

UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS - UFGD
FACULDADE DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA - FACET

Caroline Quinhones Fróes

**MONITORAMENTO DE ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO
ECOLÓGICA NO ESTADO DO MATO GROSSO DO SUL**

TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

DOURADOS
MATO GROSSO DO SUL

2019

Caroline Quinhones Fróes

**MONITORAMENTO DE ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO
ECOLÓGICA NO ESTADO DO MATO GROSSO DO SUL**

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal da Grande Dourados, como requisito à obtenção do título de Doutor(a) em Ciência e Tecnologia Ambiental, Linha de pesquisa: Ciência Ambiental.

Orientadora: Prof^a Dr^a Zefa Valdivina Pereira

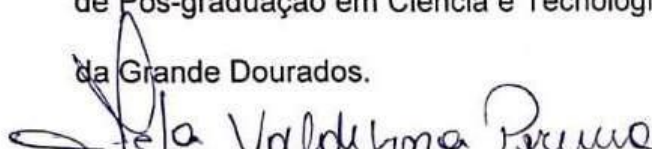
**DOURADOS
MATO GROSSO DO SUL**

2019

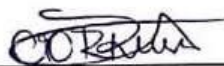


Termo de Aprovação

Após apresentação, arguição e apreciação pela banca examinadora, foi emitido o parecer APROVADO, para a tese intitulada: **“Monitoramento de áreas em processo de restauração ecológica do estado do Mato Grosso do Sul”**, de autoria de **Caroline Quinhones Fróes**, apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Grande Dourados.



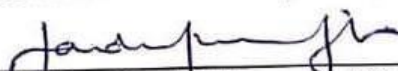
Prof.^a Dr.^a Zefa Valdivina Pereira
Presidente da banca examinadora



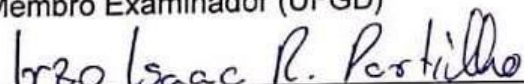
Prof.^a Dr.^a Márcia Regina Russo
Membro Examinador (UFGD)



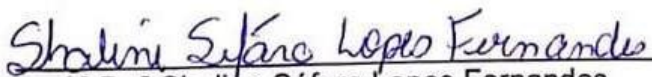
Prof.^a Dr.^a Alexeia Barufatti Grisolia
Membro Examinador (UFGD)



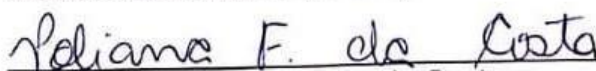
Prof. Dr. Sandro Menezes Silva
Membro Examinador (UFGD)



Prof. Dr. Irzo Isaac Rosa Portilho
Membro Examinador (UEMS)



Prof.^a Dr.^a Shaline Sáfara Lopes Fernandes
Membro Examinador (UEMS)



Prof.^a Dr.^a Poliana Ferreira da Costa
Membro Examinador (UEMS)

Dourados/MS, 27 de fevereiro de 2019.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP).

F925m Froes, Caroline Quinhones
Monitoramento de áreas em processo de restauração ecológica no estado do Mato Grosso do Sul
[recurso eletrônico] / Caroline Quinhones Froes. -- 2019.
Arquivo em formato pdf.

Orientador: Zefa Valdivina Pereira.
Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia Ambiental)-Universidade Federal da Grande
Dourados, 2019.
Disponível no Repositório Institucional da UFGD em:
<https://portal.ufgd.edu.br/setor/biblioteca/repositorio>

1. Plantio de mudas. 2. Chuva de sementes. 3. Decomposição da serapilheira. 4. Fauna epigeica.
5. Indicadores. I. Pereira, Zefa Valdivina. II. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

©Direitos reservados. Permitido a reprodução parcial desde que citada a fonte.

Dedico

Ao meu pai amado, Milton Batista Fróes e ao meu tio e segundo pai, Carlos Furtado Fróes, que sempre me apoiaram e infelizmente não puderam presenciar a concretização deste sonho.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me fortalecer em toda minha trajetória e não me permitir desanimar nos momentos mais difíceis da minha vida;

À minha orientadora, exemplo humildade, humanidade, sempre pensando no próximo e na conservação do meio ambiente, e que por meio de suas ações me propiciou diversas experiências, me auxiliando a moldar parte do que sou hoje, e principalmente, agradeço por todos esses anos de parceria, apoio e compreensão;

Ao meu pai amado, que sempre dizia para eu ter calma, que tudo ia dar certo, conselho esse que sempre acalmava meu coração. Agradeço-o também por tornar possível, desde o início, o meu sonho de estudar em uma boa faculdade;

A toda minha família, pelas orações e por sempre acreditarem em mim, em especial minha avó Jandira, mãe Vera, irmão Thiago, tios Jefferson, Carlos, Wanda, Águida, Rosângela, Cida e primos Celso, Ecilda, Cíntia, Sandra, Maria e Patrícia;

Aos responsáveis pelas áreas de estudo, que permitiram a execução da pesquisa, em especial ao Alex e à Prefeitura de Jateí, ao Marcelo e todos da Escola Municipal Benedita Figueiró de Oliveira e à coordenação da Escola Municipal Indígena Ñandejara;

Aos colegas do Laboratório de Restauração Ambiental da UFGD, em especial Mário Junglos, Ana, Jósimo, Paula, Patrícia Rochefeler, Patrícia Reis e Alessandra, que colaboraram nas etapas antecedentes à implantação e/ou nas idas a campo;

As amigas Izabelli Ribeiro e Patrícia Rochefeler, por todos os ensinamentos, orientação e auxílio na identificação da fauna invertebrada do solo;

Ao Rodrigo Moraes pela produção das figuras de localização das áreas;

À Shaline, pelas conversas construtivas, dicas e orientações, não só nessa fase de doutorado como também desde a época da graduação, gratidão por todos os ensinamentos e principalmente, pela amizade;

A Poliana e Jéssica, que literalmente “caíram do céu” quando eu mais precisava e que compartilharam comigo minha história, anseios e lutas diárias, obrigada;

A todos os meus amigos que estenderam a mão nessa reta final, me oferecendo um cantinho para ficar, Edna, Jéssica, Ana Paula, Cris, Tiago, Cíntia, Shaline, Patrícia, Mário, Jenifer, Dinorah e Celia, sou imensamente grata;

Aos motoristas da UFGD pelas idas às áreas de restauração, especialmente ao Sr. Wilson que se tornou um grande amigo;

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental pela oportunidade e a CAPES pela concessão da bolsa de Doutorado;

A todos os professores que contribuíram para minha formação;

Aos amigos que sempre torceram por mim e que entenderam meu “sumiço”;

Aos membros da banca que aceitaram participar e colaborar com suas valiosas sugestões para este trabalho;

A todos os “restauradores”, que também lutam por esta causa;

Aos que cruzaram meu caminho, compartilharam experiências e que de alguma forma ajudaram na minha formação pessoal e profissional. Obrigada!

"Levantem os olhos sobre o mundo e vejam o que está acontecendo à nossa volta, para que amanhã não sejamos acusados de omissão se o homem, num futuro próximo, solitário e nostálgico de poesia, encontrar-se sentado no meio de um parque forrado com grama plástica, ouvindo cantar um sabiá eletrônico, pousando no galho de uma árvore de cimento armado".

Manoel Pedro Pimentel

SUMÁRIO

RESUMO.....	10
ABSTRACT.....	11
1 INTRODUÇÃO GERAL	12
1.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL DAS ÁREAS	15
1.1.1 Área 1 – Ivinhema/MS	15
1.1.2 Área 2 – Jateí/MS	19
1.1.3 Área 3 – Caarapó/MS	21
2 REFERÊNCIAS	23
CAPÍTULO 1	28
CHUVA DE SEMENTES COMO INDICADOR AMBIENTAL DE ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DO MATO GROSSO DO SUL ...	28
Resumo	28
Abstract.....	29
1 Introdução.....	29
2 Material e métodos	31
2.1 Áreas de estudo.....	31
2.2 Análise da chuva de sementes	34
3 Resultados e discussão	35
3.1 Formas de vida	48
3.2 Síndromes de dispersão	49
3.3 Classes Sucessionais.....	51
3.4 Deposição e riqueza mensal da chuva de sementes.....	52
4 Conclusão	56
5 Referências	57
CAPÍTULO 2	63
DECOMPOSIÇÃO FOLIAR VISANDO O MONITORAMENTO DE ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NO MATO GROSSO DO SUL	63
Resumo	63
Abstract.....	64
1 Introdução.....	64
2. Material e métodos	66
2.1 Caracterização das áreas de estudo.....	66
2.2 Decomposição foliar da serapilheira	70
3 Resultados e Discussão.....	71

4 Conclusão	78
5 Referências	78
CAPÍTULO 3	84
FAUNA INVERTEBRADA EPIGEICA DE TRÊS ÁREAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DO MATO GROSSO DO SUL	84
Resumo	84
Abstract.....	85
1 Introdução.....	85
2 Material e métodos	87
2.1 Áreas de estudo.....	87
2.1.2 Variáveis ambientais das três áreas restauradas	89
2.2 Fauna epigeica	90
2.3 Análise dos dados	91
3 Resultados e Discussão.....	91
4 Conclusão	103
5 Referências	104

RESUMO

Monitoramento de áreas em processo de restauração ecológica do Mato Grosso do Sul

O aumento da degradação de florestas naturais pelas atividades antrópicas tem afetado a cobertura nativa e os serviços ambientais de diversas regiões no Brasil. Frente à situação, diversas técnicas de restauração como o plantio de mudas vêm sendo testadas. Para verificar a eficácia das técnicas, tem-se utilizado indicadores ecológicos para compreender sobre o estado atual das áreas. O objetivo deste trabalho foi caracterizar a chuva de sementes do solo, a decomposição da serapilheira e a fauna epigeica como indicadores de áreas de restauração com plantios de mudas de 14, 15 e 18 anos, localizadas municípios de Ivinhema (IV-14), Jateí (JA-15) e Caarapó (CA-18), MS. Para a avaliação da chuva de sementes foram instalados 15 coletores por área, sendo o material coletado mensalmente por 9 meses. As sementes foram classificadas quanto à síndrome de dispersão, hábito e classificação sucessional e estimou-se a densidade relativa, índice de Shannon e Equabilidade de Pielou. Para a análise da decomposição, 10 gramas de folhas recém-caídas foram secas e inseridas em cada saco de *litterbags*, distribuídos aleatoriamente na superfície do piso florestal (60 *litterbags* por área). A perda da biomassa foi avaliada mensalmente, dos 30 aos 180 dias. Foram estimados o percentual de massa remanescente, as taxas de decomposição (k) e o tempo de meia-vida ($t_{1/2}$). A fauna epigeica foi coletada no final dos períodos de verão e inverno por meio de 10 armadilhas de queda (*pitfall*) por área. Foi realizada a triagem, identificação em nível de grandes grupos taxonômicos e a classificação do hábito funcional. Para a chuva de sementes, 27.033 propágulos representaram CA-18, com 41 espécies, 8.056 e 33 espécies para JA-15 e 12.035 e 22 espécies para IV-14. A diversidade de Shannon (H') e Equabilidade de Pielou (J') foi melhor para CA-18 ($H'=3,32$ e $J'=0,89$) e JA-15 ($H'=3,26$ e $J'=0,93$). As famílias mais abundantes em número de sementes foram Melastomataceae e Asteraceae para CA-18 (77,5%), Urticaceae e Malvaceae para IV-14 (82,3%) e Moraceae, Anacardiaceae e Malvaceae para JA-15 (64,1%). Das 61 espécies encontradas para as três áreas, 88,5% são de hábito arbóreo, e zoocóricas, com destaque para IV-14 (93,7%), sendo que 36,3% dessas são alóctones trazidas pela fauna. As pioneiras se destacaram, principalmente para IV-14 (91,7%). O predomínio de pioneiras é preocupante em longo prazo, podendo levar os reflorestamentos ao declínio. Quanto à decomposição, o tempo médio para decompor 50% do material foi mais acelerado para CA-18 (194 dias) e JA-15 (218 dias), e o mais lento IV-14 (269 dias). Para a fauna epigeica em março, CA-18 obteve destaque para abundância total (1115), riqueza (21) e índices ecológicos ($H' 2,8$ e $J' 0,91$), entretanto, IV-14 e JA-15 ficaram bem próximos. Em setembro, JA-15 foi mais diversa e heterogênea (513 e 15), ($H' 2,4$ e $J' 0,90$). De modo geral, Formicidae, Collembola, Diptera e Coleoptera foram os grupos taxonômicos mais frequentes e os grupos funcionais foram os Insetos Sociais, Predadores e Micrófagos. Com base nos três indicadores, as áreas com resultados mais satisfatórios e similares a florestas naturais em estágio intermediário e avançado de sucessão, foram CA-18 e JA-15. Para uma avaliação sistêmica e completa, que permita compreender a integridade ambiental das áreas em processo de restauração ecológica, indicadores complementares devem ser utilizados.

Palavras-chave: Plantio de mudas; chuva de sementes; decomposição da serapilheira foliar; fauna epigeica; indicadores.

ABSTRACT

Monitoring of areas in the process of ecological restoration in Mato Grosso do Sul

The increase in the degradation of natural forests by anthropic activities has affected the native cover and the environmental services of several regions in Brazil. In view of the situation, several restoration techniques such as planting of seedlings have been tested. To verify the effectiveness of the techniques, ecological indicators have been used to understand the current state of the areas. The objective of this work was to characterize soil seed rain, leaf litter decomposition and epigeic fauna as indicators of restoration areas with 14, 15 and 18 year old seedlings, located in the municipalities of Ivinhema (IV-14), Jateí (JA-15) and Caarapó (CA-18), MS. For the evaluation of the seed rain, 15 collectors per area were installed, and the material collected monthly for 9 months. The seeds were classified as dispersion, habit and successional classification, and the relative density, Shannon index and Pielou equability were estimated. For the analysis of the decomposition, 10 grams of freshly fallen leaves were dried and inserted into each bag of litterbags, randomly distributed on the surface of the forest floor (60 litterbags per area). The biomass loss was evaluated monthly, from 30 to 180 days. The percentage of remaining mass, decomposition rates (k) and half-life ($t_{1/2}$) were estimated. The epigeic fauna was collected at the end of the summer and winter periods by means of 10 pitfall traps per area. Triage, identification at the level of large taxonomic groups and classification of the functional habit were performed. For seed rain, 27,033 propagules represented CA-18, with 41 species, 8,056 and 33 species for JA-15 and 12,035 and 22 species for IV-14. The diversity of Shannon (H') and Pielou Equability (J') was better for CA-18 ($H' = 3.32$ and $J' = 0.89$) and JA-15 ($H' = 3.26$ and $J' = 0.93$). The families most abundant in number of seeds were Melastomataceae and Asteraceae for CA-18 (77.5%), Urticaceae and Malvaceae for IV-14 (82.3%) and Moraceae, Anacardiaceae and Malvaceae for JA-15 (64.1% %). Of the 61 species found for the three areas, 88.5% are arboreal, and zoocorical, with emphasis on IV-14 (93.7%), and 36.3% of these are allochthons brought by fauna. The pioneers stood out, especially for IV-14 (91.7%). The predominance of pioneers is worrying in the long term, and may lead reforestation to decline. As for decomposition, the mean time to decompose 50% of the material was more accelerated for CA-18 (194 days) and JA-15 (218 days), and the slower time for IV-14 (269 days). For the epigeic fauna in March, CA-18 obtained abundance (1115), richness (21) and ecological indices ($H' = 2.8$ and $J' = 0.91$), however, IV-14 and JA-15 very close. In September, JA-15 was more diverse and heterogeneous (513 and 15), ($H' = 2.4$ and $J' = 0.90$). In general, Formicidae, Collembola, Diptera and Coleoptera were the most frequent taxonomic groups and the functional groups were Social Insects, Predators and Microphagous. Based on the three indicators, the areas with the most satisfactory and similar results to natural forests in intermediate and advanced stages of succession were CA-18 and JA-15. For a systemic and complete evaluation, which allows to understand the environmental integrity of the areas in the process of ecological restoration, complementary indicators should be used.

Key words: Planting of seedlings; seed rain; leaf litter decomposition; epigeic fauna; indicators.

MONITORAMENTO DE ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NO MATO GROSSO DO SUL

1 INTRODUÇÃO GERAL

As últimas décadas foram marcadas pela devastação de florestas naturais para vários propósitos, dentre eles a extração seletiva de árvores para fins comerciais e a expansão de terras para a agropecuária (ARRAES et al., 2012). Essas atividades econômicas, em sua grande maioria, se desenvolveram em detrimento da cobertura vegetal nativa, como as áreas de Reserva Legal e de Preservação Permanente (FORTES, 2015), que embora amparadas pelo Código Florestal devido sua importância ecológica (BRASIL, 2012), não foi suficiente para impedir a degradação de ambientes naturais.

Diante da problemática, há um crescente avanço nas pesquisas científicas e nos projetos de restauração de áreas degradadas, onde muitas técnicas têm sido aplicadas e estudadas (DIEHL, 2017). Dentre várias técnicas a mais comum é a do plantio misto de espécies arbóreas, entretanto, o uso dessa técnica tem sido realizado sem critérios adequados de planejamento, contemplando, por exemplo, o uso de espécies exóticas, visando apenas a cobertura rápida da vegetação (RODRIGUES e GANDOLFI, 2000).

Pesquisas estão sendo consideradas, no intuito de estimular a dinâmica sucessional, o resgate da biodiversidade, a relação planta-animal e demais processos ecológicos necessários para manter o equilíbrio do ecossistema ao longo do tempo (MORAES et. al, 2013).

Um ecossistema é considerado restaurado quando ele encontra estabilidade, possuindo recursos bióticos e abióticos para sua automanutenção, sem demandar intervenções humanas (SER, 2004). Para verificar o êxito das ações de restauração é essencial que haja o monitoramento, independente de quais técnicas tenham sido aplicadas (RIBEIRO et al., 2012). O monitoramento é um processo sistemático pelo qual periodicamente se verifica, descreve e avalia o estado de uma área, a fim de constatar se os objetivos propostos foram ou estão sendo alcançados (HOWELL et al., 2012) e ainda, se necessário, auxiliar futuras estratégias de intervenção (RODRIGUES et al., 2009).

Estudos têm proposto o monitoramento de estratégias de restauração por meio de indicadores que visam o entendimento do progresso estrutural e funcional, visando incrementar os processos sucessionais (REIS et al., 2003). Conforme Garcia (2012) há

pouco conhecimento sobre a evolução de áreas em processo restauração, principalmente quanto ao resgate da biodiversidade e funções ecológicas. Segundo Herricka et al. (2006), o monitoramento da composição de plantas, por exemplo, a curto prazo é um indicador necessário, porém insuficiente para compreender o sucesso da restauração a longo prazo. Rigueira e Mariano-Neto (2013) ressaltam que somente indicadores estruturais da vegetação como o crescimento de árvores não são suficientes para inferir na sustentabilidade do ecossistema, devendo ser complementados com indicadores de funcionalidade.

Dentre os indicadores estudados pode-se citar a densidade de espécies, riqueza, diversidade e composição (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000; MELO et al., 2010; LIMA et al., 2015), a presença da avifauna (PADOVEZI et al., 2014, VOLPATO et al., 2018), a regeneração natural (LIMA et al., 2016), o banco de sementes do solo (COSTA et al., 2016), a chuva de sementes (PIÑA-RODRIGUES e AOKI, 2014; SILVA et al., 2016), estimativa do estoque de carbono (SILVA et al., 2015) a fauna de invertebrados epigeica e edáfica do solo (CALÓ, 2014; DERENGOSKI, 2017), a ciclagem de nutrientes, fertilidade do solo, o acúmulo e a decomposição da serapilheira (CUNHA NETO et al., 2013, SOUZA et al., 2015; BAUER et al., 2016).

A decomposição da serapilheira é um importante indicador para a restauração florestal, pois regula o acúmulo de serapilheira e a ciclagem de nutrientes (PINTO, 2016), ligando os processos acima e abaixo do solo (POLYAKOVA e BILLOR, 2007). A serapilheira contempla maior fração de resíduos vegetais, como galhos, folhas, cascas e sementes e também alguns resíduos de animais, depositados superficialmente e que, depois de decompostos, enriquecem o solo com nutrientes e matéria orgânica (MARTINS, 2009).

Por meio do estudo da serapilheira é possível compreender a velocidade de sua decomposição, que influencia no retorno desses nutrientes ao solo e no sustento da vegetação (HASANUZZAMAN e MAHMOOD, 2014). Existem diversos fatores que podem interferir na taxa de decomposição, como a temperatura e a precipitação (INKOTTE, 2013), o tipo de vegetação, a qualidade do substrato e a presença de fauna decompositora no solo (GONZÁLEZ e SEASTEDT, 2001; MACHADO, 2016). A serapilheira é considerada um importante indicador de reação, respondendo de acordo com as condições ambientais (ARAÚJO et al., 2005).

A fauna de invertebrados do solo é um componente indispensável no processo de ciclagem de nutrientes, desempenhando funções de fragmentação, agregação e

mistura de materiais orgânicos que são responsáveis pela modificação física e distribuição espacial da matéria orgânica (CORREIA, 2002). A cobertura vegetal, por fornecer a maior parte do material orgânico do solo é um dos principais fatores que causam alterações na fauna (LAVELLE et al., 1997; ROSCHER et al., 2004), aliado também às condições climáticas e ao manejo da área (LUDWIG et al., 2012).

A chuva de sementes representa a chegada de sementes por meio de mecanismos de dispersão (ARAUJO et al., 2004), ela pode ser realizada pelo vento, por animais e por mecanismos da planta (VAN DER PIJ, 1982). Permite conhecer informações sobre a abundância, distribuição espacial e riqueza de espécies (GROMBONE e RODRIGUES, 2002) que serão determinantes para compreender a trajetória das áreas em restauração, visto que a chuva de sementes pode influenciar no recrutamento da população e conseqüentemente no futuro da regeneração natural (LOISELLE et al., 1996).

Os indicadores são considerados partes indissociáveis em qualquer projeto de restauração que vise à sustentabilidade (FELFILI et al., 2008). Independente da escolha preconiza-se que sejam de simples aplicabilidade, facilmente mensuráveis, de custo baixo e de menor impacto ambiental possível (ALMEIDA e SANCHÉZ, 2005). Além disso, deve-se procurar testar diversos indicadores ecológicos no intuito de uma visão mais holística (PANDER e GEIST, 2013), uma vez que a avaliação isolada de apenas um tipo de indicador pode fornecer interpretações equivocadas (RUIZ-JAEN e AIDE, 2005).

Não existe um protocolo de quais indicadores utilizar, uma vez que a escolha dos indicadores pode variar em função de cada projeto de restauração, duração, objetivo, histórico de degradação da área, influências culturais que exercem pressão sobre o local, limitações atuais, recursos disponíveis (SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION, 2004). Cada área possui suas “peculiaridades ecossistêmicas” e a escolha do indicador deve ser aplicada de acordo com a realidade e condição ambiental (LIMA et al., 2015). Desse modo, a utilização de indicadores permite uma adequada avaliação dos métodos de restauração usados, possibilitando que os restauradores definam, para sua região de atuação, os métodos de maior eficiência para cada situação, aumentando assim suas chances de sucesso (RODRIGUES et al., 2013).

Atualmente, o ordenamento jurídico brasileiro determina a realização de Projetos de Recuperação de Áreas Degradadas e Alteradas (PRADAs), nos processos de compensação ou licenciamento ambiental de atividades econômicas com impacto

ambiental (ANDRADE et al., 2014). Existe respaldo legal para recuperar e monitorar áreas degradadas, porém, não existem critérios de escolha, nem especificações de indicadores para serem aplicados no monitoramento dessas áreas, no Termo de Referência do Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas, disponibilizado pelo órgão ambiental responsável do Mato Grosso do Sul.

À medida que exigências normativas se firmam, cresce a demanda por ferramentas que auxiliem no monitoramento e avaliação desses projetos (ANDRADE et al., 2014). Desse modo, há lacunas a serem preenchidas sobre o sucesso de projetos de restauração implantados e indicadores que podem ser recomendados para compreender a dinâmica dos ecossistemas.

Em vista dessa realidade, o monitoramento de diferentes áreas permite, não só compreender o estado atual dos ambientes, como também verificar a eficiência da aplicabilidade de indicadores que, possivelmente poderão subsidiar a restauração ecológica em áreas similares do estado.

Dessa maneira, o objetivo do presente estudo foi aplicar indicadores ecológicos no monitoramento de três áreas sob plantio de mudas que se encontram em processo de restauração no Estado do Mato Grosso do Sul, com idades de 14, 15 e 18 anos, respectivamente.

A hipótese é que a idade das áreas em processo de restauração não determina os melhores resultados para os indicadores aplicados. Acredita-se que a composição, estrutura da vegetação e a conectividade ou proximidade com outros remanescentes florestais são os principais fatores que influenciam os resultados.

O trabalho foi composto por três capítulos. O Capítulo 1 foi realizado a caracterização da chuva de sementes das três áreas em processo de restauração.

O Capítulo 2 foi avaliado a decomposição da serapilheira como indicador ecológico de três áreas em processo de restauração.

No Capítulo 3 abordou-se a fauna epigeica do solo como indicador ecológico das três áreas em processo de restauração.

1.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL DAS ÁREAS

1.1.1 Área 1 – Ivinhema/MS

A área 1 trata-se de um plantio de espécies nativas de 14 anos e é denominada de Reserva Florestal Recanto Verde, localizada na Escola Municipal Benedita Figueiró de

Oliveira, município de Ivinhema. A Reserva abrange 4,68 hectares, dos 50,69 hectares de área total da escola. (Figura 1).

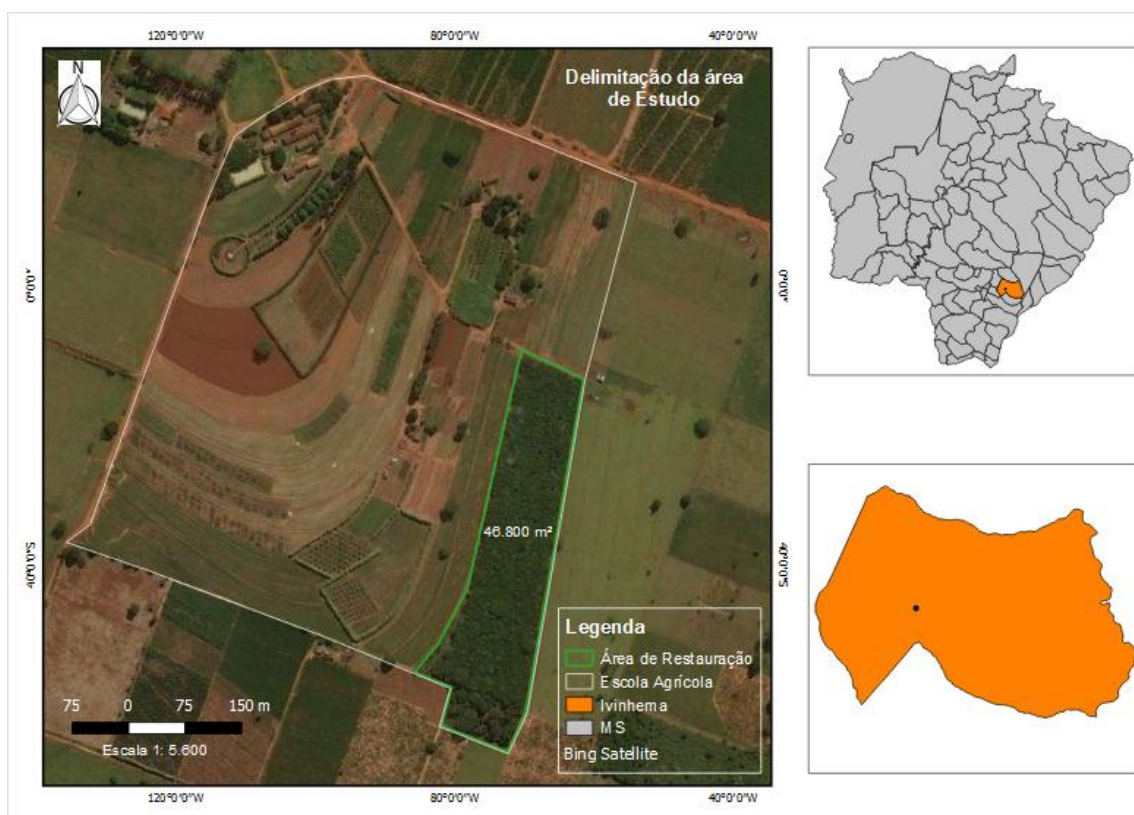


Figura 1. Escola Municipal Benedita Figueiró de Oliveira e Área de Restauração Florestal Recanto Verde, Ivinhema– MS, 2017.

Conforme informações fornecidas pelo diretor atual, Marcelo Rodrigues dos Santos, a área era propriedade da colonizadora do município (SOMEÇO) e o histórico advém do cultivo de milho, mandioca, arroz e feijão pela população local a partir do ano de 1985. Em 1988 a área foi doada para dar origem a escola agrícola e, até ser realizada a restauração ambiental, que se deu no ano de 2004, culturas anuais ainda eram cultivadas.

Diante da necessidade de se formar reserva legal e cumprir o papel ecológico da escola agrícola, alunos e funcionários foram mobilizados para auxiliar no plantio de mudas. Segundo informações do diretor, a densidade de mudas utilizada foi de 1.666 plantas por hectare, sob espaçamento de 3x2m, sendo utilizadas na época, 37 espécies.

Atualmente é perceptível que as áreas circundantes são predominadas pela agricultura e pecuária, não existindo remanescentes florestais próximos à Reserva. Nas proximidades e ainda dentro do campus da Escola Agrícola, existe um sistema

agroflorestal biodiverso de 5 anos de idade, com aproximadamente 1 hectare, que inclui prática de uso e manejo agrícola com a presença de componentes arbóreos.

Esse sistema agroflorestal tem por objetivo a conservação da biodiversidade e é fruto do Projeto Corredor Ecológico do Rio Paraná, sendo composto por 45 espécies florestais destinadas à conservação e outras 9 espécies que são utilizadas para fim comercial (PAULUS, 2016). Dentre as espécies catalogadas nesse estudo, pode-se citar *Guazuma ulmifolia* Lam., *Schinus terebinthifolius* Raddi, *Ficus adhatifolia* Schott in Spreng., *Cordia americana* (L.) Gottschiling & J. S. Mill., *Inga vera* Willd., *Inga laurina* (Sw.) Willd., *Eugenia uniflora* L., *Genipa americana* L., *Maclura tinctoria* (L.) D. Don ex Steud. Esse sistema pode ser considerado a fonte de propágulos mais próxima à Reserva Recanto Verde.

A Reserva apresenta algumas clareiras e ocupação densa de gramíneas, reflexo dos campos de pastagem no entorno. Essa condição dificulta a regeneração natural. É perceptível também a dominância ecológica fisionômica de algumas espécies como *Guazuma ulmifolia* Lam. e *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose, além da presença de alguns formigueiros (Figura 2).



Figura 2. A) Vista do interior da área de restauração ambiental e área de pastagem que se encontra na lateral da mesma; B) Presença de gramínea invasora na parte interna da área; C) *S. polyphylla* ao fundo e formigueiros à frente; D) Parte interna mais conservada do plantio, Ivinhema-MS, 2017.

1.1.2 Área 2 – Jateí/MS

A área 2 trata-se de um plantio de mudas de 15 anos, localizada no Sítio Ecológico Gerson Pereira Dias, município de Jateí e implantado no ano de 2003, sob espaçamento 3x2m e diversidade de 125 espécies nativas. Abrange 4,71 hectares e é privilegiada por estar conectada a uma área de preservação permanente. Nas proximidades, do outro lado da rodovia, cerca de 30 metros, existe um fragmento florestal de aproximadamente 13 hectares (Figura 3).

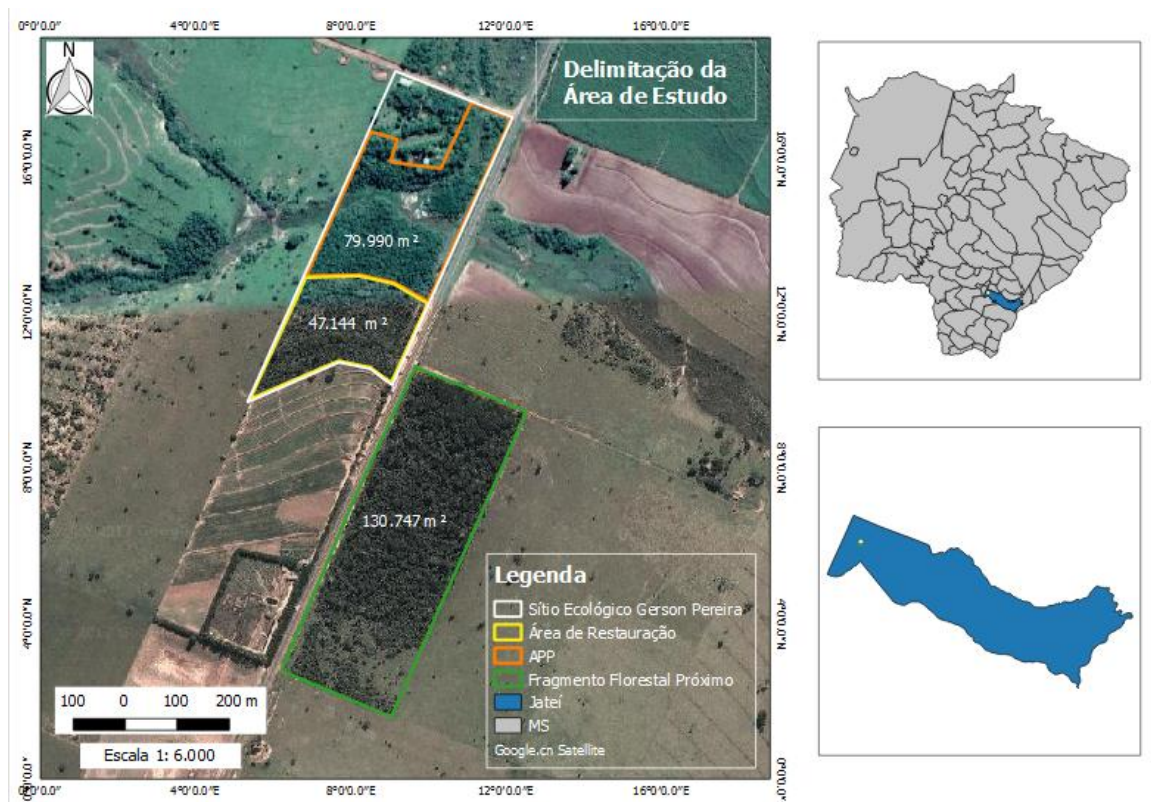


Figura 3. Sítio Ecológico Gerson Pereira Dias, Restauração Ambiental de Jateí – MS e áreas circundantes, Jateí-MS, 2017.

O histórico antecedente à restauração é baseado na utilização para pastagem e cultivos agrícolas. Em vista da proximidade do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema e importância dada as questões ambientais no município, atividades como a restauração ambiental do Sítio Ecológico também foram incentivadas.

A área de restauração ambiental possuem duas vertentes. Observa-se grande parte das árvores sob forte influência gramíneas, resultando no seu adensamento. Em contrapartida, também é possível observar a diminuição das gramíneas e o fechamento do dossel, aumentando a regeneração natural (Figura 4).



Figura 4. A) Área mais aberta com grande presença de gramíneas; B) Parte da área em que é perceptível uma diminuição gradativa de gramíneas; C e D) Área interna com dossel mais fechado e sem presença de gramíneas, Jateí-MS, 2017.

1.1.3 Área 3 – Caarapó/MS

Trata-se de um plantio de mudas nativas de 18 anos, realizado no ano de 2000, situado na Escola Municipal Indígena Ñandejara - Aldeia Te'yikuê, Caarapó – MS. Contempla 1,5 hectares e continuamente a ela existe um remanescente florestal de 8,9 hectares (Figura 5).

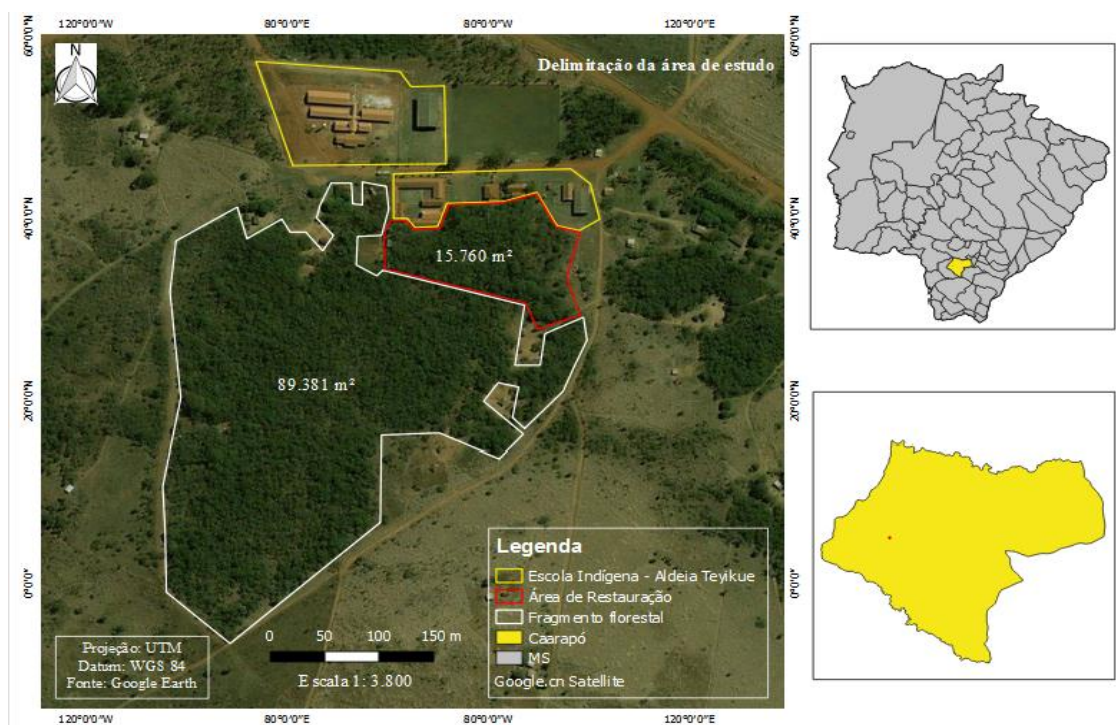


Figura 5. Escola Municipal Indígena Ñandejara - Aldeia Te'yikuê, Restauração Ambiental e remanescente florestal interligado a área de restauração, Caarapó-MS, 2017.

Os indígenas do local, conforme relatos, já tinham uma consciência quanto aos impactos negativos causados pela degradação, uma vez que os recursos que eles sempre dependeram estavam ficando escassos (REGO et al., 2010). Houve grande receptividade de parceria entre a Escola Indígena e Programa Kaiowá/Guarani (UCDB), visando à criação de corredores ecológicos para interligar fragmentos já existentes, como o caso da área de estudo em questão.

O interior do dossel da área de restauração é bem fechado (95%), quase ausente da presença de gramínea e bastante expressividade da regeneração natural. Dentro da mesma existe duas trilhas bem definidas, na qual as pessoas cruzam para chegar a suas casas, além de um local de convivência onde são realizadas atividades comuns aos alunos (Figura 6).



Figura 6. A) Vista do interior da área de restauração; B) Regeneração natural com indivíduos de cerca de um metro e meio de altura; C) Uma das trilhas que dão acesso a moradias; D) Local de convivência dentro da área de restauração ambiental, Aldeia Te'yikuê, Caarapó-MS, 2017.

2 REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, R. O. P. O. e SANCHEZ, L. E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. **Revista Árvore**, v. 29, n. 1, p. 47-54, 2005.
- ANDRADE, G. F.; SANCHEZ, G. F.; ALMEIDA, J. R. Monitoramento e avaliação em projetos de recuperação de áreas degradadas. **Revista Internacional de Ciências**, v. 4, n. 2, p. 13-26, 2014.
- ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.; BARROS, P. L. C.; BRENA, D. A. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas em Floresta Estacional Decidual ripária, Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**, n. 66, p. 128-141, 2004.
- ARAÚJO, R. S.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; MACHADO, M. R.; PEREIRA M. G.; FRAZÃO, F. J. Aporte de serapilheira e nutrientes ao solo em três modelos de revegetação na Reserva Biológica de Poços das Antas, Silva Jardim, RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 12, n. 2, p. 15 - 21, 2005.
- ARRAES R. A.; MARIANO, F. Z.; SIMONASSI, A. G. Causas do desmatamento no Brasil e seu ordenamento no contexto mundial. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 50, n. 1, p. 119 - 140, 2012.
- BAUER, D.; SANTOS, E. L.; SCHMITT, J. L. Avaliação da decomposição de serapilheira em dois fragmentos de Caatinga no sertão paraibano. **Pesquisas Botânica**, n. 69, p. 307 - 318, 2016.
- BRASIL, Lei Federal (2012). **Código Florestal Brasileiro – Lei nº 12.651**, DF: Congresso Federal, 2012.
- CALÓ, L. O. **Atributos químicos e biológicos do solo em áreas de restauração florestal**. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias), Universidade Federal do Espírito Santo. 2014. 110p.
- CORREIA, M. E. F. **Potencial de utilização dos atributos das comunidades de fauna do solo e de grupos chave de invertebrados como bioindicadores do manejo de ecossistemas**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, dez. 2002. 23p. (Embrapa Agrobiologia, Documentos, 157).
- COSTA, P. F.; PEREIRA, Z. V.; PADOVAN, M. P.; FERNANDES, S. S. L.; FRÓES, C. Q. Banco de sementes como indicador ambiental em uma área em processo de restauração florestal localizada em Ivinhema-MS. **Cadernos de Agroecologia**, v. 11, n. 2, dez. 2016.
- CUNHA NETO, F. V.; LELES, P. S.; PEREIRA, M. G.; BELLUMATH, V. G.; ALONSO, J. M. Acúmulo e decomposição da serapilheira em quatro formações florestais. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 3, p. 379 - 387, 2013.

DERENGOSKI, J. A. **Fauna edáfica bioindicadora em áreas sob tecnologias de restauração florestal no sudoeste do Paraná**. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Agronomia), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2017. 116p.

DIEHL, R. J. Restauração de Áreas Degradadas: técnicas de nucleação para otimizar este processo. **Revista Especialize On-line IPOG**, v. 1, n. 14, 2017.

FELFILI, J. M.; FAGG, C. W.; PINTO, J. R. R. Recuperação de áreas degradadas no Cerrado com espécies nativas do bioma e de uso múltiplo para formação de corredores ecológicos e uso sustentável da reserva legal. In: FELFILI, J. M.; SAMPAIO, J. C.; CORREIA, C. R. M. de A. (Org). **Bases para recuperação de áreas degradadas na Bacia do São Francisco**. Brasília, DF: Centro de Referência em Conservação da Natureza e Recuperação de Áreas Degradadas, 2008. p. 17-26.

FORTES, F. C. A.; RABELO, R. S.; COSTAM I. O.; SILVA, M. M.; SILVA, L. C. **Impacto ambiental x ação antrópica: um estudo de caso no Igarapé Grande – Barreirinha em Boa Vista/RR**. VI Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Porto Alegre, 2015.

GARCIA, L. C. **Avaliação da sustentabilidade ecológica de matas ciliares em processo de restauração**. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal), Campinas, SP, 2012. 188p.

GONZÁLEZ, G.; SEASTEDT, T. R. Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forests. **Ecology**, v. 82, p. 955-964. 2001.

GROMBONE-GUARATINI, M. T.; RODRIGUES, R. R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 5, p. 759-774, 2002.

HASANUZZAMAN, M.; MAHMOOD, H. Litter production and nutrient return through leaf litter of selected cropland agroforest tree species in southwestern Bangladesh. **Agriculture & Forestry**, v. 60, n. 1, p. 221 – 233, 2014.

HERRICKA, J. E.; SCHUMANB, G. E.; RANGO, A. Monitoring ecological processes for restoration projects. **Journal for Nature Conservation**, v. 14, n. 3 - 4, p. 161 - 171, 2006.

HOWELL, E. A.; HARRINGTON, J. A.; GLASS, S. B. **Introduction to Restoration Ecology**. Washington: Island Press, 2012. 418p.

INKOTTE, J. **Produção de serapilheira e aporte de nutrientes e carbono em plantações de eucalipto e florestas nativas em duas regiões de Santa Catarina**. Dissertação (Ciências Agrárias - Universidade do Estado de Santa Catarina). 2013, 83p.

LAVELLE, P. Faunal activities and soil process: strategies that determine ecosystem function. **Advances in Ecological Research**, v. 37, p. 93-132, 1997.

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

LIMA, P. A. F.; PACHÊCO, B. S.; SOUSA, S. R.; GATTO, A.; AQUINO, F. G.; ALBUQUERQUE, L. B. **Indicadores ecológicos: ferramentas para o monitoramento do processo de restauração ecológica**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2015. 46p.

LOISELLE, B. A.; RIBBENS, E.; VARGAS, O. Spatial and temporal variation of seed rain in a Tropical Lowland Wet Forest. **Biotropica**, v. 28, n. 1, p. 82 - 95, 1996.

LUDWIG, R. L.; PIZZANI, R.; SCHAEFER, P. E.; GOULART, T. L. Efeito de diferentes sistemas de uso do solo na diversidade da fauna edáfica na região central do Rio Grande do Sul. **Enciclopédia Biosfera**, v. 8, n. 14; p. 485 - 4985, 2012.

MACHADO, D. L. **Aporte de serapilheira, fauna edáfica e matéria orgânica do solo em diferentes sistemas de restauração florestal**. Tese (Doutorado), Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, Botucatu, 2016. 183p.

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

MELO, A. C. G.; REIS, C. M.; RESENDE, R. U. **Guia para Monitoramento de Reflorestamentos para Restauração**. Circular Técnica 1, Projetos Mata Ciliar, São Paulo: Secretaria de Meio Ambiente, n. 1, 2010. 10p.

MORAES, L. F. D.; ASSUMPCÃO, J. M.; PEREIRA, T. A.; LUCHIARI, C. **Manual técnico para a restauração de áreas degradadas no Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico, 2013.

PADOVEZI, A.; RODRIGUES, R. R.; HORBACH, M. A. Avifauna como possível indicador da resiliência de áreas degradadas. **Advances in Forestry Science**, v. 1, n. 1, p. 11 - 17, 2014.

PANDER, J.; GEIST, J. Ecological indicators for stream restoration success. **Ecological Indicators**, v. 30, p. 106 - 118, 2013.

PAULUS, L. A. R. **Análise da viabilidade financeira de sistemas agroflorestais biodiversos no Vale do Ivinhema, em Mato Grosso do Sul**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, 2016. 70p.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; AOKI, J. Chuva de sementes como indicadora do estágio de conservação de fragmentos florestais em Sorocaba – SP. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 4, p. 911 - 923, 2014.

PINTO, H. C. A.; BARRETO, P. A. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; OLIVEIRA, F. G. B.; DE PAULA, A.; AMARAL, A. R. Decomposição da serapilheira foliar de floresta nativa e plantios de *Pterogyne nitens* e *Eucalyptus urophylla* no Sudoeste da Bahia. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 4, p. 1141 - 1153, 2016.

POLYAKOVA, O.; BILLOR, N. Impact of deciduous tree species on litterfall quality, decomposition rates and nutrient circulation in pine stands. **Forest Ecology and Management**, v. 253, n. 1-3, p. 11 – 18, 2007.

REGO, L. F. H.; BRAND, A. J.; COSTA, R. B. Recursos genéticos, biodiversidade, conhecimento tradicional Kaiowá e Guarani e o desenvolvimento local. **Interações**, v. 11, n. 1, p. 55 - 69, 2010.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, v. 1, n. 1, p. 28-36, 2003.

RIBEIRO, P. R. C.; RIBEIRO, J. J.; NETO, A. R. S.; ROCHA, J. R. P.; CORTE, I. S. Métodos de recuperação de mata ciliar como proposta de recuperação de nascentes no Cerrado. **Enciclopédia Biosfera**, v. 8, n. 15, p. 1866-1882, 2012.

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

RODRIGUES, R. R.; BRACALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. 3. Ed. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In.: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, p. 235 - 247, 2000.

RODRIGUES, R. R.; PADOVEZI, A.; FARAH, F. T.; GARCIA, L. C.; SANGLADE, L. D.; BRACALION, P. H. (Orgs) **Protocolo de Monitoramento Para Programas/Projetos de Restauração Florestal**. Pacto Pela Restauração da Mata Atlântica. São Paulo, 2013. 61p.

ROSCHE, C.; SCHUMACHER, J.; BAADE, J.; WILCKE, W.; Weisser, W.; SCHMID, B; SCHULZE, D. The role of biodiversity for element cycling and trophic interactions: an experimental approach in a grassland community. **Basic and Applied Ecology**, v. 5, n. 2, p. 107-121, 2004.

RUIZ-JAEN, M. C. e AIDE, T. M. Restoration Success: How Is It Being Measured? **Restoration Ecology**, v. 13, n. 3, p. 567-577, 2005.

SILVA, E. P.; FIGUEIREDO, F. G.; FERNANDES, S. S. L.; PEREIRA, Z. V. Avaliação do potencial da chuva de sementes como alternativa para restauração florestal em áreas de preservação permanente. **Revista Árvore**, v. 40, n. 1, p. 2016.

SILVA, H. F.; RIBEIRO, S. C.; BOTELHO, S. A.; FARIA, R. A. V. B.; TEIXEIRA, M. B. R.; MELLO, J. M. Estimativa do estoque de carbono por métodos indiretos em área de restauração florestal em Minas Gerais. **Scientia Forestalis**, v. 43, n. 108, p. 943 - 953, 2015.

SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. **SER international primer on ecological restoration**: Society for Ecological Restoration, Science & Policy Working Group. Version 2. Tucson, 2004.

SOUZA, M. H.; VIEIRA, B. C. R.; OLIVEIRA, A. P. G.; AMARAL, A. A. Macrofauna do solo. **Enciclopédia biosfera**, v. 11 n. 22, p. 115 - 131, 2015.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3rd ed. Berlin: Springer-Verlag, 215p, 1982.

VOLPATO, G. H.; NETO, A. M.; MARTINS, S. V. Avifauna como bioindicadora para avaliação da restauração florestal: estudo de caso em uma floresta restaurada com 40 anos em Viçosa – MG. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 336-344, 2018.

CAPÍTULO 1

CHUVA DE SEMENTES COMO INDICADOR AMBIENTAL DE ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DO MATO GROSSO DO SUL

Resumo: A chuva de sementes (CS) é um processo ecológico caracterizado pela chegada de propágulos ao solo, autóctones ou alóctones, advindos por mecanismos de dispersão. É essencial para manutenção da dinâmica da regeneração natural de florestas, influenciando no estabelecimento de populações futuras. O objetivo foi avaliar a chuva de sementes como indicador de três áreas em processo de restauração do Mato Grosso do sul, municípios de Ivinhema, Jateí e Caarapó, após plantios 14, 15 e 18 anos, respectivamente chamadas de IV-14, JA-15 e CA-18. Foram instalados aleatoriamente 15 coletores de 0,64 m² (0,80 x 0,80 cm) em cada uma das áreas. O material foi coletado mensalmente de maio/2015 a janeiro/2016. As sementes foram classificadas quanto à síndrome de dispersão, hábito e classe sucessional. Estimou-se a densidade relativa, índice Shannon e Equabilidade. Foi identificado o total de 47.124 propágulos nas três áreas de restauração, durante nove meses. Para CA-18 foram amostradas 27.033 sementes, 29 famílias, 39 gêneros e 41 espécies. JA-15 obteve 8.056 sementes, 22 famílias, 32 gêneros e 33 espécies. IV-14 resultou em 12.035 sementes, 13 famílias, 21 gêneros e 22 espécies. Os índices de Diversidade de Shannon (H') e Equabilidade de Pielou (J') foram respectivamente: H'=3,32 e J'=0,89 (CA-18); H'=3,26 e J'=0,93 (JA-15); e H'=2,70 e J'=0,87 (IV-14). As famílias mais abundantes em número de sementes foram Melastomataceae e Asteraceae para CA-18 (77,5%), Urticaceae e Malvaceae para IV-14 (82,3%) e Moraceae, Anacardiaceae e Malvaceae para JA-15 (64,1%). As famílias mais abundantes em riqueza de espécies foram Fabaceae (5) e Lauraceae (4) com 19,5% para CA-18, Fabaceae (4) e Euphorbiaceae (4) para IV-14 (36,3%) e Fabaceae (5), Euphorbiaceae (3) e Bignoniaceae (3) com 33,3% para JA-15. Das 61 espécies encontradas na chuva de sementes para as três áreas de restauração, 88,5% são de hábito arbóreo. A maioria são zoocóricas, com destaque para IV-14 com 93,7%, sendo que 36,3% dessas são alóctones e advindas por animais. Embora IV-14 seja isolada por áreas agrícolas e ausentes de fragmentos florestais, a proximidade com um Sistema Agroflorestal Biodiverso contribuiu para a chegada de algumas espécies. As pioneiras foram destaque quanto à classe sucessional, principalmente para IV-14 (91,7%). As áreas de restauração tendem à facilitação da manutenção dos processos ecológicos em longo prazo, principalmente para CA-18 e JA-15. A CS pode ser considerada um bom indicador para a avaliação da integridade ambiental de áreas em restauração por fornecer subsídios para compreensão da manutenção dos processos ecológicos, visto que nas áreas avaliadas, a maioria das sementes foi de espécies zoocóricas, com expressiva contribuição de espécies alóctones, demonstrando a existência de uma fauna dispersora facilitadora da sucessão florestal.

Palavras-chave: Propágulos; dispersão; funcionalidade; sucessão florestal

Abstract: Seed rain (SR) is an ecological process characterized by the arrival of native or autochthonous propagules to the soil, caused by dispersion mechanisms. It is essential to maintain the natural regeneration dynamics of forests, influencing the establishment of future populations. The objective was to evaluate seed rain as an indicator of three restoration areas in the municipalities of Mato Grosso do Sul, Ivinhema, Jateí and Caarapó, after plantations 14, 15 and 18, respectively named IV-14, JA-15 and CA-18. Fifteen 0.64 m² (0.80 x 0.80 cm) collectors were randomly installed in each area. The material was collected monthly from May / 2015 to January / 2016. The seeds were classified as dispersion syndrome, habit and successional class. Relative density, Shannon index and equability were estimated. A total of 47.124 propagules were identified in the three restoration areas for nine months. For CA-18, 27.033 seeds, 29 families, 39 genera and 41 species were sampled. The JA-15 obtained 8.056 seeds, 22 families, 32 genera and 33 species. IV-14 resulted in 12.035 seeds, 13 families, 21 genera and 22 species. The Equity indices of Shannon (H') and Pielou (J') were respectively: $H' = 3.32$ and $J' = 0.89$ (CA-18); $H' = 3.26$ and $J' = 0.93$ (JA-15); and $H' = 2.70$ and $J' = 0.87$ (IV-14). The most abundant families in the number of seeds were Melastomataceae and Asteraceae for CA-18 (77.5%), Urticaceae and Malvaceae for IV-14 (82.3%) and Moraceae, Anacardiaceae and Malvaceae for JA-15 (64, 1%). The families most abundant in species richness were Fabaceae (5) and Lauraceae (4) with 19.5% for CA-18, Fabaceae (4) and Euphorbiaceae (4) for IV-14 (36.3%) and Fabaceae (5), Euphorbiaceae (3) and Bignoniaceae (3) with 33.3% for JA-15. Of the 61 species found in the seed rain for the three restoration areas, 88.5% are arboreal. Most are zoocorical, with emphasis on IV-14 with 93.7%, being 36,3% allochthonous and from animals. Although IV-14 is isolated by agricultural areas and absent in forest fragments, the proximity to a Biodiverse Agroforestry System contributed to the arrival of some species. The pioneers were prominent in the successional class, mainly for the IV-14 (91.7%). The restoration areas tended to facilitate the maintenance of ecological processes in the long term, especially for CA-18 and JA-15. The SR can be considered a good indicator for assessing the environmental integrity of areas in restoration by providing subsidies for understanding the maintenance of ecological processes, since in the evaluated areas, most of the seeds were zoochoric species, with expressive contribution of allochthonous species, demonstrating the existence of a dispersal fauna facilitating the forest succession.

Key words: Propagating; dispersion; functionality; forest succession

1 Introdução

A remoção de vegetação nativa de maneira indiscriminada para a abertura de extensas áreas de agricultura e pastoreio é um dos exemplos de ação antrópica comumente relatado e que tem influenciado o aumento de áreas degradadas

(VENTUROLI et al., 2013). Em vista da degradação dos ecossistemas, esforços têm sido realizados no intuito de restaurar os ambientes e garantir os recursos essenciais à vida (ALVARENGA et al., 2016) e o método convencional mais praticado para intervir nesses casos é o plantio de mudas arbóreas (SOUZA et al., 2004).

Independente da técnica utilizada preconiza-se a restauração ecológica, que não se limita apenas à recomposição da estrutura da cobertura vegetal, e sim, principalmente, ao resgate dos processos ecológicos e interação entre os componentes do ecossistema, a fim de que, a área persista no tempo por meio do restabelecimento do seu funcionamento e consiga ser autossustentável, sem demandar mais intervenções em longo prazo (CHOI, 2007; RIGUEIRA e NETO, 2013).

Para verificar o sucesso das áreas em processo de restauração, é necessário que haja o monitoramento no intuito de diagnosticar o seu desenvolvimento, identificar perturbações e necessidades futuras de estratégias de ação, como manejo ou replantios (SILVA et al., 2016). Isso é possível por meio da aplicação de indicadores de funcionalidade da restauração, como a chuva de sementes.

A chuva de sementes é um processo ecológico caracterizado pela chegada de propágulos ao solo por meio de mecanismos de dispersão (CAMPOS et al., 2009). Esses propágulos podem ser originários de plantas ocorrentes no próprio local (autóctones) e de plantas provenientes de locais adjacentes (alóctones), que são transportados de acordo com o seu agente dispersor (VAN DER PIJL, 1982; MARTÍNEZ-RAMOS e SOTO-CASTRO, 1993), que pode ser através de zoocoria (dispersão por animais), anemocoria (dispersão pelo vento) e autocoria (mecanismos da própria planta) (VAN DER PIJL, 1982).

Visto que algumas espécies presentes no estoque do banco de sementes do solo perdem a viabilidade rapidamente (GARWOOD, 1989), a chegada de novas espécies por meio da chuva de sementes é considerada essencial para manutenção da dinâmica da regeneração natural de florestas, renovando os estoques de sementes no solo e de plântulas (HARDESTY e PARKER, 2002).

A efetividade da chuva de sementes é influenciada pela distância e concentração de fontes produtoras de propágulos, pelos mecanismos de dispersão apresentados pelos propágulos e pela atividade dos agentes de dispersão (HARPER, 1977; CUBIÑA e AIDE, 2001). Além disso, ressalta-se que nem todas as sementes que chegam a um determinado ambiente vão originar plântulas, a germinação e o estabelecimento das mesmas, dependerá das condições ambientais do local (REID e HOLL, 2013).

Por meio do estudo da chuva de sementes é possível obter informações quanto aos mecanismos de dispersão predominantes, abundância e riqueza de espécies que estão chegando à determinada área (GROMBONE e RODRIGUES, 2002), possibilitando melhor compreensão sobre a composição vegetal que poderá influenciar no estabelecimento de populações futuras e conseqüentemente na restauração dos processos que regem o ambiente (SILVA et al., 2009).

Com base no explanado, o objetivo da presente pesquisa foi avaliar a dinâmica da chuva de sementes como indicador ecológico de três áreas em processo de restauração no sul do Mato Grosso do sul, após plantios de mudas de 14, 15 e 18 anos.

2 Material e métodos

2.1 Áreas de estudo

A avaliação da chuva de sementes foi realizada em três áreas em processo de restauração ecológica localizadas nos municípios de Ivinhema (Lat. 53°55'09.58" O e Lon. 22°22'10.69" S), Jateí (Lat. 54°19'30.24" O e Lon. 22°31'32.44" S) e Caarapó (Lat. 54°58'03.89" O e Lon. 22°35'28.40" S), estado do Mato Grosso do Sul. As áreas são plantios de mudas arbóreas nativas com idades de 14, 15 e 18 anos (Figura 1), que foram realizadas em locais que anteriormente eram utilizados para uso agrícola.

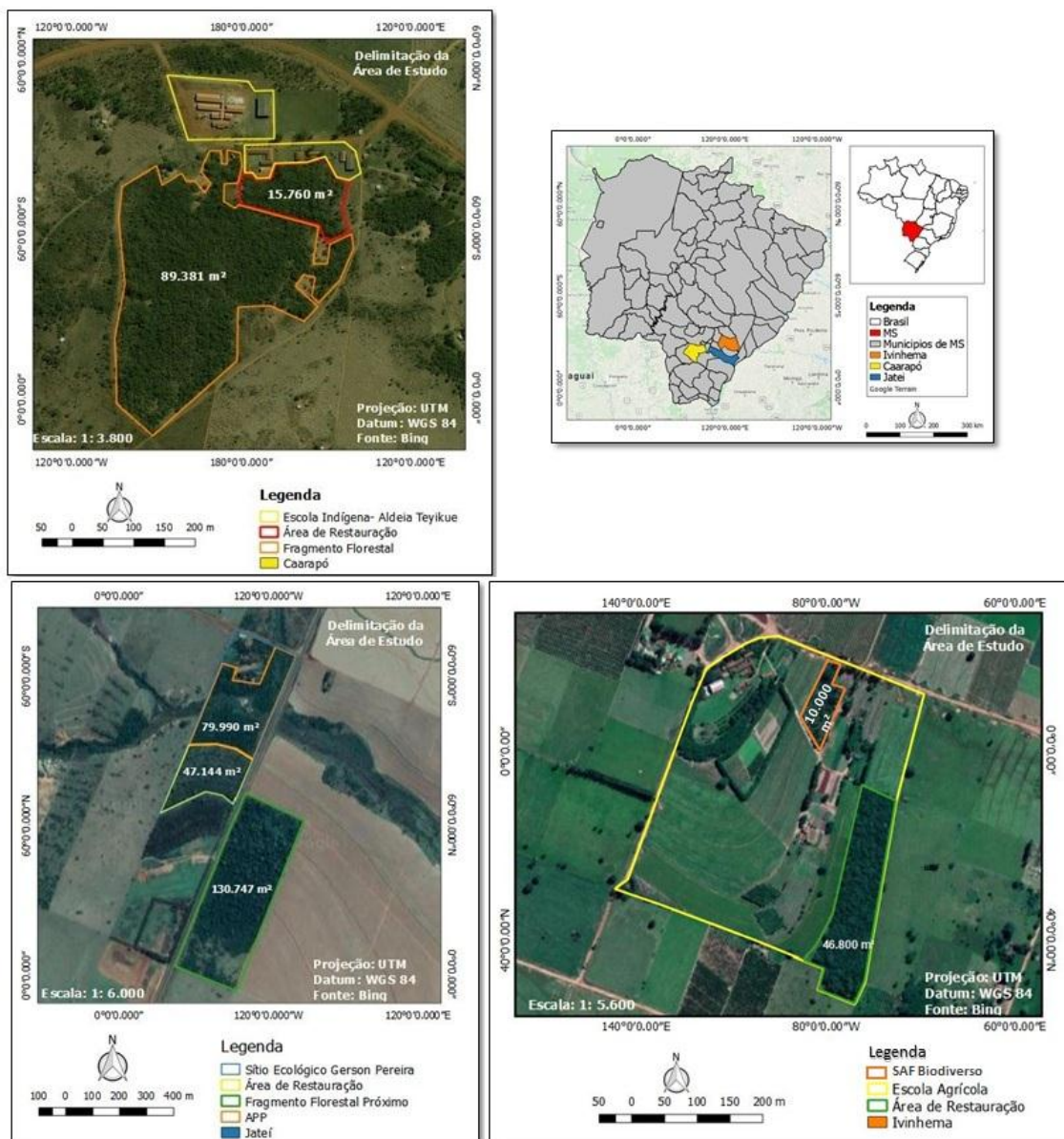


Figura 1. Delimitação das áreas de restauração ecológica e entorno, situadas nos municípios ao sul do estado do Mato Grosso do Sul, Brasil, 2018.

A vegetação original adjacente é representada por Floresta Estacional Semidecidual com áreas de transição de Cerrado, de clima predominante Cfa, com temperatura média de 22° C e precipitação anual de 1.500 a 1.700 mm (PEEL et al., 2007).

Quanto às características inerentes as respectivas áreas destacam-se (Tabela 1).

Tabela 1. Características gerais das três áreas de restauração ecológica localizadas no estado do Mato Grosso do Sul.

Características gerais	Áreas de restauração ecológica		
	IV-14	JA-15	CA-18
Tamanho	4,68 hectares	4,71 hectares	1,5 hectare
Nº de espécies utilizadas no plantio	37	125	Sem informação
Composição florística - 1 hectare (COSTA et al., 2017)	1651 indivíduos: 19 famílias e 46 espécies; PI 39%, ST 33%, SI 24%; ZOO 48%, ANE 28%, AUT 24%	1988 indivíduos: 41 famílias e 106 espécies; PI 42%, ST 34 %, SI 20%; ZOO 52%, ANE 33%, AUT 15%	1990 indivíduos: 36 famílias e 77 espécies; ST 36%, PI 34 %, SI 23%; ZOO 68%, ANE 19%, AUT 13%
Regeneração natural (COSTA, 2017)	24.033 ind.ha ⁻¹ : 21 famílias e 40 espécies; ARBÓ 92%, ARBU 3%, LI 5%; P 30%, SI 25%, ST 30%, SC 15%; ZOO 53%, ANE 17%, AUT 20%, SC 10%	36.700 ind. ha ⁻¹ : 33 famílias e 80 espécies; ARBÓ 84%, ARBU 9%, HERB 1%, EPÍ 1%, LI 5%; P 29%, SI 11%, ST 45%, SC 15%; ZOO 68%, ANE 25%, AUT 7%	59.000 ind.ha ⁻¹ : 31 famílias e 65 espécies; ARBÓ 84%, ARBU 8%, LI 8%; P 23%, SI 19%, ST 43%, SC 15%; ZOO 75%, ANE 19%, AUT 6%
Banco de sementes (COSTA, 2017)	736,25 ind./m ² : 12 famílias e 21 espécies; HERB 93% e ARBÓ 7%; ANE 89,3%, ZOO 7,79%, AUT 3,39%	785,5 ind./m ² : 14 famílias e 30 espécies; HERB 75% e ARBÓ 25%; ANE 75%, ZOO 25%	571,2 ind./m ² : 17 famílias e 26 espécies; HERB 88%, ARBÓ 9%, LI 1,5%, ARBU 1,3%; ANE 90%, ZOO 10%
Fechamento do Dossel (observação pessoal)	65%	80%	95%
Cobertura de gramíneas (Observação pessoal)	35%	20%	5%
Fragmentos adjacentes	Sem remanescentes. Apenas SAF biodiverso próximo - 1 hectare, implantado em 2013, que sengudo Paulus (2016) possui diversidade de 45 espécies florestais e 9 espécies de fim comercial	APP interligada de 7,9 hectares e fragmento próximo de 13 hectares	Fragmento interligado de 8,9 hectares

(IV-14) Ivinhema-14 anos, (JA-15) Jateí-15 anos, (CA-18) Caarapó-18 anos; PI – Pioneiras, SI – Secundária Inicial, ST – Secundária Tardia; ZOO – Zoocóricas, ANE – Anemocóricas, AUT – Autocóricas; ARBÓ – Arbórea, ARBU – Arbustivo, HERB – Herbácea, LI – Liana, EPÍ- Epífita; SAF – Sistema Agroflorestral, APP – Área de Preservação Permanente.

A base de dados referente à precipitação e temperatura da época do período experimental (maio/2015 a janeiro/2016) foi obtida por meio dos registros do Agritempo (2015/2016) em que, as menores temperaturas médias foram para o período de maio a julho (19,5° C e 21 °C) e as maiores temperaturas médias nos meses (25 à 27° C). O mês mais frio com menor precipitação foi junho, com precipitação de 24,66 mm para IV-14, 68,58 para JA-15 e 83,7 mm para CA-18. Agosto obteve a menor precipitação de todas as épocas avaliadas (16 à 24 mm), com ascensão da temperatura média a partir desse mês. Houve boa distribuição de precipitação no decorrer da maioria dos meses para as três áreas, com destaque em novembro para IV-14 (413,46 mm), CA-18 (251,49 mm), JA-15 (243,30 mm) e setembro CA-18 (269,34 mm), JA-15 (243,16 mm) e IV-14 (214,59 mm) (Figura 2).

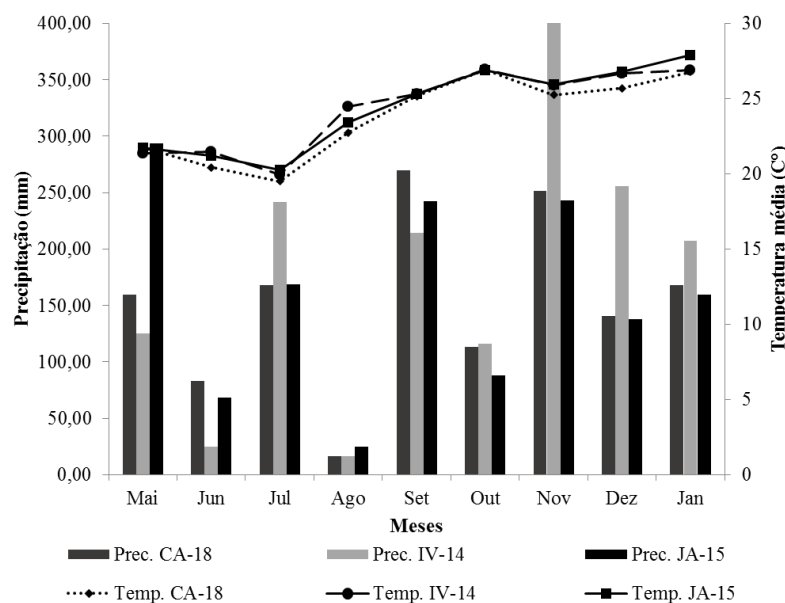


Figura 2. Registro das variáveis ambientais ocorrentes no período experimental da deposição da chuva de sementes nas três áreas de restauração ecológica do Mato Grosso do Sul (AGRITEMPO, 2016).

2.2 Análise da chuva de sementes

Em cada uma das áreas de restauração foram instalados 15 coletores de 0,64 m² (0,80 x 0,80 cm), com estrutura quadrada de ferro, tela de sombrite 70% e profundidade de 20 cm, que foram suspensos a 1,30 m do solo, enumerados e distribuídos aleatoriamente e equidistantes a 25 metros. A biomassa aportada nos coletores foi referente à deposição de maio/2015 a janeiro/2016, sendo coletados mensalmente

durante nove meses. O material recolhido foi acondicionado em sacos plásticos e etiquetado, encaminhado para laboratório, onde foi realizada a triagem para a retirada de folhas e galhos, permanecendo apenas o material reprodutivo: frutos e sementes.

Os diásporos foram contados, identificados através de consultas a especialistas, literatura e materiais depositados no Herbário DDMS. As espécies foram classificadas conforme *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG, 2016) e as atualizações foram realizadas conforme a base de dados da Flora do Brasil 2020 (2018) e do Missouri Botanical Garden, através do site www.tropicos.org.

As sementes das espécies foram classificadas quanto à forma de vida: arbóreas, arbustos, herbáceas e lianas e quanto à síndrome de dispersão: zoocóricas, anemocóricas e autocóricas (Van Der PIJL, 1982). Foram categorizadas em alóctones (espécies advindas de áreas externas) e autóctones (espécies ocorrentes na área de restauração), com base na fitossociologia de Costa (2017) realizadas nas três áreas. Também foram separadas quanto à classe sucessional: pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias conforme Budowski (1970) e Gandolfi et al., (1995).

Foram calculados os índice de diversidade de Shannon (H') e a Equabilidade de Pielou (J') da chuva de sementes (BROWER e ZAR, 1984), o número de sementes por metro quadrado (s. / m²), dividindo o número de sementes pela área total da amostra (0,64 m² vezes o n.º de coletores - 15) e a densidade absoluta e densidade relativa conforme descrito por Mueller-Dombois e Ellenberg (1974). e também o coeficiente de correlação de Spearman entre a precipitação e a riqueza mensal de espécies pelo software estatístico BioEstat 5.3 (AYRES et al., 2007).

3 Resultados e discussão

Foi encontrado um total de 47.124 sementes nas três áreas de restauração, para os nove meses avaliados. Em CA-18 foram amostradas 27.033 sementes (2.815,9 s./m²) e identificadas 29 famílias, 39 gêneros e 41 espécies. JA-15 apresentou 8.056 sementes (839,1 s./m²), distribuídas em 22 famílias, 32 gêneros e 33 espécies. IV-14 resultou em 12.035 sementes (1.281,7 s./m²), 13 famílias, 21 gêneros e 22 espécies. CA-18 foi a de maior destaque quanto à abundância, número de espécies, gêneros e famílias, representando quase que o dobro do encontrado para IV-14 (Tabela 2).

Tabela 2. Lista das espécies amostradas na chuva de sementes das três áreas em processo de restauração, localizadas em Ivinhema (IV-14), Jateí (JA-15) e Caarapó (CA-18), MS, 2015/2016.

Famílias/Espécies	HB	CS	SD	CA-18		JA-15		IV-14		CA-18		JA-15		IV-14					
				Origem	Origem	Origem	Origem	Origem	Origem	Origem	Origem	Origem	Origem	Origem	Origem	Origem	Origem		
				Al/ Au	Al/ Au	Al/ Au	Al/ Au	Al/ Au	Al/ Au	Al/ Au	DR (%)	Dens. (s./m ²)	DA	DR (%)	Dens. (s./m ²)	DA	DR (%)	Dens. (s./m ²)	
Anacardiaceae																			
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Arv	P	Zoo	x		x					243	0,90	25,31	1.067	13,2	111,14			
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Arv	SI	Zoo		x	x					1	0,00	0,10	1	0,01	0,10			
Annonaceae																			
<i>Annona cacans</i> Warm.	Arv	SI	Zoo				x									1	0,00	0,10	
<i>Xylopiya aromatica</i> (Lam.) Mart.	Arv	P	Zoo		x						2	0,00	0,20						
Apocynaceae																			
<i>Forsteronia glabrescens</i> Müll.Arg.	Lia	SC	Ane	x		x					34	0,13	3,54	1	0,01	0,10			
Aquifoliaceae																			
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	Arv	SI	Zoo		x	x		x			407	1,51	42,39	22	0,27	2,29	2	0,00	0,20
Araliaceae																			
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	Arv	SI	Zoo	x							18	0,07	1,87						
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	Arv	P	Zoo			x								13	0,16	1,35			
Arecaceae																			
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	Arv	SI	Zoo		x	x					102	0,38	10,62	27	0,34	2,81			
Asteraceae																			
<i>Moquiinastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	Arv	P	Ane		x	x					8.976	33,20	935,0	739	9,17	76,97			

Continuação Tabela 2. Lista das espécies amostradas na chuva de sementes das três áreas em processo de restauração, localizadas em Ivinhema (IV-14), Jateí (JA-15) e Caarapó (CA-18), MS, 2015/2016.

Famílias/Espécies	HB	CS	SD	CA-18		JA-15		IV-14		CA-18		JA-15		IV-14						
				Origem	Origem	Origem	Origem	Origem	Origem	Origem	Origem	DR	Dens.	DR	Dens.	DR	Dens.			
				Al/ Au	Al/ Au	Al/ Au	Al/ Au	Al/ Au	Al/ Au	Al/ Au	DA	(%)	(s./m ²)	DA	(%)	(s./m ²)	DA	(%)	(s./m ²)	
Bignoniaceae																				
<i>Fridericia florida</i> (DC.) L.G.Lohmann	Lia	NC	Ane	x		x					728	2,69	75,83	9	0,11	0,93				
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Arv	SI	Ane		x		x				300	1,11	31,25	12	0,15	1,25				
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	Arv	SI	Ane				x							4	0,05	0,41				
Bixaceae																				
<i>Bixa orellana</i> L.	Arv	P	Zoo				x							50	0,62	5,20				
Bromeliaceae																				
<i>Bromelia balansae</i> Mez	Herb	NC	Zoo		x						108	0,40	11,25							
Cannabaceae																				
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Arv	P	Zoo	x		x		x			27	0,10	2,81	74	0,92	7,70	649	5,4	67,60	
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Arv	P	Zoo	x					x		220	0,81	22,91				19	0,2	1,97	
Caricaceae																				
<i>Carica papaya</i> L.	Arv	NC	Zoo					x									7	0,1	0,72	
Combretaceae																				
<i>Terminalia brasiliensis</i> (Cambess.) Eichler	Arv	ST	Ane	x							2	0,01	0,20							
Euphorbiaceae																				
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Arv	P	Aut			x		x						30	0,37	3,12	148	1,2	15,41	
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Arv	P	Aut			x		x						2	0,02	0,20	65	0,5	6,77	
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	Arv	P	Aut						x								24	0,20	2,5	
<i>Sapium haematospermum</i> Müll.Arg.	Arv	P	Zoo	x		x		x			3	0,01	0,31	8	0,10	0,83	1	0	0,10	

Continuação Tabela 2. Lista das espécies amostradas na chuva de sementes das três áreas em processo de restauração, localizadas em Ivinhema (IV-14), Jateí (JA-15) e Caarapó (CA-18), MS, 2015/2016.

Famílias/Espécies	HB	CS	SD	CA-18	JA-15	IV-14	CA-18			JA-15			IV-14		
				Origem	Origem	Origem	DR	Dens.	DA	DR	Dens.	DA	DR	Dens.	
				Al/ Au	Al/ Au	Al/ Au	DA	(%)	(s./m ²)	DA	(%)	(s./m ²)	DA	(%)	(s./m ²)
Lauraceae															
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Arv	SI	Zoo	x	x		1	0,00	0,10	2	0,02	0,20			
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Arv	SI	Zoo	x	x		88	0,33	9,16	37	0,46	3,85			
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	Arv	ST	Zoo	x			2	0,01	0,20						
<i>Ocotea minarum</i> (Nees & Mart.) Mez	Arv	ST	Zoo	x			4	0,01	0,41						
Malvaceae															
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	Arv	P	Aut		x					995	12,4	103,64			
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Arv	P	Zoo	x	x	x	24	0,09	2,5	610	7,57	63,5	3.515	29	366,1
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	Arv	SI	Ane	x			1	0,00	0,10						
Melastomataceae															
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	Arb	P	Zoo	x			11.996	44,38	1.249,5						
Meliaceae															
<i>Guarea guidonea</i> (L.) Sleumer	Arv	ST	Zoo	x		x	1	0,00	0,10				10	0,1	1,04
Moraceae															
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	Arv	SI	Zoo	x	x	x	5	0,02	0,52	3.103	38,5	323,2	107	0,9	11,14
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	Arv	SI	Zoo										3	0,00	4,7
Myrtaceae															
<i>Calyptanthus concinna</i> DC.	Arv	ST	Zoo		x					1	0,01	0,10			
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Arb	ST	Zoo			x							2	0,00	0,20
<i>Psidium guajava</i> L.	Arv	ST	Zoo	x			1	0,00	0,10						
<i>Psidium guineense</i> Sw.	Arv	P	Zoo			x							11	0,1	1,14

Continuação Tabela 2. Lista das espécies amostradas na chuva de sementes das três áreas em processo de restauração, localizadas em Ivinhema (IV-14), Jateí (JA-15) e Caarapó (CA-18), MS, 2015/2016.

Famílias/Espécies	HB	CS	SD	CA-18	JA-15	IV-14	CA-18			JA-15			IV-14		
				Origem	Origem	Origem	DR	Dens.	DA	DR	Dens.	DA	DR	Dens.	
				Al/ Au	Al/ Au	Al/ Au	DA	(%)	(s./m ²)	DA	(%)	(s./m ²)	DA	(%)	(s./m ²)
Nyctaginaceae															
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell	Arv	SI	Zoo	x			1	0,00	0,10						
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Arv	SI	Zoo		x					14	0,17	1,45			
Primulaceae															
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Arv	SI	Zoo	x			30	0,11	3,12						
Rhamnaceae															
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek.	Arv	P	Zoo	x			5	0,02	0,52						
Rubiaceae															
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich.	Arv	P	Zoo	x	x		816	3,02	85,0	612	7,6	63,7			
<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll.Arg	Arv	SI	Zoo	x			186	0,69	19,3						
Rutaceae															
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	Arv	ST	Ane	x	x		97	0,36	10,1	71	0,88	7,39			
Sapindaceae															
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Arv	P	Zoo	x	x		18	0,07	1,87	77	0,96	8,02			
Sapotaceae															
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Arv	ST	Zoo	x			6	0,02	0,62						
Smilacaceae															
<i>Smilax brasiliensis</i> Spreng.	Lia	NC	Zoo	x	x	x	1.563	5,78	162,8	172	2,14	17,9	31	0,3	3,2
Smilacaceae															
<i>Smilax fluminensis</i> Steud.	Lia	NC	Zoo	x			325	1,20	33,8						

Continuação Tabela 2. Lista das espécies amostradas na chuva de sementes das três áreas em processo de restauração, localizadas em Ivinhema (IV-14), Jateí (JA-15) e Caarapó (CA-18), MS, 2015/2016.

Famílias/Espécies	HB	CS	SD	CA-18		JA-15		IV-14		CA-18		JA-15		IV-14		
				Origem	Origem	Origem	DR	Dens.	DR	Dens.	DR	Dens.	DR	Dens.	DR	Dens.
				Al/ Au	Al/ Au	Al/ Au	DA	(%)	(s./m ²)	DA	(%)	(s./m ²)	DA	(%)	(s./m ²)	
Urticaceae																
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Arv	P	Zoo	x	x	x	523	1,93	54,47	148	1,84	15,41	6.399	53	666,5	
Total:							27.033	100	2.815,9	8.056	100	839,1	12.305	100	1.281,7	
Riqueza:							41 sp.			33 sp.			22 sp.			
Shannon H':							3.32			3.26			2.70			
Pielou J':							0.89			0.93			0.87			

Hábito (HB): Arb – Arbusto; Arv – Árvore; Lia – Liana; Herb – Herbácea. Classe Sucessional (CS): P – Pioneira; SI – Secundária Inicial; ST – Secundária Tardia. Síndrome de Dispersão (SD): Aut – Autocórica; Ane – Anemocórica; Zoo – Zoocórica. Origem: Al- Alóctone; Au: Autóctone. Número de Sementes (Nº sem.). Densidade Relativa (DR). Densidade de sementes por metro quadrado (Dens. s./m²).

Quanto aos índices de diversidade, CA-18 e JA-15 apresentaram melhores valores para os índices de Shannon (H') e Equabilidade de Pielou (J') (H' 3,32 e 3,26 e J' 0,89 e 0,93), respectivamente, indicando que essas áreas possuem maior diversidade de espécies e heterogeneidade. Embora IV-14 tenha sido a segunda colocada quanto à abundância de sementes, apresentou menor diversidade de riqueza de espécies (Tabela 2).

Acredita-se que os melhores resultados para CA-18 e JA-15 são consequência da diversidade e estrutura da vegetação, aliado a questão de serem fragmentos de restauração que estão conexos a outros remanescentes florestais, servindo como fontes de propágulos (Tabela 1). IV-14, além de possuir menor diversidade de espécies é isolada por áreas de pastagem e cultivos agrícolas, como visto nos detalhes da Tabela 1.

Em estudos realizados em áreas de Floresta Estacional Semidecidual em vários estados do Brasil com áreas naturais de diferentes estágios de sucessão e em áreas de restauração, foram levantados os seguintes valores para os parâmetros avaliados (Tabela 3).

Tabela 3. Parâmetros relacionados à chuva de sementes em Florestas Estacionais Semidecíduas do Brasil naturais e plantadas.

Caracterização da área	Estado	Tempo de coleta	Dens. total	Dens. (s./m²)	Riqueza de espécies	Shannon H'	Pielou J'	Referência
• Floresta Estacional Semidecidual	SP	1 ano	3.865	442,0	54	-	-	GROMBONE-GUARATINI e RODRIGUES (2002)
• Plantio misto de aprox. 10 anos- Savana/Floresta Estacional Semidecidual	SP	1 ano	83.860	1.582,3	31	-	-	BARBOSA (2004)
• Floresta Estacional Semidecidual "Faixa reflorestada" 7 anos	PR	6 meses	6.423	713,63	48	1,06	0,33	TOSCAN et al. (2014)
• Floresta Estacional Semidecidual	MG	2 anos	1º ano: 712 2º ano: 16.274	113,92 2.603,84	33 28	-	-	CAMPOS et al. (2009)
• Floresta Estacional Semidecidual - Fragmento em estágio médio de sucessão	SP	1 ano e 3 meses	1.850	6,115	47	0,58	0,34	PIÑA-RODRIGUES e AOKI (2014)
• Floresta Estacional Semidecidual - Fragmento em estágio inicial de sucessão			409	4,323	27	0,96	0,67	
• Área de Transição Floresta Estacional/Ombrófila mista	RS	6 meses	2.079	-	43	2,34	0,64	CAPELESSO et al. (2015)
• Floresta Estacional Semidecidual - Fragmento em estágio avançado	SP	1 ano	-	700,0	21	1,56	0,51	CERÓN (2015)
• Floresta Estacional Semidecidual - Plantio misto de espécies arbóreas			-	900,0	25	1,16	0,36	

Os plantios heterogêneos de Barbosa et al. (2004), Toscan et al. (2014) e Cerón (2015) variaram bastante nos aspectos avaliados. A riqueza, por exemplo, foi de 25 a 48 espécies e a densidade/m² variou de 713 a 1.582,3 sem./m². Para os fragmentos de FES nos diferentes estágios de sucessão os valores foram de 4,323 a 2.603,84 sem./m² e riqueza de 21 a 54 espécies (Tabela 3). Os índices de Shannon e Equabilidade de Pielou para os estudos que o fizeram, também variaram, e ambos foram inferiores ao presente estudo (Tabela 2).

Com base no observado não existe um padrão de referência para todos os parâmetros analisados na chuva de sementes, existem variáveis para cada área que podem interferir nos valores encontrados, como a diferença de tamanho de coletores, o número de coletores, tamanho das áreas, especificidades climáticas, e principalmente, a composição e estrutura da vegetação, e a conectividade com outros fragmentos. Toscan et al. (2014) defendem que a composição florística de determinada área ou as espécies escolhidas para a restauração florestal influenciam na densidade, riqueza e heterogeneidade da chuva de sementes, e não o tempo de plantio ou tamanho da área amostral.

As áreas de restauração ecológica de CA-18, JA-15 e IV-14 obtiveram altos valores para os parâmetros avaliados, principalmente para a densidade de sementes (Tabela 2). Como visto na Tabela 1, os dados da composição florística de Costa et al. (2017) para essas três áreas, quantificam uma grande distribuição de espécies pioneiras. Araújo (2002) atribui que a densidade mais elevada em áreas de restauração pode ser explicada pela presença das pioneiras, que geralmente são introduzidas em maior quantidade nos plantios e são responsáveis pela massiva produção de frutos e sementes.

Para CA-18, as famílias mais abundantes em número de sementes foram Melastomataceae e Asteraceae, que juntas representaram 77,58% do total encontrado. Esse resultado foi devido à presença de *M. albicans* (44,38%) e *M. polymorphum* (33,2%), pela grande produção de sementes em cada fruto. Ambas são autóctones, como classificado na Tabela 2, com base em estudo fitossociológico de Costa (2017).

Melastomataceae no geral destaca-se por apresentar alta produção de sementes, dispersão eficiente, além de alta incidência germinativa e rápido crescimento (ALBUQUERQUE et al., 2013). Assim como a maioria das espécies dessa família, *M. albicans* também apresenta sementes numerosas. Seus frutos são representados por bagas globosas e de consistência suculenta, atrativa principalmente para aves (GOLDENBERG, 2004).

Miconia oferta frutos maduros de maneira alternada (MARUYAMA et al., 2007), o que é ótimo, visto que o recurso fica disponível para a fauna em várias épocas. Essa situação foi confirmada para o presente estudo, onde a disponibilidade *M. albicans* foi abundante ao longo de seis meses, dos nove avaliados.

Em seu estudo, Albuquerque et al. (2013), avaliando riqueza, abundância, características botânicas, reprodutivas e ecológicas de várias espécies de Melastomataceae concluiu que *M. albicans* está entre as de alto potencial na utilização para a restauração, pois funciona como uma espécie nucleadora, sendo atrativa a polinizadores e dispersores, maximizando as interações biológicas e incrementando a biodiversidade.

M. polymorphum, espécie arbórea da Asteraceae, produz grande quantidade de sementes anualmente, entretanto, sua germinação é considerada baixa, entre 30 e 50% (CARVALHO, 2003). Estabelece-se facilmente em áreas abertas e destaca-se por propiciar sombreamento e facilitar o crescimento de novas espécies em plantios de restauração florestal (CARVALHO, 2003; MACHADO, 2012).

Corrêa et al. (2018) avaliando aspectos da biologia floral de *M. polymorphum* em plantios de restauração, constataram que essa espécie, devido a característica melífera das inflorescências é muito atrativa para diversos visitantes florais, indicando uma interação positiva entre flora e fauna local e, portanto, incentivando a utilização dessa espécie em projetos de restauração.

As famílias para CA-18 mais abundantes em número de espécies foram Fabaceae (5) e Lauraceae (4), que juntas representaram 19,5% do total da riqueza encontrada. Para Fabaceae foram encontradas *C. langsdorffii*, *M. acutifolium*, *P. nitens*, *P. dubium* e *A. colubrina*, já para Lauraceae foram *N. megapotamica* e todas *Ocotea*, (*O. corymbosa*, *O. minarum* e *O. diospyrifolia*). As espécies das famílias mais abundantes são autóctones, exceto *A. colubrina*, que não compôs a área abrangida na fitossociologia de Costa (2017), mas foi observada no local.

Fabaceae é amplamente ocorrente nos ecossistemas brasileiros (OLIVEIRA et al., 2016) e tem sua importância reconhecida para a maioria das espécies quanto a capacidade de fixação de nitrogênio e melhoramento das condições do solo, sendo considerada facilitadora de sucessão ecológica e portanto, muito utilizada em plantios de restauração (CANOSA et al., 2012).

Ocotea compreende cerca de 350 espécies, sendo considerado o maior gênero de Lauraceae no Neotrópico, especificamente no Brasil, *Ocotea* está representada por cerca

de 170 espécies (BROTTO e BAITELLO, 2012). Lorenzi (2002) classifica *O. corymbosa* e *O. minarum* como espécies rústicas, de rápido crescimento, que se adaptam bem a terrenos arenosos de média fertilidade, já *O. minarum* tem preferência por interiores de matas ripárias e secundárias. Segundo ele, todas são recomendadas para a recomposição florestal de áreas, principalmente pela procura dos frutos pela avifauna.

A importância dos frutos de Lauraceae tem sido relatada na dieta de muitas aves, incluindo *N. megapotamica*, que também foi encontrada no presente estudo. KRÜGEL et al. (2006) confirmou a importância dessa espécie como recurso alimentar, sendo que em apenas 70 horas de observações já constatou a consumação dos frutos por 21 espécies de aves.

Para IV-14 as famílias mais abundantes em número de sementes foram Urticaceae e Malvaceae, que juntas representaram 82,38% do total encontrado. A espécie mais aparente para cada uma delas foi *C. pachystachya* (53,1%) e *G. ulmifolia* (29,2%), respectivamente. A ampla distribuição, rapidez no crescimento e grande produtividade de frutos justificam a abundância de sementes dessas espécies. Ambas possuem frutos atrativos a fauna, o que as torna indispensável na composição de plantios heterogêneos (MARTINS, 2013).

As famílias mais abundantes para IV-14 em número de espécies foram Fabaceae (4) e Euphorbiaceae (4), que juntas somaram 36,36% do total da riqueza de espécies encontradas. *I. vera*, *S. polyphylla*, *A. colubrina* e *C. langsdorffii* representaram a Fabaceae e *C. floribundus*, *C. urucurana*, *M. fistulifera* e *S. haematospermum*, Euphorbiaceae.

Euphorbiaceae é uma das maiores e mais diversificadas famílias, que abrange cerca de 6.000 espécies e ocorre principalmente em regiões tropicais (SOUZA e LORENZI, 2008), sendo que o Brasil é o país da América do Sul que mais detém espécies, com aproximadamente 356 (LIMA e PIRANI, 2008). A Lista de Espécies da Flora do Brasil (CORDEIRO et al. 2015), tem o registro de 64 gêneros e 950 espécies para o domínio brasileiro.

Conforme Lima e Pirani (2008), muitas *Croton* L. se estabelecem tanto em locais perturbados, como em margens de rios e clareiras e produzem massiva quantidade de flores e frutos ao longo do ano. *C. floribundus* e *C. urucurana* são árvores pioneiras, de crescimento rápido, que toleram condições adversas como inundações, atuam como sombreadoras de classes mais tardias de sucessão e por isso

são bastante utilizadas em plantios mistos de restauração (DURIGAN et al., 2002; SCALON et al., 2008).

M. fistulifera, que também foi representada no presente estudo, faz parte das Euphorbiaceae e é muito importante na restauração ecológica, em vista da sua floração geralmente atingir os picos em meses mais frios e secos com menor disponibilidade de alimentos, e que por meio do seu pólen e néctar torna-se uma fonte alternativa alimentar atrativa a fauna (LEAL FILHO e BORGES, 1992; VIEIRA e CARVALHO, 1996).

Ainda para IV-14, das espécies citadas que constituem as famílias mais abundantes, *S. haematospermum* e *C. langsdorffi* são alóctones à área, com base em fitossociologia de Costa (2017) e vieram pela dispersão de animais. A chegada de espécies de fora é muito importante para a manutenção da biodiversidade do fragmento (LEVINE e MURRELL, 2003).

As famílias mais abundantes em número de sementes para JA-15 foram: Moraceae, Anacardiaceae e Malvaceae, perfazendo 64,11% do total encontrado. *F. guaranitica* (38,5%), *S. terebinthifolia* (13,2%) e *A. tibourbou* (12,3%) influenciaram a abundância dessas famílias, respectivamente. As espécies encontradas com maior expressividade são autóctones e todas possuem a característica de massiva produção de frutos e sementes, incluindo *S. terebinthifolia*.

S. terebinthifolia trata-se de uma arbórea, de crescimento acelerado, que pode ser encontrada tanto em áreas secas e pobres como também em várzeas úmidas (LORENZI, 2002). Essa pioneira é indicada em projetos de reflorestamento devido as suas funções ecológicas quanto à atração de polinizadores e frutos muito procurados e disseminados pela fauna (SOMAVILLA e KÖHLER, 2010).

As famílias com maior número de espécies para JA-15 foram Fabaceae (5), Euphorbiaceae (3) e Bignoniaceae (3) que juntas somaram 33,33% do total da riqueza de espécies. Fabaceae foi caracterizada pela presença de *S. polyphylla*, *P. rigida*, *A. niopoides*, *P. nitens*, *P. dubium*, já a Euphorbiaceae por *C. floribundus*, *S. haematospermum* e *C. urucurana*. Bignoniaceae integra as espécies *H. chrysotrichus*, *Z. tuberculosa* e *F. florida*. As espécies das famílias de maior representatividade são autóctones, exceto *F. florida*, considerada alóctone, mas que por se tratar de uma liana, não entrou no levantamento fitossociológico de Costa (2017).

As lianas são plantas trepadeiras que se mantêm em contato com o solo durante toda a vida, mas que necessitam de suporte físico como o de árvores, para alcançar luz (UDULUTSCH et al., 2004). Elas auxiliam na conexão das copas de árvores,

facilitando a locomoção da fauna, além de contribuir no fornecimento de alimento, em épocas que geralmente há pouca disponibilidade da comunidade arbórea (MORELLATO e LEITÃO FILHO, 1996). Santos et al. (2014) complementa que as lianas contribuem para a manutenção da regeneração natural, pois além de atraírem a fauna, a grande maioria delas são de dispersão anemocóricas e autocóricas, subsidiando o enriquecimento de áreas degradadas.

3.1 Formas de vida

Das 61 espécies encontradas na chuva de sementes para as três áreas de restauração, 88,5% são representadas por árvores (arv) (Figura 3). Para IV-14 e JA-15 essa forma de vida foi a mais predominante, atingindo quase 100%. CA-18 também teria maior expressividade de árvores, se não fosse à abundância de sementes de *M. albicans*, categorizada como arbusto (arb).

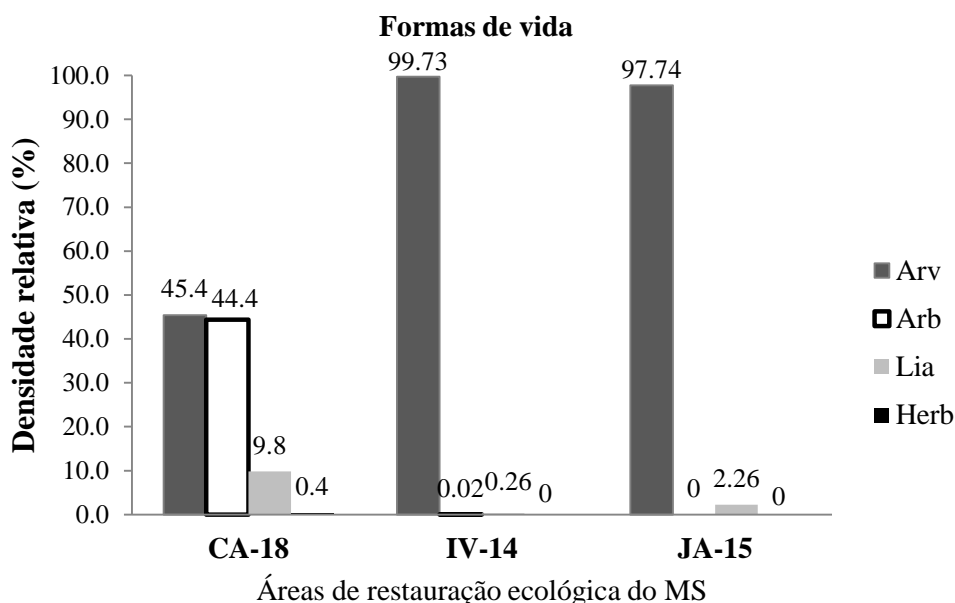


Figura 3. Formas de vida das sementes encontradas em três áreas de restauração ecológica do sul do Mato Grosso do Sul. Ano: 2015/2016. Arv – Árvore, Arb – Arbusto, Lia – Liana, Herb – Herbácea.

O predomínio do hábito arbóreo está relacionado à escolha das espécies introduzidas na restauração. Sabe-se que o plantio de mudas arbóreas é a técnica mais usual na restauração de ambientes, que por muitas vezes é realizado visando à sucessão secundária e inserindo-se diferentes grupos sucessionais (KAGEYAMA e GANDARA,

2000). Bechara et al. (2006) comenta que os modelos tradicionais de restauração saltam fases iniciais de sucessão, que são colonizadas por herbáceas, lianas e arbustos e que essas categorias são importantes, principalmente pela floração e frutificação precoce, atraindo a fauna e auxiliando na cobertura do solo, preparando-o para o estabelecimento de espécies mais exigentes.

CA-18 foi representada pelas quatro categorias e foi a área de maior destaque para lianas, seguida de JA-15 (Figura 3). Destaca-se também a presença de *B. balansae*, herbácea encontrada em CA-18, que segundo Paulino-Neto et al. (2016) é uma espécie que atrai muitos visitantes florais e indivíduos frugívoros. Em seu estudo, o autor confirmou a atividade de mamíferos frugívoros como *Cerdocyon thous* (lobinho), *Nasua nasua* (Quati) e *Didelphis* sp. (gambá) na consumação de frutos de *B. balansae*, o que é positivo para a dispersão de sementes a longas distâncias, além de constatar também por meio das sementes encontradas nas fezes, que a germinação das sementes que passaram pelo trato intestinal dos mesmos é facilitada.

As diferentes classificações quanto à forma de vida são de grande importância para avanços nos processos sucessionais. A diversidade de formas de vida, assim como encontrado para CA-18, é um bom indicativo de funcionalidade da área de restauração, pois segundo Reis et al., (1999) essa colonização é desejável, de modo a acrescentar a complexidade estrutural do ecossistema, propiciando maiores relações planta-animal, atração de predadores, polinizadores, dispersores e decompositores, gerando assim, condições de adaptação para todas as formas de vida se estabelecerem e formando um mosaico vegetacional, assim como ocorre em florestas naturais.

3.2 Síndromes de dispersão

Foi registrado maior predomínio de zoocoria para as três áreas de restauração, com destaque para IV-14, seguido de JA-15 e CA-18 (Figura 4).

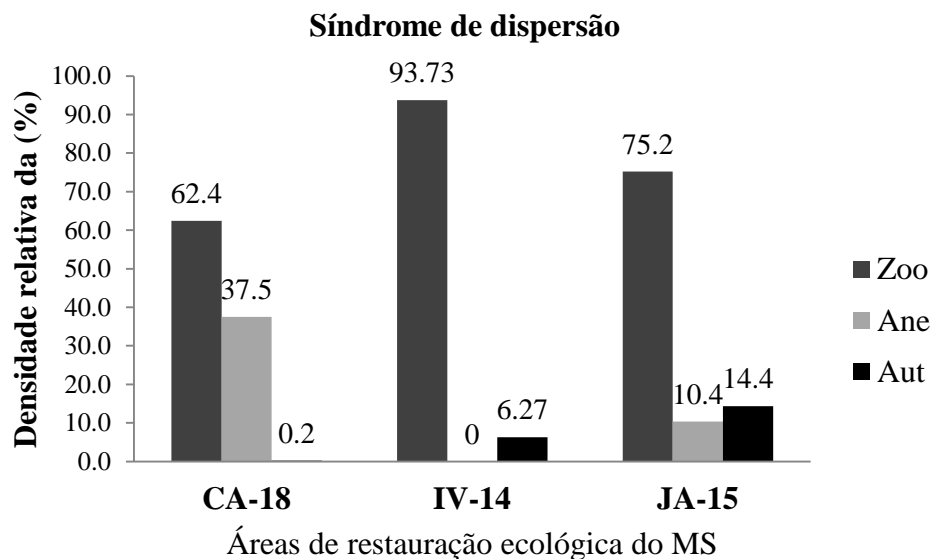


Figura 4. Síndrome de dispersão das sementes encontradas em três áreas de restauração ecológica do sul do Mato Grosso do Sul. Ano: 2015/2016. Zoo – Zoocórica, Ane – Anemocórica, Aut – Autocórica.

A presença de espécies zoocóricas é de extrema importância para áreas de restauração florestal, pois elas atuam como facilitadoras da sucessão ecológica por meio da interação com a fauna e aumento do fluxo biológico entre remanescentes próximos e as áreas em processo de restauração (FERREIRA et al., 2013)

Quanto à densidade relativa encontrada para CA-18, 36,58% do total, são representados por sementes alóctones e 26,82% deste total são advindas de dispersão zoocórica, 7,3% anemocórica e 2,4% autocórica. Para JA-15, 27,2% das sementes encontradas são alóctones, sendo que 21,2% são zoocóricas e 6% anemocóricas. A área IV-14 apresentou maior quantidade de sementes alóctones (40,9%) e todas de dispersão zoocórica. Os resultados demonstram a importância dos agentes de dispersão para incrementar a diversidade das áreas de restauração. Além disso, cabe lembrar que o fragmento de restauração de IV-14 é o único das três áreas que se encontra em condição mais isolada (Tabela 1), sem conectividade com outros remanescentes florestais, entretanto, a presença do Sistema Agroflorestal Biodiverso (SAF) nas proximidades, contribuiu diretamente para a chegada de *Carica papaya*, *Annona* sp. e *Ficus guaranitica* conforme verificado na lista de espécies ocorrentes no SAF segundo Paulus (2016). A grande representatividade de alóctones demonstra que IV-14 tem sido muito importante para refúgio da fauna local, que procura abrigo e traz consigo sementes também de localidades mais distantes.

Para Hofgaard (1993), propágulos autóctones e alóctones são essenciais para a manutenção da regeneração natural.

3.3 Classes Sucessionais

Nas três áreas de restauração o estágio sucessional foi caracterizado em sua maioria pelas espécies pioneiras. A área IV-14 foi mais expressiva para pioneiras com 91,7 % seguida de CA-18 com 84,61% e JA-15 com 56,22% (Figura 5).

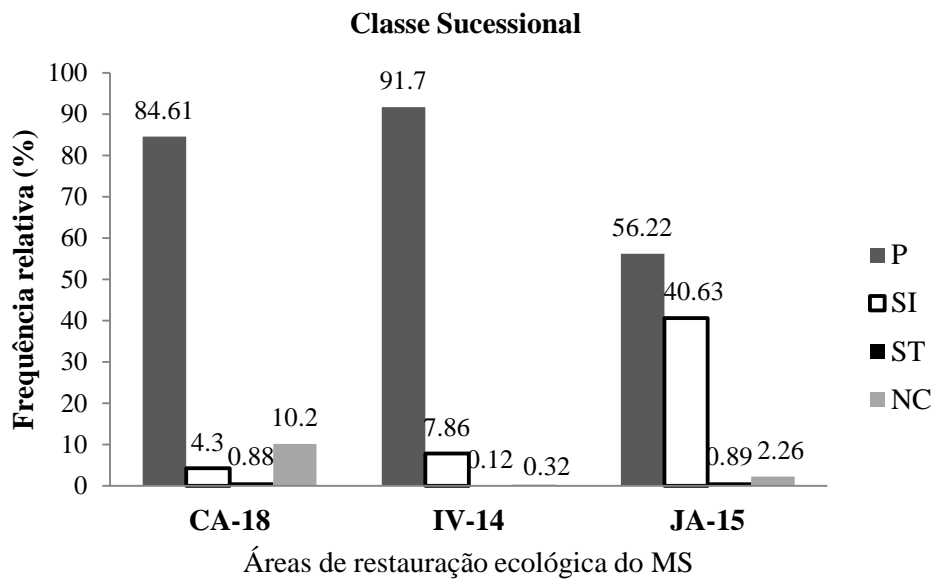


Figura 5. Classe sucessional das sementes encontradas em três áreas de restauração ecológica do sul do Mato Grosso do Sul. Ano: 2015/2016. P: Pioneira; SI: Secundária Inicial; ST: Secundária tardia; NC: Não classificada.

O maior número de espécies pioneiras está relacionado à estrutura da vegetação e espécies que compõe os plantios de mudas, pois tradicionalmente as pioneiras são introduzidas em maior quantidade em vista do crescimento rápido, possibilitando a formação de uma estrutura florestal em curto período de tempo (2-3 anos), inibindo o crescimento de gramíneas invasoras e dando suporte a espécies tardias de sucessão, e em vista da produtividade precoce de frutos, aumentando a eficácia da restauração (RODRIGUES et al., 2009). Apesar dos modelos de restauração utilizar em maior proporção as pioneiras, a dominância dessa classe em longo prazo pode comprometer a sucessão ecológica, pois essas espécies se mantem no sistema por menor período de tempo (aproximadamente 30 anos).

É perceptível que a presença de pioneiras foi superior em todas as áreas (Figura 5) e apesar da maioria das espécies da chuva de sementes serem zoocóricas (Figura 4), preocupa-se com a resiliência desses fragmentos, principalmente para IV-14, considerando que é uma área isolada por pastagens e cultivos agrícolas, sem fontes de propágulos próximas e que por meio de observações locais foi possível verificar que a mesma apresenta sinais de senescência para algumas espécies como *T. micrantha* e *C. pachystachya*, além da proliferação de *Urochloa decumbens*. (Stapf) R.D.Webster. Algumas espécies pioneiras demonstram sinais de senescência após 13 anos de plantio (FERREIRA et al., 2009). A senescência e a morte de pioneiras levam os reflorestamentos ao declínio, cedendo espaço para as gramíneas invasoras e o ideal em áreas com essa tendência é investir no enriquecimento de espécies tardias de sucessão (RODRIGUES et al., 2009).

Para JA-15 foi verificado também quantidade elevada para espécies secundárias iniciais (40,6%) e o aparecimento de algumas espécies tardias de sucessão (0,89%) (Figura 5). Essa área é a que mais possui conectividade e proximidade com outros remanescentes florestais, e conforme Silva et al. (2016) o enriquecimento com classes mais tardias de sucessão tende a ocorrer naturalmente em áreas que são próximas a outros fragmentos florestais de estágio médio e avançado.

Ressalta-se a necessidade de um bom planejamento e acompanhamento dos projetos de restauração, pois somente a quantidade de espécies de determinada área não vai garantir a restauração do sistema, é necessário o conhecimento das funções ecológicas que as mesmas podem exercer no ambiente, bem como, a adoção de estratégias de enriquecimento com espécies de outras classes sucessionais zoocóricas e demais práticas de manejo como o controle de invasoras, quando necessário, visando o sucesso da restauração ecológica.

3.4 Deposição e riqueza mensal da chuva de sementes

Referente aos períodos de maior deposição da chuva de sementes por mês de coleta destaca-se o mês de agosto para CA-18 (6.531 sem.), que é explicado pela abundância de *M. albicans* (80%), junho (5.367 sem.), que também obteve maior representatividade da mesma espécie (55,9%) além de *M. polymorphum* (30,3%), e novembro, também para *M. polymorphum* (88,9%). Para maio, além de *M.*

polymorphum (42,8%), outra espécie abundante foi *S. brasiliensis* com 22,5% (Figura 6).

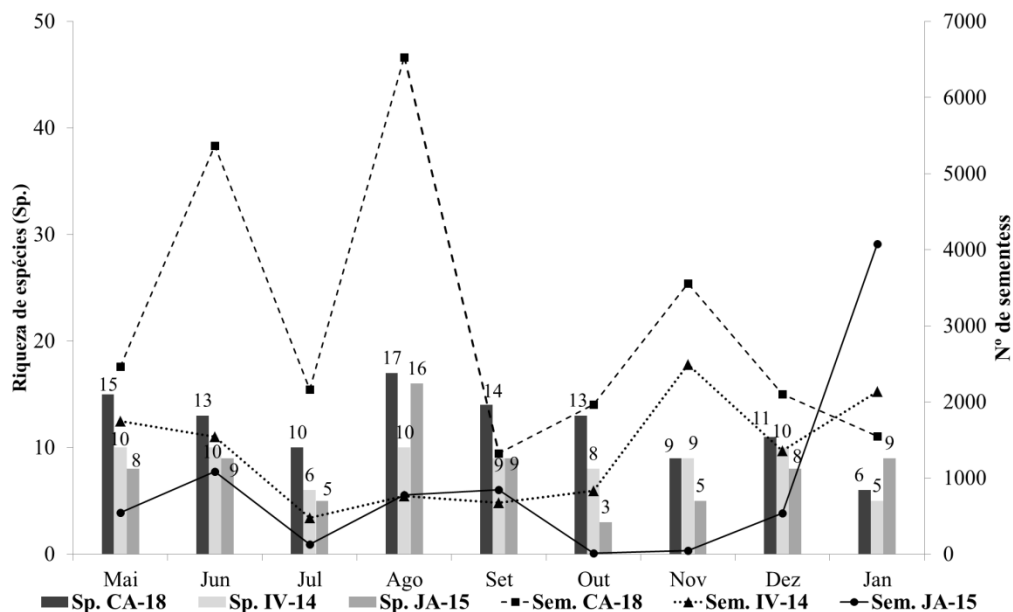


Figura 6. Deposição mensal de sementes e riqueza de espécies encontrados em três áreas de restauração ecológica do Sul do Mato Grosso do Sul. Ano: 2015/2016. Riqueza de espécies (Sp); Sementes (Sem.); Caarapó 18 anos de plantio (CA-18); Jateí 15 anos de plantio (JA-15); Ivinhema 14 anos de plantio (IV-14).

Todas essas espécies citadas para CA-18 são de ampla propagação devido a quantidade de sementes que produzem. *M. albicans* e *S. brasiliensis* são zoocóricas e importantes para alimentação da fauna local.

Os períodos de maior quantificação de sementes para IV-14 foi em novembro (2489 sem.), representado em sua grande maioria por *C. pachystachya* (80%) e 11% para *C. iguanaea*, e janeiro (2.137 sem.), com destaque para as mesmas espécies (86% e 10%), respectivamente. Maio obteve expressividade de 1.747 sementes sendo que destas, 67,2% são de *G. ulmifolia* e 9,2% *C. pachystachya*. Essas mesmas espécies foram mais aparentes no mês de junho (60% e 37%) (Figura 6). As três espécies são zoocóricas e também muito importantes para o sistema, destaca-se que *C. iguanaea* é alóctone, o que representa a chegada dessa espécie por meio de agentes dispersores.

Para JA-15 (Figura 6), janeiro foi o mês de maior deposição de sementes (4.077), que foi representado principalmente por *F. guaranitica* (75,3%) e *M. polymorphum* (17,6%). Junho obteve 1.083 sementes, sendo elas representadas em grande parte por *S. terebinthifolia* (48,5%) e *G. ulmifolia* (47%). Setembro resultou na densidade de 847 sementes, sendo 70% de *A. tibourbou* e 24,8% de *Alibertia edulis*.

Percebe-se que a deposição de sementes para os períodos de outubro e novembro foram baixas e esse resultado pode ter sofrido interferência de ventanias observadas nessa época, prejudicando a coleta do material.

Com base na riqueza mensal, CA-18 obteve maior riqueza de espécies em agosto (17), maio (15) e junho (13). Para IV-14, a maior riqueza (10) ocorreu nos meses de maio, junho, agosto e dezembro. JA-15 resultou em maior riqueza em agosto (16) e (9) para os meses de junho, setembro e janeiro. Acredita-se que a riqueza esteja mais relacionada à composição de espécies para cada área do que com a precipitação referente a cada período, visto que não houve uma tendência do aumento de precipitação com o aumento da riqueza (Figura 7) e o coeficiente de correlação de Spearman (r_s) não foi considerado significativo para as três áreas: CA-18 ($r_s = -0.46218$, $p = 0.21036$), IV-14 ($r_s = -0.29729$, $p = 0.43722$), JA-15 ($r_s = -0.36764$, $p = 0.33036$).

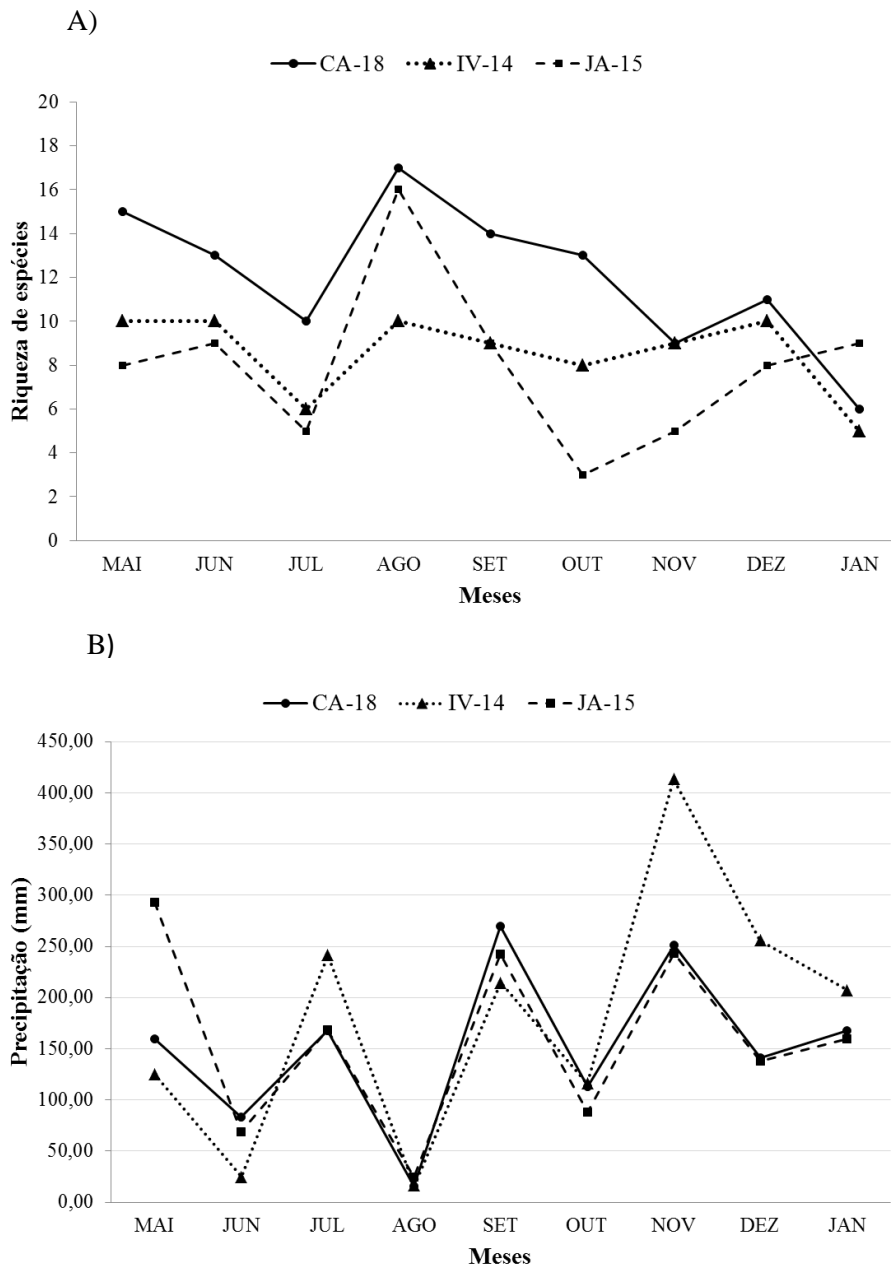


Figura 7. A) Riqueza mensal de sementes nas três áreas de restauração ecológica do MS; B) Precipitação mensal das três áreas de restauração ecológica do MS, Ano: 2015/2016. CA-18 (Caarapó – 18 anos), IV-14 (Ivinhema – 14 anos), JA-15 (Jateí – 15 anos de plantio).

Como visto a área com maior densidade de sementes foi CA-18 (27.033), seguida de IV-14 (12.305) e JA-15 (8.056) (Tabela 2). A disponibilidade de sementes não indica a resiliência de determinada área, o que vai determinar a colonização futura de plântulas são os locais que ofereçam condições necessárias para a germinação e estabelecimento de plantas (HARPER, 1977). As áreas de CA-18 e JA-15, que apresentam dossel mais fechado, com grande diversidade de espécies e conexos a fragmentos florestais que podem auxiliar na melhora do microclima, são as áreas de

restauração ecológica que propiciam melhores condições para a dinâmica da regeneração natural. Isso pode ser afirmado com base na Tabela 1, referente ao estudo de Costa (2017) em que o estabelecimento de regenerantes para CA-18 foi de 59.000 ind. ha⁻¹ distribuídos em 65 espécies, para JA-15 foi de 36.700 ind. ha⁻¹ (80 espécies) e IV-14 24.033 ind.ha⁻¹ (40 espécies). Esses dados também corroboram com o banco de sementes de Costa (2017) (30 sp. JA-15, 26 sp. CA-18 e 21 sp. IV-14), demonstrando que JA-15 e CA-18 destacaram-se aos indicadores aplicados.

4 Conclusão

Nas áreas avaliadas, a maioria das sementes foram de espécies zoocóricas, com expressiva contribuição de espécies alóctones, demonstrando a existência de uma fauna dispersora facilitadora da sucessão florestal.

No entanto, também foi observado o predomínio de sementes de espécies arbóreas pioneiras, e para garantir a evolução nos processos de sucessão ecológica em longo prazo, recomenda-se o enriquecimento dessas áreas com espécies secundárias tardias zoocóricas para assegurar a manutenção de outras formas de vida nesses ambientes, em especial para IV-14, por sua condição de isolamento por áreas agrícolas, carência de fontes de propágulos nas proximidades, senescência de pioneiras e proliferação de gramínea invasora.

O processo de restauração ecológica nas três áreas apresentaram trajetórias distintas na diversidade de espécies quando avaliado o indicador de funcionalidade chuva de sementes, fatores que podem ser explicados pela composição e diversidade das espécies ocorrentes nos plantios, a proximidade/conectividade com outros remanescentes florestais e pelos agentes dispersores.

O indicador de funcionalidade chuva de sementes pode ser considerado um bom preditivo na avaliação da integridade ambiental de áreas em restauração por fornecer subsídios para compreensão da manutenção dos processos ecológicos (hábito, síndrome de dispersão, caracterização sucessional, riqueza, diversidade e heterogeneidade).

5 Referências

AGRITEMPO. **Sistema de Monitoramento Agrometeorológico**. Disponível em: <<https://www.agritempo.gov.br/agritempo/jsp/Estatisticas/index.jsp?siglaUF=MS>> Acesso: 30/10/2016.

ALBUQUERQUE, L. B.; AQUINO, F. G.; COSTA, L. C.; MIRANDA, Z. J. G.; SOUSA, S. R. Espécies de Melastomataceae Juss. com potencial para restauração ecológica de Mata Ripária no Cerrado. **Polibotânica**, n. 35, p. 1-19, México, 2013.

ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S. A.; PINHEIRO, A. C.; PEREIRA, I. M. Sobrevivência e crescimento inicial de espécies arbóreas nativas na restauração de nascentes no sul de Minas Gerais. **Enciclopédia Biosfera**, v. 13 n. 23, p. 1239 – 1250, 2016.

APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.

AYRES, M.; AYRES, JR.; AYRES, D.L.; SANTOS, A.S. **BioEstat 5.3: Aplicações Estatísticas nas Áreas das Ciências Biológicas e Médicas**. Manaus: Sociedade Civil Marimauá; 2007.

BARBOSA, K. C. **Chuva de sementes em uma área em processo de restauração vegetal em Santa Cruz das Palmeiras (SP)**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”), 2004, 87p.

BECHARA, F. C. **Unidades Demonstrativas de Restauração Ecológica através de Técnicas Nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. Tese (Doutorado em Recursos Florestais), Piracicaba, 2006, 249p.

BROTTO, M. L.; BAITELLO, J. B. Uma espécie nova de Lauraceae da floresta atlântica do Brasil A new species of Lauraceae from the Atlantic Forest of Brazil. **Rodriguésia**, v. 63, n. 3, p. 579-585, 2012.

BROWNER, J; J.H. ZAR. **Field and laboratory methods for general ecology**. Dubuque, Iowa, 2ª ed.p. 226. 1984.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Tropical Ecology**, v.11, n.1, p.44-48, 1970.

CAMPOS, E. P.; VIEIRA, M. F.; SILVA, A. F.; MARTINS, S. V.; CARMO, F. M. S.; MOURA, V. M.; RIBEIRO, A. S. S. Chuva de sementes em Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 2, p. 451-458, 2009.

CANOSA, G. A.; FARIA, S. M.; MORAES, L. F. M. Leguminosas florestais da Mata Atlântica brasileira fixadoras de nitrogênio atmosférico. **Comunicado Técnico 144**: Embrapa Seropédica, RJ, 2012. 13 p.

CAPELLESSO, E. S.; SANTOLIN, S. F.; ZANIN, E. M. Banco e chuva de sementes em área de transição florestal no sul do Brasil. **Revista Árvore**, v. 39, n. 5, p. 821-829, 2015.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Embrapa Florestas, Colombo: 2003, 1040 p.

CERÓN, D. E. V. **Chuva e banco de sementes do solo em diferentes Sistemas de restauração ecológica da Floresta Estacional Semidecidual**. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal, UNESP), Botucatu, 2015. 143p.

CHOI, Y.D. Restoration ecology to the future: a call for new paradigm. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 2, p. 351-353, 2007.

CORRÊA, B. J. S.; FELIPPI, M.; LUBKE, L.; OTALAKOSKI, J.; POTRICH, M.; BECHARA, F. C. Fenologia e aspectos da biologia floral de *Moquiniastrum polymorphum* (Less.) G. Sancho (Asteraceae) em plantio de restauração florestal. **Acta Biológica Catarinense**, v.5, n. 3, p. 65-77, 2018.

CORDEIRO, I., SECCO, R., CARDIEL, J. M., STEINMANN, V., CARUZO, M.B.R., RIINA, R., LIMA, L. R. DE, MAYA-L., C.A., BERRY, P., CARNEIRO-TORRES, D. S., SILVA, O. L. M, SALES, M. F. D., SILVA, M. J. DA, SODRÉ, R. C., MARTINS, M. L. L., PSCHIEDT, A. C., ATHIÊ-SOUZA, S. M., MELO, A. L. D., OLIVEIRA, L. S. D., PAULA-SOUZA, J., SILVA, R. A. P. 2015. Euphorbiaceae in Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB113>>. BFG. Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. *Rodriguésia*, v.66, n.4, p.1085-1113. 2015.

COSTA, P. F. **Indicadores ecológicos no monitoramento de áreas em processo de restauração florestal localizadas no sul do estado do Mato Grosso do Sul – MS**. Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, 2017. 137p.

COSTA, P. F.; PEREIRA, Z. V.; FERNANDES, S. S. L.; FRÓES, C. Q.; SCHMIDT, C. A. P. Composição florística e estrutura fitossociológica de três áreas de restauração florestal localizadas no estado do Mato Grosso do Sul, MS. In: **Descobertas das Ciências Agrárias e Ambientais**. 3. ed. Ponta Grossa: Atena Editora, 2017. v. 2. 107-145p.

CUBIÑA, A.; AIDE, M. T. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica**, v. 33, n. 2, p. 260-267, 2001.

DURIGAN, G.; FIGLIOLIA, M.B.; KAWABATA, M.; GARRIDO, M.A.O.; BAITELLO, J.B. **Sementes e mudas de árvores tropicais**. 2.ed. São Paulo: Páginas e Letras, 2002. p. 22.

FERREIRA, W. C.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FARIA, J. M. F. Estabelecimento de mata ciliar às margens do reservatório da usina hidrelétrica de Camargos, MG. **Ciência Florestal**, v. 19, n. 1, p. 69-81, 2009.

FERREIRA, P. I.; GOMES, J. P.; BATISTA, F.; BERNARDI, A. P.; COSTA, N. C. F.; BORTOLUZZI, R. L. C.; MANTOVANI, A. Espécies potenciais para recuperação de

Áreas de Preservação Permanente no Planalto Catarinense. **Floresta e Ambiente**, v. 20, n. 2, p. 173-182, 2013.

FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: Jan. 2019.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. de F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.

GARWOOD, N. C. 1989. **Tropical Soil Seed Banks: a Review**. In: LECK, M.A.; PARKER, T. V.; SIMPSON, R. L. eds Ecology of Soil Seed Banks. New York: Academic Press. p. 149–209.

GOLDENBERG, R. O gênero *Miconia* (Melastomataceae) no Estado do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, n. 4, p. 927-947, 2004.

GROMBONE, M. T. G.; RODRIGUES, R. R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 5, p. 759-774, 2002.

HARDESTY, B.D.; PARKER, V.T. Community seed rain patterns and a comparison to adult community structure in a West African tropical forest. **Plant Ecology**, v. 164, n. 1, p. 49-64, 2002.

HARPER, J.L. **The population biology of plants**. London: Academic Press, 1977. 892p.

HOFGAARD, A. 1993. Seed rain quantity and quality, 1984–1992, in a high altitude old-growth spruce forest, northern Sweden. **New Phytologist** 125:635–640.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: USP; FAPESP, 2000. p. 249-269.

LEAL FILHO, N.; BORGES, E. E. de L. Influência da temperatura e da luz na germinação de sementes de canudo de pito (*Mabea fistulifera* MART.) **Revista Brasileira de Sementes**, v. 14, n. 1, p. 57-60, 1992.

LEVINE, J. M.; MURRELL, D. J. The community-level consequences of seed dispersal patterns. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, 549-574, 2003.

LIMA, L. R.; PIRANI, J.R. Revisão taxonômica de *Croton* sect. *Lamprocroton* (Müll. Arg.) Pax (Euphorbiaceae s.s.). **Biota Neotrópica**, v. 8, n. 2, p. 177-231, 2008.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 4. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2002. v. 1, 368 p.

MACHADO, D. F. M. **Estudo da germinação e do efeito de *Trichoderma* spp. na promoção do crescimento de *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera**. Dissertação

(Mestrado em Agrobiologia), Universidade Federal De Santa Maria, Santa Maria, 2012, 101p.

MARTÍNEZ-RAMOS, M.; SOTO-CASTRO, A. Frugivory and Seed Dispersal: Ecological and Evolutionary Aspects. **Vegetatio**, v. 107/108, p. 299-318, 1993.

MARTINS, A. C. F. **Diversidade funcional de espécies nativas utilizadas em programa de restauração ambiental**. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal), Universidade Federal de Uberlândia, 2013, 70 p.

MARUYAMA, P.K.; ALVES-SILVA, E.E. e MELO, C. “Oferta qualitativa e quantitativa de frutos em espécies ornitocóricas do gênero *Miconia* (Melastomataceae)”. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 1, p. 672-674, 2007.

MORELLATO, P. C.; LEITÃO FILHO, H. F. Reproductive phenology of climbers in Southeastern Brazilian forest. **Biotropica**, v. 28, n. 2, p. 180-19, 1996.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley e Sons; 1974, 547p.

OLIVEIRA, M.; RIL, F. L.; PERETTI, C.; CAPELESSO, E. S.; SAUSEN, T. L.; E BUDKE, J. C. Biomassa e estoques de carbono em diferentes sistemas florestais no sul do Brasil. **Perspectiva**, v. 40, n.149, p. 09-20, 2016.

PAULINO NETO, H. F.; OLIVEIRA, E. N.; VASCONCELLOS NETO, M. M. A. J. Frugivory in *Bromelia balansae* (Bromeliaceae): The Effect of Seed Passage through the Digestive System of Potential Seed Dispersers on Germination in an Atlantic Rainforest. **Brazil. Journal of Ecosystem & Ecography**, v. 6, n. 4, p. 1-8, 2016.

PAULUS, L. A. R. **Análise da viabilidade financeira de sistemas agroflorestais biodiversos no Vale do Ivinhema, em Mato Grosso do Sul**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, 2016. 70p.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L., MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences Discussions**, v.11, n. 5, p.1633-1644, 2007.

PIÑA-RODRIGUES, F. C.; AOKI, J. Chuva de sementes como indicadora do estágio de conservação de fragmentos florestais em Sorocaba – SP. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 4, p. 911-923, 2014.

KRÜGEL, M. M.; BURGER, M. I.; ALVES, M. A. Frugivoria por aves em *Nectandra megapotamica* (Lauraceae) em uma área de Floresta Estacional Decidual no Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, Sér. Zool., v. 96, n. 1, p. 17-24, 2006.

REID, J. L.; HOLL, K. D. Arrival ≠ survival. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 2, p. 153-155, 2013.

REIS, A.; ZAMBONIM, R.M.; NAKAZONO, E.M. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. **Reserva da Biosfera**, n.14, p.1-42. 1999.

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

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation** 142: 1242-1251, 2009.

SANTOS, E. N.; CAXAMBU, M. G.; SILVA, A. R.; HOPPEN, M. I.; VILLAGRA, B. L. P. Trepadeiras da Floresta Estacional Semidecídua no Estado do Paraná, Brasil. In: Villagra, B.L.P.; Fiuza de Melo, M.M.R; Romaniuc Neto, S.; Barbosa, L.M.. (Org.). **Diversidade e conservação de trepadeiras**: contribuição para a restauração de ecossistemas brasileiros. 1 ed. São Paulo: Imprensa Oficial, v. 1, p. 106-119, 2014.

SANTOS, E. N. ; CAXAMBU, M. G. ; SILVA, A. R. ; HOPPEN, M. I. ; Villagra, B.L.P. **Trepadeiras da Floresta Estacional Semidecídua no Estado do Paraná, Brasil**. 106-118 p.

SCALON, S. P. Q.; KODAMA, F. M.; SCALON FILHO, H. ; MUSSURY, R. M. Crescimento inicial de mudas de sangra-d'água (*Croton urucurana* Baill.) sob sombreamento e aplicação de giberelina. **Revista Brasileira de Plantas Mediciniais**, Botucatu, v. 10, n. 3, p. 61-66, 2008.

SOMAVILLA, A.; SÜHS, R. B.; KÖHLER. A entomofauna associada to the floration of *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae) in the Rio Grande do Sul state, Brazil. **Bioscience Journal**, v. 26, n. 6, p. 956-965, 2010.

SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática**: guia ilustrado para identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II. 2. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. 703 p.

SILVA, C. R.; BARBOSA, J. M.; CARRASCO, P. G.; CASTANHEIRA, S. A.; PEREIRA, M. A.; SANTOS JUNIOR, N. A. Chuva de sementes em uma floresta alta de restinga em Ilha Comprida (SP). **Cernea**, v. 15, n. 3, p.355-365, 2009.

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

SOUZA, F.M. & BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous forest in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, 196: 275-285, 2004.

TOSCAN, M. A. G.; TEMPONI, L. G.; LEIMIG, R. A.; FRAGOSO, R. O. Análise da chuva de sementes de uma área reflorestada do corredor de biodiversidade Santa Maria, Paraná. **Ambiência**, v.10, n.1, p. 217 - 230, 2014.

UDULUTSCH, R.G.; ASSIS, M. A.; PICCHI, D. G. Florística de trepadeiras numa Floresta Estacional Semidecídua, Rio Claro–Araras, estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 1, p. 125-134, 2004.

VAN DER PIJL, L. 1982. **Principles of dispersal in higher plants**. 2 ed. Springer-Verlag, Berlin.

VENTUROLI, F.; VENTUROLI, S.; BORGES, J. D.; CASTRO, D. S.; SOUZA, D. M.; MONTEIRO, M. M.; CALIL, F. N. Incremento de espécies arbóreas em plantio de recuperação de área degradada em solo de cerrado no Distrito Federal. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 1, p. 143-151, 2013.

VIEIRA, M. F.; CARVALHO-OKANO, R. M. Pollination biology of *Mabea fistulifera* (Euphorbiaceae) in Southern Brazil. **Biotropica**, v. 28, p. 61-38, 1996.

CAPÍTULO 2

DECOMPOSIÇÃO FOLIAR VISANDO O MONITORAMENTO DE ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NO MATO GROSSO DO SUL

Resumo: O processo de decomposição auxilia no equilíbrio e funcionamento dos ecossistemas florestais por meio da disponibilização de nutrientes fundamentais para o sustento das plantas. O objetivo deste trabalho foi avaliar a dinâmica de decomposição foliar como indicador de funcionalidade em três áreas de restauração ambiental por plantio de mudas, localizadas no Estado do Mato Grosso do Sul, Ivinhema (IV-14), Jateí (JA-15) e Caarapó (CA-18). Folhas recém-caídas foram coletadas, secas em estufa a 65° C, pesadas em porções de 10 gramas para serem colocadas nos sacos de decomposição (*litterbags*), distribuídos aleatoriamente na superfície do piso florestal de cada uma das áreas estudadas. Para avaliar a perda da biomassa seca, foram retirados 10 *litterbags* em cada época de avaliação, aos 30, 60, 90, 120, 150 e 180 dias após a instalação. Foram estimados o percentual de massa remanescente, as taxas de decomposição (k) e o tempo de meia-vida ($t_{1/2}$). A constante de decomposição (k) da serapilheira no período de 180 dias para CA-18 foi de $0,004 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ e $0,003 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para IV-14 e JA-15, já o tempo médio para decompôr 50% do material foi de 269,49 dias para IV-14, 218,29 para JA-15 e 194,89 dias para CA-18. A pouca diferença de idade das áreas de restauração não é determinante para os resultados de decomposição, a mesma é regida principalmente pelas características internas e externas das áreas. O indicador foi eficiente na compreensão das taxas de decomposição, demonstrando que a perda de massa foliar mais acelerada foi para CA-18 e JA-15, o que pode resultar na mais rápida liberação de nutrientes para o solo e conseqüentemente no retorno deles para o sustento da vegetação. Recomenda-se a utilização de indicadores complementares para uma melhor compreensão da dinâmica desses ecossistemas em restauração.

Palavras-chave: *Litterbags*; Resíduos vegetais; Perda de massa; Indicador de funcionalidade

Abstract: The decomposition process assists in the balance and functioning of forest ecosystems by providing essential nutrients for the sustenance of plants. The objective of this work was to evaluate the dynamics of leaf decomposition as an indicator of functionality in three areas of environmental restoration by planting of seedlings located in the State of Mato Grosso do Sul, Ivinhema (IV-14), Jateí (JA-15) and Caarapó (CA-18). Leaves of the forest floor surface were collected, oven dried at 65 ° C and weighed in 10-gram portions to be placed in the litterbags, randomly distributed on the forest floor surface of each of the studied areas. To evaluate the loss of dry biomass, 10 litterbags were removed in each evaluation period at 30, 60, 90, 120, 150 and 180 days after installation. The percentage of remaining mass, decomposition rates (k) and half-life ($t_{1/2}$) were estimated. The decomposition constant (k) of the litter in the 180-day period for CA-18 was 0.004 g g⁻¹ day⁻¹ and 0.003 g g⁻¹ day⁻¹ for IV-14 and JA-15, to decompose 50% of the material was 269.49 days for IV-14, 218.29 for JA-15 and 194.89 days for CA-18. The little difference in age of the restoration areas is not decisive for the results of decomposition, it is governed mainly by the internal and external characteristics of the areas. The indicator used was efficient in understanding the rates of decomposition and detection of differences between the evaluated areas, demonstrating that the loss of the most accelerated foliar mass was for CA-18 and JA-15, which can result in the faster release of nutrients to the soil and consequently in their return to the sustenance of the vegetation. The indicator used was efficient in understanding the rates of decomposition, demonstrating that the loss of the most accelerated foliar mass was for CA-18 and JA-15, which can result in the faster release of nutrients to the soil and consequently in their return to the sustenance of the vegetation. It is recommended to use supplementary indicators to better understand the dynamics of these restoration ecosystems.

Key words: Litterbags; Vegetable residues; Mass loss; Ecological indicators

1 Introdução

A serapilheira é o material encontrado na parte superior do piso florestal, composto em sua maioria por resíduos vegetais como folhas, cascas, ramos, flores, frutos, sementes e em menor proporção, detritos de origem animal (OLSON, 1963;

CIANCIARUSO et al., 2006; COSTA et al., 2010; SCORIZA et al., 2012), formando uma camada que posteriormente sofrerá decomposição (ANDRADE et al., 2003).

Como cerca de 50 a 80 % da serapilheira é representada por material foliar (FIGUEIREDO-FILHO et al., 2003; CABIANCHI, 2010; SCHUMACHER et al., 2013; CARVALHO et al., 2017; MATOS et al., 2017); muitos estudos utilizam essa fração vegetal para compreender a dinâmica da decomposição de ecossistemas florestais (NUNES e PINTO, 2012; NETO et al., 2015; SOUZA et al., 2016; YEONG et al., 2016; CAPELESSO et al., 2016), visto que ela é responsável pela maior parte e mais rápida devolução de nutrientes via decomposição (HOSSAIN et al., 2011; VIERA et al., 2014).

A decomposição permite que parte do Carbono incorporado na biomassa vegetal volte à atmosfera como CO₂ e outra parte, juntamente com os elementos minerais, seja integrada ao solo (OLSON, 1963). É determinante para o equilíbrio, funcionamento e manutenção dos ecossistemas florestais (FIGUEREDO-FILHO et al., 2003; PINTO, 2016), uma vez que ela influencia na formação de matéria orgânica do solo e disponibilidade de nutrientes para as plantas (AUSTIN e BALLARÉ, 2010; CALDEIRA et al., 2013), regulando a produtividade da floresta (CLEVELAND et al., 2011).

A velocidade do processo de decomposição em ecossistemas terrestres é determinada por fatores bióticos e abióticos, onde a decomposição pode ser regida pela precipitação e temperatura, qualidade do substrato e a diversidade e abundância de organismos da fauna do solo (SPAIN, 1984; GHOLZ et al., 2000; ILLIG et al., 2008; GARCÍA-PALACIOS et al., 2013; COSTA et al., 2013; BARGALI et al., 2015; PINOS, et al., 2017). Os tipos de florestas, a densidade da vegetação e composição de espécies também pode influenciar na taxa de decomposição (LIN et al., 2004). Para Wang et al., (2015) os fatores ambientais podem trazer consequências diretas, interferindo na quantidade e a qualidade da decomposição orgânica em questão, e indiretas, influenciando as condições ambientais e regulando as atividades dos organismos decompositores.

Alterações nas taxas de decomposição refletem no funcionamento do ecossistema e produtividade, principalmente quando se trata de florestas tropicais, que geralmente tem sua vegetação sustentada por solos com baixa fertilidade e que se enriquecem por meio do suprimento dos nutrientes advindos, em sua maioria, do processo de decomposição da serapilheira (LAVELLE et al., 1993; GAMA-

RODRIGUES et al., 2008; GIEBELMANNA et al., 2010; SANTANA e SOUTO, 2011; WANG et al., 2015).

Em vista de sua importância na regulação do acúmulo de serapilheira e ciclagem de nutrientes (PINTO et al., 2016) e de sua sensibilidade e resposta às condições ambientais, a decomposição da serapilheira é considerada um indicador de reação (SCORIZA e PIÑA-RODRIGUES, 2013) e, portanto, tem sido estudada como indicador em florestas naturais e em restauração ambiental para fins de monitoramento (MARTINS, 2009; GESSNER et al. 2010; APONTE et al., 2012; NETO et al., 2015; BAUER et al., 2017).

Em áreas de restauração florestal, o estudo da dinâmica da serapilheira pode ser considerado um indicador de funcionalidade desse ecossistema, auxiliando no monitoramento da integridade ambiental, e verificação do êxito das técnicas implantadas. Nesse sentido, o objetivo da pesquisa foi avaliar a decomposição foliar da serapilheira de três áreas de restauração ecológica no Mato Grosso do Sul, de 14, 15 e 18 anos após plantio de mudas, visando a sua aplicação como potencial indicador de monitoramento ambiental.

2. Material e métodos

2.1 Caracterização das áreas de estudo

O indicador foi aplicado em três áreas de restauração ecológica, situadas nos municípios de Ivinhema, Jateí e Caarapó, Estado do Mato Grosso do Sul (Figura 1).

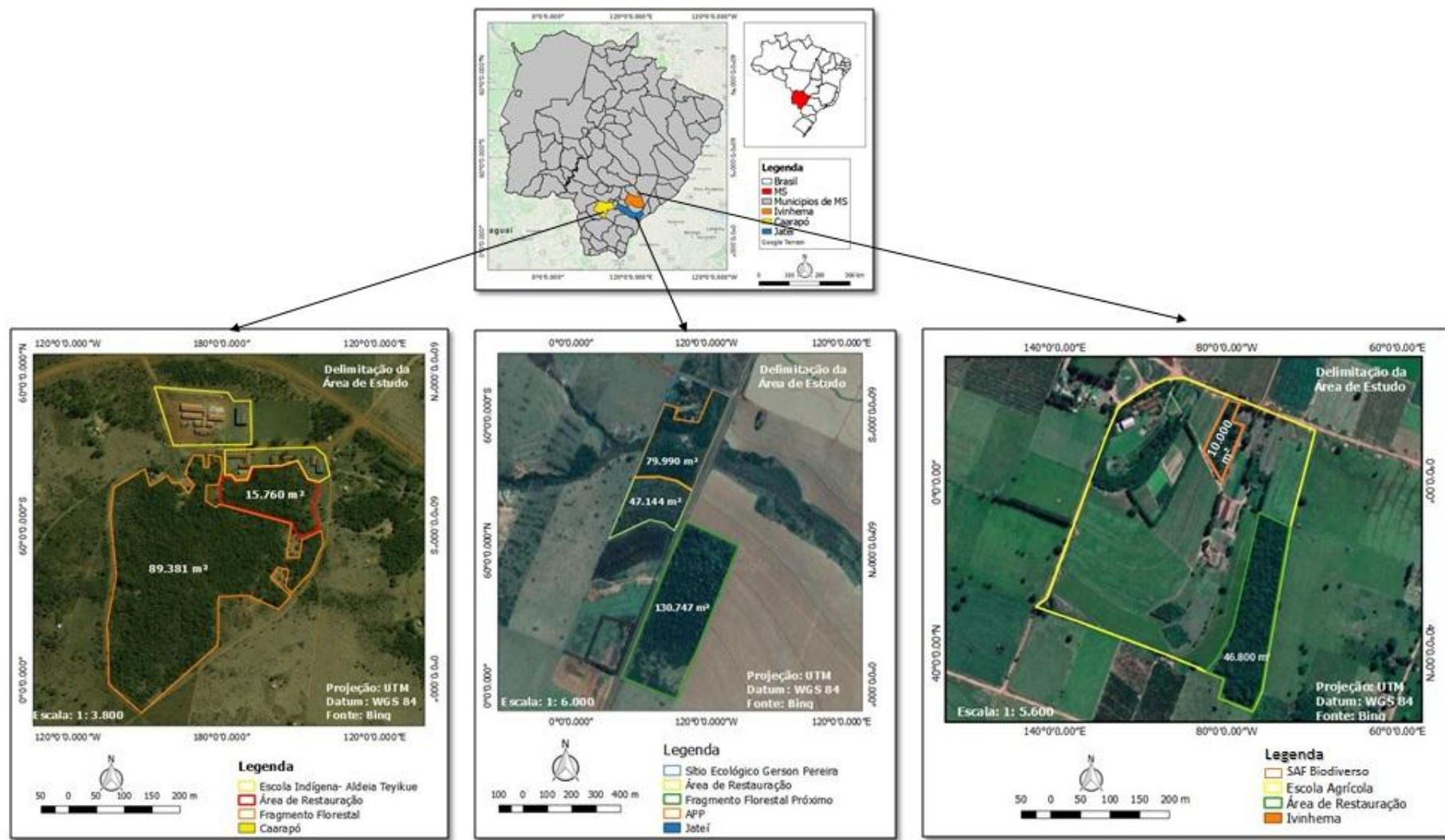


Figura 1. Municípios ao Sul do Estado do Mato Grosso do Sul e respectivas áreas de restauração ecológica, 2017.

As áreas referem-se a plantios de mudas realizados sob mesmo espaçamento, condição climática e vegetação natural adjacente, que diferem em termos de idade de implantação, composição e número de espécies utilizadas no plantio, bem como características internas dos fragmentos e entorno, com as principais informações pertinentes a cada uma listada na Tabela 1 a seguir.

Tabela 1. Informações relevantes sobre as três áreas de restauração ecológica localizadas no estado do Mato Grosso do Sul.

Características gerais	Áreas de restauração ecológica		
	IV-14	JA-15	CA-18
Coordenadas	Lat. 53°55'09.58" O Lon. 22°22'10.69" S	Lat. 54°19'30.24" O Lon. 22°31'32.44" S	Lat. 54°58'03.89" O Lon. 22°35'28.40" S
Elevação	425 m	348 m	495 m
Vegetação original adjacente	Floresta Estacional Semidecidual	Floresta Estacional Semidecidual/Transição Cerradão	Floresta Estacional Semidecidual/Transição Cerradão
Clima	Cfa	Cfa	Cfa
Temperatura média	22°C	22°C	22°C
Precipitação	1.500 a 1.700 mm	1.500 a 1.700 mm	1.500 a 1.700 mm
Histórico antecedente à restauração	Cultivo agrícola	Cultivo agrícola	Cultivo agrícola
Ano de implantação	2004	2003	2000
Tamanho	4,68 hectares	4,71 hectares	1,5 hectare
Nº de espécies utilizadas no plantio	37	125	Sem informação
Composição florística - 1 hectare (COSTA et al., 2017)	1651 indivíduos: 19 famílias, 39 gêneros e 46 espécies; PI 39% , ST 33%, SI 24%	1988 indivíduos: 41 famílias, 92 gêneros e 106 espécies; PI 42%, ST 34 % , SI 20%	1990 indivíduos: 36 famílias, 63 gêneros e 77 espécies; ST 36%, PI 34 % , SI 23%
Regeneração natural (COSTA, 2017)	24.033 ind.ha ⁻¹	36.700 ind. ha ⁻¹	59.000 ind. ha-1
Fechamento do Dossel	65%	80%	95%

Tabela 1. Continuação...

Características gerais	Áreas de restauração ecológica		
	IV-14	JA-15	CA-18
Cobertura de gramíneas	35%	20%	5%
Produção anual de serapilheira (COSTA, 2017)	9,4 kg/ha ⁻¹	5,5 kg/ha ⁻¹	7,0 kg/ha ⁻¹
Fragmentos adjacentes	Sem remanescentes. Apenas SAF biodiverso próximo - 1 hectare	APP interligada de 7,9 hectares e fragmento próximo de 13 hectares	Fragmento interligado de 8,9 hectares
Pastagem e cultivos agrícolas entorno	85%	65%	40%

(IV-14) Ivinhema-14 anos, (JA-15) Jateí-15 anos, (CA-18) Caarapó-18 anos; PI – Pioneiras, SI – Secundária Inicial, ST – Secundária Tardia; SAF – Sistema Agroflorestal, APP – Área de Preservação Permanente.

Quanto às características internas das áreas de restauração, cabe relatar levantamento florístico de Costa et al., (2017), realizado no ano de 2015, onde, IV-14 é caracterizada por 46 espécies, sendo a maioria Pioneiras (39%) e Zoocóricas (48%) e as mais representativas de modo geral são *Guazuma ulmifolia* Lam., *Mabea fistulifera* Mart., *Inga vera* Willd., *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton, *Inga laurina* (Sw.) Willd. e *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan. IV-14 apresenta dossel relativamente aberto, com clareiras, propícias para a proliferação de gramínea invasora e diminuição da regeneração natural. Trata-se de um fragmento isolado, que não possui conectividade, devido à ausência de remanescentes no entorno e grande predomínio de áreas de pastagem e agrícolas.

JA-15 é caracterizada por 106 espécies, a maioria Pioneiras (42%) e Zoocóricas (52%), destacando-se: *Croton floribundus* Spreng., *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan., *Pterogyne nitens* Tul, *Maclura tinctoria* (L.) D.Don ex Steud., *Handroanthus heptaphyllus* (Vell.) Mattos e *Allophylus edulis* (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.. Possui dossel mais fechado e pouca densidade de gramínea invasora e é privilegiada por estar conectada a uma Área de Preservação Permanente e por possuir um remanescente florestal próximo.

CA-18 é representada por 77 espécies, predominantemente Secundárias Tardias (36%) e Zoocóricas (68%), sendo as mais ocorrentes *Machaerium acutifolium* Vogel, *Moquiniastrum polymorphum* (Less.) G. Sancho, *Ilex paraguariensis* A.St.-Hil., *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., *Chrysophyllum marginatum* (Hook. & Arn.) Radlk. e *Annona coriacea* Mart.. Seu dossel é muito fechado, quase nenhuma presença de gramínea invasora e bastante expressividade de regeneração natural, além de estar conectada a um fragmento florestal (Tabela 1).

2.2 Decomposição foliar da serapilheira

A serapilheira utilizada para a avaliação da decomposição foi coletada dentro das respectivas áreas de estudo, utilizando-se o material encontrado na superfície do solo. Posteriormente, as amostras foram encaminhadas ao laboratório para a separação da fração foliar. O material foi seco em estufa de circulação forçada de ar a 65°C por 72 horas e em seguida foi realizada a pesagem de 10 gramas para inserir em cada bolsa de *litterbag*. O *litterbag* utilizado é constituído de material de polivinil, para resistir às condições ambientais em campo e possui dimensão de 20x20cm, com malha de 5mm de espessura. Essas dimensões permitem a entrada de pequenos organismos da fauna do solo, como cupins, besouros e artrópodes, assim como microrganismos (bactérias, fungos, nematoides e protozoários) (PINTO et al., 2016).

Para cada área foram utilizados 60 *litterbags*, que foram etiquetados e distribuídos aleatoriamente na superfície do piso florestal em março de 2017. Aos 30, 60, 90, 120, 150 e 180 dias foram retirados 10 repetições por área, para avaliar a taxa de decomposição pela análise de perda de massa ao longo do tempo. O tempo de avaliação da decomposição foi definido com base nos intervalos utilizados por diversos autores, que variaram de 120 a 180 dias (SANCHES et al. 2009, TEIXEIRA et al. 2012; SILVA et al., 2014.; FERREIRA et al., 2014; PINTO et al.,2016).

Após a coleta, os *litterbags* foram encaminhados para o laboratório e com o auxílio de um pincel fino, excessos de solos aderidos na serapilheira advindos do ambiente externo, e de organismos presos às folhas foram retirados. A serapilheira foi seca em estufa de circulação de ar forçada a 65 °C por 72 horas, A sua massa foliar remanescente foi pesada em balança semi-analítica de precisão e a taxa de decomposição da serapilheira foi quantificada com a seguinte fórmula:

$$\text{Massa remanescente (\%)} = (\text{massa final/massa inicial}) \times 100$$

Após o cálculo da massa remanescente ao longo do período, a constante de composição k foi calculada, segundo modelo exponencial ajustado, de acordo com Olson (1963):

$X = X_0 e^{-kt}$, em que, X é a quantidade de matéria seca remanescente após um período de tempo t , em dias; X_0 é a quantidade de matéria seca inicial; e k é a constante de decomposição, que indica a velocidade de decomposição diária.

Reorganizando os termos dessa equação, foi possível calcular a constante de decomposição:

$$-k = \ln(X / X_0) / t$$

O tempo de meia-vida ($t_{1/2}$), que corresponde ao tempo necessário para que ocorra a transformação de metade da quantidade inicial do folheto foi calculado segundo Rezende et al. (1997), pela equação:

$$t_{1/2} = \ln(2)/K$$

Em que: K = Constante de decomposição calculada pela fórmula anterior ($X = X_0 \cdot e^{-kt}$).

Aplicou-se análise de variância (ANOVA), seguida pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade, para comparar o percentual da massa foliar remanescente nos diferentes períodos de coleta.

3 Resultados e Discussão

Os resultados do percentual da massa foliar remanescente apontam de modo geral uma tendência decrescente e velocidade de decomposição expressiva para a área CA-18, seguida de JA-15 e por último, IV-14 (Figura 2).

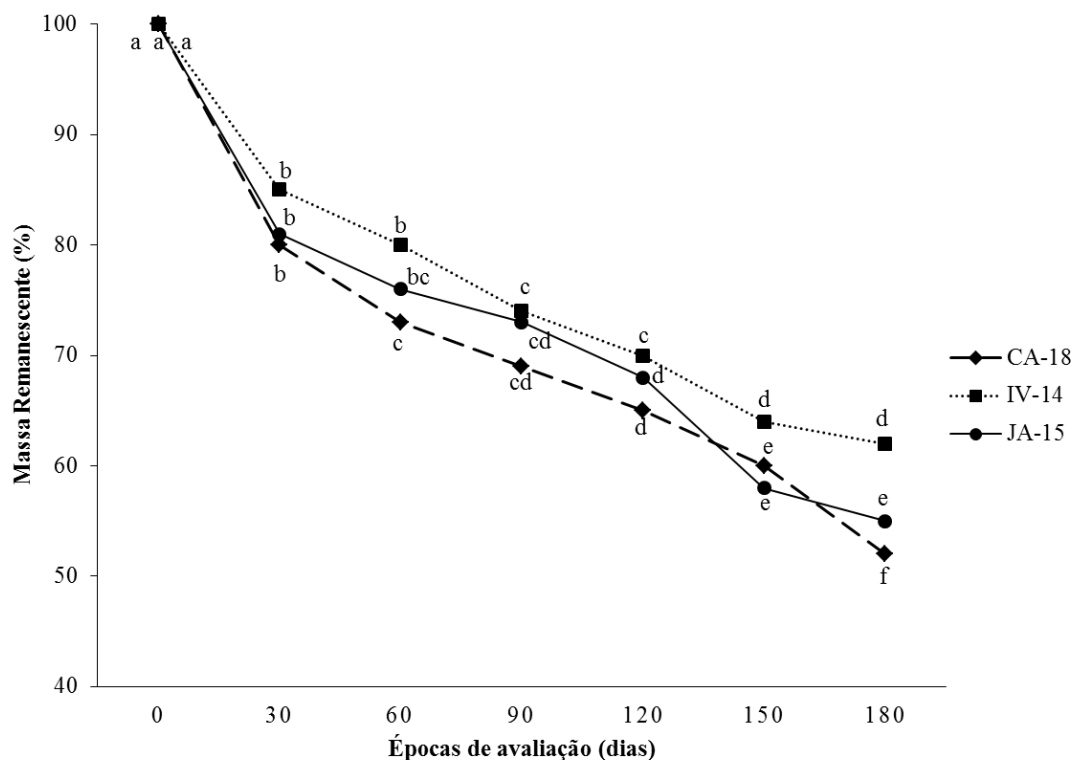


Figura 2. Massa foliar remanescente da serapilheira de três áreas de restauração no estado de Mato Grosso do Sul, Brasil, durante o período de 180 dias. CA-18 (Caarapó – 18 anos de plantio); IV-14 (Ivinhema - 14 anos de plantio), JA-15 (Jateí – 15 anos de plantio).

Quanto à massa foliar remanescente para CA-18, houve diferenças significativas entre as épocas avaliadas ao longo dos 180 dias, exceto entre os 60 e 120 dias, em que houve uma estabilidade da decomposição e os resultados mantiveram semelhanças. Destaca-se uma rápida decomposição inicial, sendo verificado que aos 30 dias houve uma queda significativa de 20% na massa remanescente, perfazendo 80%. Aos 180 dias, o resultado foi de 52%, o que significa uma perda de 48% do total inicial (Figura 2).

JA-15 também obteve queda significativa aos 30 dias, com perda de 19% do total da massa foliar. A partir desse período, ocorreu pouca variação ao longo dos resultados, sendo que aos 60 e 90 dias houve semelhança significativa, com 76% e 73%, respectivamente. Aos 120 dias a massa remanescente foi de 68% e aos 150 dias houve diferença significativa, com 58%. Aos 180 dias não foi constatada significância entre o período anterior (55%). Esse dado determinou uma perda de 45% do total referido ao início de implantação (Figura 2).

A perda de massa foliar para IV-14 foi significativa aos 30 dias, com percentual de 85%, representando queda de 15% do valor inicial. A decomposição estabilizou-se e somente aos 90 dias foi possível observar significância, com valor de 74%. Aos 150 e

180 dias a massa foliar atingiu os percentuais de 64 e 62%, sendo a última avaliação representada por uma baixa de 38% do montante (Figura 2).

Para todas as áreas a perda da biomassa foi mais acelerada inicialmente, aos 30 dias (Figura 2) e esse resultado pode ter sido influenciado pelos picos de chuva e temperatura no período de abril. Nos períodos de maior umidade relativa e temperaturas elevadas o processo de decomposição é intensificado, visto que auxilia na redução dos teores de elementos químicos da serapilheira foliar (HOLANDA et al., 2015). Nutrientes menos resistentes são lixiviados mais facilmente (SWIFT et al., 1979; PAULA et al., 2009; BIASI et al., 2016) e o material vegetal encontra-se mais palatável aos detritívoros (SWIFT et al., 1979).

Nas três áreas de estudo, nos meses de junho a julho (90 a 120 dias), houve uma estabilização da decomposição da serapilheira, o que pode ser justificado devido à diminuição das taxas de precipitação e temperaturas, características do inverno no Mato Grosso do Sul. Grugiki et al. (2017) observou que o período de menor ocorrência de chuvas influenciou negativamente a atividade microbológica do solo, reduzindo a taxa de decomposição do material.

O comportamento da decomposição mais rápida na fase inicial também foi relatado em outros estudos em florestas secundárias (MENEZES et al., 2010; SILVA et al., 2013; FERREIRA et al., 2014).

Os resultados de massa foliar remanescente obtidos para as três áreas de restauração no decorrer de todas as épocas avaliadas foi similar aos encontrados por Machado et al. (2015) nos estágios inicial – 20 anos e médio - 25 anos, em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, o que pode expressar uma resposta positiva, por se tratar de florestas plantadas de idades inferiores. Também foi similar ao encontrado por Pereira et al. (2008) em Floresta Atlântica da Ilha da Marambaia-RJ, que ao final de sete meses verificou a presença de 60% da massa foliar, resultado próximo ao encontrado no presente estudo, considerando a durabilidade de um mês a menos.

Ressalta-se que as diferenças nas taxas de decomposição entre florestas tropicais são associadas a aspectos de cada ambiente, que pode diferir frente às condições climáticas, composição vegetal, cobertura do dossel, umidade do solo, característica físico-química da serapilheira, atividade dos organismos edáficos como os fungos, bactérias, invertebrados do solo, todos atuando de maneira conjunta na decomposição da serapilheira (HÄTTENSCHWILER et al., 2011; TERROR et al., 2011; WARING, 2012).

Observa-se que IV-14 foi a área com maior percentual de massa remanescente foliar ao final dos 180 dias (Figura 2). Acredita-se que esse resultado não tem relação com a idade da área e sim devido às condições da mesma, visto que existe grande presença de braquiária e abundância de espécies pioneiras como *Guazuma ulmifolia* Lam., *Croton urucurana* Baill. e *Cecropia pachystachya* Trécul que, conforme observações no local, verificou-se a senescência e mortalidade de algumas, a abertura de clareiras e a proliferação de gramínea invasora (*Urochloa decumbens*. (Stapf) R.D.Webster).

A constante de decomposição (k) foi de $0,004 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para CA-18, sendo essa referente à velocidade de decomposição. Já o tempo de meia-vida ($t_{1/2}$), que representa o tempo médio necessário para decompor 50% do material foliar foi estimado em 194 dias (Tabela 2). Para JA-15 e IV-14, a constante de decomposição (k) foi estimada em $0,003 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ e o tempo de meia-vida foi 218 e 269 dias, respectivamente (Tabela 3).

Tabela 3. Constante de decomposição (k) e tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) ao fim de 180 dias, em três áreas de restauração ambiental do Mato Grosso do Sul, 2017.

Áreas de restauração do MS	Constante de decomposição (k) ($\text{g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$)	Tempo de meia vida ($t_{1/2}$) (dias)
CA-18	0,004	194,89
IV-14	0,003	269,49
JA-15	0,003	218,29

Em levantamento realizado em florestas naturais de diferentes estágios sucessionais a constante de decomposição (k) variou de 0,002 a 0,005 e o tempo meia vida ($t_{1/2}$) de 151 a 315 dias (Tabela 4).

Tabela 4. Decomposição foliar em fragmentos de Florestas Tropicais no Brasil.

Fisionomia	(k) g g⁻¹ dia⁻¹	(t ½) dias	Referência
• Floresta Estacional Semidecidual (inicial)	0,002	315	MACHADO et al. (2015)
• Floresta Estacional Semidecidual (intermediário)	0,003	217	MACHADO et al. (2015)
• Floresta Estacional Semidecidual (avanzado)	0,005	151	MACHADO et al. (2015)
• Floresta Estacional Semidecidual (inicial)	0,004	157	MENEZES et al. (2010)
• Floresta Estacional Semidecidual (intermediário)	0,004	182	MENEZES et al. (2010)
• Fragmento de Floresta Atlântica	0,003	266	CUNHA-NETO et al., (2013)
• Fragmento de Floresta Atlântica	0,003	248	FERREIRA et al., (2014)
• Fragmento de Floresta Atlântica	0,003	251	BAUER et al., (2017)

Se compararmos a Floresta Estacional Semidecidual de estágio inicial (FEI) de Machado et al. (2015) que possui idade mais próxima com as áreas restauradas, observa-se que as três áreas de restauração do Mato Grosso do Sul obtiveram as constantes de decomposição similares, e (t ½) inferiores, o que demonstra uma decomposição mais rápida, provavelmente devido às condições de precipitação, que foram melhores distribuídas para o MS nos períodos do outono e inverno do que em estudo de Machado et al. (2015), com menores índices de precipitação para esse período. Quando se compara os resultados obtidos para Floresta Estacional Semidecidual de estágio intermediário (FEM) observa-se que Caarapó obteve melhores resultados, enquanto que a área de restauração de Jateí obteve grande semelhança com a área intermediária de Machado et al. (2015).

Estudo de Menezes et al., (2010) em Floresta Estacional Semidecidual de estágio intermediário obteve constante de decomposição (k) e tempo meia-vida (t ½) de 0,0038 g g⁻¹ dia⁻¹ e 182 dias, respectivamente. A área de restauração ambiental de Caarapó obteve resultados similares a estes encontrados.

Em fragmentos secundários de Floresta Atlântica, foram observados os seguintes valores: (k) 0,0026 e (t ½) 266 dias (CUNHA-NETO et al., 2013), (k) 0,0027 e (t ½) 248 dias (FERREIRA et. al, 2014), (k) 0,0027 g g⁻¹ dia⁻¹ e (t ½) 251 dias (BAUER et al., 2017). Desse modo, percebe-se que o tempo meia vida da fração foliar esteve entre 248 e 266 dias para esses estudos, e que, quando comparados, CA-18 e JA-15 obtiveram tempo de decomposição foliar inferiores.

IV-14 obteve valor similar ao estudo de Cunha-Neto et al., (2013) e aproximados aos estudos de Ferreira et al., (2014) e Bauer et al., (2017). A área também obteve melhores resultados que estudo de Machado et al. (2015) em Floresta Estacional Semidecidual de estágio inicial.

Cunha et al., (1993) e Arato et al., (2003) em formações estacionais caracterizam a faixa de 215 dias como de liberação e reaproveitamento rápido de nutrientes por parte das plantas. CA-18 e JA-15 encontram-se dentro da afirmativa, exceto a área de IV-14, que transcendeu 269 dias (Tabela 3). Quanto mais acelerada a decomposição, mais rápido ocorre a disponibilização de nutrientes para as plantas e demais processos de ciclagem que auxiliam no sustento da vegetação.

Os resultados do presente estudo evidenciaram que a decomposição mais acelerada ocorreu para a área restaurada de CA-18, seguida de JA-15, e a decomposição mais lenta prevaleceu para a área de IV-14 (Tabela 3).

Acredita-se que os resultados obtidos em todos os parâmetros para IV-14 tenha sido fortemente influenciado pelas características internas e externas à área (diversidade de espécies, dossel mais aberto com presença de clareiras, alta expressividade de gramíneas, entorno sem conectividade com outros fragmentos florestais, apenas cultivo agrícola e pastagem), como visto nas características apresentadas na Tabela 1.

Pimenta et al., (2011) em Floresta Estacional Semidecidual, relacionaram a menor decomposição no reflorestamento à maior luminosidade e à menor umidade relativa, devido à maior abertura do dossel. Nunes e Pinto (2012) também correlacionou a umidade atmosférica de forma significativa com a decomposição.

A área de restauração em Caarapó apresenta o dossel mais fechado, seguido da área de Jateí, o que traz a realidade inversa ao constatado por Pimenta et al., (2011). Ao longo dos anos essas áreas criaram um microclima mais favorável, com condições de luminosidade, temperatura, umidade do solo, entre outros fatores, que influenciaram nas taxas de decomposição. Nunes e Pinto (2012) também observaram esse comportamento, detectando que o dossel fechado criou condição microclimática adequada à decomposição, que sob menor penetração de luz, propiciou maior estabilidade climática, maior umidade atmosférica e baixa temperatura, e em dossel mais aberto, verificou que o mesmo permite maior incidência de radiação solar, contribui para o aumento da temperatura e diminui a umidade. Silveira (2016) também constatou que a cobertura do dossel afetou aspectos microclimáticos, possibilitando maiores taxas de decomposição nos estágios mais avançados de sucessão.

Conforme levantamento florístico de Costa et al., (2017), as áreas de CA-18 e JA-15 possuem uma diversidade de espécies bem maior do que a constatada em IV-14 (Tabela 1). Essa heterogeneidade de espécies pode também inferir na decomposição das áreas, pois a qualidade físico-química do material foliar é um agente condicionante desse processo (MITRE, 2011; BAKKER et al., 2011). Segundo Muscardi et al., (2014) existe uma relação positiva entre a heterogeneidade vegetal e os organismos decompositores, que possuem necessidades alimentícias diferentes ou habilidades diversas para explorar os recursos advindos da variedade de espécies de plantas. Desse modo, subentende-se que quanto maior a diversidade da composição vegetal, maior a abundância e diversidade de organismos específicos, facilitadores da decomposição.

Biasi et al., (2016) detectou que as características físicas das folhas como a dureza influenciam muito mais as taxas de decomposição do que a característica química das mesmas. Para Schumacher e Vieira (2015), um fator que induz o aumento ou diminuição da taxa de decomposição é a composição estrutural dos tecidos foliares, pois tecidos que contêm maiores teores de celulose, hemicelulose e lignina, por exemplo, são mais resistentes à decomposição do que os tecidos com menores teores desses compostos.

Embora as áreas de restauração por plantio de mudas estejam dentro dos valores encontrados para a constante de decomposição e tempo meia vida em áreas naturais de referência com diferentes estágios sucessionais (Tabela 4), o estudo da decomposição foliar, quando visto de maneira isolada, não é suficiente para definir o estado de resiliência dessas áreas. Outros indicadores como fitossociologia, regeneração natural, chuva de sementes, análise química foliar da serapilheira, atividade microbiana do solo, fauna epigeica, entre outros, devem ser utilizados para auxiliar no monitoramento das áreas de restauração ambiental.

Foi possível compreender a velocidade de decomposição para todas as áreas de maneira eficiente. Das três áreas estudadas, CA-18 foi a que apresentou menor tempo de meia-vida ($t^{1/2}$), seguida de JA-15, resultado na decomposição mais rápida. Conforme Pinto et al. (2009), quanto mais rápida a decomposição da serapilheira, os nutrientes são utilizados de forma mais eficiente no ecossistema.

4 Conclusão

A pouca diferença de idade das áreas de restauração não é determinante para os resultados de decomposição, a mesma é regida principalmente pelas características internas e externas das áreas.

A análise da decomposição foliar é considerada um indicador eficiente na compreensão das taxas de decomposição e detecção de diferenças entre as áreas avaliadas, demonstrando que a perda de massa foliar mais acelerada foi para CA-18, seguida de JA-15, o que pode resultar na mais rápida liberação de nutrientes para o solo e conseqüentemente no retorno deles para o sustento da vegetação, sendo muito importante para o funcionamento de ecossistemas florestais em processo de restauração ecológica.

Recomenda-se a utilização de indicadores complementares ao utilizado, como a fitossociologia, chuva de sementes, regeneração natural, análise química da serapilheira foliar, atributos químicos do solo, atividade microbiana do solo e fauna epigeica, entre outros, para compreender ao máximo a dinâmica desses ecossistemas.

5 Referências

AGRITEMPO. **Sistema de Monitoramento Agrometeorológico**. Disponível em: <<https://www.agritempo.gov.br/agritempo/jsp/Estatisticas/index.jsp?siglaUF=MS>> Acesso: 30/09/2017.

ANDRADE, A.G.; TAVARES, S.R.L.; COUTINHO, H.L.C. Contribuição da serapilheira para recuperação de áreas degradadas e para manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. **Informe agropecuário**, v. 24, n. 220, p. 55-63, 2003.

APONTE, C.; GARCÍA, L.V.; MARANON, T. Tree species effect on litter decomposition and nutrient release in mediterranean oak forests changes over time. **Ecosystems**, v. 15, n. 7, p.1204–1218, 2012.

ARATO, H.D.; MARTINS, S.V. & FERRARI, S.H. Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de áreas degradadas em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v. 27, n. 5, p. 715-721, 2003.

AUSTIN, A. T.; BALLARÉ, C. L. Dual role of lignin in plant litter decomposition in terrestrial ecosystems. **Pnas**, v. 107, n. 10, p. 4618–4622, 2010.

BAKKER, M. A.; CARRENÑO-ROCABADO, G.; POORTER, L. Leaf economics traits predict litter decomposition of tropical plants and differ among land use types. **Functional Ecology**, v. 25, n. 1, p. 473-483, 2011.

BARGALI, S. S.; SHUKLA, K.; SINGH, L.; GHOSH, L.; LAKHERA, M. L. Leaf litter decomposition and nutrient dynamics in four tree species of dry deciduous forest. **Tropical Ecology**, v. 56, n. 2, p. 191-200, 2015.

BAUER, D.; FÜHR, C. S.; SCHMITT, J. L. Dinâmica do acúmulo e decomposição de serapilheira em Floresta Estacional Semidecidual Subtropical. **Pesquisas, Botânica**, n. 70, p. 225-235, 2017.

BIASI, C.; CEREZER, C.; SANTOS, S. Biological colonization and leaf decomposition in a subtropical stream. **Ecología Austral**, v. 26, p. 189-199, 2016.

CABIANCHI, G. M. **Ciclagem de nutrientes via serapilheira em um fragmento ciliar do rio Urupá, Rondônia**. 2010. 101 f. Dissertação (Mestrado) - Centro de energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

CALDEIRA, M. V. W.; SILVA, R. D.; KUNZ, S. H. ZORZANELLI, J. P. F.; CASTRO, K. C.; GODINHO, T. O. Biomassa e nutrientes da serapilheira em diferentes coberturas florestais. **Comunicata Scientiae**, v. 4, n. 2, p. 111-119, 2013.

CALLEGARI-JACQUES, S.M. Bioestatística: princípios e aplicações. Porto Alegre: Artmed, 2003.

CAPELESSO, E. S.; SCROVONSKI, K. L.; ZANIN, E. M.; HEPP, L. U.; BAYER, C.; SAUSEN, T. L. Effects of forest structure on litter production, soil chemical composition and litter–soil interactions. **Acta Botanica Brasílica**, v. 30, n. 3, p. 329-335, 2016.

CARVALHO, D. C.; PEREIRA, M. G.; TOLEDO, L. O.; SIMON, C. A.; RODRIGUES, J. S.; FERNANDES, J. C. F.; NETO, E. C. S. Ciclagem de nutrientes de um plantio de eucalipto em regeneração de espécies nativas no sub-bosque. **Floresta**, v. 47, n. 1, p. 17 – 27, 2017.

CIANCIARUSO, M. V.; PIRES, J. S. R.; DELITTI, W. B. C.; SILVA, E. F. L. P. Produção de serrapilheira e decomposição de material foliar em um cerradão na Estação Ecológica de Jataí, município de Luz Antônio, SP, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, v. 20, n. 1, p. 49 - 59, 2006.

COSTA, C. C. de A.; CAMACHO, R. G. V.; MACEDO, I. D. de; SILVA, P. C. M. da. Análise comparativa da produção de serapilheira em fragmentos arbóreos e arbustivos em área de Caatinga na Flona de Açu-RN. **Revista Árvore**, v. 34, n. 2, p. 259-265, 2010.

COSTA, P. F.; PEREIRA, Z. V.; FERNANDES, S. S.; FRÓES, C. Q.; SCHIMIDT, C. A. P. **Composição florística e estrutura fitossociológica de três áreas de restauração florestal localizadas no Estado do Mato Grosso do Sul, MS**. In: Descobertas das ciências agrárias e ambientais 3 / Organizadoras Adriane Theodoro Santos Alfaro, Daiane Garabeli Trojan. – Ponta Grossa (PR): Atena Editora, 2017. 356 p.

COSTA, P. F. **Indicadores ecológicos no monitoramento de áreas em processo de restauração florestal localizadas no sul do Estado do Mato Grosso do Sul – MS**. (Tese de Doutorado), Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. Dourados, 2017. 140 p.

COSTA, E. M.; SILVA, H. F.; RIBEIRO, P. R. A. Matéria orgânica do solo e o seu papel na manutenção e produtividade dos sistemas agrícolas. **Enciclopédia biosfera**, v. 9, n. 17; p. 1842- 1860, 2013.

CLEVELAND, C.C., TOWNSEND, A.R., TAYLOR, P., ALVAREZ-CLARE, S., BUSTAMANTE, M.M., CHUYONG, G., DOBROWSKI, S.Z., GRIERSON, P., HARMS, K.E., HOULTON, B.Z., MARKLEIN, A., PARTON, W., PORDER, S., REED, S.C., SIERRA, C.A., SILVER, W.L., TANNER, E.V., WIEDER, W.R. Relationships among net primary productivity, nutrients and climate in tropical rain forest: a pan-tropical analysis. **Ecology Letters**, v. 14, n. 12, 939–947, 2011.

CUNHA, G. C.; GRENDENE, L. A.; DURLO, M. A. & BRESSAN, D. A. Dinâmica nutricional em Floresta Estacional Decidual com ênfase aos minerais provenientes da deposição da serapilheira. **Ciência Florestal**, v. 3, n. 1, p. 35-64, 1993.

CUNHA NETO, F. V.; LELES, P. S.; PEREIRA, M. G.; BELLUMATH, V. G.; ALONSO, J. M. Acúmulo e decomposição da serapilheira em quatro formações florestais. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 3, p. 379-387, 2013.

FERREIRA, M. L.; SILVA, J. L.; PEREIRA, E. E.; LAMANO-FERREIRA, A. P. N. Litter fall production and decomposition in a fragment of secondary atlantic forest of São Paulo, SP, Southeastern Brazil. **Revista Árvore**, v. 38, n. 4, p.591-600, 2014.

FIGUEREDO FILHO, A.; MORAES, G.F.; SCHAAF, L.B.; FIGUEREDO, D.J. Avaliação estacional da deposição de serapilheira em uma floresta ombrófila mista localizada no sul do estado do Paraná. **Ciência Florestal**, v. 13, n. 1, p. 11-18, 2003.

GAMA-RODRIGUES, A. C.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; BARROS, N. F. Balanço de carbono e nutrientes em plantio puro e misto de espécies florestais nativas no sudeste da Bahia. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 32, n. 3, 2008.

GARCÍA-PALACIOS, P.; MAESTRE, F.T.; KATTGE, J.; WALL, D. H. Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes. **Ecology Letters**, v.16, n. 11, p.1045–53, 2013.

GESSNER, M. O., C. M. SWAN, C. K. DANG, B. G. MCKIE, R. D. BARDGETT, D.H. WALL, AND S. HATTENSWILER. 2010. Diversity meets decomposition. **Trends Ecology Evolution**, v. 25, n. 6, p. 372–380, 2010.

GHOLZ, H. L., WEDIN, D. A.; SMITHERMAN, S.M.; HARMON, M.E.; PARTONS, W.J. Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: towards a global model of decomposition. **Global Change Biology**, v. 6, n. 7, p. 751-765, 2000.

GIEBELMANNA, U. C.; MARTINS, K. G.; BRÄNDLEA, M.; SCHÄDLER, M.; MARQUES, R.; BRANDL, R. Diversity and ecosystem functioning: Litter decomposition dynamics in the Atlantic Rainforest. **Applied Soil Ecology**, n. 46, p. 283–290, 2010.

HÄTTENSWILER, S.; COQ, S.; BARANTAL, S.; HANDA, I. T. Leaf traits and decomposition in tropical rainforests: revisiting some commonly held views and towards a new hypothesis. **New Phytologist**, v. 189, n. 4, p. 950–965, 2011.

HOLANDA A. C.; FELICIANO, A. L. P.; MARANGON, L. C.; FREIRE, F. J.; HOLANDA, E. M. Decomposição da serapilheira foliar e respiração edáfica em um remanescente de Caatinga na Paraíba. **Revista Árvore**, v. 39, n. 2, p. 245-254, 2015.

HOSSAIN, M.; SIDDIQUE, M. R. H.; RAHMAN, M. S.; HOSSAIN, M. Z.; HASAN, M. M. “Nutrient dynamics associated with leaf litter decomposition of three agroforestry tree species (*Azadirachta indica*, *Dalbergia sissoo*, and *Melia azedarach*) of Bangladesh.” **Journal of Forestry Research**, v. 22, n. 4, p. 577–582, 2011.

ILLIG, J.; SCHATZ, H.; SCHEU, S.; MARAUN, M. Decomposition and colonization by micro-arthropods of two litter types in a tropical montane rain forest in southern Ecuador. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, n. 2, p. 157-167, 2008.

LAVELLE, P., BLACHART, E., MARTIN, A., MARTIN, S., SPAIN, A., TOUTAIN, F., BAROIS, I. & SCHAFER, R. 1993. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics. **Biotropica**, v. 25, n. 2, p. 130-150, 1993.

LIN, B. LIU, Q.; WU, Y.; HE, H. Advances in the studies of forest litter. **Chinese Journal of Ecology**, v. 23, p.60–64, 2004.

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

MATOS, N. M.; RIBEIRO, F. P.; GATTO, A.; BUSSINGUER, A. P. Estoque de Serapilheira em Três Fisionomias no Cerrado do Distrito Federal. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 1-9, 2017.

MACHADO, D. L.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, M. E. F.; DINIZ, A. R.; SANTOS, L. L MENEZES, C. E. G. Ciclagem de nutrientes em diferentes estágios sucessionais da Mata Atlântica na bacia do Rio Paraíba do Sul, RJ. **Bioscience Journal**, v. 31, n. 4, p. 1222-1237, 2015.

MENEZES, C, E. G.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, M. E. F. DOS ANJOS, L. H. C. PAULA, R. R.; SOUZA, M. E. Aporte e decomposição da serapilheira e produção de biomassa radicular em florestas com diferentes estágios sucessionais em Pinheiral, RJ. **Ciência Florestal**, v. 20, n. 3, p. 439-452, 2010.

MITRE, S. K. **Decomposição de detritos foliares alóctones e dinâmica da serapilheira em sistema lótico no Cerrado**. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, 2011. 107p.

MUSCARDI, D. C.; SCHOEREDER, J. H.; SPERBER, C.F. Biodiversity and Ecosystem Functioning: a Conceptual Model of Leaf Litter Decomposition, *Biodiversity - The Dynamic Balance of the Planet*, PhD. Oscar Grillo (Ed.), **InTech**, Chapter 2. p. 33-50, 2014. Disponível em: <<https://www.intechopen.com/books/biodiversity-the-dynamic-balance-of-the-planet/biodiversity-and-ecosystem-functioning-a-conceptual-model-of-leaf-litter-decomposition>>.

NETO, A. M.; MARTINS, S. V.; SILVA, K. A.; LOPES, A. T.; DEMOLINARI, R. A. Litter production and leaf litter decomposition in mined area in restoration process in

- southeast Brazil. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**, v. 9, n. 23, p. 321-327, 2015.
- NUNES, F. P.; PINTO, M. T. C. Decomposição do folheto em reflorestamento ciliar na bacia hidrográfica do Rio São Francisco, Minas Gerais. **Cerne**, v. 18, n. 3, p. 423-431, 2012.
- OLSON, J.S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, v. 44, n. 2, p. 322-331, 1963.
- PAULA, R. R.; PEREIRA, M. G. & MENEZES, L. F. T. Aporte de nutrientes e decomposição da serapilheira em três fragmentos florestais periodicamente inundados na ilha da Marambaia, RJ. **Ciência Florestal**, v. 19, n. 2, p. 139-148, 2009.
- PAULUS, L.A.R. **Análise da viabilidade financeira de sistemas agroflorestais biodiversos no Vale do Ivinhema, em Mato Grosso do Sul**. (Dissertação de Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Dourados, 2016. 70p.
- PEREIRA, M. G.; MENEZES, L. F. T.; SCHULTZ, N. Aporte e decomposição da serapilheira na Floresta Atlântica, Ilha da Marambaia, Mangaratiba, RJ. **Ciência Florestal**, v. 18, n. 4, p. 443-454, 2008.
- PIMENTA, J. A.; ROSSI, L. B.; TOREZAN, J. M. R.; CAVALHEIRO, A. L.; BIANCHINI, E. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de um reflorestamento e de uma Floresta Estacional Semidecidual no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 25, n. 1, p. 53-57, 2011.
- PINOS, J.; STUDHOLME, A.; CARABAJO, A.; GRACIA, C. Leaf Litterfall and Decomposition of *Polylepis reticulata* in the Treeline of the Ecuadorian Andes, **Mountain Research and Development**, v. 37, n. 1, p. 87-96, 2017.
- PINTO, H. C. A.; BARRETO, P.A.B.; ROGRIGUES, E.F.G.; OLIVEIRA, F.G.R.B.; DE PAULA, A.; AMARAL, A.R. Decomposição da serapilheira foliar de floresta nativa e plantios de *Pterogyne nitens* e *Eucalyptus urophylla* no sudoeste da Bahia. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 4, p. 1141-1153, 2016.
- PINTO, S. I. C.; MARTINS, S. V.; BARROS, N. F.; DIAS, H. C. T. Ciclagem de nutrientes em dois trechos de floresta estacional semidecidual na reserva florestal mata do paraíso em Viçosa, MG, Brasil. **Revista Árvore**, v. 33, n. 4, 2009.
- SANCHES, L., VALENTINI, C. M. A., BIUDES, M. S. & NOGUEIRA, J. S. Dinâmica sazonal da produção e decomposição de serrapilheira em floresta tropical de transição. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 2, p. 183-189, 2009.
- SANTANA, J. A. S. e SOUTO, J. S. Produção de serapilheira na Caatinga da região semi-árida do Rio Grande do Norte, Brasil. **Idesia**, v. 29, n. 2, , p. 87-94, 2011.
- SILVA, H. F.; BARRETO, P. A. B.; SOUSA, G. T. O.; AZEVEDO, G. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; OLIVEIRA, F. G. R. Decomposição de serapilheira foliar em três sistemas florestais no Sudoeste da Bahia. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 12, n. 3, p. 164-172, 2014.

- SILVA, A. G.; GONÇALVES, M. A. M.; REIS, E. F. Decomposição e teor de nutrientes da serapilheira foliar em um fragmento de Floresta Atlântica no sul do estado do Espírito Santo. **Ecologia e Nutrição Florestal**, v. 1, n. 2, p. 63-71, 2013.
- SCORIZA, R. N.; PEREIRA, M. G.; PEREIRA, G. H. A.; MACHADO, D. L.; SILVA, E. R. Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Floresta e Ambiente**, v. 2, n. 2, p. 1-18, 2012.
- SCORIZA, R. N. e PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Aporte de serapilheira como indicador ambiental em fragmentos de Floresta estacional semidecidual em Sorocaba, SP. **Agrária - Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 8, n. 4, p. 634-640, 2013.
- SCHUMACHER, M. V. et al. Produção e decomposição de serapilheira em um povoamento de *Eucalyptus urophylla* × *Eucalyptus globulus maidenii*. **Cerne**, v. 19, n. 3, p. 509 - 508, 2013.
- SCHUMACHER, M. V., VIERA, M. Nutrients cycling in eucalyptus plantations. In: Schumacher M. V.; Viera, M., editors. *Silviculture of Eucalyptus in Brazil*, Santa Maria: **UFSM Publishing**, 2015. p. 113–156.
- SOUZA, J. V.; RIBEIRO, F. C.; BUSSINGUER, A. P.; HODECKER, B. E. R.; VALADÃO, M. B. X.; GATTO. Stock And Litter Decomposition In Different Vegetation Types And Eucalypt Plantations In The Cerrado Region, Brazil. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**, v. 10, n. 18, p. 74 - 81, 2016.
- SPAIN, A. V. Litterfall and the standing crop of litter in three tropical Australian rainforests. **Journal of Ecology**, v. 72, p. 947 - 961, 1984.
- SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. (Eds). The influence of resource quality on decomposition processes. In: **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Berkeley: University of California Press, 1979. p. 118 - 166.
- TEIXEIRA, M. B.; LOSS, A.; PEREIRA, M. G. & PIMENTEL, C. Decomposição e ciclagem de nutrientes dos resíduos de quatro plantas de cobertura do solo. **Idesia**, v. 30, n. 1, p. 55 - 64, 2012.
- TERROR, V. L.; SOUSA, H. C, KOZOVITS, A. R. Produção, decomposição e qualidade nutricional da serapilheira foliar em uma floresta paludosa de altitude. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 1, p. 113 - 121, 2011.
- VIERA, M.; SCHUMACHER, M. V.; ARAÚJO, E. F.; CORRÊA, R. S.; CALDEIRA, M. V. W. Deposição de serapilheira e nutrientes em plantio de *Eucalyptus urophylla* × *E. globulus*. **Floresta e Ambiente**, v. 21, n. 3, p. 327-338, 2014.
- WANG, J.; YOU, Y.; TANG, Z.; LIU, S.; SUN, O. J. Variations in leaf litter decomposition across contrasting forest stands and controlling factors at local scale. **Journal of Plant Ecology**, v. 8, n. 3, p. 261–272, 2015.
- WARING, B.G. A Meta-analysis of climatic and chemical controls on leaf litter decay rates in tropical forests. **Ecosystems**, v. 15, n. 6, p. 999–1009, 2012.
- YEONG, K. L.; REYNOLDS, G.; HILL, J. K. Leaf litter decomposition rates in degraded and fragmented tropical rain forests of Borneo. **Biotropica**, p.1–10, 2016.

CAPÍTULO 3

FAUNA INVERTEBRADA EPIGEICA DE TRÊS ÁREAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DO MATO GROSSO DO SUL

Resumo: A fauna epigeica representa os invertebrados de meso e macrofauna que se locomovem na interface serapilheira-solo e auxiliam na fragmentação, incorporação de resíduos orgânicos, estruturação do solo e decomposição, de acordo com sua funcionalidade. São sensíveis a alterações ambientais e, portanto, excelentes bioindicadores. Objetivou-se avaliar a estrutura da comunidade da fauna epigeica do solo de três áreas em processo de restauração por plantio de mudas, localizadas nos municípios de Ivinhema (IV-14), Jateí (JA-15) e Caarapó (CA-15), Mato Grosso do Sul. A coleta ocorreu no final dos períodos de verão e inverno por meio de armadilhas de queda (“*pitfall*”), sendo instaladas 10 armadilhas por área, cada uma com 200 mL de formol a 4% e duas gotas de detergente, permanecendo em campo por sete dias, em cada época avaliada. Foram realizadas a triagem e identificação dos organismos em nível de grandes grupos taxonômicos (classe, ordem ou família) e a classificação quanto ao hábito funcional (Insetos Sociais, Predadores, Saprófagos, Micrófagos, Fitófagos). As duas épocas totalizaram 3969 indivíduos, distribuídos em 27 grupos taxonômicos. CA-18 obteve destaque em março para abundância total (1115), riqueza (21) e índices ecológicos (H' 2,8 e J' 0,91). JA-15 se destacou em setembro (513 e 15), (H' 2,4 e J' 0,90). Para as três áreas, no verão, os grupos taxonômicos mais frequentes foram Formicidae, Collembola, e Diptera e os grupos funcionais foram os Insetos Sociais e Micrófagos. Para o inverno, Formicidae e Coleoptera; Insetos Sociais e Predadores destacaram-se. A precipitação, temperatura, o fechamento do dossel e consequente conservação da umidade do solo, associado à complexidade estrutural da vegetação das áreas de restauração e conectividade com outros fragmentos são determinantes à fauna epigeica. A fauna epigeica foi considerada um bom indicador, entretanto, para uma avaliação sistêmica, recomenda-se a utilização de indicadores complementares, a fim de que o parecer da integridade ambiental de áreas em processo de restauração ecológica seja mais assertivo.

Palavras-chave: bioindicador de qualidade do solo; diversidade; interface serapilheira-solo; armadilhas de queda

Abstract: The epigeic fauna represents the meso and macrofauna invertebrates that move in the interface litter-soil and assist in the fragmentation, incorporation of organic residues, soil structuring and decomposition, according to its functionality. They are sensitive to environmental changes and, therefore, excellent bioindicators. The objective of this study was to evaluate the structure of the soil epigeic fauna community of three restoration areas by planting seedlings, located in the municipalities of Ivinhema (IV-14), Jateí (JA-15) and Caarapó (CA-15), Mato Grosso do Sul. The collection took place at the end of the summer and winter periods by means of pitfalls, with 10 traps per area, each with 200 mL of 4% formaldehyde and two drops of detergent, remaining in the field for seven days, in each evaluated period. Were carried out the screening and identification of organisms at the level of large taxonomic (class, order or family) and the classification of the functional habit (Social Insects, Predators, Saprophagous, Microphagous, Phytophagous). The two seasons totaled 3969 individuals, distributed in 27 taxonomic groups. CA-18 was highlighted in March for total abundance (1115), wealth (21) and ecological indices (H '2,8 and J' 0,91). JA-15 stood out in September (513 and 15), (H '2.4 and J' 0.90). For the three areas, in the summer, the most frequent taxonomic groups were Formicidae, Collembola, and Diptera and the functional groups were the Social Insects and Microphagous. For the winter, Formicidae and Coleoptera; Social Insects and Predators stood out. Precipitation, temperature, closure of the canopy and consequent conservation of soil moisture, associated to the structural complexity of the vegetation of the restoration areas and connectivity with other fragments are determinant to the epigeic fauna. The epigeic fauna was considered a good indicator, however, for a systemic evaluation, it is recommended to use complementary indicators, so that the opinion of the environmental integrity of areas in the process of ecological restoration is more assertive.

Key words: soil quality bioindicator; diversity; litter-fall interface; fall traps

1 Introdução

A utilização inadequada frente ao uso e ocupação do solo ao longo dos anos tem intensificado os processos de degradação no Estado do Mato Grosso do Sul (BORLACHENCO E GONÇALVES, 2017). A supressão da vegetação ciliar para a

abertura de novas áreas para a pecuária (BORLACHENCO e GONÇALVES, 2017) e a prolongada utilização das monoculturas e uso indiscriminado de agrotóxicos, solo e água são alguns dos fatores que alteram o ambiente natural e ocasionam impactos diretos na biodiversidade (DEUS e BAKONYI, 2012) e consequentemente no funcionamento e na provisão dos serviços ambientais (DUFFY, 2009).

Visando intervir em áreas que sofreram degradação e auxiliar, não só na recomposição vegetal dessas áreas, como também no equilíbrio do ecossistema e processos ecológicos, conforme preconiza a restauração ecológica definida pela SER (2004), muitas metodologias têm sido aplicadas e estudadas (DIAS et al., 2014; SILVA et al., 2016; BERTACCHI et al., 2016; CORBIN et al., 2016; PIAIA et al., 2017).

Para tentar compreender se as mesmas têm obtido resultados positivos, buscam-se também métodos de avaliação do sucesso da restauração, como por exemplo, a utilização de indicadores ecológicos, que avaliam as condições ambientais de determinada área, de modo descritivo ou quantitativo (LIMA et al., 2015).

Um potencial indicador é a fauna invertebrada epigeica, que inclui os invertebrados presentes na interface serapilheira-solo (MOÇO et al., 2005), ou seja, que habitam e se locomovem nas camadas superiores do solo e serapilheira (LAVELLE e SPAIN, 2001). Ela compreende organismos de diâmetro corporal entre 0,2 - 2,0 mm denominados mesofauna e indivíduos de 2,0 - 20 mm, representando a macrofauna (SWIFT et al., 1979). Esses organismos participam ativamente de processos-chave para o funcionamento do ambiente, auxiliando na trituração dos resíduos orgânicos, estruturação do solo, decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, além de ocuparem vários níveis tróficos da cadeia alimentar, influenciando na estabilidade do ecossistema (LAVELLE e SPAIN, 2001). São categorizados quanto ao hábito, podendo ser saprófagos, os quais consomem de restos orgânicos em putrefação; fitófagos que ingerem partes vivas das plantas; micrófagos, que se alimentam de microrganismos; e predadores, que se alimentam de outros animais vivos (ASSAD, 1997).

A fauna do solo é considerada importante por responder sensitivamente ao ambiente e reagir às mudanças provocadas pelas práticas de manejo adotadas, tipo de vegetação, temperatura, umidade do solo, precipitação, serapilheira (MOÇO et al., 2010; SILVA et al., 2012), de modo que esses aspectos ocasionam variações quanto à abundância, diversidade e ocorrência de determinados grupos taxonômicos (MACHADO et al., 2015). Ademais, atende a premissa de que os indicadores devem ser

de fácil aplicabilidade, medição, custeio e compreensão (DURIGAN, 2011), tornando-a viável para o monitoramento em outras áreas (AQUINO et al., 2008).

Caló (2014) enfatiza que esse tipo de avaliação tem sido disseminada no âmbito de florestas naturais, monocultura e áreas degradadas, entretanto, pouco se sabe sobre sua aplicação em locais de restauração, uma vez que geralmente prioriza-se análises referentes a aspectos da vegetação. Derengoski (2017) compartilha da mesma ideia e complementa que o monitoramento da fauna invertebrada do solo é essencial para uma observação ecossistêmica.

Alguns estudos têm buscado a utilização desse indicador para o monitoramento de áreas restauradas (DAVIS e UTRUP, 2010; LIMA et al. 2015; FRANCO, 2016; RODRIGUES et al., 2016; AMARAL, 2017; ALVES et al., 2017; BIONDI, 2017). No Estado do Mato Grosso do Sul esse tipo de pesquisa ainda é incipiente, desse modo, dada sua importância, objetivou-se avaliar a estrutura da comunidade da fauna epigeica do solo como indicador ecológico de três áreas em processo de restauração por plantio de mudas com idades de 14, 15 e 18 anos, de modo a verificar sua aplicabilidade no monitoramento de áreas em processo de restauração ecológica.

2 Material e métodos

2.1 Áreas de estudo

O estudo da fauna do solo foi realizado em três áreas, resultantes da técnica de plantio de mudas, sob espaçamento 3x2m, situadas no Estado do Mato Grosso do Sul, especificamente nos municípios de Jateí, Ivinhema e Caarapó (Figura 1).

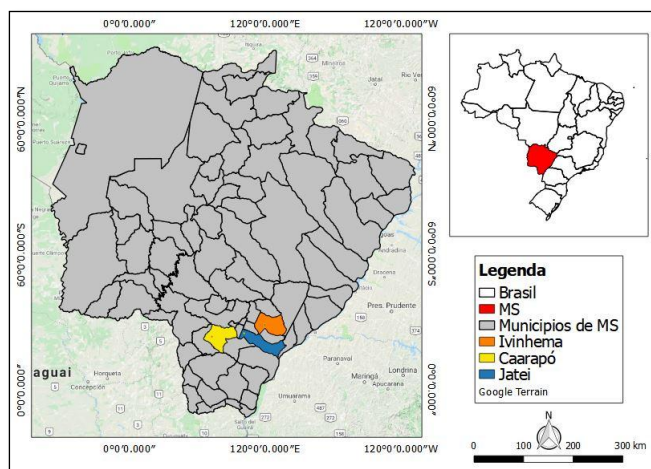


Figura 1. Localização dos municípios de Caarapó, Ivinhema e Jateí, estado do Mato Grosso do Sul, onde se encontram as áreas de restauração ambiental estudadas, 2017.

As informações pertinentes a cada uma das áreas estão listadas na Tabela 1 a seguir.

Tabela 1. Caracterização das três áreas de restauração ecológica localizadas no estado do Mato Grosso do Sul. (IV-14) Ivinhema-14 anos, (JA-15) Jateí-15 anos, (CA-18) Caarapó-18 anos; PI – Pioneiras, SI – Secundária Inicial, ST – Secundária Tardia; SEMI – Semidecídua, DECÍ – Decídua, PERE – Perenifólia, NI - Não identificado; SAF – Sistema Agroflorestal, APP – Área de Preservação Permanente.

Características gerais	Áreas de restauração ecológica		
	IV-14	JA-15	CA-18
Coordenadas	Lat. 53°55'09.58" O Lon. 22°22'10.69" S	Lat. 54°19'30.24" O Lon. 22°31'32.44" S	Lat. 54°58'03.89" O Lon. 22°35'28.40" S
Elevação	425 m	348 m	495 m
Vegetação original adjacente	Floresta Estacional Semidecidual	Floresta Estacional Semidecidual/Transição Cerradão	Floresta Estacional Semidecidual/Transição Cerradão
Clima	Cfa	Cfa	Cfa
Temperatura média	22°C	22°C	22°C
Precipitação	1.500 a 1.700 mm	1.500 a 1.700 mm	1.500 a 1.700 mm
Histórico antecedente à restauração	Uso Agrícola	Uso Agrícola	Uso Agrícola
Ano de implantação	2004	2003	2000
Tamanho	4,68 hectares	4,71 hectares	1,5 hectare
Nº de espécies utilizadas no plantio	37	125	Sem informação
Composição florística - 1 hectare (COSTA et al., 2017)	1651 indivíduos: 19 famílias, 39 gêneros e 46 espécies; PI 39% , ST 33%, SI 24%; SEMI 57%, DECÍ 30,3%, PERE 9,7%, NI 3%	1988 indivíduos: 41 famílias, 92 gêneros e 106 espécies; PI 42 % , ST 34 % , SI 20 % ; DECÍ 63%, SEMI 19%, PERE 13%, NI 5%	1990 indivíduos: 36 famílias, 63 gêneros e 77 espécies; ST 36 % , PI 34 % , SI 23 % ; SEMI 54%, DECÍ 26%, PERE 17,4%, NI 2,5%
Regeneração natural (COSTA, 2017)	24.033 ind.ha ⁻¹	36.700 ind. ha ⁻¹	59.000 ind. ha ⁻¹
Fechamento do Dossel	65%	80%	95%
Cobertura de gramíneas	35%	20%	5%

Continuação Tabela 1.

Características gerais	Áreas de restauração ecológica		
	IV-14	JA-15	CA-18
Produção anual de serapilheira (COSTA, 2017)	9406,25 kg/ha ⁻¹	5522,65 kg/ha ⁻¹	7089,45 kg/ha-1
Meses de produção da serapilheira superior a 1 tonelada (COSTA, 2017)	Agosto, Setembro, Dezembro, Janeiro e Fevereiro	Agosto	Agosto
Tempo meia vida - decomposição da serapilheira foliar (FRÓES, 2019)	269 dias	218 dias	194 dias
Fragmentos adjacentes	Sem remanescentes. Apenas SAF biodiverso próximo - 1 hectare	APP interligada de 7,9 hectares e fragmento próximo de 13 hectares	Fragmento interligado de 8,9 hectares
Pastagem e cultivos agrícolas entorno	85%	65%	40%

2.1.2 Variáveis ambientais das três áreas restauradas

Conforme dados do Agritempo (2017), quanto à precipitação no período de coleta da fauna epigeica, Ivinhema obteve maior expressividade no período de março, com 253,8 mm. Caarapó e Jateí obtiveram 62,2 e 66,9 mm, respectivamente. Em setembro, a maior representatividade foi para Caarapó, com 72,4 mm e Ivinhema, com 63,3 mm. A precipitação para Jateí foi de 35,5 mm. Referente à temperatura média, as três áreas restauradas foram iguais, com valores médios de 26° C para ambas as épocas de coleta (Figura 2).

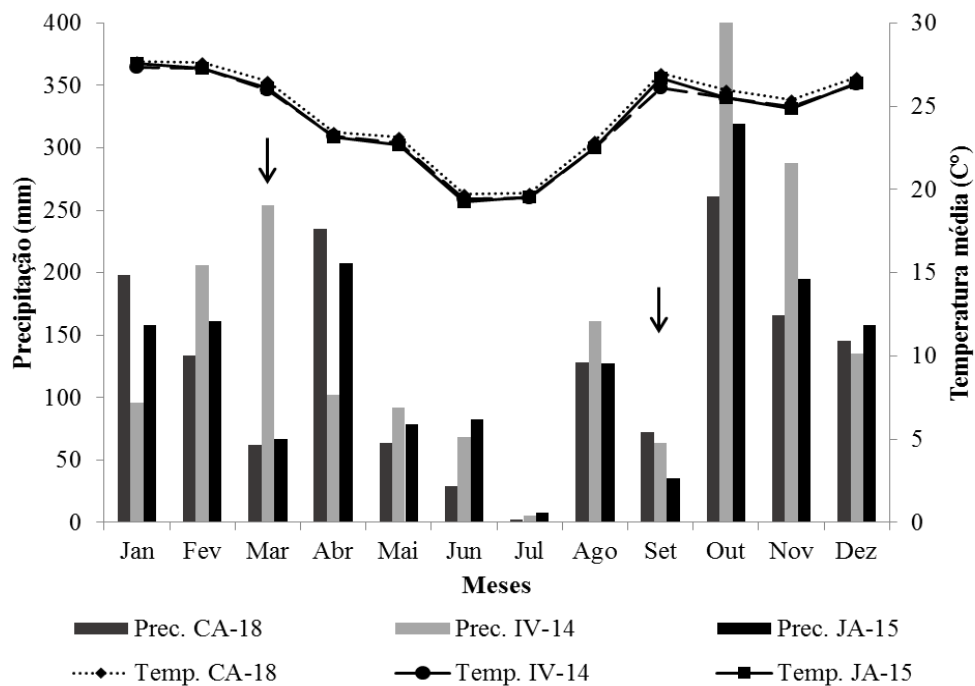


Figura 2. Precipitação e temperatura das três áreas de restauração situadas no estado do Mato Grosso do Sul. As flechas apontam os meses em que a fauna epigeica foi coletada. CAA – Caarapó, IVI – Ivinhema, JAT – Jateí. Fonte: AGRITEMPO (2017).

2.2 Fauna epigeica

A fauna epigeica foi coletada no final dos períodos de verão e inverno (março e setembro de 2017) por meio de armadilhas de queda (“*pitfall*”). Em cada uma foram inseridos 200 mL de formol a 4% e duas gotas de detergente para a quebra da tensão superficial da água, de modo a evitar a saída dos indivíduos. Foram instaladas dez armadilhas, equidistantes 20 metros em cada área de restauração ecológica, que permaneceram pelo período de sete dias em campo, para cada época avaliada.

As armadilhas foram direcionadas ao Laboratório de Restauração Ambiental da UFGD para posterior triagem manual e os organismos extraídos e armazenados em solução de álcool a 70%. Foram realizadas a triagem e identificação dos organismos com auxílio de uma lupa binocular, em nível de grandes grupos taxonômicos (classe, ordem ou família) e também a classificação funcional quanto ao hábito funcional (Fitófagos, Insetos Sociais, Micrófagos, Predadores, Saprófagos e Outros), com base em Assad (1997), Almeida et al. (2017) e Silva et al. (2013).

2.3 Análise dos dados

Os atributos ecológicos da fauna foram obtidos com base na abundância (número de indivíduos por armadilha); riqueza (número de grupos taxonômicos), frequência relativa, índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (MAGURRAN, 1988), que é dado pela fórmula:

$$H' = \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i,$$

em que p_i é a proporção da espécie, em relação ao número total de espécimes encontrado nas avaliações realizadas. No caso do presente trabalho, p_i foi considerado o grupo taxonômico de ordem ou família.

Foi calculado também o Índice de Equitabilidade de Pileou ($e = H/\log S$, onde H = índice de Shannon e S = número total de grupos na comunidade) (PIELOU, 1977).

3 Resultados e Discussão

Para as duas épocas avaliadas, os organismos do solo totalizaram 3969 indivíduos, distribuídos em 27 grupos taxonômicos (Tabela 1). Na primeira avaliação foram coletados 2727 indivíduos, sendo que destes, 1115 indivíduos e 21 grupos referiram-se a área de estudo CA-18. Em IV-14 foram encontrados 890 indivíduos, distribuídos em 18 táxons, seguido de JA-15 com 722 organismos e 19 táxons. A segunda avaliação resultou em 1242 indivíduos, representando 513 indivíduos e 15 táxons para JA-15. IV-14 obteve 457 indivíduos amostrados e 9 táxons, enquanto que CA-18 totalizou 272 indivíduos e 10 grupos taxonômicos (Tabela 2).

Tabela 2. Densidade (nº de indivíduos total), índices ecológicos e grupos funcionais da fauna epigeica em três áreas de restauração ecológica do Mato Grosso do Sul em duas épocas de coleta (março e setembro), 2017. CA-18 – Caarapó 18 anos, JA-15 – Jateí 15 anos, IV-14 – Ivinhema 14 anos.

Grupos taxonômicos	Março/2017				Setembro/2017				Grupo funcional
	CA-18	JA-15	IV-14	Total	CA-18	JA-15	IV-14	Total	
Araneae	34	33	46	113	17	32	26	75	Predadores
Blattodea	11	22	11	44	13	32	9	54	Saprófagos
Chilopoda	0	0	0	0	0	1	0	1	Predadores
Collembola	146	138	256	540	11	47	3	61	Micrófagos
Coleoptera	86	30	44	160	61	125	130	316	Predadores
Dermaptera	3	1	0	4	0	0	0	0	Saprófagos
Diplopoda	0	0	0	0	5	0	2	7	Saprófagos
Diplura	5	0	0	5	12	0	0	12	Saprófagos
Diptera	190	55	116	361	15	33	25	73	Outros
Formicidae	502	391	350	1243	129	213	253	595	Insetos Sociais
Hemiptera	3	1	4	8	0	4	0	4	Fitófagos
Homoptera	1	0	0	1	0	0	0	0	Fitófagos
Hymenoptera	14	3	2	19	0	3	0	3	Insetos Sociais
Isopoda	63	2	7	72	0	0	0	0	Saprófagos
Larva Coleoptera	4	6	7	17	4	15	7	26	Predadores
Larva Diptera	4	13	14	31	0	0	0	0	Predadores
Larva Lepidoptera	2	0	2	4	0	1	0	1	Predadores
Ninfa Psocoptera	0	0	1	1	0	0	0	0	Outros
Lepidoptera	2	1	3	6	0	1	0	1	Outros
Mantodea	0	1	0	1	0	0	0	0	Predadores
Ninfa Orthoptera	0	1	0	1	0	0	0	0	Outros
Orthoptera	4	3	1	8	5	2	2	9	Fitófagos
Oligochaeta	1	0	0	1	0	2	0	2	Saprófagos
Psocoptera	1	2	2	5	0	2	0	2	Saprófagos
Scorpionida	0	1	0	1	0	0	0	0	Predadores
Symphyla	1	0	6	7	0	0	0	0	Saprófagos
Thysanoptera	38	18	18	74	0	0	0	0	Saprófagos
Total	1115	722	890	2727	272	513	457	1242	
Riqueza	21	19	18		10	15	9		
Shannon H'	2,8	2,6	2,7		2,2	2,4	1,9		
Equitabilidade J'	0,91	0,88	0,93		0,92	0,90	0,85		

A densidade total e riqueza foram maiores na primeira avaliação, principalmente para CA-18, que resultou na densidade de indivíduos 76% maior no período de março e 52% maior em termos de riqueza. IV-14 também, com 49% maior em densidade e 50% em riqueza para o mesmo período. JA-15 obteve densidade de 29% e riqueza 21% maior nessa época (Tabela 2).

É possível que esse resultado tenha sido influenciado pela precipitação e temperatura, uma vez que no período de março para as três áreas foram contabilizados 15 dias de chuva, com as médias mínimas de 18°C e máximas de 38°C, enquanto que para o período de setembro as médias mínimas foram de 15°C e máximas de 36°C, com distribuição de 7 dias de chuva. É importante observar na Figura 2 os meses antecedentes a cada época de coleta, sendo o período do verão marcado por maior abundância de chuvas e temperaturas mais altas, e no período de inverno, menores temperaturas e distribuição menos uniforme de precipitação.

Estudos realizados em diferentes ecossistemas constatam que a maior ocorrência de organismos do solo é influenciada principalmente pela precipitação, decorrente da umidade proporcionada por ela e que reflete na sobrevivência da fauna do solo (CALVI et al., 2010; MANHÃES, 2011; MACHADO et al., 2015; FORMIGA et al., 2018).

Quanto à riqueza e índices ecológicos obtidos no período de março, CA-18 (H' 2,8 e J' 0,91) obteve destaque, entretanto, os valores para IV-14 (H' 2,7 e J' 0,93) e JA-15 (H' 2,6 e J' 0,88) ficaram próximos a ambos. Em setembro, os maiores índices foram para JA-15 (H' 2,4 e J' 0,90), seguido de CA-18 (H' 2,2 e J' 0,92). Embora IV-14 tenha sido o segundo maior em densidade, apresentou riqueza e índices ecológicos foram inferiores aos demais (H' 1,9 e J' 0,85) (Tabela 2).

Com base no estudo de Costa (2017), realizado em 2015, as áreas de IV-14 e CA-18 são áreas com maior produção anual de serapilheira (Tabela 1), e alguns estudos sugerem que esse fator pode ocasionar maior disponibilidade de resíduos para alimento e refúgio da fauna do solo (BARETTA et al., 2003). No caso do presente estudo, referente à fauna epigeica, na primeira avaliação o destaque foi para a área restaurada CA-18, seguida de JA-15, já na segunda ocorreu o inverso. Portanto, acredita-se que a disponibilidade de serapilheira anual, quando analisada isoladamente, não foi determinante para os parâmetros de abundância, riqueza e diversidade de organismos da fauna nas áreas de restauração em estudo, e sim a estrutura da vegetação das áreas (Tabela 1).

JA-15 e CA-18 são as mais representativas em termos de diversidade e heterogeneidade de espécies de plantas, tanto na composição florística, quanto na regeneração natural como no banco de sementes do solo, conforme estudo de Costa (2017) (Tabela 1). Câmara et al. (2018), Nunes et al. (2018), Machado et al., (2015); Formiga et al., (2018) corroboram da mesma ideia de que a diversidade da cobertura vegetal e o estágio de regeneração das florestas influencia fortemente na atividade, estrutura e diversidade da fauna do solo. Correia e Andrade (1999) reforçam que, quanto maior a diversidade da cobertura vegetal, maior será a heterogeneidade da serapilheira, que apresentará maior diversidade das comunidades de fauna. Além disso, JA-15 e CA-18 são as áreas de maior fechamento de dossel, que conforme observações pessoais possuem fechamento de 80% e 95%, respectivamente. A cobertura vegetal diminui a incidência direta da radiação solar e favorece a manutenção da umidade do solo (JARAMILLO-BOTERO et al., 2008).

Atrelado ao fator estrutural da vegetação ocorrente em cada área de restauração, JA-15 e CA-18 são áreas privilegiadas por conterem fragmentos próximos e/ou interligados às mesmas, o que não acontece com IV-14, tratando-se de um fragmento de restauração isolado por áreas de pastagem.

Estudo de Marichal et al. (2014), realizado em paisagens degradadas na Floresta Amazônica constatou que áreas degradadas destinadas a pastagem, com fragmentos próximos (cerca de 100m), obtiveram maiores densidades e diversidade de fauna do solo, enquanto que áreas mais distantes ocorreu o inverso, constatando que proximidade com remanescentes florestais pode ser uma “fonte de fauna” para áreas mais degradadas, permitindo o fluxo entre os locais, melhorando o microclima e favorecendo a comunidade edáfica.

Em levantamento realizado em áreas de florestas tropicais no Brasil, foram encontrados os seguintes valores para os parâmetros avaliados (Tabela 3).

Tabela 3. Índices ecológicos da fauna epigeica do solo coletada por meio de pitfalls em áreas de florestas tropicais no Brasil, V.: Verão; I.: Inverno.

Condição de uso do solo - caracterização	Riqueza		Shannon H'		Pielou J'		Referência
	I.	V.	I.	V.	I.	V.	
• Floresta secundária antiga que sofreu extração de madeira	20	20	0.77	0.63	0.4	0.3	CALVI et al., (2010)
• Floresta nativa de estágio sucessional intermediário	10	11	0.67	0.62	0.6	0.7	GUIMARÃES et al., (2016)
• Floresta Estacional Semidecidual em estágio inicial	22	15	-	-	0.3	0.7	MACHADO et al., (2015)
• Floresta Estacional Semidecidual em estágio avançado	26	18	-	-	0.6	0.6	MACHADO et al., (2015)
• Área de regeneração natural (20 anos)	12	13	2.48	2.11	0.7	0.6	NOGUEIRA et al., (2017)
• Cerrado Sensu Stricto	15	20	2.41	2.51	0.6	0.6	NUNES et al., (2018)
• Cerradão	15	18	2.19	2.66	0.6	0.6	NUNES et al., (2018)
• Floresta Estacional Semidecidual	16	18	2.62	2.26	0.7	0.5	NUNES et al., (2018)

A riqueza para o período do verão as três áreas de restauração (Tabela 1) foram similares aos estudos de Calvi et al. (2010), Nunes et al., (2018) e FES de estágio avançado de Machado et al., (2015) (Tabela 3). Já os índices ecológicos (H' e J') no período do verão (Tabela 1) foram maiores que os encontrados em toda a literatura referida (Tabela 2), exceto para o Cerradão em estudo de Nunes et al. (2018), que obteve índice de Shannon similar a JA-15 e IV-14.

No inverno, as riquezas do presente estudo (Tabela 2), foram inferiores aos encontrados por Calvi et al. (2010) e Machado et al. (2015). Os demais estudos (Tabela 3) obtiveram valores dentro do encontrado para as áreas de restauração (Tabela 2).

Para as duas épocas, os valores obtidos para o Índice de Shannon (H') foram maiores que os estudos de Calvi et al. (2010), Guimarães et al. (2015) e Guimarães et al. (2016). Estudo de Nunes et al. (2018) em Cerrado Sensu Stricto e Cerradão obtiveram valores similares aos encontrados para CA-18 e JA-15. Os demais estudos obtiveram valores de (H') superiores a todas as áreas avaliadas. O índice de Equitabilidade de Pielou (J') para as três áreas avaliadas (Tabela 2) foram maiores que os referidos no levantamento (Tabela 3).

É notório que as áreas de restauração ecológica, apesar de possuírem pouca idade, apresentam comportamento similar aos parâmetros ecológicos das áreas de

formação florestal de diferentes estágios sucessionais, e o período de maior abundância, riqueza e diversidade da fauna do solo para o presente estudo foi no verão. Para os estudos de Calvi et al. (2010), Guimarães et al. (2015), Guimarães et al. (2016), Nogueira et al., (2017), embora nem todos tenham verificado aumento da riqueza, diversidade e heterogeneidade no período do verão, foi constatado que a precipitação e temperatura foram determinantes no aumento da abundância dos organismos da fauna do solo.

Para Cunha et al. (2012), o maior número de organismos, riqueza, diversidade e heterogeneidade da fauna podem ser indicativos de um ambiente mais resiliente na manutenção dos serviços ambientais. Com base nessa afirmativa, as áreas de maior destaque foram CA-18 e JA-15.

Os grupos mais frequentes no período de março para as três áreas de restauração foram Formicidae, Collembola e Diptera (Figura 4). JA-15 obteve 54,2%, 19,1% e 7,6%, respectivamente; CA-18 representou 45%, 13,1% e 17% e IV-14 resultou em 39%, 19,1% e 7,6% para os três grupos (Figura 3).

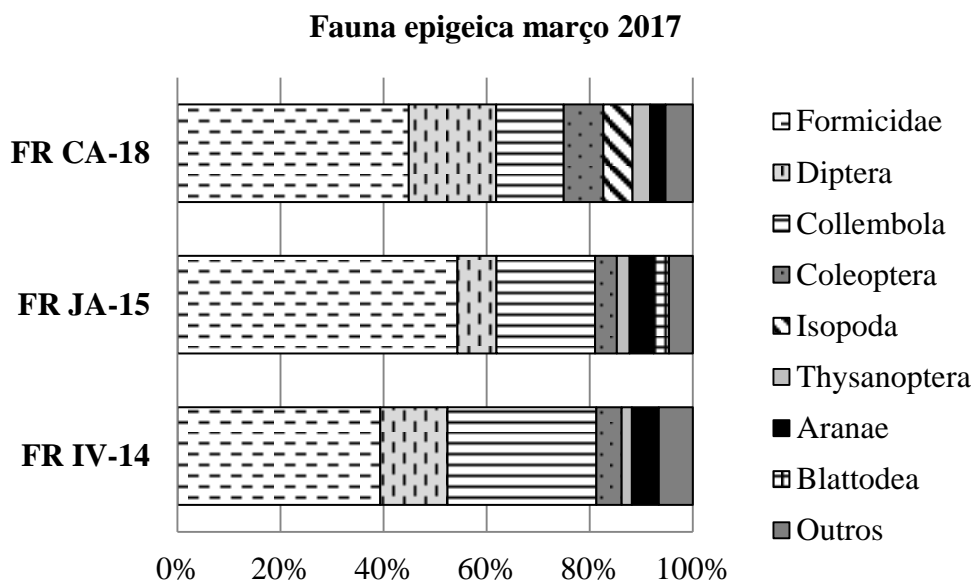


Figura 3. Frequência relativa (%) dos grupos da fauna epigeica com maior atividade no período de março, em três áreas de restauração ambiental no Estado do Mato Grosso do Sul, 2017. *Indivíduos com FR abaixo de 2% foram somados e categorizados como outros. **Outros (CA-18):** Blattodea, Diplura, Dermaptera, Hemiptera, Homoptera Hymenoptera, L. Coleoptera, L. Diptera, L. Lepidoptera, Lepidoptera, Oligochaeta, Orthoptera, Psocoptera, Symphyla; **Outros (IV-14):** Blattodea, Hemiptera, Hymenoptera, Isopoda, L. Coleoptera, L. Diptera, Lepidoptera, L. Lepidoptera, Ninfa Psocoptera, Orthoptera, Psocoptera, Symphyla; **Outros (JA-15):** Dermaptera, Hemiptera, Hymenoptera, Isopoda, L. Coleoptera, L. Diptera, Lepidoptera, Mantodea, Ninfa Orthoptera, Orthoptera, Psocoptera, Scorpionida.

Embora em IV-14 existam ninhos de formigueiros visivelmente expostos, foi à área com menor frequência do grupo Formicidae, com 39,3% na primeira avaliação (Figura 3). A nidificação das formigas pode ocorrer na superfície do solo, subterraneamente ou nos troncos de árvores (BATTIROLA et al., 2005; BUENO 2017), sendo que a maioria constroem ninhos no solo, em câmaras ligadas por túneis que podem ter até 20 metros de profundidade (SANTOS, 2002), o que dificulta mensurar a proporção da comunidade de Formicidae apenas com observações no local.

Formicidae tem grande importância ecológica, podendo auxiliar na dispersão de sementes, predação, aeração do solo, características físicas e químicas do solo e ciclagem de nutrientes (RUIZ et al., 2008; BOLICO et al., 2012). É conhecida como engenheira do ecossistema, em vista de causar grandes mudanças na estruturação, propriedades físicas e químicas do solo e disponibilizar recursos a outros organismos (ANDERSON, 2009).

Collembola foi mais abundante para o período de março (Figura 3), principalmente para IV-14 (28,8%), devido à ocorrência de maior quantidade de precipitação nessa área (Figura 2), visto que esse grupo se estabelece em lugares com boa umidade e temperatura, sendo muito sensíveis a variações na umidade do solo (CARDOSO et al., 2013; GUIMARÃES et al., 2015).

Estudos de Nunes et al., (2018) em Floresta Estacional Semidecidual, e Nogueira et al. (2017) em área de regeneração natural e em floresta nativa, ambos no período chuvoso, também encontraram Formicidae e Collembola como grupos mais frequentes.

Diptera foi frequente para as três áreas de restauração, com destaque para CA-18 e IV-15 (Figura 3). Esse grupo é comumente encontrado nos estudos de fauna do solo, entretanto, para a maioria não é considerado um componente edáfico (BARETTA et al., 2006). Costa (2002) sugere que o mesmo não exerce nenhuma atividade direta no solo e seu aparecimento pode estar relacionado ao uso temporário do solo para abrigo. Correia (2002) afirma que Diptera utiliza o solo pelo menos em uma fase da vida, sendo encontrado em áreas profundas e superficiais, preferindo locais de maior umidade e acúmulo de matéria orgânica morta, alimentando-se dela. Machado et al., (2015) também defende que esse grupo utiliza matéria orgânica em decomposição como recurso alimentar. A preferência por locais de maior acúmulo de resíduo vegetal pode justificar o predomínio para CA-18 e IV-15, com base nos dados médios de produção da serapilheira anual (Tabela 1).

Destaca-se também a presença de Isopoda para CA-18 (5,7%) e Aranae (5,2% IV-14), (4,6% JA-15) e (3% CA-18) (Figura 3).

Isopoda foi mais frequente para CA-18, sendo que sua ocorrência para as áreas de IV-14 e JA-15 foi menor que 2% e por isso entraram na categoria “outros” (Figura 4). O grupo Isopoda tem sua importância na trituração de resíduos vegetais em fragmentos menores, sendo fundamental para facilitar a ação dos microrganismos (VASCONCELOS et al., 2015). São sensíveis às mudanças de hábitat como a utilização de pesticidas, que alteram a qualidade da serapilheira a ser consumida, inibindo-os de se alimentar; e a compactação do solo, que influencia no teor da umidade (LOUREIRO et al., 2006). A qualidade do solo, da matéria orgânica e condições climáticas afetam diretamente o seu desenvolvimento (CORREIA et al., 2008). É possível que a maior frequência para CA-18 esteja relacionada com a qualidade da serapilheira, por ser uma área diversificada de espécies arbóreas e também o dossel fechado, propiciando a manutenção da umidade do solo.

A presença de Aranae é de suma importância, visto que esse grupo auxilia no controle biológico, atuando como predadores (BRITO et al., 2016), além de ser encontrado em áreas de menor intervenção antrópica, com recursos disponíveis para alimentação e formação de teias, indicando boas condições do ambiente (BARETTA et al., 2007). Observa-se que com o aumento da expressividade de Collembola, que é uma das principais fontes de alimento para Araneae nesse período para o presente estudo, aumenta-se a frequência de Araneae (Figura 3). Brito et al. (2016) também relata a possibilidade da ordem Collembola favorecer indiretamente o aparecimento de Araneae.

Ainda que a frequência de alguns grupos taxonômicos seja considerada baixa, o aparecimento de um ou mais grupos pode ser indicativo de qualidade de um ambiente específico (MACHADO et al., 2015). Vale ressaltar que a metodologia por meio da utilização de *pitfalls* não é eficiente para alguns grupos importantes da macrofauna, como o Oligochaeta (SILVA et al., 2008), visto que esse método facilita a apenas a captura de espécies ativas na superfície do solo (BROWN et al., 2006), entretanto abrange uma grande diversidade de organismos, até mesmo os que são ativos a noite.

O grupo Oligochaeta, com FR <2% e exclusivo para CA-18 (Figura 4), deve ter sua ocorrência destacada, pois são bem exigentes quanto à umidade do solo, temperatura e matéria orgânica (DIAS et al., 2007). São conhecidos como engenheiros do ecossistema, principalmente devido a sua locomoção propiciar abertura de galerias no solo, facilitando a locomoção de outros organismos da fauna, auxiliando na

distribuição de água no perfil do solo (BLANCHART et al., 2004) e transformação e incorporação de matéria orgânica (PULLEMAN et al., 2012).

Outro importante grupo a ser considerado, ocorrido exclusivamente em JA-15 é Scorpionida (Figura 4). A presença de Scorpionida está relacionada a um ambiente mais preservado, com bastante disponibilidade de alimento e estabilidade no ecossistema, em vista da existência de uma cadeia alimentar (BENZAZZI et al., 2013), indicando maior controle de estrutura trófica (PEREIRA et al., 2013).

Os grupos mais frequentes no período de setembro foram Formicidae e Coleoptera, representando (47,4% e 22,4%) para CA-18; (41,5% e 24,4%) para JA-15 e (55,4% e 28,4%) para IV-14 (Figura 4).

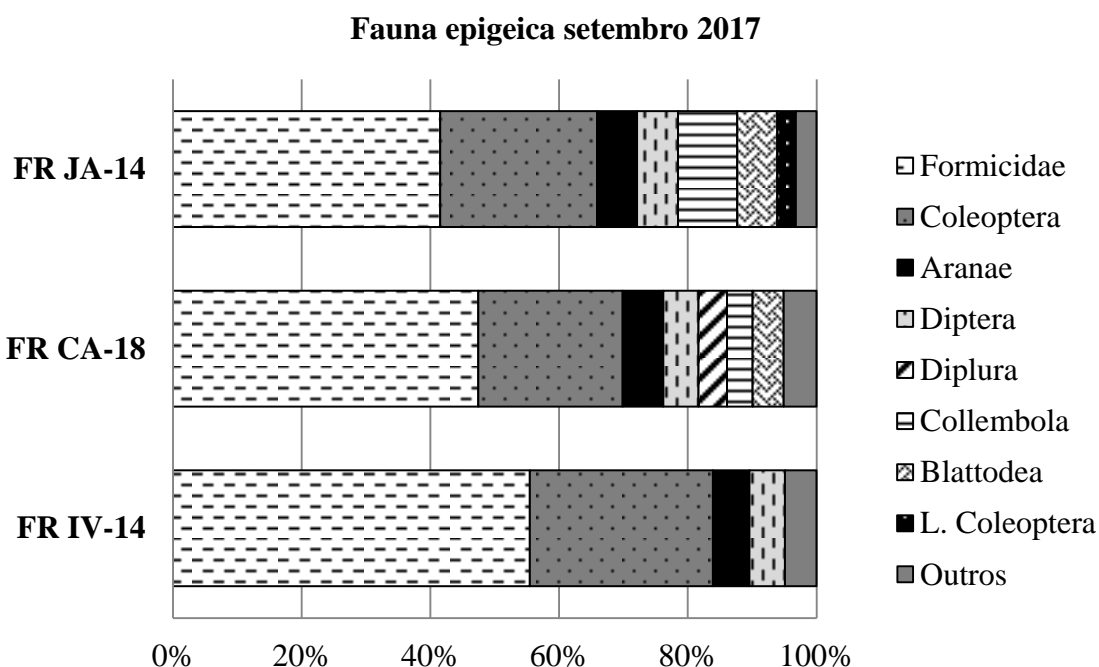


Figura 4. Frequência relativa (%) dos grupos da fauna epigeica com maior atividade no período de setembro, em três áreas de restauração ambiental no Estado do Mato Grosso do Sul, 2017. * Indivíduos com FR abaixo de 2% foram somados e categorizados como outros. **Outros (JA-15):** Chilopoda, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera, L. Lepidoptera, Oligochaeta, Orthoptera, Psocoptera; **Outros (CA-18):** Diplopoda, L. Coleoptera, Orthoptera; **Outros (IV-14):** Blattodea, Colembolla, Diplopoda, L. Coleoptera, Orthoptera.

Ao comparar os resultados com a primeira avaliação, observa-se que em março Formicidae diminuiu 12,7% da frequência relativa para JA-15 e aumentou 16,1% para IV-14 e 2,4% para CA-18, continuando como o grupo mais expressivo para as três áreas (Figuras 4). Esse resultado pode ser justificado pela alta diversidade e abundância desse grupo (SCORIZA e CORREIA, 2016; BIANCHI et al., 2017) além da capacidade de

sobrevivência em condições de perturbação do solo e alterações climáticas, sendo portanto, considerado resiliente (CORREIA, 2002).

Collembola que antes era o grupo mais predominante, favorecido pela precipitação, na segunda avaliação cede o segundo lugar para Coleoptera, que aparece com maior frequência, sendo perceptível o favorecimento de sua abundância nessa época do ano (Figura 4).

A ordem Coleoptera pode trazer benefícios para a física e a fertilidade do solo, principalmente na fase larval (CORREIA e OLIVEIRA, 2005). Auxilia na fragmentação e incorporação de resíduos orgânicos ao solo em diferentes profundidades participando ativamente na dinâmica na decomposição (BARETTA et al., 2011). A importância do aumento desse grupo em áreas reflorestadas é um indício de que os plantios tendem a se aproximar a uma mata nativa (MOREIRA, 2010).

Ressalta-se a presença de Diplura, exclusivamente para CA-18, com frequência relativa de 4,4% (Figura 4). A umidade do solo e a temperatura são fatores importantes para o estabelecimento desse grupo. Embora algumas espécies suportem temperaturas frias, a maior representatividade ocorre em épocas mais quentes e em locais com boa umidade do solo (MOCHOLÍ, 2015), sendo então um indicativo de que CA-18 encontre-se nessas condições. Em estudos futuros recomenda-se a medição da umidade do solo para complementar o estudo da fauna epigeica.

De forma semelhante, Nunes et al. (2018) observaram maior frequência de grupos similares em seu estudo, sendo que Formicidae, Coleoptera, Aranae, Acari e Collembola foram os mais representativos no período seco.

Dos grupos de menor FR na segunda avaliação, porém de grande importância, destaca-se a ocorrência de Chilopoda e Oligochaeta para JA-15, Diplura para CA-18 e Diplopoda para CA-18 e IV-14 (Figura 4).

Chilopodas requerem ambientes úmidos para se estabelecerem e geralmente sua maior abundância está relacionada com áreas menos impactadas e de estágios mais avançados de sucessão (BARETTA, 2007; MENEZES et al., 2009).

Diplopodas geralmente são encontrados em ecossistemas mais antigos com alta cobertura de copa (RUIZ e LAVELLE, 2008) e atuam na transformação da serapilheira por meio da fragmentação de tecidos mortos de plantas, de modo a promover a colonização de fungos e bactérias decompositoras (LAVELLE et al., 1997 e BARBOSA, 2011), sendo considerados um dos maiores consumidores de fragmentos orgânicos em florestas temperadas e tropicais (DUCATTI, 2000, UHLIG, 2005).

Tanto os Diplopodas como os Chilopodas perdem água diretamente da cutícula em baixa umidade relativa, e para evitar o ressecamento procuram locais úmidos para habitarem (COLEMAN e CROSSLEY, 1996). Desse modo, sua presença está relacionada não só à disponibilidade de alimentos, mas também às condições de umidade e sombreamento (FREGOLENTE et al., 2012).

No que concerne aos grupos funcionais, todos foram contemplados nas três áreas restauradas. O grupo de maior atividade para as duas épocas foi representado pelos Insetos Sociais, sendo que em março, a maior frequência foi para JA-15, com 54,6%, seguida de CA-18, com 46,3% e IV-14 com 39,5%. Em setembro, IV-14 teve um aumento considerável ocupando a primeira posição, com 55,4%, seguido de CA-18 e JA-15 (47,4% e 42,1%, respectivamente) (Figura 5).

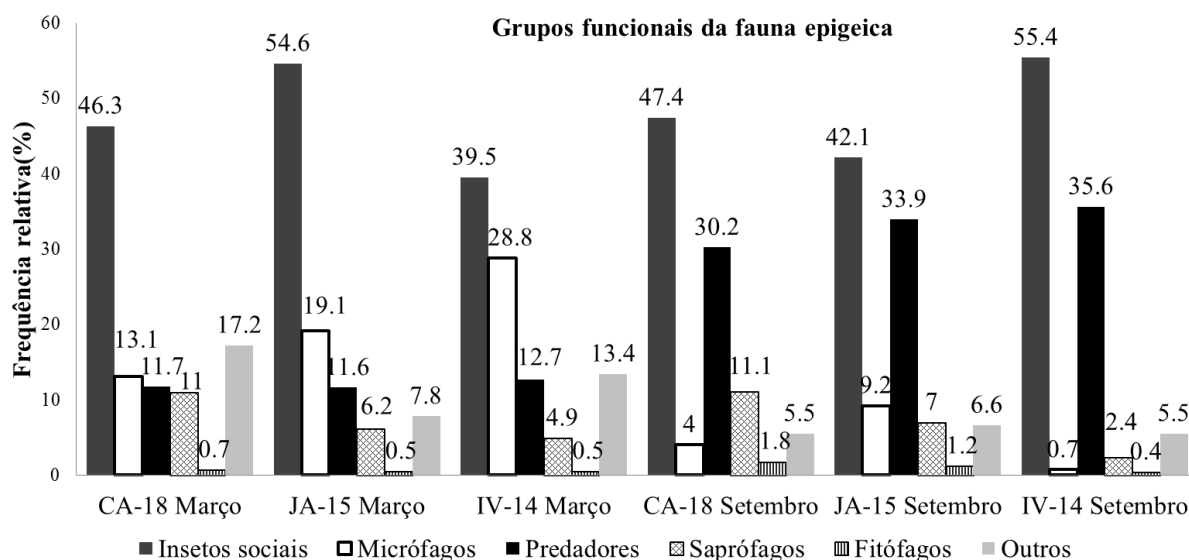


Figura 5. Frequência relativa (%) dos grupos funcionais da fauna epigeica encontrados nas duas épocas de avaliação em três áreas de restauração ecológica do Mato Grosso do Sul, 2017.

Os insetos sociais diferenciam-se por apresentarem organização social, como é o caso das formigas (família Formicidae), cupins (ordem Isoptera), abelhas e vespas (Hymenoptera), representados no presente estudo. Formicidae foi o mais abrangente dentro dos insetos sociais para as três áreas de restauração nas duas épocas avaliadas (Figura 6), o que é esperado, visto que as formigas integram um terço do total da biomassa de insetos nas florestas tropicais, além de se locomoverem em grupo, facilitando a coleta (HARADA et al., 2013).

Os Micrófagos foram o segundo mais frequentes para o período de março, para IV-14 e JA-15 correspondendo a 28,8% e 19,1%, respectivamente (Figura 5). Em setembro, 9,2% para JA-15, 4% para CA-18 e 0,7% para IV-14 (Figura 5). Essa categoria é representada pelos Collembolas e como visto, esse grupo é favorecido pela precipitação e umidade. É perceptível que essas condições influenciam fortemente a frequência de micrófagos para IV-14, que no primeiro momento obteve maior registro de precipitação (253,8 mm), e na segunda avaliação caiu para (63,3 mm). Embora a precipitação de JA-15 em setembro tenha sido a menor registrada (35,5 mm), acredita-se que o maior fechamento do dossel foi determinante para manter a umidade do solo e permitir a atividade dos micrófagos nesse período, até mesmo para CA-18.

Quanto à frequência de predadores, observa-se comportamento similar para as três áreas no período de março e aumento considerável para as três áreas em setembro, sendo CA-18 (18,5%) maior que no período anterior, JA-15 (22,3%) e IV-14 (22,9%) maior, que se deve a maior ocorrência de Coleoptera. Em estudo de Costa (2017) constatou-se que a deposição de serapilheira foi mais alta no mês de agosto para as três áreas restauradas. É possível que a deposição de serapilheira tenha influenciado o aumento de predadores em setembro, ressaltando ainda que as áreas de maior proporção de espécies decíduas são JA-15 (63%) e IV-14 (30,3%) (Tabela 1), o que denota grande quantidade de material vegetal depositado no solo após a época mais seca.

Silva et al. (2008) afirma que os resíduos presentes na superfície do solo contribui para maior abundância de grupos de predadores. Segundo Vicente et al. (2010), a presença do mesmo ocorre mediante a estabilidade de ecossistemas e, em ambientes degradados, o baixo percentual de indivíduos desse grupo é consequência da ausência de alimento.

Os saprófagos, que se alimentam diretamente dos resíduos em putrefação (MOÇO et al., 2005) foram mais frequentes para CA-18, tanto na primeira como segunda avaliação (11% e 11,1%), JA-15 (6% e 7%) e IV-14 (4,9% e 2,4%). Acredita-se que a precipitação, fechamento do dossel e umidade do solo também influenciaram esse grupo, assim como visto para os micrófagos. É possível que o aumento da quantidade de saprófagos influencie na velocidade de decomposição, uma vez que conforme estudo de decomposição realizado para as respectivas áreas (FRÓES, 2019) constatou-se que CA-18, seguido de JA-15 apresentaram decomposição mais rápida (Tabela 1).

Segundo Menezes et al. (2009) a predominância de diversos grupos de predadores e saprófagos indicam que o ambiente está em um estágio de sucessão mais avançado e de alta complexidade estrutural, que por sua vez, favorecem a cadeia alimentar da comunidade edáfica.

O grupo Fitófago foi o menos representativo para as três áreas (Figura 5). São consumidores de tecidos vivos das plantas (BROWN, 2001); causando danos às partes aéreas e raízes, podendo ser considerados como pragas em muitas ocasiões (BROWN et al., 2015), em áreas que se encontram em desequilíbrio.

Percebe-se que as áreas de restauração estudadas contemplam importantes organismos da fauna do solo, que podem servir como indicativos do estado atual dessas áreas. Quanto maior a complexidade da cobertura vegetal, maior heterogeneidade da serapilheira e diversidade de alimento para a fauna do solo, o que estimula um maior número de grupos faunísticos com diferentes funções (CORREIA e ANDRADE, 2008; MACHADO et al., 2015; FRANCO, 2016).

Amazonas et al. (2018) afirma que áreas jovens de restauração promovem o resgate da densidade da fauna do solo e diversidade, mesmo antes do restabelecimento de muitos atributos de vegetação e ciclagem de nutrientes ecossistêmicos.

4 Conclusão

Formicidae, Collembola, e Diptera são os grupos taxonômicos mais frequentes para o final do verão, já para o final do inverno o destaque foi Formicidae e Coleoptera, para as três áreas de restauração. Os grupos funcionais de maior expressividade foram os Insetos Sociais e Micrófagos, verão, e Insetos Sociais e Predadores, inverno. A composição dos grupos taxonômicos e de funcionalidade, em sua maioria, é influenciada pela época de avaliação.

A riqueza, diversidade e heterogeneidade da fauna epigeica encontradas para as áreas de restauração CA-18 e JA-15 apresentam valores similares aos obtidos em florestas naturais de estágios intermediários a avançados de sucessão. Acredita-se que a precipitação, temperatura, o fechamento do dossel e consequente conservação da umidade do solo, associado à complexidade estrutural da vegetação das áreas de restauração e conectividade com outros fragmentos são fatores determinantes à fauna epigéica.

O estudo permitiu compreender o estado atual das áreas quanto à estrutura da comunidade da fauna invertebrada epigeica de grandes grupos taxonômicos, sendo, portanto, um bom indicador para o monitoramento em áreas de restauração ecológica. Entretanto, para uma avaliação sistêmica, recomenda-se também a utilização de indicadores complementares como a análise da composição florística e fitossociológica, produtividade e acúmulo da serapilheira, umidade do solo, qualidade físico-química da matéria orgânica, entre outros, a fim de que o parecer da integridade ambiental de áreas em processo de restauração ecológica seja mais assertivo.

5 Referências

- AGRITEMPO. **Sistema de Monitoramento Agrometeorológico**. Disponível em: <<https://www.agritempo.gov.br/agritempo/jsp/Estatisticas/index.jsp?siglaUF=MS>> Acesso: 30/09/2017.
- ALMEIDA, H. S.; DA SILVA, R. F.; GROLLI, A. L.; SCHEID, D. L. Ocorrência e diversidade da fauna edáfica sob diferentes sistemas de uso do solo. **Revista Brasileira de Tecnologia Agropecuária**, v. 1, n. 1, p. 15-23, 2017.
- ALVES, F. I. V.; FIALHO, J. S.; NOGUEIRA, F. C. B.; MAIA, L. S. Fauna edáfica como bioindicadora de restauração com arbóreas nativas, em área de Caatinga. **Agrarian Academy**, Goiânia, v. 4, n. 7, p. 255 – 267, 2017.
- AMARAL, T. C. **Invertebrados epígeos como indicadores de recuperação de área degradada tratada com lodo de esgoto e resíduos de poda de árvores**. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade de Brasília, Brasília. 2017. 81p.
- AMAZONAS, N. T.; VIANI, R. A. G.; REGO, M. G. A.; CAMARGO, F. F.; FUJIHARA, R. T. ; VALSECHI, O. A. Soil macrofauna density and diversity across a chronosequence of tropical forest restoration in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** , São Carlos, v.78, n. 3, p. 449-456, 2018.
- ANDERSON, J.M. Why should we care about soil fauna? **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 8, p.835-842, 2009.
- AQUINO, A. M.; CORREIA, M. E. F.; ALVES, M. V. Diversidade da macrofauna edáfica no Brasil. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (Ed.). **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: UFLA, 2008. p. 143-170.
- ASSAD, M.L.L. (1997) **Fauna do solo**. In: Vargas, M.A.T.; Hungria, M., (eds.) *Biologia dos solos dos cerrados*. Planaltina, EMBRAPA-CPAC. p. 363-443.
- BARBOSA, J. P. P. P. **Revisão taxonômica e análise cladística do gênero Odontopeltis Pocock, 1894 (Diplopoda, Polydesmida, Chelodesmidae)**. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011. 35p.

- BARETTA, D.; SANTOS, J. C. P.; MAFRA, A. L.; WILDNER, L. P.; MIQUELLUTI, D. J. Fauna edáfica avaliada por armadilhas de catação manual afetada pelo manejo do solo na região oeste catarinense. **Revista Ciência Agroveterinária**, v. 2, n. 1, p. 97-106, 2003.
- BARETTA, D.; SANTOS, J. C. P.; BERTOL, I.; ALVES, M. V.; MANFOI, A. F.; BARETTA, C. R. D. M. Efeito do cultivo do solo sobre a diversidade da fauna edáfica no planalto sul catarinense. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 5, n. 2, p. 108-117, 2006.
- BARETTA, D.; BRESCOVIT, A.D.; KNYSAK, I. & CARDOSO, E.J.B.N. Trap and soil monolith sampled edaphic spiders (arachnida: araneae) in Araucaria angustifolia forest. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 4, p.375-383, 2007.
- BARETTA, D.; SANTOS, J. C. P.; SEGAT, J. C.; GEREMIA, E. V.; OLIVEIRA FILHO, L. C.; ALVES, M. Fauna edáfica e qualidade do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, v.7, p. 119-170, 2011.
- BATTIROLA, L. D.; MARQUES, M. I.; ADIS, J.; DELABIE, J. H. C.; Composição da comunidade de Formicidae (Insecta, Hymenoptera) em copas de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, Curitiba, v. 49, n. 1, p. 107-117, 2005.
- BENAZZI, E. S.; BIANCHI, M. O.; CORREIA, M. E. F.; LIMA, E.; ZONTA, E. Impactos dos métodos de colheita da cana-de-açúcar sobre a macrofauna do solo em área de produção no Espírito Santo – Brasil. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 34, n. 6, p. 3425-3442, 2013.
- BERTACCHI, M. I. F.; AMAZONAS, N. T.; BRANCALION, P. H. S.; BRONDANI, G. E.; OLIVEIRA, A. C. S.; PASCOA, M. A. R.; RODRIGUES, R. R. Establishment of tree seedlings in the understory of restoration plantations: natural regeneration and enrichment plantings. **Restoration Ecology**, v. 24, n. 1, p. 100–108, 2016.
- BIANCHI, M. O.; SCORIZA, R. N.; RESENDE, A. S.; CAMPELLO, E. F. C.; CORREIA, M. E. F.; SILVA, E. M. R. Macrofauna Edáfica como Indicadora em Revegetação com Leguminosas Arbóreas. **Floresta e Ambiente**, v. 24, s.n., p. 1 – 8, 2017.
- BIONDI, S. F. **Macroinvertebrados de solo amostrados em pitfall: qual a relação com a restauração de matas ciliares?** Dissertação (Mestrado em Ecologia de Biomas Tropicais) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto. 2017. 58p.
- BOLICO, C.F.; OLIVEIRA, E.A.; GANTES, M.L.; DUMONT, L.F.C.; CARRASCO, D.S.; D’INCAO, F. Mirmecofauna (Hymenoptera, Formicidae) de duas marismas do Estuário da Lagoa dos Patos, RS: diversidade, flutuação de abundância e similaridade como indicadores de conservação. **EntomoBrasilis**, v.5, n.1, p.11-20, 2012.
- BORLACHENCO, N. G. C.; GONÇALVES, A. B. Expansão agrícola: elaboração de indicadores de sustentabilidade nas cadeias produtivas de Mato Grosso do Sul. **Interações**, Campo Grande, MS, v. 18, n. 1, p. 119-128, 2017.

BRITO, M. F.; TSUJIGUSHI, B. P.; OTSUBO, A. A.; SILVA, R. F.; MERCANTE, F. M. Diversidade da fauna edáfica e epigeica de invertebrados em consórcio de mandioca com adubos verdes. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 51, n. 3, p. 253-260, 2016.

BROWN, G. G.; FRAGOSO, C.; BAROIS, I.; ROJAS, P.; PATRÓN, J. C.; BUENO, J.; MORENO, A. G.; LAVELLE, P.; ORDAZ, V.; RODRÍGUEZ, C. Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en los ecosistemas tropicales mexicanos. **Acta Zoológica Mexicana**, número especial 1, p. 79-110, 2001.

BROWN, G. G.; JAMES, S.W.; PASINI, A.; NUNES, D. H.; BENITO, N. P.; MARTINS, P. T. e SAUTTER, K. D. Exotic, peregrine, and invasive earthworms in Brazil: diversity, distribution, and effects on soils and plants. **Caribbean Journal of Science**, v. 42, n. 3, p. 339-358, 2006.

BROWN, G. G.; NIVA, C. C.; ZAGATTO, M. R. G.; FERREIRA, S. de A.; NADOLNY, H. S.; CARDOSO, G. B. X.; SANTOS, A.; MARTINEZ, G. de A.; PASINI, A.; BARTZ, M. L. C.; SAUTTER, K. D.; THOMAZINI, M. J.; BARETTA, D.; SILVA, E.; ANTONIOLLI, Z. I.; DECAËNS, T.; LAVELLE, P. M.; SOUSA, J. P.; CARVALHO, F. Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais. In: **Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica**. Embrapa Brasília: DF, 2015. 154p.

BUENO, O. C.; Ana Eugênia de Carvalho CAMPOS, A. E. C.; MORINI, M. S. C. (Editores). **Formigas em ambientes urbanos no Brasil**. Bauru, SP: Canal 6, 2017. 685 p.

CÂMARA, R.; DOS SANTOS, G. L.; PEREIRA, M. G.; DA SILVA, G. F.; SILVA, V. F. V.; SILVA, R. F. Effects of Natural Atlantic Forest Regeneration on Soil Fauna, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 25, n. 1, p. 1-10, 2018.

CALVI, G. P.; PEREIRA, M. G.; ESPINDULA JUNIOR, A.; MACHADO, D. L. Composição da fauna edáfica em duas áreas de floresta em Santa Maria de Jetibá - ES, Brasil. **Acta Agronômica**, Bogotá, v. 59, n. 59, p. 37-45, 2010.

CALÓ, L. O. **Caracterização da fauna epígea como indicadora de qualidade do solo em áreas de restauração florestal**. 2014. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. 111p.

CARDOSO, E.J.B.N., VASCONCELOS, R.L.F., BINI, D., MIYAUCHI, M.Y.H., SANTOS, C.A. dos, ALVES, P.R.L., PAULA, A.M. De, NAKATANI, A.S., PEREIRA, J. de M., NOGUEIRA, M.A., Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? **Scientia Agricola**, v. 70, n. 4, 274-289, 2013.

COLEMAN, D. C.; CROSSLEY, D. A. **Fundamentals on soil ecology**. London: Academic Press, 1996. 205p.

CORBIN, J. D.; ROBINSON, G. R.; HAFKEMEYER, L. M.; HANDEL, S. N. A long-term evaluation of applied nucleation as a strategy to facilitate forest restoration. **Ecological Applications**, v. 26, n. 1, p. 104–114, 2016.

CORREIA, M. E. F. **Potencial de utilização dos atributos das comunidades de fauna do solo e de grupos chave de invertebrados como bioindicadores do manejo de**

ecossistemas. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, dez. 2002. 23p. (Embrapa Agrobiologia, Documentos, 157).

CORREIA, M. E. F.; ANDRADE, A. G. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS G. A. et al. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais.** 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. cap. 10, p. 137-158.

CORREIA, M.E.F.; OLIVEIRA, L. C. M. Importância da fauna de solo para a ciclagem de nutrientes. In: AQUINO, A.M. de; ASSIS, R.L. de (Ed.). **Processos biológicos no sistema solo planta: ferramentas para uma agricultura sustentável.** Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2005. p.77-99.

COSTA, P. 2002. **Fauna do solo em plantios experimentais de *Eucalyptus grandis* Maiden, *Pseudosamanea guachapele* Dugand e *Acacia mangium* Willd.** Dissertação – Mestrado. Seropédica.: UFRRJ. 93 p.

COSTA, P. F.; PEREIRA, Z. V.; FERNANDES, S. S.; FRÓES, C. Q.; SCHIMIDT, C. A. P. **Composição florística e estrutura fitossociológica de três áreas de restauração florestal localizadas no Estado do Mato Grosso do Sul, MS.** In: Descobertas das ciências agrárias e ambientais 3 / Organizadoras Adriane Theodoro Santos Alfaro, Daiane Garabeli Trojan. – Ponta Grossa (PR): Atena Editora, 2017. 356 p.

COSTA, P. F. **Indicadores ecológicos no monitoramento de áreas em processo de restauração florestal localizadas no sul do estado do Mato Grosso do Sul – MS.** Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, 2017. 137p.

CUNHA, F. V. N., CORREIA, M. E. F., PEREIRA, G. H. A., PEREIRA, M. G., LELES, P. S. S. Soil fauna as an indicator of soil quality in forest stands, pasture and secondary forest. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 5, p. 1407-1417, 2012.

DAVIS, C. A.; UTRUP, J. S. Response of terrestrial invertebrates to high-and-low-diversity grassland restorations in south-central Nebraska. **Restoration Ecology**, v. 18, n. 2, p. 479-488, 2010.

DERENGOSKI, J. A. **Fauna edáfica bioindicadora em áreas sob tecnologias de restauração florestal no sudoeste do Paraná.** 2017. 116 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2017.

DEUS, R. M.; BAKONYI, S. M. O impacto da agricultura sobre o meio ambiente. **Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 7, n. 7, p. 1306-1315, 2012.

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, 2014.

DIAS, P. F., SOUTO, S. M., CORREIA, M. E. F., RODRIGUES, K. M., FRANCO, A. A. Efeito de leguminosas arbóreas sobre a macrofauna do solo em pastagem de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 37, n.1, p. 38-44, 2007.

DUCATTI, F. **Fauna edáfica em fragmentos florestais e em áreas reflorestadas com espécies da Mata Atlântica**. Dissertação (Pós-Graduação em Recursos Florestais) - ESALQ, Piracicaba, 2000. 70p.

DUFFY, J. E. Why biodiversity is important to the functioning of real-world ecosystems. **Frontiers in Ecology and Environment**, v. 7, n. 8, p. 437-444, 2009.

DURIGAN, G. O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação. In: GANDARA, F. B.; UEHARA, T.H.K. (Orgs.). **Monitoramento de áreas em recuperação: subsídios à seleção de indicadores para avaliar o sucesso da restauração ecológica**. São Paulo: SMA, 2011. 68p.

FORMIGA, L. D. A. S.; PAULO, P. F. M.; SANTOS, A. M. S.; CASSUCE, M. R.; LUCIANA BATISTA LIMA, SANTO, M. F. S. Distribuição temporal da macrofauna edáfica em áreas de caatinga sob pastejo caprino. **Revista Eletrônica Acervo Saúde**, Campinas, v. 10, n. 2, 1551-1559, 2018.

FRÓES, C. Q. Decomposição foliar visando o monitoramento de áreas em processo de restauração no Mato Grosso do Sul. In: FRÓES, C. Q. **Monitoramento de áreas em processo de restauração ecológica no estado do Mato Grosso do Sul**. Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, 2019. 113p.

FRANCO, R. **Fauna edáfica sob modelos em estágio inicial de restauração de floresta subtropical**. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2016. 138p.

FREGOLENTE, M.; BRIGANTE, J.; FOGO, J. C.; MENDONÇA, A. H. Análise da relação entre a complexidade vegetacional e as comunidades da macrofauna do solo. **Revista de biologia e ciências da terra**, v. 12, n. 1, p. 57-69, 2012.

GUIMARÃES, N. F.; GALLO, A. S.; SOUZA, M. D. B.; AGOSTINHO, P. R.; GOMES, M. S.; SILVA, R. F. Influência de sistemas de produção de café orgânico arborizado sobre a diversidade da fauna invertebrada epigeica. **Coffee Science**, Lavras, v. 10, n. 3, p. 280 - 288, 2015.

GUIMARÃES, N. F.; FONTANETTI, A.; FUJIHARA, R. T.; GALLO, A. S.; SOUZA, M. D. B.; MORINIGO, K. P. G. SILVA, R. F. Fauna invertebrada epigeica associada a diferentes sistemas de cultivo do cafeeiro. **Coffee Science**, Lavras, v. 11, n. 4, p. 484 - 494, 2016.

JARAMILLO-BOTERO, C.; MARTINEZ, H. E. P.; SANTOS, R. H. S. Características do café (*Coffea arabica* L.) sombreado no norte da América Latina e no Brasil: análise comparativa. **Coffee Science**, Lavras, v. 1, n. 2, p. 94-102, 2006.

HARADA, A. Y. et al. Assessment of ant communities in secondary forest in the eastern Amazon. **Comunicata Scientiae**, v. 4, n. 2, p. 186-194, 2013.

LAVELLE, P. Faunal activities and soil process: strategies that determine ecosystem function. **Advances in Ecological Research**, London, v. 37, p. 93-132, 1997.

LAVELLE, P.; SPAIN, A. V. **Soil ecology**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2001. 684p.

LIMA, P. A. F.; PACHÊCO, B. S.; SOUSA, S. R.; GATTO, A.; AQUINO, F. G.; ALBUQUERQUE, L. B. Indicadores ecológicos: ferramentas para o monitoramento do processo de restauração ecológica. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária: Embrapa Cerrados, Planaltina**, 2015. 46p.

LOUREIRO, S.; SAMPAIO, A.; BRANDÃO, A.; NOGUEIRA, A. J. A.; SOARES, A. Feeding behaviour of the terrestrial isopod *Porcellionides pruinosus* Brandt, 1833 (Crustacea, Isopoda) in response to changes in food quality and contamination, **Science of Total Environment**, v. 369, p. 119-128, 2006.

MACHADO, D. L.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, M. E. F.; DINIZ, A. R.; MENEZES, C. E. G. Fauna edáfica na dinâmica sucessional da Mata Atlântica em Floresta Estacional Semidecidual na Bacia do Rio Paraíba do Sul – RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 1, p. 91-106, 2015.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princenton University Press, 1988.

MANHÃES, C. M. C., GAMA-RODRIGUES, E. F., MOÇO, M. K. S., GAMA-RODRIGUES, A. C. Meso and macrofauna in the soil and litter of leguminous trees in a degraded pasture in Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 87, n. 5, p. 993-1004, 2013.

MENEZES, C. E. G., CORREIA, M. E. F., PEREIRA, M. G., BATISTA, I., RODRIGUES, K. M., COUTO, W. H. et al. Macrofauna edáfica em estágios sucessionais de floresta estacional semidecidual e pastagem mista em Pinheiral (RJ). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 6, p. 1647-1656, 2009.

MOCHOLÍ, A. S. Orden Diplura. **Revista IDE@ - SEA**, n. 35, p. 1–11, 2015.

MOÇO, M. K. S.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; CORREIA, M. E. F. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região Norte Fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.29, n. 4, p. 555-564, 2005.

MOÇO, M. K. S.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; MACHADO, R. C.; BALIGAR, V. C. Relationships between invertebrate communities, litter quality and soil attributes under different cacao agroforestry systems in the south of Bahia, Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 46, n. 3, p. 347-354, 2010.

MOREIRA, J. F. **Fauna do solo como bioindicador no processo de revegetação de áreas de mineração de bauxita em Porto Trombetas – PA**. Tese (Doutorado em Agronomia – Ciência do Solo), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2010. 94p.

NOGUEIRA, L. R.; PEREIRA, M. G.; SILVA, C. F.; GAIA-GOMES, J. H.; ASSUNÇÃO, S. A.; SILVA, E. M. R. Epigeal Fauna and Soil Chemical Attributes in Grazing And Regeneration Areas. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 1-10, 2017.

NUNES, L. A. P. L.; ARAÚJO, L. A. P. L.; PESSOA, M. M. C.; SOUSA, R. S.; SILVA, J. D. C.; MATOS-FILHO, C. H. A. Edaphic fauna in a vegetation gradient in the Sete Cidades National Park. **Brazilian Journal of Biology**, p. 1-7, 2018.

PIAIA, B. B.; ROVEDDER, A. P. M.; COSTA, E. A.; FELKER, R. M.; PIAZZA, E. M.; STEFANELLO, M. M. Transposição do banco de sementes para restauração

ecológica da floresta estacional no Rio Grande do Sul. **Agrária**, v.12, n.2, p.227-235, 2017.

PIELOU, E. C. Assessing the diversity and composition of restored vegetation. **Canadian Journal of Botany**, v. 64, n.7, p.1344-1348, 1986.

PEREIRA, G. H. A.; PEREIRA, M. G., ANJOS, L. H. C., AMORIM, T. A., MENEZES, C. E. G. Decomposição da serrapilheira, diversidade e funcionalidade de invertebrados do solo em um fragmento de Floresta Atlântica. **Bioscience Journal**, v. 29, n.1, p. 1317-1327, 2013.

PULLEMAN, M.; CREAMER, R.; HAMER, U.; HELDER, J.; PELOSI, C.; PÉRES, G.; RUTGERS, M. Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services—an overview of European approaches. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 4, n. 5, p. 529–538, 2012.

RODRIGUES, K. M.; CORREIA, M. E. F.; RESENDE, A. S.; CAMILO, F. L.; CAMPELO, E. F. C.; FRANCO, A. A.; DECHEN, S. C. F. Fauna do solo ao longo do processo de sucessão ecológica em voçoroca revegetada no município de Pinheiral – RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 2, p. 355-364, 2016.

RUIZ, N.; LAVELLE, P.; JIMÉNEZ, J. **Soil macrofauna field manual**: Technical level. Rome: FAO, 2008. 100 p.

SANTOS, J. C.; DEL-CLARO, K. As formigas tecelãs do cerrado. **Ciência hoje**, v. 32, n. 188, p. 68-71, 2002.

SCORIZA, R. N.; CORREIA, M. E. F. Fauna do Solo como Indicadora em Fragmentos Florestais na Encosta de Morrotes. **Floresta e Ambiente**, Seropédica v. 23, n. 4, p. 598-601, 2016.

SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, Washington DC. 2004.

SILVA, R. F.; AQUINO, A. M.; MERCANTE, F. M.; GUIMARÃES, M. F. Macrofauna invertebrada do solo em sistema integrado de produção agropecuária no Cerrado agropecuária no Cerrado. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 30, supl., p. 725-731, 2008.

SILVA, C. F.; PEREIRA, G. H. A.; PEREIRA, M. G.; SILVA, A. N.; MENEZES, L. F. T. Fauna edáfica em área periodicamente inundável na restinga da Marambaia, RJ. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 3, p. 587-595, 2013.

SILVA, J.; JUCKSCH, I.; TAVARES, R.C. Invertebrados edáficos em diferentes sistemas de manejo do cafeeiro na Zona da Mata de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v.7, n. 2, p.112-125, 2012.

SILVA, K. A.; MARTINS, S. V.; NETO, A. M.; DEMOLINARI, R. A.; LOPES, A. T. Restauração Florestal de uma Mina de Bauxita: Avaliação do Desenvolvimento das Espécies Arbóreas Plantadas. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 3, p. 1-11, 2016.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. Decomposition in terrestrial ecosystems. **Studies in Ecology**, v. 5, p. 372, 1979.

VASCONCELLOS, N. J. S.; SILVA, R. F.; BINS, F. H.; SILVA, B. L. Reservas legais: um importante refúgio para os isópodos terrestres em áreas agrícolas. **Revista Ambiente e Água**, v. 10, n. 3, p. 676-684, 2015.