

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO – PPGCS

ANA CAROLINA LOVATEL

**FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM E DINÂMICA DO CARBONO, DA BIOMASSA
FÚNGICA E DA COMUNIDADE DE COLEMBOLOS EM SOLOS DO OESTE
CATARINENSE**

LAGES

2022

ANA CAROLINA LOVATEL

**FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM E DINÂMICA DO CARBONO, DA BIOMASSA
FÚNGICA E DA COMUNIDADE DE COLEBOLOS EM SOLOS DO OESTE
CATARINENSE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciência do Solo.
Orientador: Prof. Dr. Osmar Klauberg-Filho

**LAGES
2022**

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

Lovatel, Ana Carolina
FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM E DINÂMICA
DO CARBONO, DA BIOMASSA FÚNGICA E DA
COMUNIDADE DE COLEBOLOS EM SOLOS DO
OESTE CATARINENSE /
Ana Carolina Lovatel. -- 2022.
102 p.

Orientador: Osmar Klauberg-Filho
Tese (doutorado) -- Universidade do Estado de
Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias,
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo,
Lages, 2022.

1. Atividade microbiana. 2. Estoque de Carbono. 3.
Micorrizas. 4. Métricas da paisagem.. I. Klauberg-Filho,
Osmar . II. Universidade do Estado de Santa Catarina,
Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-
Graduação em Ciência do Solo. III. Título.

ANA CAROLINA LOVATEL

FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM E DINÂMICA DO CARBONO, DA BIOMASSA FÚNGICA E DA COMUNIDADE DE COLEMBOLOS EM SOLOS DO OESTE CATARINENSE

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo do Centro de Ciências Agroveterinárias, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutora em Ciência do Solo.

BANCA EXAMINADORA

Orientador:

Dr. Osmar Klauberg-Filho
Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC

Membros:

Dra. Mari Lúcia Campos
Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC

Dr. Luis Carlos Iunes de Oliveira Filho
Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC

Dra. Carolina Riviera Maluche Baretta
A Universidade Comunitária da Região de Chapecó-
UNOCHAPECÓ

Dr. Murilo Dalla Costa
Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de
Santa Catarina- EPAGRI

Lages, 27 de agosto de 2022.

AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar a Deus pelo dom da vida e pela oportunidade de cumprir e concluir mais uma etapa em minha vida.

Aos meus pais Salete Lourdes Lovatel e João Fortunato Lovatel por todo apoio incondicional para realização deste e dos demais sonhos, pelo carinho, amor, dedicação e principalmente pelos ensinamentos e motivação. Sou imensamente grata por vocês serem meus pais, obrigada por tudo. Aqui incluo meus irmãos Cleber Lovatel e Ricardo Augusto Lovatel.

A meu professor e orientador Osmar Klauberg Filho, por todos os ensinamentos, conselhos, dedicação e pelas contribuições e parceria nesta caminhada, que acompanhou a formação de uma Engenheira Agrônoma, uma Mestre e agora Doutora em Ciência do Solo, foram 12 anos de muito crescimento.

A todos os amigos e amigas que tive o privilégio de conhecer e conviver ao longo da caminhada, mas não estiveram ausentes nesta etapa, acompanhando todos os momentos, mesmo com a distância nunca deixamos de ter contato e acreditar que teríamos uma doutora. Em especial as minhas grandes amigas, a quem considero como irmãs, Cynthia Akemi Tanaka, Eduarda Rocha, Queli Cristina Lovatel, Meiry Pecher, Letícia Lovatel (Grandes amigas de Ouro).

A Priscila Stocco Theodoro pela paciência, dedicação e ensinamentos ao longo do período de trabalho no laboratório e fora dele (principalmente), por todo o apoio e por ter idealizado a Amanita Saboaria Natural.

As minhas “mães” da graduação, Gessiane Ceola, Janaína e Mariana Bröering que mesmo longe sempre me apoiaram e me deram suporte acreditando no meu potencial.

Ao Gabriel Freitas Mazieiro que foi de suma importância no meu trabalho de doutoramento, por ser bolsista de iniciação científica, realizando as análises ao meu lado e assim se tornou um grande amigo, pela troca de ideias e conversas.

Aos amigos que adquiri nesta etapa, pessoas que já convivíamos, porém nesta etapa se tornaram grandes amigas (os), Cleiton Lazzari e Daniela Tomazelli aos quais foram mais que amigos e sim psicólogos. A Daniela o agradecimento é redobrado por me ajudar na construção da escrita, estatística e sempre discutir e construir os passos deste trabalho, uma das minhas maiores fontes de inspiração.

Ao projeto Paisagens que me proporcionou ter uma experiência profissional excelente e junto com ela trabalhar com duas pessoas excelentes Pamela Niederauer Pompeo e o Douglas Alexandre, com os quais formamos uma excelente equipe de trabalho. Junto ao projeto Paisagens agradeço também o Luís Carlos Iuñes de Oliveira Filho e o Dilmar Baretta por nos auxiliarem sem medir esforços na execução do mesmo.

O Romário Alves, Ana Letícia, Jaqueline Mayer, Gustavo de Oliveira, Gustavo Modolon e a Rafaela Peron, pelas conversas, conselhos, desabafo e todo suporte.

A toda equipe do laboratório de Ecologia do Solo (CAV-UDESC) pelos ensinamentos, convivência, troca de ideias e ajudas psicológicas e braçais, Gilvani, Vanessa, Eduardo, Elston, Elder, Giovana, Aline, Nathália, estes pelo apoio e pela grande ajuda. A Viviane Santos que foi nossa parceira nos ajudando nas análises com o HPLC, agradeceu toda disponibilidade, paciência e prestatividade.

A UDESC, através do Centro de Ciências Agroveterinárias – Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, por tornar possível a concretização de um sonho, em uma universidade pública, e de qualidade. Junto agradeço aos professores por todos os conhecimentos transmitidos e pela dedicação para transmitir o ensino e conhecimento. Aqui incluo meu agradecimento aos colegas dos laboratórios de Manejo e Física do solo, Química, Fertilidade, Usos, Gênese do Solo, Análises Ambientais e Rotina. Agradeço a Universidade Comunitária da Região de Chapecó-UNOCHAPECÓ, em especial Dra. Carolina Riviera Maluche Baretta pelo suporte físico e parceria de análises.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de doutorado. É reconhecido o apoio financeiro da Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina (FAPESC 2021 TR896 e FAPESC 2019 TR617).

Sou imensamente grata pelas ajudas físicas, mas principalmente pelos conselhos e ajuda psicológica e pelo companheirismo, incentivos e contribuições que vocês deram, amos vocês. Obrigada amigos pelas brigas, conselhos, ajudas e “por todas as risadas, por todos os segredos, por todos os abraços e por todos os momentos!”, foi um prazer dividir está jornada com vocês.

Muito obrigado a todos por tudo!

RESUMO

A crescente demanda pela produção de alimentos levou a substituição de áreas de floresta nativa para uso agrícola, caracterizando assim a fragmentação da paisagem. Esta fragmentação altera características físicas, químicas, biológicas, assim como os ciclos biogeoquímicos dos solos. Essas mudanças alteram o solo como habitat para fungos e mesofauna do solo que se alimentam de suas estruturas. O objetivo desta tese foi estudar a relação e influência de fragmentação da paisagem em nível baixo, intermediário e alto nos compartimentos e frações de carbono (Capítulo I) na biomassa microbiana e fúngica e a relação com os colêmbolos (Capítulo II) e o efeito na atividade fúngica geral e de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) (Capítulo III) dos solos da mesorregião do Oeste de Santa Catarina. Para avaliar essas interações e influências foi realizado um estudo de campo em três municípios da mesorregião Oeste do estado de Santa Catarina - Chapecó, Pinhalzinho e São Miguel do Oeste, selecionados de acordo com métricas de paisagens (densidade de bordas fragmentadas, riqueza e diversidade de usos). O nível de fragmentação classificado como baixo em Chapecó, intermediário em Pinhalzinho e alto em São Miguel do Oeste; as coletas foram feitas em duas épocas de amostragem: abril (clima quente e seco) e em agosto de 2018 (clima frio e úmido). Foram amostrados solo, serapilheira e raízes para determinação de características químicas, físicas e microbiológicas. Os resultados demonstram que o alto do nível de fragmentação da paisagem foi correlacionado com o aumento de carbono solúvel em água e carbono associado aos minerais (Capítulo I). A fragmentação da paisagem alterou a biomassa de fungos e biomassa microbiana total do solo, reduziu a riqueza e a diversidade de colêmbolos (Capítulo II). O número de esporos de FMAs foi maior na alta fragmentação da paisagem. Destacaram-se a colonização arbuscular e glomalina, que foram influenciadas pela fragmentação e carbono do solo. A glomalina apresentou correlações com os atributos físicos do solo em todos os níveis de fragmentação, enquanto a colonização arbuscular não apresentou correlações no nível intermediário e alto de fragmentação (Capítulo III). Como conclusão, a fragmentação da paisagem influencia nos compartimentos de carbono, na biomassa microbiana e fúngica, interações entre organismos da mesofauna e fungos (atividade fúngica) e nas interações com os atributos físicos e químicas do solo.

Palavras-chave: Atividade microbiana, Estoque de Carbono, Micorrizas, Métricas da paisagem.

ABSTRACT

The increased demand for food production led to the replacement of native forests for agricultural land use, thus characterizing the fragmentation of the landscape. This fragmentation alters physical, chemical, and biological characteristics, as well as soil biogeochemical cycles. These changes alter the soil as a habitat for fungi and soil mesofauna that feed on their structures. The objective of this thesis was to study the relationship and influence of landscape fragmentation at lower, intermediate, and higher levels in carbon compartments and fractions (Chapter I) microbial and fungal biomass and the relationship with the springtail (Chapter II) and the effect on general soils fungal activity and arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) (Chapter III) of the western mesoregion of Santa Catarina. To evaluate these interactions and influences, a field study was carried out in three cities in the Western mesoregion of the state of Santa Catarina - Chapecó, Pinhalzinho and São Miguel do Oeste selected according to landscape metrics (density of fragmented edges, patches richness, and patches diversity). The level of fragmentation was classified as lower in Chapecó, intermediate in Pinhalzinho and higher in Miguel do Oeste; the collections were made in two times: (hot and dry climate) and on August 2018 (cold and humid climate). Soil, litter, and roots were sampled to determine chemical, physical, and microbiological characteristics. The results showed that the higher level of landscape fragmentation was correlated with the increase in water-soluble carbon and carbon associated with minerals (Chapter I). Landscape fragmentation altered fungal biomass and total microbial biomass of soil, and reduced the richness, and diversity of springtail (Chapter II). The number of AMF spores was higher in the high fragmentation of the landscape. Arbuscular colonization and glomalin were highlighted, which were influenced by soil fragmentation and carbon. Glomalin showed correlations with soil physical attributes at all levels of fragmentation, while arbuscular colonization showed no correlations at the intermediate and high levels of fragmentation (Chapter III). In a conclusion, the fragmentation of the landscape influences the carbon compartments, microbial and fungal biomass, interactions between organisms of mesofauna and fungi, and interactions with the physical and chemical attributes of the soil.

Keywords: Microbial activity, Carbon Stock, mycorrhiza, Landscape metrics.

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| 1 INTRODUÇÃO..... | 12 |
| 1.2 HIPOTHESES..... | 15 |
| 1.2OBJETIVOS..... | 16 |
| 2 MATERIAL E METODOS..... | 17 |
| 2.1 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO..... | 17 |
| 2.2 AMOSTRAGEM DO SOLO E VEGETAÇÃO (LITEIRA E DE RAÍZES)..... | 20 |
| 2.2.1 Características da coleta e amostragem do solo..... | 20 |
| 2.2.2 Amostragem d Liteira..... | 20 |
| 2.2.3 Amostragem das Raízes..... | 21 |
| 2.3 AVALIAÇÃO DOS ATRIBUTOS DO SOLO E DA LITEIRA..... | 21 |
| 2.3.1 Análises químicas..... | 21 |
| 2.3.2 Análises físicas..... | 21 |
| 2.3.3 Análises microbiológicas..... | 22 |
| 2.3.4 Análises da liteira..... | 22 |
| 2.4 ANÁLISES FÚNGICAS..... | 23 |
| 2.4.1 Colonização micorrízica de campo..... | 23 |
| 2.4.2 Comprimento de micélio extra-radicular total (CMET)..... | 23 |
| 2.4.3 Número de esporos de FMAs no solo..... | 24 |
| 2.4.4 Quantificação do ergosterol..... | 24 |
| 2.4.5 Glomalina (TOTAL)..... | 25 |
| REFERENCIAS..... | 26 |
| 3. CAPÍTULO I- MUDANÇAS NO CARBONO DO SOLO ATRAVÉS DO GRADIENTE DE FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM NA ZONA SUBTROPICAL BRASILEIRA..... | 30 |
| 3.1 INTRODUÇÃO..... | 32 |
| 3.2 MATERIAL E METODOS..... | 34 |
| 3.2.1 Carbono na serrapilheira (Cser)..... | 34 |
| 3.2.2 Carbono no solo..... | 35 |
| 3.2.3 Transformação microbiana do C-CO ₂ | 35 |
| 3.2.4 Análise estatística dos dados..... | 36 |
| 3.3 RESULTADOS..... | 36 |
| 3.4 DISCUSSÃO..... | 42 |
| 3.5 CONCLUSÃO..... | 46 |
| REFERENCIAS..... | 48 |

| | |
|---|-----------|
| 4. CAPÍTULO II- FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM AFETA AS RELAÇÕES TRÓFICAS ENTRE FUNGOS BIOMASSA E COLEMBOLA..... | 57 |
| 4.1 INTRODUÇÃO..... | 59 |
| 4.2 MATERIAL E MÉTODOS..... | 60 |
| 4.2.1 Comunidade de colêmbolos..... | 60 |
| 4.2.2 Análise de dados | 62 |
| 4.3 RESULTADOS..... | 62 |
| 4.3.1 Influência da fragmentação na Biomassa microbiana total e fúngicas..... | 62 |
| 4.3.2 Relações tróficas fungos e colêmbolos..... | 64 |
| 4.3.3 Co-ocorrência de colêmbolos e variáveis fúngicas..... | 66 |
| 4.4 DISCUSSÃO..... | 67 |
| 4.5 CONCLUSÃO..... | 69 |
| REFERENCIAS..... | 71 |
| 5 CAPÍTULO 3: SERVIÇOS FUNCIONAIS DE MICORRIZAS ARBUSCULARES E DIFERENTES NÍVEIS DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM NO OESTE CATARINENSE..... | 76 |
| 5.1 INTRODUÇÃO..... | 78 |
| 5.2 MATERIAL E MÉTODO..... | 79 |
| 5.2.1 Análise Estatística..... | 79 |
| 5.3 RESULTADOS..... | 80 |
| 5.4 DISCUSSÃO..... | 85 |
| 5.5 CONCLUSÃO..... | 87 |
| REFERÊNCIAS..... | 88 |
| 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS..... | 91 |
| APÊNDICES..... | 93 |

2 INTRODUÇÃO

As paisagens ao longo do tempo foram sofrendo modificações pra atender as demandas de produção do ser humano, conduzindo a fragmentação, onde áreas de matas e pastagens nativas foram transformadas em áreas de uso agrícola. Essa fragmentação é definida como um processo de transformação de grande extensão de habitats convertido a uma série de manchas menores, isoladas umas das outras por uma matriz de habitats diferentes do original (FAHRIG,2003; MICHEL et al., 2015).

A fragmentação das áreas em terras agrícolas deixou os fragmentos de florestas na soma maioria em locais íngremes, de difícil acesso, com pouco potencial de ocupação humana, difícil mecanização o que fez com que áreas de matas nativas/originais ficassem distribuídas em pequenos fragmentos remanescentes isolados inseridos nas paisagens agrícolas (METZGER et al., 2009; RIBEIRO et al., 2009; MELO et al., 2013). Esta realidade é bem perceptível nos solos tropicais principalmente na região sul do Brasil, com destaque para o Oeste do estado de Santa Catarina, que além de apresentar características bem peculiares de topografia, a agricultura é predominantemente familiar.

As paisagens fragmentadas formaram um mosaico agrícola diversificado em decorrência dos diversos usos empregados pelo ser humano, contendo fragmentos florestais que apresentam algum nível de degradação ou distúrbio antropogênicos, mesmo sem ter passado por cortes (MOLIN et al., 2018 ; REID et al., 2018; MANGUEIRA et al., 2020).

A fragmentação da paisagem resulta das mudanças e intensificação do uso do solo ocasionada pelo homem. Porém pouco se sabe sobre os efeitos dessa fragmentação nos micro e macro organismos do solo, uma vez que a fragmentação da paisagem tem sido considerada uma das principais causas do declínio da biodiversidade (SZILASSI et al., 2017). Além de influenciar também nos ciclos biogeoquímicos como o do carbono (C) que regula diversos processos que acontecem no interior dos solos.

O solo é um importante reservatório de carbono no planeta que sofre grande influência dos sistemas de uso que são empregados acima dos solos, uma vez que as mudanças nos estoques de carbono do solo são derivadas do carbono vegetal que está na superfície e da decomposição do carbono orgânico (YAN et al., 2020). Destaca-se o carbono da serapilheira que é umas das principais fontes do carbono superficial do solo (ZHU et al., 2021), além de ser a principal fonte de carbono do solo, a serapilheira ao ser decomposta contribui para melhoria das condições físico-

químicas do solo (XIE et al., 2016).

A decomposição da serapilheira é feita pelos microrganismos do solo, que além de promover a decomposição também promovem o sequestro de carbono do solo através do catabolismo e convertem o carbono disponível no solo em carbono estável que pode ser armazenado por um longo tempo através do anabolismo (LIANG et al., 2017). Assim, os microrganismos do solo podem ser usados para indicar processos que afetam a ciclagem e armazenamento de carbono (NANNIPIERI et al., 2003).

Esse armazenamento de carbono do solo está intimamente ligada ao carbono microbiano que é proveniente da atividade desses organismos (DILIU et al., 2022). Que tem forte influência na qualidade da serapilheira ou do substrato que é depositado no solo. O carbono orgânico constitui a fonte de energia desses organismos, influenciando na mudança da estrutura da comunidade desses organismos e conseqüentemente nos serviços e funções dessa atividade microbiana (STARK et al., 2007; HELGASON et al., 2010).

Dos inúmeros organismos que formam a comunidade microbiana do solo destacam-se os fungos, importantes decompositores que facilitam o armazenamento do carbono do solo a longo prazo (SIX et al., 2006; WALLANDER et al., 2013; HADDAWAY et al., 2017), e interagem com os organismos da fauna edáfica pois realizam e ou mediam diversos processos como decomposição da matéria orgânica, regulação biológica e hídrica, fixação de carbono, ciclagem e liberação de nutrientes, estabelecimento de interações em diferentes níveis com microrganismos e processos de formação, estruturação e estabilidade do solo (BARETTA et al., 2003).

Dos organismos da para mesofauna, os colêmbolos que tem alta influência na ecologia microbiana, por atuarem na fragmentação e degradação da matéria orgânica e serapilheira, na ciclagem e liberação de nutriente no solo, fazem parte da cadeia alimentar, servindo como fonte de alimentação para diversos grupos de predadores e pelo hábito alimentar especializado (esporos e hifas fúngicas) ou atuando como dispersantes de propágulos fúngicos (HOPKIN, 1997; RUSEK, 1998).

Dentro do grupo de fungos do solo tem destaque os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) em função de que estes formarem simbiose com um terço das famílias de plantas e de ocorrência na maioria dos ecossistemas terrestres (SOUZILLOVSKAIA et al., 2020). Os FMAs além de ajudarem as plantas no seu processo evolutivo na terra, ajudam as plantas aumentando o acesso aos minerais do solo em troca de fotossintatos (CAVAGNARO et al., 2015). A parceria mutualística auxilia as plantas no crescimento em habitats perturbados e com baixo teor de

nutrientes ou contaminados (RUIZ-LOZANO et al., 2016).

As atividades dos organismos do solo são influenciadas pela intensidade do preparo do solo, podendo variar consideravelmente e dependem de fatores como tipo e textura do solo, condições climáticas, sistema de preparo do solo utilizado e época de amostragem (MINASNY et al., 2017; CHENU et al., 2019). Esses fatores são influenciados também pelo nível de fragmentação.

Os padrões que se formam como resultado da fragmentação da paisagem reflete na distribuição espacial e na configuração dos elementos da paisagem, que são o produto da interação entre vários fatores físicos, químicos, biológicos e sociais complexos (TURNER, 1990; LIU et al., 2017).

Entretanto, poucos estudos relatam o efeito do aumento da fragmentação sobre os compartimentos de carbono no solo e suas interações com a biomassa microbiana e relações tróficas com a mesofauna.

1.1 HIPÓTESES

2.2.1 Capítulo I

- (i) O aumento do nível de fragmentação da paisagem modifica a dinâmica do carbono no solo promovendo reduções no C orgânico total e microbiano do solo e aumentos de frações de C mais solúveis;
- (ii) As modificações na dinâmica do C no solo ao nível de paisagem são dirigidas principalmente pela distribuição dos tipos de usos (mosaico da paisagem) e as métricas da paisagem (tamanho, diversidade e densidade das bordas dos fragmentos, área total dos fragmentos e riqueza de usos);
- (iii) Os fatores que modelam a dinâmica do C variam com a intensidade de fragmentação.

2.2.2 Capítulo II

- (i) A fragmentação da paisagem altera a biomassa saprofítica e simbiotrófica no solo;
- (ii) As alterações na biomassa fúngica saprofítica (conteúdo de ergosterol do solo) e simbiotrófica (parâmetros micorrízicos) causadas pela fragmentação da paisagem influenciam na abundância e riqueza de colêmbolos.

1.1.3 Capítulo III

- (i) O aumento do nível de fragmentação da paisagem promove a redução da colonização micorrizica das plantas, a produção de hifas extra-radiculares, e, por sua vez de glomalina e esporos;
- (ii) As mudanças nos componentes relacionados à simbiose micorrizica, pela fragmentação da paisagem tem correlação com os compartimentos e estoques de C no solo em escala da paisagem;
- (iii) As modificações dos atributos físicos do solo relacionados aos níveis de fragmentação relacionam-se com a redução da colonização micorrizica das plantas em cada paisagem estudada.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Estudar a relação da fragmentação da paisagem nos compartimentos e frações de carbono, na biomassa microbiana e fungica e as relações com a mesofauna e na atividade fúngica.

1.2.2 Objetivos específicos

1.2.2.1 Capítulo I

Avaliar os efeitos da fragmentação da paisagem na dinâmica do carbono no solo, em seus compartimentos e frações.

1.2.2.2 Capítulo II

Avaliar a influência da fragmentação da paisagem na biomassa fúngica endofítica do solo e suas modificações nas relações tróficas com a população de colêmbolos.

1.2.2.2.3 Capítulo III

Avaliar e entender a relação da atividade dos FMAs com os atributos do solo em diferentes fragmentações no oeste do estado de Santa Catarina.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido em 3 localidades, que foram caracterizadas e agrupadas de acordo com o grau de fragmentação da paisagem seguindo os critérios descritos abaixo:

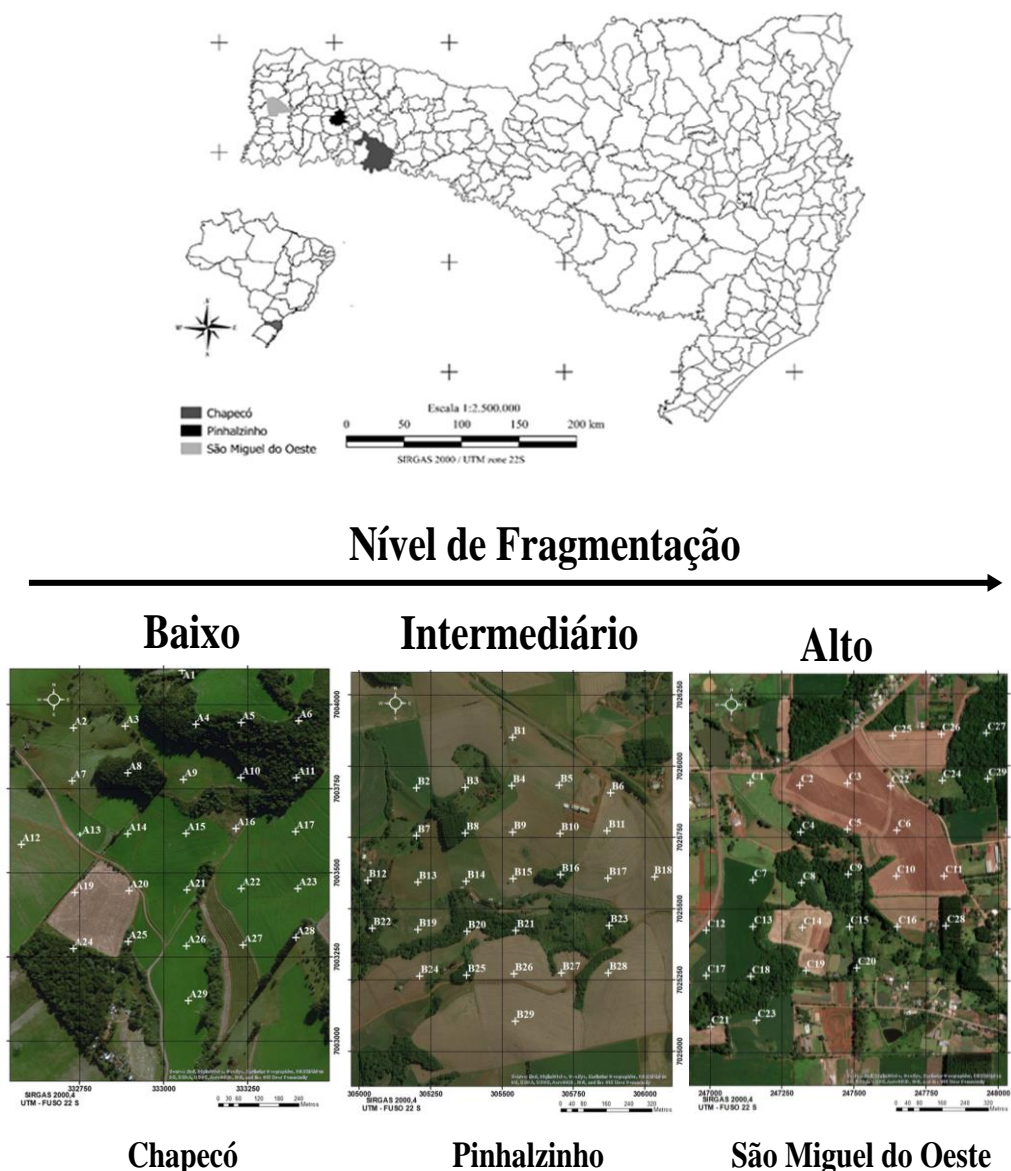
Foi conduzida análise orbital de alta resolução, associada com fotointerpretação e vetorização manual elaborados mapas de cobertura e uso do solo com o software ArcGis 10.4 (ESRI, 2013). O mapa vetorial foi salvo no formato *raster*, e com auxílio do software FRAGSTATS 4.2 (McGARICAL et al., 2012) foram calculadas as métricas de cada paisagem [Área total (ha), Índice de maior fragmento (%), Borda Total (m), Densidade de borda ($m\ ha^{-1}$), Riqueza de usos, Índice de diversidade de Simpson's] e através destas definidos os seguintes graus de fragmentação: i) Baixo – Lower (Chapecó); ii) Intermediário - Intermediate (Pinhalzinho); e iii) Alta - Higher (São Miguel do Oeste) (Tabela 1).

Tabela 1- Métricas da paisagem de Chapecó, Pinhalzinho e São Miguel do Oeste.

| Métricas | Paisagens | | |
|-------------------------------------|--------------|--------------|---------------------|
| | Chapecó | Pinhalzinho | São Miguel do Oeste |
| Área total (ha) | 99,5 | 106,8 | 102,1 |
| Índice de maior fragmento (%) | 19,79 | 27,45 | 17,93 |
| Borda Total (m) | 13.960 | 24.096 | 30.535 |
| Densidade de borda ($m\ ha^{-1}$) | 140,32 | 225,59 | 299,08 |
| Riqueza de usos | 8 | 12 | 13 |
| Índice de diversidade de Simpson's | 0,68 | 0,72 | 0,78 |
| Grau de Fragmentação | Baixa | Média | Alta |

O estudo foi desenvolvido na mesorregião, edafoclimática do Oeste do estado de Santa Catarina, Brasil, sendo selecionados três municípios para amostragem Chapecó (CHA) (27°3'S;52°40'O; altitude 642m), Pinhalzinho (PNZ) (26°50'52"S;52°59'31"O; altitude 515m) e São Miguel do Oeste (SMO) (26°44'S; 53°32'O; altitude 652 m), sendo estes três cenários da paisagem (Figura 1).

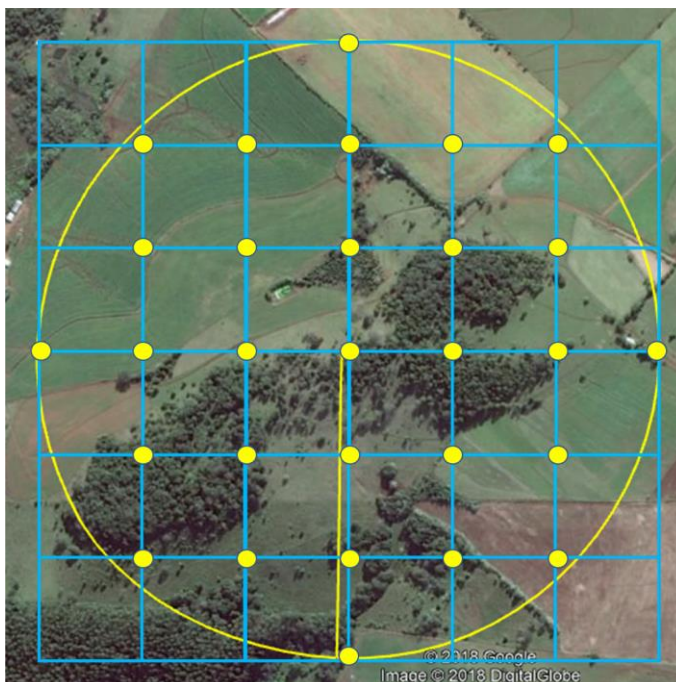
Figura 1 – Localização geográfica dos municípios selecionados para o estudo, na mesorregião Oeste do Estado de Santa Catarina.



Para cada município foram estabelecidas grades amostrais, estas denominadas de janela da paisagem. As janelas foram selecionadas em função dos usos do solo, estes destinados ao plantio direto (PD) é o principal sistema de uso do solo nas áreas rurais do Oeste catarinense, florestas nativas (FN), pastagem (PA); plantio de eucalipto (PE); Integração lavoura-pecuária (ILP), Capoeira (CP).

Nestes três cenários de paisagem (baixo, médio e alto) com diferentes usos foram estabelecidas grades amostrais contendo pontos de coleta com aproximadamente 167 m de distância ente si, totalizando 29 pontos em cada janela da paisagem, totalizando uma grade amostral quadrada de 1km. (Figura 2).

Figura 2 – Grade amostral utilizada em todas as 3 paisagens para a seleção dos pontos de coleta (círculos amarelos) nos municípios Chapecó, Pinhalzinho e São Miguel do Oeste, na mesorregião oeste de SC.



Áreas de PD apresentavam mínimo revolvimento do solo com cobertura permanente do solo e rotação de culturas (aveia, azevém, trigo, nabo forrageiro e pousio no inverno, seguidos por soja e milho no verão), todos instalados a mais de 5 anos. Áreas de FN compostas por Floresta Nativa Secundária transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional semi-decidual. As pastagens (PA) continham pontos com espécies naturalizadas e introduzidas e estas por sua vez compostas por *Cynodon* spp., *Sorghum sudanense*, *Avena sativa* e *Lolium multiflorum* de acordo com a época de plantio. Áreas de plantação de eucaliptos (PE) apresentavam idades entre 9 e 16 anos.

Nas áreas de integração lavoura pecuária (ILP) os animais permanecem no inverno sob cultivo com trigo, aveia e azevém e no verão predomina-se plantio de soja ou milho, com realização de preparo do solo com gradagem e aração (cultivo convencional). Áreas de capoeira (CA) apresentavam vegetação espessa de gramíneas, com arbustos e árvores esparsas.

As paisagens selecionadas possuem clima subtropical constantemente úmido, sem estação seca, mesotérmico temperado úmido (Cfa) (Classificação de Köppen), com temperatura média do mês mais quente $\geq 22,0$ °C. A precipitação pluviométrica total anual varia de 1.900 a 2.200 mm (ALVARES et al., 2013). A umidade relativa do ar pode variar de

77 a 82%. Os pontos que ficaram posicionados em construções, estradas ou corpos d'água foram mantendo a distância pré-estabelecida entre os pontos. Todos os pontos foram georreferenciados.

Em cada um dos pontos georreferenciados foi instalado uma estaca para demarcar o ponto e as amostragens foram feitas em torno desse ponto. As características de cada ponto de coleta estão descrito no Anexo 01.

2.2 AMOSTRAGEM DO SOLO E VEGETAÇÃO (LITEIRA E DE RAÍZES)

2.2.1 Características da coleta e amostragem do solo

A “primeira coleta” foi em abril de 2018 (clima quente e seco), no início do outono e a “segunda coleta” em agosto do mesmo ano (clima frio e úmido). De acordo com os dados meteorológicos do Centro de informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina (CIRAM, Epagri), para os municípios estudados no mês de abril estava mais quente e seco, com temperatura média mensal de 22,5°C e soma mensal das precipitações de 42,20 mm. No mês de agosto o clima estava mais frio e úmido, a temperatura média mensal foi de 14,64°C e soma mensal das precipitações foi de 119,80 mm.

As amostras de solo para caracterização química e microbiológica foram coletadas na profundidade de 0-10 cm, utilizando trado holandês, coletando 18 subamostras ao redor de cada ponto central de coleta, para formar uma amostra composta representativa. Estas amostras foram acondicionadas em caixas de isopor com gelo e transportadas até o Laboratório de Ecologia do solo, peneiradas em malha de 2mm e acondicionadas em geladeira à 4°C.

Para as análises físicas foi coletado uma amostra de solo na camada 0-10cm com auxílio de uma pá de corte, retirando torrões de solo para avaliação da estabilidade de agregados e amostras com estruturas preservadas, usando cilindros de aço de 5 cm de altura e 6 cm de diâmetro, que foram embaladas em papel alumínio e transportadas para o laboratório para posterior processamento.

2.2.2 Amostragem da Liteira

Amostras de liteira foram coletadas em quatro locais ao redor de cada ponto amostral com o auxílio de um quadro de madeira com dimensões de 25 cm × 25 cm. Posteriormente a

liteira foi peneirada em malhas de 2mm. Para a separação das partículas finas, previamente misturadas à massa de solo, foi realizada a peneiragem úmida em malha de 150 μm . Posteriormente, o material foi seco em estufa a 55°C até atingir massa constante.

2.2.3 Amostragem das Raízes

Ao redor de cada ponto foram coletadas plantas que faziam parte da vegetação predominante em cada paisagem, levadas para o laboratório e separado as raízes da parte área da planta. Estas foram lavadas para retirada do excesso de solo e conservadas em solução de álcool etílico 50% (v/v).

2.3 AVALIAÇÃO DOS ATRIBUTOS DO SOLO E DA LITEIRA

2.3.1 Análises químicas

As análises químicas foram realizadas somente para as amostras de agosto de 2018 (segunda coleta), sendo estas, pH, Fósforo (P), Potássio (K), Alumínio (Al), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Capacidade de troca de cátions (CTC), Nitrogênio (N), Relação Carbono/Nitrogênio (C/N-Solo), determinados de acordo com Tedesco et al. (1995).

O carbono total do solo (C-Solo) e o nitrogênio total do solo (N-Solo) foram determinados por combustão seca no multi N/C 2100, Analytik (TOC). Com base nos dados de C-Solo e N-Solo foi calculado a relação Carbono/Nitrogênio do solo (C/N-Solo).

2.3.2 Análises físicas

Foi realizado o fracionamento granulométrico da matéria orgânica do solo (MOS) no solo, seguindo a metodologia de Cambardella; Elliott (1992), obtendo-se o carbono orgânico particulado (COP). Pesados 20 g de solo e adicionado 60 mL de solução de hexametáfosfato de sódio (5g L⁻¹) na amostra, a qual foi agitada durante 15 horas em agitador horizontal. Logo depois, separando a massa particulada, pelo peneiramento da amostra em peneira de 53 μm . O material retido na peneira (COP) foi seco em estufa a 50°C, para quantificar a relação da sua massa particulada, depois da quantificação o solo foi moído em gral de porcelana e leitura por combustão no multi N/C 2100, Analytik (TOC). Para cada amostra de solo, foi pesado em média 12 mg em balança analítica com precisão de pesagem de 0,0001g.

Para determinação dos teores de carbono solúvel em água (CSA), utilizou-se uma amostra de 10 g de solo de cada tratamento em 20 mL de H₂O, sendo a suspensão agitada por 15 min, centrifugada a 1500g, posteriormente, filtrada em papel umedecido com H₂O (Bartlett & Ross, 1988). A determinação do carbono foi feita com amostras líquidas por combustão por via úmida no multi N/C 2100, Analytik (TOC).

Foram determinadas a densidade do solo (DS), a porosidade total (PT), a microporosidade (Micro), a macroporosidade (Macro), os bioporos (Bio) e a umidade volumétrica (Umi-V) (EMBRAPA, 1997). A resistência à penetração (RpenB) foi determinada em penetrômetro de bancada Marconi® modelo Ma-933, em amostras com umidade estável na tensão de 10 kPa. A medida de condutividade hidráulica saturada (CHS) foi realizada em aparelho de condutividade e registrada no software Ksat 2008.

O diâmetro médio geométrico (DMG) e diâmetro médio ponderado (DMP) seguindo a metodologia proposta por KEMPER e CHEPIL (1965).

2.3.3 Análises microbiológicas

O carbono da biomassa microbiana (CMB) foi determinado pelo método de extração-fumigação (VANACE et. al, 1987).

A atividade microbiana foi avaliada pela determinação da respiração basal microbiana (R-Mic) (ALEF; NANNIPIERI, 1995), realizadas em parceria com o Laboratório de Solos da UNOCHAPECÓ.

Com base nos resultados da respiração basal microbiana e dos teores de C microbiano calculou-se o quociente metabólico (qCO_2), que representa a taxa de respiração por unidade de C na biomassa microbiana (TÓTOLA; CHAER, 2002), indicativo de eficiência microbiana de utilização do C.

2.3.4 Análises da liteira

Para a determinação da massa seca da liteira (MSL), a liteira foi moída e os teores de Carbono (C-Lit) e Nitrogênio (N-Lit) foram determinados por combustão seca no multi N/C 2100, Analytik (TOC). Com base nos dados de C-Lit e N-Lit foi calculada a relação Carbono/Nitrogênio da liteira (C/N-Lit).

2.4 ANÁLISES FÚNGICAS

2.4.1 Colonização micorrízica de campo

As raízes foram submersas em solução de hidróxido de potássio (KOH) 10 %, mantidas em banho-maria por 20 minutos trocado a solução repetindo o processo de banho-maria por mais 15 minutos a 90 °C, seguidido de nova troca da solução e deixando as raízes em repouso por uma noite. Em seguida, foram lavadas com água corrente (2 - 3 vezes) e imersas em solução alcalina composta por peróxido de hidrogênio (H₂O₂) a 3% e Hidróxido de amônio (NH₄OH) por 20 minutos. Após esse período repetiu-se o processo de lavagem das raízes em água corrente. Imediatamente depois de lavadas as raízes foram colocadas em solução de ácido clorídrico (HCl) 2% por 60 minutos, após a retirada do ácido as raízes foram imergidas em solução de glicerol acidificado, composta de glicerina, água destilada, HCl 1% e corante azul de tripan 0,05%. As amostras permaneceram nesta solução por 20 minutos em banho-maria à 90°C [Adaptados de Koske e Gemma (1989)].

Após este período, as raízes foram lavadas até a remoção total do excesso de solução corante e montadas 3 lâminas para cada ponto, sendo que estas foram preparadas com dez segmentos de raiz com aproximadamente 1 cm de comprimento. Para determinação da colonização micorrízica foi seguido a metodologia proposta por McGonigle et al. (1990). Em cada lâmina foram observados 200 pontos, cada um avaliado quanto à presença de colonização por FMAs (hifas, vesículas, arbúsculos e esporos), expressos considerando os valores de fragmentos colonizados em relação aos não colonizados.

2.4.2 Comprimento de micélio extra-radicular total (CMET)

Para a quantificação do comprimento de micélio extraradicular total no solo foi realizada conforme descrito por Melloni (1996). Foram usadas duas subamostras de solo de cada ponto, com aproximadamente 10 g, estas usadas para a extração do CMET, sendo que uma terceira amostra foi reservada para determinação da umidade após secagem a 100°C em estufa durante 24 horas. A extração do micélio foi realizada suspendendo-se as amostras de solo em 500 mL de água e passando-se o sobrenadante em peneiras sobrepostas, com malhas de 1 e 0,25 mm. Esta operação foi realizada 3 vezes e o filtrado foi submetido à agitação em liquidificador durante 30 segundos na menor velocidade. Após um período de repouso de 2 minutos, foi retirado 500 mL de sobrenadante foi passado por uma peneira de 0,053 mm. O

material retido na peneira foi filtrado a vácuo em membrana quadriculada de triacetato de celulose, com diâmetro de 4,7 cm e porosidade de 0,47 μm . Em seguida, a membrana foi colocada sob lâmina de vidro de 5 x 5 cm, lubrificada com uma gota de óleo de amêndoas para facilitar a visualização no microscópio óptico. Avaliaram-se 64 campos em cada membrana, determinando-se o número de intersecções de hifas com as linhas horizontais de uma grade (8 x 8 quadrículos de 1 mm) na ocular do microscópio no aumento de 162,5 vezes. Em uma das oculares estava acoplada uma lente com grade de 20 x 20 quadrículos. Determinando-se assim o número de intersecções das hifas com as linhas horizontais da grade da ocular.

2.4.3 Número de esporos de FMAs no solo

Para determinação do número de esporos no solo foram utilizado 100g de solo, extraídos pela técnica de peneiragem úmida (GERDEMANN; NICOLSON, 1963), seguida de gradiente de sacarose (60% e 20%) e posterior centrifugação a 2500 rpm por 2 minutos. A contagem se deu em microscópio estereoscópio.

2.4.4 Quantificação de ergosterol

A quantificação da biomassa fúngica foi determinada através do teor de ergosterol. Amostras de 5g de solos acondicionadas em frascos com 15 mL de metanol frio (0°C) e 5mL de solução etanólica de KOH (40g/L etanol 95%), homogeneizados e sonicados por 1 minuto em banho de ultrasom (frequência de 47Khz), 85°C por 20 minutos no banho Maria, esfriadas e adicionados 5 mL de água deionizada, filtradas em papel de filtro Whatman n° 1 e lavado o papel com 5mL de metanol. O filtrado foi transferido para um funil de separação e extraído com hexano (3 x 10mL), removendo a fase orgânica (superior) para um balão de fundo redondo e concentrando a 43°C, até aproximadamente 2-3mL, evaporando a solução até a secura. A amostra foi ressuspendida em 4 mL de metanol grau HPLC, homogeneizando e filtrando através de filtro de 0.45mm (próprio para solventes orgânicos) para um tubo graduado de 5mL, acertando o volume com metanol grau HPLC, segundo a metodologia proposta por Eash et al. (1996) com modificações do método adotado por Grant & West (1986).

Para quantificação do ergosterol se utilizou a cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC), em coluna CLC-ODS 5 μ m (Shimadzu); de 0,46 x 25cm; a temperatura ambiente usando metanol como fase móvel, com fluxo de 2 mL.m e detecção a 282nm em Shimadzu SPD-1t50AV, equipado com detector uv-visível e loop de injeção de 50 μ L. Nestas condições, o tempo de retenção foi entre 9 e 11 minutos [Adaptados de Anderson et al. (1994)].

2.4.5 Glomalina (TOTAL)

A Glomalina total foi estimada a partir da extração em autoclave usando 1 grama da amostra de solo e 8 mLs de tampão citrato de sódio 50 mM com pH 8,0, a 121°C durante 60 min. O processo foi repetido de 3 a 7 ciclos dependendo das características de cada amostra, até que a mesma não sofresse alteração de cor turva para cor translúcida a luz amarela. Após cada ciclo de autoclavagem as amostras foram submetidas a centrifugações de 2401g por 15 min e os sobrenadantes removidos para posterior quantificação de proteínas totais. A quantificação da glomalina foi realizada pelo Método de Bradford (WRIGHT et al., 1996), usando-se albumina de soro bovino como padrão, as leituras foram feitas em microplacas de ELISA, por espectrofotometria de luz visível com filtro de 405 nm. As concentrações de glomalina foram corrigidas para mg g⁻¹ de solo.

REFERÊNCIAS

- ALEF, K.; NANNIPIERI, P. *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*, 1st ed, *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. **Elsevier**, London, 1995.
- ANDERSON, P.; DAVIDSON, C. M.; LITTLEJOHN, D.; URE, A. M.; SHAND, C. A.; CHESHIRE, M. V. Extraction of ergosterol from peaty soils and determination by high performance liquid chromatography. **Talanta, Amsterdam**, v. 41, n. 5, p. 711-720, May 1994.
- BARETTA, D.; SANTOS, J. C. P.; MAFRA, A. L.; WILDNER, L. P.; MIQUELLUTI, D. J. Fauna Edáfica Avaliada por Armadilhas e Catação Manual Afetada pelo Manejo do Solo na Região Oeste Catarinense. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, 2:97-106, 2003.
- BARTLETT, R. J.; ROSS, D. S. Colorimetric Determination of Oxidizable Carbon in Acid Soil Solutions. **Soil Science Society of America Journal**, 52(4):1191,1988.
- CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. **Soil Science Society of America Journal**, 56(3); 777–783, 1992.
- CAVAGNARO, T.R.; BENDER, S.F; ASGHARI, H.R.; HEIJDEN, M. The role of arbuscular mycorrhizas in reducing soil nutrient loss. **Trends Plant Science.**, 20:283–290, 2015.
- CHENU, C.; ANGERS, D. A.; BARRÉ, P.; DERRIEN, D.; ARROUAYS, D.; BALESSENT, J. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. **Soil and Tillage Research**, 2018.
- DI LIU, Z.; SONG, Y.Y.; MA, X. Y.; YUAN, J.B.; LOU, Y.J.; YANG, C.; TANG, H.R.; SONG, C.C. Deep soil microbial carbon metabolic function is important but often neglected: a study on the Songnen Plain reed wetland, Northeast China. **Fundamental Research**, 2022.
- EASH, N.S.; STAHL, P.D.; PARKIN, T.B.; KARLEN, D.L. A simplified method for extraction of ergosterol from soil. **Soil Science Society America Journal**, 60:468-471, 1996.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de Métodos de Análise de Solo. 2 ed. rev. atual. Rio de Janeiro, 212, 1997.
- ESRI. *Using ArcGIS Geostatistical Analyst*. Redlands, CA -USA: ESRI Press, 300, 2004.
- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 34(1):487–515, 2003.
- GERDEMANN, J.W.; NICOLSON, T.H. Spores of mycorrhizal endogene species extracted from soil by wet sieving and decanting. **Transactions of the British Mycological Society**, 46:235–244, 1963.

- GRANT, W.D.; WEST, A.W. Measurement of ergosterol, diaminopimelic acid and glucosamine in soil: evaluation as indicators of microbial biomass. **Journal of Microbiological Methods**, 6:47-53, 1986.
- HADDAWAY, N. R.; HEDLUND, K.; JACKSON, L. E.; KÄTTERER, T.; LUGATO, E.; THOMSEN, I. K.; HELENE B.; JØRGENSEN, H.B.; ISBERG, P.-E. How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review. **Environmental Evidence**, 6(1), 2017.
- HELGASON, B. L.; WALLEY, F. L.; GERMIDA, J. J. No-till soil management increases microbial biomass and alters community profiles in soil aggregates. **Applied Soil Ecology**, 46(3):390–397, 2010.
- HOPKIN, S. P. Biology of the Springtails (Insecta: Collembola). **Oxford: Oxford University Press**, 340, 1997
- KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S. Size distribution of aggregation. In: BLACK, C. A. (Ed.). *Methods of soil analysis*. **Madison: American Society of Agronomy**, 1965.
- KOSKE, R.E.; GEMMA, J.N. A modified procedure for staining roots to detect VA mycorrhizas. **Mycology Research**, 92:486–505, 1989.
- LIANG, C.; SCHIMEL, J. P.; JASTROW, J. D. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. **Nature Microbiology**, 2(8):17105, 2017.
- LIU, S.L.; AN, N.N.; YIN, Y.J.; CHENG, F.Y.; DONG S.K. Landscape pattern analysis and prediction of land-use change in the Guangxi coastal área. **Acta Ecologica Sinica**, 37 (18):5915-5923, 2017.
- MANGUEIRA, J. R. S. A.; VIEIRA, L. T. A.; AZEVEDO, T. N.; SABINO, A. P. S.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; FERRAZ, S. F. B.; ROTHER, D.C.; RODRIGUES, R. R. Plant diversity conservation in highly deforested landscapes of the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 19(1):69–80, 2021.
- McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; ENE, E. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html> 2012.
- MELLONI, R. Quantificação de micélio extrarradicular de fungos micorrízicos arbusculares em plantas cítricas. **Piracicaba, SP, ESALQ**, Dissertação (Curso de Mestrado), 1992.
- MELO, F.P.L.; ARROYO- RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L.; MARTINEZ-RAMOS, M.; TABARELLI, M. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends Ecology Evolution**, 28, 462–468, 2013.
- METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; DIXO, M., et al., Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, 142 (6), 1166–1177, 2009.

MINASNY, B.; MALONE, B.P.; MCBRATNEY, A.B.; ANGERS, D.A.; ARROUAYS, D.; CHAMBERS, A.; CHAPLOT, V.; CHEN, Z.S.; CHENG, K. DAS; B.S., FIELDA; D.J., GIMONA, A.; HEDLEY, C. B.; HONG, S.Y.; MANDAL, B.; MARCHANT, B.P.; MARTIN, M.; MCCONKEY, B.G.; MULDER, V.L.; O’ROURKE, S.; RICHER-DE-FORGES, A.C.; ODEH, I.; PADARIAN, J.; PAUSTIAN, K.; PAN, G.; POGGIO, L.; SAVIN, I.; STOLBOVOY, V.; STOCKMANN, U.; SULAEMAN, Y.; TSUI, C.C.; VÅGEN, T.G.; VAN WESEMAEL, B.; WINOWIECKI, L. Soil carbon 4 per mille. **Geoderma**, 292:59–86, 2017.

MITCHEL, M. G.; SUAREZ-CASTRO, A.F.; MARTINEZ-HARMS, M.; MARON, M.; MCALPINE, C.; GASTON, K. J.; JOHANSEN, K.; RHODES, J.R. Reframing landscape fragmentation’s effects on ecosystem services. **Trends in ecology and Evolution**. 30:190–198, 2015.

MOLIN, P.G.; CHAZDON, R.; FERRAZ, S.F.B.; BRANCALION, P.H. A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration. **Journal of Applied Ecology**, 55 (6):2767–2778, 2018.

NANNIPIERI, P.; ASCHER, J.; CECCHERINI, M. T.; LANDI, L.; PIETRAMELLARA, G.; RENELLA, G. Microbial diversity and soil functions. **European Journal of Soil Science**, 54(4): 655–670, 2003.

REID, J.L.; ZAHAWI, R.A.; FAGAN, M.E.; LUCAS, J.; SLAUGHTER, J. The ephemerality of secondary forests in southern Costa Rica. **Conservation Letters**, 12607:1–7, 2018.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, 142:1141–1153, 2009.

RUIZ-LOZANO, J.M.; AROCA, R.; ZAMARRENO, A.M.; MOLINA, S.; ANDREO-JIMENEZ, B.; PORCEL, R.; GARCÍA-MINA, J.M.; RUYTER-SPIRA, C.; LOPEZ-RAEZ, J.A. Arbuscular mycorrhizal symbiosis induces strigolactone biosynthesis under drought and improves drought tolerance in lettuce and tomato. **Plant Cell Environ.**, 39:441–452, 2016.

RUSEK, J. Biodiversity of Collembola and their functional role in the ecosystem. **Biodiversity and Conservation**, 7(9):1207–1219, 1998.

SIX, J.; FREY, S. D.; THIET, R. K.; BATTEN, K. M. Bacterial and Fungal Contributions to Carbon Sequestration in Agroecosystems. **Soil Science Society of America Journal**, 70(2):555, 2006.

SOUZDZILOVSKAIA, N.A.; VAESSEN, S.; BARCELO, M.; HE, J.; RAHIMLOU, S.; ABARENKOV, K.; BRUNDRETT, M.C.; GOMES, S.I.F.; MERCKX, V.; TEDERSOO, L. Fungal root: global online database of plant mycorrhizal associations. **New Phytol.** 227:955–966, 2020.

STARK, C.; CONDRON, L. M.; STEWART, A.; DI, H. J.; O’CALLAGHAN, M. Influence of organic and mineral amendments on microbial soil properties and processes. **Applied Soil**

Ecology, 35(1):79–93, 2007.

SZILASSI, P. et al. The link between landscape pattern and vegetation naturalness on a regional scale. **Ecological Indicators**, 81: 252–259, 2017.

TEDERSOO, L. Fungal root: global online database of plant mycorrhizal associations. **New Phytol.** 227:955–966, 2020.

TEDESCO, M.J et al. Análise de solo, plantas e outros materiais. 2. ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 174, 1995.

TOTOLA, M.; CHAER, G. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. **Tópicos Em Ciência Do Solo**. 2. 195-276, 2002.

TURNER, M.G. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. **Landscape Ecology**., 4 (1):21-30, 1990.

VANCE, E.D.; BROOKS, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, 19:703-707, 1987.

WALLANDER, H.; EKBLAD, A.; GODBOLD, D. L.; JOHNSON, D.; BAHR, A.; BALDRIAN, P.; RUDAWSKA, M. Evaluation of methods to estimate production, biomass and turnover of ectomycorrhizal mycelium in forests soils – A review. **Soil Biology and Biochemistry**, 57:1034–1047, 2013.

WRIGHT, S. F.; UPADHYAYA, A.; BUYER, J. S. Comparison of n-linked oligosaccharides of glomalin from arbuscular mycorrhizal fungi and soils by capillary electrophoresis. **Soil Biol. Biochem.**, 30(13):1853-1857, 1998.

XIE, Y.J.; XIE, Y.H.; CHEN, X.S., LI, F.; HOU, Z.Y.; LI, X. Non-additive effects of water availability and litter quality on decomposition of litter mixtures. **Journal of Freshwater Ecology**, 31 (2):153-168, 2016.

YAN, J.; QIAN, L.; FU, X.; WU, J.; TSANG, Y.; WANG, L. Conversion behaviors of litter-derived organic carbon of two halophytes in soil and their influence on SOC stabilization of wetland in the Yangtze River Estuary. **Science of The Total Environment**, 716: 137109, 2020.

ZHU, L.; DENG, Z.; XIE, Y.; ZHANG, C.; CHEN, X.; LI, X.; LI, F.; CHEN, X.; ZOU, Y.; WANG, W. Effects of hydrological environment on litter carbon input into the surface soil organic carbon pool in the Dongting Lake floodplain. **Catena**, 208:105761, 2022.

ZHU, L.L.; DENG, Z.M.; XIE, Y.H.; LI, X.; LI, F.; CHEN, X.S.; WANG, W. Factors controlling *Carex brevicuspis* leaf litter decomposition and its contribution to surface soil organic carbon pool at different water levels. **Biogeosciences**, 18:1-11, 2021.

ZHU, L.; DENG, Z.; XIE, Y.; ZHANG, C.; CHEN, X.; LI, X., LI, F.; CHEN, X.; ZOU, Y.; WANG, W. Effects of hydrological environment on litter carbon input into the surface soil organic carbon pool in the Dongting Lake floodplain. **Catena**, 208:105761, 2021.

3. CAPITULO I- MUDANÇAS NO CARBONO DO SOLO ATRAVÉS DO GRADIENTE DE FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM NA ZONA SUBTROPICAL BRASILEIRA

RESUMO

O solo é um reservatório de carbono que pode ser influenciado pela mudança do uso da terra e pela diversidade de usos em uma paisagem. No presente estudo, o efeito da fragmentação da paisagem foi avaliado por meio de métricas da paisagem, visando compreender a relação entre compartimentos e frações de carbono com o aumento do nível de fragmentação. O estudo foi realizado em 3 municípios, Chapecó, Pinhalzinho e São Miguel do Oeste, localizados no Oeste do estado de Santa Catarina, estes classificados de acordo com métricas paisagens nível baixo, intermediário e de alto de fragmentação. As coletas foram realizadas em duas épocas, com 29 pontos amostrados em cada município, totalizando 174 amostras, distribuídas em solo e serapilheira. Na serapilheira foi avaliado o carbono total e no solo, carbono orgânico total, carbono orgânico particulado, carbono solúvel em água, carbono associado aos minerais do solo, carbono microbiano do solo. Para explicar as oscilações de carbono nos níveis de fragmentação, foram avaliadas características físicas e químicas do solo, vegetação, atributos geográficos e climáticos. Os resultados indicaram que o aumento da diversidade de uso do solo aumenta o teor de carbono solúvel em água e associado aos minerais do solo. Atributos químicos e físicos do solo são os principais contribuintes para a explicação da mudança de carbono na fragmentação da paisagem. O aumento da fragmentação da paisagem estudado afetou diretamente o C orgânico total, mas não afetou diretamente a dinâmica do C nos compartimentos serrapilheira e C na biomassa microbiana, sofrendo influência de fatores físicos do solo. As métricas que envolvem tipos de usos e o tamanho das bordas dos fragmentos correlacionaram-se com a dinâmica do C nos níveis de fragmentação estudados confirmando e o estudo indicou mudanças no número de fatores e na natureza dos fatores que modelam a dinâmica do C no solo com o aumento da intensidade de fragmentação suportando nossas hipóteses. A fragmentação da paisagem modifica a dinâmica do carbono do solo, o conhecimento do fluxo de carbono no solo pode contribuir para a melhoria do uso da terra, priorizando a conservação do carbono nos solos.

Palavras-chave: Riqueza de manchas, estoque de carbono, mitigação de carbono, dinâmica de carbono.

SOIL CARBON CHANGES ACROSS LANDSCAPE FRAGMENTATION GRADIENT IN BRAZILIAN SUBTROPICAL ZONE

ABSTRACT

Soil is a carbon reservoir that can be influenced by changing land use and diversity of uses in a landscape. In the present study, the effect of landscape fragmentation was evaluated by means of landscape metrics, aiming to understand the relationship between compartments and carbon fractions with the increase of the level of fragmentation. The study was carried out in 3 cities, Chapecó, Pinhalzinho and São Miguel do Oeste, located in the west of the Santa Catarina state, these classified according to landscape metrics (Density of fragmented edges, richness patches, and diversity of uses) low, intermediate, and high fragmentation level. The samples were collected in two seasons, with 29 points sampled in each city, totaling 174 samples, distributed in soil and litter. In litter, total soil carbon, total organic carbon, particulate organic carbon, water soluble carbon, carbon associated with soil minerals, and soil microbial carbon was evaluated. To explain the carbon oscillations in the levels of fragmentation, physical and chemical characteristics of soil, vegetation, geographic and climatic attributes were evaluated. The results indicated that the increase in soil use diversity increases the water-soluble carbon content associated with soil minerals. Chemical and physical attributes of the soil are the main contributors to the explanation of carbon change in landscape fragmentation. The increase in fragmentation of the studied landscape affected the total organic C but did not directly affect the dynamics of C in the litter and C compartments in microbial biomass, being influenced by soil physical factors. The metrics involving types of uses and the size of the edges of the fragments correlated with the dynamics of C in the fragmentation levels studied confirming and the study indicated changes in the number of factors and in the nature of the factors that model the dynamics of C in the soil with the increase in the intensity of fragmentation supporting our chances. The fragmentation of the landscape modifies the dynamics of soil carbon, and the knowledge of the carbon flow in the soil can contribute to the improvement of land use, prioritizing the conservation of carbon in soils.

Keywords: Patches richness, carbon stock, carbon mitigation, dynamics of soil carbon.

3.1 INTRODUÇÃO

O solo é considerado o maior reservatório de carbono da biosfera (FALAHATKAR et al., 2014; TAJIK et al., 2020; XU et al., 2020; LI et al., 2021; ZERAATPISHEH et al., 2022) dando suporte e provisionando serviços e bens indispensáveis para os mais variados ecossistemas terrestres do planeta (YU et al., 2017; SMITH et al., 2020; RODRIGO-COMINO et al., 2020). Estima-se que o armazenamento de aproximadamente 2344 bilhões de toneladas de carbono orgânico nos solos ao redor do mundo (STOCKMANN et al., 2013; MA et al., 2021), estocados em formas de C, podem resistir por séculos ou até milênios no solo (BALESDENT et al., 2018).

Mudanças nos reservatórios de carbono do solo, por sua vez, podem influenciar as concentrações atmosféricas de CO₂ (IPCC, 2013). Nas últimas décadas inúmeros estudos têm enfatizado a importante relação entre a manutenção dos reservatórios de carbono no solo e a mitigação de carbono da atmosfera (LEIFELD e KEEL, 2022; SOUSSANA et al., 2019). Uma estimativa recente do impacto global do uso da terra sugere que houve uma transferência de 133 milhões de toneladas de C dos solos para a atmosfera devido à atividade antrópica ao longo da história, estando o Brasil entre os 10 maiores emissores de dióxido de carbono (CO₂) no mundo (SANDERMAN et al., 2017).

A dinâmica do C varia dentro de cada ecossistema, seja natural ou manejado pelo homem. Essas variações têm relação direta com o teor de argila do solo, manejo, clima, tipo de fertilizantes, qualidade dos resíduos e microbiota do solo (GUO et al., 2019). Deste modo, os microrganismos do solo são os principais condutores da ciclagem terrestres do C (VAN DER HEIJDEN et al., 2008; LIANG et al., 2017). Ao produzir uma gama variada de compostos de carbono orgânico estáveis e quimicamente diversos, eles contribuem significativamente para a decomposição da matéria orgânica e mineralização de nutrientes, bem como para o sequestro de carbono nos solos e bioregulação (QASWAR et al., 2020; WU et al. 2021). A velocidade desses processos, entretanto, é influenciada pelo manejo do solo e da vegetação, pelas mudanças climáticas bem como por atributos químicos e físicos do solo (KOGA, 2017).

A conversão dos ecossistemas naturais em agrícolas, dentre os inúmeros impactos causados, altera a dinâmica do C no solo, especialmente a acumulação, as perdas e o fracionamento e distribuição nos principais compartimentos de C.

De acordo com Silva et al. (2022), sistemas bem manejados tem uma maior produtividade, aumentam os níveis de carbono do solo beneficiando a biota do solo e

melhoram a atividade microbiana desses solos. Pastagens bem manejadas têm impactos positivos nos estoques de C em função do aporte de biomassa vegetal desses sistemas (TARRÉ et al., 2001; VICENTE et al., 2016).

As mudanças na dinâmica do C no solo são estudadas considerando os compartimentos e as formas em que o carbono se apresenta nos solos: carbono da serapilheira, carbono orgânico total, carbono microbiano, e frações como o carbono solúvel em água, carbono orgânico particulado, carbono orgânico associado aos minerais, frações humificadas, etc (FOOTE et al., 2015; DENG e SHANGGUAN 2017; LIN et al., 2018; ANGST et al., 2019; SOLEIMANY et al., 2021; CHODAK et al., 2022). Os teores de carbono orgânico do solo, seja como um todo ou no compartimento microbiano, constituem os indicadores mais usados na avaliação da qualidade do solo, dada sua sensibilidade as mudanças ocasionadas pelo tipo de uso e manejo. Estas medidas permitem estabelecer relações com aspectos relacionados a melhoria das características físicas, químicas e biológicas do solo. (MIELNICZUK, 2008; SOARES et al., 2018; SILVA e al., 2019).

Os fluxos de carbono no sistema são dependentes da relação de entrada (matéria orgânica produzida *in situ* e *ex situ*) e saída (liberação de gases de efeito estufa) (GORHAM et al., 1998; KAYRANLI et al., 2010). As entradas de carbono no solo se dão principalmente pelo carbono da serapilheira que é a principal fonte do reservatório de carbono orgânico da superfície do solo (ZHU, 2022). A decomposição da serapilheira é uma importante rota para a conversão de carbono dos resíduos da vegetação para o reservatório de carbono dos ecossistemas (MORIYAMA et al., 2013), sendo realizada pela biomassa microbiana do solo que utiliza inicialmente as frações mais lábeis da matéria orgânica (Geraei et al., 2016; Rocha Júnior et al., 2014). A decomposição feita pela biota do solo transforma o carbono orgânico total (COT) em carbono orgânico particulado (COP), que representa a fração lábil, a qual é caracterizada como facilmente decomponível, e representa uma reserva de nutrientes para o solo (OLK; GREGORICH 2006; PIKUL et al., 2007).

Já o carbono orgânico associado aos minerais (COAM) é formado por compostos mais duros, recalcitrantes, com menor degradação e biodisponibilidade quando se compara com o COP, permanecendo mais tempo no solo, tem maior tamanho, com maior área superficial específica (ASE) e, conseqüentemente, mais reativa (MIKUTTA et al., 2019; SOKOL; SANDERMAN; BRADFORD, 2019). Independente dos compartimentos e frações de C, o balanço de entradas e saídas de C do solo é extremamente dependente da atividade microbiana.

A atividade microbiana é responsável pela produção da biomassa microbiana e tem

relação direta com as transformações lábeis do C do solo, respondendo rapidamente as mudanças de uso e manejo empregadas nos ambientes (GERAEI et al., 2016; ROCHA JÚNIOR et al., 2014). A substituição das áreas de vegetação natural (mata nativa) para fins agrícolas, pastoris e florestais promoveu a fragmentação das paisagens (GMACH et al., 2018).

As diferentes intensificações ou níveis de fragmentação das paisagens podem ser estabelecidos pelas condições topográficas, temperatura, precipitação, umidade do solo, pH, drenagem local dentre outras impactam na distribuição da vegetação que reflete no balanço de carbono desses solos (entradas e saídas) (GARCIA-PAUSAS et al., 2007; SIGUA e COLEMAN, 2010; QIN et al., 2016; MESA-SIERRA., et al 2022).

Os estudos que envolvem a dinâmica do C solo geralmente avaliam ou correlacionam as práticas de manejo do solo com o a disponibilidade C e o quanto esse elemento está ligado a melhora da agregação e estrutura do solo, infiltração de água, ciclagem de nutrientes, produtividade e biomassa das culturas e armazenamento do C (BAYER et al., 2004; BRIEDIS et al., 2012; DOS REIS et al., 2014).

Poucos estudos, entretanto, relatam os efeitos dos níveis de fragmentação da paisagem na dinâmica do carbono dos solos, assim as seguintes hipóteses foram testadas: (i) O aumento do nível de fragmentação da paisagem modifica a dinâmica do carbono no solo promovendo reduções no C orgânico total e microbiano do solo e aumentos de frações de C mais solúveis; (ii) As modificações na dinâmica do C no solo ao nível de paisagem são dirigidas principalmente pela distribuição dos tipos de usos (mosaico da paisagem) e as métricas da paisagem (tamanho, diversidade e densidade das bordas dos fragmentos, área total dos fragmentos e riqueza de usos); (iii) Os fatores que modelam a dinâmica do C variam com a intensidade de fragmentação. Portanto, nosso objetivo foi Avaliar os efeitos da fragmentação da paisagem na dinâmica do carbono no solo, em seus compartimentos e frações.

3.2 MATERIAL E METODOS

Características pertinentes às áreas de estudo e nível de fragmentação da paisagem estão descritos no item 2.1, amostragem de solo item 2.2.1, amostragem da serrapilheira item 2.2.2, análises químicas item 2.3.1 e análises físicas do solo item 2.3.2.

3.2.1 Carbono na serrapilheira (Cser)

Para a determinação da massa seca da liteira (MSL), a liteira foi moída e os teores de Carbono (C-Lit) e Nitrogênio (N-Lit) foram determinados por combustão seca no multi N/C 2100, Analytik (TOC). Com base nos dados de C-Lit e N-Lit foi calculada a relação Carbono/Nitrogênio da liteira (C/N-Lit).

3.2.2 Carbono no solo

O carbono total do solo (COT) foi determinado por combustão seca no multi N/C 2100, Analytik (TOC).

O teor de carbono da biomassa microbiana (CMic) foi determinado pelo método de fumigação-extração (VANACE et al., 1987), com três repetições laboratoriais, sendo três amostras fumigadas e três não fumigadas. A fumigação foi realizada com clorofórmio livre de etanol (CHCl_3). As amostras foram incubadas em dessecador por 24 h, à 25 °C, na ausência de luminosidade, após isto o CMic foi extraído com sulfato de potássio 0,5 mol L⁻¹ (K_2SO_4) agitadas por 30 minutos, permitindo a decantação por uma hora e procedida a filtração lenta em filtro de papel número 42. A leitura das amostras foi realizada através da oxidação destas com dicromato de potássio 66,7 mmol L⁻¹ ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$).

O teor de C solúvel foi determinado por titulação com $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 33,3 mmol L⁻¹ na presença do indicador difenilamina (1% v/v).

O CMic foi calculado pela diferença entre carbono extraído do solo fumigado e não fumigado multiplicada pelo fator de correção $K_{EC}=0,33$, que representa a eficiência da extração de 33 %, proposto por Sparling e West (1988), para solos tropicais com baixo pH e menos de 10% de carbono orgânico (DE-POLLI; GUERRA, 1999).

Para determinação dos teores de carbono solúvel em água (CSA), utilizou-se uma amostra de 10 g de solo de cada tratamento em 20 mL de H_2O , sendo a suspensão agitada por 15 min, centrifugada a 1500g, posteriormente, filtrada em papel umedecido com H_2O (Bartlett & Ross, 1988). A determinação do carbono realizou-se no multi N/C 2100, Analytik (TOC).

3.2.3 Transformação microbiana do C-CO₂

A atividade de transformação microbiana do C no solo foi avaliada pela determinação da respiração basal microbiana (RMic, C-CO₂) de amostras de 50 gramas de solo incubadas por 10 dias, a 28°C. O CO₂ liberado foi capturado em solução de hidróxido de sódio (NaOH) 50 mmol L⁻¹, precipitado com solução de cloreto de bário ($\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) 0,5 mol L⁻¹, e

quantificado por titulação do NaOH remanescente com ácido clorídrico (HCl) 50 mmol L⁻¹ na presença de fenolftaleína (ALEF; NANNIPIERI, 1995).

Com base nos resultados da respiração basal microbiana e dos teores de C microbiano calculou-se o quociente metabólico (qCO_2), que representa a taxa de respiração por unidade de C na biomassa microbiana (TÓTOLA; CHAER, 2002), indicativo de eficiência microbiana de utilização do C.

3.2.4 Análise estatística dos dados

Para verificar as diferenças entre os níveis de fragmentação foram realizadas *Permutational multivariate analysis of variance* (PERMANOVA), também com base no índice de Bray-Curtis da matriz de dados de abundância transformados (com 999 permutações) (ANDERSON, 2001). As análises foram realizadas no programa STATÍSTIC X (STATSOFT, 2011).

A relação linear entre os compartimentos de carbono e os níveis de fragmentação da paisagem foram testadas por modelos lineares generalizados ou do inglês *Generalized Linear models* (GLM). Para avaliar a relação das métricas da paisagem com os compartimentos de Carbono foi realizado análise de regressão múltipla, no Software PAST (HAMMER, 2001).

A correlação entre os compartimentos de carbono e as físico-químicos do solo e da vegetação foi verificada pela análise não-paramétrica da correlação de Spearman ($p < 0,05\%$), utilizando o software R versão 4.0.4 (R CORE TEAM, 2020).

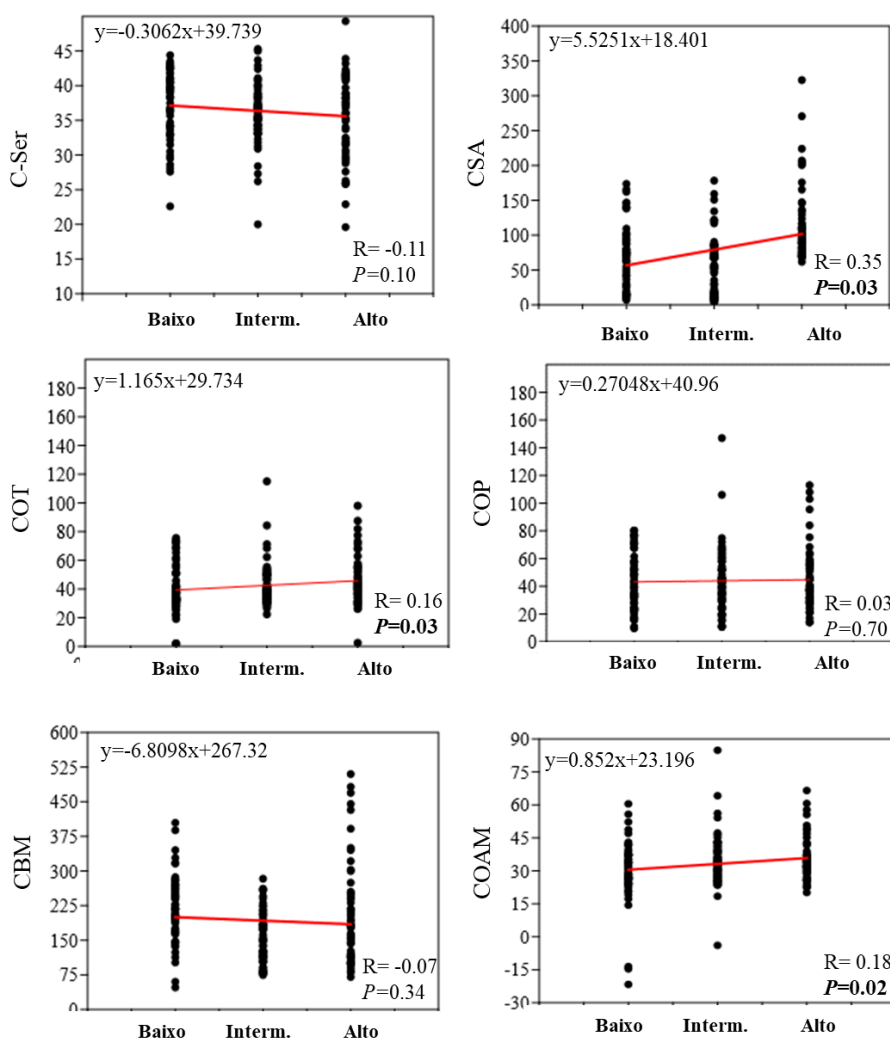
Em seguida, realizou-se um particionamento de variação da análise de redundância (pRDA) (BLANCHET; LEGENDRE; BORCARD, 2008), gerado pela análise das coordenadas principais das matrizes vizinhas (PCNM), com "seleção avançada", para avaliar os possíveis efeitos únicos e conjuntos das variáveis ambientais, separando em 3 grupos: i) variáveis físico-químicas do solo; ii) cobertura vegetal e características da serrapilheira iii) variáveis climáticas e geográficas na matriz contendo os compartimentos de carbono do solo. Ambas as análises foram realizadas utilizando-se CANOCO software, versão 5.2 (PETR SMILAUER; JAN LEPS, 2014).

3.2 RESULTADOS

O alto nível de fragmentação da paisagem foi correlacionado com o aumento de carbono orgânico total (COT), carbono solúvel em água (CSA) e carbono associado aos

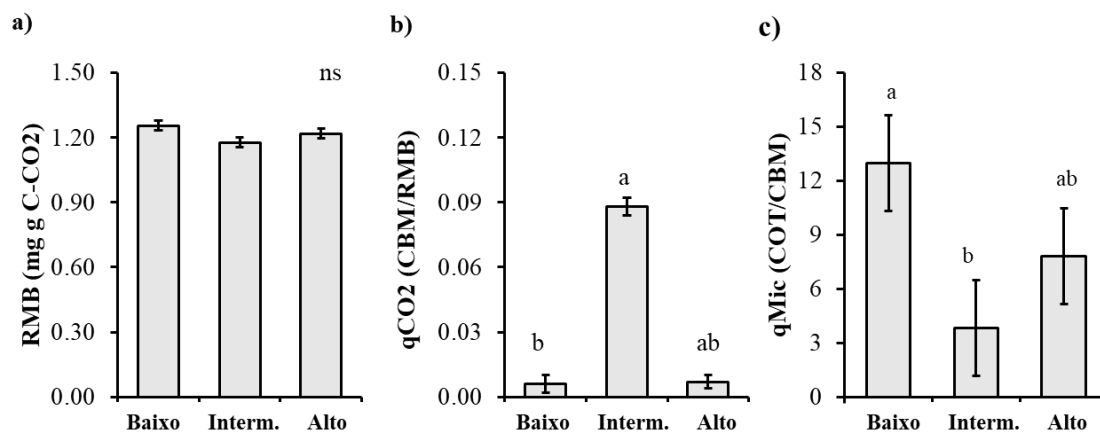
minerais (CAOM). O carbono da serapilheira (C Ser), carbono da biomassa microbiana (CBM) e carbono orgânico particulado (COP) não apresentaram diferenças em função dos níveis de fragmentação da paisagem (Figura 3).

Figura 3- Modelos linear generalizados (GLM) entre os níveis de fragmentação da paisagem (Baixo, Intermediário, Alto) e os teores de C no solo. Carbono na serapilheira (C Ser), Carbono orgânico total no solo (COT), Carbono na biomassa microbiana (CBM), Carbono solúvel em água (CSA) Carbono orgânico particulado (COP), Carbono associado aos minerais (COAM) do solo.



A evolução de C pela atividade respiratória microbiana, medida pela RBM, não variou com os níveis de fragmentação, por outro lado, foram observadas variações no quociente metabólico microbiano (qCO_2) com valores maiores no nível de fragmentação intermediário e alto (Figura 4).

Figura 4- Efeito da fragmentação da paisagem nas transformações microbianas do carbono: a) Respiração microbiana basal do solo (RMB), b) coeficiente metabólico microbiano (qCO_2) e coeficiente microbiano ($qMic$). Diferentes letras entre as barras representa a diferença entre os níveis de fragmentação, avaliado pelo teste não paramétrico Kruskal Wallis ($p < 0.05$).



A análise multivariada da relação entre as métricas usadas para definir os níveis de fragmentação em cada paisagem e os teores de C nos compartimentos e nas frações avaliadas demonstrou que a riqueza de usos (PR) influenciou positivamente os teores de C no compartimento COT e suas frações CSA e COAM, e negativamente os teores de C na biomassa microbiana (CMic) (Tabela 2). A diversidade de uso representada pelo índice SDI afetou positivamente os teores de C no compartimento COT e nas frações CSA e COAM. A densidade de borda (ED) apresentou as mesmas relações que as observadas para CSI nos teores de C no solo. Não foram observadas relações entre as métricas e os teores de C na serrapilheira e no C orgânico particulado.

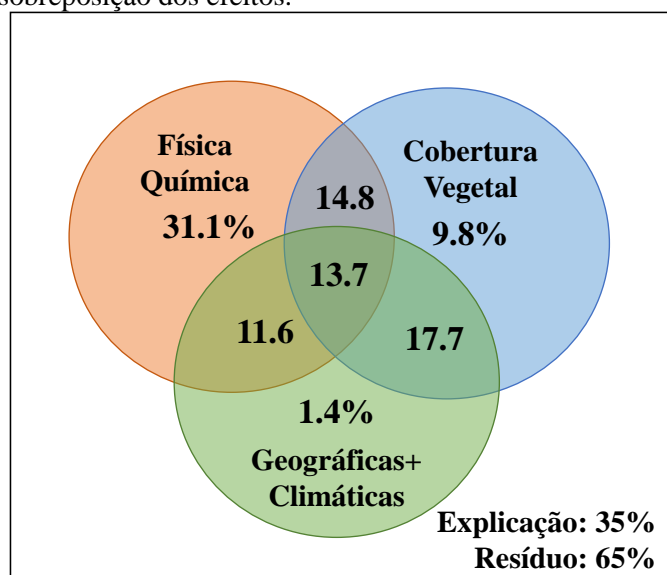
Tabela 2 - Regressões multivariada para os teores C nos compartimentos serrapilheira (Cser), total no solo (COT), e na biomassa microbiana (CMic) e nas frações de carbono solúvel em água (CSA), particulado (COP) e associado aos minerais (COAM) em função das métricas de paisagem. Métricas da Paisagem: Riqueza de usos (PR); Índice de diversidade de uso de Simpson's (SDI); Densidade de borda (ED).

| | PR | | SDI | | ED | |
|----------------------------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|
| | r | P | r | p | r | P |
| <i>Compartimentos de C</i> | | | | | | |
| Cser | -0.13 | 0.09 | -0.12 | 0.13 | -0.12 | 0.10 |
| COT | 0.15 | 0.04 | 0.16 | 0.03 | 0.16 | 0.03 |
| CMic | -0.17 | 0.02 | -0.04 | 0.63 | -0.09 | 0.26 |
| <i>Frações de C</i> | | | | | | |
| CSA | 0.23 | 0.00 | 0.38 | 0.00 | 0.33 | 0.07 |
| COP | 0.03 | 0.73 | 0.03 | 0.70 | 0.03 | 0.70 |
| COAM | 0.20 | 0.01 | 0.17 | 0.03 | 0.18 | 0.02 |
| P | | <0.001 | | <0.001 | | <0.001 |

De modo geral, as variáveis químicas e físicas do solo foram as que mais relacionaram-se com as mudanças na dinâmica C dentro dos compartimentos e nas frações estudadas, representando 31% de toda variabilidade (Figura 5). As variáveis relacionadas a cobertura vegetal e produção ou qualidade de serrapilheira contribuíram com aproximadamente 10% da variabilidade nos teores de C.

Através do particionamento da variabilidade, as mudanças nos compartimentos e frações de carbono no solo pela fragmentação da paisagem, foi 35% explicada pelas características físicas e químicas do solo, pela cobertura vegetal e por variáveis climáticas e geográficas (Figura 5). Sendo, 31.1% foram explicados pelo conjunto de variáveis físicas e químicas do solo, 9.8% pela cobertura vegetal, 1.4% pelas variáveis geográficas e climáticas. Ainda 17.7% foram explicados pela cobertura vegetal+variáveis geográficas e climáticas, 14.8% foram explicados pelo conjunto de atributos químicos e físicos do solo+ a cobertura vegetal, 11.6% foram explicados pela cobertura vegetal+variáveis geográficas e climáticas, 14.8% foram explicados pelo conjunto de atributos químicos e físicos do solo+ a cobertura vegetal, 11.6% foi explicado pelas físico-químicas do solo + geográficas e climáticas e 13.7% foi explicada pela sobreposição de todos os conjuntos de variáveis (Figura 5).

Figura 5- Particionamento de variabilidade da análise de redundância (pRDA) gerada pelas coordenadas principais das matrizes vizinhas (PCNM), com permutações monte-carlo de 1000 e corrigidas por Benjamini Hochberg pela falsa abordagem de taxa de descoberta (FDR). Os dados mostram o coeficiente ajustado de determinação múltipla (R²) a partir de efeitos simples de variáveis físico-químicas do solo, variáveis relacionadas a cobertura vegetal e o conjunto geográficas+ climáticas, assim como a sobreposição dos efeitos.

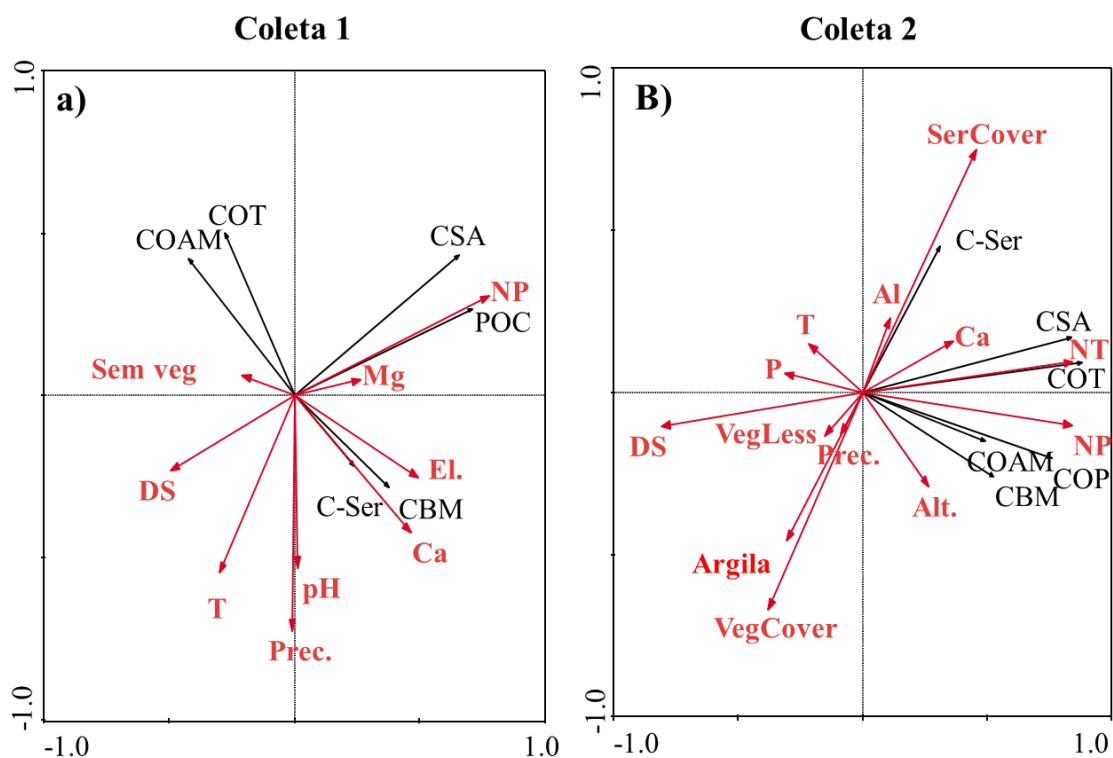


Com base na análise de redundância dos compartimentos e frações de C pode-se observar que as relações entre as mudanças na dinâmica do C serapilheira e solo e os atributos do solo e relacionados à vegetação variaram com a época de amostragem. Na análise de

redundância (RDA), na primeira época de coleta (clima quente e seco) (Figura 6a), sem considerar as variáveis ambientais explicam 50,8% da variabilidade. Desta variabilidade, 45,9% são explicados no eixo 1 e 26,8% no eixo 2. Na segunda época de coleta (clima frio e úmido) (Figura 6b), sem considerar as variáveis ambientais explicam 61,3% da variabilidade.

Desta variabilidade, 72,8% é explicada no eixo 1 e 10,2% no eixo 2. Em ambas as épocas, os resultados provenientes da seleção de variáveis (*forward selection*) e das permutações de Monte Carlo sugerem elevada correlação entre as variáveis explicativas e as variáveis de compartimentos e frações de C ($p = 0,002$) (Figura 6b). Para a primeira amostragem, a altitude e cálcio do solo apresentaram correlação com Cser e Cmic; nitrogênio particulado mostrou forte correlação com CSA e COP; e solo nu correlacionado com COAM e COT (Figura 6a). Durante a segunda amostragem, Ser e Al apresentaram correlação com Cser, NT e NP foram as propriedades mais correlacionadas com a maioria dos compartimentos C e frações C (Figura 6b).

Figura 6 - Análise de redundância (RDA) dos compartimentos e frações de carbono do solo em duas épocas de coleta; (a) abril (clima quente e seco) e; (b) em agosto (clima frio e úmido) de 2018. Os vetores vermelhos representam variáveis ambientais e os vetores pretos os teores de Carbono nos compartimentos e frações estudadas.



Carbono da serrapilheira (Cser), total no solo (COT), biomassa microbiana (CMic), carbono solúvel em água (CSA), carbono orgânico particulado (COP), carbono associado aos minerais (COAM), porcentagem de solo nu em 4m²(Nu), nitrogênio particulado (NP), magnésio (Mg), altitude (Alt), cálcio(Ca), precipitação (Prec.), temperatura média do ar (Tm), densidade do solo (DS), alumínio (Al), serapilheira (ser), nitrogênio total(NT), Porcentagem de vegetação em 4m² (Veg), fósforo (P).

Para identificar as variáveis que mais se relacionaram com as medidas de C nos compartimentos e suas frações em cada nível de fragmentação foram realizadas correlações entre as mesmas (Tabela 3). A produção e qualidade da serapilheira, assim como as medidas de cobertura vegetal apresentaram correlações com os teores de C nos compartimentos e frações nos solos apenas nos níveis baixo e intermediário de fragmentação.

O teor de N total no solo correlacionou-se positivamente com o COT em todos os níveis de fragmentação. No nível alto de fragmentação os teores de Al influenciaram positivamente a fração de C solúvel no solo. Os teores de CSA foram ainda influenciados positivamente pela umidade e porosidade total do solo nos níveis baixo e intermediário de fragmentação, o que não foi, por sua vez, observado na paisagem com alto nível de fragmentação.

No nível baixo de fragmentação, foram observadas relações negativas dos teores de CSA com os teores de argila e a densidade do solo. A densidade do solo também correlacionou negativamente com os teores de Cmic e COP, neste mesmo nível de fragmentação. Relações entre a DS com o teor de COP foram ainda observadas no nível de fragmentação intermediário. No nível mais alto de fragmentação não foram observadas relações com atributos físicos do solo e com as variáveis dependentes da qualidade da serapilheira e da cobertura vegetal. O PSser correlacionou-se positivamente com o Cser e Cmic nos dois níveis iniciais de fragmentação. O Porcentual de solo nú por sua vez correlacionou-se negativamente com as frações de CSA e COP nos solos destes dois níveis iniciais de fragmentação.

Tabela 3 – Correlações de Spearman entre os teores de C na serrapilheira e solo e variáveis explicativas relacionadas a qualidade e quantidade de serapilheira (Pser, Nser, C/Nser), cobertura vegetal (VegCover, Veg, Nu) e características químicas e físicas do solo em cada nível de fragmentação da paisagem.

| | BAIXA | | | | | INTERMEDIÁRIA | | | | ALTA | | | | | |
|------------------|-------|-------|-------|-------|------|---------------|-------|-------|-------|-------|------|-------|-----|------|------|
| | COT | CSA | CMic | COP | COAM | Cser | CSA | COT | COP | COAM | COT | CSA | COP | COAM | Cser |
| <i>Vegetação</i> | | | | | | | | | | | | | | | |
| P\$ser | | | 0,49 | | | 0,57 | | | | | | | | | 0,54 |
| Nser | | | 0,47 | | | 0,55 | -0,54 | 0,63 | | 0,59 | | | | | |
| CNSer | | | | | | | 0,59 | -0,57 | | -0,54 | | | | | |
| Ser | | | | | | 0,56 | | | | | | | | | |
| VegCover | | | | | | -0,5 | | | | | | | | | |
| Veg | | | | | | -0,56 | | | | | | | | | |
| Nu | | -0,46 | | | | | | | -0,49 | | | | | | |
| <i>Químicas</i> | | | | | | | | | | | | | | | |
| Al | | | | | | | | | | | | 0,51 | | | |
| pH | | | | | | | | | | | | -0,56 | | | |
| NT | 0,61 | 0,61 | | 0,66 | 0,52 | | | 0,79 | | 0,76 | 0,75 | 0,81 | 0,6 | 0,68 | |
| Ca | | 0,47 | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Físicas</i> | | | | | | | | | | | | | | | |
| Argila | | -0,46 | | | | | | | | | | | | | |
| UmiG | | 0,66 | | | | | | 0,77 | | | | | | | |
| PT | | 0,78 | | 0,59 | | | | 0,69 | | 0,46 | | | | | |
| DS | | -0,53 | -0,47 | -0,72 | | | | | | -0,6 | | | | | |

Carbono orgânico total (COT), Carbono solúvel em água (CSA), Carbono microbiano (CMic), Carbono orgânico particulado (COP), Carbono orgânico associado aos minerais (COAM), carbono da serapilheira (Cser). Peso seco da serapilheira (P\$ser), Nitrogênio serapilheira (Nser), Relação carbono e nitrogênio da serapilheira (C/Nser), Serapilheira (Ser), Índice de cobertura do solo (VegCover), Porcentagem de vegetação em 4 m² (Veg), Porcentagem de solo nu em 4m² (Nu), Alumínio (Al), Nitrogênio total (NT), Cálcio (Ca), Umidade Gravimétrica (UmiG), Porosidade total (PT), Densidade do Solo (DS).

3.4 DISCUSSÃO

O aumento nos níveis de fragmentação da paisagem estudados afetou diretamente o C orgânico total, mas não afetou diretamente a dinâmica do C nos compartimentos serrapilheira e C na biomassa microbiana como sugerido na hipótese um.

Os níveis de carbono orgânico total do solo podem ter sofrido influência de fatores ligados a sua estabilidade no solo, estes com forte relação com a sua resistência à degradação, que está diretamente relacionada com alguns mecanismos importantes como a bioquímica (resistência a decomposição microbiana), associação com minerais e óxidos metálicos (proteção do COT por minerais e óxidos Fe e Al) e proteção física do COT pela à agregação do solo (inacessibilidade espacial) (VON LÜTZOW et al., 2008; SCHMIDT et al., 2011; RABOT et al., 2018). Estes por sua vez sofrem grande influência dos níveis de fragmentação já que predominam em áreas mais fragmentadas com maior número de usos e manejos de solo diversos. Isso ocorre devido ao COT possuir inúmeros compartimentos e estes são importantes

para avaliar a qualidade dos solos, pois refletem na produtividade das culturas, na variação na fertilidade do solo e na emissão de gases de efeito estufa. O COT do solo possui inúmeros compartimentos que são importantes para melhor explicar como eles afetam a disponibilidade de nutrientes as plantas e energia aos microrganismos (CAMBARDELLA; ELLIOTT, 1992; SIX et al., 1999).

Aumentos nos teores de C solúvel em água (CSA) foram observados com aumento do nível de fragmentação, o que atende parcialmente a hipótese (i) quanto a possíveis efeitos sobre as frações de C nos solos. O CSA é considerado a fração mais móvel do carbono orgânico total, podendo assim controlar e ser precursor de uma série de processos físicos, químicos e biológicos (MARSCHNER; KALBITZ, 2003). Sendo esta fração a mais importante fonte de carbono para os microrganismos do solo (METTING, 1993; SCHNABEL et al., 2002; MARSCHNER; KALBITZ, 2003). O aumento do C solúvel está relacionado ao aumento dos teores de nitrogênio, e a redução da relação C:N (SONG et al., 2020). Podendo explicar o aumento do CSA nos maiores níveis de fragmentação, onde a intensidade de práticas agrícolas como a adubação é mais frequente, semelhantes aos resultados encontrados por Wang et al., (2016), que adubação aumenta os teores de C solúvel em água no solo.

A análise de GLM mostrou também aumentos nos teores de C na fração associada aos minerais (COAM) nos maiores níveis de fragmentação, o que pode estar relacionado a maior diversidade de usos do solo (FERREIRA et al., 2021). Esse aumento do COAM também podem ser decorrentes das interações que ocorrem pela forte ligação entre parte mineral do solo e compostos orgânicos da aplicação dos fertilizantes orgânicos que são ocasionadas pela forte interação química entre ambos, o que pode explicar o mecanismo de estabilização do COAM (OADES; WATERS, 1991).

Os incrementos no teor de COAM com o aumento dos níveis de fragmentação pode ser atribuído ainda a diferenças nas características do solo, uma vez que temos diferentes classes de solo dentro do mesmo nível de fragmentação, estrutura física, bem como os diferentes teores de argila, aplicação dos fertilizantes orgânicos como resíduos e dejetos animais, portanto, é uma fração que apresenta características interessantes para o armazenamento e sequestro de C no solo, o que é benéfico para atividade agrícola ou até mesmo um indicador da diminuição das emissões de gases do efeito estufa (TONG et al., 2014; XIE et al., 2017).

O COT é frequentemente subdividido em duas frações de carbono orgânico: o particulado (COP) e orgânico associado a minerais (COAM) (LAVALLEE et al., 2021). Enquanto a fração COP do COS é mais vulnerável à decomposição microbiana, o COAM

apresenta maior persistência de degradação em função à proteção por associação mineral (COTRUFO et al., 2019), além dos fatores de solo outro importante fator de formação do COAM são os exsudatos radiculares que apresentam alto teor de nitrogênio (LEHMANN e KLEBER 2015; VILLARINO et al., 2021)

Apesar de não se ter observado efeitos diretos sobre as medidas de C nos compartimentos, observou-se reduções na q_{MIC} , indicando redução do carbono na fração viva em relação ao carbono total.

A fragmentação afetou também a eficiência da biomassa microbiana na utilização do C durante o processo de decomposição da matéria orgânica, estimada pelo q_{CO_2} . O quociente microbiano é uma medida de eficiência de utilização de C pela microbiota do solo e indicador de manutenção do C no solo a longo prazo e de possíveis estresses ambientais que são sentido e evidenciados rapidamente pela biomassa microbiana do solos, isso acontece em decorrência das mudanças no usos do solo que diretamente altera a ciclagem dos principais elementos do solo N, P e C (GUO e GIFFORD 2002; CHITI et al., 2018), propriedades de clima e relevo (WARING et al., 2013) e características biológicas do solo, como a composição da comunidade microbiana (fungos e bactérias), respiração microbiana basal. (RAIESI e BEHESHTI 2015; DENG et al., 2017).

Aumentos no nível de fragmentação promoveram aumentos no q_{CO_2} , o que indica uma menor eficiência a maior nível de estresse da biomassa microbiana que a longo prazo perde mais C, isso por que a atividade / respiração microbiana do solo é um processo importante que controla a perda de C do solo dos ecossistemas terrestres para a atmosfera (BOND-LAMBERTY e THOMSON 2010; BAYER et al., 2016). Esse é um indicador sensível de perdas de C derivadas do manejo do solo, uma vez que estes implicam na qualidade e quantidade de insumos, substrato no solo tendo forte influência na respiração microbiana do solo sob mudança de uso da terra (YANG et al., 2021). E esta quantidade e qualidade tem limitações que vem principalmente de dois elementos que é o C e/ou N disponível. Grandes quantidades de C e N da serapilheira fornecem mais recursos para melhorar a respiração microbiana do solo (IQBAL et al., 2010).

Até o momento, entretanto, não existem relatos dos efeitos em escala de paisagem sobre este índice. Neste estudo, o q_{CO_2} demonstrou ser um indicador sensível de mudanças no compartimento de C microbiano, ainda que os efeitos mais diretos sobre ele não tenham sido observados, possivelmente pelo fato deste estudo ter sido realizado em curto prazo de tempo. Estudos usando diferentes combinações de plantio apresentaram alta atividade da biomassa microbiana em terras agrícolas e pastagens devido ao acúmulo de C e N disponíveis

que estimularam o crescimento e a atividade microbiana (GUAN et al., 2018).

A respiração microbiana foi aumentada devido à maior absorção de N pelo crescimento das plantas, permitindo que os microrganismos usem C mais recalcitrante (MORI et al., 2018), assim como as mudanças na temperatura e umidade também geralmente levam a mudanças significativas na respiração do solo (YAN et al., 2018). Essas mudanças que ocorrem ao longo do tempo nas paisagens, pela fragmentação e aplicação de diferentes usos e com emprego de práticas agrícolas intensivas, podem ter efeitos negativos ou positivos sobre a atividade microbiana. Nunes et al. (2012) em seu estudo encontrou que a intensificação do uso do solo removeu em grande parte a biomassa acima, que acabou limitando o desenvolvimento desses organismos pela redução do C disponível. Uso de fertilizantes por longos períodos também afetam o processo de ciclagem do carbono realizado por microrganismos (WASOF et al., 2018). Outros estudos revelam que o manejo de baixa intensidade sem fertilizantes promove maior atividade e biomassa microbiana do solo (SÜNNEMANN et al., 2021) enfatizando a importância de estudos como este com carbono da biomassa microbiana, quociente metabólico e respiração microbiana.

Os níveis de fragmentação da paisagem são normalmente definidos por métricas de paisagem, através de padrões espaciais, que incluem área total da paisagem, número de manchas, tamanho médio de manchas, riqueza e diversidade de manchas, índice de fragmento e tamanho de bordas (UUEMAA et al., 2009; UUEMAA et al., 2013; HUANG et al., 2015; TOOSI et al., 2022). Ao se avaliar as relações entre as métricas utilizadas neste estudo e a dinâmica do C nos compartimentos e frações avaliados verificou-se que as métricas envolvendo os tipos de usos e o tamanho das bordas dos fragmentos correlacionaram-se com a dinâmica do C nos níveis de fragmentação estudados confirmando a segunda hipótese.

Aumentos na riqueza de usos (PR), no índice de diversidade de usos de Simpson (SDI) e na densidade de bordas são observados com o aumento do nível de fragmentação e estão, por sua vez, relacionando positivamente com os teores de C total no solo. Isso indica que a diversidade de e riqueza de usos de solo dentro de uma paisagem, pode aumentar as frações de carbono total, que nesse caso pode estar relacionado principalmente ao aumento de C solúvel no solo, como verificado por Song et al., (2020), que verificou diferentes concentrações de N solúvel em diferentes formas de cultivos e manejos de solo.

Ao contrário, a riqueza de usos correlacionou-se negativamente com o C na biomassa microbiana indicando que o aumento do número de diferentes usos do solo afeta o C neste compartimento considerado lábil e muito sensível a mudanças de usos do solo. Isso reforça a ideia de que o C microbiano é importante indicador da qualidade do solo e responde

rapidamente as mudanças de uso de solos empregadas pelo homem, sendo essencial a manutenção dos estoques do mesmo através da adição de resíduos de qualidade, colaborando para manutenção da fertilidade e a qualidade do solo (RAMÍREZ et al., 2020; ANANDAKUMAR et al., 2022).

É sabido que a dinâmica do C no solo é modelada por inúmeros atributos relacionados a cobertura vegetal, quantidade e qualidade da matéria orgânica que entra no sistema solo, pelos atributos químicos e físicos do solo, condições climáticas e do ambiente solo (LANGE et al., 2015; REIS et al., 2015). Entretanto, não existem relatos na literatura que indiquem como estes fatores afetam a dinâmica do C em diferentes níveis de fragmentação em escala da paisagem.

Este estudo indicou mudanças no número de fatores e na natureza dos fatores que modelam a dinâmica do C no solo com o aumento da intensidade de fragmentação confirmando nossa terceira hipótese. No nível de fragmentação mais alto poucas correlações entre os atributos químicos e físicos do solo ou de com a cobertura vegetal foram observadas com as medidas de compartimentalização do C ou suas frações, o que pode sugerir que a maior complexidade da paisagem em termos de mosaicos de usos rompe a ligação entre fatores químicos, físicos e biológico com o carbono no solo.

O presente estudo é pioneiro para solos em zona de clima subtropical e serve como um balizador da atividade microbiana e suas alterações em função dos níveis da fragmentação da paisagem, uma vez que existem poucos estudos que sintetizam este indicador com padrões globais de alterações nas mudanças de uso da terra com modificações causadas pela intervenção do homem.

3.5 CONCLUSÃO

Este estudo constitui um dos primeiros realizados em zona subtropical ou ainda no mundo sobre os efeitos da fragmentação da paisagem na dinâmica do C em seus principais compartimentos e frações no solo. Apesar de não ser observado efeito direto do aumento do nível de fragmentação sobre o C na serrapilheira, C total no solo e C na biomassa microbiana os resultados apontam para uma menor eficiência de utilização do C pela biomassa microbiana o que pode ter efeitos a longo prazo na manutenção do C quando avaliado em escala da paisagem. Além disso, este estudo confirma que as métricas utilizadas para definição dos níveis de fragmentação da paisagem tem relação direta com as mudanças na dinâmica do C em solos de zona subtropical. Foi possível ainda verificar mudanças nos

fatores que modelam a compartimentalização do C e seu fracionamento no solo, entretanto, há necessidade de ampliar estes estudos para melhor compreensão dos atributos do solo e propriedades do sistema envolvidos, especialmente em níveis altos de fragmentação em escala de paisagem.

REFERENCIAS

- ALEF, K.; NANNIPIERI, P. *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*, 1st ed, *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Elsevier, London, 1995.
- ANANDAKUMAR, S.; BAKHOUM, N.; CHINNADURAI, C.; MALARKODI, M.; ARULMOZHISELVAN, K.; KARTHIKEYAN, S.; BALACHANDAR, D. Impact of long-term nutrient management on sequestration and dynamics of soil organic carbon in a semi-arid tropical Alfisol of India. *Applied Soil Ecology*, 177:104549, 2022.
- ANGST, G.; MUELLER, K. E.; EISSENSTAT, D. M.; TRUMBORE, S.; FREEMAN, K. H.; HOBBIE, S. E.; CHOROVER, J.; OLEKSYN, J.; REICH, P. B.; MUELLER, C. W. Soil organic carbon stability in forests: Distinct effects of tree species identity and traits. *Global change biology*, 25(4):1529-546, 2019.
- BALESDENT, J.; BASILE-DOELSCH, I.; CHADOEUF, J.; CORNU, S.; DERRIEN, D.; FEKIACOVA, Z.; HATTE, C. Atmosphere soil carbon transfer as a function of soil depth. *Nature*, 559:599–602, 2018.
- BAYER, C.; GOMES, J.; ZANATTA, J.A.; VIEIRA, F.C.B.; DIECKOW, J. Mitigating greenhouse gas emissions from a subtropical Ultisol by using long-term no-tillage in combination with legume cover crops. *Soil and Tillage Research*, 161:86–94, 2016
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 39 (7):677–683, 2004.
- BLAGODATSKAYA, E.; KUZYAKOV, Y. Active microorganisms in soil: Critical review of estimation criteria and approaches. *Soil Biology and Biochemistry*, 67:192-211, 2013.
- BLANCHET, F.G.; LEGENDRE, P.; BORCARD, D. Forward selection of explanatory variables. *Ecology*, 89:2623–26328, 2008.
- BOND-LAMBERTY, B.; THOMSON, A. Temperature-associated increases in the global soil respiration record. *Nature*, 464:579–582, 2010.
- BRIEDIS, C.; SÁ, J. C. DE M.; DE-CARLI, R. S.; ANTUNES, E. A. P.; SIMON, L.; ROMKO, M. L.; ELIAS, L.S.; FERREIRA, A. DE O. Particulate soil organic carbon and stratification ratio increases in response to crop residue decomposition under no-till. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 36(5):1483–1490, 2012.
- CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. Particulate Soil Organic Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56(3); 777–783, 1992.
- CHITI, T.; DÍAZ-PINÉS, E.; BUTTERBACH-BAHL, K.; MARZAIOLI, F.; VALENTINI, R. Soil organic carbon changes following degradation and conversion to cypress and tea plantations in a tropical mountain forest in Kenya. *Plant and Soil*, 422(1-2):527–539., 2018.

CHODAK, M.; SROKA, K.; WOŚ, B.; PIETRZYKOWSKI, M. Chemical and microbial properties of post-mining and post-fire soils afforested with different tree species. **Applied Soil Ecology**, 171: 104321, 2022.

COTRUFO, M. F.; RANALLI, M. G.; HADDIX, M. L.; SIX, J.; LUGATO, E. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. **Nature Geoscience**. 12:989–994, 2019.

DENG, L.; SHANGGUAN, Z. Afforestation Drives Soil Carbon and Nitrogen Changes in China. **Land Degradation & Development**, 28(1):151–165, 2016.

DENG, L.; SHANGGUAN, Z.-P.; WU, G.-L.; CHANG, X.-F. Effects of grazing exclusion on carbon sequestration in China's grassland. **Earth-Science Reviews**, 173:84–95. 2017.

DE-POLLI, H.; GUERRA, J.G.M. C, N e P na biomassa microbiana do solo. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.). *Fundamentos da Matéria Orgânica do solo - Ecossistemas Tropicais e Subtropicais*. **Porto Alegre: Genesis**, 389-411. 1999.

REIS, C. E. S. DOS; DICK, D. P.; CALDAS, J. DA S.; BAYER, C. Carbon sequestration in clay and silt fractions of Brazilian soils under conventional and no-tillage systems. **Scientia Agricola**, 71(4):292–301, 2014.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Manual de Métodos de Análise de Solo*. 2 ed. rev. atual. Rio de Janeiro, 212p, 1997.

FALAAHATKAR, S.; HOSSEINI, S.M.; SALMAN MAHINY, A.; AYOUBI, S.; WANG, S. Soil organic carbon stock as affected by land use/cover changes in the humid region of northern Iran. **Journal of Mountain Science**, 11(2):507–518, 2014.

FANIN, N.; HÄTTENSCHWILER, S.; SCHIMANN, H.; FROMIN, N. Interactive effects of C, N and P fertilization on soil microbial community structure and function in an Amazonian rain forest. **Functional Ecology**, 29(1):140–150, 2015.

FERREIRA, G. W.; BENEDET, L.; TRAPP, T.; LIMA, A.P.; JÚNIOR, V.M.; ARCÂNGELO, A.; LOURENZI, C.R.; COMIN, J.J. Soil aggregation indexes and chemical and physical attributes of aggregates in a Typic Hapludult fertilized with swine manure and mineral fertilizer. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, 10, 2021.

FOOTE, J.A.; BOUTTON, T.W.; SCOTT, D.A. Soil C and N storage and microbial biomass in US southern pine forests, Influence of forest management. **Forest Ecology and Management**, 355:48–57, 2015.

GARCIA-PAUSAS, J.; CASALS, P.; CAMARERO, L.; HUGUET, C.; SEBASTI A, M.; THOMPSON, R.; ROMANY A, J. Soil organic carbon storage in mountain grasslands of the Pyrenees: effects of climate and topography. **Biogeochemistry**, 82 (3):279–289, 2007.

GERAEI, D.S.; HOJATI, S.; LANDI, A.; CANO, A.F. Total and labile forms of soil organic carbon as affected by land use change in southwestern Iran. **Geoderma**. Reg, 7:29–47., 2016.

GMACH, M.-R.; DIAS, B. O.; SILVA, C. A.; NÓBREGA, J. C. A.; LUSTOSA-FILHO, J. F.; SIQUEIRA-NETO, M. Soil organic matter dynamics and land-use change on Oxisols in the Cerrado, Brazil. **Geoderma Regional**, 14:00178, 2018.

GORHAM, E.; UNDERWOOD, J.K.; JANSSENS, J.A.; FREEDMAN, B.; MAASS, W.; WALLER, D.H.; OGDEN, J.G. The chemistry of streams in southwestern and central Nova Scotia, with particular reference to catchment vegetation and the influence of dissolved organic carbon primarily from wetlands. **Wetlands**, 18 (1), 115–132., 1998.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X22003235>

GUAN, Z.-H.; LI, X. G.; WANG, L.; MOU, X. M.; KUZYAKOV, Y. Conversion of Tibetan grasslands to croplands decreases accumulation of microbially synthesized compounds in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, 123:10– 20, 2018.

GUO, L.B.; GIFFORD, R.M. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. **Glob Chang Biol.**, 8:345–360, 2002.

GUO, Z.; ZHANG, L.; YANG, W.; HUA, L.; CAI, C. Aggregate Stability under Long-Term Fertilization Practices: The Case of Eroded Ultisols of South-Central China. **Sustainability**, 11(4):1169, 2019.

HAMMER, Ø; HARPER, D.A.T.; RAYAN, P.D. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, 4: 1- 9, 2001.

HUANG, L.U.; WU, J.; YAN, L. Defining and measuring urban sustainability: a review of indicators. **Landscape Ecology**., 30 (7):1175–1193, 2015.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. . Climate Change : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M., Tignor, S.K., Allen, J., Boschung, A., Nauels, Y., Xia, V. Bex and P. M. Midgley (eds.)]— Technical Summary. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.

IQBAL, J.; HU, R.; FENG, M.; LIN, S.; MALGHANI, S.; ALI, I. M. Microbial biomass, and dissolved organic carbon and nitrogen strongly affect soil respiration in different land uses: A case study at Three Gorges Reservoir Area, South China. **Agriculture, Ecosystem & Environment**, 137(3-4):294–307, 2010.

KAYRANLI, B.; SCHOLZ, M.; MUSTAFA, A.; HEDMARK, A. Carbon Storage and Fluxes within Freshwater Wetlands: a Critical Review. **Wetlands**, 30:111–124, 2010.

KEMPER, W.D.; CHEPIL, W.S. Size distribution of aggregates. In: Black, C.A. et al., Methods of soil analysis. **Madison, American Society of Agronomy** 40:499-510, 1965.

KOGA, N. Tillage, fertilizer type, and plant residue input impacts on soil carbon sequestration rates on a Japanese Andosol. **Soil Science and Plant Nutrition**, 63(4): 396-404, 2017.

LANGE, M.; EISENHAEUER, N.; SIERRA, C.A.; BESSLER, H.; ENGELS, C.; GRIFFITHS, R.I; MELLADO-VÁZQUEZ, P.G.; MALIK, A.A.; ROY, J.; SCHEU, S.; STEINBEISS, S.; THOMSON, B.C.; TRUMBORE, S.E.; GLEIXNER, G. Plant diversity increases soil

microbial activity and soil carbon storage. **Nature Communications**, 6, 2015.

LAVALLEE, J. M.; SOONG, J. L.; COTRUFO, M. F. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral associated forms to address global change in the 21 st century. **Global Change Biology**, 2019.

LEHMANN, J.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. **Nature**, 528:60–68, 2015.

LEIFELD, J.; KEEL, SG. Quantifying negative radiative forcing of non-permanent and permanent soil carbon sinks. **Geoderma**, 423:115971, 2022.

LEPŠ J.; ŠMILAUER, P. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. **The Bulletin of the Ecological Society of America**. 86:6–6, 2005.

LI, Y.; LI, Z.; CUI, S.; LIANG, G.; ZHANG, Q. Microbial-derived carbon components are critical for enhancing soil organic carbon in no-tillage croplands: A global perspective. **Soil Soil and Tillage Research**, 205:104758, 2021.

LIANG, C.; SCHIMEL, J.P.; JASTROW, J.D. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. **Nature Microbiology**, 2, 2017.

LIN, Z.; LI, Y.; TANG, C.; LUO, Y.; FU, W.; CAI, X.; LI, Y.; YUE, T.; JIANG, P.; HU, S.; CHANG, S. Converting natural evergreen broadleaf forests to intensively managed moso bamboo plantations affects the pool size and stability of soil organic carbon and enzyme activities. **Biology and Fertility of Soils**, 54 (4): 467–480, 2018.

MA, L.J.; LV, X.B.; CAO, N.; WANG, Z.; ZHOU, Z.G.; MENG, Y.L. Alterations of soil labile organic carbon fractions and biological properties under different residue-management methods with equivalent carbon input. **Applied Soil Ecology**, 103821, 2021.

MARSCHNER, B.; KALBITZ, K.. Controls of bioavailability and biodegradability of dissolved organic matter in soils. **Geoderma**, 113(3-4): 211–235. 2003.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; ENE, E. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>, 2012.

MESA-SIERRA, N.; LABORDE, J.; CHAPLIN-KRAMER, R.; ESCOBAR, F. Carbon stocks in a highly fragmented landscape with seasonally dry tropical forest in the Neotropics. **Forest Ecosystems**, 9:100016, 2022.

METTING, F. B. Structure and physiological ecology of soil microbial communities. In: *Soil Microbia Ecology – Application in Agricultural and Environmental Management*. **New York: Marcel Dekker**. 3–24, 1993.

MIKUTTA, R.; TURNER, S.; SCHIPPERS, A.; GENTSCH, N.; MEYER-STÜVE, S.; CONDRON, L. M.; PELTZER, D. A.; RICHARDSON, S. J.; EGER, A.; HEMPEL, G.; KAISER, K.; KLOTZBÜCHER, T.; GUGGENBERGER, G. Microbial and abiotic controls

on mineral-associated organic matter in soil profiles along an ecosystem gradient. **Scientific Reports**, 9(1)., 2019.

MORI, T.; LU, X.; AOYAGI, R.; MO, J. Reconsidering the phosphorus limitation of soil microbial activity in tropical forests. **Functional Ecology**, 32(5):1145–1154, 2018.

MORIYAMA, A.; YONEMURA, S.; KAWASHIMA, S.; DU, M.; TANG, Y. Environmental indicators for estimating the potential soil respiration rate in alpine zone. **Ecological Indicators**, 32:245–252, 2013.

NUNES, J. S.; ARAUJO, A. S. F.; NUNES, L. A. P. L.; LIMA, L. M.; CARNEIRO, R. F. V.; SALVIANO, A. A. C.; TSAI, S. M. Impact of Land Degradation on Soil Microbial Biomass and Activity in Northeast Brazil. **Pedosphere**, 22(1), 88–95, 2012.

OADES, J.M.; WATERS, A.G. Aggregate hierarchy in soils. **Australian Journal of Soil Research**, 29(6): 815., 1991.

OLK, D. C.; GREGORICH, E. G. Overview of the Symposium Proceedings, “Meaningful Pools in Determining Soil Carbon and Nitrogen Dynamics.” **Soil Science Society of America Journal**, 70(3):967, 2006.

PIKUL, J. L.; OSBORNE, S.; ELLSBURY, M.; RIEDELL, W. Particulate Organic Matter and Water-Stable Aggregation of Soil under Contrasting Management. **Soil Science Society of America Journal**, 71(3):766, 2007.

QASWAR, M.; JING, H.; AHMED, W.; DONGCHU, L.; SHUJUN, L.; LUA, Z.; ANDONG CAIA, A.; LISHENGA, L.; YONGMEID, X.; JUSHENGA, G.; HUIMIN, Z. Yield sustainability, soil organic carbon sequestration and nutrients balance under long-term combined application of manure and inorganic fertilizers in acidic paddy soil. **Soil and Tillage Research**, 198: 104569, 2020.

QIN, Y.; FENG, Q.; HOLDEN, N.M.; CAO, J. Variation in soil organic carbon by slope aspect in the middle of the Qilian Mountains in the upper Heihe River Basin, China. **Catena**, 147:308–314, 2016.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Access in: 2020.

RABOT, E.; WIESMEIER, M.; SCHLÜTER, S.; VOGEL, H.-J. Soil structure as an indicator of soil functions: A review. **Geoderma**, 314:122–137, 2018.

RAIESI, F.; BEHESHTI, A. Microbiological indicators of soil quality and degradation following conversion of native forests to continuous croplands. **Ecological Indicators**, 50:173–85, 2015.

RAMÍREZ, P.B.; FUENTES-ALBURQUENQUE, S.; DÍEZ, B.; VARGAS, I.; BONILLA, C.A. Soil microbial community responses to labile organic carbon fractions in relation to soil type and land use along a climate gradient. **Soil Biology and Biochemistry**, 141:107692, 2020.

REIS, C.E.S.; DICK, D.P.; CALDAS, J.S.; BAYER, C. Carbon sequestration in clay and silt fractions of Brazilian soils under conventional and no-tillage systems. **Scientia Agricola**, 71: 292-301, 2014.

ROCHA JUNIOR, P. R. DA; DONAGEMMA, G. K.; ANDRADE, F. V.; PASSOS, R. R.; BALIEIRO, F. D. C.; MENDONÇA, E. D. S.; RUIZ, H. A. Can Soil Organic Carbon Pools Indicate the Degradation Levels of Pastures in the Atlantic Forest Biome? **Journal of Agricultural Science**, 6(1), 2013.

RODRIGO-COMINO, J.; L´OPEZ-VICENTE, M.; KUMAR, V.; RODRÍGUEZ-SEIJO, A.; VALK´O, O.; ROJAS, C.; POURGHASEMI, H.R.; SALVATI, L.; BAKR, N.; VAUDOUR, E.; BREVIK, E.C.; RADZIEMSKA, M.; PULIDO, M.; DI PRIMA, S.; DONDINI, M.; DE VRIES, W.; SANTOS, E.S.; MENDONÇA-SANTOS, M.D.L.; YU, Y., PANAGOS, P.(2020). Soil science challenges in a new era: a transdisciplinary overview of relevant topics. **Air Soil Water Res**, 13:280439083, 2020.

SANDERMAN, J.; HENGL, T.; FISKE, G.J. Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. **PNAS Science News**, 114:9575–9580, 2017.

SCHMIDT, M. W. I; TORN, M.S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERGER, G.; JANSSENS, I. A.; KLEBER, M.; GEL-KNABNER, I. K.; LEHMANN, J.; MANNING, D.A.C.; NANNIPIERI, P.; RASSE, D.P.; WEINER, S.; TRUMBORE, S.E. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, 478(7367):49–56, 2011.

SCHNABEL, R. R.; DELL, C. J.; SHAFFER, J. A. Filter, inoculum and time effects on measurements of biodegradable water soluble organic carbon in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, 34(5): 737-739, 2002.

SIGUA, G.C.; COLEMAN, S.W. Spatial distribution of soil carbon in pastures with cow-calf operation: effects of slope aspect and slope position. **J Soils Sediments**, 10:240–247, 2010.

SILVA, P. L. F.; OLIVEIRA, F. P.; PEREIRA, W. E.; BORBA, J. O. M.; TAVARES, D. D; SANTOS, T. E. D.; MARTINS, A. F. Carbon stocks and hydric retention in grass biomass in the Paraíba agreste mesoregion. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering**, 13(2):155–167, 2019.

SILVA, L. S.; LAROCA, J. V. S.; COELHO, A. P.; GONÇALVES, E. C.; GOMES, R. P.; PACHECO, L. P.; CARVALHO, P. C. F.; PIRES, G. C.; OLIVEIRA, R. L.; SOUZA, J. M. A.; FREITAS, C. M.; CABRAL, C. E. A.; WRUCK, F. J. SOUZA, E. D. Does grass-legume intercropping change soil quality and grain yield in integrated crop-livestock systems?. **Applied Soil Ecology**, 170, 2022.

SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, K. Aggregate and Soil Organic Matter Dynamics under Conventional and NoTillage Systems. **Soil Science Society of America Journal**, 63(5): 1350–1358, 1999.

SMITH, P.; CALVIN, K.; NKEM, J.; CAMPBELL, D.; CHERUBINI, F.; GRASSI, G.; KOROTKOV, V.; LE HOANG, A.; LWASA, S.; MCELWEE, P.; NKONYA, E.; SAIGUSA, N.; SOUSSANA, J.-F.; TABOADA, M.A.; MANNING, F.C.; NAMPANZIRA, D.; ARIAS-

- NAVARRO, C.; VIZZARRI, M.; HOUSE, J.O.; ROE, S.; COWIE, A.; ROUNSEVELL, M.; ARNETH, A. Which practices co-deliver food security, climate change mitigation and adaptation, and combat land degradation and desertification? **Global Change Biology**, 26 (3): 1532–1575, 2020.
- SOARES, M. B.; FREDDI, O. DA S.; MATOS, E. DA S.; TAVANTI, R. F. R.; WRUCK, F. J.; DE LIMA, J. P.; FRANCHINI, J. C. Integrated production systems: An alternative to soil chemical quality restoration in the Cerrado-Amazon ecotone. **Catena**, 104279, 2019.
- SOKOL, N. W.; SANDERMAN, J.; BRADFORD, M. A. Pathways of mineral-associated soilorganic matter formation: Integrating the role of plant carbon source, chemistry, and point of entry. **Global Change Biology**, 25(1):12–24, 2019.
- SOLEIMANY, M.; ESLAMDOUST, J.; AKBARINIA, M.; KOOCH, Y. Soil aggregate stability index and particulate organic matter in response to differently afforested lands in the temperate regions of Iran. **Journal of Forest Science**, 67 (8):376–384, 2021.
- SONG, Y.H.; ZHANG, J.Y.; LIU, H.F.; XUE, S.; LI, Y.Y. Effects of Management Measures on Soil Water-soluble Carbon and Nitrogen and Their Three-Dimensional Fluorescence Characteristics of *Pinus tabulaeformis* Plantations on Loess Plateau. **Huan Jing Ke Xue**. 841(2):905-913. 2020.
- SOUSSANA, J.-F.; LUTFALLA, S.; EHRHARDT, F.; ROSENSTOCK, T.; LAMANNA, C.; HAVLÍK, P.; RICHARDS, M.; WOLLENBERG, E.; CHOTTE, J.-L.; TORQUEBIAU, E.; CIAIS, P.; SMITH, P.; LAL, R. Matching policy and science: Rationale for the “4 per 1000 - soils for food security and climate” initiative. **Soil and Tillage Research**. 2017.
- SPARLING, G.P.; WEST, A.W. A direct extraction method to estimate soil microbial C: Calibration in situ using microbial respiration and ¹⁴C labelled cells. *Soil Biology and Biochemistry*, **Oxford**, 20:337-343, 1988.
- STOCKMANN, U.; ADAMS, M.A.; CRAWFORD, J.W.; FIELD, D.J.; HENAKAARCHCHI, N.; JENKINS, M.; MINASNY, B.; MCBRATNEY, A.B.; COURCELLES, V.R.; SINGH, K.; WHEELER, I.; ABBOTT, L.; ANGERS, D.A.; BALDOCK, J.; BIRD, M.; BROOKES, P.C.; CHENU, C.; JASTROW, J. D.; LAL, R.; LEHMANN, J.; O’DONNELL, A.G.; PARTON, W.J.; WHITEHEAD, D.; ZIMMERMANN, M. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 164:80–99, 2013.
- SÜNNEMANN, M.; ALT, C.; KOSTIN, J.E.; LOCHNER, A.; REITZ, T.; SIEBERT, J.; SCHÄDLER, M.; EISENHAEUER, N. Low-intensity land-use enhances soil microbial activity, biomass and fungal-to-bacterial ratio in current and future climates. **Journal of Applied Ecology**, 58:2614–2625, 2021.
- TAJIK, S.; AYOUBI, S.; ZERAATPISHEH, M. Digital mapping of soil organic carbon using ensemble learning model in Mollisols of Hyrcanian forests, northern Iran. **Geoderma Regional**, 20:00256, 2020.
- TARRÉ, R.; MACEDO, R.; CANTARUTTI, R.B.; REZENDE, C.DE.P.; PEREIRA, J.M.; FERREIRA, E.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. The effect of the

presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. **Plant and Soil**, 234(1): 15–26, 2001.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. Analysis of soil, plants and other materials. **Universidade Federal do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, 1995.

TONG, X.; XU, M.; WANG, X.; BHATTACHARYYA, R.; ZHANG, W.; CONG, R. Long-term fertilization effects on organic carbon fractions in a red soil of China. **Catena**, 113:251–259, 2014.

TOOSI, N.B.; SOFFIANIAN, A.R.; FAKHERAN, S.; WASER, L.T. Mapping disturbance in mangrove ecosystems: Incorporating landscape metrics and PCA-based spatial analysis. **Ecological Indicators**, 136:108718, 2022.

TOTOLA, M.; CHAER, G. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. **Tópicos Em Ciência Do Solo**. 2. 195-276, 2002.

UUEMAA, E.; ANTROP, M.; ROOSAARE, J.; MARJA, R.; MANDER, Ü. Landscape metrics and indices: An overview of their use in landscape research. **Living Reviews in Landscape Research**, 3, 2009.

UUEMAA, E.; MANDER, Ü.; MARJA, R. Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review. **Ecological Indicators**, 28:100–106., 2013.

VAN DER HEIJDEN, M.G.A.; BARDGETT, R.D.; VAN STRAALLEN, N.M. The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, 11:296–310, 2008.

VANCE, E.D.; BROOKS, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, 19:703-707, 1987.

VICENTE, L. C.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Soil carbon stocks of Ultisols under different land use in the Atlantic rainforest zone of Brazil. **Geoderma Regional**, 7(3):330–337, 2017.

VILLARINO, S. H.; PINTO, P.; JACKSON, R. B.; PIÑEIRO, G. Plant rhizodeposition: A key factor for soil organic matter formation in stable fractions. **Science Advances**, 7(16):3176., 2021.

VON LÜTZOW, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; LUDWIG, B.; MATZNER, E.; FLESSA, H.; EKSCHMITT, K.; GUGGENBERGER, G.; MARSCHNER, B.; KALBITZ, K. Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual model. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, 171(1):111–124, 2008.

WAN, G. D.; GRIFFIN DE, PARIKH, S.J., SCOW, K.M. Impact of biochar amendment on soil water soluble carbon in the context of extreme hydrological events. **Chemosphere**, 160:287-92, 2016.

WARING, B. G.; AVERILL, C.; HAWKES, C. V. Differences in fungal and bacterial physiology alter soil carbon and nitrogen cycling: insights from meta-analysis and theoretical models. **Ecology Letters**, 16(7):887–894, 2013.

WASOF, S.; DE SCHRIJVER, A.; SCHELFHOUT, S.; PERRING, M. P.; REMY, E.; MERTENS, J.; LA PEÑA, E.; SUTTER, N.; VIAENE, N.; VERHEYEN, K. Linkages between aboveground and belowground community compositions in grasslands along a historical land-use intensity gradient. **Plant and Soil**, 2018.

WU, L.; ZHANG, S.; MA, R.; CHEN, M.; WEI, W.; DING, X. Carbon sequestration under different organic amendments in saline-alkaline soils. **Catena**, 196: 104882, 2021.

XIE, J.; HOU, M.; ZHOU, Y.; WANG, R.; ZHANG, S.; YANG, X.; SUN, B. Carbon sequestration and mineralization of aggregate-associated carbon in an intensively cultivated Anthrosol in north China as affected by long term fertilization. **Geoderma**, 296:1–9, 2017.

XU, H.; QU, Q.; LU, B.; ZHANG, Y.; LIU, G.; XUE, S. Variation in soil organic carbon stability and driving factors after vegetation restoration in different vegetation zones on the Loess Plateau, China. **Soil and Tillage Research**, 204:104727, 2020.

YAN, Z.; BOND-LAMBERTY, B.; TODD-BROWN, K. E.; BAILEY, V. L.; LI, S.; LIU, C.; LIU, C. Variation in soil organic carbon stability and driving factors after vegetation restoration in different vegetation zones on the Loess Plateau, China. **Soil and Tillage Research**, 204:104727, 2018.

YANG, F.; CHEN, Q.; ZHANG, Q.; LONG, C.; JIA, W.; CHENG, X. Keystone species affect the relationship between soil microbial diversity and ecosystem function under land use change in subtropical China. **Functional Ecology**, 35(5):1159–1170, 2021.

YU, Y.; WEI, W.; CHEN, L.; FENG, T.; DARYANTO, S.; WANG, L. Land preparation and vegetation type jointly determine soil conditions after long-term land stabilization measures in a typical hilly catchment, Loess Plateau of China. **Journal of Soils and Sediments**, 17 (1): 144–156, 2017.

ZERAATPISHEH, M.; GAROSI, Y.; OWLIAIE, H.R.; AYOUBI, S.; TAGHIZADEH-MEHRJARDI, R.; SCHOLTEN, T.; XU, M. Improving the spatial prediction of soil organic carbon using environmental covariates selection: A comparison of a group of environmental covariates. **Catena** 208: 105723, 2022.

ZHU, L.; DENG, Z.; XIE, Y.; ZHANG, C.; CHEN, X.; LI, X.; LI, F.; CHEN, X.; ZOU, Y.; WANG, W. Effects of hydrological environment on litter carbon input into the surface soil organic carbon pool in the Dongting Lake floodplain. **Catena**, 208:105761, 2022.

4. CAPÍTULO II- FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM AFETA AS RELAÇÕES TRÓFICAS ENTRE BIOMASSA FÚNGICA E COLEMBOLA

RESUMO

A expansão da agricultura conduziu a fragmentação da paisagem, o aumento de ambientes diferentes causa ruptura e descontinuidade do habitat, afetando a biomassa microbiana e os invertebrados que se alimentam de estruturas fúngicas, como os colêmbolos. Este estudo avaliou os efeitos do aumento da fragmentação da paisagem na biomassa microbiana, biomassa fúngica total, biomassa saprofítica e biomassa biotrófica entre fungos e as relações com colêmbolos. As coletas foram realizadas em três municípios catarinenses (Chapecó, Pinhalzinho e São Miguel do Oeste), que através da estimativa de métricas geográficas foram categorizados em três diferentes níveis de fragmentação sendo baixo, intermediário e alto, em duas coletas com contraste climático. Através da delimitação geoespacial foi definido 29 pontos amostrais por nível de fragmentação. O carbono da biomassa micribiana e comprimento de micélio estrarradicular (CMET) apresentaram diferenças para a época de coleta e fragmentação da paisagem. O CMET é negativamente afetado pelas métricas da paisagem, enquanto a riqueza de usos (PR) apresentou relação linear negativa com o Cmic e o CMET e para o conjunto geral dos dados de biomassa. Os colêmbolos na alta e intermediária fragmentações tiveram correlação com conjunto de variáveis da biomassa microbiana. O maior número de interações entre as formas de vida e a variáveis fúngicas foram à baixa fragmentação, seguida da intermediária e alta. A fragmentação da paisagem afeta as diferentes formas de biomassa fúngica do solo e esta reduz a riqueza e abundância de colêmbolos.

Palavras-Chave: Fungos saprofíticos, Mesofauna, Níveis de fragmentação.

LANDSCAPE FRAGMENTATION AFFECTS THE TROPHIC RELATIONS BETWEEN FUNGI BIOMASS AND COLEMBOLA

ABSTRACT

The expansion of agriculture has led to fragmentation of the landscape, the increase of different environments causes rupture and discontinuity of the habitat, affecting microbial biomass and invertebrates that feed on fungal structures, such as the springtails. This study evaluated the effects of increased landscape fragmentation on microbial biomass, total fungal biomass, saprophytic biomass and biotrophic biomass between fungi and feed with springtails. The samples were collected in three municipalities of Santa Catarina (Chapecó, Pinhalzinho and São Miguel do Oeste), which by estimating geographic metrics were categorized into three different levels of fragmentation being lower, intermediate, and higher, in two collections with climatic contrast. Through geospatial delimitation, 29 sampling points were defined per fragmentation level. The microbial biomass carbon (MBC) and extrarradical mycelium length (ERM) showed differences for the time of collection and fragmentation of the landscape. The ERM is negatively affected by landscape metrics, while the Patches richness (PR) showed a negative linear relationship with MBC and ERM and for the general set of biomass data. The springtails in high and intermediate fragmentations were correlated with a set of microbial biomass variables. The highest number of interactions between life forms and fungal variables were low fragmentation, followed by intermediate and high. Landscape fragmentation affects the different forms of soil fungal biomass, and this reduces the richness and abundance of colêmbolos.

Keywords: Saprotic fungi, Mesofauna, Fragmentation levels.

4.1 INTRODUÇÃO

A intensificação e a expansão dos setores agropecuário e florestal constituem os principais fatores de aumento da fragmentação da paisagem (MARQUES et al., 2019). As mudanças no uso do solo fragmentam a paisagem reduzindo a conectividade entre as áreas naturais, modificando o habitat de microrganismos e invertebrados do solo e prejudicando a dispersão das espécies e as relações tróficas entre estes grupos (GANGE, 2000; TSCHARNTKE et al., 2012; GRILLI et al., 2017; GRAF, 2019; CHOMEL, 2019; ARROYO-RODRIGUEZ et al., 2020; ESTUPIÑAN-MOJICA et al., 2022).

A fragmentação da paisagem é definida pela heterogeneidade da paisagem (riqueza e diversidade de manchas) e pela área de contorno entre diferentes manchas (HALBAC-COTOARA-ZFMAIR, 2022). Estudos conduzidos por Su et al. (2022) demonstraram que métricas como a densidade de bordas e largura das manchas têm correlação com a ocorrência de fungos. Mudanças na composição e cobertura vegetal também alteram a biomassa fúngica, tanto de decompositores, pela redução ou mudança da composição da serrapilheira (SAWYER; SCHAFFER, 2020) como de simbioses, pela eliminação de espécies hospedeiras (SAPSFORD et al., 2020).

A biomassa fúngica do solo é composta por elevada diversidade de táxons, formas de vida e hábitos nutricionais (MUELLER et al., 2011; NGUYEN et al., 2016; FARDILA et al., 2017) e pode ser estimada de diversas formas. A biomassa de fungos saprofitos pode ser quantificada indiretamente pela determinação dos teores de ergosterol no solo, que é um componente típico da membrana celular destes fungos (DONG et al., 2021). No caso de fungos simbióticos obrigatórios como os fungos micorrízicos arbusculares (FMA), que são de ocorrência generalizada no globo (TEDERSOO et al., 2018), sua biomassa é classicamente medida pela determinação do comprimento de micélio extra-radicular (CMET) produzido no solo (CHAUDHARY et al., 2014; ZHANG et al., 2020; HAGENBO, 2021; MATOS et al., 2022;). Além disso, os FMA produzem endofiticamente grande volume de biomassa fúngica que comumente são medidas em termos de percentual de ocorrência de estruturas nas raízes como hifas e arbúsculos (CHAUDHARY et al., 2014).

A biomassa fúngica do solo constitui importante fonte de alimento para organismos edáficos como os colêmbolos (GRAF, 2019). Os colêmbolos se alimentam tanto do micélio externo, como de raízes (NGOSONG et al., 2014), mas tem preferência alimentar por micélio fino (GANGE, 2000). A população de colêmbolos pode impactar de forma negativa a eficiência simbiótica e o desenvolvimento das plantas micorrízicas pelo consumo das hifas

fúngicas, interrompendo a rede micelial e levando à perda de nutrientes ou diminuição do transporte de nutrientes por ela (BOERNER e HARRIS 1991; KAISER e LUSSENHOP 1991). Por outro lado, foi observado um estímulo à simbiose, podendo aumentar as taxas de colonização das raízes por FMA (NGOSONG et al., 2014), estimulando o crescimento fúngico (processo compensatório) e a dispersão de propágulos de FMA por meio das suas fezes (LARSEN e JAKOBSEN 1996; LUSSENHOP 1996; KLIRONOMOS e MOUTOGLIS 1999). Estes micro-artrópodes são considerados organismos chave do solo e que mantem importante relação com os fungos do solo.

Os impactos da fragmentação da paisagem sobre a biomassa fúngica do solo e, por sua vez, sobre suas relações com a comunidade de colêmbolos ainda precisam ser elucidados e são objeto deste estudo que se propôs a avaliar a influência da fragmentação da paisagem na biomassa fúngica no solo e simbiotrófica (no caso, dos FMA) e as modificações nas relações tróficas entre esta biomassa e as populações de colêmbolos. Para tanto, foram selecionadas três áreas da paisagem com diferentes intensidades de uso do solo, representando níveis crescentes de fragmentação no Sul do Brasil. As seguintes hipóteses foram testadas: **(i)** A fragmentação da paisagem altera a biomassa saprofítica e simbiotrófica no solo; **(ii)** As alterações na biomassa fúngica saprofítica (conteúdo de ergosterol do solo) e simbiotrófica (parâmetros micorrízicos) causadas pela fragmentação da paisagem influenciam na abundância e riqueza de colêmbolos.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

Características pertinentes às áreas de estudo e nível de fragmentação da paisagem estão descritos no item 2.1, amostragem de solo item 2.2.1, biomassa microbiana total item 2.3.3, quantificação do micélio extrarradicular total item 2.4.2, colonização de raízes item 2.4.1 e ergosterol item 2.4.4.

4.2.1 Comunidade de colêmbolos

Para avaliação da comunidade de colêmbolos foram coletadas amostras de solo com estrutura preservada (*cores*) com auxílio de tubo rígido de PVC com 5 cm de altura × 5 cm de diâmetro, segundo a metodologia ISO 23611-2 (2006). As amostras foram acondicionadas em caixas térmicas e transportadas para o laboratório para extração de organismos em funis de Berlese-Tullgren durante 7 dias (AQUINO et al., 2006). Os organismos extraídos foram

lavados em peneira de 150 μm e armazenados em álcool etílico 70% para posterior identificação.

A identificação e contagem dos colêmbolos foi realizada em microscópio estereoscópico. A morfotipagem dos colêmbolos foi realizada através da avaliação de características morfológicas, baseada no índice eco-morfológico (*Eco-morphological index, EMI*) (PARISI, 2001; PARISI et al., 2005). Para isto cinco características foram observadas em cada indivíduo: presença ou ausência de ocelos, presença ou ausência de pelos ou escamas, presença ou ausência de pigmentação, tamanho da antena e tamanho da fura, adaptados de Oliveira Filho et al., (2016a) e Parisi et al. (2005) (Tabela 4).

Tabela 4 – Características e valores das características para o cálculo do valor EMI e para a distinção de diferentes morfotipos de colêmbolos.

| Característica | Codificação | EMI parcial |
|-------------------|--|-------------|
| Ocelo | Presente | 0 |
| | Ausente | 4 |
| Tamanho da Antena | Comprimento da antena maior que o comprimento do corpo | 0 |
| | Comprimento da antena maior que metade do comprimento do corpo | 2 |
| | Comprimento da antena menor que metade do comprimento do corpo | 4 |
| Furca | Presente | 0 |
| | Presente, mas reduzida | 2 |
| | Ausente | 4 |
| Pelos/ Escamas | Presente | 0 |
| | Ausente | 4 |
| Pigmentação | Presente, com padrões | 0 |
| | Presente, sem padrões | 2 |
| | Ausentes | 4 |

Para cada característica foi atribuído um valor de EMI-parcial e, de acordo com o valor final de EMI, foram atribuídos os morfotipos: de 0 a 6 epígeos (Ep), de 8 a 12 Hemiedáficos (H) e de 14 a 20 Edáficos (Ed) (GISIN, 1943; PETERSEN, 2002; OLIVEIRA FILHO et al., 2016). Esta classificação infere sobre a adaptação de formas vida dos colêmbolos no solo, sendo as espécies classificadas como epígeas (Ep) quando possuem maior atividade na superfície do solo e liteira, como hemiedáficos (H) quando predominam nos primeiros 5 cm superiores do solo e edáficas (Ed) quando ocupam camadas mais profundas do solo (PETERSEN, 2002; QUERNER et al., 2013).

4.2.2 Análise de dados

Para a análise de dados da avaliação dos efeitos da fragmentação na biomassa microbiana total, foram considerados os dados de Carbono da biomassa microbiana (Biomassa microbiana), Comprimento de micélio (Biomassa fúngica total), Ergosterol (Biomassa fungica saprofítica), e colonização micorriza total (Biomassa fúngica biotrófica)

A alfa diversidade de colêmbolos foi calculada pelos índices de Shannon H, Chao⁻¹ (Richness) e dominance com os dados dos morfotipos.

Foram realizados testes não paramétricos de Kruskal-Wallis para comparação de médias das variáveis: Cmic, Cmet, Ergosterol e ColT, entre os níveis fragmentação.

Para avaliar a relação linear entre as métricas da paisagem com as variáveis fúngicas foram realizados testes de Regressão Linear multivariada no PAST (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

Testes de correlação de Mantel (Legendre e Fortin 1989), com Correlações de Spearman e 999 permutações, foram usados para correlacionar a variabilidade entre??? semelhanças fúngicas e colêmbolos *pairwise* euclidiana com as métricas da paisagem e entender os componentes mais afetados. Mantel e parcial Mantel também foram usados para avaliar a relação entre colêmbolos e as medidas relacionadas a simbiose micorrízica nos diferentes níveis de fragmentação. As análises foram executadas no PAST (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001) e R (R CORE TEAM, 2020).

Para verificar as correlações entre as formas de vida e os morfotipos de colêmbolos e suas interações e conectividade com as variáveis de biomassa fúngica foram realizadas também análises de rede. Para isso, foram calculadas correlações *pairwise* Spearman usando o pacote 'Vegan' do software R, v.4.0.1 (R CORE TEAM, 2020). As estatísticas da rede (Network) e os gráficos foram gerados pelo software Gephi v.0.8.2 (BASTIAN; HEYMANN; JACOMY 2009), usando apenas correlações com $p < 0.05$.

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Influência da fragmentação na Biomassa microbiana total e fúngicas

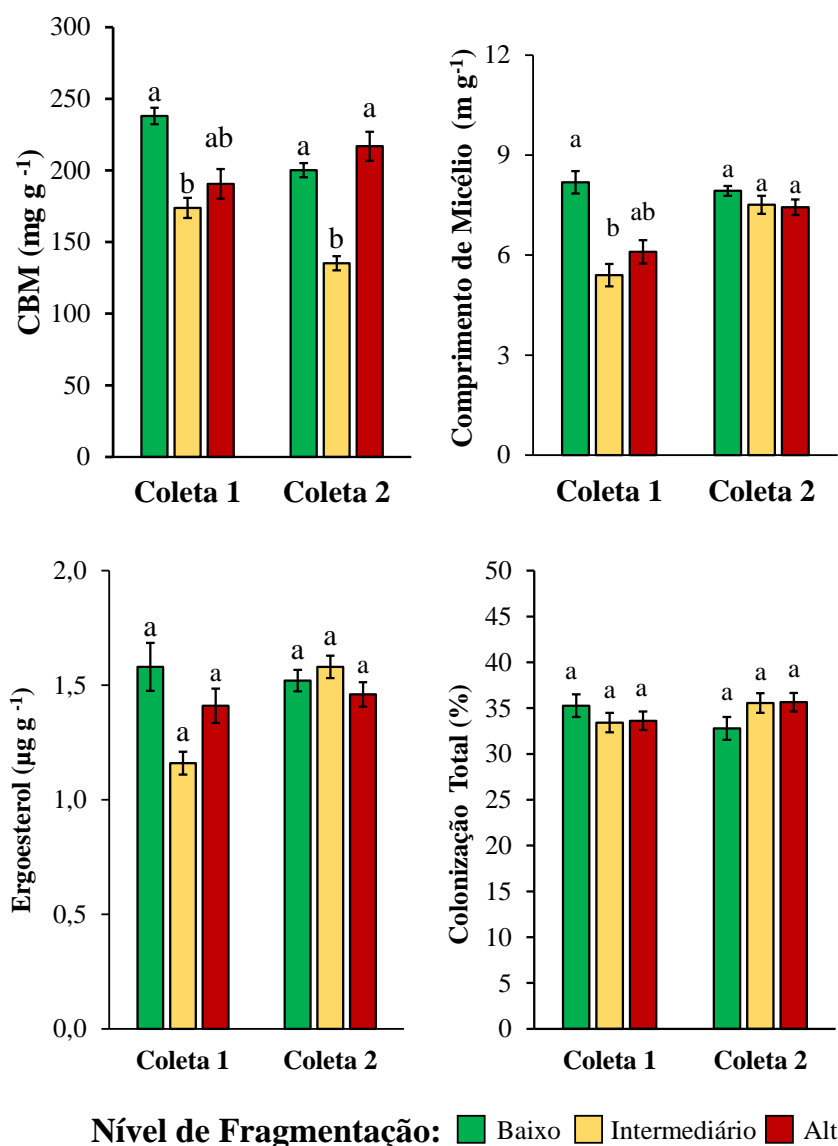
O carbono da biomassa micribiana apresentou diferenças para a época de coleta e fragmentação da paisagem. Na primeira coleta o Cmic foi maior nas áreas com baixa fragmentação que diferiu da fragmentação intermediária, mas nao diferiu da alta

fragmentação, na coleta 2 a alta e baixa fragmentação foram iguais mas diferiram da fragmentação intermediária, e na segunda coleta os maiores teores de Cmic foram na alta fragmentação.

O comprimento de micélio diferiram entre coletas, os maiores comprimentos nas duas coletas foram encontrados na fragmentação baixa. Na primeira coleta a fragmentação mais baixa diferiu da intermediária, mas não da alta, na segunda coleta não tivemos diferença entre as fragmentações.

Os teores de ergosterol e colonização total não apresentaram diferenças para as coletas e nem entre as diferentes fragmentações (Figura 7).

Figura 7- Efeito da fragmentação da paisagem (baixo, médio, alto) na biomassa microbiana (CBM), biomassa fúngica total (comprimento de micélio extrarradicular total), biomassa de fungos saprófitos (ergosterol) e biomassa de fungos simbiotróficos (colonização total). As diferenças de médias são representadas por diferentes letras sobre as barras. As barras de erro demonstram o desvio padrão da média.



A análise de regressão linear multivariada demonstrou que o comprimento de micélio é negativamente afetado pelas métricas da paisagem, ED, PR e SDI e apenas a riqueza de usos tem efeito no conjunto de dados (Tabela 4). A densidade de bordas (ED) apresentou relação linear negativa apenas com Micélio (CMET). A Riqueza de usos (PR) apresentou relação linear negativa com o Cmic e o CMET e para o conjunto geral dos dados de biomassa. A diversidade de usos (SDI) não teve relação linear com nenhuma variável fúngica (Tabela 5).

Tabela 5- Regressão Linear multivariada (p-value), das métricas da paisagem: densidade de bordas (ED), riqueza de manchas (PR), diversidade de Simpson (SDI) com as variáveis fúngicas.

| Variáveis fúngicas | ED | | PR | | SDI | |
|----------------------------------|---------------|-------------|---------------|--------------|--------|----|
| | Coef. | <i>p</i> | Coef. | P | Coef. | P |
| Cmic (mg g ⁻¹) | -0.086 | ns | -0.170 | 0.001 | -0.037 | ns |
| Ergosterol (µg g ⁻¹) | -0.069 | ns | -0.088 | Ns | -0.056 | ns |
| CMET (m) | -0.151 | 0.05 | -0.196 | 0.01 | -0.121 | ns |
| Colonização Total (%) | 0.096 | ns | 0.111 | Ns | 0.084 | ns |
| <i>Valor de P</i> | | ns | | 0.001 | | ns |

Comprimento de micélio extrarradicular total (CMET), Biomassa microbiana (Cmic). Não significativo (ns).

A fragmentação alta e a intermediária foram os níveis que apresentaram significância no correlograma de Mantel, que indicou correlação significativa entre a matriz abundância de colêmbolos e o conjunto de variáveis da biomassa microbiana. No nível intermediário de fragmentação o ergosterol apresentou correlação com a matriz de abundância de colêmbolos; no alto nível de fragmentação, ergosterol e comprimento de micélio apresentaram correlação (Tabela 6).

Tabela 6- Correlograma de Partial Mantel entre a biomassa microbiana, de fungos saprofíticos e simbiotróficos e a abundância de colêmbolos.

| | Níveis de Fragmentação | | | | | |
|---------------------------------------|------------------------|----|---------------|--------------|--------------|-------------|
| | Baixo | | Intermediário | | Alto | |
| | rho | P | rho | P | rho | P |
| Cmic (mg g⁻¹) | -0.167 | ns | 0.043 | ns | 0.066 | ns |
| CMET (m) | -0.097 | ns | 0.030 | ns | 0.158 | 0.05 |
| Ergosterol (µg g⁻¹) | 0.025 | ns | 0.153 | 0.001 | 0.184 | 0.05 |
| ColT (%) | 0.016 | ns | 0.006 | ns | -0.117 | ns |

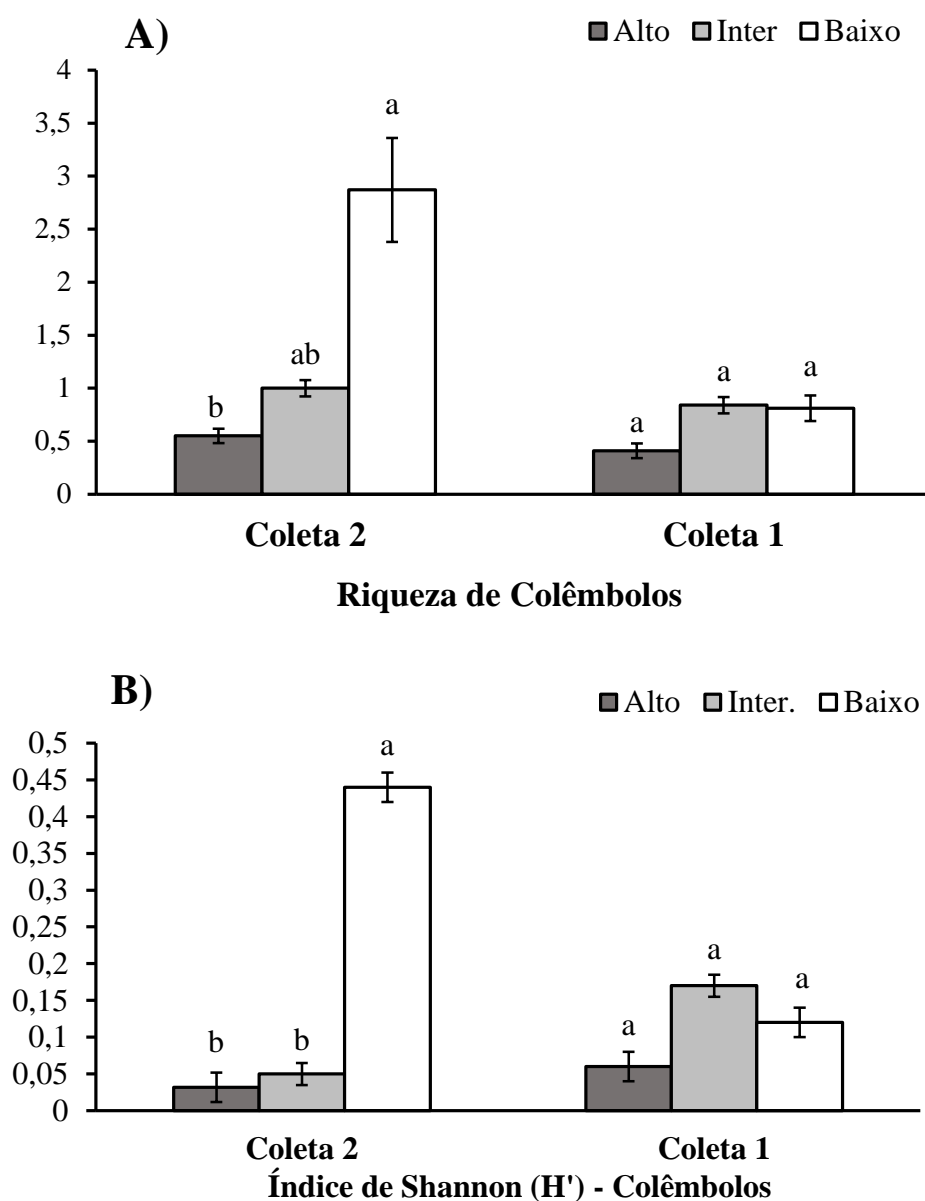
Carbono Microbiano (Cmic), Comprimento de micélio extrarradicular total (CMET) Colonização total (ColT),. Não significativo (ns); * Significativo a 0.05 **Significativo a 0.001.

4.3.2 Relações tróficas fungos e colêmbolos

A riqueza de colêmbolos e índice de Shannon apresentaram diferenças entre as coletas

1 e 2. A riqueza de colêmbolos apresentou diferença de na coleta, a maior fragmentação teve maior riqueza e não diferiu da fragmentação média, mas foi diferente da alta fragmentação (Figura 8a). O índice de Shannon na segunda coleta apresentou diferença para as fragmentações onde na alta fragmentação foi o maior índice que diferiu da intermediária e baixa, mas a baixa e intermediária foram iguais (Figura 8b). Na primeira coleta não teve diferenças entre as fragmentações tanto para riqueza quanto para índice de Shannon.

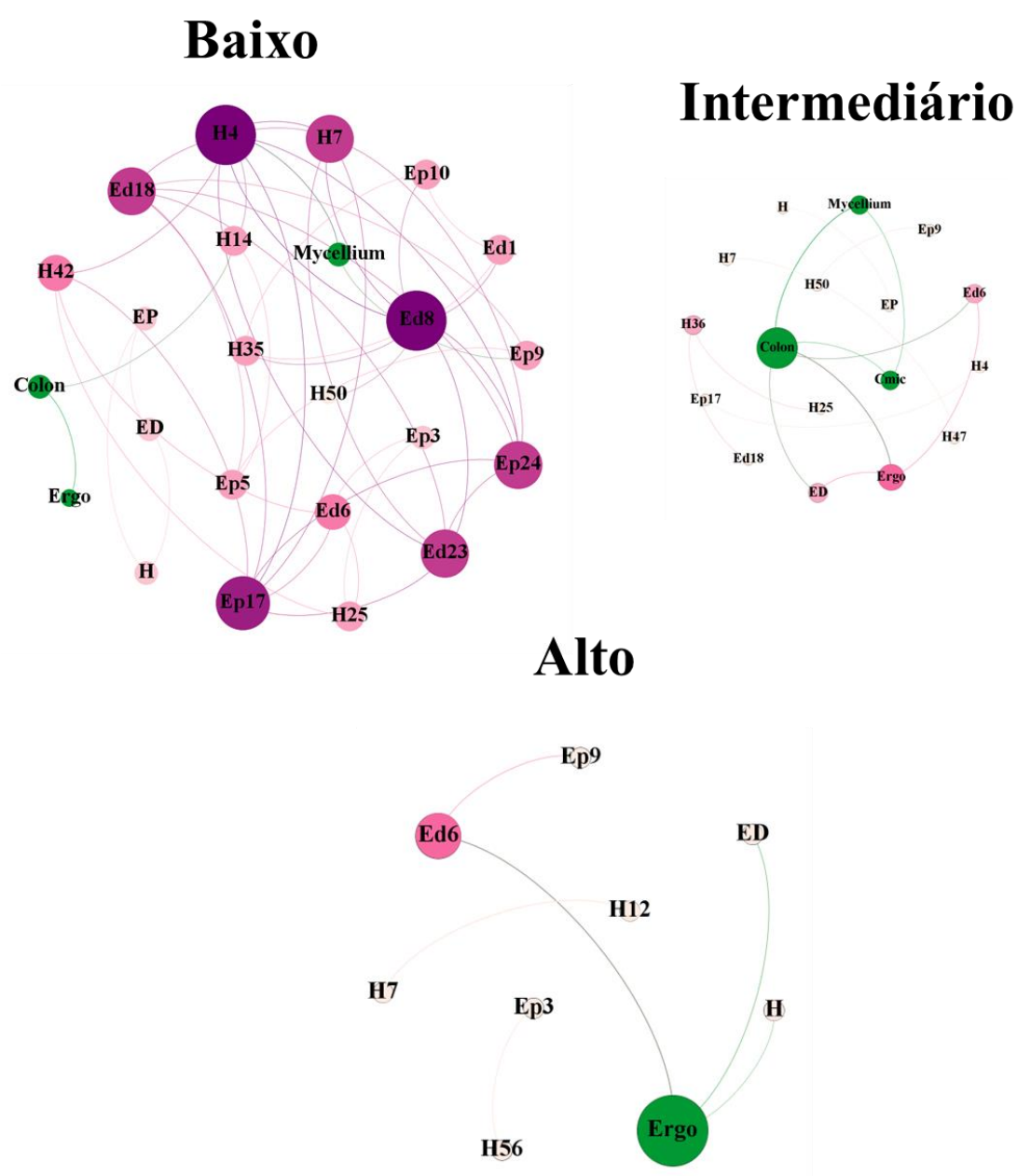
Figura 8- Riqueza e diversidade Índice de Shannon (H') dos morfotipos colêmbolos nas diferentes fragmentações da paisagem (baixo, intermediário e alto) para coleta 1 e 2. As diferenças foram testadas pelo teste não paramétrico Kruskal Wallis ($P < 0.05$).



4.3.3 Co-ocorrência de colêmbolos e variáveis fúngicas

De uma forma bem generalizada, na análise de co-ocorrência entre as formas de vida e morfotipos de colêmbolos e variáveis fúngicas, os valores mais altos foram observados na baixa fragmentação, seguidos do intermediário e dos altos níveis de fragmentação. Foi verificado decréscimo do número de nós e arestas com o aumento da fragmentação da paisagem, onde baixo apresentou 24 nós, intermediário com 14 nós e alto com 9 (Figura 9).

Figura 9- Relação de Co-ocorrência de entre biomassa fúngica e morfotipos de colêmbolos.



De maneira parecida aos números de correlações, as arestas também decresceram, sendo 45 nos baixos níveis de fragmentação, 16 no intermediário e 6 no alto. Foi verificado predomínio de correlações positivas, onde baixo apresenta 43 arestas positivas, intermediário 14 e alto 5. O grau médio da network foi maior para baixa fragmentação com 3.71, seguido por intermediário 1.647 e menor na alta fragmentação com 1.333. O diâmetro da rede foi maior na baixa fragmentação com 6, seguido por intermediário com 5 e menor nos altos níveis de fragmentação com 3. Já a modularidade foi maior nos níveis de fragmentação intermediários com 0.832, seguido pelo alta 0.722 e menor nas baixas fragmentações com 0.506. Os colêmbolos de maior centralidade pertencem às formas de vida Hemiedáficos e edáficos e não foi observada alto nível de centralidade para formas de vida epígeicos (Fig.9 e Tabela 7).

Tabela 7- Estatísticas e topologia da Network entre morfotipos de collembolos e variáveis fúngicas.

| | Níveis de Fragmentação | | |
|--------------------------------|------------------------|---------------|-------|
| | Baixa | Intermediária | Alta |
| Nós ^a | 24 | 14 | 9 |
| Arestas ^b | 45 | 16 | 6 |
| Arestas positivas ^c | 43 | 14 | 5 |
| Arestas negativas ^d | 2 | 2 | 1 |
| Grau médio ^e | 3.715 | 1.647 | 1.333 |
| Diâmetro ^f | 6 | 2 | 3 |
| Modularidade ^g | 0.478 | 0.832 | 0.722 |
| Centralidade ^h | H4 | - | Ed6 |

^a Número de variáveis com pelo menos uma correlação forte (Spearman) e significativo ($P < 0.05$).

^b Número de conexões obtidas por pares correlações entre nós.

^c Correlações positivas de Spearman (Spearman) e significativas ($P < 0.05$).

^d Correlações duplas de Spearman (Spearman) e significativas ($P < 0.05$).

^e O número médio de conexões por nó na rede, ou seja, a conectividade do nó.

^f A maior distância entre nós na rede, medida como o número de bordas.

^g A capacidade dos nós de formar uma estrutura modular, ou seja, uma estrutura com alta densidade de nós e topologia agrupada.

^h Distância média da rede entre todos os pares de nós ou o comprimento médio de todas as bordas da rede.

^h Espécie-chave

4.4 DISCUSSÃO

A fragmentação da paisagem alterou a biomassa de fungos e biomassa microbiana total do solo, confirmando a primeira hipótese.

O comprimento de micélio (CMET) reduziu com o aumento do nível de fragmentação, possivelmente devido à redução de áreas de vegetação natural, como florestas e pastagens

nativas e ao aumento das áreas com demanda de fertilização mineral. A relação linear negativa das métricas de fragmentação densidade de bordas (ED), riqueza de manchas (PR) e diversidade de manchas reforçam que o aumento do tamanho e a diminuição da diversidade das manchas afeta produção de micélio externo de fungos micorrizicos no solo. A redução do CMET pode ser devido a fertilização nas áreas agrícolas, de acordo com Balota et al. (2016), aplicação de adubação orgânica reduz o CMET, tanto em plantio direto, quanto em cultivo convencional. Outro fator que pode estar ligado a e redução do CMET nas áreas mais fragmentadas são as aplicações de agrotóxico, principalmente os fungicidas, que eram feitas nas áreas de estudo, uma vez que estes podem estar inteferindo de forma negativa na produção de hifas.

A relação significativa entre o conjunto de métricas com o CMET e ColT, foi enfatizado pelo correlograma de partial mantel. O estudo usando métricas de fragmentação ainda são recentes e escassos, contudo, diferente dos nossos resultados, Su et al., (2022) não encontraram correlação significativa entre a métrica da paisagem, densidade de borda (ED) e a comunidade de Glomeromycota (FMA) e basidiomicota no solo, avaliados por métodos de sequenciamento.

A redução do CMET pode estar relacionada com a ruptura do micélio pelo uso de práticas agrícolas como aragem e gradagem (LEAK et al., 2004). Que apesar da soma maioria dos pontos de estudo ter o plantio direto como precursor, em alguns usos se disponha dessas técnicas como o ILP e as PA, a quantidade de micélio pode ainda sofrer influência da entrada e saída de animais das áreas.

As diferenças encontradas entre as épocas de coleta podem estar relacionadas com a amplitude climática entre a coleta 1 em abril de 2018 (quente e seca) e a coleta 2 em agosto de 2018 (frio e úmido). As diferenças sazonais são elencadas em outros trabalhos mostrando diferenças significativas entre as estações (BONFIM et al., 2013; HU et al., 2019; ZHAO et al., 2022). Essa diferenças sazonais entre as coletas tem relação direta com a comunidade de colêmbolos, elucidando encontrada neste trabalho entre riqueza de colêmbolos e índice de Shannon.

A riqueza mais alta de colêmbolos na fragmentação mais alta, tendência que se manteve para o índice de Shannon, esta ligada ao maior número de usos e perturbações que estas áreas sofrem isso ocasionada pelas aplicações de fertilizantes, uso de agrotóxicos diversificados.

As alterações da biomassa fúngica ocasionadas pelo aumento do nível de fragmentação da paisagem também afetaram a abundância e riqueza de colêmbolos,

confirmando a segunda hipótese, o que foi verificado principalmente pelas correlações entre a abundância de colêmbolos com o conjunto de variáveis de fungicas nos níveis de fragmentação baixos, médios e alta. Além disso, foi verificado correlação da abundância de colêmbolos com ergosterol nos níveis intermediários e altos de fragmentação. A abundância de colêmbolos apresentou correlação com a baixa fragmentação com o CMET e colonização total.

No presente estudo, demonstramos que o aumento da quantidade CMET aumenta a riqueza, podendo explicar a correlação da abundância de colêmbolos com o CMET no alto nível de fragmentação. A redução da biomassa fúngica, especialmente pela redução de CMET pela fragmentação pode ser um impulsionador da redução de Riqueza de colêmbolos em solos cultivados. De acordo com resultados de Oliveira Filho et al. (2016), em solos de baixa perturbação os colêmbolos estão correlacionados positivamente com o comprimento de micélio e a colonização micorrizica, enquanto em solos com maior perturbação essas relações não são vistas.

As mudanças na biomassa microbiana e fúngica pela fragmentação da paisagem, reduzem a complexidade de interação entre fungívoros e a biomassa microbiana e fúngica, como comprovado pela network, que demonstra redução gradual do número de componentes conectados (Figura 8), suportando nossa terceira hipótese. A redução da disponibilidade de biomassa fúngica, leva a redução da riqueza e abundância de colêmbolos, modificando o funcionamento da cadeia trófica. Como demonstrado por Tiunov (2007), os colêmbolos reduzem e se alimentam de hifas e esporos, os autores também verificaram que a presença de colêmbolos aumenta a disponibilidade de Carbono nos solos, apenas na ausência de FMAs, indicando que a presença/ausência de FMA impactam na biomassa de organismos saprófitos. O número de grupos tróficos (decompositores, simbioses e detritívoros), tem efeito na alocação de carbonos nas raízes de plantas (GRAF, 2019). O estudo de Chomel (2019) demonstrou que a interação entre FMA e colêmbolos, pode ser influenciada pela presença de decompositores e que a condição hídrica pode modificar essa relação.

A concentração de ergosterol tem relação positiva com morfotipos de colêmbolos edáficos, explicado pelo consumo de micélios de fungos saprófitas, que podem ser preferidos pelos colêmbolos por serem mais finos (GANGE, 2000).

4.5 CONCLUSÃO

A fragmentação da paisagem afeta a biomassa fúngica total, biomassa de FMA e

biomassa microbiana, as principais variáveis alteradas são colonização arbuscular que aumenta com a fragmentação e comprimento de micélio que é reduzido pela fragmentação.

As alterações na biomassa fúngica do solo tem influência na redução da riqueza e abundância de colêmbolos, onde os principais morfotipos alterados são os collembolos edáficos e hemidáficos. A complexidade da relação trófica entre colembolos e fungos é reduzida pela fragmentação da paisagem. Esses resultados demonstram que o efeito da fragmentação da paisagem gera descontinuidade de habitat e afeta as relações entre diferentes organismos do solo.

Esse conhecimento pode fundamentar a adoção de práticas que assegurem continuidade do habitat através da redução dos níveis de fragmentação.

REFERENCIAS

- ANDERSON, P.; DAVIDSON, C. M.; LITTLEJOHN, D.; URE, A. M.; SHAND, C. A.; CHESHIRE, M.V. Extraction of ergosterol from peaty soils and determination by high performance liquid chromatography. **Talanta**, 41 (5):711-72, 1994.
- AQUINO, A. M. de; CORREIA, M. E. F.; BADEJO, M. A. Amostragem de Mesofauna edáfica utilizando funis de Berlese-Tüllgren modificado. Seropédica: Embrapa Agrobiologia. 4 p. (Embrapa Agrobiologia. **Circular técnica**,17, 2006.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L.; TABARELLI, M.; WATLING, J. I.; TISCHENDORF, L.; BENCHIMOL, M. et al. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, 23(9):1404-1420, 2020.
- BALOTA, E.L.; MACHINESKI, O.; HONDA, C.; YADA, I.F.U.; BARBOSA, G.M.C.; NAKATANI, N.S.; COYNE, M.S. Response of arbuscular mycorrhizal fungi in different soil tillage systems to long-term swine slurry application. **Land Degradation & Development**, 27: 1141–1150, 2016.
- BASTIAN, M.; HEYMANN, S.; JACOMY, M. Gephi: an open source soft- ware for exploring and manipulating networks. Proceedings of the Third International ICWSM Conference. **AAAI Publications**, 2009.
- BOERNER, R.E.J.; HARRIS, K.K. Effects of Collembola (Arthropoda) and relative germination date on competition between mycorrhizal *Panicum-virgatum* (Poaceae) and nonmycorrhizal *Brassica-nigra* (Brassicaceae). **Plant Soil**, 136:121–129, 1991.
- BONFIM., J.A.; VASCONCELLOS, R.L.F.; STÜRMER, S.L.; CARDOSO, E.J.B.N. Arbuscular mycorrhizal fungi in the Brazilian Atlantic forest: a gradient of environmental restoration. **Applied Soil Ecology**, 71:7– 14, 2013.
- CHAUDHARY, V. B.; O'DELL, T. E.; RILLIG, M. C.; JOHNSON, N. C. Multiscale patterns of arbuscular mycorrhizal fungal abundance and diversity in semiarid shrublands. **Fungal Ecology**, 12:32–43, 2014.
- CHOMEL, M.; LAVALLEE, M.J.; NIL ALVAREZ, N.; CASTRO, F.; RHYMES, J.M.; BAGGS, E.M.; CARUSO, R.; DE VRIES, F.T.; EMMERSON, M.C.; BARDGETT, R.D.; DROUGHT, D.J. Decreases incorporation of recent plant photosynthate into soil food webs regardless of their trophic complexity. **Global Change Biology**, 25:3549–3561, 2019.
- CLARKE, K.R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian journal of ecology**, 18:117–143, 1993.
- DAI, J.; HU, J.; LIN, X.; YANG, A.; WANG, R.; ZHANG, J.; WONG, M.H. Arbuscular mycorrhizal fungal diversity, external mycelium length, and glomalin-related soil protein content in response to long-term fertilizer management. **Journal of Soils and Sediments**, 13 (1), 1–11, 2013.
- DONG, S.J.; JIANG, Y.L.; PENG, J.; ZHANG, C.X.; ZHU, Q.; WANG, Q.Q.; LIAO, Y.N.;

PI, W.L.; DONG, X.Y.; YUAN, J.P.; WANG, J.H. Evaluation of ergosterol composition and esterification rate in fungi isolated from mangrove soil, long-term storage of broken spores, and two soils. **Applied Microbiology and Biotechnology**, 104: 5461–5475, 2020.

DUMBRELL, A.J.; ASHTON, P.D., AZIZ, N.; FENG, G.; NELSON, M.; DYTHAM, C.; FITTER, A.H.; HELGASON, T. Distinct seasonal assemblages of arbuscular mycorrhizal fungi revealed by massively parallel pyrosequencing. **New Phytology**, 190: 794–804, 2011.

EASH, N.S.; STAHL, P.D.; PARKIN, T.B.; KARLEN, D.L. A simplified method for extraction of ergosterol from soil. **Soil Science Society America Journal**, 60:468-471, 1996.

EISENHAUER, N.; BONFANTE, P.; BUSCOT, F.; CESARZ, S.; GUERRA, C.A.; HEINTZ-BUSCHART, A.; HINES, J.; PATOINE, G.; RILLIG, M.C.; SCHMID, B.; VERHEYEN, K.; WIRTH, C.; FERLIAN, O. Biotic Interactions as Mediators of Context-Dependent Biodiversity-Ecosystem Functioning Relationships. **Research Ideas and Outcome**, 8., 2022.

EISENHAUER, N.; LANOUE, A.; STRECKER, T.; SCHEU, S.; STEINAUER, K.; THAKUR, M.P.; MOMMER, L. Root biomass and exudates link plant diversity with soil bacterial and fungal biomass. **Scientific Reports**, 7 (1): 1-8, 2017.

ESTUPIÑAN-MOJICA, A.; SALOMÃO, R.P.; LIBERAL, C.N.; SANTOS, B.A.; MACHADO, C.C.C.; DE ARAUJO, H.F.P.; THADEN, J.V.; ALVARADO, F. Landscape attributes shape dung beetle diversity at multiple spatial scales in agricultural drylands. **Basic and Applied Ecology**, 2022.

FARDILA, D.; KELLY, L.T.; MOORE, J.L.; MCCARTHY, M.A. A systematic review reveals changes in where and how we have studied habitat loss and fragmentation over 20years. **Biological Conservation**., 212:130-138, 2017.

GANGE, K.E. Arbuscular mycorrhizal fungi, Collembola and plant growth. **Trends in Ecology & Evolution**, 15:369–372, 2000.

GERDEMANN, J.W.; NICOLSON, T.H. Spores of mycorrhizal endogene species extracted from soil by wet sieving and decanting. **Transactions of the British Mycological Society**46:235–244, 1963.

GISIN, H. Ökologie und Lebensgemeinschaften der Collembolen im schweizerischen Exkursionsgebiet Basels. **Revue suisse de Zoologie**, 50:131–224, 1943.

GRAF, M.; BONN, M.; FELDHAHN, L.; KURTH, F.; GRAMS, T.E.E.; HERRMANN, S.; TARKKA, M.; BUSCOT, F.; SCHEU, S. Collembola interact with mycorrhizal fungi in modifying oak morphology, C and N incorporation and transcriptomics. **Royal Society Open Science**, 6: 181869, 2019.

GRILLI, G.; LONGO, S.; HUAIS, P.Y.; PEREYRA, M.; VERGA, E.G.; URCELAY, C.; GALETTO, L. Fungal diversity at fragmented landscapes: synthesis and future perspectives. **Current Opinion in Microbiology**, 37:161–165, 2017.

GUADARRAMA, P.; CASTILLO, S.; RAMOS-ZAPATA, J.A.; HERNÁNDEZ-CUEVAS,

L.V.; CAMARGO- RICALDE, S.L. Arbuscular mycorrhizal fungal communities in changing environments: the effects of seasonality and anthropogenic disturbance in a seasonal dry forest. **Pedobiologia**. 57:87–95, 2014.

HAGENBO, A.; PIÑUELA, Y.; CASTAÑO, C.; MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J.; DEMIGUEL, S.; ALDAY, J.G.; BONET, J.A. Production and turnover of mycorrhizal soil mycelium relate to variation in drought conditions in Mediterranean *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris* and *Quercus ilex* forests. **New Phytology**, 230 1609–1622, 2021.

HALBAC-COTOARA-ZFMAIR, R.; POLINESI, G.; CHELLI, F.; SALVATI, L.; BIANCHINI, L.; MARUCCI, A.; COLANTONI, A. Found in Complexity, Lost in Fragmentation: Putting Soil Degradation in a Landscape Ecology Perspective. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 19: 2710, 2022.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Paleontol Electro**, 4:1–9, 2001.

HU, D.D.; BASKIN, J.M.; BASKIN, C.C.; WANG, Z.R.; ZHANG, S.D.; YANG, X.J.; HUANG, Z.Y. Arbuscular mycorrhizal symbiosis and achene mucilage have independent functions in seedling growth of a desert shrub. **Journal Plant Physiol.**, 232:1–11, 2019.

IANSON, D.C.; ALLEN, M.F. The effects of soil texture on extraction of vesicular arbuscular mycorrhizal spores from arid soils. *Mycologia* 78, 164–168. **Kabir, Z.**, 2005..

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION – ISO Soil quality:sampling of soil invertebrates. Part 2: sampling and soil extraction of microarthropods(Collembola and acarina) .23611-3. **Genebra**, 2006.

JOHNSON, D.; KRSEK,M.; WELLINGTON, E.M.H.; STOTT, A.W.; LISA COLE,L.; BARDGETT, R. D.; READ, D. J.; LEAKE, J.R. Soil Invertebrates Disrupt Carbon Flow Through Fungal Networks. **Science**, 309(12), 2005.

KAISER, P.A.; LUSSENHOP, J. Collembolan effects on establishment of vesicular arbuscular mycorrhizae in soybean (*Glycine max*). **Soil Biology and Biochemistry**. 23:307–308, 1991.

LARSEN, J.; JAKOBSEN, I. (1996) Interactions between a mycophagous Collembola, dry yeast and the external mycelium of an arbuscular mycorrhizal fungus. **Mycorrhiza** 6:259–264, 1996.

LEAKE, J.; JOHNSON, D.; DONNELLY, D.; MUCKLE, G.; BODDY, L.; READ. D. Networks of power and influence: the role of mycorrhizal mycelium in controlling plant communities and agroecosystem functionin. **Canadian Journal of Botany**82: 1016–1045, 2004.

LEGENDRE, P.; FORTIN, M.-J. Spatial pattern and ecological analysis. **Vegetatio**, 80:107–138, 1989.

LOVELOCK, C.E.; WRIGHT, S.F.; CLARK, D.A.; RUESS, R.W. Soil stocks of glomalin produced by arbuscular mycorrhizal fungi across a tropical rain forest land- scape. **Journal of**

Ecology., 92:278–287, 2004.

LUSSENHOP, J. Collembola as mediators of microbial symbiont effects upon soybean. **Soil Soil Biology and Biochemistry**, 28:363–369, 1996.

MATOS, P.S.; FONTE, S.J.; LIMA, S.S.; PEREIRA, M.G.; KELLY, C.; DAMIAN, J.M.; FONTES, M.A.; CHAER, G.M.; BRASIL, F.C.; ZONTA, E. Linkages among soil properties and litter quality in agroforestry systems of southeastern Brazil. **Sustainability**, 12:9752. , 2020.

MATOS, P.S.; SILVA, C.F.; PEREIRA, M.G.; SILVA, E.M.R.M.; TARRE, R.M.; FRANCO, A.L.C.; ZONTA, E. Short-term modifications of mycorrhizal fungi, glomalin and soil attributes in a tropical agroforestry. **Acta Oecologica**, 114:2022, 2022.

MUELLER, G.M.; FOSTER, M.S.; BILLS G.F. Biodiversity of Fungi: Inventory and Monitoring Methods. **Academic Press**; 2011.

NGOSONG, C.; GABRIEL, E.; RUESS, L. Collembola grazing on arbuscular mycorrhiza fungi modulates nutrient allocation in plants. **Pedobiologia**, 57(3):171–179, 2014.

NGUYEN, N.H.; SONG, Z.; BATES, S.T.; BRANCO, S.; TEDERSOO, L.; MENKE, J.; SHILLING, J.S.; KENNEDY, P.G. Funguild: an open annotation tool for parsing fungal community datasets by ecological guild. **Fungal Ecology**, 20:241-248, 2016.

OEHL, F., SIEVERDING, E., INEICHEN, K., MADER, P., WIEMKEN, A., BOLLER, T., Distinct sporulation dynamics of arbuscular mycorrhizal fungal communities from different agroecosystems in long-term microcosms. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. 134, 257–268, 2009.

OLIVEIRA FILHO, L. C. I. et al. Collembola Community Structure as a Tool to Assess Land Use Effects on Soil Quality. 1–18, 2016.

OLIVEIRA FILHO, L.C.I. DE, BARETTA, D. Por que devemos nos importar com os colêmbolos edáficos? **Scientia Agraria**, 17:21-40, 2016.

OLIVEIRA, A.N.; OLIVEIRA, L.A. Seasonal dynamics of arbuscular mycorrhizal fungi in plants of *Theobroma grandiflorum* Schum and *Paullinia cupana* Mart. of an agroforestry system in Central Amazonia, Amazonas State, Brazil. **Brazilian Journal of Microbiology**. 36:262–270., 2005.

PARISI, V. The biological soil quality, a method based on microarthropods. **Acta Naturalia de L'Ateneo Parmense**, 37:97-106, 2001.

PARISI, V. MENTA, C.; GARDI, C.; JACOMINI, C.; MOZZANICA, E. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. **Agriculture Ecosystems Environment**, 105: 323-333, 2005.

PETERSEN, H. General aspects of collembolan ecology at the turn of the millennium. **Pedobiologia**. 46: 246–260, 2002.

QUERNER, P.; BRUCKNER, A.; DRAPELA, T.; MOSER, D.; ZALLER, J.G.; FRANK T. Landscape and site effects on Collembola diversity and abundance in winter oilseed rape fields in eastern Austria. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 64:145-54, 2013.

R CORE TEAM (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, version 4.0.5, 2020.

SAPSFORD, S.J.; PAAP, T.; HOPKINS, A.J.M.; HARDY, G.E.S.J.; BURGESS, T.I. Habitat fragmentation in a Mediterranean-type forest alters resident and propagule mycorrhizal fungal communities. **Pedobiologia (Jena)**, 78:150611, 2020.

SILVA, I.R.; MELLO, C.M.A.; DE, FERREIRA NETO, R.A.; SILVA, D.K.A. DA.; MELO, A.L.; OEHL, F.; MAIA, L.C. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi along an environmental gradient in the Brazilian semiarid. **Applied Soil Ecology**, 84:166–175, 2014.

SU, N.; JARVIE, S.; YAN, Y.; GONG, X.; LI, F.; HAN, P.; ZHANG, Q. Landscape context determines soil fungal diversity in a fragmented habitat. **Catena**, 213:106163, 2022.

TEDERSOO, L.; SÁNCHEZ-RAMÍREZ, S.; KÖLJALG, U.; BAHRAM, M.; DÖRING, M.; SCHIGEL, D.; MAY, T.; RYBERG, M.; ABARENKOV, K. . High-level classification of the Fungi and a tool for evolutionary ecological analyses. **Fungal Diversity**, n.1, v.90, p.135-159, 2018.

TIUNOV, A.V. Stable isotopes of carbon and nitrogen in soil ecological studies. **Biology Bulletin**. 34:395–407, 2007.

TSCHARNTKE, T.; CLOUGH, Y.; JACKSON, L.; MOTZKE, I.; PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.; WHITBREAD, A. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. **Biological Conservation**, 151:53–59, 2012.

VELAZQUEZ, M.S.; CABELLO, M.N.; BARRERA, M. Composition and structure of arbuscular-mycorrhizal communities in El Palmar National Park, Argentina. **Mycologia** 105, 509–520, 2013.

WRIGHT, S.F.; UPADHYAYA, A. A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. **Plant Soil** 198:97–107, 1998.

ZHANG, F.; ZOU, Y.N.; WU, Q.S.; KUČA, K. Arbuscular mycorrhizas modulate root polyamine metabolism to enhance drought tolerance of trifoliolate orange. **Environmental and Experimental Botany** 171:103962, 2020.

ZHAO, L.; ZHANG, K.; SUN, X.; HE, X. Dynamics of arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin in the rhizosphere of *Gymnocarpus przewalskii* in Northwest Desert, China. **Applied Soil Ecology**, 170, 2022.

ZHENG, Y.; KIM, Y.C.; TIAN, X.F.; CHEN, L.; YANG, W.; GAO, C.; SONG, M.H.; XU, X.L.; GUO, L. D. Differential responses of arbuscular mycorrhizal fungi to nitrogen addition in a near pristine Tibetan alpine meadow. **FEMS Microbiology Ecology**, 89: 594–605, 2014.

5. CAPÍTULO 3: SERVIÇOS FUNCIONAIS DE MICORRIZAS ARBUSCULARES EM DIFERENTES NÍVEIS DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM NO OESTE CATARINENSE

RESUMO

A modificação das paisagens ao longo dos anos influencia as propriedades químicas, físicas, biológicas e ciclos biogeoquímicos como o do carbono. A fragmentação afetou as comunidades de organismos dos solos com destaques para os fungos em especial os fungos micorrizicos arbusculares (FMA). No presente estudo avaliou-se a relação da atividade dos FMAs com os atributos do solo em diferentes fragmentações no oeste do estado de Santa Catarina. Para avaliar a influência da fragmentação, foram selecionados 3 municípios classificados de acordo com métricas paisagens (Densidade de bordas fragmentadas, riqueza e diversidade de usos) nível baixo, intermediário e de alto de fragmentação em duas coletas. Para isso foi avaliado colonização total e arbuscular, comprimento de micélio extrarradicular total, número de esporos do solo e glomalina total dos solos que representaram a atividade fúngica dos solos, variáveis físicas e carbono do solo. A colonização total não sofreu influência da fragmentação da paisagem. A colonização arbuscular e a glomalina foram influenciadas pelo carbono do solo. O número de esporos nos solos foram maiores na alta fragmentação, mas com os menores teores de glomalina. Os impulsionadores da mudança da atividade micorrizica foram a composição da serrapilheira (Relação C/N da serrapilheira) e cobertura da serrapilheira (% Serrapilheira) e entre as diferentes fragmentações da paisagem e pelo componente porosidade total no solo. Dentre as principais variáveis que explicam as alterações na atividade micorrizica são a umidade do solo, diâmetro médio ponderado dos agregados e a condutividade hidráulica. A alta fragmentação teve o maior número de correlações com as propriedades físicas do solo. Assim a fragmentação da paisagem influencia a atividade micorrizica e afeta as interações com as propriedades químicas (carbono do solo) e físicas (estrutura e porosidade do solo e movimentação da água) do solo.

Palavras chave: Atividade fúngica, Glomalina, Estrutura do solo.

ARBUSCULAR MYCORRIZA FUNCTIONAL SERVICES AND LANDSCAPE FRAGMENTATION IN WESTERN SANTA CATARINA

ABSTRACT

The modification of landscapes over the years influences chemical, physical, biological properties, and biogeochemical cycles such as carbon. Fragmentation affected soil fungi communities with emphasis on arbuscular mycorrhizal fungi (AMF). In the present study, was evaluated the relationship between AMF activity and soil attributes in different fragmentations in the west of the state of Santa Catarina. To evaluate the influence of fragmentation, three cities classified according to landscape sings (edges density, Pacthes richness and diversity) were selected lower, intermediate, and higher fragmentation level in two collections. For this, total and arbuscular colonization, total extraradicular mycelium length, number of soil spores and total glomalin of soils that represented soil fungal activity, physical variables and soil carbon were evaluated. Total colonization was not influenced by landscape fragmentation. Arbuscular colonization and glomalin were influenced by soil carbon. The number of spores in the soils were increased at higher fragmentation but decreased glomalin contents. The drivers of the change in mycorrhique activity were the composition of the litter (C/N ratio of the litter) and the cover of the litter (% Litter) and between the different fragemandnt actions of the landscape and the total porosity component in the soil. Among the variavies principalities that expase the changes in mycorrhique activity are soil moisture, weighted average aggregate diameter and hydraulic conductivity. The high fragmentation had increased the number of correlations with the physical properties of the soil. Thus, landscape fragmentation influences mycorrhizal activity and affects interactions with the chemical (soil carbon) and physical (soil structure and porosity and water movement) properties of the soil.

Keywords: Fungal activity, Glomalin, Soil structure.

5.1 INTRODUÇÃO

As paisagens foram modificadas ao longo do tempo, passando extensas áreas de florestas nativas para áreas agricultáveis. Essa fragmentação da paisagem causada pela expansão da agricultura gerou impactos adversos em muitos ecossistemas devido à escassez de água, alteração do microclima, degradação do solo e perda e transformação de habitats (FEARNSIDE, 2005; MARQUES et al. 2019). Isso tudo devido aos usos e manejos que o homem emprega no solo, causando estresse abiótico que é o principal responsável pela redução de produtividade causando perdas que chegam a índices de até 50% em todo mundo (MALHI et al, 2021).

A fragmentação da paisagem é influenciada pelas mudanças de uso da terra que por sua vez moldam as estrutura das comunidades e serviços que estes oferecem. Dentre os inúmeros grupos que habitam o solo temos os fungos, que moldam diversos processos dentro dos ecossistemas. Os fungos apresentam várias grupos, mas o destaque é para os fungos micorrizicos arbusculares (FMAs).

Os FMAs são simbioses obrigatórios que desempenham uma associação mutuamente benéfica entre fungos do solo com raízes de plantas. Fungos micorrizicos arbusculares iniciam uma união simbiótica com raízes de 80% de culturas terrestres (PRASAD et al., 2017). O fungo fornece à planta nutrientes minerais de baixa mobilidade e água em troca de carboidratos ou lipídios derivados de plantas (HELBER et al., 2011; JIANG et al., 2017; LANFRANCO et al., 2018). Além disso, os FMA conferem muitos efeitos positivos nas plantas hospedeiras, incluindo a promoção do crescimento das plantas, estabilização da agregação do solo, manutenção da umidade do solo, melhoria da tolerância ao estresse abiótico e biótico e aumento da biodiversidade das plantas (KEYMER et al., 2017; PARIHAR et al., 2020).

Os FMAs produzem a Glomalina que é uma glicoproteína (WRIGHT et ai., 1996; WRIGHT e UPADHYAYA, 1998), que está alocada na parede das hifas e esporos dos FMA (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006; GILLESPIE et al., 2011), tendo forte relação com o condicionamento do solo, melhorando a fertilidade, aeração, capacidade de retenção de água, níveis de nutrientes e produtividade da planta (FOKOM et al., 2012), além de ser considerada um componente essencial do reservatório de carbono orgânico do solo em ecossistemas terrestres (WRIGHT e UPADHYAYA, 1996; JIA et al., 2016).

Assim as mudanças no uso da terra podem afetar a funcionalidade micorrízica, podendo estar relacionado com o nível de fragmentação que as áreas receberam. Áreas mais fragmentadas tendem a ter uma maior diversidade de usos do solo, o que implica nas mudanças químicas e físicas desses solos e esta por sua vez tem forte influência nos grupos de fungos do solo. O pH do solo afeta a disponibilidade de nutrientes para o fungo e planta (MELO et al., 2017). A produção de esporos de FMAs tem relação com a estabilidade dos agregados do solo, revelando a importância que os FMA têm na estrutura do solo (LEHMANN et al., 2017).

Alguns autores afirmam que a ação dos fungos na estrutura do solo está relacionada à glomalina, que é o principal agente cimentante dos agregados do solo (WRIGHT e UPADHYAYA, 1998; PURIN e RILING 2007; WRIGHt et al., 2007). Porém, as relações dos serviços ecossistêmicos ainda não são bem claras quando se tange o nível de fragmentação, assim se levantou as hipóteses: (i) O aumento do nível de fragmentação da paisagem promove a reduz da colonização micorrizica das plantas, a produção de hifas extra-radiculares, e, por sua vez de glomalina e esporos; (ii) As mudanças nos componentes relacionados à simbiose micorrizica, pela fragmentação da paisagem tem correlação com os compartimentos e estoques de C no solo em escala da paisagem; (iii) As modificações dos atributos físicos do solo relacionados aos níveis de fragmentação relacionam-se com a redução da colonização micorrizica das plantas em cada paisagem estudada. O objetivo foi Avaliar e entender a relação da atividade dos FMAs com os atributos do solo em diferentes fragmentações no oeste do estado de Santa Catarina.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

Características pertinentes às áreas de estudo e nível de fragmentação da paisagem estão descritos no item 2.1, amostragem de solo item 2.2.1, análises químicas item 2.3.1 e análises físicas do solo item 2.3.2., colonização de raízes item 2.4.1, quantificação do micélio extrarradicular total item 2.4.2, número de esporos de FMAs item 2.4.3 e glomalina total item 2.4.5. O fracionamento granulométrico da matéria orgânica do solo (MOS), carbono orgânico particulado (COP), carbono solúvel em água foram quantificados conforme metodologia descrita no item 2.3.2 biomassa microbiana item 2.3.3, carbono total do solo item 2.3.1 e serrapilheira (C-Solo) item 2.3.4.

5.2.1 Análise estatística

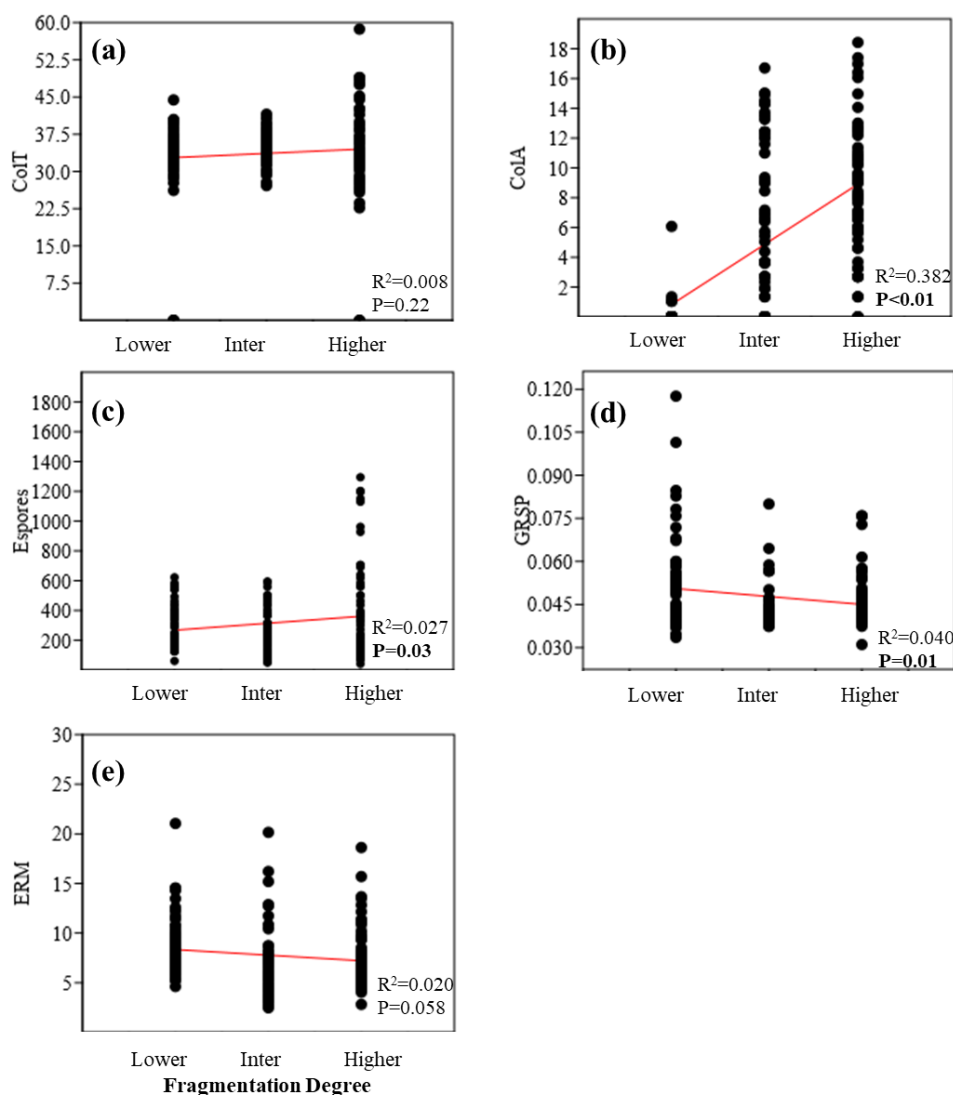
Para avaliar o efeito da fragmentação da paisagem na simbiose micorrizica foi utilizado os Modelos lineares generalizados, avaliando o efeito dos níveis de fragmentação na Colonização arbuscular e total, Produção de esporos, Glomalina e comprimento de micélio, os testes foram realizados no software PAST (HAMMER, 2001).

Para testar a correlação entre a matriz de frações e compartimentos de carbono (CMic, CSA, COT, COP, CSer) e as variáveis relacionadas a micorriza foi realizado o teste de Partial Mantel, através de correlações de Spearman e com 999 permutações foram utilizadas para usando a distância euclidiana. Os testes Partial Mantel foram realizados com as funções "mantel.partial", no pacote "vegan" no Software R (R Core Team, 2020). Com o objetivo de avaliar a contribuição dos atributos físicos do solo com micorrizas no ambiente agrícola, foi realizado o particionamento das variâncias das Principal coordinates of neighbour matrices (PCNM). Nesta análise são definidas frações de explicação da variância da matriz de dados micorrizicos utilizando conjuntos de dados dos atributos físicos relacionados a agua no solo (Umidade, condutividade hidráulica), relacionados a areação do solo (porosidade total, macroporosidade, microporosidade, biosporos e volume de poros) e variáveis físicas relacionadas a estrutura (Densidade, agregação).

5.3 RESULTADOS

A colonização total e o comprimento de micélio extraradicular (CMET) não foram afetados pelo aumento do nível de fragmentação da paisagem (Figura 10 a, e), enquanto a presença de arbúsculos nas raízes e a esporulação do fungo no solo foram maiores na alta fragmentação (Figura 10 b,c). O teor de glomalina, por sua vez, diminuiu com o aumento da fragmentação da paisagem (Figura 10 d).

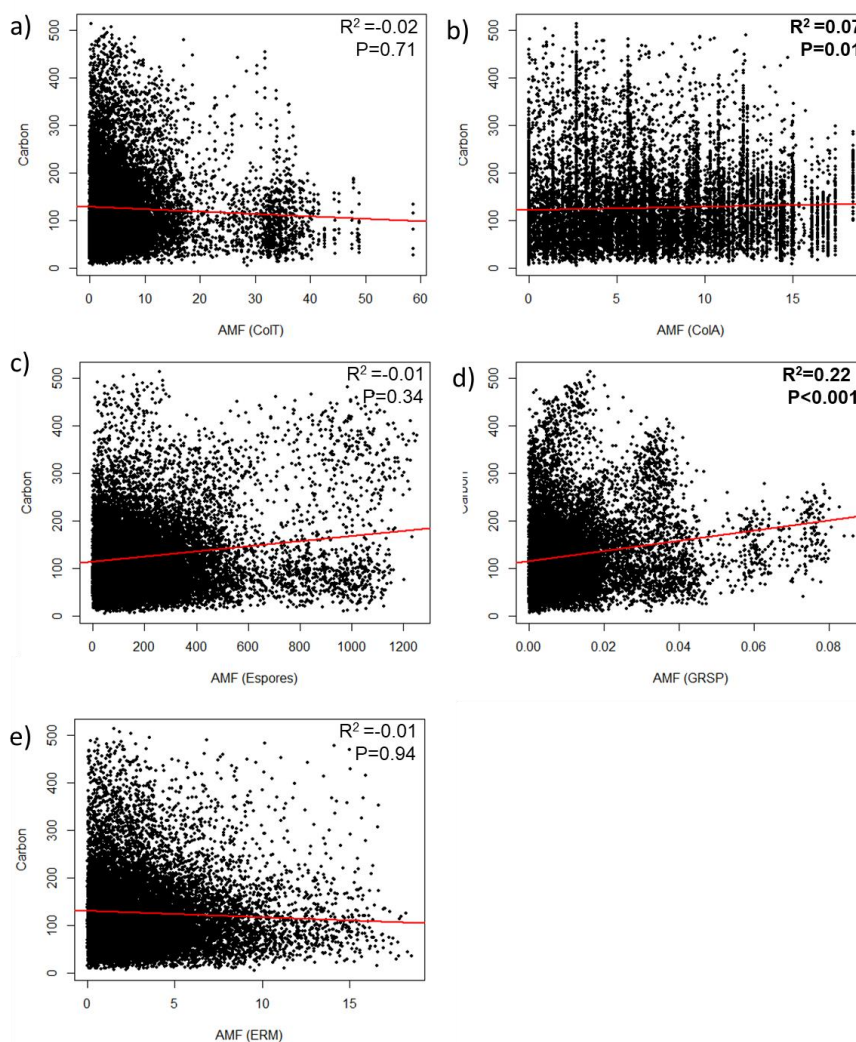
Figura 10- Efeito da fragmentação da paisagem na micorriza: colonização Total (%), Colonização arbuscular (%), esporos (n° de esporos em 10 grama de solo), glomalina (mg de proteína g⁻¹ de solo), e comprimento de micélio (m). O efeito do aumento do nível da fragmentação foi testado pelos modelos gerais generalizados (GLM).



A db-RDA demonstrou que os principais impulsionadores da mudança da micorriza no solo foram as alterações na composição da serrapilheira (Relação C/N da serrapilheira) e cobertura da serrapilheira (% Serrapilheira) entre os níveis de fragmentação da paisagem e pelo componente porosidade total no solo (APENDICE 2).

Ao estudar as relações do carbono com os serviços funcionais das Micorrizas, foi observado que o carbono tem correlação positiva com a colonização micorrizica arbuscular (ColA) (Figura 11b), e com a glomalina (GRSP) (Figura 11d), a matriz dos compartimentos de carbono não estabeleceu correlação significativa com nenhuma das demais variáveis micorrizicas.

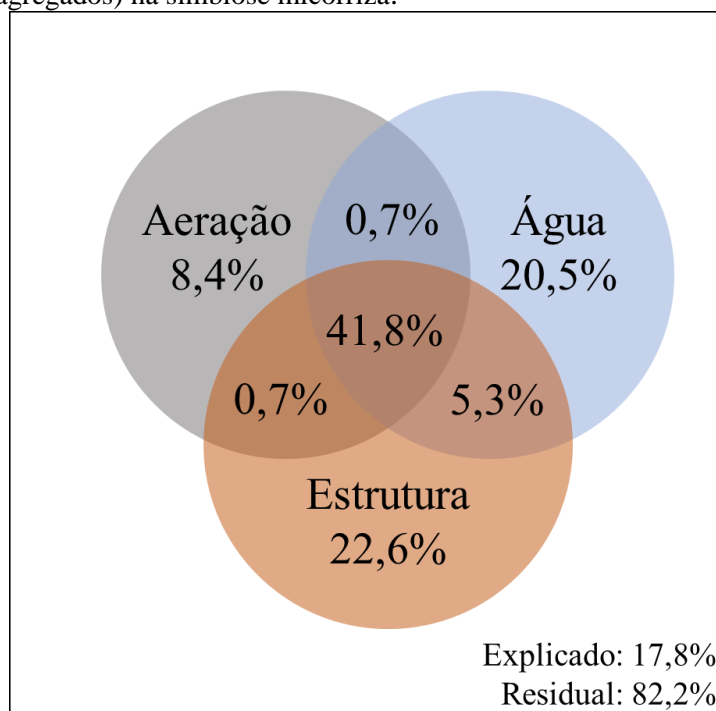
Figura 11- Relação da simbiose micorrizica com a dinâmica do carbono no solo. Foi calculado a correlação de spearman entre a matriz de Carbono e as variáveis da simbiose micorrizica (partial Mantel teste; 1000 permutações; $P < 0.05$).



O particionamento da variabilidade através da análise de redundância indicou que as variáveis físicas explicaram 17,8% da variabilidade total da matriz de variáveis das micorrizas, sendo que a estrutura do solo foi o grupo que mais contribuiu, explicou 22,6%, seguido pelas variáveis físicas relacionadas a água no solo, que explicou 20,5%, enquanto as variáveis relacionadas a areação contribuíram com 8,4% da explicação. A sobreposição dos três grupos explicou 41,8% da variabilidade das micorrizas, enquanto a sobreposição das variáveis físicas relacionadas com água+estrutura explicou 5,3%, por fim a sobreposição de Aeração+Água e Aeração+ estrutura, explicaram menos que 1% (Figura 12), as principais variáveis do grupo relacionado a aeração foi microporosidade, das variáveis relacionadas a água no solo foi umidade e condutividade hidráulica e da estrutura diâmetro médio ponderado de agregados. A análise de redundância baseada na distância (db-RDA), colaborou com a o

particionamento da variabilidade, onde as variáveis físicas explicaram 17,8% da variabilidade total e as principais variáveis que explicam a variação da micorriza são a umidade do solo, diâmetro médio ponderado dos agregados e a condutividade hidráulica (APENDICE 2).

Figura 12- Particionamento da variabilidade da contribuição das variáveis físicas do solo, categorizadas em três grupos: Aeração (porosidade, bioporos, microporos, macroporos, volume de poros), Água (umidade, condutividade), e estrutura (densidade do solo, resistência a penetração e diâmetro médio de agregados) na simbiose micorriza.



Na alta de fragmentação observamos o maior número de relações com as propriedades físicas do solo, seguido do baixo nível de fragmentação e os níveis intermediários sem nenhuma relação significativa. Nos maiores níveis de fragmentações foram com a umidade gravimétrica, diâmetro médio geométrico e ponderado de agregados e com a resistência a penetração. A baixa fragmentação apresentou significância para uma única propriedade física que foi a densidade do solo (APENDICE 3).

Foram observadas correlações entre a atividade fúngica e atributos físicos do solo nos três nível de fragmentação estudados. No baixo nível de fragmentação a colonização arbuscular apresentou correlação negativa com porosidade total, umidade gravimétrica e microporo e positivas com a densidade do solo e vazio de poros e correlação positiva com a densidade do solo e negativa com a condutividade hidráulica saturada. O comprimento de micélio teve uma única correlação positiva com bioporos do solo. A glomalina apresentou correlações negativas com a densidade de poros, microporosidad e resistência a penetração e

correlações positivas com macroporos, bioporos, condutividade hidráulica saturada, espaço de aeração e diâmetro médio ponderado.

No nível de fragmentação intermediário o destaque das correlações foi à colonização arbuscular, sendo positivas com porosidade total, microagregados e umidade gravimétrica, e negativas com os bioporos, condutividade hidráulica saturada, espaço de aeração e vazios de poros. O comprimento CMET teve correlação positiva com porosidade total, microporos e umidade gravimétrica e negativa com o vazios de poros. Os esporos tiveram correlação positiva com microporos. A glomalina teve correlações positivas com a porosidade total, microporos e umidade gravimétrica e correlações negativas com a densidade do solo, vazios de poros e resistência a penetração. A colonização não apresentou nenhuma relação com as variáveis físicas na fragmentação intermediária.

Na alta fragmentação tivemos o menor número de correlações de todos os níveis estudados com destaque para a glomalina que apresentou correlações positivas com porosidade total, microporos e umidade gravimétrica e negativas com densidade do solo, vazios de poros e diâmetro médio ponderado. Seguida dos esporos, que apresentou correlação positiva com porosidade total, microporosidade e umidade gravimétrica e correlação negativa com vazios de poros. A colonização arbuscular teve uma correlação positiva com a microporosidade e comprimento de micélio uma correlação positiva com o diâmetro médio geométrico. Novamente a colonização total não apresentou nenhuma correlação com as variáveis físicas do solo (Tabela 8).

Tabela 8 – Correlações de Spearman entre os teores os atributos fúngicos e as variáveis físicas solo em cada nível de fragmentação da paisagem.

| N.F | MA | Variáveis físicas | | | | | | | | | | | |
|---------------|------|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|------|-------|
| | | DS | PT | Micro | Macro | Bio | CHS | Ea | Vp | UmiG | DMG | DMP | RPenB |
| Baixo | ColT | 0.34 | -0.41 | -0.37 | | | | | 0.41 | -0.43 | | | |
| | ColA | 0.35 | | | | | -0.28 | | | | | | |
| | CMET | | | | | 0.27 | | | | | | | |
| | Espo | | | | | | | | | | | | |
| | Glom | -0.52 | | -0.36 | 0.44 | 0.51 | 0.56 | 0.43 | | | | 0.27 | -0.46 |
| Intermediário | ColT | | | | | | | | | | | | |
| | ColA | | 0.44 | 0.59 | | -0.35 | -0.26 | -0.32 | -0.44 | 0.55 | | | |
| | CMET | | 0.33 | 0.39 | | | | | -0.33 | 0.36 | | | |
| | Espo | | | 0.30 | | | | | | | | | |
| | Glom | -0.46 | 0.53 | 0.31 | | | | | -0.53 | 0.55 | | | -0.34 |
| Alto | ColT | | | | | | | | | | | | |
| | ColA | | | 0.30 | | | | | | | | | |
| | CMET | | | | | | | | | | 0.38 | | |
| | Espo | | 0.53 | 0.61 | | | | | -0.53 | 0.48 | | | |
| | Glom | -0.32 | 0.26 | 0.29 | | | | | -0.26 | 0.37 | | | -0.36 |

Nível de fragmentação (NF), colonização total (ColT), colonização arbuscular (ColA), esporos (Esp), glomalina total (Glom), comprimento de micélio extrarradicular total (CMET). Densidade (DS), porosidade total (PT), microporos (Micro), macroporos (macro), bioporos (Bio), condutividade hidráulica saturada (CHS), espaço de aeração (Ea), Vazio de poros do solo (Vp), umidade gravimétrica (UmiG), Diâmetro médio geométrico (DMG), Diâmetro médio ponderado (DMP) e resistência a penetração de bancada (RPenB).

5.4 DISCUSSÃO

O aumento da colonização arbuscular e do número de esporos na maior fragmentação pode ser devido a uma forma de defesados fungos, uma vez que na maior fragmentação tem maior diversidade de usos e com isso maior intensificação manejos empregados. Como resposta ecológica, pode ter resultado no aumento da produção de esporos que é principal forma de propagação da espécie.

Cada nível de fragmentação apresentou diferentes tipos de solo, isso pode ser um fator que influenciou a esporulação e fez com que a mesma fosse mais alta no maior nível de fragmentação. Alguns autores destacam que condições ambientais favoráveis ou até mesmo desfavoráveis (ameaça) podem estimular a esporulação como estratégia de sobrevivência dos fungos (OEHL et al., 2009; VELAZQUEZ et al., 2013; SILVA et al., 2014).

Já a glomalina por ser uma proteína presente na parede das hifas e na sua maioria liberada pelas mesmas que não foram influenciadas pela fragmentação ocorreu devido ao

maior investimento dos FMAs em multiplicação através dos esporos, do que a produção de hifas para estabelecer novas simbioses. No presente estudo, o aumento do nível de fragmentação reduziu a produção de Glomalina, assim como em outros estudos, que as mudanças de uso do solo alteraram o conteúdo de proteína do solo relacionada à glomalina (SILVA et al., 2018; SILVA et al., 2016; NOGUEIRA et al., 2016). Aceitando assim parcialmente a nossa primeira hipótese.

As mudanças nos componentes relacionados a simbiose micorriza, pela fragmentação da paisagem tem correlação com os compartimentos e estoques de C no solo. ColA e Glom tem correlação positiva com os compartimentos e estoques de C no solo.

A colonização arbuscular e glomalina apresentaram relação com os compartimentos de carbono, aceitando a segunda hipótese. A glomalina já se era esperado devido ela ser uma glicoproteína rica em carbono. Colaborando com Zhao et al (2021), a glomalina também se correlacionou com o C do solo e contribuindo para os reservatórios das áreas por eles estudadas, ainda a mesma foi significativamente afetada pelas propriedades do solo, estação do ano e locais de coleta. Seguel et al. (2008), indicam que a glomalina chega a representar 32% do C do solo. Destacando assim a importância deste composto para os estoques de carbono no solo.

Na db-RDA A db-RDA demonstrou que os principais impulsionadores da mudança na atividade micorriza no solo foram as alterações na composição da serrapilheira, que é composta por carbono e nitrogênio e estes através da relação C/N, influenciando na qualidade da mesma. Segundo Cavagnaro et al. (2015), ao FMA tem sua atividade e funcionalidade potencializada em intensidades de manejo e fertilização intermediários, tendo ligação com a lixiviação e nutrientes do solo. A intensidade de usos do solo tem relação com o aporte de resíduos vegetais e contribui para um melhor aporte de serrapilheira nos solos e com isso melhoram a atividade dos FMA e colaboram para produção de glomalina e proteção do C no solo (MATOS et al., 2022).

A relação C/N que apresentou significância na db-RDA geral esta ligada com o aporte de serrapilheira que os solos estudados recebem, destacando a importância da adição de insumos, resíduos e serrapilheira com alta qualidade (baixa relação C/N) que faz com que estes sejam uma fonte de energia prontamente disponível aos fungos, e aumentem a fertilidade do solo, pH e estoque de carbono (MATOS et al., 2020), consequentemente alterando as propriedades físico, químicas e biológicas dos solos.

Os atributos físicos do solo são afetados pela redução do estabelecimento da simbiose micorriza causada pela fragmentação da paisagem, o confirma que a nossa terceira hipótese.

Os atributos físicos, principalmente agregados são influenciados pela micorriza, e as variáveis físicas relacionadas com a água (CHS, Umidade) e a estrutura (DMP) tem alta relação com micorriza.

A umidade também parece modular a estrutura das famílias de FMA e a esporulação total, isso se justifica pelo fato dos esporos serem estruturas resistentes e sua existência no sistema geralmente é reduzida com alta umidade quando outras estruturas como hifas são mais abundantes (MATOS et al., 2022). Tendo forte ligação com as condições sob as quais os solos estão submetidos, e com a heterogeneidade espacial (nível de fragmentação) e das propriedades que são fortemente influenciadas a campo (DUFFKOVÁ et al., 2019; JANSÁ et al., 2009, VERBRUGGEN et al., 2012). As áreas de estudo apresentavam diferentes topografias e com isso diferentes formações que refletem na quantidade de água armazenada no solo que está ligado as propriedades físicas dos mesmos, refletindo claramente no crescimento das culturas (SANDÉN et al., 2018).

Duffková et al. (2019), destaca que as diferentes condições do solo ao longo das encostas, que determinam disponibilidade de nutrientes e lixiviação com influência direta na capacidade dos FMA de formar relações micorrizicas funcionais.

5.5 CONCLUSÃO

As micorrizas são afetadas pela fragmentação da paisagem com o aumento do nível de fragmentação reduz a produção de glomalina, mas aumenta a esporulação.

A fragmentação da paisagem influencia as interações do carbono do solo com as atividades do fungos, principalmente no estabelecimento de colonização arbuscular e produção de glomalina.

A baixa de fragmentação possibilita que a atividade fúngica tenha uma maior interação e influencia com os atributos químicos e físicos do solo que estão relacionadas ao funcionamento do ecossistema influenciando a manutenção do carbono no solo e diretamente relacionada com a manutenção da estrutura do solo e da com a água o no sistema.

REFERÊNCIAS

- BARTLETT, R. J.; ROSS, D. S. Colorimetric Determination of Oxidizable Carbon in Acid Soil Solutions. **Soil Science Society of America Journal**, 52(4):1191,1988.
- CAVAGNARO, T.R.; BENDER, S.F.; ASGHARI, H.R.; HEIJDEN, M. The role of arbuscular mycorrhizas in reducing soil nutrient loss. **Trends in Plant Science.**, 20:283–290, 2015.
- DUFFKOVÁ, R.; FUČÍK, P.; JURKOVSKÁ, L.; JANOUŠKOVÁ, M. Experimental evaluation of the potential of arbuscular mycorrhiza to modify nutrient leaching in three arable soils located on one slope. **Applied Soil Ecology**, 143:116–125, 2019.
- FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazonica**, 36(3):395–400, 2006.
- FOKOM, R.; ADAMOUC, S.; TEUGWAA, M.C.; BEGOUDE BOYOGUENO, A.D.; NANA, W.L.; NGONKEUB, M.E.L.; TCHAMENIA, N.S.; NWAGA, D.; TSALA NDZOMO, G.; AMVAM ZOLLO, P. H. Glomalin related soil protein, carbon, nitrogen and soil aggregate stability as affected by land use variation in the humid forest zone of south Cameroon. **Soil and Tillage Research**, 120:69–75, 2012.
- GILLESPIE, A.W.; FARRELL, R.E.; WALLEY, F.L.; ROSS, A.R.S.; LEINWEBER, P.; ECKHARDT, K.; REGIER, T.Z.; BLYTH, R.I.R. Glomalin-related soil protein contains non-mycorrhizal-related heat-stable proteins, lipids and humic materials. **Soil Biology and Biochemistry**, 43, 766e777, 2011.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Paleontol Electro**, 4:1–9, 2001.
- HELBER, N.; WIPPEL, K.; SAUER, N.; SCHAARSCHMIDT, S.; HAUSE, B.; REQUENA, N. A. Versatile Monosaccharide Transporter That Operates in the Arbuscular Mycorrhizal Fungus *Glomus* sp Is Crucial for the Symbiotic Relationship with Plants. **The Plant Cell.**, 23(10):3812–3823, 2011.
- JANSA, J.; OBERHOLZER, H.R.; EGLI, S. Environmental determinants of the arbuscular mycorrhizal fungal infectivity of Swiss agricultural soils. Eur. **European Journal of Soil Biology**, 45:400–408, 2009.
- JIA, X.; ZHAO, Y.H.; LIU, T.; HUANG, S.P.; CHANG, Y.F. Elevated CO₂ increases glomalin-related soil protein (GRSP) in the rhizosphere of *Robinia pseudoacacia* L. seedlings in Pb- and Cd-contaminated soils. **Environmental Pollution**, 218:349–357, 2006.
- JIANG, Y.; WANG, W.; XIE, Q.; LIU, N.; LIU, L.; WANG, D. Plants transfer lipids to sustain colonization by mutualistic mycorrhizal and parasitic fungi. **Science**, 356(6343):1172–1175, 2017.
- KEYMER, A.; PIMPRIKAR, P.; WEWER, V.; HUBER, C.; BRANDS, M.; BUCERIUS, S.L.; DELAUX, P.- M.; KLINGL, V.; RÖPENACK-LAHAYE, E.V. WANG, T.L.;

EISENREICH, W.; DÖRMANN, P.; PARNISKE, M.; GUTJAHR, C. Lipid transfer from plants to arbuscular mycorrhiza fungi. **eLife** 6, 2017.

LANFRANCO, L.; FIORILLI, V.; GUTJAHR, C. Partner communication and role of nutrients in the arbuscular mycorrhizal symbiosis. **New Phytologist**, 2018.

LEHMANN, A.; LEIFHEIT, E. F.; RILLIG, M. C. Mycorrhizas and Soil Aggregation. **Mycorrhizal Mediation of Soil**, 241–262, 2017.

MALHI, G. S.; KAUR, M.; KAUSHIK, P.; ALYEMENI, M. N.; ALSAHLI, A. A.; AHMAD, P. Arbuscular mycorrhiza in combating abiotic stresses in vegetables: An eco-friendly approach. **Saudi Journal of Biological Sciences**, 28(2):1465–1476, 2021.

MATOS, P.S.; SILVA, C.F.; PEREIRA, M.G.; SILVA, E.M.R.M.; TARRE, R.M.; FRANCO, A.L.C.; ZONTA, E. Short-term modifications of mycorrhizal fungi, glomalin and soil attributes in a tropical agroforestry. **Acta Oecologica**, 114:2022.

McGONIGLE, T. P.; MILLER, M.H.; EVANS, D.G.; FAIRCHILD, G.L.; SWAN, J.A. A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. **New Phytologist**, 115 (3):495–501, 1990.

MELO, C.D.; LUNA, S.; KRÜGER, C.; WALKER, C.; MENDONÇA, D.; FONSECA, H.M.A.C.; JAIZME-VEJA, M.; DA CAMARA MACHADO, A. Arbuscular mycorrhizal fungal community composition associated with *Juniperus brevifolia* in native Azorean Forest. **Acta Oecologica**, 79:48–61, 2017.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O., 2006. In: Lavras (Ed.), *Microbiologia e bioquímica do solo*. 2. da Ufla, 729, 2006.

NOGUEIRA, L.R.; SILVA, C.F.; PEREIRA, M.G.; GAIA-GOMES, J.H.; SILVA, E.M.R.; 2016. Biological properties and organic matter dynamics of soil in pasture and natural regeneration areas in the Atlantic forest biome. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 40:1–13, 2016.

OEHL, F.; SIEVERDING, E.; INEICHEN, K.; MADER, P.; WIEMKEN, A.; BOLLER, T. Distinct sporulation dynamics of arbuscular mycorrhizal fungal communities from different agroecosystems in long-term microcosms. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 134: 257–268, 2009.

PARIHAR, M.; RAKSHIT, A.; MEENA, V.S. The potential of arbuscular mycorrhizal fungi in C cycling: a review. **Archives of Microbiology**, 202:1581–1596, 2020.

PRASAD, R.; BHOLA, D.; AKDI, K.; CRUZ, C.; KVSS, S.; TUTEJA, N.; VARMA, A. Introduction to Mycorrhiza: Historical Development. Mycorrhiza - Function, **Diversity in the Arts - DeVos Institute of Arts Management**, 1–7, 2017.

PURIN, S.; RILLIG, M.C. The arbuscular mycorrhizal fungal protein glomalin: limitations, progress, and a new hypothesis for its function. **Pedobiologia**, 51:123–130, 2007.

SANDÉN, T.; ZAVATTARO, L.; SPIEGEL, H.; GRIGNANI, C.; SANDÉN, H.;

BAUMGARTEN, A.; TIROLA, M.; MIKKONEN, A. Out of sight: profiling soil characteristics, nutrients and bacterial communities affected by organic amendments down to one meter in a longterm maize experiment. **Applied Soil Ecology**, 2018.

SEGUEL, A.; RUBIO, R.; CARRILLO, R.; ESPINOSA, A.; BORIE, F. Levels of glomalin and their relation with soil chemical and biological soil (andisol) characteristics in a relic of native forest of southern Chile. **Bosque**, 29:11–22, 2008.

SILVA, I.R.; MELLO, C.M.A. de, Ferreira Neto, R.A., Silva, D.K.A. da, Melo, A.L. de, Oehl, F., Maia, L.C. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi along an environmental gradient in the Brazilian semiarid. **Applied Soil Ecology**, 84:166–175, 2014.

SILVA, C.F.; PEREIRA, M.G.; SANTOS, V.L.; MIGUEL, D.L.; SILVA, E.M.R. Fungos Micorrízicos Arbusculares: Composição, Comprimento de Micélio Extrarradicular e Glomalina em Áreas de Mata Atlântica, Rio De Janeiro. **Ciencia Florest**, 26:419–433, 2016.

SILVA, C. F. DA; PEREIRA, M.G.; FEITOSA, J.C.F.; FONSECA JÚNIOR, A.M.; GAIA-GOMES, J.H.; MENEZES, C.E.G. Soil organic matter fractions, chemical attributes and aggregation under forestry and agricultural systems. **Comun. Science**, 8: 459–468, 2018.

VELAZQUEZ, M.S.; CABELLO, M.N.; BARRERA, M. Composition and structure of arbuscular-mycorrhizal communities in El Palmar National Park, Argentina. **Mycologia**, 105:509–520, 2013.

VERBRUGGEN, E.; KIERS, E.T.; BAKELAAR, P.N.C.; ROLING, W.F.M.; VAN DER HEIJDEN, M.G.A. Provision of contrasting ecosystem services by soil communities from different agricultural fields. **Plant Soil**, 350:43–55, 2012.

WRIGHT, S. F.; UPADHYAYA, A.; BUYER, J. S. Comparison of n-linked oligosaccharides of glomalin from arbuscular mycorrhizal fungi and soils by capillary electrophoresis. **Soil Biology and Biochemistry**, 30(13):1853-1857, 1998.

WRIGHT, S.; GREEN, V.; CAVIGELLI, M. Glomalin in aggregate size classes from three different farming systems. **Soil and Tillage Research**, 94:546–549, 2007.

ZHU, L.L.; DENG, Z.M.; XIE, Y.H.; LI, X., LI, F.; CHEN, X.S.; WANG, W. Factors controlling *Carex brevicuspis* leaf litter decomposition and its contribution to surface soil organic carbon pool at different water levels. **Biogeosciences**, 18:1-11, 2021.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As métricas usadas para determinar as intensidade de fragmentação foram adequadas, já que responderam as hipóteses levantadas nesse estudo e foram capaz de demonstrar a influência nas variáveis estudadas e suas interações.

Existe uma tendência que a baixa fragmentação da paisagem apresenta maior número de correlações quando submetido ao teste de Spearman para todas as variáveis testadas neste estudo e estas correlações diminuem para a fragmentação intermediária e com menor número de correlações na fragmentação alta.

A comunidade de colêmbolos tanto os morfótipos quanto a forma de vida sofrem influência da fragmentação da paisagem, assim como as interações que estes organismos estabelecem nas cadeias tróficas.

O estabelecimento de micorrizas arbusculares, principais produtoras de glicoproteína glomalina, sofrem grande interferência da fragmentação da paisagem e esta diretamente relacionada ao carbono do solo.

Este estudo foi precursor na zona subtropical ou ainda no mundo sobre os efeitos da fragmentação da paisagem na dinâmica do C, mesofauna e atividade micorrízica e suas relações e interações com características físicas e químicas.

Estudo como este abre portas para novas combinações de nível de fragmentação e combinações de atividade de diferentes grupos de organismos do solo e atributos químicos e físicos do solo, uma vez que dados com estudos dessa magnitude ainda são escassos.

APÊNDICES

APENDICES

APENDICE 1 - Características e condições de uso e manejo dos pontos amostrados na escala da paisagem, em duas épocas de coleta na Região Oeste de Santa Catarina.

| CENÁRIO DE CHAPECÓ | | | | | | | | | | | | |
|--------------------|-----------------------|-------------------------------|--------------------------------|--------------|-----------------------------|-------------|--|--|---------|--------------------------|------------|-------------------|
| Ponto | Uso do solo | Situação da vegetação (Abril) | Situação da vegetação (Agosto) | Tipo de solo | Tempo de uso da área (anos) | Agrotóxicos | Vegetação | Manejo | Calagem | Presença animais | Animais/ha | Dejeto de animais |
| A1 | Floresta Nativa | Conservado | Conservado | Neossolo | Não informado | Não | Floresta Nativa Secundária | transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional semi-decidual | Não | Não | 0 | Não |
| A2 | Pastagem | Campo introduzido | Campo introduzido | Latossolo | 23 anos | Sim | Tifton para feno (anteriormente era lavoura com soja e azevém) | | Não | Gado de corte no inverno | 5 | Cama de aves* |
| A3 | Pastagem | Campo introduzido | Campo introduzido | Neossolo | 23 anos | Sim | Tifton para feno (anteriormente era lavoura com soja e azevém) | | Não | Gado de corte no inverno | 5 | Cama de aves* |
| A4 | Floresta Nativa | Conservado | Conservado | Neossolo | Não informado | Não | Floresta Nativa Secundária | transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional semi-decidual | Não | Não | 0 | Não |
| A5 | Floresta Nativa | Conservado | Conservado | Neossolo | Não informado | Não | Floresta Nativa Secundária | transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional semi-decidual | Não | Não | 0 | Não |
| A6 | Floresta Nativa | Conservado | Conservado | Neossolo | Não informado | Não | Floresta Nativa Secundária | transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional semi-decidual | Não | Não | 0 | Não |
| A7* | Pastagem | Campo introduzido | Campo introduzido | Neossolo | Mais de 5 anos | Não | Sem informações | | Não | Não | 0 | Não |
| A8 | Plantio de Eucaliptos | Eucaliptos em pé | Eucaliptos em pé | Neossolo | 9 anos | Não | Sem manejo | | Não | Gado de corte | 5 | Não |
| A9 | Plantio Direto | Soja colhida | Azevém | Neossolo | 19 anos | Sim | Sucessão de culturas soja e azevem nos últimos 3 anos | | Sim | Não | 0 | Cama de aves* |
| A10 | Plantio Direto | Soja colhida | Azevém | Neossolo | 19 anos | Sim | Sucessão de culturas soja e azevem nos últimos 3 anos | | Sim | Não | 0 | Cama de aves* |
| A11 | Floresta Nativa | Conservado | Conservado | Latossolo | Não informado | Não | Floresta Nativa Secundária | transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta | Não | Não | 0 | Não |

| Estacional semi-decidual | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|----------------------------|------------------------|------------------------|-----------|--|-----|--|----------------|------------|------|---------------------------|
| A12 | Plantio Direto | Milho pé | em Pousio | Latossolo | Não informado | Sim | Verão: Milho; Inverno: Azevém (pousio) | Sem informação | Não | 0 | Sem informação* |
| A13 | Pastagem | Campo nativo degradado | Campo nativo degradado | Latossolo | Recente 1 ano com crescimento de pastagem nativa | Sim | Anteriormente era lavoura (milho para silagem e aveia no inverno); pastagem atual sem manejo | Sem informação | Ovinos | 50 | Só dos animais presentes* |
| A14 | Interação Lavoura Pecuária | Soja colhida | Azevém | Latossolo | 19 anos | Sim | Sucessão de culturas soja e azevem nos últimos 3 anos | Sim | Gado corte | de 5 | Cama de aves* |
| A15 | Interação Lavoura Pecuária | Soja colhida | Azevém | Latossolo | 19 anos | Sim | Sucessão de culturas soja e azevem nos últimos 3 anos | Sim | Gado corte | de 5 | Cama de aves* |
| A16 | Capoeira | | | Latossolo | Não informado | Não | | Não | Não | 0 | Não |
| A17 | Plantio Direto | Soja colhida | Aveia | Latossolo | 19 anos | Sim | Sucessão de culturas soja e azevem nos últimos 3 anos | Sim | Não | 0 | Cama de aves* |
| A18 | Plantio Direto | Soja colhida | Aveia | Latossolo | 19 anos | Sim | Sucessão de culturas soja e azevem nos últimos 3 anos | Sim | Não | 0 | Cama de aves* |
| A19 | Plantio Direto | Soja colhida | Aveia | Latossolo | 19 anos | Sim | Sucessão de culturas soja e azevem nos últimos 3 anos | Sim | Não | 0 | Cama de aves* |
| A20 | Plantio Direto | Soja colhida | Aveia | Latossolo | 19 anos | Sim | Sucessão de culturas soja e azevem nos últimos 3 anos | Sim | Não | 0 | Cama de aves* |
| A21 | Interação Lavoura Pecuária | Soja colhida | Azevém | Gleissolo | 19 anos | Sim | Sucessão de culturas soja e azevem nos últimos 3 anos | Sim | Gado corte | de 5 | Cama de aves* |
| A22 | Plantio Direto | Soja colhida | Aveia | Latossolo | 19 anos | Sim | Sucessão de culturas soja e azevem nos últimos 3 anos | Sim | Não | 0 | Cama de aves* |
| A23 | Plantio Direto | Soja colhida | Aveia | Latossolo | 19 anos | Sim | Sucessão de culturas soja e azevem nos últimos 3 anos | Sim | Não | 0 | Cama de aves* |
| A24 | Floresta Nativa | Degradado | Degradado | Latossolo | Não informado | Não | Floresta Nativa Secundária transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta | Não | Não | 0 | Não |

| | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------|----------------------------|------------------|--------------------|-----------|----------------|-----|--|---|-----------------------------|------|---------------|-----|
| A25 | Floresta Nativa | Degradado | Degradado | Latossolo | Não informado | Não | Estacional semi-decidual | Floresta Nativa Secundária transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional semi-decidual | Não | Não | 0 | Não |
| A26 | Plantio Direto | Milho em pé | Pousio | Gleissolo | 19 anos | Sim | Sucessão de culturas soja e azevem nos últimos 3 anos | Sim | Não | 0 | Cama de aves* | |
| A27 | Plantio Direto | Soja colhida | Aveia | Latossolo | 19 anos | Sim | Sucessão de culturas soja e azevem nos últimos 3 anos | Sim | Não | 0 | Cama de aves* | |
| A28 | Plantio de Eucaliptos | Eucaliptos em pé | Eucaliptos | Latossolo | Não informado | Não | Sem informações | Não | Não | 0 | Não | |
| A29 | Plantio Direto | Milho em pé | Pousio | Gleissolo | 19 anos | Sim | Sucessão de culturas soja e azevem nos últimos 3 anos | Sim | Não | 0 | Cama de aves* | |
| CENÁRIO DE PINHALZINHO | | | | | | | | | | | | |
| B1 | Plantio Direto | Soja em pé | Gramínea dessecada | Latossolo | Mais de 5 anos | Sim | 2014 (verão:soja, inverno trigo); 2015 e 2016 (Verão soja ou milho, inverno: trigo); 2017 (verão: feijão e soja safrinha, inverno: trigo); 2018 (verão: soja, inverno: adubação verde com aveia) | Sim | Não | 0 | Cama de aves* | |
| B2 | Interação Lavoura Pecuária | Soja colhida | Azevém | Neossolo | Mais de 5 anos | Sim | Plantio direto a cada 3 anos no verão coloca pastagem; 2016 (verão:pastagem, inverno:aveia); 2017 (verão:soja, inverno: azevem e aveia); 2018 (verão: milho para silagem, inverno: azevem e aveia) | Sim | 2 a Gado a leite cad 3 anos | de 8 | Cama de aves* | |
| B3 | Floresta Nativa | Degradado | Degradado | Latossolo | Não informado | Não | Floresta Nativa Secundária transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional semi-decidual | Não | Não | 0 | Não | |
| B4 | Plantio Direto | Soja colhida | Gramínea dessecada | Neossolo | Mais de 5 anos | Sim | 2014 (verão:soja, inverno trigo); 2015 e 2016 (Verão soja ou milho, inverno: trigo); 2017 (verão: feijão e soja safrinha, inverno: trigo); 2018 (verão: soja, inverno: adubação verde com aveia) | Sim | Não | 0 | Cama de aves* | |

| | | | | | | | | | | | | |
|-----|-----------------------|-------------------|--------------------|-----------|----------------|---|-----|---|------------|-------------|------|------------------------|
| B5 | Plantio Direto | Soja em pé | Gramínea dessecada | Gleissolo | Mais de 5 anos | 5 | Sim | 2014 (verão:soja, inverno trigo); 2015 e 2016 (Verão soja ou milho, inverno: trigo); 2017 (verão: feijão e soja safrinha, inverno: trigo); 2018 (verão: soja, inverno: adubação verde com aveia) | Sim | Não | 0 | Cama de aves* |
| B6 | Plantio Direto | Soja em pé | Gramínea dessecada | Neossolo | Mais de 5 anos | 5 | Sim | Sem informações | Sim | Não | 0 | Sem informação* |
| B7 | Pastagem | Campo introduzido | Campo introduzido | Neossolo | Mais de 5 anos | 5 | Não | Verão: Capim sudão, Inverno: Aveia ou azevém; roçadas no verão quando os animais não dão conta da pastagem; rotação de piquetes no verão entra menos animais; anteriormente lavoura de soja e milho | Sim, 2t/ha | Vacas leite | de 8 | Cama de aves e suínos* |
| B8 | Plantio de Eucaliptos | Eucaliptos em pé | Eucaliptos em pé | Latossolo | 15 anos | | Não | Desbaste realizado há 7 anos | Não | Não | 0 | Não |
| B9 | Plantio Direto | Soja em pé | Aveia | Neossolo | Mais de 5 anos | 5 | Sim | 2014 (verão:soja, inverno trigo); 2015 e 2016 (Verão soja ou milho, inverno: trigo); 2017 (verão: feijão e soja safrinha, inverno: trigo); 2018 (verão: soja, inverno: adubação verde com aveia) | Sim | Não | 0 | Cama de aves* |
| B10 | Plantio Direto | Soja em pé | Aveia | Latossolo | Mais de 5 anos | 5 | Sim | Sem informações | Sim | Não | 0 | Sem informação* |
| B11 | Plantio Direto | Eucaliptos em pé | Gramínea dessecada | Latossolo | Mais de 5 anos | 5 | Sim | Sem informações | Sim | Não | 0 | Sem informação* |
| B12 | Pastagem | Campo nativo | Degradado | Latossolo | 15 anos | | Não | Verão: Capim sudão, Inverno: Aveia ou azevém; roçadas no verão quando os animais não dão conta da pastagem; rotação de piquetes no verão entra menos animais; anteriormente lavoura de soja e milho | Sim, 2t/ha | Gado leite | de 8 | Cama de aves e suínos* |
| B13 | Pastagem | Campo nativo | Campo nativo | Neossolo | 15 anos | | Não | Verão: Capim sudão, Inverno: Aveia ou azevém; roçadas no verão quando os animais não dão conta da pastagem; rotação de piquetes no verão entra menos animais; anteriormente lavoura de soja e milho | Sim, 2t/ha | Gado leite | de 8 | Cama de aves e suínos* |

| | | | | | | | | | | | |
|-----|-----------------|-------------------|--------------------|-----------|----------------|-----|---|------------|------------|-------|------------------------|
| B14 | Pastagem | Campo introduzido | Campo introduzido | Latossolo | 15 anos | Não | Anteriormente era lavoura; atualmente tem rotação de piquetes com variação de entrada de animais durante o ano | Não | Gado corte | de 10 | Dejeto de suínos* |
| B15 | Plantio Direto | Soja em pé | Aveia | Latossolo | Mais de 5 anos | Sim | 2014 (verão:soja, inverno trigo); 2015 e 2016 (Verão soja ou milho, inverno: trigo); 2017 (verão: feijão e soja safrinha, inverno: trigo); 2018 (verão: soja, inverno: adubação verde com aveia) | Sim | Não | 0 | Cama de aves* |
| B16 | Floresta Nativa | Conservado | Conservado | Latossolo | Não informado | Não | Floresta Nativa Secundária transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional semi-decidual; com entrada de pessoas e eucalipto | Não | Não | 0 | Não |
| B17 | Plantio Direto | Soja em pé | Gramínea dessecada | Latossolo | Mais de 5 anos | Sim | Sem Informações | Sim | Não | 0 | Cama de aves e suínos* |
| B18 | Plantio Direto | Soja em pé | Azevem | Latossolo | Mais de 5 anos | Sim | Sem Informações | Sim | Não | 0 | Cama de aves e suínos* |
| B19 | Floresta Nativa | Campo nativo | Campo nativo | Latossolo | Não informado | Não | Verão: Capim sudão, Inverno: Aveia ou azevém; roçadas no verão quando os animais não dão conta da pastagem; rotação de piquetes no verão entra menos animais; anteriormente lavoura de soja e milho | Sim, 2t/ha | Gado leite | de 8 | Não |
| B20 | Floresta Nativa | Conservado | Conservado | Latossolo | Não informado | Não | Floresta Nativa Secundária transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional semi-decidual; com entrada de pessoas | Não | Gado corte | de 10 | Não |
| B21 | Floresta Nativa | Conservado | Conservado | Neossolo | Não informado | Não | Floresta Nativa Secundária transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional semi-decidual; com entrada de pessoas | Não | Gado corte | de 10 | Não |
| B22 | Floresta Nativa | Degradado | Degradado | Neossolo | Não informado | Não | Floresta Nativa degradada Secundária transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional semi-decidual; com entrada de animais de produção e de pessoas | Não | Não | 0 | Não |

| | | | | | | | | | | | | |
|-----|-----------------|--------------|--------------|-----------|----------------|-----|-----|---|----------------|-----|---|-----------------|
| B23 | Floresta Nativa | Conservado | Conservado | Latossolo | Não informado | Não | Não | Floresta Nativa Secundária transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional semi-decidual; com entrada de pessoas | Não | Não | 0 | Não |
| B24 | Plantio Direto | Soja em pé | Azevem | Latossolo | Mais de 5 anos | 5 | Sim | 2014, 2015 e 2016 (verão:milho ou soja, inverno:adubação verde); 2017 (milho, inverno:aveia); 2018 (verão:soja, inverno: trigo) | Sim, há 4 anos | Não | 0 | Não* |
| B25 | Pastagem | Campo nativo | Campo nativo | Latossolo | Mais de 5 anos | 5 | Sim | Sem informações | Não | Não | 0 | Sem informação |
| B26 | Plantio Direto | Soja em pé | Aveia | Latossolo | Mais de 5 anos | 5 | Sim | Sem informações | Sim | Não | 0 | Sem informação* |
| B27 | Plantio Direto | Soja em pé | Aveia | Neossolo | Mais de 5 anos | 5 | Sim | Sem informações | Sim | Não | 0 | Sem informação* |
| B28 | Plantio Direto | Soja em pé | Aveia | Latossolo | Mais de 5 anos | 5 | Sim | Sem informações | Sim | Não | 0 | Sem informação* |
| B29 | Plantio Direto | Soja em pé | Aveia | Neossolo | Mais de 5 anos | 5 | Sim | Sem informações | Sim | Não | 0 | Sem informação* |

CENÁRIO DE SÃO MIGUEL DO OESTE

| | | | | | | | | | | | | |
|----|----------------------------|---------------|--------------|-----------|----------------|-----|-----|--|-----------------|------------|-------|---------------|
| C1 | Pastagem | Campo nativo | Campo nativo | Latossolo | Mais de 5 anos | 5 | Não | Vegetação nativa | Não | Gado corte | de 50 | Não |
| C2 | Interação Lavoura Pecuária | Milho em pé | Pousio | Latossolo | Mais de 5 anos | 5 | Sim | 2016, 2017 e 2018 (verão: soja ou milho, inverno:trigo ou aveia ou pousio), preparo do solo com gradagem e aração | Sim | Gado corte | de 50 | Cama de aves* |
| C3 | Plantio Direto | Soja colhida | Azevem | Latossolo | Mais de 5 anos | 5 | Sim | 2016, 2017 e 2018 (verão: soja ou milho, inverno:trigo ou aveia ou pousio) | Sim, 6 a 7 t/ha | Não | 0 | Cama de aves* |
| C4 | Floresta Nativa | Degradado | Degradado | Neossolo | Não informado | Não | Não | Floresta Nativa degradada Secundária transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional semi-decidual; com entrada de animais de produção e de pessoas | Não | Gado Corte | de 50 | Não |
| C5 | Interação Lavoura Pecuária | Milho colhido | Azevém | Latossolo | Mais de 5 anos | 5 | Sim | 2016, 2017 e 2018 (verão: soja ou milho, inverno:trigo ou aveia ou pousio), preparo do solo com gradagem e aração | Sim | Gado corte | de 50 | Cama de aves |
| C6 | Plantio | Feijão em | Azevem | Latossolo | Mais de 5 anos | 5 | Sim | 2016, 2017 e 2018 (verão: soja ou milho, | Sim, 6 a 7 | Não | 0 | Cama de aves* |

| | | | | | | | | | | | | | | |
|-----|-----------------|----------------|------------------|-----------|-------------------|-----|--|--|--|-------------------------|------------|-------|--|-------------------------|
| | Direto | pé | | | anos | | | | inverno:trigo ou aveia ou pousio | t/ha | | | | |
| C7 | Plantio Direto | Soja colhida | Trigo | Neossolo | Mais de 5 anos | Sim | | | 2016 e 2018 (verão:soja; inverno:Trigo); 2017 (verão: milho, inverno:aveia) | Sim, 6 a 7 t/ha | Não | 0 | | Cama de aves* |
| C8 | Floresta Nativa | Degradado | Degradado | Latossolo | Não informado | Não | | | Floresta Nativa degradada Secundária transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional semi-decidual; com entrada de animais de produção e de pessoas | Não | Sim | 50 | | Não |
| C9 | Floresta Nativa | Degradado | Degradado | Neossolo | Não informado | Não | | | Floresta Nativa degradada Secundária transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional semi-decidual; com entrada de animais de produção e de pessoas | Não | Sim | 50 | | Não |
| C10 | Plantio Direto | Soja colhida | Aveia | Latossolo | Mais de 5 anos | Sim | | | 2016, 2017 e 2018 (verão: soja ou milho, inverno:trigo ou aveia ou pousio) | Sim, 6 a 7 t/ha | Não | 0 | | Cama de aves* |
| C11 | Plantio Direto | Feijão pé | em Aveia | Latossolo | Mais de 5 anos | Sim | | | 2016, 2017 e 2018 (verão: soja ou milho, inverno:trigo ou aveia ou pousio) | Sim, 6 a 7 t/ha | Não | 0 | | Cama de aves* |
| C12 | Plantio Direto | Milho pé | em Pousio | Latossolo | Mais de 5 anos | Sim | | | Sucessão, 2014, 2015, 2016, 2017 e 2018 (verão: soja ou milho, inverno: pousio) | Sim cada 3 anos | a Não | 0 | | Há 2 anos cama de aves* |
| C13 | Plantio Direto | Soja colhida | Trigo | Neossolo | Mais de 5 anos | Sim | | | 2016 e 2018 (verão:soja; inverno:Trigo); 2017 (verão: milho, inverno:aveia) | Sim, 6 a 7 t/ha | Não | 0 | | Cama de aves* |
| C14 | Plantio Direto | Milho pé | em Milho em pé | Latossolo | Mais de 5 anos | Sim | | | Verão milho ou soja, Inverno é pousio; Rotação com hortaliças nos anos anteriores | Sim, há mais de 10 anos | Não | 0 | | Cama de aves* |
| C15 | Pastagem | Campo nativo | Campo nativo | Neossolo | Mais de 5 anos | Não | | | Pastagem nativa | Não | Gado corte | de 50 | | Não |
| C16 | Plantio Direto | Feijão colhido | Azevém dessecado | Latossolo | Mais de 5 anos | Sim | | | 2016, 2017 e 2018 (verão: soja ou milho, inverno:trigo ou aveia ou pousio) | Sim, 6 a 7 t/ha | Não | 0 | | Cama de aves* |
| C17 | Plantio Direto | Milho pé | em Aveia | Latossolo | Mais de 5 anos | Sim | | | Sucessão, 2014, 2015, 2016, 2017 e 2018 (verão: soja ou milho, inverno: pousio) | Sim cada 3 anos | a Não | 0 | | Há 2 anos cama de aves* |
| C18 | Floresta Nativa | Conservado | Conservado | Neossolo | < da década de 70 | Não | | | Floresta Nativa Secundária transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional semi-decidual; com entrada de pessoas | Não | Não | 0 | | Não |

| | | | | | | | | | | | | |
|-----|-----------------------|-------------------|---------------------|-----------|-------------------|---|-----|---|-------------------------|--------------------|----------------------------|---------------|
| C19 | Plantio Direto | Milho pé | em Pousio | Latossolo | Mais de 5 anos | 5 | Sim | Verão milho ou soja, Inverno é pousio; Rotação com hortaliças nos anos anteriores | Sim, há mais de 10 anos | Não | 0 | Cama de aves* |
| C20 | Pastagem | Campo introduzido | Campo introduzido | Latossolo | 5 anos | | Não | Anteriormente plantio de hortaliças; atualmente gramíneas introduzidas; cavalos ficam pastando durante a semana | Não | Cavalos e bezerros | 6 (4 cavalos e 2 bezerros) | Cama de aves |
| C21 | Capoeira | -- | | Neossolo | Não informado | | Não | Vegetação espessa de gramíneas, com arbustos e árvores esparsas | Não | Não | 0 | Não |
| C22 | Plantio Direto | Soja Colhida | Pousio | Latossolo | Mais de 5 anos | 5 | Sim | 2016, 2017 e 2018 (verão: soja ou milho, inverno:trigo ou aveia ou pousio | Sim, 6 a 7 t/ha | Não | 0 | Cama de aves* |
| C23 | Plantio Direto | Soja Colhida | Pousio | Latossolo | Mais de 5 anos | 5 | Sim | 2016, 2017 e 2018 (verão: soja ou milho, inverno:trigo ou aveia ou pousio | Sim, 6 a 7 t/ha | Não | 0 | Cama de aves* |
| C24 | Pastagem | Campo nativo | Campo nativo | Latossolo | 15 anos | | Não | Sim 4 roçadas por ano | Não | Gado corte | de 4 | Não |
| C25 | Plantio Direto | Soja colhida | Nabo, trigo e aveia | Latossolo | Mais de 5 anos | 5 | Sim | 2016, 2017 e 2018 (verão: soja ou milho, inverno:trigo ou aveia ou pousio | Sim, 6 a 7 t/ha | Não | 0 | Cama de aves* |
| C26 | Plantio Direto | Soja Colhida | Nabo, trigo e aveia | Latossolo | Mais de 5 anos | 5 | Sim | 2016, 2017 e 2018 (verão: soja ou milho, inverno:trigo ou aveia ou pousio | Sim, 6 a 7 t/ha | Não | 0 | Cama de aves* |
| C27 | Floresta Nativa | Conservado | Conservado | Latossolo | < da década de 70 | | Não | Floresta Nativa Secundária transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional semi-decidual; com entrada de pessoas | Não | Não | 0 | Não |
| C28 | Plantio de Eucaliptos | Eucaliptos em pé | Eucaliptos em pé | Latossolo | 16 anos | | Não | Desbaste para fazer escoras | Não | Não | 0 | Não |
| C29 | Floresta Nativa | Degradado | Degradado | Latossolo | < da década de 70 | | Não | Floresta Nativa Secundária transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional semi-decidual; com entrada de pessoas | Não | Não | 0 | Não |

APENDICE 2- Análise de redundância (RDA) da atividade fúngica do solo e as variáveis físicas, químicas do solo e atributos da vegetação. Os vetores vermelhos representam variáveis ambientais e os vetores pretos as variáveis relacionadas a simbiose micorrízica.

| Resultados db-RDA | | | | | |
|--------------------------------------|-------------|----------------|----------|--------|--------|
| Estatística | Eixo 1 | Eixo 2 | Eixo 3 | Eixo 4 | |
| Autovalores | 0,1741 | 0,0034 | 0,0000 | 0,4286 | |
| Varição explicada (cumulativo) | 17,41 | 17,75 | 17,75 | 60,62 | |
| Correlação Pseudo-Canônica | 0,554 | 0,122 | 0,019 | 0 | |
| Varição ajustada explicada | 99,04 | 99,97 | 100 | | |
| Correlação Pseudo-Canônica | 1 | 1 | 1 | 0.8778 | |
| Resultado da seleção avançada | | | | | |
| Variável selecionada | Explicado % | Contribuição % | pseudo-F | P | P(adj) |
| Umidade | 10,3 | 37,8 | 19,7 | 0,001 | 0,014 |
| Diâmetro médio ponderado | 4,6 | 17,1 | 9,3 | 0,001 | 0,014 |
| Condutividade Hidráulica | 2,8 | 10,5 | 5,9 | 0,003 | 0,042 |

APENDICE 3- Diferença das variáveis físicas entre os níveis de fragmentação por Kruskal wallis.

| | Níveis de Fragmentação | | | P |
|--------------|-------------------------------|----------------------|-------------|----------|
| | Baixo | Intermediário | Alto | |
| DS | 1.26* | 1.21 | 1.15 | 0.003 |
| PT | 0.53 | 0.54 | 0.55 | 0.355 |
| Micro | 0.41 | 0.42 | 0.43 | 0.147 |
| Macro | 0.12 | 0.14 | 0.13 | 0.948 |
| Bio | 0.07 | 0.07 | 0.06 | 0.605 |
| CHS | 219.88 | 171.38 | 154.14 | 0.261 |
| Ea | 0.2 | 0.18 | 0.19 | 0.417 |
| Vp | 0.47 | 0.46 | 0.45 | 0.355 |
| UmiG | 26.76 | 30.81 | 32.60* | 0.002 |
| DMG | 5.95 | 6.51 | 8.69* | <0.001 |
| DMP | 5.11 | 5.46 | 5.95* | <0.001 |
| RPenB | 3.09 | 2.84 | 2.38 | 0.083 |