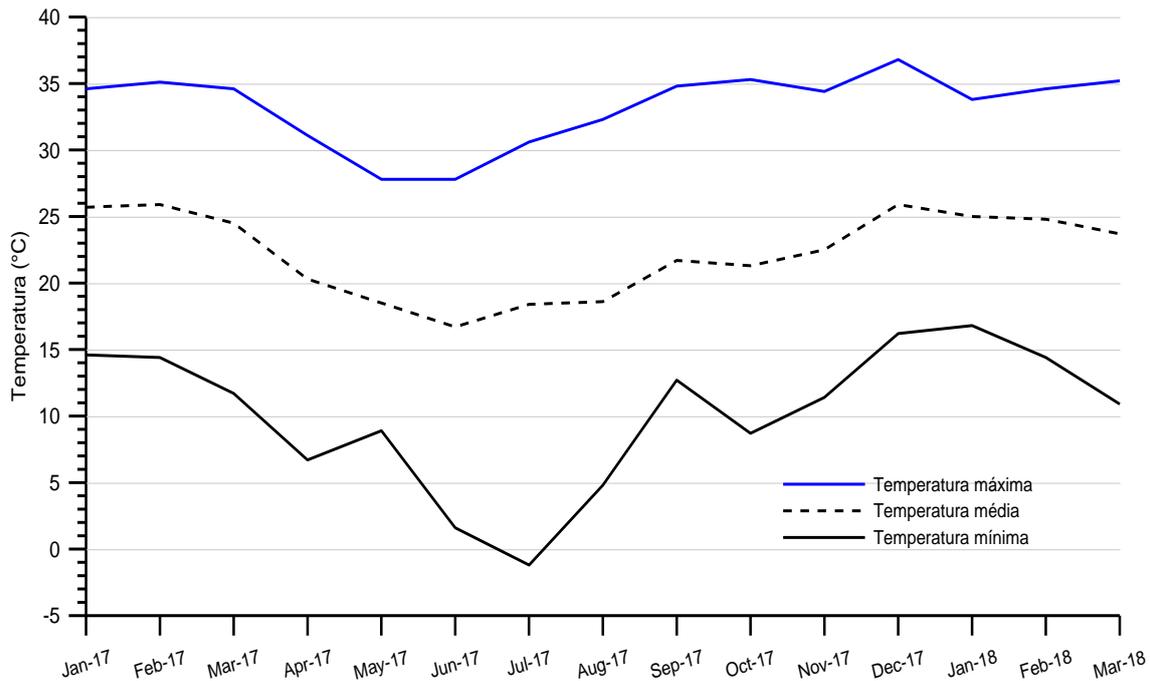


Fonte: Elaborado pelo autor.

A temperatura máxima registrada no período de condução do experimento foi de 36,8°C no mês de dezembro de 2017 (Figura 3). As temperaturas médias

variaram de 18,4°C a 25,9°C. Nos meses de junho a agosto de 2017 houve registro de temperaturas abaixo de 5°C, com ocorrência de geadas. A temperatura mínima de -1,2°C foi registrada no mês de julho de 2017.

Figura 3 – Temperatura máxima, média e mínima registrada na área experimental durante o período de jan/2017 a mar/2018.



Fonte: Estação meteorológica didática do Campus Cerro Largo da Universidade Federal da Fronteira Sul.

A área do município se enquadra na unidade geomorfológica do Planalto, especificamente na região geomorfológica do Planalto das Missões (PASSOS, 2009), pertencendo à região hidrográfica do rio Uruguai, na bacia Turvo – Santa Rosa – Santo Cristo (U-30). A área do estudo está inserida no bioma Mata Atlântica, originalmente coberta por Floresta Estacional Decidual. Atualmente, a cobertura vegetal nativa encontra-se fragmentada devido às atividades agrícolas e pecuárias desenvolvidas na região, restando somente alguns remanescentes de floresta secundária bastante antropizadas. A vegetação predominante no local onde o experimento foi conduzido é característica dos poteiros da região, sendo composta principalmente por espécies da família Poaceae e plantas daninhas nativas. O relevo é suave ondulado e o solo predominante na área de estudo é classificado como Neossolo Regolítico, conforme o Sistema Brasileiro de Classificação do Solo (EMBRAPA, 2013) e como Regosol no Sistema de Classificação de Solos da FAO

(WRB-FAO, 2015), com profundidade média do horizonte A de 25 cm. A declividade média do local onde o experimento foi conduzido varia de 7 e 8%.

Para fins de diagnóstico das características do solo, realizou-se uma análise preliminar dos atributos químicos e físicos. A análise granulométrica foi realizada para cada tratamento através do Método da Pipeta (SUZUKI et al., 2015), nas profundidades de 0,00 a 0,10 e 0,10 a 0,20 m, o que permitiu classificar o solo em textura franca, com 227 g kg⁻¹ de argila, 391 g kg⁻¹ de silte e 382 g kg⁻¹ de areia (Tabela 1).

Tabela 1 - Análise granulométrica para os tratamentos de restauração florestal, nas profundidades de 0,00 a 0,10 e 0,10 a 0,20 m.

Tratamento	Argila	Silte	Areia total	Textura do solo
-----g kg ⁻¹ -----				
-----0,00 a 0,10 m-----				
*CS	261,92	346,85	391,23	Franco Argiloso
TS	222,14	387,19	390,66	Franco
PA	216,25	398,22	385,53	Franco
TR	200,61	415,75	383,63	Franco
PM	197,04	429,7	373,26	Franco
C	250,44	400,35	349,21	Franco
-----0,10 a 0,20 m-----				
CS	200,67	363,44	435,9	Franco
TS	237,51	357,82	404,67	Franco
PA	276,53	359,44	364,03	Franco Argiloso
TR	214,79	410,99	374,22	Franco
PM	207,08	409,79	383,13	Franco
C	239,9	407,59	352,51	Franco

*CS: chuva de sementes, TS: transposição de solo, PA: poleiros artificiais, TR: troncos e rochas, PM: plantio de mudas, C: controle.

Fonte: Elaborado pelo autor.

As propriedades físicas do solo, avaliadas antes da implantação dos tratamentos (Tabela 2), com o intuito de diagnosticar as condições físicas do solo, apontam a densidade do solo variando de acordo com a profundidade em 1,35 a 1,47 Mg m⁻³, a porosidade total entre 0,50 e 0,55 m³ m⁻³, sendo que desta porosidade 0,43 a 0,45 m³ m⁻³ correspondem aos microporos e 0,05 a 0,11 m³ m⁻³ aos macroporos. A umidade do solo na capacidade de campo variou entre 0,41 a 0,43 m³ m⁻³.

Tabela 2 – Propriedades físicas do solo antes da implantação dos tratamentos, considerando a média de sete coletas para cada profundidade do solo.

Profundidade	*DS	PT	MI	MA	UCC
	--- Mg m ⁻³ ---	----- m ³ m ⁻³ -----			
0,00 a 0,05 m	1,47	0,50	0,45	0,05	0,43
0,05 a 0, 10 m	1,39	0,53	0,44	0,10	0,42
0,10 a 0,20 m	1,35	0,55	0,43	0,11	0,41

*DS: densidade do solo, PT: porosidade total, MI: microporosidade, MA: macroporosidade, UCC: umidade do solo na capacidade de campo.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A análise dos atributos químicos do solo (Tabela 3) apresenta os dados de acidez, macronutrientes, micronutrientes e relações molares, nas profundidades de 0,00 a 0,10 e 0,10 a 0,20 m.

Tabela 3 - Análise dos atributos químicos do solo nas profundidades de 0,00 a 0,10 e 0,10 a 0,20 m.

Atributos químicos do solo	Profundidade (m)	
	0,00 a 0,10	0,10 a 0,20
pH em água	5,4	5,4
Ca (cmol _c dm ³)	11,2	12,2
Mg (cmol _c dm ³)	3,3	3,7
Al (cmol _c dm ³)	0,1	0,1
H+Al (cmol _c dm ³)	7,7	8,7
CTC efetiva (cmol _c dm ³)	14,8	16,1
Saturação por Al (%)	0,7	0,6
Saturação por Bases (%)	65,5	64,6
Índice SMP	5,5	5,4
MO (%)	3,4	3,3
Argila (%)	31,0	39,0
S (mg/dm ³)	9,5	8,6
P-Mehlich (mg/dm ³)	1,8	1,4
CTC pH7 (cmol _c dm ³)	22,4	24,7
K (mg/dm ³)	56,0	40,0
Cu (mg/dm ³)	8,13	8,74
Zn (mg/dm ³)	4,38	2,31
B (mg/dm ³)	0,1	0,1

Fonte: Elaborado pelo autor.

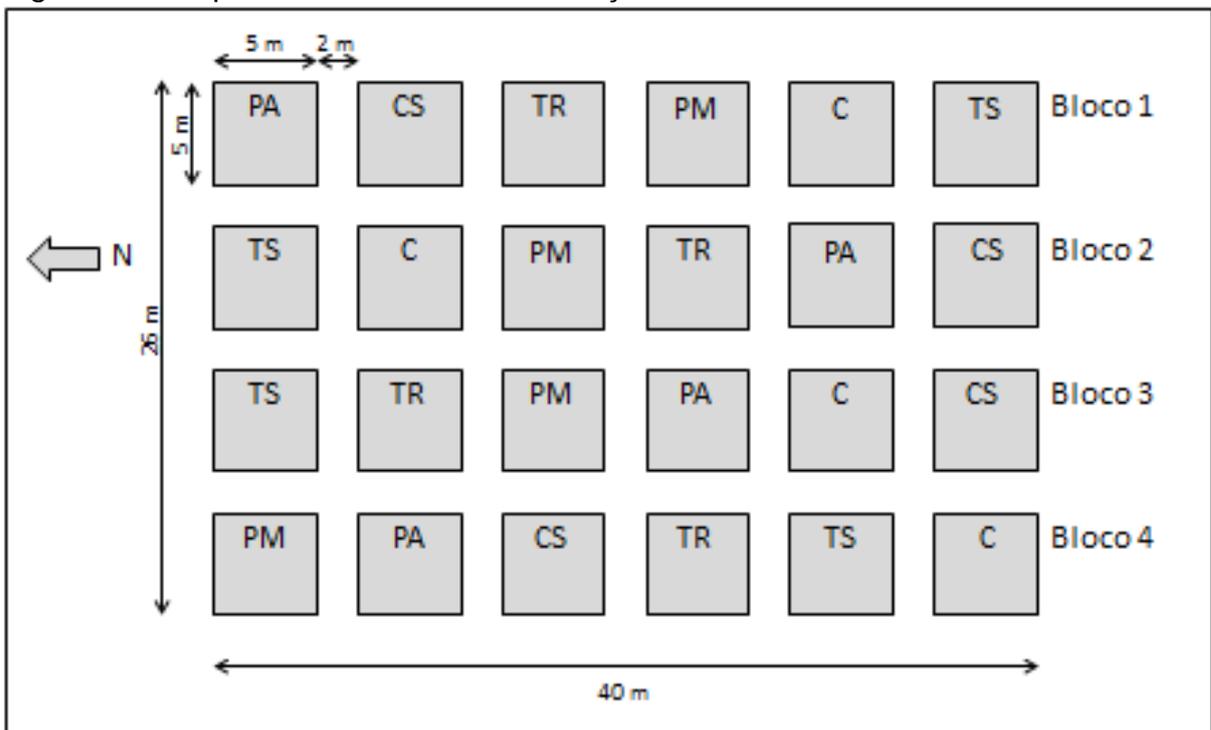
De acordo com o SBCS (2004), os resultados relativos à análise química do solo evidenciam um solo com baixo pH em água, saturação por bases moderada e saturação por alumínio muito baixa. O solo também apresenta um percentual médio de matéria orgânica e elevada capacidade de troca de cátions. Os elementos fósforo

e potássio apresentaram valores muito baixos, enquanto cálcio, magnésio e enxofre apresentaram valores elevados. Quanto aos micronutrientes, os valores de cobre e zinco foram altos, enquanto o boro apresentou um valor médio.

4.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E TRATAMENTOS

O estudo, realizado no período de janeiro de 2017 a março de 2028, foi conduzido em um delineamento de blocos casualizados, com 6 tratamentos e 4 blocos, totalizando 24 unidades experimentais de 25 m² cada (Figura 4). Destinou-se uma área de 2 m entre cada unidade com a finalidade de evitar a interferência entre os tratamentos e facilitar a circulação, impedindo o pisoteio dentro das unidades. A área total destinada ao experimento foi de 1.040 m².

Figura 4 - Croqui ilustrativo com a distribuição dos tratamentos.



PA: poleiros artificias, CS: chuva de sementes, TR: troncos e rochas, PM: plantio de mudas, C: controle, TS: transposição de solo.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Após a seleção da área experimental (dezembro/2016), realizou-se o cercamento da mesma para evitar a entrada de gado e, antes da implantação dos tratamentos (janeiro/2017), efetuou-se uma roçada na totalidade da área.

Dentro de cada unidade experimental foram demarcadas, aleatoriamente, 5 subparcelas de 1 x 1 m, das quais 3 subparcelas foram utilizadas para identificação e quantificação da vegetação e 2 subparcelas para realização das análises químicas, físicas e biológicas do solo.

Os materiais utilizados na realização deste estudo (propágulos, rochas, troncos, serapilheira e solo) foram coletados em um remanescente de Floresta Estacional Decidual localizado a uma distância de aproximadamente 30 m da área experimental (Figura 1), seguindo a recomendação de autores como Tres et al. (2007) e Reis et al. (2014), que afirmam que os fragmentos mais próximos às áreas degradadas são as melhores fontes de propágulos para a regeneração, representando núcleos históricos dos fluxos naturais. Segundo os autores, nestas áreas, em função do mosaico produzido pela paisagem ser bastante heterogêneo, uma complexidade de condições naturais poderá ser potencializada através da incorporação desses núcleos históricos nas áreas a serem restauradas. Este fragmento, que cumpre papel de reserva legal dentro da propriedade rural, apresenta aproximadamente 1,2 ha de vegetação secundária em estágio médio de regeneração e encontra-se impactado devido à atividade pecuária. Essa situação de perturbação antrópica é característica dos fragmentos florestais presentes na região noroeste do Rio Grande do Sul. As principais espécies florestais presentes no fragmento são *Cupania vernalis* Cambess., *Zanthoxylum rhoifolium* Lam., *Helietta apiculata* Benth., *Eugenia uniflora* L., *Eugenia involucrata* DC., *Cordia americana* (L.) Gottshling & J.E.Mill., *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman, *Annona* sp. e *Senegalia bonariensis* (Gillies ex Hook. & Arn.) Seigler & Ebinger.

As técnicas de restauração implantadas estão descritas a seguir.

4.2.1 Chuva de sementes (CS)

A coleta de CS foi realizada com o auxílio de coletores, compostos de estruturas de madeira, medindo 1 m², nos quais foram fixados telas sintéticas, com malha de 1 mm. Para evitar o contato com a umidade da serapilheira, foram utilizados suportes de madeira de 50 cm de altura na estrutura dos coletores (Figura 5). No total, 25 coletores foram distribuídos aleatoriamente ao longo de todo fragmento florestal, tendo o cuidado de contemplar diferentes situações ambientais como sub-bosque, clareiras e borda. A instalação dos coletores foi realizada no mês

de novembro de 2016 e seu conteúdo foi coletado e depositado nas parcelas correspondentes ao tratamento CS após dois meses. As coletas foram efetuadas após realização da identificação e contagem da vegetação das parcelas. Realizou-se a coleta integral do material retido nos coletores, incluindo galhos, folhas, sementes, frutos, insetos e fezes de animais, não sendo realizada nenhuma triagem do material depositado nas parcelas correspondentes ao tratamento CS. O material armazenado nos coletores foi depositado somente nas 5 subparcelas previamente demarcadas dentro de cada parcela.

Figura 5 - Estrutura de madeira e tela utilizada para a coleta da CS.



Fonte: Arquivo pessoal.

4.2.2 Transposição do solo (TS)

No processo de coleta e transposição do banco de sementes do solo, a serapilheira e o solo superficial foram utilizados em conjunto, com remoção de uma camada de 5 cm de profundidade. No total foram extraídas aleatoriamente 20 amostras do fragmento florestal, medidas com um gabarito de 1 x 1 m, as quais foram transportadas com auxílio de baldes e imediatamente depositadas nas parcelas do tratamento TS. A coleta do material e sua distribuição nas parcelas

correspondentes ao tratamento foram realizadas em janeiro de 2017, no momento da implantação do experimento.

A distribuição da camada superficial de solo coletada no fragmento foi realizada em 5 subparcelas, dentro de cada um dos 4 blocos do experimento, conforme metodologia adotada no tratamento CS (Figura 6).

Figura 6 - Subparcela de 1 m², localizada no tratamento TS, contendo serapilheira e solo coletados no fragmento florestal.



Fonte: Arquivo pessoal.

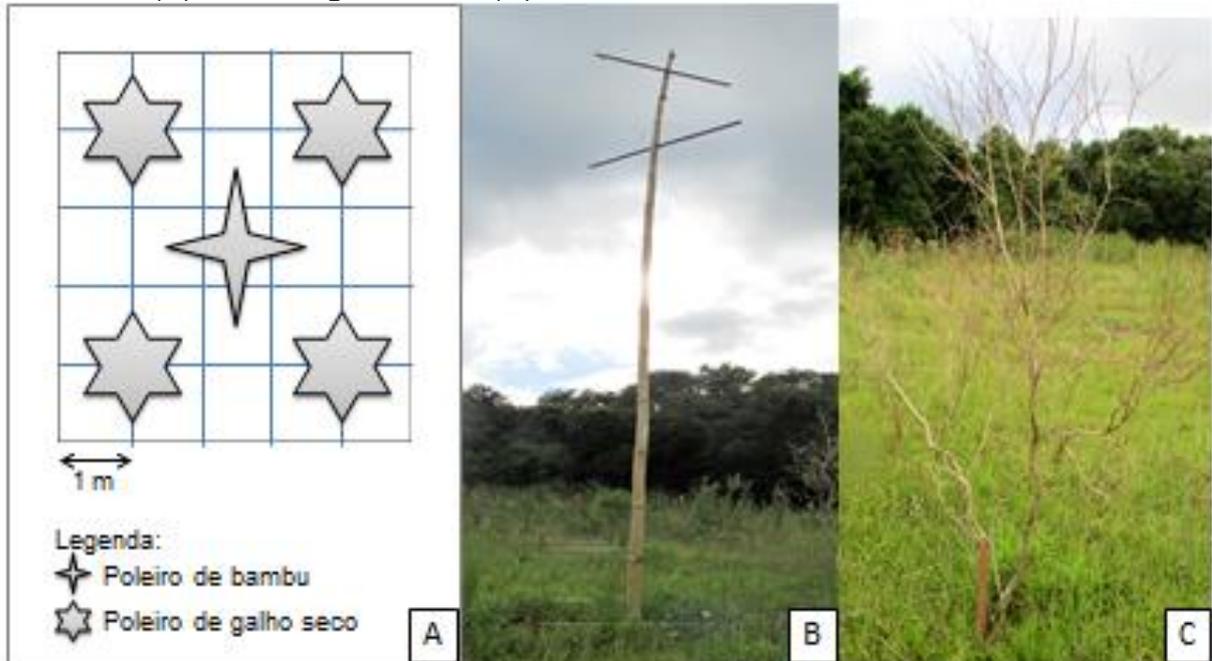
4.2.3 Poleiros artificiais (PA)

Para execução dessa técnica, visando atrair a avifauna, foram utilizados dois tipos de poleiros artificiais, distribuídos de maneira sistemática dentro das unidades experimentais.

Dentro de cada parcela foram utilizados 5 poleiros (Figura 7A), sendo que o maior, com 5 m de altura (Figura 7B), feito de bambu, foi alocado no centro da parcela. Os demais poleiros provenientes de galhos secos (Figura 7C), com 2 metros de altura cada, foram instalados nas extremidades da parcela, tendo o cuidado de manter 1 m de recuo das extremidades. Levando em consideração o hábito de pouso das diferentes espécies de aves, onde algumas possuem hábitos mais rasteiros, enquanto outras buscam locais de maior altitude, optou-se por utilizar

duas alturas de poleiros, de modo a atrair maior diversidade de espécies e consequentemente, maior diversidade de propágulos.

Figura 7 - Croqui ilustrativo com a disposição dos PA dentro de cada parcela (A), PA de bambu (B) e PA de galho seco (C).



Fonte: Arquivo pessoal.

4.2.4 Troncos e rochas (TR)

O tratamento TR foi baseado na metodologia de transposição de galharia, na qual é realizada a deposição de uma densa camada de materiais como rochas, galhos, troncos sobre o solo, de maneira aleatória e desorganizada. Na técnica adotada nesse estudo foram propostas modificações com o objetivo de viabilizar as avaliações necessárias para quantificação dos resultados, visto que não seria possível remover o material depositado sobre as parcelas no momento da identificação e contagem de espécies ou durante as coletas de solo. Dessa maneira, foram utilizados troncos de eucalipto e rochas (Figura 8), distribuídos de maneira sistemática em toda unidade experimental correspondente ao tratamento, em um arranjo composto por um segmento de tronco e duas rochas a cada metro quadrado, totalizando 25 segmentos de tronco e 50 pedras ou rochas em cada parcela.

Os troncos foram usados com intuito de formarem microhabitats, visando atrair invertebrados, principalmente quando os mesmos iniciam o processo de apodrecimento. Já as pedras foram usadas com a finalidade de tornar a superfície

do solo semelhante à condição natural, visto que em solos com predominância de Neossolos Litólicos e Regolíticos, como é o caso da área onde o estudo foi conduzido, ocorre naturalmente uma grande quantidade de pedras sobre a superfície do solo, que no passado, eram removidas e empilhadas, com o objetivo de tornar o solo agricultável.

Figura 8 - Distribuição dos troncos e rochas sobre a parcela correspondente ao tratamento TR.



Fonte: Arquivo pessoal.

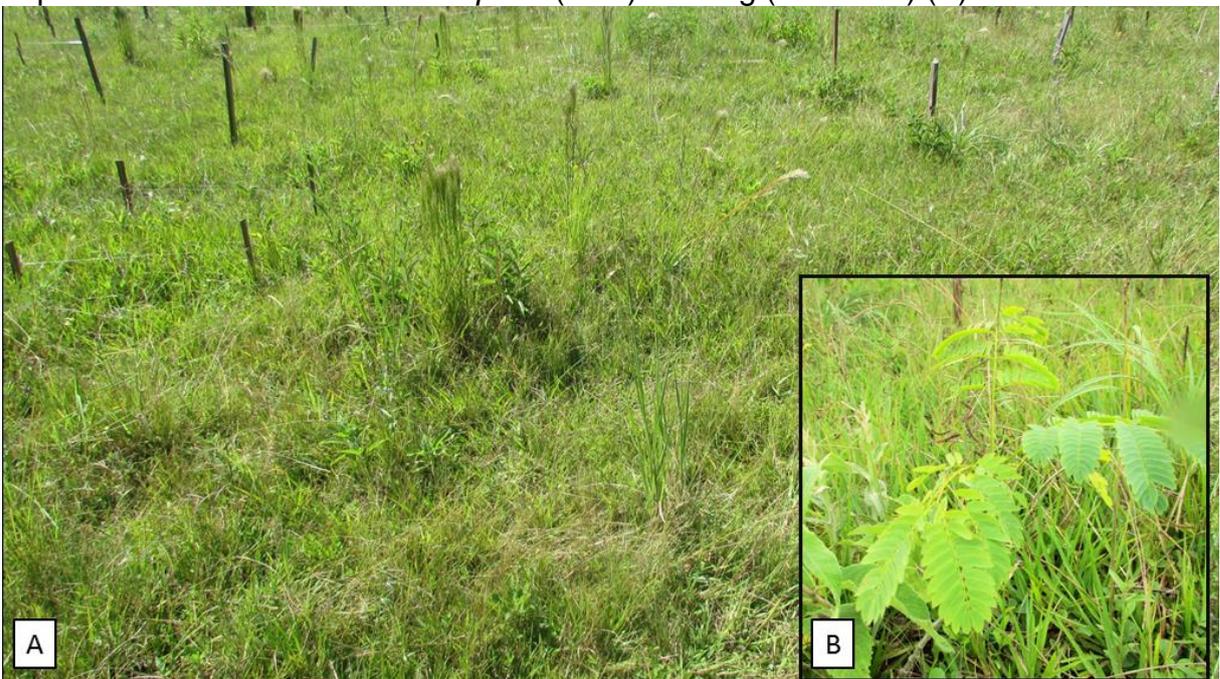
4.2.5 Plantio de mudas (PM)

O PM foi realizado integralmente em toda parcela correspondente ao tratamento, em um espaçamento de 1 x 1 m, visando verificar o índice de sobrevivência das plantas no local (Figura 9A).

A seleção de mudas exclusivamente nativas da região foi o único requisito adotado no momento da aquisição das mudas. Não houve preocupação em adotar somente espécies pioneiras ou não pioneiras, ou a combinação de ambas. A escolha das espécies foi realizada através de seleção de mudas que estavam disponíveis para comercialização em viveiro local. As mudas florestais utilizadas no transplante tinham altura média de 0,30 m. As espécies utilizadas foram *Eugenia uniflora* L. (pitangueira), *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (timbaúva) (Figura 9B), *Inga marginata* Willd. (ingá-feijão), *Eugenia involucrata* DC. (cerejeira), *Campomanesia xanthocarpa* O.Berg (guabiroba) e *Cordia americana* (L.) Gottshling & J.E.Mill. (guajuvira). Do mesmo modo, não foram adotadas técnicas silviculturais,

como por exemplo, coroamento, controle de formigas, tutores e irrigação. As mudas não receberam nenhum tipo de manejo no momento do transplante e nem durante o andamento do estudo com o intuito de simular as condições que representem a realidade da maioria dos projetos de restauração florestal onde é adotada a técnica de plantio de mudas, visto que algumas condições adversas, como ataque de pragas, estiagens e competição com plantas daninhas são, em geral, as causas de mortalidade das mudas.

Figura 9 - Parcela com o tratamento plantio de mudas (A), com destaque para a espécie *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (timbaúva) (B).



Fonte: Arquivo pessoal.

4.2.6 Controle (C)

Na condição original da área (C), além da demarcação das parcelas e coleta de materiais para as análises de solo e de fauna, não houve nenhuma intervenção antrópica. Essa condição representa a capacidade natural do ambiente se regenerar (Figura 10).

Figura 10 - Parcela de controle, representando a condição original da área.



Fonte: Arquivo pessoal.

4.3 PARÂMETROS AVALIADOS

4.3.1 Análise do estabelecimento da vegetação

O monitoramento da regeneração natural resultante das técnicas de restauração florestal foi realizado através da identificação e contagem da vegetação ao nível taxonômico de gênero e, sempre que possível, ao nível de espécie. Para as avaliações, demarcou-se previamente, de maneira aleatória, 3 subparcelas de 1 m² dentro de cada unidade experimental (Figura 11), totalizando 72 subparcelas. O primeiro levantamento ocorreu em janeiro/2017 (verão), antes da instalação do experimento, com fins de diagnóstico e comparação com as avaliações posteriores. Os demais foram realizados março/2017 (transição entre verão e outono), junho de 2017 (transição entre outono e inverno), setembro/2017 (transição entre inverno e primavera), novembro/2017 (primavera) e março/2018 (final do verão), totalizando 6 avaliações.

As famílias Poaceae e Cyperaceae foram quantificadas somente na última avaliação. Na mesma oportunidade, realizou-se a contagem e identificação integral das espécies utilizadas no tratamento PM, a fim de determinar o índice de sobrevivência das mesmas.

Figura 11 - Subparcela de 1 m² fotografada na 2ª avaliação da vegetação (março/2017), localizada no tratamento C, bloco 1.



Fonte: Arquivo pessoal.

A contagem das espécies foi efetuada sempre que essas apareciam em número inferior a 9 indivíduos. Quando verificada a presença de 10 indivíduos ou mais, em 1 m², considerava-se ocorrência de monodominância e, nestes casos, eram contabilizados 10 indivíduos.

O estabelecimento da vegetação foi mensurado quantitativamente considerando a abundância de indivíduos e qualitativamente, através do índice de riqueza, do índice de diversidade de Shannon (H) e do índice de equabilidade de Pielou (J). Nesse caso, considerou-se riqueza o número de espécies presentes em cada tratamento.

4.3.2 Nitrogênio e carbono do solo

Para determinação de possíveis alterações nos parâmetros químicos do solo, foram analisados os teores e estoques de C e N no solo. As amostras deformadas de solo, utilizadas nas avaliações, foram coletadas na metade do período de condução do experimento (junho/2017) e no final do período (fevereiro/2018).

Coletou-se uma amostra por repetição, totalizando 24 amostras na profundidade de 0,00 a 0,10m e 24 amostras na profundidade de 0,10 a 0,20 m.

As análises dos teores totais de nitrogênio e carbono do solo foram realizadas em analisador elementar (Flash 2000 IRMS, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Germany) acoplado a um espectrômetro de massa de razão isotópica (DELTA V Advantage, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Germany) do Laboratório de Análise Elementar do Departamento de Solos da UFSM.

4.3.3 Análise dos atributos físicos do solo

As análises físicas do solo foram realizadas no Laboratório de Física dos Solos da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Campus Cerro Largo. Os indicadores quantificados foram: porosidade do solo (macroporosidade, microporosidade, porosidade total), densidade do solo, umidade do solo na capacidade do campo, umidade do solo no ponto de murcha permanente, água total, água disponível, estabilidade de agregados, argila dispersa em água e grau de floculação, segundo o manual de métodos de análises de solos (EMBRAPA, 2011).

Para determinação da densidade do solo, macroporosidade, microporosidade, porosidade total, umidade do solo na capacidade do campo, água total e água disponível, utilizou-se o método do anel volumétrico (EMBRAPA, 2011), onde foram coletadas amostras de solo com estrutura preservada (Figura 12A), com anéis de aço numerados e de peso conhecido, com volume aproximado de 120,79 cm³ (Figuras 12B e 12C), nas profundidades de 0,00 a 0,05, 0,05 a 0,10 e 0,10 a 0,20 m. Em cada profundidade realizou-se a coleta de uma amostra por parcela. As coletas foram realizadas antes da implantação dos tratamentos (início de janeiro/2017), na metade do período (junho/2017) e no final do experimento (fevereiro/2018).

No laboratório, os anéis foram limpos e preparados com emparelhamento da superfície rente as bordas, colocados em bandejas plásticas e saturados com água durante 48 h (Figura 12D). Em seguida, as amostras foram pesadas e levadas à mesa de coluna de areia previamente saturada e nivelada, onde foram submetidas a diferentes tensões. Para realização das avaliações o nível de água foi reduzido para 60 cm e 100 cm. As amostras permaneceram durante 48 h em cada nível avaliado, com a devida pesagem ao final de cada período. Após esse processo, os anéis

foram transferidos para estufa de circulação de ar a 105°C por 48 h e novamente pesados.

Figura 12 - Coleta de solo com estrutura preservada (A). Anel volumétrico contendo amostra de solo (B). Armazenamento do anel para transporte até o laboratório (C). Processo de saturação das amostras de solo em bandeja plástica (D).



Fonte: Arquivo pessoal.

Quanto à densidade de partículas, necessária para calcular a porosidade total, o solo foi coletado nas profundidades de 0,00 a 0,10 e 0,10 a 0,20 m. As coletas foram realizadas na metade do período de condução do estudo (junho/2017) e no final do período (fevereiro/2018). Para determinação desse parâmetro utilizou-se o método do balão volumétrico (EMBRAPA, 2011), no qual 20 g de solo macerado e seco em estufa a 105°C foram colocados em um balão aferido de 50 mL. Em seguida, o álcool etílico foi cuidadosamente adicionado com o auxílio de uma bureta e agitado em movimentos circulares para evitar a formação de bolhas de ar. Logo após, adicionou-se álcool até completar o volume do balão, de forma a se obter o volume de álcool gasto.

Os cálculos foram realizados conforme segue:

- Densidade do solo

$$Ds (Mg m^{-3}) = \frac{mSS}{V}$$

- Densidade de partículas

$$Dp (g cm^{-3}) = \frac{mSS}{(50 mL - volume \text{ álcool})}$$

- Porosidade total

$$PT (m^3 m^{-3}) = 1 - \left(\frac{Ds}{Dp}\right)$$

- Microporosidade

$$Micro (m^3 m^{-3}) = \frac{(mS 60 cm - mSS)}{V}$$

- Macroporosidade

$$Macro (m^3 m^{-3}) = PT - Micro$$

- Umidade do solo na capacidade de campo

$$UCC (m^3 m^{-3}) = \frac{(mS 100 cm - mSS)}{V}$$

Onde:

- mSS = massa do solo seco a 105°C (g);
- V = volume do anel (cm³);
- *volume de álcool* = volume do álcool adicionado (ml);
- Ds = Densidade do solo;
- Dp = Densidade de partículas;
- $mS 60 cm$ = massa do solo a 60 cm de sucção (g);
- $mS 100 cm$ = massa do solo a 100 cm de sucção (g).

A argila dispersa em água e o grau de flocculação foram determinados em junho de 2017 e fevereiro de 2018, conforme o Método da Pipeta (SUZUKI et al., 2015), com coleta de solo nas profundidades de 0,00 a 0,10 e 0,10 a 0,20 m. A avaliação foi realizada com pesagem de 20 g de terra fina seca ao ar (TFSA) em

frascos snap-cap de 150 mL, nos quais também adicionou-se 130 mL de água destilada e duas bolinhas de vidro. Após agitação manual com um bastão de vidro, os frascos foram vedados e permaneceram em repouso por uma noite. No dia seguinte, as amostras foram agitadas durante 4 h em um agitador horizontal (Figura 13A) e na sequência, o material foi transferido para provetas de 1000 mL, onde todo seu volume foi completado com água destilada (Figura 13B). O conteúdo das amostras foi homogeneizado com auxílio de um agitador manual e, após medição da temperatura, as amostras permaneceram em repouso por tempo pré-determinado em tabela. Após o repouso indicado, pipetou-se lentamente 50 mL a 5 cm de profundidade, onde o volume extraído foi adicionado em um becker e levado a estufa de circulação de ar durante 24 h, com posterior resfriamento em dessecador e pesagem. Realizou-se a correção da umidade do solo (f_c), através da pesagem de 30 g da amostra de TFSA em estufa a 105°C, durante 24 h.

Figura 13 - Determinação de argila dispersa em água. Amostras submetidas ao agitador horizontal (A). Provetas de 1000 mL contendo solo e água destilada (B).



Fonte: Arquivo pessoal.

A distribuição do tamanho e estabilidade de agregados estáveis em água foi realizada através do método por via úmida padrão (KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S., 1965), com coletas na metade do período do estudo (junho/2017) e no final do período (fevereiro/2018), nas profundidades de 0,00 a 0,10 e 0,10 a 0,20 m (Figuras 14A e 14B). No laboratório, as amostras coletadas em forma de torrões maiores, foram separadas em agregados menores com o auxílio das mãos, com aplicação de força no sentido de tração, de maneira a não comprimir, compactar ou pulverizar o solo (Figura 14C). Em seguida, as amostras foram peneiradas no conjunto com duas peneiras sobrepostas de 8 e 4,76 mm e todo solo retido na peneira de 4,76 mm foi seco de forma natural (Figura 14D). Após esse processo, 4 subamostras contendo

25 g de solo foram dispostas sobre conjuntos de peneira com malhas de 4,76; 2; 1 e 0,25 mm e submetidas ao aparelho de oscilação vertical, com 10 minutos de repouso submersas em água e 10 minutos em oscilação. O material retido em cada peneira foi colocado em latas e seco em estufa a 105°C.

Após o solo estar seco e pesado determinou-se a quantidade de material inerte, onde os agregados foram transferidos para as peneiras correspondentes e imergidos em solução de NaOH (40 g de NaOH dissolvidos em água destilada, completando o volume de 1L em balão volumétrico), misturadas com bastão de vidro durante 1 minuto. Em seguida, lavou-se o resíduo em água corrente e o material inerte retido na peneira foi novamente seco em estufa a 105°C e pesado.

Figura 14 - Coleta de solo para determinação da distribuição do tamanho e estabilidade de agregados estáveis em água (A), nas profundidades de 0,00 a 0,10 e 0,10 a 0,20 m (B). Separação em agregados menores com auxílio das mãos (C) e secagem natural (D).



Fonte: Arquivo pessoal.

Para os cálculos foram utilizadas as seguintes fórmulas:

- Umidade gravimétrica do solo

$$Ug (g g^{-1}) = \frac{(mSU - mSS)}{mSS}$$

- Massa seca inicial de agregados

$$TAgr = \frac{mAmostra}{(1 - Ug)}$$

- Porcentagem de agregados por intervalo de classe de tamanho:

$$\%Agr = \frac{(mAgr - mi)}{(TAgr - miT)} \times 100$$

- Diâmetro médio ponderado

$$DMP (mm) = \sum_{i=1}^n \left(\frac{mAgr_i - mi}{TAgr - miT} \times ci \right)$$

- Diâmetro médio geométrico

$$DMG (mm) = EXP \sum_{i=1}^n \left[\frac{(mAgr_i - mi) \times Ln. ci}{TAgr - miT} \right]$$

Onde:

- mSU = massa do solo úmido (g);
- mSS = massa do solo seco a 105°C (g).
- $mAmostra$ = massa da amostra (g);
- $mAgr_i$ = massa de agregados em cada classe (g);
- mi = massa de material inerte em cada classe (g);
- $TAgr$ = massa de agregados da amostra inicial (g);
- miT = massa de material inerte total (de todas as classes) (g);
- ci = diâmetro médio da classe de agregados (mm);
- Ln = logaritmo natural.

4.3.4 Caracterização da fauna edáfica

A avaliação da fauna edáfica, como indicador de qualidade do solo, foi realizada utilizando armadilhas do tipo Provid (ANTONIOLLI et al., 2006). Paralelamente as avaliações de fauna edáfica realizadas nas parcelas correspondentes aos tratamentos, foram instaladas armadilhas dentro do fragmento florestal e na sua borda com a finalidade de comparar a abundância e os índices de riqueza, diversidade e equabilidade, com estes ambientes de referência. No total,

foram instaladas 32 armadilhas, 1 armadilha em cada parcela do experimento, 4 no fragmento florestal próximo à área e mais 4 na borda deste fragmento. Dentro da armadilha foram adicionados 200 mL de solução de álcool a 70%. Após a retirada das armadilhas, o material foi colocado em recipientes de vidro e levado para o laboratório (Figura 15A). Realizou-se contagem e identificação ao nível taxonômico de ordem, com auxílio de um microscópio estereoscópico com 40 vezes de aumento. Foram executadas duas amostragens, a primeira em setembro de 2017 e a segunda em fevereiro de 2018, sendo que nos dois momentos as armadilhas permaneceram no campo durante 4 dias.

Junto com a instalação das armadilhas foram coletadas amostras da parte aérea da vegetação para determinação da massa seca da parte aérea (MSPA) e serapilheira, onde cortou-se toda vegetação rente ao solo numa área compreendida dentro de um gabarito circular com 804,2 cm² (Figura 15B). A massa coletada foi levada ao laboratório, colocada em sacos de papel e seca em estufa a 65°C. Após atingir peso constante o material foi pesado e convertido para massa seca da parte aérea por metro quadrado.

Figura 15 - Recipiente de armazenamento ao lado da armadilha Provid instalada no fragmento florestal para coleta de fauna edáfica (A) e gabarito cilíndrico com 804,2 cm² utilizado na coleta de MSPA (B).



Fonte: Arquivo pessoal.

A fauna do solo foi avaliada quantitativamente considerando a abundância de indivíduos e qualitativamente, através dos índices de riqueza, diversidade de Shannon (H) e equabilidade de Pielou (J). Nesse caso, considerou-se riqueza o número de ordens presentes em cada tratamento.

4.3.5 Análise estatística

Para análise dos dados quantitativos foi realizada análise de variância (ANOVA), com o intuito de identificar a existência de ao menos uma diferença entre as médias dos tratamentos. Para comparação entre as médias dos tratamentos utilizou-se o teste de Scott-Knott, considerando nível de 5% de significância. As análises estatísticas foram realizadas no software SASM-Agri, versão 8.2 (ALTHAUS; CANTERI; GIGLIOTI, 2001; CANTERI et al., 2001; BELAN; CANTERI, 2004).

4.3.6 Correlação de Pearson

O grau de correlação entre as variáveis utilizadas neste estudo foi determinado utilizando o coeficiente de correlação de Pearson. A verificação da existência ou não de correlação entre as variáveis foi realizada utilizando o software estatístico SAS.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ANÁLISE DO ESTABELECIMENTO DA VEGETAÇÃO

No tratamento CS foram identificadas 36 espécies distribuídas em 14 famílias, sendo a família Asteraceae a mais representativa, com 8 espécies, seguida da Malvaceae e Verbenaceae, com 4 e 3 espécies, respectivamente. Ambas as famílias Apiaceae e Fabaceae, apresentaram 2 espécies, e as demais famílias identificadas apresentam somente 1 espécie (Tabela 4).

A presença de espécies florestais pioneiras como *Cupania vernalis* Cambess. e *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan nas parcelas do tratamento CS, demonstram um resultado satisfatório neste tratamento, visto que as mudas são provenientes de sementes armazenadas nos coletores dispostos no fragmento florestal.

O tratamento TS apresentou o maior número de espécies entre os 6 tratamentos avaliados, com 48 espécies, distribuídas em 20 famílias. As famílias com maior número de espécies foram Asteraceae, Solanaceae e Malvaceae, com 18, 6 e 5 espécies, respectivamente. As famílias Rubiaceae e Verbenaceae apresentaram 2 espécies e as demais famílias apresentaram apenas 1 espécie (Tabela 5).

Quanto a origem dos propágulos das espécies de lianas, como *Arrabidaea* sp., *Melothria pendula* L., *Philodendron* sp., o mais provável é que sejam provenientes do fragmento florestal no qual foi realizada a retirada de solo. A presença de várias espécies da família Solanaceae no tratamento TS também pode ter alguma relação com os propágulos originários do fragmento, visto que a mesma só apareceu nos tratamentos CS e C, apresentando uma espécie. Segundo Bechara (2006), a presença de espécies da família Solanaceae tem grande importância nas primeiras fases da restauração florestal, pois as espécies possuem frutos comestíveis, excelentes para atrair aves e morcegos frugívoros.

As Tabelas 6 e 7 mostram que em ambos os tratamentos, PA e TR, foram identificados 37 espécies distribuídas em 14 famílias. No tratamento PA, as famílias com maior número de espécies foram Asteraceae, com 18 espécies, seguidas de Malvaceae e Verbenaceae, ambas com 3 espécies.

Tabela 4 – Espécies e famílias identificadas no tratamento CS durante as 6 avaliações de estabelecimento de vegetação.

Espécies		Famílias
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC	<i>Hysterionica</i> sp.	Asteraceae (16)*
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	<i>Oxalis</i> sp.	Apiaceae (2)
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Araliaceae (1)
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	<i>Pluchea laxiflora</i> Hook. & Arn. ex Baker	Convolvulaceae (1)
<i>Conyza canadiensis</i> (L.) Cronquist	<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	Fabaceae (2)
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	Lamiaceae (1)
<i>Cuphea glutinosa</i> Cham. & Schltld.	<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	Lythraceae (1)
<i>Cyclosporum leptophyllum</i> (Pers.) Sprague ex Britton & P. Wilson	<i>Senecio</i> sp.	Malvaceae (4)
<i>Desmodium incanum</i> DC.	<i>Sida rhombifolia</i> L.	Oxalidaceae (1)
<i>Dichondra macrocalyx</i> Meisn.	<i>Sida</i> sp.	Rubiaceae (1)
<i>Elephantopus angustifolius</i> Sw.	<i>Sida spinosa</i> L.	Sapindaceae (1)
<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	<i>Sida urens</i> L.	Smilacaceae (1)
<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	<i>Smilax</i> sp.	Solanaceae (1)
<i>Eryngium horridum</i> Malme	<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lamk.	Verbenaceae (3)
<i>Gamochaeta coarctata</i> (Willd.) Kerguelen	<i>Soliva sessilis</i> Ruiz et Pavón	
<i>Glandularia peruviana</i> (L.) Small	<i>Symphotrichum squamatum</i> (Spreng.) G.L. Nesom	
<i>Hydrocotyle leucocephala</i> Cham. & Schltld.	<i>Verbena bonariensis</i> L.	
<i>Hyptis</i> sp.	<i>Verbena litoralis</i> Kunth	
N.º de espécies: 36		N.º de famílias: 14

*Número de espécies.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 5 - Espécies e famílias identificadas no tratamento TS durante as 6 avaliações de estabelecimento de vegetação.

Espécies		Famílias
<i>Arrabidaea sp.</i>	<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	Apiaceae (1)*
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	<i>Physalis angulata</i> L.	Araceae (1)
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob	<i>Physalis pubescens</i> L.	Asteraceae (18)
<i>Chrysolaena cognata</i> (Less.) Dematt.	<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	Bignoniaceae (1)
<i>Commelina benghalensis</i> L.	<i>Pluchea laxiflora</i> Hook. & Arn. ex Baker	Commelinaceae (1)
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	Convolvulaceae (1)
<i>Cuphea glutinosa</i> Cham. & Schltld.	<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	Cucurbitaceae (1)
<i>Cyclosporum leptophyllum</i> (Pers.) Sprague ex Britton & P. Wilson	<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	Fabaceae (1)
<i>Desmodium incanum</i> DC.	<i>Senecio sp.</i>	Lamiaceae (1)
<i>Dichondra macrocalyx</i> Meisn.	<i>Sida rhombifolia</i> L.	Lythraceae (1)
<i>Diodia saponariifolia</i> (Cham. & Schltld.) K. Schum.	<i>Sida sp.</i>	Malvaceae (5)
<i>Elephantopus angustifolius</i> Sw.	<i>Sida spinosa</i> L.	Marantaceae (1)
<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	<i>Sida urens</i> L.	Onagraceae (1)
<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	<i>Solanum americanum</i> Mill.	Oxalidaceae (1)
<i>Eryngium horridum</i> Malme	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Phyllanthaceae (1)
<i>Hypochaeris chillensis</i> (H.B.K.) Hieron	<i>Solanum paniculatum</i> L.	Plantaginaceae (1)
<i>Hyptis sp.</i>	<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lamk.	Rubiaceae (2)
<i>Hysterionica sp.</i>	<i>Soliva sessilis</i> Ruiz et Pavón	Solanaceae (6)
<i>Lantana camara</i> L.	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Talinaceae (1)
<i>Ludwigia sp.</i>	<i>Symphotrichum squamatum</i> (Spreng.) G.L. Nesom	Verbenaceae (2)
<i>Melothria pendula</i> L.	<i>Talinum paniculatum</i> (Jacq.) Gaertn.	
<i>Oxalis sp.</i>	<i>Thalia geniculata</i> L.	
<i>Pavonia sp.</i>	<i>Tridax procumbens</i> L.	
<i>Philodendron sp.</i>	<i>Verbena litoralis</i> Kunth	
N.º de espécies: 48		N.º de famílias: 20

*Número de espécies.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 6 – Espécies e famílias identificadas no tratamento PA durante as 6 avaliações de estabelecimento de vegetação.

Espécies		Famílias
<i>Asclepias curassavica</i> L.	<i>Hysterionica</i> sp.	Apocynaceae (1)*
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	<i>Ludwigia</i> sp.	Apiaceae (2)
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	<i>Marsypianthes chamaedrys</i> (Vahl) Kuntze	Asteraceae (18)
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob	<i>Oxalis</i> sp.	Convolvulaceae (1)
<i>Chrysolaena cognata</i> (Less.) Dematt.	<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	Fabaceae (1)
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	<i>Pluchea laxiflora</i> Hook. & Arn. ex Baker	Lamiaceae (2)
<i>Conyza canadiensis</i> (L.) Cronquist	<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	Lythraceae (1)
<i>Cuphea glutinosa</i> Cham. & Schltld.	<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	Malvaceae (3)
<i>Cyclosporum leptophyllum</i> (Pers.) Sprague ex Britton & P. Wilson	<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	Onagraceae (1)
<i>Desmodium incanum</i> DC.	<i>Senecio</i> sp.	Oxalidaceae (1)
<i>Dichondra macrocalyx</i> Meisn.	<i>Sida rhombifolia</i> L.	Plantaginaceae (1)
<i>Diodia saponariifolia</i> (Cham. & Schltld.) K. Schum.	<i>Sida</i> sp.	Rubiaceae (2)
<i>Eclipta</i> sp.	<i>Sida urens</i> L.	Verbenaceae (3)
<i>Elephantopus angustifolius</i> Sw.	<i>Soliva sessilis</i> Ruiz et Pavón	
<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	
<i>Eryngium horridum</i> Malme	<i>Symphotrichum squamatum</i> (Spreng.) G.L. Nesom	
<i>Glandularia peruviana</i> (L.) Small	<i>Verbena bonariensis</i> L.	
<i>Hypochaeris chillensis</i> (H.B.K.) Hieron	<i>Verbena litoralis</i> Kunth	
<i>Hyptis</i> sp.		
N.º de espécies: 37		N.º de famílias: 13

*Número de espécies.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 7 – Espécies e famílias identificadas no tratamento TR durante as 6 avaliações de estabelecimento de vegetação.

Espécies		Famílias
<i>Baccharis articulata</i> (Lam.) Pers	<i>Hysterionica</i> sp.	Apiaceae (2)*
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	<i>Lantana camara</i> L.	Asteraceae (17)
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	<i>Ludwigia</i> sp.	Convolvulaceae (1)
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob	<i>Oxalis</i> sp.	Fabaceae (1)
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	Lamiaceae (1)
<i>Cuphea glutinosa</i> Cham. & Schltld.	<i>Pluchea laxiflora</i> Hook. & Arn. ex Baker	Lythraceae (1)
<i>Cyclosporum leptophyllum</i> (Pers.) Sprague ex Britton & P. Wilson	<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	Malvaceae (1)
<i>Desmodium incanum</i> DC.	<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	Malvaceae (4)
<i>Dichondra macrocalyx</i> Meisn.	<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	Onagraceae (1)
<i>Diodia saponariifolia</i> (Cham. & Schltld.) K. Schum.	<i>Senecio</i> sp.	Oxalidaceae (1)
<i>Elephantopus angustifolius</i> Sw.	<i>Sida rhombifolia</i> L.	Plantaginaceae (1)
<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	<i>Sida</i> sp.	Rubiaceae (2)
<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	<i>Sida spinosa</i> L.	Verbenaceae (4)
<i>Eryngium horridum</i> Malme	<i>Sida urens</i> L.	
<i>Gamochaeta coarctata</i> (Willd.) Kerguelen	<i>Soliva sessilis</i> Ruiz et Pavón	
<i>Glandularia peruviana</i> (L.) Small	<i>Symphotrichum squamatum</i> (Spreng.) G.L. Nesom	
<i>Herissantia</i> sp.	<i>Verbena bonariensis</i> L.	
<i>Hypochaeris chillensis</i> (H.B.K.) Hieron	<i>Verbena litoralis</i> Kunth	
<i>Hyptis</i> sp.		
N.º de espécies: 37		N.º de famílias: 13

*Número de espécies.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 8 – Espécies e famílias identificadas no tratamento PM durante as 6 avaliações de estabelecimento de vegetação.

Espécies		Famílias
<i>Asclepias curassavica</i> L.	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Apocynaceae (1)*
<i>Baccharis articulata</i> (Lam.) Pers	<i>Gamochaeta coarctata</i> (Willd.) Kerguelen	Asteraceae (17)
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	<i>Glandularia peruviana</i> (L.) Small	Myrtaceae (1)
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	<i>Hypochaeris chillensis</i> (H.B.K.) Hieron	Boraginaceae (1)
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	<i>Hyptis</i> sp.	Lythraceae (1)
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob	<i>Hysterionica</i> sp.	Apiaceae (2)
<i>Chrysolaena cognata</i> (Less.) Dematt.	<i>Inga marginata</i> Willd.	Fabaceae (3)
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	<i>Lantana camara</i> L.	Convolvulaceae (1)
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottshling & J.E.Mill.	<i>Oxalis</i> sp.	Rubiaceae (1)
<i>Cuphea glutinosa</i> Cham. & Schltld.	<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	Myrtaceae (2)
<i>Cyclosporum leptophyllum</i> (Pers.) Sprague ex Britton & P. Wilson	<i>Pluchea laxiflora</i> Hook. & Arn. ex Baker	Verbenaceae (3)
<i>Desmodium incanum</i> DC.	<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	Lamiaceae (1)
<i>Dichondra macrocalyx</i> Meisn.	<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	Oxalidaceae (1)
<i>Diodia saponariifolia</i> (Cham. & Schltld.) K. Schum.	<i>Senecio</i> sp.	Plantaginaceae (1)
<i>Elephantopus angustifolius</i> Sw.	<i>Sida rhombifolia</i> L.	Malvaceae (4)
<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	<i>Sida</i> sp.	
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	<i>Sida spinosa</i> L.	
<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	<i>Sida urens</i> L.	
<i>Eryngium horridum</i> Malme	<i>Soliva sessilis</i> Ruiz et Pavón	
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	<i>Verbena litoralis</i> Kunth	
N.º de espécies: 40		N.º de famílias: 15

*Número de espécies.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 9 – Espécies e famílias identificadas em C durante as 6 avaliações de estabelecimento de vegetação.

Espécies		Famílias
<i>Baccharis articulata</i> (Lam.) Pers	<i>Hydrocotyle leucocephala</i> Cham. & Schltld.	Apiaceae (2)*
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	<i>Hyptis</i> sp.	Araliaceae (1)
<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	<i>Hysterionica</i> sp.	Asteraceae (15)
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob	<i>Lantana camara</i> L.	Convolvulaceae (1)
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	<i>Ludwigia</i> sp.	Fabaceae (1)
<i>Cuphea glutinosa</i> Cham. & Schltld.	<i>Oxalis</i> sp.	Lamiaceae (1)
<i>Cyclosporum leptophyllum</i> (Pers.) Sprague ex Britton & P. Wilson	<i>Pluchea laxiflora</i> Hook. & Arn. ex Baker	Lythraceae (1)
<i>Desmodium incanum</i> DC.	<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	Malvaceae (3)
<i>Dichondra macrocalyx</i> Meisn.	<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	Onagraceae (1)
<i>Diodia saponariifolia</i> (Cham. & Schltld.) K. Schum.	<i>Senecio</i> sp.	Oxalidaceae (1)
<i>Eclipta</i> sp.	<i>Sida rhombifolia</i> L.	Rubiaceae (2)
<i>Elephantopus angustifolius</i> Sw.	<i>Sida</i> sp.	Solanaceae (1)
<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	<i>Solanum paniculatum</i> L.	Verbenaceae (4)
<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	<i>Soliva sessilis</i> Ruiz et Pavón	
<i>Eryngium horridum</i> Malme	<i>Spermacoce</i> sp.	
<i>Glandularia peruviana</i> (L.) Small	<i>Verbena bonariensis</i> L.	
<i>Herissantia</i> sp.	<i>Verbena litoralis</i> Kunth	
N.º de espécies: 34		N.º de famílias: 13

*Número de espécies.

Fonte: Elaborado pelo autor.

As famílias Apiaceae, Lamiaceae e Rubiaceae apresentaram, cada uma, 2 espécies e as demais famílias apresentaram 1 espécie. O tratamento TR também teve a família Asteraceae com o maior número de espécies identificadas, compreendendo 17 espécies. As famílias, Malvaceae e Verbenaceae, apresentaram, cada uma, 4 espécies e as famílias Apiaceae e Rubiaceae apresentaram 2 espécies, cada uma. As demais famílias apresentaram somente 1 espécie.

Tomazi; Zimmermann; Laps (2010), em estudo utilizando poleiros artificiais em ambientes ciliares, identificaram 42 espécies, pertencentes a 22 famílias botânicas, onde a família Asteraceae foi a mais bem representada com 10 espécies, seguida pela família Poaceae com 4 espécies e demais famílias com 1, 2 ou 3 espécies.

Não foi possível identificar espécies florestais nos tratamentos PA e TR. Mesmo observando que os poleiros artificiais foram bastante utilizados pela avifauna, sendo possível, inclusive, visualizar fezes das mesmas em vários pontos dos poleiros, não foi possível constatar a germinação de propágulos de espécies presentes no fragmento florestal.

No tratamento PM identificou-se 40 espécies, sendo o segundo maior número de espécies entre os tratamentos avaliados. As espécies foram distribuídas em 15 famílias, sendo a família Asteraceae a mais representativa, com 17 espécies, seguida da família Malvaceae com 4 espécies. Ambas as famílias Fabaceae e Verbenaceae apresentaram 3 espécies, enquanto as famílias Apiaceae e Myrtaceae apresentaram, cada uma, 2 espécies. As demais famílias apresentaram somente 1 espécie (Tabela 8). As espécies florestais plantadas que sobreviveram no tratamento PM estão descritas na Tabela 12.

Todas as espécies florestais identificadas nas parcelas do tratamento PM foram plantadas no início do experimento, não sendo possível constatar o aparecimento natural de nenhuma dessas espécies ao longo do estudo. As espécies florestais plantadas identificadas no tratamento foram *Campomanesia xanthocarpa* O.Berg, *Cordia americana* (L.) Gottshling & J.E.Mill., *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Eugenia involucrata* DC., *Eugenia uniflora* L. e *Inga marginata* Willd.

O tratamento C apresentou o menor número de espécies entre os tratamentos avaliados, com um total de 34 espécies, distribuídas em 13 famílias (Tabela 9). Novamente a família Asteraceae apresentou o maior número de espécies, compreendendo 15 espécies. As famílias Verbenaceae e Malvaceae apresentaram 4 e 3 espécies, respectivamente, enquanto as famílias Apiaceae e Rubiaceae apresentaram, cada uma, 2 espécies. As 8 famílias restantes apresentaram apenas 1 espécie. Não foi possível identificar espécies florestais no tratamento C.

Em estudo realizado por Trentin et al. (2018), no qual foram avaliadas diferentes técnicas de restauração, foi possível constatar a predominância de espécies herbáceas onde houve condução da regeneração natural, corroborando com o observado no tratamento C deste estudo. No entanto, ainda, segundo Trentin et al. (2018), nas áreas onde foram utilizadas técnicas de nucleação, a abundância de espécies lenhosas foi maior, contrariando o comportamento observado neste estudo, no qual as espécies herbáceas predominaram em todos os tratamentos avaliados.

O predomínio de herbáceas é comum nas fases iniciais dos estudos de restauração florestal e recuperação de áreas degradadas, sendo observados por Souza (2003), Franco (2005), Costalonga (2006), Martins et al. (2008) e Calegari et al. (2013). Fatores como mecanismos eficientes de dispersão, tamanho e dormência de espécies herbáceas pioneiras, colaboram para a dominância destas em diferentes situações ambientais (CALEGARI et al., 2013).

A família com maior representatividade em todos os tratamentos avaliados foi a Asteraceae, com cerca 38% das espécies em TS, 49% em PA e cerca de 45% em CS, TR, PM e C. Esta família apresenta grande importância devido a sua abundância, representando dez por cento do total da flora de angiospermas. No Brasil, a família é representada por, aproximadamente, 180 gêneros e 1.900 espécies, distribuídas em diferentes formações vegetacionais (NAKAJIMA; SEMIR, 2001). Diversos estudos sobre padrões biogeográficos de distribuição da flora relatam que a família está entre as dez mais frequentes na cobertura arbustivo-herbácea do Brasil (GIULIETTI et al., 1987). Trentin et al. (2018), em seu estudo inicial sobre restauração florestal, verificaram que tanto no tratamento regeneração natural, quanto nas áreas onde foram utilizadas

técnicas de nucleação, a família Asteraceae apresentou o maior número de espécies.

A espécie de maior destaque na área de restauração florestal foi *Desmodium incanum* DC, apresentando monodominância em todas as parcelas avaliadas, durante todo o período de estudo. A espécie, assim como as demais espécies da família Fabaceae, possui a capacidade de fixar nitrogênio, devido à simbiose com bactérias do gênero *Rhizobium*, através do processo de nodulação. Tal associação simbiótica entre planta-bactéria possui grande importância ecológica e desempenha um papel relevante na bioquímica dos ecossistemas por meio da fixação biológica do nitrogênio atmosférico (AZEVEDO, 1981). Segundo Bonilha et al. (2009), a espécie adapta-se a ambientes abertos, perturbados e com baixa fertilidade, como é o caso das pastagens degradadas, apresentando alto valor forrageiro e contribuindo para a elevada qualidade das pastagens nativas, o que favorece a pecuária extensiva no sul do Brasil.

A ocorrência natural de arbustos na área de estudo é essencial para o sucesso da restauração florestal, pois após o estabelecimento de ervas e gramíneas no início da colonização, o aparecimento de arbustos, a exemplo da espécie *Baccharis dracunculifolia* DC, desencadeia um importante papel na sucessão ecológica, uma vez que a vegetação arbustiva é precursora das espécies lenhosas dentro de um povoamento florestal.

As avaliações realizadas em janeiro, março, junho e setembro de 2017, não apresentaram diferença estatística significativa entre os valores de abundância. Nas demais avaliações, realizadas em novembro de 2017 e março de 2018, verifica-se que os tratamentos TS, TR, PM e C, diferiram significativamente de CS e PA (Tabela 10).

Na primeira avaliação, em janeiro de 2017, a menor abundância foi registrada no tratamento TS, no entanto, nas avaliações seguintes houve um aumento expressivo no número de indivíduos deste tratamento, passando de menor abundância de indivíduos na primeira avaliação, para maior abundância na última avaliação, em março de 2018, demonstrando a eficiência deste tratamento perante os demais.

Tabela 10 – Abundância de indivíduos por tratamento e avaliação para os dados de vegetação.

Tratamento	Abundância de indivíduos					
	Jan/2017	Mar/2017	Jun/2017	Set/2017	Nov/2017	Mar/2018
*CS	51,25 aB**	43,00 aB	88,25 aA	84,50 aA	68,50 bA	66,25 bA
TS	41,50 aB	46,50 aB	92,75 aA	92,25 aA	94,50 aA	94,00 aA
PA	57,00 aB	50,50 aB	86,50 aA	85,25 aA	76,75 bA	69,00 bA
TR	60,00 aB	54,50 aB	89,00 aA	105,00 aA	99,25 aA	86,75 aA
PM	48,50 aB	53,00 aB	81,50 aA	82,00 aA	94,25 aA	86,75 aA
C	47,75 aB	46,50 aB	84,00 aA	96,00 aA	87,50 aA	84,75 aA

CV do fator tratamento: 28,24%

CV do fator período avaliado: 22,47%

*CS: chuva de sementes, TS: transposição de solo, PA: poleiros artificiais, TR: troncos e rochas, PM: plantio de mudas, C: controle.

**Letras minúsculas diferentes, nas colunas, indicam diferença significativa entre as médias pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância. Letras maiúsculas diferentes, nas linhas, indicam diferença significativa entre as médias pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Em novembro de 2017, a maior abundância foi registrada no tratamento TR, com cerca de 100 indivíduos, não diferindo estatisticamente dos tratamentos TS, PM e C. As menores médias foram observadas nos tratamentos CS e PA. Em março de 2018, conforme já descrito, a maior média foi registrada no tratamento TS, com 94 indivíduos, seguido dos tratamentos TR e PM, ambos com cerca de 87 indivíduos, e de C, com cerca de 85 indivíduos. As menores médias, da mesma forma que no mês de novembro de 2017, foram verificadas nos tratamentos CS e PA.

Na avaliação de abundância de indivíduos, considerando a área analisada, é importante destacar o tratamento C, que não diferiu significativamente dos tratamentos que obtiveram as maiores médias. Portanto, avaliando o caso isolado de abundância de indivíduos, sem considerar os demais atributos, como as propriedades físico-químicas e biológicas do solo, pode-se afirmar que somente o isolamento das parcelas é tão eficiente quanto a implantação de qualquer um dos tratamentos analisados, demonstrando a capacidade de regeneração natural que essa área apresentou.

Quanto ao período de avaliação (Tabela 10), as menores médias de abundância de indivíduos ocorreram no início do estudo, nas avaliações realizadas em janeiro e março de 2017. Nas demais avaliações houve diferença significativa em relação às duas primeiras avaliações, devido ao

aumento no número de indivíduos. O aumento significativo na abundância de espécies ao longo dos 14 meses nos quais a vegetação foi monitorada reforça o sucesso da restauração florestal, principalmente em tratamentos que se mostraram mais eficientes, como é o caso de TS.

Em relação aos meses de janeiro e março de 2017, as avaliações realizadas em junho e setembro de 2017, apresentaram um aumento expressivo na abundância de indivíduos de todos os tratamentos estudados. No entanto, alguns tratamentos, apesar de não apresentarem diferença estatística significativa, demonstraram uma pequena queda na abundância de indivíduos nas duas últimas avaliações, em novembro de 2017 e março de 2018. Um dos fatores responsáveis por essa redução pode ser a estação do ano em que essas avaliações foram realizadas, visto que o período que vai de novembro a março, apresenta temperaturas elevadas e aumento da luminosidade, que ocasionam o aumento da evapotranspiração nas plantas e comprometem a sobrevivência das espécies que não apresentam tolerância a estas condições climáticas.

Em um estudo conduzido por Fragoso et al. (2014), que avaliou o desenvolvimento de espécies arbóreas nativas, as maiores frequências de mortalidade foram verificadas nos meses de dezembro e janeiro, em consequência do calor extremo em dias seguidos de estiagem, levando as espécies mais sensíveis ao ponto de murcha, devido ao déficit hídrico.

A Tabela 11 apresenta o índice de riqueza (S), índice de diversidade de Shannon (H) e índice de equabilidade de Pielou (J). Na primeira avaliação os tratamentos CS, TS, PA e C apresentaram os mesmos valores de riqueza. O tratamento TR apresentou o maior valor de riqueza e diversidade de Shannon.

O tratamento TS novamente demonstrou um comportamento semelhante ao observado nas médias de abundância de indivíduos da Tabela 10, registrando os menores índices no início do estudo, em janeiro de 2017, e passando a apresentar os maiores índices no final do estudo, em março de 2018.

A primeira e a segunda amostragem de monitoramento da vegetação na área de restauração florestal apresentaram baixa riqueza e diversidade de plantas. A partir da terceira avaliação houve um aumento nos valores de riqueza e diversidade de espécies em todos os tratamentos.

Tabela 11 - Índice de riqueza (S), índice de diversidade de Shannon (H) e índice de equabilidade de Pielou (J), para os dados de vegetação, por avaliação e tratamento.

Período avaliado	Tratamento	S	H	J
Jan/2017	*CS	7	1,08	0,57
	TS	7	1,00	0,52
	PA	7	1,05	0,57
	TR	10	1,49	0,66
	PM	9	1,27	0,57
	C	7	1,13	0,63
Mar/2017	CS	5	0,84	0,50
	TS	10	1,35	0,60
	PA	7	1,04	0,52
	TR	9	1,43	0,66
	PM	11	1,50	0,63
	C	6	1,05	0,63
Jun/2017	CS	9	1,68	0,78
	TS	15	2,01	0,75
	PA	10	1,74	0,76
	TR	10	1,73	0,75
	PM	13	1,79	0,70
	C	9	1,68	0,77
Set/2017	CS	9	1,59	0,75
	TS	13	1,93	0,76
	PA	10	1,68	0,75
	TR	11	1,80	0,74
	PM	10	1,70	0,73
	C	9	1,52	0,70
Nov/2017	CS	10	1,66	0,74
	TS	16	2,12	0,77
	PA	12	1,77	0,73
	TR	14	2,00	0,77
	PM	14	2,04	0,78
	C	13	1,93	0,76
Mar/2018	CS	9	1,56	0,72
	TS	16	2,08	0,77
	PA	9	1,61	0,73
	TR	11	1,77	0,76
	PM	11	1,81	0,76
	C	11	1,73	0,74

*CS: chuva de sementes, TS: transposição de solo, PA: poleiros artificiais, TR: troncos e rochas, PM: plantio de mudas, C: controle.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Analisando o último mês de avaliação, os menores índices de riqueza, diversidade e quabilidade foram observados no tratamento CS, seguido do tratamento PA.

Rodrigues (2010), acompanhando a dinâmica inicial da composição florística em uma área de Reserva Legal restaurada através de plantio de mudas, ocupada originalmente por pastagem, observou índices de diversidade de Shannon mais elevados do que os apresentados neste estudo. Em suas avaliações a diversidade de Shannon foi 2,71 após 3 meses de plantio e 2,76 após 18 meses, enquanto neste trabalho o maior índice registrado foi de 2,12 no tratamento TS, após 10 meses da implantação do tratamento.

Muitas variáveis interferem na evolução dos índices de riqueza e diversidade das áreas de restauração, como por exemplo, as condições do solo, conectividade ou proximidade com outros fragmentos, abundância de dispersores, presença de fontes de propágulos e o bioma no qual a área está inserida, porém, nenhum destes fatores é capaz de superar o fator tempo. Segundo Melo; Durigan (2007), o tempo é determinante para que sejam recuperados os processos de chegada e estabelecimento de novas espécies nas áreas restauradas, não havendo nenhuma variável que supere a variabilidade na evolução de um projeto de restauração florestal.

A comparação precisa dos resultados obtidos com outros estudos não é possível, uma vez que os tratamentos, tamanho de parcelas, características do solo e do clima e metodologias de condução dos tratamentos e das avaliações são distintos entre si, dificultando as comparações de abundância de indivíduos, riqueza e diversidade.

A sobrevivência de espécies florestais utilizadas no tratamento PM, apresentada na Tabela 12, mostra uma baixa taxa de sobrevivência, onde apenas 18 mudas das 100 mudas plantadas sobreviveram ao final dos 14 meses de estudo. As espécies sobreviventes foram *Cordia americana* (L.) Gottshling & J.E.Mill. *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong *Eugenia involucrata* DC. e *Eugenia uniflora* L. A maior taxa de sobrevivência ocorreu na primeira repetição do tratamento, com 36% de sobrevivência na parcela.

Para amenizar o problema da mortalidade de mudas, o ideal seria realizar replantios ao longo da condução do estudo, escolhendo as espécies que melhor se adaptaram. Outra técnica de manejo recomendada seria

melhorar o solo das covas nas quais as mudas foram plantadas, através da utilização de algum composto orgânico, além da realização de regas frequentes e do coroamento das mudas. No entanto, como o objetivo do estudo foi simular as condições reais com as quais o proprietário de áreas degradadas irá se deparar, incluindo todas as condições adversas, como estiagens e geadas, optou-se por somente realizar o plantio e avaliar a sobrevivência das mudas.

Tabela 12 - Sobrevivência das espécies florestais utilizadas no tratamento plantio de mudas (PM).

Repetição	Espécie	Número de indivíduos	Sobrevivência (%)
1 ^a	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	3	36
	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottshling & J.E.Mill.	1	
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	2	
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	3	
2 ^a	<i>Eugenia uniflora</i> L.	2	8
3 ^a	<i>Eugenia uniflora</i> L.	2	12
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	1	
4 ^a	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	3	16
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	1	
Total		18	18

Fonte: Elaborado pelo autor.

A Tabela 13 apresenta a análise das espécies pertencentes às famílias Poaceae e Cyperaceae, onde é possível observar que as espécies *Andropogon bicornis* L. *Andropogon leucostachyus* Kunth e *Brachiaria brizantha* (Hochst.) Stapf apareceram em todas as parcelas avaliadas.

TS apresentou o maior número de espécies, onde foram registrados um total de 18 espécies, sendo 14 pertencentes à família Poaceae e 4 à família Cyperaceae.

O tratamento PM apresentou 16 espécies, seguido dos tratamentos TR e C, ambos com 15 espécies. CS e PA apresentaram o menor número de espécies, com 12 e 14 espécies, respectivamente.

Segundo Almeida (2002), as gramíneas têm boa capacidade de reestruturar o solo devido às características de seu sistema radicular fasciculado e bastante volumoso. São plantas muito eficientes no controle da desagregação do solo pela chuva.

Tabela 13 – Espécies das famílias Poaceae e Cyperaceae identificadas na avaliação de estabelecimento de vegetação.

Tratamento CS			
<i>Andropogon bicornis</i> L.	<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B. Clarke	<i>Fimbristylis dichotoma</i> (Retz.) Vahl	<i>Saccharum angustifolium</i> (Nees) Trin.
<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	<i>Eragrostis airoides</i> Nees.	<i>Kyllinga odorata</i> Vahl	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen
<i>Brachiaria brizantha</i> (Hochst.) Stapf	<i>Eustachys distichophylla</i> (Lag.) Nees	<i>Paspalum notatum</i> Fluegge	<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R.Br.
Tratamento TS			
<i>Andropogon bicornis</i> L.	<i>Cyperus rotundus</i> L.	<i>Fimbristylis dichotoma</i> (Retz.) Vahl	<i>Saccharum angustifolium</i> (Nees) Trin.
<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	<i>Kyllinga odorata</i> Vahl	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen
<i>Brachiaria brizantha</i> (Hochst.) Stapf	<i>Eragrostis airoides</i> Nees.	<i>Paspalum notatum</i> Fluegge	<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R.Br.
<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B. Clarke	<i>Eragrostis sp.</i>	<i>Paspalum paniculatum</i> L.	
<i>Cynodon sp.</i>	<i>Eustachys distichophylla</i> (Lag.) Nees	<i>Paspalum urvillei</i> Steud.	
Tratamento PA			
<i>Andropogon bicornis</i> L.	<i>Cyperus rotundus</i> L.	<i>Paspalum notatum</i> Fluegge	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen
<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	<i>Digitaria insularis</i> (L.) Fedde	<i>Paspalum paniculatum</i> L.	<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R.Br.
<i>Brachiaria brizantha</i> (Hochst.) Stapf	<i>Eustachys distichophylla</i> (Lag.) Nees	<i>Paspalum urvillei</i> Steud.	
<i>Cynodon sp.</i>	<i>Fimbristylis dichotoma</i> (Retz.) Vahl	<i>Saccharum angustifolium</i> (Nees) Trin.	
Tratamento TR			
<i>Andropogon bicornis</i> L.	<i>Cynodon sp.</i>	<i>Eragrostis airoides</i> Nees.	<i>Paspalum urvillei</i> Steud.
<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	<i>Eustachys distichophylla</i> (Lag.) Nees	<i>Saccharum angustifolium</i> (Nees) Trin.
<i>Brachiaria brizantha</i> (Hochst.) Stapf	<i>Digitaria insularis</i> (L.) Fedde	<i>Paspalum notatum</i> Fluegge	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen
<i>Cyperus rotundus</i> L.	<i>Fimbristylis dichotoma</i> (Retz.) Vahl	<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R.Br.	
Tratamento PM			
<i>Andropogon bicornis</i> L.	<i>Cyperus sp.</i>	<i>Fimbristylis dichotoma</i> (Retz.) Vahl	<i>Saccharum angustifolium</i> (Nees) Trin.
<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	<i>Kyllinga odorata</i> Vahl	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen
<i>Brachiaria brizantha</i> (Hochst.) Stapf	<i>Eragrostis airoides</i> Nees.	<i>Paspalum notatum</i> Fluegge	<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R.Br.
<i>Cynodon sp.</i>	<i>Eustachys distichophylla</i> (Lag.) Nees	<i>Paspalum urvillei</i> Steud.	
Tratamento C			
<i>Andropogon bicornis</i> L.	<i>Cyperus rotundus</i> L.	<i>Eustachys distichophylla</i> (Lag.) Nees	<i>Saccharum angustifolium</i> (Nees) Trin.
<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	<i>Fimbristylis dichotoma</i> (Retz.) Vahl	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen
<i>Brachiaria brizantha</i> (Hochst.) Stapf	<i>Digitaria insularis</i> (L.) Fedde	<i>Paspalum notatum</i> Fluegge	<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R.Br.
<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B. Clarke	<i>Eragrostis airoides</i> Nees.	<i>Paspalum urvillei</i> Steud.	

Fonte: Elaborado pelo autor.

Outra característica importante diz respeito à origem das espécies apresentadas na Tabela 13, onde a maioria é nativa das pastagens naturais da região em que o estudo foi conduzido. Dentre as principais espécies é possível citar *Andropogon bicornis* L., *Andropogon leucostachyus* Kunth, *Bulbostylis capillaris* (L.) C.B. Clarke, *Digitaria horizontalis* Willd., *Digitaria insularis* (L.) Fedde, *Eragrostis airoides* Nees., *Eustachys distichophylla* (Lag.) Nees, *Fimbristylis dichotoma* (Retz.) Vahl, *Kyllinga odorata* Vahl, *Paspalum notatum* Fluegge, *Paspalum paniculatum* L., *Paspalum urvillei* Steud., *Saccharum angustifolium* (Nees) Trin., *Setaria parviflora* (Poir.) Kerguelen, *Sporobolus indicus* (L.) R.Br. Apenas duas espécies exóticas foram identificadas nas parcelas, *Brachiaria brizantha* (Hochst.) Stapf, originária da África e *Cyperus rotundus* L. nativa da Europa e da Ásia, reforçando mais uma vez a manutenção das gramíneas na área de restauração.

Não houve diferença estatística significativa entre as médias dos tratamentos para abundância de indivíduos das plantas pertencentes às famílias Poaceae e Cyperaceae (Tabela 14). A maior abundância de indivíduos foi observada em CS, com uma média de 101,75 indivíduos. O tratamento C apresentou 89,25 indivíduos seguida de PA com uma média de 87 indivíduos. A menor média foi registrada em PM.

Tabela 14 – Abundância de indivíduos das famílias Poaceae e Cyperaceae.

Tratamento	Abundância de indivíduos
*CS	101,75 ^{**ns}
TS	85,50
PA	87,00
TR	84,00
PM	82,50
C	89,25
CV (%)	13,16
p-value	0,2661

*CS: chuva de sementes, TS: transposição de solo, PA: poleiros artificiais, TR: troncos e rochas, PM: plantio de mudas, C: controle.

^{**ns} na coluna, tratamentos não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de significância.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A ideia de que as gramíneas, neste caso, constituídas pelas famílias Poaceae e Cyperaceae, constituem fator limitante para o estabelecimento de ervas, lianas, arbustos e espécies lenhosas, conforme relatado por Aquino (2006); Bechara (2006); Carpanezzi; Nicodemo (2009); Costa; Mitja; Leal Filho (2013); Marcuzzo et al. (2014); Fragoso et al. (2017), foi confirmada no caso da avaliação da Tabela 14, que apresenta a abundância de indivíduos registrados em cada tratamento. Comparando a Tabela 14 com as tabelas apresentadas anteriormente, que fazem referência ao restante da vegetação identificada, observa-se que o comportamento verificado foi semelhante ao esperado e relatado na literatura, pois os tratamentos com maior presença de espécies das famílias botânicas Poaceae e Cyperaceae, também foram os que apresentaram menor abundância de espécies das demais famílias. Esse efeito foi bastante aparente no caso do tratamento CS, que foi responsável pela maior abundância de indivíduos das famílias Poaceae e Cyperaceae, e a menor abundância na análise das demais famílias.

O índice de riqueza das famílias Poaceae e Cyperaceae foi semelhante em todos os tratamentos (Tabela 15). O índice de diversidade de Shannon teve seu maior valor nos tratamentos CS e PA, confirmando novamente o efeito limitante que as gramíneas possuem sobre o estabelecimento das demais famílias. O tratamento PM apresentou o menor índice de diversidade. Quanto ao índice de equabilidade de Pielou, não houve muita variação nos valores, com o tratamento CS apresentando o maior índice. Os tratamentos TS, TR e PM apresentaram os menores valores de equabilidade.

Tabela 15 - Índice de riqueza (S), índice de diversidade de Shannon (H) e índice de equabilidade de Pielou (J), para as famílias Poaceae e Cyperaceae.

Tratamento	S	H	J
*CS	9	1,68	0,77
TS	9	1,56	0,71
PA	8	1,58	0,76
TR	9	1,55	0,71
PM	9	1,52	0,71
C	8	1,56	0,76

*CS: chuva de sementes, TS: transposição de solo, PA: poleiros artificiais, TR: troncos e rochas, PM: plantio de mudas, C: controle.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A quantidade de massa seca da parte aérea e serapilheira apresentou diferença significativa na primeira avaliação realizada em setembro de 2017, onde o maior valor pôde ser observado no tratamento CS (Tabela 16), resultante das sementes, folhas e galhos armazenados nos coletores de chuva de sementes, os quais foram depositados integralmente nas parcelas após cada avaliação de vegetação.

Tabela 16 – Quantidade de massa seca da parte aérea e serapilheira.

Tratamento	MSPA	
	Mg ha ⁻¹	
	Set/2017	Fev/2018
*CS	10,58 a**	15,88 a
TS	5,81 b	20,01 a
PA	6,59 b	12,48 a
TR	5,10 b	15,59 a
PM	6,19 b	10,91 a
C	5,57 b	11,22 a
CV (%)	28,37	49,37
p-value	0,0107	0,4646

*CS: chuva de sementes, TS: transposição de solo, PA: poleiros artificiais, TR: troncos e rochas, PM: plantio de mudas, C: controle.

**Médias seguidas de mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% significância.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A avaliação realizada em fevereiro de 2018 não apresentou diferença significativa entre as médias dos tratamentos. O valor mais elevado de MSPA foi verificado em TS, relacionado, conforme Tabela 10, à maior abundância de indivíduos que o tratamento apresentou neste período.

5.2 ANÁLISE DOS TEORES TOTAIS DE NITROGÊNIO E CARBONO DO SOLO

Os maiores teores de N, com exceção do tratamento PM, foram obtidos na camada de 0,00 a 0,10 m. Houve diferença significativa somente na camada de 0,10 a 0,20 m, onde as maiores médias de N foram observadas em PM e TS (Tabela 17).

Apesar do teor de C não ter apresentado diferença significativa em nenhum dos tratamentos em ambas as camadas avaliadas, é possível perceber que os

maiores teores, da mesma maneira que ocorreu com os teores de N, concentram-se na camada de 0,00 a 0,10 m em todos os tratamentos avaliados, novamente com exceção de PM. Comportamento semelhante pôde ser observado na análise dos estoques de N e C. Todos os tratamentos, exceto PM, concentraram os maiores estoques na camada superficial do solo, de 0,00 a 0,10 m.

Tabela 17 - Teores e estoques de nitrogênio e carbono orgânico do solo.

Tratamento	N	C	Estoques de N	Estoques de C
	-----g kg ⁻¹ -----	-----g kg ⁻¹ -----	-----Mg ha ⁻¹ -----	-----Mg ha ⁻¹ -----
Camada de 0,00 a 0,10 m				
*CS	1,67 a**	19,84 a	2,30 a	27,43 a
TS	2,31 a	26,20 a	2,84 a	32,26 a
PA	1,90 a	21,39 a	2,64 a	29,66 a
TR	1,60 a	20,03 a	2,09 a	26,24 a
PM	1,57 a	17,47 a	2,14 a	23,77 a
C	1,69 a	21,53 a	2,45 a	31,00 a
CV (%)	25,86	23,25	22,24	19,64
p-value	0,2602	0,2776	0,3657	0,3162
Camada de 0,10 a 0,20 m				
CS	1,18 b	17,86 a	1,74 a	26,70 a
TS	1,61 a	17,72 a	2,29 a	25,22 a
PA	1,43 b	18,81 a	2,10 a	27,66 a
TR	1,31 b	16,24 a	1,83 a	22,84 a
PM	1,64 a	19,18 a	2,31 a	27,09 a
C	1,41 b	19,12 a	2,09 a	28,39 a
CV (%)	12,87	13,96	14,96	16,95
p-value	0,0211	0,5713	0,0979	0,5606

*CS: chuva de sementes, TS: transposição de solo, PA: poleiros artificiais, TR: troncos e rochas, PM: plantio de mudas, C: controle.

**** Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% significância.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A maior concentração dos teores e estoques de N e C na camada superficial do solo diz respeito ao tipo de cobertura vegetal presente atualmente na área de estudo. Como o processo de restauração florestal encontra-se em estágio inicial, a maioria das espécies presentes é composta por gramíneas, herbáceas ou plantas lenhosas de pequeno porte, que apresentam raízes finas e superficiais, contribuindo para maior entrada de N e C na camada de 0,00 a 0,10 m.

A entrada de N no sistema ocorre por meio da matéria orgânica e fixação biológica (NUNES et al., 2011). A matéria orgânica do solo estimula a presença de grupos de microrganismos que apresentam a enzima nitrogenase, a qual será utilizada como fonte de N, sendo muito comum, a simbiose entre plantas da família Fabaceae com as bactérias do gênero *Rhizobium*. Essas bactérias induzem a formação de pequenos nódulos nas raízes, onde ficam alojadas, produzindo N como produto principal (FAGAN et al. 2007). A espécie *Desmodium incanum* DC. foi a principal representante da família Fabaceae neste estudo, aparecendo em alta densidade em todos os tratamentos testados. A alta concentração de N na camada de 0,00 a 0,10 m está relacionada, principalmente, ao sistema radicular das espécies desta família, que neste estudo ocuparam somente a camada superficial do solo.

O C entra no sistema por meio da atividade fotossintética das plantas, estando diretamente associada ao aumento no estoque de matéria orgânica no solo (NUNES et al., 2011). No entanto, segundo os autores, a taxa com que o C adicionado passa a compor a matéria orgânica do solo é maior para o C do sistema radicular das plantas em relação àquele adicionado à superfície do solo, principalmente onde o solo não é mobilizado como é o caso dos tratamentos testados. Essa observação reforça a relação entre o sistema radicular superficial da vegetação existente nas parcelas e a maior concentração de C na primeira camada do solo, inclusive das espécies de gramíneas.

Tanto para os teores de N e C, quanto para os estoques de N e C, tratamento TS, na camada de 0,00 a 0,10 m, apresentou as maiores médias. Possivelmente o tratamento foi favorecido pela quantidade de resíduos vegetais provenientes do solo do fragmento florestal e pela maior abundância e diversidade de plantas presentes nas parcelas deste tratamento. Esta inferência

pode ser confirmada através da afirmação de Negreiros et al. (2011), na qual a capacidade de acumular N e C está relacionada com a quantidade de matéria orgânica do solo e com o grau de estruturação que este apresenta. Ainda, segundo Pulrolnik (2009), os resíduos vegetais constituem o recurso primário de carbono, que fornece substrato para a microbiota do solo e têm influência sobre as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo.

Nas parcelas correspondentes aos demais tratamentos, a produção de biomassa até o momento é baixa, contribuindo para a redução nos valores de C.

Na camada de 0,00 a 0,10 m o menor teor de N foi registrado no tratamento PM e o menor estoque de N foi verificado em TR. Na camada de 0,10 a 0,20 m, os menores teores e estoques de N foram registrados em CS. De acordo com Vasconcellos et al. (2013), a baixa concentração de N é um fator limitante relacionado a recuperação ambiental. Em relação ao teor e estoque de C, na camada superficial do solo, o menor valor foi observado no tratamento PM. Na camada de 0,10 a 0,20 m, os menores valores e estoques foram registrados em TR. Os tratamentos PM, TR e CS não apresentaram uma resposta tão eficiente quanto TS, pois as parcelas relativas a esses tratamentos ainda não conseguiram reestabelecer os teores e estoques de N e C devido à perda por decomposição da matéria orgânica e em razão da lixiviação dos nutrientes.

5.3 ANÁLISE DOS ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO

Os atributos físicos do solo avaliados em junho de 2017 estão descritos na Tabela 18, onde é possível observar os valores médios de densidade, porosidade total, microporosidade, macroporosidade, umidade do solo na capacidade de campo, água total e água disponível.

A densidade do solo apresentou diferença significativa na camada de 0,00 a 0,05 m, com a menor densidade no tratamento TS. Em todas as camadas avaliadas, os maiores valores de densidade do solo foram observados em CS. Na avaliação da porosidade total, a diferença estatística também se mostrou significativa na camada de 0,00 a 0,05 m, onde TS novamente mostrou o melhor comportamento, apresentando o maior valor de porosidade. Nas demais camadas não houve diferença significativa entre as médias.

Tabela 18 – Efeito dos diferentes tratamentos sobre os atributos físicos do solo na primeira avaliação (junho de 2017).

Camada (m)	*CS	TS	PA	TR	PM	C	CV (%)	p-value
Densidade do solo								
----- g cm ⁻³ -----								
0,00 a 0,05	1,32 a**	0,77 b	1,28 a	1,23 a	1,27 a	1,28 a	9,93	< 0,0001
0,05 a 0,10	1,34 a	1,27 a	1,28 a	1,25 a	1,20 a	1,27 a	5,71	0,2581
0,10 a 0,20	1,31 a	1,23 a	1,29 a	1,26 a	1,26 a	1,27 a	10,23	0,9625
Porosidade total								
----- m ³ m ⁻³ -----								
0,00 a 0,05	0,55 b	0,74 a	0,57 b	0,58 b	0,57 b	0,57 b	6,66	< 0,0001
0,05 a 0,10	0,55 a	0,57 a	0,57 a	0,58 a	0,59 a	0,57 a	4,28	0,2389
0,10 a 0,20	0,56 a	0,58 a	0,56 a	0,58 a	0,57 a	0,57 a	7,67	0,9678
Microporosidade								
----- m ³ m ⁻³ -----								
0,00 a 0,05	0,43 a	0,40 a	0,44 a	0,43 a	0,42 a	0,43 a	11,02	0,8510
0,05 a 0,10	0,40 a	0,42 a	0,40 a	0,42 a	0,41 a	0,39 a	5,23	0,4702
0,10 a 0,20	0,38 a	0,41 a	0,39 a	0,36 a	0,37 a	0,38 a	6,08	0,1069
Macroporosidade								
----- m ³ m ⁻³ -----								
0,00 a 0,05	0,13 b	0,34 a	0,13 b	0,15 b	0,15 b	0,15 b	36,44	0,0020
0,05 a 0,10	0,15 a	0,15 a	0,17 a	0,16 a	0,18 a	0,18 a	21,82	0,6517
0,10 a 0,20	0,18 a	0,17 a	0,17 a	0,21 a	0,20 a	0,19 a	30,26	0,8483
Umidade do solo na capacidade de campo								
----- m ³ m ⁻³ -----								
0,00 a 0,05	0,41 a	0,38 a	0,44 a	0,41 a	0,41 a	0,41 a	11,77	0,6275
0,05 a 0,10	0,39 a	0,39 a	0,38 a	0,40 a	0,38 a	0,38 a	5,55	0,6788
0,10 a 0,20	0,36 a	0,39 a	0,38 a	0,35 a	0,36 a	0,38 a	6,16	0,1936
Água total								
----- mm -----								
0,00 a 0,05	83,26 a	75,55 a	88,40 a	83,10 a	81,13 a	82,83 a	11,78	0,6126
0,05 a 0,10	77,82 a	78,34 a	76,00 a	79,71 a	77,20 a	74,90 a	5,56	0,6784
0,10 a 0,20	73,46 a	78,05 a	76,82 a	69,93 a	71,80 a	75,47 a	6,15	0,1661
Água disponível								
----- mm -----								
0,00 a 0,05	31,26 a	23,55 a	36,40 a	31,10 a	29,13 a	30,83 a	31,95	0,6126
0,05 a 0,10	25,82 a	26,34 a	24,00 a	27,71 a	25,20 a	22,90 a	16,98	0,6784
0,10 a 0,20	21,46 a	26,05 a	24,82 a	17,93 a	19,80 a	23,47 a	20,52	0,1661

*CS: chuva de sementes, TS: transposição de solo, PA: poleiros artificiais, TR: troncos e rochas, PM: plantio de mudas, C: controle.

**Médias seguidas de mesma letra, na linha, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% significância.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O tratamento CS que, na avaliação de densidade do solo, havia apresentado os maiores valores, apresentou um desempenho esperado para a análise de porosidade total, apresentando baixos valores em relação aos demais tratamentos.

Os valores de microporosidade tiveram poucas alterações, variando de $0,33 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ a $0,44 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, não diferindo estatisticamente.

O atributo macroporosidade apresentou diferença significativa na camada superficial do solo, de 0,00 a 0,05 m, com maior concentração de macroporos no tratamento TS.

Os demais parâmetros físicos não apresentaram diferença estatística entre as médias dos tratamentos em nenhuma das camadas avaliadas. A umidade do solo na capacidade de campo, de modo geral, obteve seus maiores valores na camada superficial do solo, onde PA apresentou o maior valor para o atributo. Quanto à água total e a água disponível, os maiores volumes concentraram-se novamente na camada superficial do solo, de 0,00 a 0,05 m, com o tratamento PA apresentando as maiores concentrações.

Na coleta realizada em fevereiro de 2018 (Tabela 19), a densidade total apresentou diferença significativa entre as médias dos tratamentos na camada de 0,00 a 0,05 m. Na primeira avaliação, em junho de 2017, somente TS havia apresentado diferença em relação aos demais tratamentos, no entanto, na avaliação realizada após sete meses, três tratamentos de restauração florestal mostraram sensibilidade ao atributo avaliado, onde os menores valores de densidade foram de $1,14 \text{ g cm}^{-3}$ em TS, $1,23 \text{ g cm}^{-3}$ em CS e $1,25 \text{ g cm}^{-3}$ em TR.

De acordo com Bertollo (2014), quanto maior o estado de compactação do solo, maior será a densidade do mesmo. Diante dessa afirmação, é possível inferir que os tratamentos PA, PM e C, responsáveis pelos maiores valores de densidade na segunda avaliação, demonstraram menor capacidade de superar os efeitos cumulativos decorrentes do período anterior à implantação do trabalho, ocasionados pelo efeito do pisoteio pelo gado.

Tabela 19 – Efeito dos diferentes tratamentos sobre os atributos físicos do solo na segunda avaliação (fevereiro de 2018).

Camada (m)	*CS	TS	PA	TR	PM	C	CV (%)	p-value
Densidade do solo								
----- g cm ⁻³ -----								
0,00 a 0,05	1,23 b**	1,14 b	1,32 a	1,25 b	1,34 a	1,39 a	8,16	0,0471
0,05 a 0,10	1,53 a	1,36 a	1,46 a	1,45 a	1,38 a	1,50 a	5,69	0,0728
0,10 a 0,20	1,49 a	1,42 a	1,47 a	1,41 a	1,40 a	1,48 a	5,52	0,4270
Porosidade total								
----- m ³ m ⁻³ -----								
0,00 a 0,05	0,58 a	0,62 a	0,55 b	0,58 a	0,55 b	0,53 b	6,17	0,0470
0,05 a 0,10	0,48 a	0,54 a	0,51 a	0,51 a	0,53 a	0,50 a	5,41	0,0947
0,10 a 0,20	0,50 a	0,52 a	0,50 a	0,53 a	0,53 a	0,53 a	5,18	0,4762
Microporosidade								
----- m ³ m ⁻³ -----								
0,00 a 0,05	0,45 a	0,42 a	0,47 a	0,44 a	0,44 a	0,44 a	6,12	0,3505
0,05 a 0,10	0,43 a	0,42 a	0,42 a	0,45 a	0,42 a	0,42 a	5,16	0,4048
0,10 a 0,20	0,41 a	0,42 a	0,41 a	0,41 a	0,41 a	0,41 a	5,66	0,9667
Macroporosidade								
----- m ³ m ⁻³ -----								
0,00 a 0,05	0,13 b	0,19 a	0,09 b	0,13 b	0,10 b	0,10 b	29,34	0,0095
0,05 a 0,10	0,05 a	0,12 a	0,09 a	0,07 a	0,11 a	0,07 a	46,96	0,2152
0,10 a 0,20	0,09 a	0,11 a	0,09 a	0,11 a	0,12 a	0,09 a	41,21	0,7579
Umidade do solo na capacidade de campo								
----- m ³ m ⁻³ -----								
0,00 a 0,05	0,44 a	0,41 a	0,46 a	0,43 a	0,43 a	0,43 a	6,66	0,4426
0,05 a 0,10	0,42 a	0,41 a	0,41 a	0,44 a	0,41 a	0,41 a	5,39	0,5958
0,10 a 0,20	0,40 a	0,41 a	0,41 a	0,40 a	0,40 a	0,40 a	5,78	0,9641
Água total								
----- mm -----								
0,00 a 0,05	88,96 a	82,97 a	91,65 a	86,72 a	87,07 a	85,66 a	6,52	0,4139
0,05 a 0,10	84,39 a	81,96 a	81,92 a	87,25 a	82,59 a	81,90 a	5,62	0,6600
0,10 a 0,20	80,02 a	81,94 a	81,77 a	79,91 a	79,27 a	79,94 a	5,89	0,9503
Água disponível								
----- mm -----								
0,00 a 0,05	36,96 a	30,97 a	39,65 a	34,72 a	35,07 a	33,66 a	16,16	0,4139
0,05 a 0,10	32,34 a	29,96 a	29,91 a	35,25 a	30,59 a	29,90 a	14,99	0,6600
0,10 a 0,20	28,02 a	29,94 a	29,77 a	27,91 a	27,27 a	27,94 a	16,66	0,9503

*CS: chuva de sementes, TS: transposição de solo, PA: poleiros artificiais, TR: troncos e rochas, PM: plantio de mudas, C: controle.

**Médias seguidas de mesma letra, na linha, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% significância.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A maioria das pesquisas converge para o fato de que o aumento da densidade ocasiona diminuição da porosidade total, macroporosidade, condutividade hidráulica, absorção iônica, assim como o conseqüente aumento da microporosidade e da resistência mecânica à penetração do solo (FERREIRA; TAVARES FILHO, 2010).

Na avaliação da porosidade total, da mesma forma que na densidade, os tratamentos com maior sensibilidade foram TS, CS e TR, apresentando os maiores valores de porosidade total em relação aos demais tratamentos testados neste estudo.

O tratamento CS mostrou uma evolução positiva ao longo do estudo, pois na primeira avaliação apresentou a condição de maior densidade e menor porosidade total, no entanto, na segunda avaliação os resultados de densidade do solo e porosidade total foram semelhantes aos outros tratamentos.

Na segunda avaliação, realizada em fevereiro de 2008, foram observados maiores valores de porosidade total nas camadas de 0,00 a 0,05 m em todos os tratamentos. Reinert et al. (2008), em seu estudo, também observaram uma maior quantidade de poros na superfície do solo. Segundo Lima et al. (2005), a presença desses poros na camada superior do solo pode estar relacionada com deposição de resíduos vegetais, que são atrativos a fauna, permitindo a formação de poros no solo. A fauna edáfica é essencial para o aumento da porosidade do solo, pois esses organismos, ao confeccionarem galerias, participam ativamente da regeneração de ambientes degradados (FERREIRA; TAVARES FILHO, 2010).

O parâmetro microporosidade, diretamente relacionado ao armazenamento de água no solo (BERTOL; SANTOS, 1995), não se mostrou sensível aos tratamentos testados, visto sua baixa variação e significância estatística. Segundo Beutler et al. (2001), os microporos são relativamente menos influenciados pelo manejo de solo do que os macroporos, pois a microporosidade está mais relacionada com a organização das partículas minerais primárias do solo, fator pelo qual não houve discrepância em nenhum dos tratamentos testados em relação a este atributo.

Para o atributo macroporosidade, conforme a primeira avaliação, o tratamento TS diferiu significativamente dos demais tratamentos na camada superficial do solo, apresentando a melhor condição.

Para garantir adequado fluxo de trocas gasosas e o crescimento de raízes, são necessários no mínimo 10% ($0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) de macroporos, uma vez que eles estão relacionados com processos vitais para as plantas, como as trocas gasosas de oxigênio e gás carbônico e o fluxo de água por gravidade, incluindo a infiltração, drenagem e troca de solutos (SILVA; IMHOFF; KAY, 2004). Na primeira avaliação (Tabela 18) verifica-se que todos os tratamentos apresentaram a quantidade adequada de macroporos, no entanto, na segunda avaliação (Tabela 19), somente TS e PM não demonstraram deficiências para esse atributo nas camadas analisadas.

Em geral, à medida que se aumenta a profundidade no perfil do solo, verifica-se uma redução na quantidade de macroporos, devido ao menor volume de raízes que são responsáveis pelo aumento da aeração e diminuição da densidade do solo (ANDRADE; STONE; SILVEIRA, 2009). Porém, na primeira avaliação, o único tratamento que respondeu conforme o esperado foi TS, que apresentou macroporosidade de $0,34 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ na camada superficial do solo, e $0,15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ e $0,17 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ nas camadas inferiores, respectivamente. Na segunda avaliação, a concentração mais elevada de macroporos na camada superficial do solo pôde ser observada nos tratamentos CS, TS, TR e C. Segundo Dexter (1991 apud SPERA, 2009, p. 7) maiores valores de macroporosidade na camada superficial refletem a influência da matéria orgânica na estruturação dos solos, explicando porque a densidade de solo foi menor na camada superficial do que na mais profunda, enquanto, para porosidade total ocorreu o inverso.

Os parâmetros umidade do solo na capacidade de campo, água total e água disponível não apresentaram diferença significativa entre as médias dos tratamentos em nenhuma camada avaliada.

A umidade do solo na capacidade de campo, que diz respeito à quantidade de água retida pelo solo após o excesso ter sido drenado (VEIHMEYER; HENDRICKSN, 1939 apud AGUIAR NETTO; NACIF; REZENDE, 1999), de maneira geral, demonstrou um pequeno aumento na segunda avaliação em relação à primeira. Na camada superficial, o maior valor foi registrado em PA, enquanto o menor valor, correspondendo a $0,40 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, apareceu em vários tratamentos, com exceção de CS e TS, na camada de 0,10 a 0,20 m. Levando em consideração a homogeneidade do ambiente quanto ao tipo de solo, é possível

que a variação observada entre as duas avaliações seja consequência do aumento na abundância de plantas e conseqüentemente de matéria orgânica.

A partir dos valores de umidade na capacidade de campo e ponto de murcha permanente, foi calculada a quantidade de água disponível no solo, que representa a fração da água que se encontra em condições de ser absorvida pelas raízes das plantas. Os atributos água total e a água disponível, apesar de não apresentarem diferença significativa entre as médias dos tratamentos, em geral, apresentaram os maiores volumes na camada superficial do solo.

O efeito de maior capacidade de armazenamento de água na camada superficial do solo, observado nas duas avaliações, mesmo não sendo significativa, está relacionada com a microporosidade, que neste estudo mostrou-se maior nas camadas de 0,00 a 0,05 m.

Os tratamentos testados neste experimento, ao influenciarem a intensidade dos fluxos e a dinâmica de matéria e energia para o sistema solo, resultaram em diferentes graus de organização do solo em agregados, conforme Tabelas 20 e 21, que mostram a distribuição da massa do solo em cinco classes de tamanho de agregados estáveis em água.

Tanto na Tabela 20, que apresenta a avaliação realizada em junho de 2017, quanto na Tabela 21, correspondente à avaliação de fevereiro de 2018, verifica-se uma maior porcentagem de agregados nas classes de maior diâmetro (classe > 4,76 mm) na camada de 0,00 a 0,10 m de profundidade. Na camada de 0,10 a 0,20 m, o percentual de agregados nas classes de maior diâmetro também é mais elevado na maioria dos tratamentos, no entanto, esse comportamento não é tão perceptível quanto na camada superficial do solo. Corrêa (2002), observou, em um estudo sobre efeito de diferentes sistemas de cultivo, que na camada superficial do solo sob condições de mata natural, 88% dos agregados apresentaram diâmetro maior que 2 mm.

As maiores quantidades de agregados nas classes de maior diâmetro indicam que, independente do tratamento utilizado, houve efeito do sistema radicular das plantas no processo de formação dos macroagregados. Segundo Pinheiro; Pereira; Anjos (2004), a atividade do sistema radicular das gramíneas, associado à ausência de revolvimento do solo, contribui efetivamente para a formação de macroagregados estáveis.

Tabela 20 – Efeito dos diferentes tratamentos na porcentagem dos agregados por classes na primeira avaliação (junho de 2017).

Tratamento	Classe 1***	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
	----- % -----				
Camada de 0,00 a 0,10 m					
*CS	41,34 b**	14,72 a	8,12 a	21,91 a	13,90 a
TS	55,10 a	17,52 a	5,90 b	11,78 b	11,39 a
PA	63,00 a	15,64 a	5,10 b	10,91 b	5,35 b
TR	61,21 a	16,57 a	4,88 b	10,61 b	7,73 b
PM	58,33 a	16,86 a	5,94 b	11,73 b	7,13 b
C	62,07 a	18,84 a	5,84 b	10,67 b	4,81 b
CV (%)	20,48	22,55	29,86	43,24	55,00
p-value	0,0053	0,3470	0,0142	0,0007	0,0086
Camada de 0,10 a 0,20 m					
CS	10,92 b	9,77 c	10,64 a	44,27 a	24,40 a
TS	38,06 a	13,83 b	8,57 b	21,78 c	17,77 b
PA	21,18 b	11,93 c	12,16 a	34,45 b	20,29 a
TR	34,01 a	13,54 b	8,74 b	25,96 c	17,75 b
PM	37,13 a	13,07 b	8,96 b	25,39 c	15,44 b
C	27,57 a	16,42 a	12,32 a	29,94 c	13,74 b
CV (%)	38,72	17,53	28,00	26,45	33,89
p-value	< 0,0001	< 0,0001	0,0191	< 0,0001	0,0148

*CS: chuva de sementes, TS: transposição de solo, PA: poleiros artificiais, TR: troncos e rochas, PM: plantio de mudas, C: controle.

**Médias seguidas de mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% significância.

***Classe 1: 8,00 - 4,76 mm; Classe 2: 4,76 - 2,00 mm; Classe 3: 2,00 - 1,00 mm; Classe 4: 1,00 - 0,25 mm; Classe 5: 0,25 - 0,00 mm.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Outra observação importante, que pode ser visualizada em ambas as avaliações, mostra uma maior concentração da massa do solo da classe 1 com agregados maiores de 4,76 mm na camada de 0,00 a 0,10 m, enfatizando mais uma vez a presença de raízes superficiais, uma vez que as plantas de pequeno porte, estabelecidas até o momento na área de estudo, não atingiram as camadas mais profundas do solo. O aporte de C ao solo, especialmente via raízes, é fundamental para existência de macroagregados (SALTON et al., 2008), conforme pode ser constatado na camada superficial do solo neste estudo. A ação mecânica decorrente do crescimento e funcionamento das raízes, microrganismos e da fauna do solo, que são estimuladas com a presença de cobertura do solo com gramíneas e demais plantas no início do estágio de restauração, proporcionam o agrupamento dos microagregados, resultando na formação de

macroagregados (HAYNES; BEARE, 1997 apud SALTON et al., 2008). Segundo Vasconcelos et al. (2010), o processo de estabilização dos agregados do solo está associado ao teor de matéria orgânica. Em geral, à medida que o teor de matéria orgânica diminui, devido ao baixo aporte de material orgânico ou ao revolvimento excessivo do solo, decresce a estabilidade dos agregados no solo.

Tabela 21 – Efeito dos diferentes tratamentos na porcentagem dos agregados por classes na segunda avaliação (fevereiro de 2018).

Tratamento	Classe 1***	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
	----- % -----				
Camada de 0,00 a 0,10 m					
*CS	75,20 a**	11,31 a	3,31 a	5,62 a	4,56 a
TS	63,59 a	15,15 a	3,81 a	8,72 a	9,99 a
PA	63,65 a	15,03 a	4,36 a	9,27 a	7,69 a
TR	68,96 a	15,45 a	4,98 a	9,44 a	9,09 a
PM	67,07 a	13,74 a	4,73 a	8,99 a	5,46 a
C	63,83 a	17,13 a	7,00 a	8,65 a	6,21 a
CV (%)	22,64	30,91	70,67	65,90	71,39
p-value	0,5786	0,169	0,2966	0,7185	0,3299
Camada de 0,10 a 0,20 m					
CS	25,95 b	11,59 b	11,45 a	24,91 a	26,10 a
TS	63,65 a	17,85 a	5,16 b	8,31 b	5,02 b
PA	47,82 a	17,69 a	11,41 a	20,08 a	9,83 b
TR	54,53 a	14,43 b	5,54 b	12,39 b	13,10 b
PM	41,46 b	17,33 a	9,35 a	19,87 a	11,99 b
C	31,99 b	15,92 a	11,06 a	24,51 a	16,55 b
CV (%)	35,92	22,44	37,48	45,82	82,04
p-value	0,0002	0,0052	0,0002	0,0012	0,0127

*CS: chuva de sementes, TS: transposição de solo, PA: poleiros artificiais, TR: troncos e rochas, PM: plantio de mudas, C: controle.

**Médias seguidas de mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% significância.

***Classe 1: 8,00 - 4,76 mm; Classe 2: 4,76 - 2,00 mm; Classe 3: 2,00 - 1,00 mm; Classe 4: 1,00 - 0,25 mm; Classe 5: 0,25 - 0,00 mm.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Silva; Mielniczuk (1997) afirmam que as gramíneas podem ser usadas como plantas recuperadoras da estrutura do solo em áreas degradadas, por apresentarem maior densidade de raízes e melhor distribuição do sistema radicular no solo, favorecendo as ligações dos pontos de contato entre partículas minerais e agregados, contribuindo para a formação e estabilidade dos agregados.

Na primeira coleta de solo (Tabela 20), a camada de 0,00 a 0,10 m de profundidade, apresentou variações significativas entre as médias dos tratamentos nas Classes 1, 4 e 5. Na classe de maior diâmetro, os tratamentos PA, C e TR apresentaram o maior percentual de agregados, enquanto o tratamento CS apresentou o menor percentual. Na Classe 4 (classe > 0,25mm), TR obteve o menor percentual de agregados e na Classe 5 (classe < 0,25mm) a menor porcentagem foi verificada em PA. O tratamento CS apresentou a maior porcentagem de agregados nas Classes 4 e 5.

Na avaliação da segunda camada de solo, de 0,10 a 0,20 m, em junho de 2017, houve diferença significativa em todas as classes de agregados (Tabela 21). A Classe 1 apresentou diferenças nos tratamentos CS e PA, responsáveis pelas menores porcentagens de agregados. O maior percentual na classe de maior diâmetro foi observado em TS. Em relação à Classe 2 (classe > 2mm), a variação foi maior entre os tratamentos, onde a maior porcentagem pôde ser observada no tratamento C, com 16,42% dos agregados, enquanto os tratamentos TS, TR e PM apresentaram valores intermediários, e CS e PA, apresentaram as menores porcentagens de agregados. Na Classe 3 (classe > 1mm), TS, TR e PM apresentaram os menores percentuais de agregação, diferindo significativamente dos demais tratamentos de restauração florestal estudados. A Classe 4 teve seu maior percentual de agregação no tratamento CS, com 44,27%, diferindo do tratamento PA que apresentou valor intermediário de 20,29%. Os demais tratamentos da Classe 4 apresentaram percentuais mais baixos de agregação, não diferindo entre si. A Classe 5 apresentou diferenças em CS e PA, responsáveis pelas maiores porcentagens de agregação.

Na avaliação realizada em fevereiro de 2018 (Tabela 21) não houve variação estatística significativa entre os tratamentos para nenhuma classe de agregados na camada de 0,00 a 0,10 m. Na Classe 1, ao contrário do observado para essa profundidade na primeira avaliação, CS apresentou a maior porcentagem de agregados.

A camada de solo de 0,10 a 0,20 m de profundidade apresentou diferenças significativas entre os percentuais médios dos tratamentos em todas as classes avaliadas. Na classe 1, os tratamentos TS, PA e TR apresentaram as maiores porcentagens, enquanto os demais tratamentos CS, C e PM obtiveram os

menores percentuais. Para a Classe 2, a variação pôde ser verificada em CS e TR, que diferiram dos demais tratamentos pelo fato de apresentarem menores percentuais de agregação. As Classes 3 e 4 demonstraram diferenças em TS e TR, responsáveis por baixas médias de agregação, quando comparados aos demais tratamentos. Na Classe 5 a diferença foi significativa em CS, que apresentou o maior percentual de agregados entre os tratamentos desta classe.

Tabela 22 – Efeito dos diferentes tratamentos sobre o Diâmetro Médio Ponderado (DMP) em dois períodos de avaliação.

Tratamento	Diâmetro Médio Ponderado (DMP)	
	Jun/2017	Fev/2018
Camada de 0,00 a 0,10 m		
*CS	3,42 bB**	5,27 aA
TS	4,26 aA	4,69 aA
PA	4,70 aA	4,70 aA
TR	4,55 aA	5,06 aA
PM	4,46 aA	4,88 aA
C	4,74 aA	4,82 aA
CV do fator tratamento: 16,45%		
CV do fator período avaliado: 8,48%		
Camada de 0,10 a 0,20 m		
CS	1,49 bA	2,41 cA
TS	3,18 aB	4,80 aA
PA	2,18 bB	3,95 bA
TR	2,94 aB	4,14 bA
PM	3,12 aA	3,51 bA
C	2,70 aA	2,92 cA
CV do fator tratamento: 24,89%		
CV do fator período avaliado: 20,62%		

*CS: chuva de sementes, TS: transposição de solo, PA: poleiros artificiais, TR: troncos e rochas, PM: plantio de mudas, C: controle.

**Letras minúsculas diferentes, nas colunas, indicam diferença significativa entre as médias pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância. Letras maiúsculas diferentes, nas linhas, indicam diferença significativa entre as médias pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O DMP (Tabela 22), que é um indicativo da estabilidade do solo e tem seu valor associado à classe de agregados de maior tamanho (ALBUQUERQUE et al., 2003), foi afetado pelos tratamentos de restauração florestal nas duas avaliações. Verifica-se que em junho de 2017, na camada de 0,00 a 0,10 m de profundidade, C apresentou o maior valor de DMP, enquanto na segunda

camada, de 0,10 a 0,20 m, o maior valor de DMP foi verificado em TS. Em ambas as camadas da primeira avaliação CS apresentou o menor valor.

Na primeira avaliação do índice DMG (Tabela 23), que representa uma estimativa da classe de agregados de maior ocorrência, observa-se que houve diferença significativa nas duas camadas avaliadas. Na primeira camada, de 0,00 a 0,10 m, o tratamento C apresentou o maior valor de DMG e o tratamento CS o menor valor. Na camada de 0,10 a 0,20 m o tratamento que melhor respondeu foi TS, enquanto o menor valor foi novamente verificado em CS.

Tabela 23 – Efeito dos diferentes tratamentos sobre o Diâmetro Médio Geométrico (DMG) em dois períodos de avaliação.

Tratamento	Diâmetro Médio Geométrico (DMG)	
	Jun/2017	Fev/2018
Camada de 0,00 a 0,10 m		
*CS	1,83 bB**	4,18 aA
TS	2,88 aA	3,71 aA
PA	3,45 aA	3,38 aA
TR	3,10 aA	2,75 aA
PM	3,07 aA	3,66 aA
C	3,78 aA	3,49 aA
CV do fator DMG: 30,68%		
CV do fator período: 16,68%		
Camada de 0,10 a 0,20 m		
CS	0,73 bB	1,60 cA
TS	1,73 aA	3,62 aB
PA	1,02 bB	2,03 bA
TR	1,44 aB	2,54 bA
PM	1,57 aA	2,12 bA
C	1,43 aA	1,64 cA
CV do fator DMG: 32,56%		
CV do fator período: 22,91%		

*CS: chuva de sementes, TS: transposição de solo, PA: poleiros artificiais, TR: troncos e rochas, PM: plantio de mudas, C: controle.

**Letras minúsculas diferentes, nas colunas, indicam diferença significativa entre as médias pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância. Letras maiúsculas diferentes, nas linhas, indicam diferença significativa entre as médias pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A avaliação realizada em fevereiro de 2018 não apresentou diferença significativa na primeira camada de solo coletada. Na segunda camada, de 0,10 a

0,20 m o maior valor de DMG pôde ser observado em TS, enquanto os menores valores ocorreram em CS e C.

Avaliando o fator período avaliado verifica-se que na camada de 0,00 a 0,10 m, a única diferença significativa pôde ser observada no tratamento CS. Na segunda camada analisada, a diferença estatística ocorreu em todos os tratamentos, com exceção de PM e C. Nesta segunda camada, todos os tratamentos apresentaram valores de DMG mais elevados na segunda avaliação, realizada em fevereiro de 2018.

A maior concentração da massa de solo nas classes de maior diâmetro de agregados teve influência sobre os elevados valores observados para os índices DMP e DMG, sendo considerados superiores aos encontrados comumente na literatura (CASTRO FILHO et al., 1998; ALBUQUERQUE et al., 2003; PORTELA et al., 2010; VASCONCELOS et al., 2010). Segundo Dexter (1988), os solos com agregados estáveis de maior tamanho são considerados solos estruturalmente melhores e mais resistentes ao processo erosivo, pois a agregação facilita a aeração do solo, as trocas gasosas e a infiltração de água, em função do aumento da macroporosidade entre os agregados, além de garantirem a microporosidade e a retenção de água dentro dos agregados.

Analisando os valores de ADA, da primeira coleta, realizada em junho de 2017 (Tabela 24), percebe-se que não houve diferença estatística significativa em ambas as camadas analisadas. O GF apresentou variação significativa na camada de 0,10 a 0,20 m, com maior valor na camada 2, no tratamento C. Na avaliação realizada em fevereiro de 2018 (Tabela 25), não houve diferença significativa para as médias dos tratamentos para ADA e GF em nenhuma das camadas analisadas.

Em estudo comparando vegetação nativa, área em restauração e plantio direto, Prado; Natale (2003), observaram que as áreas de reflorestamento e vegetação nativa apresentaram GF semelhantes nas camadas superficiais do solo, no entanto, nas camadas subsuperficiais, a vegetação nativa foi significativamente superior aos demais manejos.

Tabela 24 – Efeito dos diferentes tratamentos sobre a argila dispersa em água (ADA) e sobre o grau de floculação (GF) na primeira avaliação (junho de 2017).

Tratamento	ADA	GF
	----- kg kg ⁻¹ -----	----- % -----
Camada de 0,00 a 0,10 m		
*CS	0,03 a**	87,62 a
TS	0,04 a	79,67 a
PA	0,04 a	79,60 a
TR	0,03 a	82,64 a
PM	0,04 a	79,12 a
C	0,04 a	85,33 a
CV (%)	28,31	6,06
p-value	0,5536	0,1381
Camada de 0,10 a 0,20 m		
CS	0,07 a	62,54 b
TS	0,06 a	75,83 a
PA	0,07 a	75,58 a
TR	0,05 a	77,11 a
PM	0,05 a	76,25 a
C	0,05 a	77,70 a
CV (%)	28,50	6,92
p-value	0,1975	0,0067

*CS: chuva de sementes, TS: transposição de solo, PA: poleiros artificiais, TR: troncos e rochas, PM: plantio de mudas, C: controle.

**Médias seguidas de mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% significância.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A ADA e o GF são resultantes das alterações ocorridas na superfície das partículas de solo. A dispersão de argila é favorecida pela diminuição das forças de atração entre os colóides. A dispersão causa redução nos fluxos de solução e ar do solo, pois diminui o diâmetro e o volume de poros (ROTH; PAVAN; 1991). Analisando os dados deste estudo em relação a outros estudos que verificaram os mesmos atributos (ALBUQUERQUE et al., 2003; PRADO; NATALE, 2003; GASPARETTO et al., 2009), pode-se afirmar que todos os tratamentos avaliados apresentaram baixa dispersão e, conseqüentemente, elevada floculação da argila, visto que os dois parâmetros são inversamente proporcionais (EFFGEN et al., 2006), favorecendo a formação de microagregados e tornando o solo mais resistente ao processo erosivo.

Tabela 25 – Efeito dos diferentes tratamentos sobre a argila dispersa em água (ADA) e sobre o grau de flocculação (GF) na segunda avaliação (fevereiro de 2018).

Tratamento	ADA	GF
	----- kg kg ⁻¹ -----	----- % -----
Camada de 0,00 a 0,10 m		
*CS	0,06 ^{**ns}	78,58
TS	0,05	75,91
PA	0,04	81,73
TR	0,05	76,14
PM	0,04	81,07
C	0,04	82,84
CV (%)	37,47	8,96
p-value	0,5925	0,6395
Camada de 0,10 a 0,20 m		
CS	0,06	70,77
TS	0,06	72,79
PA	0,07	71,66
TR	0,07	66,56
PM	0,07	64,11
C	0,05	77,36
CV (%)	33,18	13,16
p-value	0,7822	0,4396

*CS: chuva de sementes, TS: transposição de solo, PA: poleiros artificiais, TR: troncos e rochas, PM: plantio de mudas, C: controle.

^{**ns} na coluna, tratamentos não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de significância.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os valores encontrados para ADA e GF, diretamente ligados a uma maior estabilidade de agregados, tem relação com a quantidade de matéria orgânica presente nas parcelas dos tratamentos, e com a textura do Neossolo Regolítico deste estudo, que não apresentou teores de argila tão elevados. Pedron et al., (2011), em um estudo conduzido sobre Neossolos Litólicos e Neossolos Regolíticos, encontrou valores de GF bastante similares aos valores observados neste estudo, variando de 50 a 81%.

5.4 CARACTERIZAÇÃO DA FAUNA EDÁFICA

A abundância de indivíduos não apresentou diferenças estatísticas significativas entre as médias dos tratamentos em nenhuma das avaliações (Tabela 26). No entanto, realizando a análise entre as avaliações, visando avaliar

o aumento ou redução do número de indivíduos ao longo do tempo, é possível concluir que houve diferença significativa entre as médias dos tratamentos PA, PM e C, que na primeira avaliação apresentavam valores de abundância reduzidos e na segunda avaliação sofreram um aumento expressivo na quantidade de indivíduos, no qual PM passou a ocupar a posição de abundância mais elevada entre os tratamentos analisados.

Tabela 26 – Abundância de indivíduos por tratamento e avaliação para os dados de fauna edáfica.

Tratamento	Abundância de indivíduos	
	Set/2017	Fev/2018
*CS	291,75 aA**	326,25 aA
TS	178,00 aA	245,25 aA
PA	179,50 aB	385,00 aA
TR	223,00 aA	340,50 aA
PM	229,00 aB	402,00 aA
C	229,50 aB	362,25 aA

CV do fator tratamento: 28,74%

CV do fator período avaliado: 81,17%

*CS: chuva de sementes, TS: transposição de solo, PA: poleiros artificiais, TR: troncos e rochas, PM: plantio de mudas, C: controle.

**Letras minúsculas diferentes, nas colunas, indicam diferença significativa entre as médias pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância. Letras maiúsculas diferentes, nas linhas, indicam diferença significativa entre as médias pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Avaliando a abundância de indivíduos da fauna edáfica nas duas avaliações (Tabela 27), em setembro de 2017 e fevereiro de 2018, é possível verificar um aumento no número de indivíduos na segunda avaliação, passando de 5.323 indivíduos coletados em setembro de 2017, para 8.172 em fevereiro de 2018. O total de organismos aumentou da primeira para a segunda avaliação em consequência do aumento da temperatura entre os dois períodos. Aumentos no número total de organismos foram observados em outros estudos, como resposta à mudança de temperatura, com um aumento da abundância quando ocorre a transição da estação fria para a estação quente (MOÇO et al., 2005; ROVEDDER, 2007).

Tabela 27 - Abundância de indivíduos por grupo de artrópodes e abundância total em cada tratamento (CS: chuva de sementes, TS: transposição de solo, PA: poleiros artificiais, TR: troncos e rochas, PM: plantio de mudas, C: controle).

Trat.	Ordens															Total		
	Ac	Ar	Bl	Co	Col	De	Di	He	Hy	Is	Ix	Le	Op	Or	Sco		Si	Thy
Set/2017																		
CS		40		17	459		17	11	450	26	4	1	3	14		1	124	1167
TS		13		30	217		2	132	284	3		1	2	5			23	712
PA	3	20		12	227	3	16	15	349	46				11			16	718
TR	5	27		27	344	1	17	5	439	10		1		14			2	892
PM	1	15	1	32	460		5	3	310	10		2	2	14			61	916
C	10	16		25	389	2	7	1	318	105			3	9			33	918
Total	19	131	1	143	2096	6	64	167	2150	200	4	5	10	67		1	259	5323
Fev/2018																		
CS		12		10	209		38	1	954	58			19	3				1304
TS		9		36	199		30	2	614	44			8	18				960
PA		29		4	147	3	31	3	1250	52			6	6				1531
TR		19		39	195		25	2	918	123			13	15	1			1350
PM		27		13	147	1	40		1190	56			73	28			7	1582
C		24		33	171	1	23	8	1122	47			10	6				1445
Total		120		135	1068	5	187	16	6048	380			129	76	1		7	8172

*Acarina (Ac), Araneae (Ar), Blattodea (Bl), Coleoptera (Co), Collembola (Col), Dermaptera (De), Diptera (Di), Hemiptera (He), Hymenoptera (Hy), Isoptera (Is), Ixodida (Ix), Lepidoptera (Le), Opiliones (Op), Orthoptera (Or), Scolopendrida (Sco), Siphonaptera (Si), Thysanura (Thy).

Fonte: Elaborado pelo autor.

Na segunda avaliação, apesar do aumento expressivo na abundância de indivíduos, verificou-se uma redução no número de ordens identificadas. A avaliação realizada em setembro de 2017 contava com a presença de 16 ordens, passando para 12 ordens na segunda avaliação. Embora a primeira avaliação não tenha apresentado nenhum representante da ordem Scolopendrida, na segunda avaliação não foram encontrados representantes das ordens Acarina, Blattodea, Ixodida, Lepidoptera e Siphonaptera.

Na primeira avaliação, em setembro de 2017, observa-se que o tratamento CS apresentou os valores de abundância mais elevados, com um total de 1.167 indivíduos. Já a menor abundância de indivíduos ocorreu no tratamento TS, seguido de PA, com 712 e 718 indivíduos, respectivamente. A maior abundância de indivíduos em CS pode estar relacionada à condução do tratamento, onde todo material armazenado nas peneiras foi distribuído sobre as parcelas, de maneira

que folhas, ramos e demais materiais orgânicos promoveram a cobertura do solo, favorecendo a presença da fauna edáfica no local.

A segunda coleta de fauna edáfica teve novamente o tratamento TS com o menor número de indivíduos registrado, no entanto, ao contrário da primeira avaliação onde CS apresentou a maior abundância, nesta avaliação PM obteve o valor de abundância mais elevado.

Em relação à abundância total por ordens, na primeira e na segunda avaliação destacam-se as ordens Hymenoptera e Collembola. Na primeira avaliação a ordem Hymenoptera representou a 46,37% dos indivíduos, enquanto Collembola obteve 33,53%, com elevado número de indivíduos da ordem Hymenoptera no tratamento CS e da ordem Collembola nos tratamentos PM e CS. Na segunda avaliação as duas ordens representaram 74% e 13,06%, respectivamente, com maior representatividade da ordem Hymenoptera em PA e Collembola em CS, TS e TR.

Alves et al. (2008), em um estudo sobre a macrofauna do solo, constatou que uma grande quantidade de indivíduos da ordem Hymenoptera está associada a menor presença de plantas, como é o caso deste estudo, em que os maiores valores de abundância de indivíduos da ordem Hymenoptera foram registrados nos tratamentos CS e PA, onde a abundância de vegetação foi a menor. De acordo com Parr et al., (2007), a presença desta Ordem em ambientes com pouca ou baixa diversidade de vegetação pode estar associada com a menor presença de predadores e com a menor competição por espaços, facilitando a locomoção no ambiente. A ordem Hymenoptera constitui-se em um dos mais importantes grupos em solos tropicais e subtropicais em função de sua abundância, diversidade de espécies e aspectos funcionais (ASSAD, 1997).

Quanto a ordem Collembola, Rovedder et al. (2009), destacam o papel funcional que a ordem desempenha nos processos envolvendo a dinâmica da matéria orgânica, sendo considerada um eficiente indicador de qualidade do solo, pois é diretamente afetada pela ação antrópica, com o uso indiscriminado ou incorreto do solo. As espécies desta Ordem necessitam de umidade adequada e são sensíveis a temperaturas elevadas, alimentando-se de raízes de plantas e detritos vegetais em decomposição (BUZZI, 2002). A abundância de colembolos observada nas avaliações demonstra claramente a sensibilidade à temperatura

que a Ordem apresenta, visto que na primavera, onde as temperaturas são mais amenas, a densidade populacional foi muito maior que na segunda coleta, realizada no verão. A necessidade da presença de material orgânico que a população possui, ficou evidente no tratamento CS, que apresentou uma elevada abundância em ambas as avaliações realizadas.

Além das ordens Hymenoptera e Collembola, verificou-se grande abundância de indivíduos nas ordens Isoptera, Coleoptera e Araneae. A ordem Isoptera pode ser encontrada em áreas de pastagem devido à simbiose que esses organismos são capazes de estabelecer com bactérias fixadoras de nitrogênio e protozoários degradadores de celulose presentes nesses ambientes. A presença do grupo em ambientes de pastagem está associada ao fato de serem capazes de retirar de maneira eficiente nutrientes da serapilheira de gramíneas (AQUINO et al., 2008). Os coleópteros apresentam uma grande importância como incorporadores de matéria orgânica no solo, escavadores de galerias e dispersores de sementes (MELO et al., 2009). A ordem Araneae, que tem papel fundamental na regulação das populações de fauna no solo, é encontrada de acordo com a disponibilidade de recursos, pois em áreas com menor ação antrópica existe maior disponibilidade de alimentos e condições para formação de teias (BARETTA, et al. 2007).

A presença de grupos epígeos, que vivem na serapilheira, como é o caso das ordens Araneae, Coleoptera, Collembola e Isoptera, indicam um ambiente com baixa perturbação e em equilíbrio ecológico, com condições de abrigar e alimentar a fauna, visto que, segundo Baretta et al. (2011), distúrbios realizados nos ecossistemas alteram a distribuição da fauna no solo à medida que alteram a disponibilidade de recurso alimentar, modificando as interações ecológicas inter e intraespecíficas.

Na primeira avaliação, em setembro de 2017, a riqueza teve sua maior expressividade nos tratamentos CS e PM, com presença de 13 das 16 ordens identificadas no levantamento geral (Tabela 28). Na segunda avaliação a riqueza foi muito semelhante entre os tratamentos, com 10 ordens em CS, TS e PM e 11 ordens nos demais tratamentos.

Tabela 28 - Índice de riqueza (S), índice de diversidade de Shannon (H) e índice de equabilidade de Pielou (E) por tratamento e por período de avaliação.

Tratamento	S	H	E
Set/2017			
*CS	13	1,44	0,55
TS	11	1,46	0,62
PA	11	1,42	0,55
TR	12	1,21	0,47
PM	13	1,28	0,50
C	12	1,44	0,54
Fev/2018			
CS	10	0,93	0,40
TS	10	1,23	0,54
PA	11	0,77	0,32
TR	11	1,15	0,48
PM	10	1,06	0,46
C	11	0,89	0,37

*CS: chuva de sementes, TS: transposição de solo, PA: poleiros artificiais, TR: troncos e rochas, PM: plantio de mudas, C: controle, FR: fragmento, BF: borda do fragmento.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os índices de diversidades da segunda avaliação, fevereiro de 2018, foram inferiores aos da primeira avaliação em todos os tratamentos avaliados, contrariando o observado na análise da abundância de indivíduos. Na primeira coleta de fauna edáfica o tratamento TS apresentou o maior índice, seguido de CS e C. Na segunda avaliação novamente TS apresentou o valor mais elevado de diversidade, seguido de TR e PM. O tratamento TS também apresentou os maiores índices de equabilidade de Pielou nos dois períodos analisados.

Quanto à contagem e identificação das ordens coletadas nas armadilhas instaladas no fragmento florestal e na borda deste fragmento, realizadas com a finalidade de comparação com os resultados observados nos tratamentos, verifica-se que tanto na primeira avaliação, quanto na segunda, o menor valor de abundância de indivíduos foi registrado dentro do fragmento florestal, com 488 indivíduos na primeira avaliação e 701 na segunda. Quanto à diversidade de Shannon, verificou-se que, em ambas as avaliações o fragmento florestal apresentou os maiores valores, com 1,61 na primeira avaliação e 1,94 na segunda avaliação. A equabilidade de Pielou neste ambiente também foi a mais elevada nas duas avaliações, com 0,70 e 0,75, respectivamente.

O registro do menor valor de abundância dentro do fragmento florestal indica uma tendência de equilíbrio ecológico neste ambiente, visto que, ao contrário dos demais ambientes avaliados, no fragmento não houve dominância de nenhuma ordem específica. Esse equilíbrio ecológico pode ser confirmado na análise dos valores de diversidade de Shannon e equabilidade de Pielou, onde os índices apontaram os maiores valores dentro do fragmento florestal. Segundo Moço et al. (2005), quanto maior a abundância de indivíduos, maior será a probabilidade de um grupo ser predominante, reduzindo, dessa forma, a diversidade e a equabilidade, uma vez que os índices relacionam-se com a riqueza e a distribuição do número de indivíduos entre as ordens. É por esse motivo que o fragmento florestal apresentou os maiores valores de diversidade e de equabilidade nas duas épocas avaliadas.

Dentre os tratamentos avaliados, o menor valor de abundância foi observado em TS. Além disso, o tratamento apresentou os maiores valores de diversidade de Shannon e equabilidade de Pielou. Esse resultado, semelhante ao encontrado dentro do fragmento florestal, se deve as características da técnica de restauração utilizada neste tratamento, pois o solo oriundo do fragmento florestal depositado nas parcelas contém uma grande quantidade e heterogeneidade de serapilheira e material orgânico, promovendo efeitos benéficos sobre a qualidade do solo e estimulando a diversidade e a estabilidade biológica.

A borda do fragmento apresentou o maior valor de abundância de indivíduos em relação aos demais tratamentos na primeira avaliação, com 1.181 indivíduos. Na segunda avaliação, o comportamento foi diferente, onde o valor de abundância foi apenas superior ao observado dentro do fragmento florestal, sendo inferior em comparação aos tratamentos. A diversidade de Shannon e a equabilidade de Pielou obtiveram os menores valores na primeira avaliação, com índice de diversidade de 0,93 e índice de equabilidade de 0,42. Já na segunda avaliação, houve um aumento nos dois índices, onde o índice de diversidade foi de 1,82 e o índice de equabilidade foi de 0,73, com valores inferiores aos observados no fragmento florestal, porém superiores aos tratamentos.

5.4 CORRELAÇÃO DE PEARSON

As Tabelas 29 e 30 apresentam o coeficiente de correlação de Pearson observado para vários atributos utilizados neste estudo, contemplando os dados sobre abundância de vegetação, gramíneas e fauna edáfica, bem como os dados relacionados às propriedades do solo.

Na camada superficial do solo, de 0,00 a 0,10 m, observa-se que a densidade do solo, conforme esperado, apresentou correlação significativa com os parâmetros porosidade total (-0,99) e macroporosidade (-0,81). Ambos os coeficientes foram negativos, indicando que conforme a densidade do solo aumenta, a porosidade total e a macroporosidade diminuem, sendo o contrário também verdadeiro, ou seja, quanto maior a compactação e adensamento de um solo, menor será o seu espaço poroso. Esse efeito de compactação costuma influenciar principalmente a macroporosidade, tendo um baixo efeito sobre a microporosidade, pois compromete principalmente a aeração do solo e o crescimento de raízes (SUZUKI, 2005). O mesmo comportamento pôde ser observado na camada de 0,10 a 0,20 m, onde houve uma correlação negativa entre densidade do solo e os atributos porosidade total (-0,99) e macroporosidade (-0,83).

A porosidade total apresentou correlação positiva de 81% com a macroporosidade, em ambas as camadas avaliadas, indicando que quanto maior o volume de macroporos no solo, maior será a porosidade total. Já a macroporosidade apresentou correlação negativa significativa com a microporosidade nas duas camadas. No entanto, o coeficiente de correlação não foi tão elevado (-0,54), visto que, segundo Stone; Guimarães; Moreira (2002), o aumento da compactação do solo e a diminuição no teor de matéria orgânica reduzem a quantidade de macroporos enquanto os microporos permanecem praticamente inalterados.

Os microporos, ao contrário dos macroporos, são normalmente preenchidos com água (BERTOL; SANTOS, 1995). Esta relação entre os microporos e a retenção de água pode ser visualizada na análise de correlação, que apresentou coeficientes positivos elevados quando relacionado à umidade na capacidade de campo, água total e água disponível.

Tabela 29 - Coeficiente de correlação de Pearson entre os dados obtidos através da utilização de diferentes técnicas de restauração florestal, na camada de solo de 0,00 a 0,10 m.

	**DS	PT	MI	MA	UCC	AT	AD	DMP	DMG	N	C	MSPA	Fauna	Veg.	Gram.
DS	1	-0,99*	-0,04	-0,81*	-0,04	-0,03	-0,03	-0,13	-0,20	-0,35	-0,33	-0,14	0,08	-0,04	0,10
PT	< 0,0001	1	0,04	0,81*	0,03	0,02	0,02	0,15	0,22	0,37	0,35	0,14	-0,09	0,01	-0,12
MI	0,8343	0,8558	1	-0,54*	0,98*	0,98*	0,98*	-0,27	-0,22	0,19	0,30	0,17	-0,05	0,03	0,05
MA	< 0,0001	< 0,0001	0,0061	1	-0,54*	-0,56*	-0,56*	0,30	0,34	0,19	0,12	0,06	-0,09	-0,01	-0,06
UCC	0,8552	0,8889	< 0,0001	0,0063	1	0,99*	0,99*	-0,29	-0,24	0,19	0,27	0,10	0,02	0,09	0,00
AT	0,8963	0,9254	< 0,0001	0,0047	< 0,0001	1	1*	-0,27	-0,21	0,2	0,27	0,57	0,06	0,12	-0,06
AD	0,8963	0,9254	< 0,0001	0,0047	< 0,0001	< 0,0001	1	-0,27	-0,22	0,19	0,27	0,06	0,06	0,12	-0,06
DMP	0,5617	0,4939	0,2156	0,1618	0,1732	0,2172	0,2172	1	0,98*	0,22	0,12	-0,09	0,04	-0,24	0,10
DMG	0,3520	0,3143	0,3076	0,1150	0,2757	0,3294	0,3294	< 0,0001	1	0,30	0,20	-0,04	-0,01	-0,16	0,10
N	0,0908	0,0774	0,3779	0,3606	0,3645	0,3611	0,3611	0,3175	0,1667	1	0,93*	0,22	-0,37	0,16	0,05
C	0,1116	0,0962	0,1533	0,5689	0,2031	0,1982	0,1982	0,5689	0,3485	< 0,0001	1	0,35	-0,48*	0,06	0,16
MSPA	0,5176	0,4990	0,4272	0,7885	0,6261	0,7917	0,7917	0,6808	0,8644	0,3090	0,0954	1	-0,70*	-0,09	0,34
Fauna	0,6966	0,6751	0,8292	0,6696	0,9346	0,7773	0,7773	0,8648	0,9647	0,0730	0,0188	0,0001	1	-0,09	-0,29
Veg.	0,8591	0,9814	0,8927	0,9468	0,6774	0,5832	0,5832	0,2776	0,4549	0,4492	0,7937	0,6819	0,6723	1	-0,61*
Gram.	0,6374	0,5689	0,8146	0,7818	0,9861	0,7772	0,7772	0,6332	0,6594	0,8299	0,4525	0,1041	0,1738	0,0013	1

*significativo a 5%.

**DS: densidade do solo, PT: porosidade total, MI: microporosidade, MA: macroporosidade, UCC: umidade do solo na capacidade de campo, AT: água total, AD: água disponível, DMP: diâmetro médio ponderado, DMG: diâmetro médio geométrico, N: teor de Nitrogênio, C: teor de Carbono, MSPA: massa seca da parte aérea, Fauna: abundância de fauna, Veg.: abundância de vegetação, Gram: abundância das famílias Poaceae e Cyperaceae.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 30 - Coeficiente de correlação de Pearson entre os dados obtidos através da utilização de diferentes técnicas de restauração florestal, na camada de solo de 0,10 a 0,20 m.

	DS	PT	MI	MA	UCC	AT	AD	DMP	DMG	N	C	MSPA	Fauna	Veg.	Gram.
DS	1	-0,99*	0,16	-0,83*	0,16	0,17	0,17	-0,51*	-0,46*	-0,14	0,47*	0,09	-0,13	-0,31	0,31
PT	< 0,0001	1	-0,13	0,81*	-0,14	-0,15	-0,15	0,52*	0,47*	0,15	-0,46*	-0,13*	0,15	0,33	-0,33
MI	0,4607	0,5287	1	-0,67*	0,99*	0,99*	0,99*	0,08	0,04	0,21	0,27	0,18	0,02	0,03	-0,05
MA	< 0,0001	< 0,0001	0,0004	1	-0,67*	-0,68*	-0,68*	0,34	0,33	0,08	-0,48*	-0,15	0,04	0,21	-0,18
UCC	0,4567	0,5200	< 0,0001	0,0003	1	0,99*	0,99*	0,09	0,05	0,21	0,28	0,17	0,03	0,01	-0,08
AT	0,4214	0,4906	< 0,0001	0,0002	< 0,0001	1	1*	0,09	0,05	0,21	0,29	0,13	0,07	0,04	-0,09
AD	0,4214	0,4906	< 0,0001	0,0002	< 0,0001	< 0,0001	1	0,09	0,05	0,21	0,29	0,13	0,07	0,04	-0,09
DMP	0,0106	0,0084	0,7204	0,1008	0,6853	0,6633	0,6633	1	0,96*	0,57*	-0,13	0,15	-0,11	0,36	-0,45*
DMG	0,0238	0,0204	0,8442	0,1119	0,8235	0,8147	0,8147	< 0,0001	1	0,59*	-0,10	0,17	-0,15	0,27	-0,33*
N	0,5059	0,4826	0,3191	0,9356	0,3237	0,3264	0,3264	0,0038	0,0026	1	0,58*	-0,21	0,12	0,25	-0,33*
C	0,0192	0,0239	0,2061	0,0164	0,1904	0,1653	0,1653	0,5491	0,6560	0,0028	1	-0,31	0,14	-0,14	0,06
MSPA	0,6740	0,0554	0,4035	0,4959	0,4273	0,5317	0,5317	0,4756	0,4756	0,3228	0,1439	1	-0,69*	-0,09	0,34
Fauna	0,5396	0,4796	0,9137	0,8404	0,8932	0,7396	0,7396	0,6051	0,6051	0,5651	0,5110	0,0001	1	-0,09	-0,29
Veg.	0,1384	0,1112	0,8856	0,3350	0,9549	0,8400	0,8400	0,0872	0,0872	0,2432	0,5214	0,6818	0,6723	1	-0,62*
Gram.	0,1380	0,1180	0,7985	0,3860	0,7160	0,6837	0,6837	0,0261	0,0261	0,0341	0,7773	0,1041	0,1738	0,0013	1

*significativo a 5%.

**DS: densidade do solo, PT: porosidade total, MI: microporosidade, MA: macroporosidade, UCC: umidade do solo na capacidade de campo, AT: água total, AD: água disponível, DMP: diâmetro médio ponderado, DMG: diâmetro médio geométrico, N: teor de Nitrogênio, C: teor de Carbono, MSPA: massa seca da parte aérea, Fauna: abundância de fauna, Veg.: abundância de vegetação, Gram: abundância das famílias Poaceae e Cyperaceae.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A macroporosidade apresentou correlação negativa com os atributos umidade na capacidade de campo, água total e água disponível, confirmando sua função de aeração dentro do sistema solo.

A umidade na capacidade de campo, conforme esperado, apresentou alta correlação com a água total e a água disponível, demonstrando que a capacidade máxima do solo em reter água é diretamente proporcional à disponibilidade e armazenamento da mesma.

Os atributos DMP e DMG também obtiveram um elevado coeficiente de correlação positiva nas duas camadas avaliadas, pois quanto maior for o percentual de agregados na classe de maior diâmetro, maior será o valor do DMG, que apresenta a estimativa da classe de maior representatividade. Na segunda camada do solo, com profundidade de 0,10 a 0,20 m, os índices DMP e DMG obtiveram correlação positiva com o teor de N no solo.

Na análise de correlação entre os teores de N e C das duas camadas avaliadas, é possível verificar uma correlação positiva, visto que, de acordo com Andréa et al. (2004), os dois elementos estão intimamente relacionados com o conteúdo de matéria orgânica no solo, sendo considerados os nutrientes mais dinâmicos dentro do sistema. Na camada de 0,10 a 0,20 m o teor de carbono apresentou correlação negativa em relação à macroporosidade do solo.

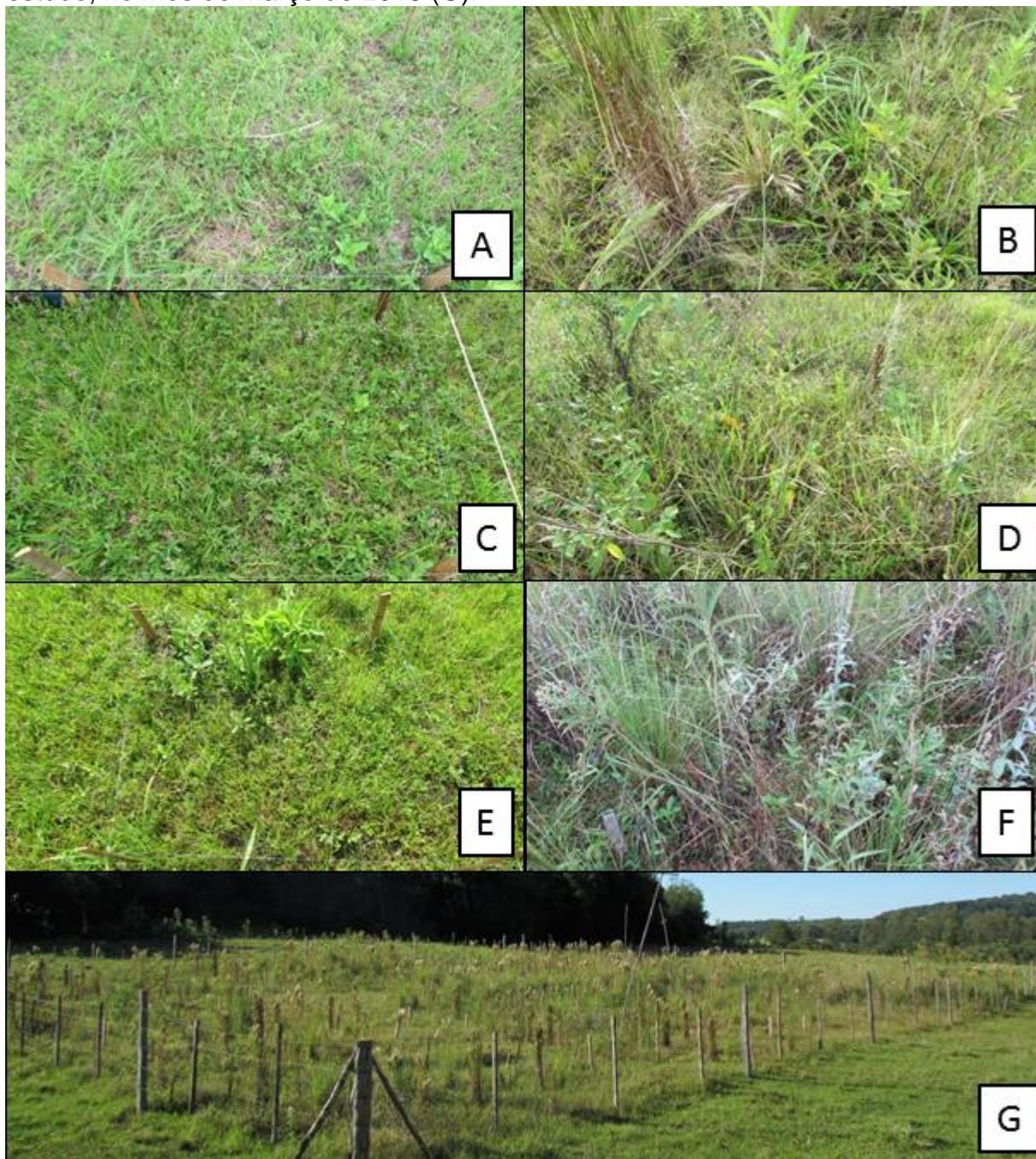
Quanto à abundância de fauna edáfica, o coeficiente de correlação foi negativo quanto ao teor de C e a MSPA na primeira camada de solo, indicando que a maior densidade de massa verde e aporte de resíduos orgânicos reduziu a quantidade de organismos no solo. Na segunda camada de solo, somente fauna edáfica e MPSA apresentaram correlação negativa. A correlação com o teor de C não se mostrou significativa na camada subsuperficial. A abundância de vegetação, que incluiu ervas, lianas e espécies lenhosas apresentou correlação negativa com a abundância de plantas da família Poaceae e Cyperaceae, indicando que quanto maior a densidade de gramíneas, maior será a dificuldade das outras espécies se estabelecerem no local, devido a competição causada pelo sistema radicular fasciculado, bastante denso e agressivo, que as poáceas e ciperáceas apresentam.

Na camada de 0,10 a 0,20 m, diferente da camada superficial do solo, foi possível observar correlação dos atributos densidade do solo e porosidade total com os índices DMP e DMG, bem como, com o teor de C. A densidade apresentou correlação negativa com DMP e DMG, enquanto para porosidade total os

coeficientes foram positivos, comprovando que um maior percentual de poros nas classes de maior diâmetro, reduz a densidade do solo e aumenta a porosidade total. Em relação ao teor de C, observou-se o contrário, pois houve correlação positiva com a densidade do solo e correlação negativa para a porosidade total.

A fisionomia da vegetação antes e depois da implantação do estudo pode ser visualizada na Figura 16, onde é possível observar o aspecto de algumas subparcelas no início do experimento, em janeiro de 2017, e no final do estudo, em março de 2018. As Figuras 16A e 16B correspondem ao antes e depois de uma subparcela do tratamento CS, as Figuras 16C e 16D correspondem ao tratamento TS e as Figuras 16E e 16F ao tratamento PM. A Figura 16G demonstra o aspecto geral do experimento ao final do estudo, permitindo comparar a evolução e crescimento da vegetação que sofreu efeito dos tratamentos dentro da área cercada, em relação ao entorno da área, que continua sofrendo a ação de pastejo do gado.

Figura 16. Vegetação do estudo de restauração florestal, com o aspecto inicial e final nos tratamentos CS (A e B), TS (C e D), PM (E e F) e imagem geral ao final do estudo, no mês de março de 2018 (G).



Fonte: Arquivo pessoal.

6 CONCLUSÕES

As técnicas de restauração florestal afetaram significativamente a quantidade de espécies vegetais. A maior abundância de indivíduos e os maiores índices de diversidade de Shannon foram verificados nos tratamentos transposição de solo, troncos e rochas, plantio de mudas e controle. Os tratamentos chuva de sementes e poleiros artificiais apresentaram as menores abundâncias de indivíduos e os menores índices de diversidade.

Os atributos do solo, assim como a vegetação, também foram significativamente afetados pelas técnicas de restauração florestal. Observou-se que o tratamento plantio de mudas e transposição de solo apresentaram os teores de nitrogênio mais elevados na camada de 0,10 a 0,20 m. A densidade, a porosidade total e a macroporosidade foram afetadas somente na camada superficial do solo. Com relação aos atributos densidade e porosidade total, foram verificados efeitos benéficos nos tratamentos chuva de sementes, transposição de solo e troncos e rochas. A macroporosidade apresentou valor mais elevado na avaliação da transposição de solo. Quanto ao Diâmetro Médio Ponderado, os tratamentos obtiveram um efeito mais expressivo na camada de 0,10 a 0,20 m, onde o tratamento transposição de solo apresentou o valor mais elevado.

A abundância de indivíduos da fauna edáfica foi afetada significativamente somente quando realizada a comparação entre as duas avaliações, setembro de 2017 e fevereiro de 2018, onde a avaliação realizada em fevereiro de 2018 apresentou maior quantidade de indivíduos devido às temperaturas atmosféricas elevadas, que estimularam a atividade dos organismos presentes no solo neste período do ano.

Nenhuma das técnicas de restauração florestal adotadas no estudo demonstrou efeito negativo sobre os atributos químicos, físicos e biológicos do solo. Além disso, verificou-se que as condições do solo permaneceram estáveis, devido principalmente à ação das gramíneas presentes em todas as parcelas analisadas.

O tratamento plantio de mudas, atual forma de restauração exigida pelos órgãos ambientais, apresentou uma alta taxa de mortalidade neste estudo, com sobrevivência de apenas 18 das 100 mudas utilizadas no tratamento. Aliado a isso, observou-se que no tempo de avaliação analisado, o efeito do tratamento plantio de mudas sobre o estabelecimento de plântulas e sobre os atributos do solo, foi

semelhante aos demais tratamentos. Portanto, pode-se concluir que o plantio de mudas não é o tratamento mais indicado quando se pretende implantar um projeto de restauração florestal em solos rasos, como é o caso deste estudo, visto que as demais técnicas, inclusive o controle, onde a área foi somente cercada, sem qualquer tipo intervenção, apresentaram comportamentos semelhantes.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O empenho do restaurador perante o projeto de restauração florestal é um dos fatores fundamentais para que os objetivos pretendidos sejam alcançados satisfatoriamente. Quando a restauração apenas cumpre as exigências ambientais legais por obrigação, não considerando aspectos como o reestabelecimento da vegetação e a recuperação e/ou melhoria das características físicas, químicas e biológicas do solo, o resultado da restauração florestal estará sujeito ao fracasso.

O solo onde o estudo foi conduzido, caracterizado como um Neossolo Regolítico, apresenta inúmeras limitações de uso, em virtude da presença de rochas e da profundidade reduzida. A falta de informações sobre os aspectos físicos desse solo pode contribuir para a sua degradação, visto que o mesmo não apresenta aptidão agrícola. Com exceção de algumas atividades de baixo impacto, recomenda-se que essas áreas sejam utilizadas para fins de conservação da fauna e da flora.

As melhores condições em relação aos atributos físicos do solo, diversidade de vegetação e diversidade de fauna edáfica, foram observados na técnica de restauração florestal que utilizou a transposição de solo. Este tratamento propiciou a entrada de maiores teores de Nitrogênio e Carbono no solo, melhores condições de porosidade total e estabilidade de agregados, disponibilidade e qualidade de cobertura vegetal, fonte de nutrientes e abrigos para a fauna do solo.

O plantio de mudas, que costuma ser a principal técnica de restauração florestal utilizada em projetos, neste estudo não apresentou os melhores resultados em relação aos atributos avaliados.

Recomenda-se a realização de avaliações utilizando duas ou mais técnicas, visando avaliar o efeito das mesmas sobre a vegetação e sobre os atributos químicos, físicos e biológicos do solo. Além disso, as avaliações podem analisar o comportamento de outras variáveis químicas e físicas do solo que não foram contempladas neste trabalho, incluindo análises mais específicas sobre fertilidade e microbiologia do solo.

Recomenda-se a comparação de todos os parâmetros avaliados com áreas de referência, conforme efetuado na avaliação da fauna do solo.

A presença das gramíneas pode ter dificultado o estabelecimento de arbustos e espécies lenhosas, no entanto, é preciso analisar os impactos da remoção dessas plantas nos atributos físicos do solo. É possível que os prejuízos associados à

remoção das gramíneas superem os benefícios do estabelecimento mais rápido de espécies que darão origem a um novo fragmento florestal, fator condicionado principalmente ao sistema radicular fasciculado dessas plantas, que conferem proteção ao solo. Os prejuízos, que carecem estudos mais específicos, podem estar associados a diversos fatores, incluindo a redução da fauna presente no solo, desagregação, aumento na compactação devido ao impacto das gotas da chuva no solo desprotegido, redução na infiltração de água, aumento da erosão, entre outros fatores.

Todas as técnicas utilizadas nesse estudo foram planejadas de modo a serem de simples execução e manejo. A utilização do tratamento chuva de sementes sem a triagem de propágulos, a transposição do banco de sementes do solo sem uma pré-germinação em casa de vegetação, a confecção de poleiros artificiais com materiais simples e de fácil acesso e o plantio de mudas com o mínimo de tratamentos culturais, foram planejados com o objetivo de tornar essas técnicas atrativas para empresas ou produtores rurais que tem a necessidade de realizar a restauração florestal de uma área degradada. Levando em consideração que na maioria das propriedades rurais não existe mão-de-obra e recursos suficientes para trabalhos que exigem ações complexas, é fato que o possuidor de um imóvel rural, ao adotar técnicas de restauração florestal, irá buscar meios economicamente viáveis, de fácil implantação e execução, e que produzam resultados satisfatórios, condizentes com os resultados apresentados neste estudo.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR NETTO, A. O.; NACIF, P. G. S.; REZENDE, J. O. Avaliação do conceito de capacidade de campo para um Latossolo Amarelo Coeso do estado da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, v. 23, n. 3, p. 661-667, fev. 1999.
- ALBUQUERQUE, J. A.; SANGOI, L.; ENDER, M. Efeitos da integração lavoura-pecuária nas propriedades físicas do solo e características da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 3, p. 717-723, jul./set. 2001.
- ALBUQUERQUE, J. A. et al. Aplicação de calcário e fósforo e estabilidade da estrutura de um solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 5, p. 799-806, set./out. 2003.
- ALMEIDA, R. O. P. O. **Revegetação de áreas mineradas**: estudo dos procedimentos aplicados em minerações de areia. 2002. 160 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mineral – Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, Curso de pós-graduação em Engenharia, São Paulo, 2002.
- ALTHAUS, R. A., CANTERI, M. G., GIGLIOTI, E. A. Tecnologia da informação aplicada ao agronegócio e ciências ambientais: sistema para análise e separação de médias pelos métodos de Duncan, Tukey e Scott-Knott. In: X ENCONTRO ANUAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, PARTE 1, **Anais...Ponta Grossa**, p. 280 - 281, 2001.
- ALVES, M. V. et al. Macrofauna do solo influenciada pelo uso de fertilizantes químicos e dejetos de suínos no oeste do estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 589-598, nov. 2008.
- ANDRADE, R. S.; STONE, L. F.; SILVEIRA, P. M. Culturas de cobertura e qualidade física de um Latossolo em plantio direto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, n. 4, p. 411-418, jul./ago. 2009.
- ANDRADE, A. G.; TAVARES, S. R. L.; COUTINHO, H. L. C. Contribuição da serrapilheira para recuperação de áreas degradadas e para a manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 24, n. 220, p. 55-63, 2003.
- ANDRÉA, A. F. et al. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.39, n.2, p.179-186, fev. 2004.
- ANTONIOLLI, Z. I. et al. Método alternativo para estudar a fauna do solo. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 16, n. 4, p. 407-417, 2006.
- AQUINO, A. M. et al. Invertebrate soil macrofauna under different ground cover plants in the no-till system in the Cerrado. **European Journal of Soil Biology**, v. 44, n. 2, p. 191-197, mar./abr. 2008.

AQUINO, C. **Avaliação de três formas de enriquecimento em área ciliar revegetada junto ao rio Moji-Guaçu, SP.** 2006. 154 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Biologia Vegetal) – Universidade Estadual Paulista, Curso de pós-graduação em Ciências Biológicas. Rio Claro, 2006.

ARAÚJO, G. H. S.; ALMEIDA, J. R.; GUERRA, A. J. T. **Gestão ambiental de áreas degradadas.** Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2012.

ARAÚJO, R.; GOEDERT, W. J.; PINTO, M. C. L. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob cerrado nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 5, p. 1099-1108, set./out. 2007.

ASSAD, M. L. L. **Fauna do solo.** In: VARGAS, M.A.T.; HUNGRIA, M. (Ed.). *Biologia dos solos dos Cerrados.* Planaltina: Embrapa, 1997.

AZEVEDO, M. G. **O gênero *Desmodium* Desv. no Brasil: considerações taxonômicas.** 1981. 315 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Curso de pós-graduação em Biologia Vegetal, Campinas, 1981.

BARETTA, D. et al. Trap and soil monolith sampled edaphic spiders (arachnida: araneae) in *Araucaria angustifolia* forest. *Scientia Agricola*, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 375-383, jul./ago. 2007.

BARETTA, D.; BROWN, G. G.; CARDOSO, E. J. B. N. Potencial da macrofauna e outras variáveis edáficas como indicadores da qualidade do solo em áreas com *Araucaria angustifolia*. **Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)**, Cidade do México, v. 26, n. 2, p. 135-150, abr. 2010.

BARETTA, D. et al. Fauna edáfica e qualidade do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, v. 7, p. 119-170, 2011.

BARROSO, E. et al. Acidentes por centopéias notificados pelo “Centro de informações toxicológicas de Belém”, num período de dois anos. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, Uberaba, v. 34, n. 6, p. 527-530, nov./dez. 2001.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O., eds. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais.** Porto Alegre, Genesis, 1999. p. 9-26.

BECHARA F. C. **Restauração ecológica de restingas contaminadas por Pinus no Parque Florestal do Rio Vermelho, SC.** 2003. 125 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Federal de Santa Catarina, Curso de pós-graduação em Biologia Vegetal, Florianópolis, 2003.

BECHARA, F. C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras:** Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga. 2006. 248 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais - Conservação de

Ecosistemas Florestais) - Universidade de São Paulo/Esalq, Curso de pós graduação em Recursos Florestais, Piracicaba, 2006.

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

BELAN, H. C., CANTERI, M. G. AGROSTAT - Sistema de Análise e separação de médias em experimentos agrícolas. In: XIII ENCONTRO ANUAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, **Anais...**Londrina, 2004.

BELLOTTO, A. et al. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCOLION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 130-148.

BERTOL, I.; SANTOS, J. C. P. Uso do solo e propriedades físico-hídricas no Planalto Catarinense. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.30, n. 2, p.263-267, fev. 1995.

BERTOLLO, A. M. **Propriedades físicas de um Latossolo após calagem, gessagem em manejos de solo**. 2014. 99f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Agricultura e Ambiente). Universidade Federal de Santa Maria, Programa de pós-graduação em Agronomia. Santa Maria, 2014.

BEUTLER, A. N.; Resistência à penetração e permeabilidade de Latossolo Vermelho Distrófico Típico sob sistemas de manejo na região dos cerrados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 1, p. 167-177, jan./mar. 2001.

BLANCHART, E. et al. Effects of tropical endogeic earthworms on soil erosion. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 12, p. 303-315, 2004.

BOCCHESI, R. A. et al. Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas a partir da utilização de árvores isoladas e poleiros artificiais por aves dispersoras de sementes, em área de Cerrado, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, Rio Grande, v. 16, n. 3, p. 207-213, set. 2008.

BONILHA, C. L. et al. A Família Fabaceae em um Campo Nativo na Região da Campanha do Rio Grande do Sul. In: XVIII CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, XI ENCONTRO DE PÓS-GRADUAÇÃO E I MOSTRA CIENTÍFICA, Pelotas. **Anais...**Pelotas: UFPel, 2009.

BRANCOLION, P. H. M. et al. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 2.ed. Viçosa, MG: UFV, 2015. p. 262-292.

BRASIL. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação**. Lei n. 9985, de 18 de julho de 2000. Brasília, MMA, 2000, cap. 1, p. 8.

BUSO, W. H. D; KLIEMANN, H. J. Relações de carbono orgânico e de nitrogênio total e potencialmente mineralizável com o nitrogênio absorvido pelo milheto. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 33, n. 2, p. 97-105, jul./dez. 2003.

BUZZI Z. J. **Entomologia didática**. 4. ed. Curitiba, UFPR, 2002.

CABIN, R. J. et al. Effects of microsite, water, weeding, and direct seeding on the regeneration of native and alien species within a Hawaiian dry forest preserve. **Biological Conservation**, Montpellier, v. 104, n. 2, p. 181-190, abr. 2002.

CALEGARI, L. et al. Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. *Revista Árvore*, Viçosa, v.37, n.5, p.871-880, set./out. 2013.

CAMPOS, B. C. et al. Avaliação temporal da umidade do solo como consequência do tipo e percentagem de cobertura vegetal. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 24, n. 3, p. 459-463, set./dez. 1994.

CANTERI, M. G. et al. SASM - Agri: Sistema para análise e separação de médias em experimentos agrícolas pelos métodos Scoft - Knott, Tukey e Duncan. **Revista Brasileira de Agrocomputação**, v. 1, n. 2, p. 18-24. 2001.

CARNEIRO, M. A. C. et al. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 1, p. 147-157, jan./fev. 2009.

CARPANEZZI, A. A.; NICODEMO, M. L. F. **Recuperação de mata ciliar e reserva legal florestal no noroeste paulista**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2009. 35 p.

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

CHEUNG, K. C.; MARQUES, M. C. M.; LIEBSCH, D. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 1048-1056, dez. 2009.

CLARK, J. S. et al. Interpreting recruitment limitation in forests. **American Journal of Botany**, Saint Louis, v. 86, n. 1, p. 1-16, jan. 1999.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 4, p. 743-753, 2003.

CORRÊA, F. **Reserva da biosfera da Mata Atlântica**. 2 ed. São Paulo: MAB/UNESCO: Consórcio Mata Atlântica e Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 1996.

CORRÊA, J. C. Efeito de sistemas de cultivo na estabilidade de agregados de um Latossolo Vermelho-Amarelo em Querência, MT. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 2, p. 203-209, fev. 2002.

CORREIA, G. G. S. et al. Estoque de serapilheira em floresta em restauração e em floresta atlântica de tabuleiro no sudeste brasileiro. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 40, n. 1, p. 13-20, jan./fev. 2016.

COSTA, J. R.; MITJA, D.; LEAL FILHO, N. Bancos de sementes do solo em pastagens na Amazônia Central. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 33, n. 74, p. 115-125, abr./jun. 2013.

COSTA NETO, E. M. The perception of diplopoda (*Arthropoda, Myriapoda*) by the inhabitants of the county of Pedra Branca, Santa Teresinha, Bahia, Brazil. **Acta Biológica Colombiana**, Bogotá, v. 12, n. 2, p. 123-134, jul. 2007.

COSTALONGA, S. R. **Banco de sementes em áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta natural, em Paula Cândido-MG**. 2006. 126f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Programa de pós graduação em Ciência Florestal, Viçosa, 2006.

CUNHA, N. R. S. et al. A intensidade da exploração agropecuária como indicador da degradação ambiental na região dos Cerrados, Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, Brasília, v. 46, n. 2, p. 291-323, abr./jun. 2008.

DALLA ROSA, A. et al. Natural regeneration of tree species in a cloud forest in Santa Catarina, Brazil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 40, n. 6, p. 1073-1082, nov./dez. 2016.

DARONCO, C.; MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Ecosistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Hoehnea**, São Paulo, v. 40, n. 3, p. 485-498, set. 2013.

DEXTER, A. R. Advances in characterization of soil structure. **Soil & Tillage Research**. Amsterdam, v. 11, p. 199-238, 1988.

DIAS, C. R.; UMETSU, F.; BREIER, T. B. Contribuição dos poleiros artificiais na dispersão de sementes e sua aplicação na restauração florestal. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 501-507, abr./jun. 2014.

DIAS-FILHO, M. B. **Sistemas silvipastoris na recuperação de pastagens degradadas**. Documentos, 258. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2006.

DURIGAN, G.; ENGEL, L. E. Restauração de ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir. In: MARTINS, S. V. (ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 2.ed. Viçosa, MG: UFV, 2015. p. 42-69.

EFFGEN, E. M. et al. Caracterização de atributos físicos de solos em área sob cultivo de sorgo no sul do Estado do Espírito Santo. X ENCONTRO LATINO AMERICANO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA E VI ENCONTRO LATINO AMERICANO DE PÓS-GRADUAÇÃO, 2006, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos: Universidade do Vale do Paraíba, 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3 ed. Embrapa Solos. Brasília, 2013. 353p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solos**. 2 ed. Embrapa Solos. Rio de Janeiro, 2011. 230p. Disponível em:
< <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/990374/manual-de-metodos-de-analise-de-solo>>. Acesso em: 25 fev. 2018.

ESPÍRITO-SANTO FILHO, K. **Efeito de distúrbios ambientais sobre a fauna de cupins (Insecta: Isoptera) e seu papel como bioindicador**. 2005. 113 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Zoologia). - Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Curso de pós graduação em Ciências Biológicas, Rio Claro, 2005.

FAGAN, E. B. et al. Fisiologia da fixação biológica do nitrogênio em soja. **Revista da Faculdade de Zootecnia, Veterinária e Agronomia**. Uruguaiana, v.14, n.1, p. 89-106. 2007.

FERREIRA, E. V. O. et al. Ação dos térmitas no solo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 41, n. 5, p. 804-811, mai. 2011.

FERREIRA, R. R. M; TAVARES FILHO, J.; FERREIRA, V. M. Efeitos de sistemas de manejo de pastagens nas propriedades físicas do solo. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 31, n. 4, p. 913-932, out./dez. 2010.

FERREIRA, W. C. et al. Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada à margem do rio grande, na Usina Hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 177-185, jan./fev. 2007.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **World Reference Base for Soil Resources (WRB): update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps**. Rome: FAO. 2015. n.106. 203p.

FRAGOSO, R. O. et al. Barreiras ao estabelecimento da regeneração natural em áreas de pastagens abandonadas. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 4, p. 1451-1464, out.-dez. 2017.

FRAGOSO, R. O. et al. Desenvolvimento de espécies arbóreas nativas em uma área reflorestada do corredor de biodiversidade Santa Maria - PR. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 6, p. 1003-1013, nov./dez. 2014.

FRANCO, B. K. S. **Análise do banco de sementes e da regeneração natural em um trecho de floresta estacional semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.** 2005. 73f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Programa de pós-graduação em Ciência Florestal, Viçosa, 2005.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - FEPAGRO. **Boletim Meteorológico do Estado do Rio Grande do Sul.** Secretaria da Agricultura Pecuária e Agronegócio, Rio Grande do Sul. 2012. Disponível em: http://www.cemet.rs.gov.br/conteudo/3320/?Boletim_Meteorológico>. Acesso em: 25 fev. 2018.

GASPARETTO, E. C. et al. Grau de flocculação da argila de um Latossolo Vermelho utilizado com lavoura e mata nativa. **Synergismus Científica**, Pato Branco, v. 4, n. 1. p. 357-359, jan. 2009.

GIULIETTI, A. M. et al. Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: caracterização e lista de espécies. **Boletim de Botânica**. São Paulo, v. 9, p 1-151, 1987.

GORENSTEIN, M. R. **Diversidade de espécies em comunidade arbóreas:** aplicação de índices de distinção taxonômica em três formações florestais do estado de São Paulo. 2009. 146 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais – Silvicultura e Manejo Florestal) - Universidade de São Paulo/Esalq, Curso de pós-graduação em Recursos Florestais, Piracicaba, 2009.

GRISCOM, H. P.; GRISCOM, B. W.; ASHTON, M. S. Forest regeneration from pasture in the dry tropics of Panama: effects of cattle, exotic grass, and forested riparia. **Restoration Ecology**, Washington, v. 17, n. 1, p. 117–126, jan. 2009.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 148, n. 1, p. 185-206, jul. 2001.

HOBBS, R. J.; HARRIS, J. A. Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, Washington, v. 9, n. 3, p. 239- 246, set. 2001.

ISERNHAGEN, I. et al. Abandono da cópia de um modelo de floresta madura e foco na restauração dos processos ecológicos responsáveis pela re-construção de uma floresta. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCOLION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto pela restauração da mata atlântica:** referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009a. p. 31-37.

ISERNHAGEN, I. et al. Diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas visando a definição de metodologias de restauração florestal. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCOLION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto pela restauração da mata atlântica:** referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009b. p. 87-126.

ITAIPU BINACIONAL. Reposição Florestal. Disponível em: <<https://www.itaipu.gov.br/meioambiente/reposicao-florestal>>. Acesso em: 02 jan. 2018.

KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S. Size distribution of aggregates. In: BLACK, C.A.; EVANS, D.D.; WHITE, J.L.; ENSMINGER, L.E.; CLARCK, F.E., eds. **Methods of soil analysis**. Part 1, Madison, American Society of Agronomy, 1965. p. 499-510.

KLIPPEL, V. H. et al. Avaliação de métodos de restauração florestal de mata de tabuleiros – ES. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 1, p. 69-79, jan./fev. 2015.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, Washington, v. 310, n. 5754, p.1628-1632, dez. 2005.

LIMA, H. V. et al. Tráfego de máquinas agrícolas e alterações de bioporos em área sob pomar de laranja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 1, p. 677-684, jan./fev. 2005.

LOVATO, T. et al. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 1, p. 175-187, jan./fev. 2004.

MACEDO, C. M. M.; KICHEL, A. N.; ZIMMER, A. H. **Degradação e alternativas de recuperação e renovação de pastagens**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte. 2000.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Oxford, Reino Unido: Blackwell Science: Blackwell Publishing, 2004.

MAIORALLI, C. P. **Estudo da fauna de parasitoides (Insecta: Hymenoptera) associada a agroecossistema de manejo orgânico em Jaguariúna, SP**. 2014. 92f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Programa de pós-graduação em Ecologia, Campinas, 2014.

FRANCO, B. K. S. **Análise do banco de sementes e da regeneração natural em um trecho de floresta estacional semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG**. 2005. 73f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Programa de pós-graduação em Ciência Florestal, Viçosa, 2005.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995–2000**. Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, São Paulo, 2001.

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

MARTINEZ-GARZA, C.; GONZALEZ-MONTAGUT, R. Seed rain from forest fragments into tropical pastures in Los Tuxtlas Mexico. **Plant Ecology**, Murdoch, v. 145, n. 2, p. 255-265, dez. 1999.

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

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. 1 ed. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2009.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: como recuperar áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e áreas de mineração**. 3 ed. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2013.

MARTINS, S. V.; ALMEIDA, D. P.; FERNANDES, L. V.; RIBEIRO, T. M. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v.32, n.6, p.1081-1088, nov./dez. 2008.

MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A.; RIBEIRO, T. M. Uma abordagem sobre diversidade e técnicas de restauração ecológica. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 2.ed. – Viçosa, MG: UFV, 2015. p. 19-41.

MASON, N. W. H. et al. Changes in coexistence mechanisms along a long-term soil chronosequence revealed by functional trait diversity. **Journal of Ecology**, Londres, v. 100, n. 3, p. 678-689, mar. 2012.

MELADO, J. Pastagem ecológica e serviços ambientais da pecuária sustentável. **Revista Brasileira de Agroecologia**. Pelotas, v. 2, n. 2, p. 1777-1783, out. 2007.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 7, n. 73, p. 101-111, mar. 2007.

MELO, F. V. et al. A importância da meso e macrofauna do solo na fertilidade e como bioindicadores. **Boletim Informativo da SBCE**, Viçosa, v. 39, n. 1, p. 38-43, jan/abr. 2009.

MELO FILHO, J. F. et al. Análise estatística exploratória e variabilidade da densidade do solo em um perfil de Latossolo Amarelo coeso dos tabuleiros costeiros da Bahia. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 30, n. 2, p. 199-205, 2006.

MESQUITA, M. G. B. F.; MORAES, S. O. A dependência entre a condutividade hidráulica saturada e atributos físicos do solo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 3, p. 963-969, mai./jun. 2004.

MILHOMEM, M. S.; MELLO, F. Z. V.; DINIZ, I. R. Técnicas de coleta de besouros

- copronecrófagos no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 11, p. 1249-1256, nov. 2003.
- MIRANDA NETO, A. et al. Banco de sementes do solo e serapilheira acumulada em floresta restaurada. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 4, p. 609-620, jul./ago. 2014.
- MIRANDA NETO, A. et al. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 6, p. 1035-1046, nov./dez. 2010.
- MOÇO, M. K. et al. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte Fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 29, n. 4, p. 555-564, jul./ago. 2005.
- MOREIRA, P. R. **Manejo do solo e recomposição da vegetação com vistas a recuperação de áreas degradadas pela extração de bauxita, Poços de Caldas, MG**. 2004. 139 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas – Biologia Vegetal) – Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Curso de pós graduação em Ciências Biológicas, Rio Claro, 2004.
- MORENO, C. E. **Métodos para medir la biodiversidad**. vol. 1. Zaragoza: M&T – Manuales y Tesis: SEA, 2001.
- MULLER, M. M. L. et al. Degradação das pastagens na Região Amazônica: propriedades físicas do solo e crescimento das raízes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 11, p. 1409-1418. 2001.
- NAKAJIMA, N. J.; SEMIR, J. Asteraceae do Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, n. 4, p. 471-478, dez. 2001.
- NEGREIROS, D. et al. Physicochemical characterization of quartzitic degraded soils and adjacent areas of rupestrian fields, Serra do Cipó, MG, Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, São Leopoldo, v. 6, n. 3, p. 156-161, set./dez. 2011.
- NUNES, L. A. P. L.; ARAÚJO FILHO, J. A.; MENEZES, R. Í. Q. Diversidade da fauna edáfica em solos submetidos a diferentes sistemas de manejo no semi-árido nordestino. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 10, n. 1, p. 43-49, mar./abr. 2009.
- NUNES, R. S. et al. Sistemas de manejo e os estoques de carbono e nitrogênio em Latossolo de cerrado com a sucessão soja-milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 4, p. 1407-1419, jul./ago. 2011.
- OLIVEIRA, G. C. et al. Caracterização química e físico-hídrica de um latossolo vermelho após vinte anos de manejo e cultivo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 2, p. 327-336, mar./abr. 2004.
- OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; BARETTA, D.; SANTOS, J. C. P. Influência dos processos de recuperação do solo após mineração de carvão sobre a mesofauna

edáfica em Lauro Müller, Santa Catarina, Brasil. **Revista Biotemas**, Florianópolis, v. 27, n. 2, p. 69-78, jun. 2004.

PARR, C. L. et al. Savanna fires increase rates and distances of seed dispersal by ants. **Oecologia**, Switzerland, v. 151, n. 1, p. 33–41, fev. 2007.

PARROTTA, J. A.; TURNBULL, J. W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, n. 1, p. 1-7, dez. 1997.

PASSOS, R. R. et al. Substâncias húmicas, atividade microbiana e carbono orgânico lábil em agregados de um latossolo vermelho distrófico sob duas coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 5, p. 1119-1129, set./out. 2007.

PASSOS, V. F. **Influência das diferentes formas de uso da terra em variáveis limnológicas no Arroio Tumurupará nos municípios de Cândido Godói, Ubiretama e Campina das Missões/RS**. 2009. 88f. Dissertação (Mestrado em Geomática) - Universidade Federal de Santa Maria, Programa de Pós-graduação em Geomática, Santa Maria, 2009.

PEREIRA, L. C.; LOMBARDI NETO, F. **Avaliação da aptidão agrícola das terras: proposta metodológica**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004.

PEREIRA, M. F. et al. Ciclagem do carbono do solo nos sistemas de plantio direto e convencional. **Agropecuária Científica do Semi-Árido**, v. 8, n.1, p. 21-32, abr./jun. 2013.

PINHEIRO, E. F. M.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C. Aggregate distribution and soil organic matter under different tillage systems for vegetable crops in a Red Latosol from Brazil. **Soil & Tillage Research**, v. 77, n. 1, p. 79-84, 2004.

POLETTTO, N. **Nitrogênio no solo e na planta e o manejo da adubação nitrogenada em cevada no sistema plantio direto**. 2004. 133 f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Curso de pós-graduação em Fitotecnia, Porto Alegre, 2004.

PORTELA, J. C. et al. Restauração da estrutura do solo por sequências culturais implantadas em semeadura direta, e sua relação com a erosão hídrica em distintas condições físicas de superfície. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 1353-1364, jul./ago. 2010.

PRADO, R. M.; NATALE, W. Alterações na granulometria, grau de floculação e propriedades químicas e de um Latossolo Vermelho Distrófico, sob plantio direto e reflorestamento. **Acta Scientiarum: Agronomy**. Maringá, v. 25, n. 1, p. 45-52, 2003. PULROLNIK, K. **Transformações do Carbono no Solo**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa Cerrados. Planaltina, DF: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2009.

REINERT, D. J. et al. Limites críticos de densidade do solo para o crescimento de raízes de plantas de cobertura em Argissolo Vermelho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 5, p. 1805-1816, set./out. 2008.

REIS, A.; ZAMBONIN, R. M.; NAKAZONO, E. M. **Recuperação de áreas degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal**. São Paulo: Cetesb, 1999.

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

REIS, A. et al. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 509-519, abr./jun. 2014.

REIS, L. L. **Monitoramento da recuperação de ambiental de áreas de mineração de bauxita na Floresta Nacional de Sacará-Taquera, Porto Trombetas (PA)**. 2006. 159 f. Tese (PhD. em Agronomia - Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de pós graduação em Agronomia, Seropédica, 2006.

RODRIGUES, B. D.; MARTINS, S. V.; LEITE, H. G. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 1, p. 65-73, jan./fev. 2010.

RODRIGUES, G. B.; MALTONI, K.L.; CASSIOLATO, A.M.R. Dinâmica da regeneração do subsolo de áreas degradadas dentro do bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 1, p. 73-80, jan./fev. 2007.

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**, Viçosa, v. 34, n. 5, p. 853-861, set./out. 2010.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO H. de F (ed.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: UDESP, 2004. p. 235-247.

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

ROVEDDER, A. P. M. **Potencial do *Lupinus albus* Hook. & Arn. para recuperação de solos arenizados do bioma Pampa**. 2007. 145f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Santa Maria, 2007.

- ROVEDDER, A. P. M. et al. Organismos edáficos como bioindicadores da recuperação de solos degradados por arenização no Bioma Pampa. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 4, p. 1061-1068, jul. 2009.
- SALTON, J. C. et al. Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 11-21, jan./fev. 2008.
- SALTON, J. C. et al. Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 46, n. 10, p. 1349-1356, out. 2011.
- SILVA, A. P.; IMHOFF, S.; KAY, B. Plant response to mechanical resistance and air-filled porosity of soils under conventional and no-tillage system. **Scientia Agricola**, São Paulo, v. 61, n. 4, p. 451-456, jul./ago. 2004.
- SILVA, I. F.; MIELNICZUK, J. Avaliação do estado de agregação do solo afetado pelo uso agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 313-319, 1997.
- SILVA, K. A. et al. Semeadura direta com transposição de serapilheira como metodologia de restauração ecológica. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 5, p. 811-820, set./out. 2015.
- SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Comissão de Química e Fertilidade do Solo. 10. ed. Porto Alegre, 2004. 400 p.
- SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of Seasonal Semideciduous Forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 191, n. 1, p. 185-200, abr. 2004.
- SOUZA, I. M. Z. **Carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo em áreas reflorestadas comparadas ao campo e mata nativa no planalto dos campos gerais, SC**. 2005. 61 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Programa de pós-graduação em Ciência do Solo, Lages, 2005.
- SOUZA, P. A. **Efeito da sazonalidade da serapilheira sobre o banco de sementes visando seu uso na recuperação de áreas degradadas**. 2003. 130f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Programa de pós-graduação em Ciência Florestal, Viçosa, 2003.
- SPERA, S. T. Integração lavoura e pecuária e os atributos físicos de solo manejado sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 1, p. 129-136, jan.-fev. 2009.
- STONE, L. F.; GUIMARÃES, C. M.; MOREIRA, J. A. A. Compactação do solo na cultura do feijoeiro .I: efeito nas propriedades físico-hídricas do solo. **Revista**

Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. 6, n. 2, p. 213-218, mai./ago. 2002.

STONE, L. F.; SILVEIRA, P. M. Efeitos do sistema de preparo e da rotação de culturas na porosidade e densidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 2, p. 395-401, abr./jun. 2001.

SUZUKI, L. E. A. S. et al. Dispersion and flocculation of Vertisols, Alfisols and Oxisols in Southern Brazil. **Geoderma Regional**. v. 5, p. 64-70, 2015.

TAVARES, S. R. L. Áreas Degradadas: conceitos e caracterização do problema. In: TAVARES, S. R. L. **Curso de recuperação de áreas degradadas: a visão da Ciência do Solo no contexto do diagnóstico, manejo, indicadores de monitoramento e estratégias de recuperação**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2008. p. 1-8.

TEDESCO, M. J.; WOLKWEISS, S. J.; BOHNEN, U. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2 ed. Porto Alegre: Departamento de Solos – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p.

TEIXEIRA, R. L.; COUTINHO, E. S. Hábito alimentar de *Proceratophrys boiei* (Wied) (Amphibia, Anura, Leptodactylidae) em Santa Teresa, Espírito Santo, Sudeste do Brasil. **Boletim do Museu de Biologia Melo Leitão**, v. 14, p. 13-20, dez. 2002.

TOMAZI, A. L.; ZIMMERMANN, C. E.; LAPS, R. R. Poleiros artificiais como modelo de nucleação para restauração de ambientes ciliares: caracterização da chuva de sementes e regeneração natural. **Revista Biotemas**, Florianópolis, v. 23, n. 3, p. 125-135, set. 2010.

TRENTIN, B. E. et al. Restauração florestal na mata atlântica: passiva, nucleação e plantio de alta diversidade. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 1, p. 160-174, jan./mar., 2018.

TRES, D. R. et al. Banco e chuva de sementes como indicadores para a restauração ecológica de matas ciliares. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 309-311, jul. 2007.

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

VASCONCELOS, R. F. B. et al. Estabilidade de agregados de um Latossolo Amarelo Distrocoeso de tabuleiro costeiro sob diferentes aportes de resíduos orgânicos da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 2, p. 309-316, mar./abr. 2010.

VASCONCELLOS, R. L. F. et al. Nitrogênio, carbono e compactação do solo como fatores limitantes do processo de recuperação de matas ciliares. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n.5, p. 1164-1173, set./out. 2013.

- VEZZANI, F. M. **Qualidade do sistema solo na produção agrícola**. 2001. 184p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de pós-graduação em Ciência do Solo, Porto Alegre, 2001.
- WENDLING, A. **Recomendação de nitrogênio e potássio para trigo, milho e soja sob sistema plantio direto no Paraguai**. 2005. 124 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Programa de pós-graduação em Ciência do Solo, Santa Maria, 2005.
- WUNDERLE, J. M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, n. 1, p. 223-235, dez. 1997.
- YARRANTON, G. A.; MORRINSON, R. G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 62, n. 2, p. 417-428, 1974.