

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

DÉBORA BESSI

Interações entre estrutura da vegetação e fertilidade do solo na decomposição da matéria orgânica em diferentes usos do solo

SÃO CARLOS – SP  
2021

DÉBORA BESSI

Interações entre estrutura da vegetação e fertilidade do solo na decomposição da matéria orgânica em diferentes usos do solo

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutora em Ciências Ambientais<sup>1</sup>.  
Orientador: Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka.

São Carlos  
2021

---

<sup>1</sup> O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Bessi, Débora

Interações entre estrutura da vegetação e fertilidade do solo na decomposição da matéria orgânica em diferentes usos do solo / Débora Bessi -- 2021.  
106f.

Tese de Doutorado - Universidade Federal de São Carlos, campus São Carlos, São Carlos

Orientador (a): Marcel Okamoto Tanaka

Banca Examinadora: Raquel Stucchi Boschi, Victor Satoru Saito, Leidivan Almeida Frazão, José Ricardo Macedo Pezzopane

Bibliografia

1. Sistemas integrados. 2. Restauração ecológica. 3. Tea Bag Index; . I. Bessi, Débora. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Ronildo Santos Prado - CRB/8 7325



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde  
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

---

**Folha de Aprovação**

---

Defesa de Tese de Doutorado da candidata Débora Bessi, realizada em 30/07/2021.

**Comissão Julgadora:**

Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka (UFSCar)

Prof. Dr. Victor Satoru Saito (UFSCar)

Profa. Dra. Raquel Stucchi Boschi (UFSCar)

Prof. Dr. José Ricardo Macedo Pezzopane (EMBRAPA)

Profa. Dra. Leidivan Almeida Frazão (UFMG)

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.

Dedico esta tese à minha mãe que, sozinha, criou três filhas. Dedico também às minhas irmãs que, junto de minha mãe, me criaram.

Dedico a todas as mulheres.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) pelo apoio financeiro. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Agradeço também à FAPESP pelo auxílio financeiro para o desenvolvimento deste trabalho (processo no. 2018/21913-8), assim como ao apoio da Rede ILPF no projeto junto ao sistema da Embrapa Pecuária Sudeste. À Universidade Federal de São Carlos e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais pela oportunidade de realizar meu doutorado.

Ao meu orientador Marcel Okamoto Tanaka pela orientação, ajuda em campo, compreensão e paciência ao longo de todo meu período como orientada. À professora Andréa Lúcia Teixeira de Souza pela colaboração e auxílio nos planejamentos dos experimentos e análises dos dados. Obrigada Marcel e Andréa por me ajudarem a pensar e finalizar esta tese.

Ao Dr. Alberto Carlos de Campos Bernardi por possibilitar, facilitar e contribuir com o estudo realizado nos Sistemas Agrossilvipastoris da Embrapa Pecuária Sudeste.

Ao Dr. José Ricardo Macedo Pezzopane por disponibilizar os dados meteorológicos do sistema ILPF da Embrapa Pecuária Sudeste.

Ao Flávio Marchesin do Sítio São João, por ter permitido a continuidade dos estudos nos restauros em sua propriedade. Aos demais proprietários das áreas que também permitiram as coletas deste trabalho, incluindo Fazenda do Pinhal, Fazenda Yolanda, Camará Mudas Florestais e Evandro.

Ao técnico da UFSCar e amigo Luiz Aparecido Joaquim, o Luizinho, pela ajuda nos trabalhos de campo e amizade construída.

Aos professores e pesquisadores Luciano Elsinor Lopes, Raquel Stucchi Boschi, José Ricardo Macedo Pezzopane, Victor Satoru Saito e Leidivan Almeida Frazão pela disponibilidade e contribuições ao trabalho durante a etapa de qualificação e defesa do trabalho escrito.

Aos amigos que a vida me trouxe Camila, Luciana e Mateus; à minha prima Giseli; aos colegas de laboratório Rebeca, Jéssica, Pedro e, principalmente, ao Gustavo, que me ajudaram nos intermináveis trabalhos de campo. Sem a ajuda delas e deles eu não teria conseguido.

À minha família, em especial minha mãe Gilsa e minhas irmãs Marina e Alexandra pelo apoio e incentivo à todas as minhas escolhas. Ao meu cunhado Rogério por facilitar meus deslocamentos entre Araraquara e São Carlos. Às minhas sobrinhas Valentina e Cora por serem meu refúgio e esperança em um futuro melhor. Ao meu namorado Juliano pela ajuda inestimável em campo, companheirismo, suporte emocional e compreensão. Obrigada à todas e todos pelo amor e carinho.

*Eu julgava que aquilo era  
um Luna Parque  
saía-se como se entrava  
e não acontecia nada irreversível durante  
é o que é um Luna Parque  
quando se é adolescente  
mas não  
quando dei por mim  
já lá estava dentro  
e não me lembrava  
de ter entrado  
quando disse agora quero-me  
ir embora  
riram-se ah minha rica  
deste Luna Parque não se sai  
quem cá vem não volta  
não se volta atrás  
então comecei a pensar  
que ia passar o resto dos meus dias  
no Luna Parque  
acabas por aprender vais ver  
a fazer das tripas coração  
habituas-te vais ver  
nos primeiros tempos dói  
dá vontade de vomitar  
depois percebe-se que  
no Luna Parque que é  
um sítio triste  
pode não se ser triste  
sai muito caro  
mas poder pode-se*

*(O Luna Parque, Adília Lopes, 1985)*

## RESUMO

Bessi, D. – Interações entre estrutura da vegetação e fertilidade do solo na decomposição da matéria orgânica em diferentes usos do solo. 2021 – 106p: Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, São Carlos – 2021.

As florestas desempenham papel fundamental na provisão de funções e serviços ecossistêmicos. Particularmente, a relação entre floresta e solo é um importante elo para o funcionamento do ecossistema e manutenção de serviços como a ciclagem de nutrientes. Apesar disso, tem-se observado elevada perda de área de floresta natural decorrente, sobretudo, da sua conversão em área de agricultura, impactando fortemente os ciclos biogeoquímicos. Os sistemas agrossilvipastoris e as práticas de restauração ecológica são capazes de desempenhar um papel fundamental na retomada das funções ecossistêmicas. É esperado que a introdução e crescimento da comunidade vegetal favoreça a ciclagem de nutrientes e fixação de carbono, que são fortemente influenciadas pelas taxas de decomposição da matéria orgânica. O processo de decomposição da serapilheira é complexo, envolvendo interações entre as características físicas, químicas e biológicas do solo, características químicas da serapilheira, estrutura da vegetação local e variação climática. Assim, este trabalho teve por objetivo avaliar os efeitos da estrutura vegetal e qualidade do solo, em áreas com diferentes usos do solo, sobre os processos de decomposição da matéria orgânica, mensurados pela taxa de decomposição  $k$  e o fator de estabilização  $S$ . Usamos o método TBI (Tea Bag Index) para estimar  $k$  e  $S$  e avaliar a decomposição em sistemas agrossilvipastoris, povoamentos sucessionais em diferentes idades de restauração florestal e florestas ripárias maduras. Os efeitos diretos e indiretos das variáveis amostradas foram estimados usando modelos de equações estruturais. Nossos resultados mostraram que sistemas intensivos de pastagem e pastagens consorciadas com lavoura apresentam ciclagem de nutrientes mais dinâmica (maior  $k$ ), ao passo que em áreas com inclusão de silvicultura houve maior aporte de matéria orgânica recalcitrante e estabilização de material (maior  $S$ ). Quando comparadas áreas de floresta ciliares, áreas restauradas e pastagens, os resultados indicaram que a estabilização do material orgânico é maior em áreas de floresta se comparados com áreas de pastagem, havendo tendência a aumentar com o avanço da sucessão e fertilidade do solo. Ao contrário, as taxas de decomposição foram maiores em áreas abertas sob pastagem, mas também apresentou variação positiva com o conteúdo de nutrientes. Esses resultados sugerem que a diversificação dos sistemas de integração favorece a ciclagem de nutrientes e sequestro de carbono, devido à baixa perda de nutrientes pela decomposição e armazenamento e estabilização do material orgânico, contribuindo para o manejo sustentável das pastagens. Além disso, as práticas de restauração vegetal podem ser uma boa estratégia para aumentar o aporte de material orgânico no solo, tendo em vista o aumento da estabilização de material quando comparado com pastagens, contribuindo para a melhoria de sua qualidade e, principalmente, aumentar o sequestro de carbono via material estabilizado.

**Palavras-chave:** Sistemas integrados; Restauração ecológica; Tea Bag Index; Fator de estabilização; Modelo de equações estruturais.

## ABSTRACT

Forests play a fundamental role in providing ecosystem functions and services. In particular, the relationship between forest and soil is an important link for ecosystem functioning and maintenance of services such as nutrient cycling. Despite this, a high loss of natural forest area has been observed, mainly due to the conversion into agricultural area, strongly impacting the biogeochemical cycles. Agroforestry systems and ecological restoration practices are capable of playing a fundamental role in the resumption of ecosystem functions. It is expected that the introduction and growth of the plant community favors nutrient cycling and carbon fixation, which are strongly influenced by organic matter decomposition rates. The litter decomposition process is complex, involving interactions between physical, chemical and biological soil characteristics, litter chemical characteristics, local vegetation structure and climatic variation. Thus, this study aimed to evaluate the effects of plant structure and soil quality, in areas with different land uses, on the decomposition processes of organic matter as estimated by decomposition rates  $k$  and stabilization factor  $S$ . We used the TBI (Tea Bag Index) method to assess  $k$  and  $S$  and evaluate decomposition in agroforestry systems, successional stands at different ages of forest restoration and mature riparian forests. The direct and indirect effects of the sampled variables were estimated using structural equation models. Our results showed that intensive pasture systems and pastures intercropped with crops present a more dynamic nutrient cycling (higher  $k$ ), whereas in areas with silviculture inclusion there was a greater contribution of recalcitrant organic matter and material stabilization (higher  $S$ ). When comparing riparian forest areas, restored areas and pastures, the results indicated that the stabilization of organic material is greater in forest areas compared to pasture areas, with a tendency to increase with the advancement of succession and soil fertility. In contrast, decomposition rates were higher in open areas under pasture, but also showed a positive variation with nutrient content. These results suggest that the diversification of integration systems favors nutrient cycling and carbon sequestration due to the lower nutrient loss through decomposition and stabilization of the organic matter, contributing to the sustainable management of pastures. In addition, plant restoration practices can be a good strategy to increase the input of organic material into the soil considering the increase in organic matter stabilization when compared to pastures, contributing to the improvement of its quality and, mainly, increasing carbon sequestration via stabilized material.

**Keywords:** Integrated systems; Ecological restoration; Tea Bag Index; Stabilization factor; Structural Equation Model.

## LISTA DE FIGURAS

### Capítulo 1

- Figura 1.** Figura 1. Sistema Agrossilvopastoril da EMBRAPA Pecuária Sudeste, São Carlos, São Paulo. As áreas marcadas com numeração correspondem às parcelas, respectivamente: 1 e 2 ao Sistema de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF); 3 e 4 ao Sistema de Integração Pecuária-Floresta (IPF); 5 e 6 à Integração Lavoura-Pecuária (ILP); 7 e 8 ao Sistema Extensivo de Pastagem (EXT); 9 e 10 ao Sistema Intensivo de Pastagem (INT) (Imagem GOOGLE EARTH, 2019).....25
- Figura 2.** Figura 2. Trecho de floresta Estacional Semidecidual da EMBRAPA Pecuária Sudeste, São Carlos, São Paulo. Os transectos marcados correspondem aos locais nos quais foram enterrados 3 pares de chá, para cada, com distância de 20 metros entre os pares. A distância entre cada transecto é de aproximadamente 100 metros (Imagem GOOGLE EARTH, 2019).....25
- Figura 3.** Figura 3. Registros de temperatura média, mínima e máxima para área a pleno sol (S), linha (L), entrelinha (EL) e mata (M) (A); temperatura média no período de 6 de junho à 31 de julho de 2019 (B); temperatura máxima (C) e temperatura mínima (D) no mesmo período.....27
- Figura 4.** Figura 4. Registros de umidade relativa do ar média, mínima e máxima para área a pleno sol (S), linha (L), entrelinha (EL) e mata (M) (A); umidade relativa média no período de 6 de junho à 31 de julho de 2019 (B); umidade relativa máxima (C) e umidade relativa mínima (D) no mesmo período.....28
- Figura 5.** PCA das propriedades químicas do solo para os cinco tratamentos mais a área de fragmento de vegetação nativa (Mata), sendo: Extensivo (EXT) - losangos; Integração Lavoura-Pecuária (ILP) – triângulos; Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) – quadrados, com símbolos preenchidos referentes a posição linha (L) e símbolos vazados a posição entrelinha (EL); Integração Pecuária-Floresta (IPF) – círculos verdes, com símbolos preenchidos referentes a posição linha (L) e símbolos vazados a posição entrelinha (EL); Mata – círculos azuis.....38

**Figura 6.** Valores médios ( $\pm$  erro padrão) de pH (A), matéria orgânica (B), fósforo (C), argila (D), carbono (E), nitrogênio (F), relação C:N (G) e relação N:P (H) para os sistemas de pastejo extensivo (EXT), sistema de pastejo intensivo (INT), integração lavoura-pecuária (ILP), integração pecuária-floresta (IPF), integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF).....43

**Figura 7.** Valores médios ( $\pm$  erro padrão) de potássio (A), cálcio (B), magnésio (C), soma de bases (D), capacidade de troca catiônica (E) e saturação por bases (F) para os sistemas de pastejo extensivo (EXT), sistema de pastejo intensivo (INT), integração lavoura-pecuária (ILP), integração pecuária-floresta (IPF), integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF).....44

**Figura 8.** Valores médios ( $\pm$  erro padrão) da proporção de massa remanescente de chá verde (A), chá vermelho (B), taxa de decomposição (C) e fator de estabilização (D) para os sistemas de pastejo extensivo (EXT), sistema de pastejo intensivo (INT), integração lavoura-pecuária (ILP), integração pecuária-floresta (IPF) e integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF). Valores da mata não foram significativos para análise devido à alta perda dos sacos de chá em campo.....45

**Figura 9.** Modelo de equações estruturais com as relações entre presença de árvores, representada pela radiação fotossinteticamente ativa (RFA), teor de argila e propriedades químicas do solo na taxa de decomposição (k) e fator de estabilização (S). MO = matéria orgânica. Linhas verdes representam relações positivas, linhas vermelhas representam relações negativas, linhas cinzas representam as relações não significativas ( $P < 0,05$ ) e as linhas tracejadas, relações com tendência significativa ( $P = 0,08$ ). Os números que acompanham as linhas correspondem aos coeficientes padronizados e a espessura das linhas são proporcionais a esses coeficientes.....47

## Capítulo 2.

**Figura 1.** Bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão (Costa, 2017).....63

**Figura 2.** Localização das parcelas de estudo na microbacia do Ribeirão do Feijão (Google Earth, 2021).....64

**Figura 3.** Valores médios ( $\pm$  erro padrão) da proporção de massa remanescente de chá verde (A), chá vermelho (B), fator de estabilização (C) e taxa de decomposição (D) para as áreas de mata remanescente em preto (C1, C2, C3, C4), restauro antigo em verde (R1, R2, R3, R4), restauro novo em lilás (R5, R6, R7) e agrícola em vermelho (A1, A2, A3).....73

**Figura 4.** A e B - PCA das propriedades químicas do solo para os quatro tratamentos, sendo: Remanescente em preto, que compreende as áreas controles C1, C2, C3 e C4; Restauro Antigo em verde, que compreende as áreas de restauro R1, R2, R3 e R4; Restauro Novo em lilás, que compreende as áreas de restauro R5, R6 e R7; Agrícola em vermelho, que compreende as áreas agrícolas A1, A2 e A3. C e D - PCA das propriedades químicas do solo para os três tratamentos sem o tratamento agrícola.....76

**Figura 5.** A - PCA das variáveis da vegetação para os quatro tratamentos, sendo: Remanescente em preto, que compreende as áreas controles C1, C2, C3 e C4; Restauro Antigo em verde, que compreende as áreas de restauro R1, R2, R3 e R4; Restauro Novo em lilás, que compreende as áreas de restauro R5, R6 e R7; Agrícola em vermelho, que compreende as áreas agrícolas A1, A2 e A3. B - PCA das variáveis da vegetação para os três tratamentos sem o tratamento agrícola.....78

**Figura 6.** Modelo de equações estruturais com: A - as relações entre fertilidade do solo representada pelos eixos das Análise de Principais Componentes (Soil1, Soil2, Soil3) e estrutura da vegetação (Veg1) na taxa de decomposição (k) e fator de estabilização (S) nos tratamentos Remanescente, Restauro antigo, Restauro novo e Agrícola; B - as relações entre fertilidade do solo, representada pelos eixos das Análise de Principais Componentes (Soil1, Soil2, Soil3) e estrutura da vegetação (Veg1, Veg2) na taxa de decomposição (k) e fator de estabilização (S) nos tratamentos Remanescente, Restauro antigo e Restauro novo. Linhas verdes representam relações positivas, linhas vermelhas representam relações negativas, linhas cinzas representam as relações não significativas ( $P < 0,05$ ). Os números que acompanham as linhas correspondem aos coeficientes padronizados e a espessura das linhas são proporcionais a esses coeficientes.....81

## LISTA DE TABELAS

### Capítulo 1

**Tabela 1.** Modelo Split-Plot de Análise de Variância utilizado para testar efeito de posição (linha vs. entrelinha) nos dois tratamentos com eucalipto, IPF (Integração Pasto e Floresta) e ILPF (Integração Lavoura, Pasto, Floresta). gl = graus de liberdade, E(QM) = quadrado médio esperado.....34

**Tabela 2.** Pesos dos contrastes não-ortogonais atribuídos aos grupos comparados nas seguintes hipóteses: H2 - os tratamentos sem presença de árvores Integração Lavoura-Pecuária (ILP) e Intensivo (INT) não diferem dos tratamentos com plantio de árvores Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) e Integração Pecuária-Floresta; H3 – o tratamento com sistema extensivo de pastagem (EXT) não difere dos tratamentos com presença de árvores ILPF e IPF; H4 – o tratamento EXT não difere dos tratamentos ILP e INT.....35

**Tabela 3.** Resultados do modelo Split-plot que testou os efeitos de posição (linha vs. entrelinha) nos dois tratamentos com eucalipto, IPF (Integração Pasto-Floresta) e ILPF (Integração Lavoura-Pasto-Floresta) nas propriedades químicas do solo, taxa de decomposição média (k médio) e fator de estabilização médio (S médio). A interação entre estes dois fatores não foi significativa ( $P > 0,05$ ). L = linha; EL = entrelinha; ns =  $P > 0,05$ ; \*  $P < 0,05$ . Os números em negrito indicam as maiores médias do par testado.....40

**Tabela 4.** Resultados da ANOVA comparando a variação nos atributos químicos do solo, taxa de decomposição (k) e fator de estabilização (S) para as relações entre os tratamentos ILP (Integração Lavoura-Pasto) e INT (Intensivo) versus ILPF (Integração Lavoura-Pasto-Floresta) e IPF (Integração Pasto-Floresta); EXT (sistema extensivo de pastagem) versus ILP e INT; EXT versus ILPF e IPF. Euc = eucalipto; ns = não significativo; \*\*\* =  $P < 0,001$ ; \*\* =  $P < 0,01$ ; \* =  $P < 0,05$ . significativo.....42

### Capítulo 2

**Tabela 1.** Classe textural de cada trecho amostral estudado.....66

**Apêndice A.** Apêndice A - variação (coeficiente de variação) e valores médios ( $\pm$  erro padrão) para as variáveis do solo: potencial hidrogeniônico (pH), matéria orgânica

(MO, g.dm-3), fósforo (mg.dm-3), potássio (mmolc.dm-3), cálcio (mmolc.dm-3), magnésio (mmolc.dm-3), soma de bases (SB, mmolc.dm-3), porcentagem de saturação por bases (V, %), nitrogênio total (Nt, mg.kg-1), carbono (%); nitrogênio (%), relação carbono:nitrogênio (CN), relação nitrogênio:fósforo (NP), teor de argila (%); variáveis da vegetação: diâmetro altura do peito (DAP, cm), estratificação (CV), densidade (dens.) (indivíduo/ha), área basal (AB, m2/ha), cobertura por gramíneas (CG, %), cobertura por dossel (CD, %); e variáveis de decomposição: massa remanescente do chá verde (Wtg), massa remanescente do chá vermelho (Wtr), fator de estabilização (S), taxa de decomposição (k, g.g-1dia-1), nos tratamentos de estudo Remanescente (C1, C2, C3, C4), Restauração antigo (R1, R2, R3, R4), Restauração novo (R5, R6, R7) e Agrícola (A1, A2, A3). Médias com letras minúsculas diferentes indicam diferenças entre os tratamentos (P < 0,05).....105

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>10</b>
<b>CAPÍTULO 1 - Decomposição e estabilização da matéria orgânica em sistemas agrossilvipastoris.....</b>	<b>17</b>
1.1 Introdução .....	17
1.2 Material e métodos.....	22
1.3 Resultados .....	37
1.4 Discussão.....	47
1.5 Conclusão .....	56
<b>CAPÍTULO 2 - Avaliação dos efeitos das diferenças na qualidade de solo e desenvolvimento da vegetação de áreas restauradas na taxa de decomposição e fator de estabilização da matéria orgânica.....</b>	<b>57</b>
2.1 Introdução .....	57
2.2 Material e métodos.....	62
2.3 Resultados .....	72
2.4 Discussão.....	82
2.5 Conclusão .....	90
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>91</b>
<b>Referências bibliográficas.....</b>	<b>94</b>
<b>APÊNDICE A.....</b>	<b>105</b>

## INTRODUÇÃO GERAL

As florestas desempenham papel fundamental na provisão de funções e serviços ecossistêmicos tanto em escala local quanto global (Lanuza et al., 2018), auxiliando nos ciclos hidrológicos (Thompson et al., 2011), sequestro de carbono e mitigação das mudanças climáticas (Dash & Behera, 2013), podendo alterar as propriedades do solo e contribuir para a ciclagem de nutrientes (Faucon et al., 2017; Thompson et al., 2011). A relação entre floresta e solo, particularmente, é um importante elo para o funcionamento do ecossistema e manutenção de serviços, uma vez que mecanismos de retroalimentação entre solos e plantas são essenciais tanto para o desenvolvimento das florestas quanto para a conservação da qualidade e saúde dos solos. Por exemplo, as plantas fixam carbono e nitrogênio da atmosfera e os inserem no subsistema do solo por meio da deposição de serapilheira e exsudatos de raízes (Wang et al., 2019). Por outro lado, o desenvolvimento da vegetação é limitado pela disponibilidade de nutrientes do solo, que por sua vez é influenciada pelas transformações de substratos orgânicos e liberação de elementos minerais através de processos de decomposição (C. Zhang et al., 2016), em um feedback positivo para a sucessão e manutenção das comunidades vegetais (W. Zhang et al., 2018).

Contudo, tem-se observado elevada perda de áreas de floresta natural, com estimativa de perda líquida destas florestas em torno de 3,3 milhões de hectares ao ano, entre os anos de 2010 e 2015 (Keenan et al., 2015). No Brasil, o desmatamento anual da floresta Amazônica e Cerrado somaram juntos, entre agosto de 2019 e julho de 2020, área total de 18.428 km<sup>2</sup>, o equivalente a 2.580.951,97 campos de futebol (WWF, 2021). Tal perda reflete alterações decorrentes da degradação e conversão

para agricultura ou urbanização (Thomlinson et al., 1996). Conseqüentemente, as áreas de florestas perturbadas e de florestas secundárias, tornam-se cada vez maiores se comparadas àquelas cobertas por florestas naturais intactas, podendo resultar em perda de funções e serviços ecossistêmicos (Duffy, 2009; Fujii et al., 2017; Taniwaki et al., 2017). A conversão de florestas tropicais em áreas de agricultura, por exemplo, impacta fortemente os ciclos biogeoquímicos (Campbell et al., 2017; Hamilton et al., 2016), alterando a fertilidade do solo e a biodiversidade de microrganismos (N'Dri et al., 2018).

A retirada da vegetação natural, aliada à movimentação e preparo do solo para o cultivo com o uso da aração e gradagem, o monocultivo e ausência de rotação de culturas, provocam alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Canellas et al., 2003; Gama-Rodrigues et al., 2006). As perturbações causadas por estas práticas intensivas de preparo do solo interrompem os mecanismos naturais de ciclagem de nutrientes e resiliência do sistema, levando à degradação e conseqüente desequilíbrio de suas funções ecossistêmicas. Por exemplo, o preparo intensivo do solo e seu constante revolvimento quebram macroagregados expondo a matéria orgânica do solo fisicamente protegida e expondo superfícies para reações de oxidação e ataque de microrganismos. Este processo acelera a mineralização dos compostos orgânicos e diminui a capacidade do solo de reter nutrientes que, por sua vez, pode afetar processos biogeoquímicos, com reflexos no estoque de C e no fluxo de gases entre o solo e a atmosfera (Canellas et al., 2003; Freitas et al., 2017; Maia & Parron, 2015; Nunes et al., 2020). Estima-se que o Brasil tenha 21,46% de seu território ocupado por pastagens sendo que 11,68% dessas pastagens encontram-se com algum nível de degradação (LAPIG, 2021).

Em decorrência desse quadro é preciso buscar alternativas para atenuar os impactos e, quando possível, reverter os efeitos desses processos de degradação e perda de vegetação. Uma alternativa mais sustentável para as práticas convencionais de pastoreio e cultivo são os sistemas silvipastoris e agrossilvipastoris, que combinam produções florestais e alimentares (como lavoura-pecuária, lavoura-pecuária-silvicultura, pecuária-silvicultura), em diferentes arranjos espaciais e escalas temporais, geralmente com a adoção de princípios de conservação do solo, como por exemplo, cultivo mínimo, rotação de culturas e retenção de resíduos de culturas (Bieluczyk et al., 2020; De Moraes et al., 2018; Dumont et al., 2013). A integração entre plantio de árvores, espécies forrageiras e pastoreio animal em uma mesma área otimiza o uso da terra, reduzindo a necessidade de desmatamento para conversão de novas áreas (Dumont et al., 2013; Nair, 1993) e contribuindo para a melhoria na qualidade e conservação do solo ao longo do tempo (Balbinot et al., 2008; Pattanayak & Mercer, 1998). A prática desse tipo de sistema integrativo vem sendo cada vez mais empregada nos trópicos (Martínez-Atencia et al., 2020). No Brasil, até o ano de 2016, havia 11 milhões de hectares cultivados em sistemas integrados (Bieluczyk et al., 2020).

Outra alternativa seriam as práticas de reflorestamento de áreas degradadas, que são capazes de desempenhar um papel fundamental na retomada das funções ecossistêmicas (Han et al., 2017). A restauração ecológica é o processo de assistir a recuperação de um ecossistema que foi degradado, perturbado ou destruído (SER, 2004) e pode ter implicações muito relevantes decorrentes das práticas e manejos que considerem os feedbacks entre as comunidades de plantas e o solo (Kardol & Wardle, 2010). É esperado que com a introdução e crescimento da comunidade vegetal ocorra o fornecimento de matéria orgânica para o ecossistema do solo através

da deposição de serapilheira. Esta matéria orgânica será decomposta, liberando nutrientes e contribuindo para o aumento da qualidade do solo; enquanto isso, o solo fornecerá nutrientes e água, dando suporte ao desenvolvimento da vegetação (Fan et al., 2015; C. Zhang et al., 2016; W. Zhang et al., 2018). Este feedback solo-planta é possibilitado, principalmente, via serapilheira, que funciona como um elo entre a vegetação acima do solo e os componentes abaixo do solo (X. Zhang et al., 2016).

A decomposição da serapilheira, que é realizada por bactérias, fungos e organismos invertebrados, é importante para as funções ecossistêmicas relacionadas ao solo, em especial a ciclagem de nutrientes e formação de estoques de carbono (Aerts et al., 2006; Mariotte et al., 2018; M. Xu et al., 2018; Yeong et al., 2016). Os fatores que influenciam esse processo são variados, atuando em diferentes escalas temporais e espaciais, incluindo a composição da comunidade dos decompositores (Austin et al., 2014; Keiser et al., 2014); as condições ambientais, como por exemplo fatores climáticos (Cusack et al., 2009; Keiser & Bradford, 2017a) e propriedades do solo (Hoyos-Santillan et al., 2018; W. Zhang et al., 2018); e a qualidade da serapilheira (Alberti et al., 2017; Magnusson, 2017; W. Zhang et al., 2018). Desta forma, a decomposição da serapilheira é um processo integrador podendo ser utilizada como indicador do funcionamento de ecossistemas florestais, expondo os processos de feedback entre solo-planta em diferentes sistemas (Gessner et al., 2010; Horodecki & Jagodziński, 2017).

Para entender melhor o processo de decomposição da matéria orgânica em condições ambientais variadas, Keuskamp et al. (2013) desenvolveram o Tea Bag Index (TBI), um protocolo de análise com material vegetal padrão para permitir a comparação dos resultados entre ecossistemas e avaliação dos efeitos ambientais no processo de decomposição. Este método possibilita estimar a taxa de decomposição

( $k$ ) da matéria orgânica e o fator de estabilização ( $S$ ) usando saquinhos de chá comerciais de dois tipos, o chá verde e o chá vermelho (Lipton® Unilever). O chá vermelho é composto por material mais recalcitrante, tendo assim menor taxa de decomposição em comparação ao chá verde; conseqüentemente, a decomposição dos materiais lábeis acontece primeiramente no chá verde, enquanto o consumo da parte lábil do chá vermelho permanece (Keuskamp et al., 2013). Quando utilizado aos pares, essas diferenças permitem estimar a taxa ( $k$ ) em que a porção lábil da matéria orgânica se decompõe no início do processo, e o fator  $S$  que permite estimar a proporção da fração lábil da matéria orgânica que eventualmente torna-se recalcitrante, sendo então decomposta nas fases mais avançadas deste processo (Keuskamp et al., 2013). Assim, os valores de  $k$  representam as taxas de novas entradas de nutrientes no solo, enquanto os de  $S$  podem ser indicativas de armazenamento de carbono a longo prazo (Fujii et al., 2017).

Poucos estudos avaliam a influência conjunta das propriedades do solo e da vegetação sobre os processos de decomposição da matéria orgânica em sistemas florestais (Fanin et al., 2020; Oliveira et al., 2019). No Brasil, o método TBI foi usado para avaliar a influência de diferentes tipos de vegetação e características físicas e químicas do solo nos processos de ciclagem de nutrientes de ecossistemas naturais (Fernandes et al., 2021; Miatto & Batalha, 2016; Souza e Brito et al., 2020) e diferentes usos e ocupação do solo (Soares et al., 2020). Neste estudo, usamos o método TBI para avaliar a decomposição local *in situ* de material padronizado em sistemas agrossilvipastoris de grande escala, povoamentos sucessionais em diferentes idades de restauração florestal e florestas ripárias maduras. Nossa hipótese geral é que as interações entre estrutura da vegetação e fertilidade do solo devem influenciar positivamente os processos de decomposição, acarretando diminuição da taxa de

decomposição e aumento da estabilização da matéria orgânica em ecossistemas terrestres. Para tanto, esta tese é constituída por dois capítulos:

Capítulo 1: **Decomposição e estabilização da matéria orgânica em sistemas agrossilvipastoris**. Avaliamos se a presença de árvores (no caso, eucalipto) e cultura agrícola em sistemas agrossilvipastoris são capazes de causar mudanças nos processos de decomposição da matéria orgânica, assim como refletir em mudanças na fertilidade do solo. Estimamos as taxas de decomposição e fator de estabilização para cada área através do protocolo TBI. Nossas hipóteses foram: (i) Em sistemas de integração de lavoura e pasto que incluem silvicultura, nas linhas de plantio a fertilidade do solo é inferior comparado aos espaços entre-linhas de plantio, o que pode acarretar diferenças espaciais nos processos de decomposição medidos pela taxa de decomposição ( $k$ ) e fator de estabilização ( $S$ ); (ii) A taxa de decomposição ( $k$ ) é menor em sistemas de criação intensiva de gado com silvicultura, e o fator de estabilização ( $S$ ) maior nestas áreas, quando comparados com os sistemas intensivos sem silvicultura, devido a presença do extrato arbóreo; (iii) A taxa de decomposição ( $k$ ) é maior em sistemas de criação extensiva de gado, e o fator de estabilização ( $S$ ) menor nestas áreas, quando comparados com os sistemas intensivos sem silvicultura, devido ao manejo do solo que ocorre nos sistemas intensivos sem silvicultura; (iv) A taxa de decomposição ( $k$ ) é maior em sistemas de criação extensiva de gado, e o fator de estabilização ( $S$ ) menor nestas áreas, quando comparados com os sistemas intensivos com silvicultura, devido à presença do estrato arbóreo e ao manejo do solo que ocorre nos sistemas intensivos com silvicultura.

**Capítulo 2: Avaliação dos efeitos das diferenças na qualidade de solo e desenvolvimento da vegetação de áreas restauradas na taxa de decomposição e fator de estabilização da matéria orgânica** - Avaliamos e comparamos os efeitos de diferentes tipos de cobertura vegetal (pastagem e floresta), bem como os efeitos de estruturas da vegetação de zonas ripárias com idades distintas de restauração florestal sobre os processos de decomposição da matéria orgânica. Estimamos as taxas de decomposição e fator de estabilização para cada área através do protocolo TBI. As hipóteses testadas foram: (i) Áreas de pastagem apresentam diferenças nos processos de decomposição da matéria orgânica, medidos pela taxa de decomposição e fator de estabilização, quando comparados com áreas de vegetação ripária; (ii) As variações entre estrutura da vegetação e fertilidade dos solos em florestas ripárias em diferentes estados de sucessão são capazes de influenciar as taxas de decomposição e seu fator de estabilização; (iii) As taxas de decomposição e o fator de estabilização da matéria orgânica devem estar direta e indiretamente relacionadas à fertilidade do solo e indiretamente relacionadas à estrutura da vegetação.

## **CAPÍTULO 1**

### **Decomposição e estabilização da matéria orgânica em sistemas agrossilvipastoris**

#### **1.1 Introdução**

É grande o desafio de conciliar a produção de alimentos, fibras e energia com a necessidade de conservação da qualidade ambiental, sendo a qualidade e saúde do solo os principais elos entre os dois objetivos (Acton & Gregorich, 1995; Parr et al., 1992). A qualidade do solo é definida como o conjunto de características necessárias para que o solo atenda às necessidades humanas, como por exemplo o crescimento de uma cultura específica, ao passo que a saúde do solo busca conciliar o crescimento de culturas agrícolas com suas funções ecológicas (Pankhurst et al., 1997). A conversão de áreas de florestas naturais para agricultura e pecuária com práticas intensivas de cultivo como a intensa movimentação e preparo do solo, monocultivo sem rotação, lotação e pastejo em número elevado de animais, são capazes de impactar negativamente a qualidade e saúde desse compartimento (Canellas et al., 2003; Gama-Rodrigues et al., 2006). Tais práticas podem aumentar a compactação do solo e reduzir a disponibilidade de nutrientes e água para as plantas, provocando maior resistência física ao crescimento radicular e reduzindo a produtividade e biodiversidade do solo (Freddi et al., 2007; Jimenez et al., 2008; N'Dri et al., 2018).

Os sistemas silvipastoris e agrossilvipastoris (como lavoura-pecuária, lavoura-pecuária-silvicultura, pecuária-silvicultura), combinam a produção florestal e alimentar em diferentes arranjos espaciais e escalas temporais geralmente com a adoção de

princípios de conservação do solo, como por exemplo, cultivo mínimo, rotação de culturas e retenção de resíduos de culturas (Bieluczyk et al., 2020; De Moraes et al., 2018; Dumont et al., 2013). O melhor manejo da pastagem favorece, por exemplo, o acúmulo de material orgânico nas camadas mais profundas do solo (Rangel & Silva, 2007). Por sua vez, a matéria orgânica acumulada apresenta propriedades cimentantes que promovem agregação das partículas de solo, aumentam a porosidade e, por consequência, o potencial de infiltração, reduzindo a lixiviação e conferindo maior resistência à erosão (Bosi et al., 2019; Maia et al., 2009; Sahin et al., 2016). Atrelado ao pastejo animal, a rotação de culturas através do incremento de biomassa vegetal diversificada, promove a incorporação de novos nutrientes de acordo com as espécies adicionadas, como nitrogênio, no caso de leguminosas, podendo intensificar os processos de acúmulo de matéria orgânica, decomposição e ciclagem de nutrientes (Freitas et al., 2017; Vazquez et al., 2020)

Tais interações refletem um sinergismo entre animal-planta-solo, evidenciando as relações benéficas, principalmente entre cobertura vegetal e os atributos do solo. O aumento no teor de carbono orgânico observado nesses sistemas (Tracy & Zhang, 2008) possibilita obter melhorias nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo, podendo servir como indicador de qualidade (Conceição et al., 2005; Singer e Ewing, 2000). Quando o estrato arbóreo é adicionado aos sistemas integrados, outros benefícios podem ser desencadeados devido ao aumento de biodiversidade (Bieluczyk et al., 2020). Por exemplo, diferentes compostos orgânicos são formados, aumentando a diversidade de recursos para os organismos do solo e, conseqüentemente, sua biodiversidade, o que favorece as funções biológicas do solo podendo resultar em maiores estoques de C ao longo do tempo (Dollinger & Jose, 2018).

Desta forma, sistemas integrados podem resultar em maior diversidade e complexidade das interações entre espécies de plantas e animais, e impulsionar, por exemplo, respostas da comunidade microbiana e da fauna edáfica, tornando tais sistemas integrados mais semelhantes aos ecossistemas naturais, ao contrário dos sistemas convencionais de produção (Groppo et al., 2015; Pezzopane et al., 2017). Para avaliar esta proposição, entretanto, é necessário o monitoramento de processos ecossistêmicos relacionados a funções do solo que possam expressar seu funcionamento em diferentes ecossistemas. Assim, a decomposição da matéria orgânica do solo pode ser um importante indicador das funções do ecossistema por estar diretamente relacionada à ciclagem de nutrientes e armazenamento de carbono no solo (Dybala et al., 2019) e ser capaz de qualificar a sustentabilidade dos ciclos de nutrientes dentro de sistemas agrícolas (Toleikiene et al., 2020).

Na decomposição, o material orgânico é decomposto em seus componentes minerais e parcialmente transformado em formas duradouras de húmus (Toleikiene et al., 2020). As transformações que ocorrem nesse processo são divididas em dois principais estágios (Berg e McClaubergherty 2008): o estágio inicial, responsável pela perda de até 40% da massa inicial, sendo caracterizado pela lixiviação dos compostos solúveis e decomposição da fração lábil, incluindo a celulose não-lignificada e hemicelulose (Couteaux et al., 1995); e o estágio tardio, que ocorre mais lentamente, em que acontece a decomposição de tecidos lignificados e humificação do material orgânico (Djukic et al., 2018). Desta forma, ao longo do processo de decomposição, tais fases podem influenciar diretamente na liberação de CO<sub>2</sub> para a atmosfera e armazenamento de carbono orgânico no solo (Couteaux et al., 1995).

Diversos fatores influenciam os processos de decomposição, incluindo efeitos climáticos, composição da vegetação, composição química da serapilheira e

composição da fauna edáfica e comunidades microbianas. O aumento da temperatura e disponibilidade hídrica levam a maiores taxas de decomposição, podendo ter efeitos sazonais dentro de uma mesma região, como nos trópicos, onde há estações bem definidas, quentes e úmidas e outras frias e secas (Aerts, 1997; Rezende et al., 1999). Estes efeitos podem ser intermediados por diferenças na estrutura e composição da vegetação em diversas escalas espaciais (Bakker et al., 2011). Por exemplo, alterações no uso e ocupação do solo podem levar a mudanças na cobertura do solo e na quantidade e qualidade da matéria orgânica depositada, resultando em diferenças tanto no microclima quanto na incorporação da matéria orgânica no solo (dos Santos et al., 2019; Martínez-Atencia et al., 2020). Além disso, essas alterações podem influenciar a composição das comunidades edáficas e microbianas, favorecendo diferentes grupos funcionais que podem contribuir para maior efetividade da decomposição (Glassman et al. 2018, Ochoa-Hueso et al. 2019).

Sistemas integrados de lavoura, pecuária e silvicultura podem alterar a dinâmica da matéria orgânica do solo e ciclagem de nutrientes (Bieluczyk et al., 2020; Carvalho et al., 2010; Xavier et al., 2014). Sistemas silvipastoris podem aumentar a deposição de serapilheira no solo em cerca de 30% quando comparado com pastagens tradicionais (Xavier et al., 2014), enquanto sistemas agropastoris podem colaborar para a matéria orgânica do solo devido ao aumento no aporte de resíduos orgânicos (Bieluczyk et al. 2020). Desta forma, sistemas integrados podem influenciar a dinâmica da serapilheira e favorecer a formação de estoques de matéria orgânica do solo, mas esses processos dependem da qualidade da serapilheira que, por sua vez, está relacionada com as diferentes espécies usadas nesses sistemas (Martínez-Atencia et al., 2020; Xavier et al., 2014). Além disso, a presença de árvores pode ocasionar alterações microclimáticas, influenciando a temperatura e umidade do solo

(Bosi et al. 2020) e também a distribuição espacial de nutrientes do solo (Bieluczyk et al., 2020; Martínez-Atencia et al., 2020). A distribuição diferencial de matéria orgânica e nutrientes do solo, em conjunto com diferenças nas condições ambientais resultantes da cobertura arbórea, podem influenciar a composição e atividade das comunidades microbianas presentes, levando a diferenças nos processos de decomposição da serapilheira (Gavito et al., 2021).

Neste estudo, nós avaliamos um sistema agrossilvipastoril experimental de grande porte estabelecido em 2011 numa região do sudeste brasileiro. O sistema abrange uma área total de 30 hectares e inclui áreas de criação intensiva de gado com e sem silvicultura, com e sem consórcio com cultura agrícola, e áreas de criação extensiva de gado. Nosso objetivo foi avaliar se a presença de árvores (no caso, eucalipto) e cultura agrícola em sistemas agrossilvipastoris são capazes de causar mudanças nos processos de decomposição da matéria orgânica, assim como refletir em mudanças na fertilidade e composição química do solo. Dessa forma, buscamos responder as seguintes perguntas, em relação às propriedades químicas do solo e processos de decomposição:

- 1) Em sistemas de integração de lavoura e pasto que incluem silvicultura, há diferença espacial entre as linhas e entrelinhas de plantio de árvores devido, a diferenças no aporte e consumo da matéria orgânica?
- 2) Há diferença entre sistemas de criação intensiva de gado com e sem silvicultura decorrente das alterações microclimáticas e diferenças no aporte de nutrientes resultantes da presença do extrato arbóreo?
- 3) Há diferença entre sistemas de criação extensiva de gado e sistemas de criação intensiva sem silvicultura decorrente do manejo do solo empregado em cada sistema?

- 4) Há diferença entre sistemas de criação extensiva de gado e sistemas de criação intensiva com silvicultura decorrente da presença do extrato arbóreo e manejo do solo empregado nos sistemas com silvicultura?

## **1.2 Material e métodos**

### *Área de estudo*

O estudo foi desenvolvido na Embrapa Pecuária Sudeste, situada no município de São Carlos, estado de São Paulo (22°01' S, 47°53' O), sudeste brasileiro, em áreas de sistemas agrossilvipastoris e da reserva de floresta estacional semidecídua. O solo dos sistemas agrossilvipastoris é classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo (Bernardi et al., 2017), ao passo que nas áreas de floresta há predomínio do Latossolo Vermelho Distrófico típico, com faixa estreita no interior da mata de Latossolo Vermelho Distroférico, também com presença de Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico em sua região mais periférica (Calderano Filho et al., 1998; L. A. da Silva & Soares, 2003).

O clima da região é classificado como Cwa (Köppen), com duas estações bem definidas, sendo uma estação seca e fria, compreendendo de abril a setembro e uma estação chuvosa e quente, de outubro a março. A média anual de temperatura é de 21,5°C, com umidade relativa de 75,6% e precipitação anual de 1.502 mm (Bernardi et al., 2017; Pezzopane et al., 2015).

### *Delineamento experimental*

A área que compreende o Sistema Agrossilvipastoril possui 30 ha e, em 2011, foi subdividida e configurada em cinco sistemas de produção, com duas repetições de 3 ha cada, sendo:

- 1) Sistema de Integração Lavoura-Pasto-Floresta (ILPF) com pastagem de capim Piatã (*Urochloa brizantha* cv. BRS Piatã) e cerca de 30% da área plantada com milho anualmente, em rotação com o capim, tendo sido cultivado por duas safras consecutivas (2013/2014, 2014/2015) com um ano de descanso (2015/2016), seguida de mais duas safras (2016/2017, 2017/2018) com mais um ano de descanso (2018/2019). É arborizado com *Eucalyptus urograndis* clone GG110 plantado em 2001, com espaçamento entre linhas de 15 m e entre plantas de 2 m. Em 2016, foi submetido a desbaste de 50% das árvores, passando a um novo espaçamento de 15 x 4 m;
- 2) Integração Pasto-Floresta (IPF) composto apenas de pastagens de capim Piatã e arborizada com *Eucalyptus urograndis* clone GG110, plantado em 2011, no espaçamento 15 x 2 m. Em 2016, também foi submetido a desbaste de 50% das árvores, sendo o novo espaçamento de 4 m entre plantas;
- 3) Integração Lavoura-Pecuária (IPL) manejado desde 2011 com a rotação de milho e capim Piatã, conforme descrito no item 1. Ao todo passou por cinco safras de milho (de 2013 a 2018), não tendo sido realizada a safra de 2018/2019;
- 4) Sistema Intensivo (INT) com pastejo rotativo em pastagem de capim Piatã;
- 5) Sistema Extensivo de Pastejo (EXT) em lotação contínua em pastagem de capim Braquiária (*Urochloa decumbens*), sem nenhum tipo de manejo.

Para os tratamentos com silvicultura, os resíduos gerados pelos desbastes do eucalipto foram retirados das áreas e descartados, assim como os resíduos culturais das áreas com rotação de milho, que foram destinados em sua totalidade para silagem.

Cada sistema correspondeu a um tratamento, com duas grandes parcelas de 3 hectares (total de 30 hectares). Com exceção do tratamento EXT, cada parcela é subdividida em 6 piquetes de 0,5 ha (Figura 1), onde ocorre o pastejo rotativo com período de 6 dias por piquete e descanso de 35 dias (Bernardi et al., 2017). Além disso, com exceção do sistema extensivo, nos demais tratamentos foram aplicados calcário e fertilizantes anualmente de acordo com possíveis necessidades apontadas por análise de solo.

Além dos diferentes sistemas de produção, conduzimos o experimento em um fragmento de floresta estacional semidecidual (MATA) de cerca de 112 ha presente na fazenda (L. A. da Silva & Soares, 2003). Nessa área foram escolhidos seis pontos com distância aproximada de 100 m entre eles (Figura 2).



Figura 1. Sistema Agrossilvopastoril da EMBRAPA Pecuária Sudeste, São Carlos, São Paulo. As áreas marcadas com numeração correspondem às parcelas, respectivamente: 1 e 2 ao Sistema de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF); 3 e 4 ao Sistema de Integração Pecuária-Floresta (IPF); 5 e 6 à Integração Lavoura-Pecuária (ILP); 7 e 8 ao Sistema Extensivo de Pastagem (EXT); 9 e 10 ao Sistema Intensivo de Pastagem (INT) (Imagem GOOGLE EARTH, 2019).



Figura 2. Trecho de floresta Estacional Semidecidual da EMBRAPA Pecuária Sudeste, São Carlos, São Paulo. Os transectos marcados correspondem aos locais nos quais foram enterrados 3 pares de chá, para cada, com distância de 20 metros entre os pares. A distância entre cada transecto é de aproximadamente 100 metros (Imagem GOOGLE EARTH, 2019).

Durante o período de duração do experimento, de 06 de junho a 31 de julho de 2019, foram monitoradas na área de estudo as temperaturas média, máxima e mínima; umidades relativas do ar média, máxima e mínima e a precipitação. Os dados foram obtidos por estações instaladas na área com eucalipto, tendo-se aferido nas posições de linha de plantio e entrelinha, e estações instaladas em área a pleno sol e na mata. O período monitorado se insere na estação seca e em todo o tempo de registro houve precipitação total de 38.6 mm a pleno sol, e dentro das áreas plantadas um volume total de 36.3 mm na linha e 36.8 mm na entrelinha. Buscamos realizar este experimento no período seco para que o excesso de umidade causada pelos eventos de chuva não exercesse influência nos processos de decomposição. No geral, foi possível observar que as temperaturas registradas tanto a pleno sol como nas áreas plantadas foram muito próximas, tendo uma média de 18.5°C, com maiores diferenças quando comparadas à área de mata conservada, que apresenta valores mais amenos de temperatura, com uma média de 15.1°C (Figura 3).

A mesma tendência entre áreas a pleno sol e plantadas foi observada com relação à umidade relativa do ar, com valores médios de 58.6% na área experimental, enquanto a umidade relativa registrada em mata conservada foi maior, 88.6% (Figura 4).

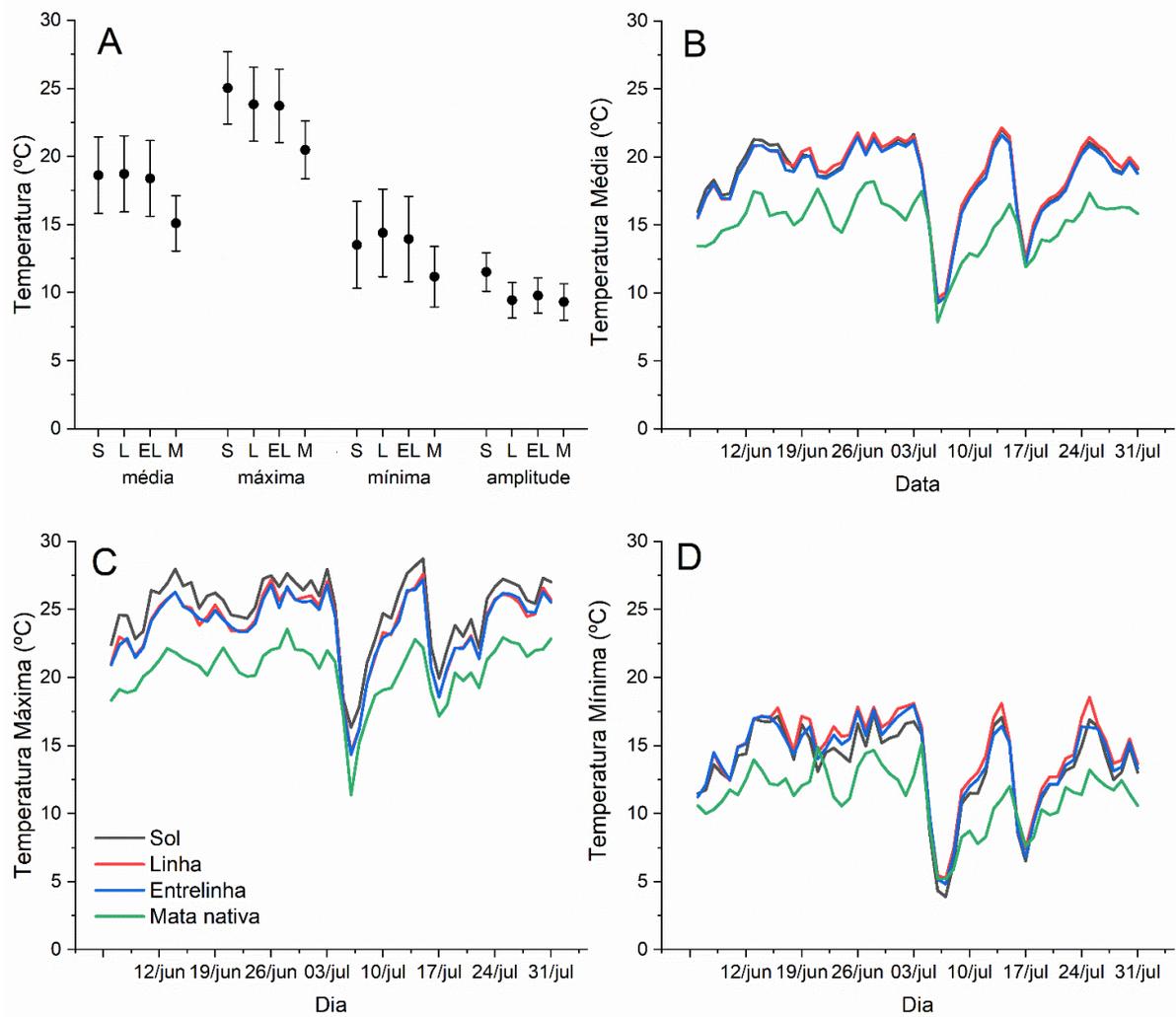


Figura 3. Registros de temperatura média, mínima e máxima para área a pleno sol (S), linha (L), entrelinha (EL) e mata (M) (A); temperatura média no período de 6 de junho à 31 de julho de 2019 (B); temperatura máxima (C) e temperatura mínima (D) no mesmo período.

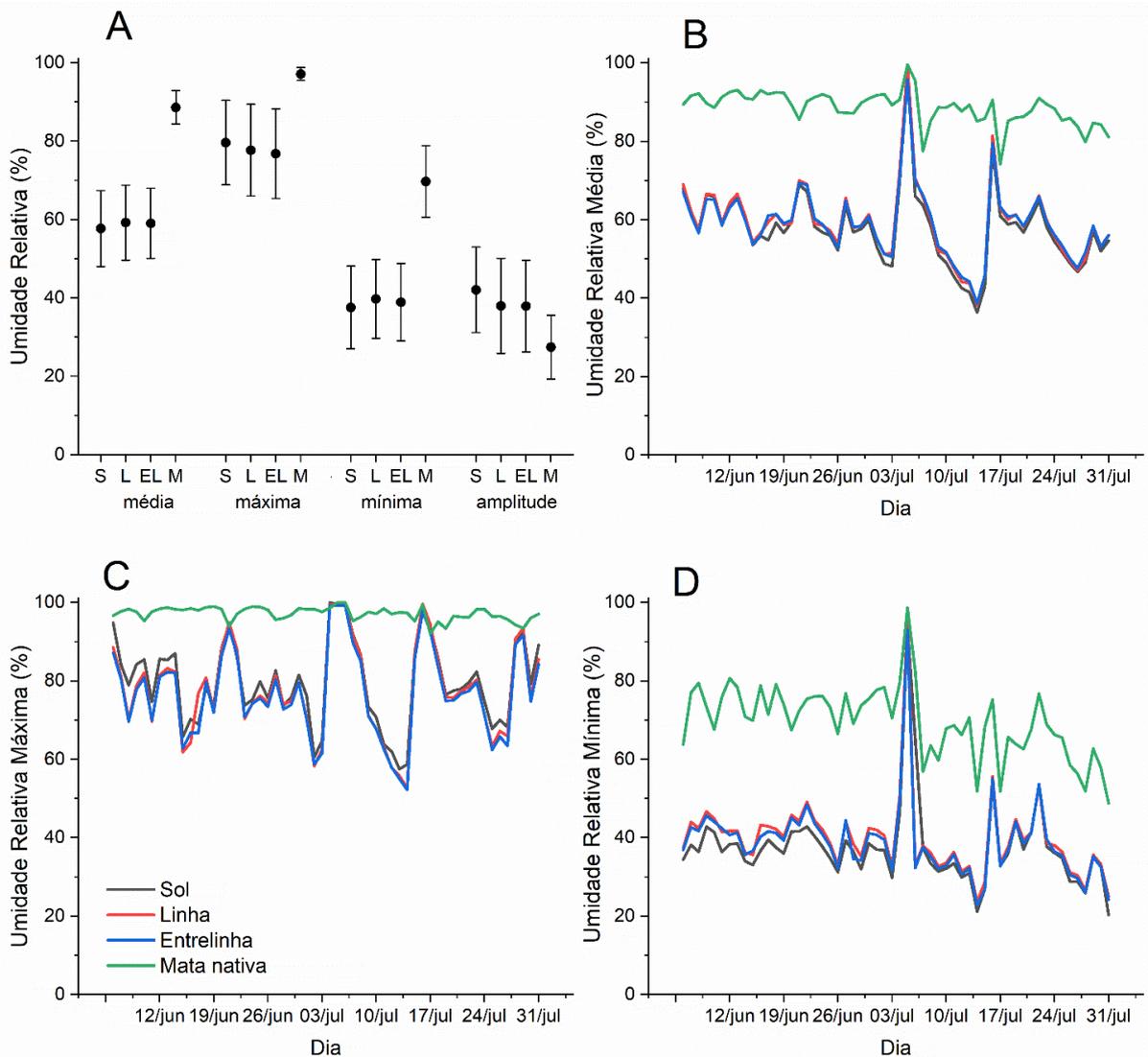


Figura 4. Registros de umidade relativa do ar média, mínima e máxima para área a pleno sol (S), linha (L), entrelinha (EL) e mata (M) (A); umidade relativa média no período de 6 de junho à 31 de julho de 2019 (B); umidade relativa máxima (C) e umidade relativa mínima (D) no mesmo período.

### Amostragem

O método Tea Bag Index (TBI) desenvolvido por Keuskamp et al. (2013) utiliza dois tipos de materiais padronizados, ambos da marca Lipton: o chá verde feito de folhas secas de *Camellia sinensis* (L.) Kuntze (nome comercial: Sencha) e chá vermelho feito de folhas secas de *Aspalathus linearis* (Burm.f.) R.Dahlgren (nome comercial: Rooibos) (Keuskamp et al., 2013, Duddigan et al., 2020). A taxa de decomposição do chá vermelho, que é composto por um material mais recalcitrante,

é mais baixa que a do chá verde; conseqüentemente, a decomposição dos materiais lábeis acontece primeiramente no chá verde, enquanto o consumo da parte lábil do chá vermelho permanece. Quando utilizado aos pares, essa diferença permite estimar a fração decomposta do chá verde e a taxa de decomposição do chá vermelho usando-se um único ponto no tempo, possibilitando estimar os parâmetros de decomposição (Keuskamp et al., 2013). Além disso, a composição química dos dois tipos de chá é representativa da serapilheira foliar encontrada naturalmente (Duddigan et al., 2020)

A instalação do experimento em campo seguiu o protocolo proposto por Keuskamp et al. (2013). Cada saquinho é composto por um invólucro sintético em forma de tetraedro com lados de 5 cm contendo aproximadamente 2 g de chá (Keuskamp et al., 2013). Cada saquinho foi previamente pesado para obter sua massa inicial. Em campo, foram enterrados no solo a uma profundidade de 8 cm com distância mínima de 15 cm entre os sacos. Após a recuperação dos sacos de chá, todos passaram por limpeza com pincel macio para remoção de solo e raízes aderidas. Os sacos foram secos em estufa por 48 horas a 70°C e, em seguida, novamente pesados. Posteriormente, considerando a possível presença de partículas de solo e fragmentos de raízes, todo o conteúdo dos sacos de chá foi queimado em mufla a 550°C por um período de 4 horas, obtendo dessa forma o seu conteúdo de cinzas para estimar a quantidade de matéria orgânica livre de cinzas (Keuskamp et al., 2013). A massa inicial de matéria orgânica livre de cinzas foi estimada para cada tipo de chá usando-se seis sacos de cada tipo que foram montados juntamente com os demais sacos do experimento, tendo sido levados a campo e logo após a montagem do experimento foram processados da mesma forma descrita acima, com secagem em estufa e posterior queima na mufla. Os valores médios obtidos foram

usados para se converter os valores iniciais de cada saquinho de chá de massa seca para massa seca livre de cinzas.

No campo, em cada réplica (piquete), foram enterrados três pares de sacos de chá com distância de ao menos 10 m entre pares. Nos tratamentos sem plantio de eucalipto, INT e ILP, foram enterrados 36 pares por tratamento. Em EXT os sacos de chá foram enterrados em seis transectos, demarcados a partir de 40 m das bordas das parcelas e com distância aproximada de 30 m entre eles. Nos tratamentos ILPF e IPF foram enterrados seis pares de sacos de chá por piquete, sendo três pares nas linhas de plantio de eucalipto e três pares nas entrelinhas, totalizando 72 pares por tratamento. No fragmento de floresta foram enterrados três pares de chá em cada um dos seis pontos de amostragem, com distância aproximada de 10 m entre pares.

Ao todo foram utilizados 270 pares de chá. Os saquinhos foram enterrados em duas etapas com início no dia 20 de maio de 2019 nas áreas ILPF, IPF e MATA e 21 de maio nas áreas ILP, EXT e INT, tendo permanecido por 78 e 77 dias, respectivamente. O tempo que os chás permaneceram enterrados considerou resultados obtidos em outros estudos realizados em áreas de floresta ripária em ecossistemas tropicais (Fernandes et al., 2021; Soares et al., 2020).

Para as análises de fertilidade do solo, obtivemos seis subamostras em profundidade de 0 – 0,2 m, com trado tipo sonda em cada piquete a fim de constituir uma única amostra composta, sendo que nas áreas com plantio de eucalipto, foram realizadas amostragens separadas nas linhas e entrelinhas (localizadas entre duas linhas, a 7,5 m de distância de cada linha), tomando-se o cuidado de serem recolhidas em ponto próximos dos quais os sacos de chá foram enterrados. Para a análise granulométrica foram recolhidas amostras simples em cada parcela, uma vez que todas as parcelas estão situadas em área com mesma classe pedológica, o que

dispensa o rigor adotado para a amostragem para as análises de fertilidade. As amostras de solo foram secas ao ar e peneiradas (2 mm). As análises de solo foram realizadas pelo Laboratório de Análise de Solos da Embrapa Pecuária Sudeste. Foram realizadas as análises de fertilidade com a obtenção do pH, matéria orgânica (MO), P, K, Ca, Mg, Al, acidez trocável (H + Al), soma de bases (SB = K<sup>+</sup> + Ca<sup>2+</sup> + Mg<sup>2+</sup>), capacidade de troca catiônica (CTC = SB + Al<sup>3+</sup>) e saturação de bases do solo (V = SB/CTC), granulometria, carbono e nitrogênio total para todos os tratamentos. As propriedades químicas foram determinadas seguindo Primavesi et al. (2005). As medições de pH do solo foram realizadas em água e CaCl<sub>2</sub>, o P disponível foi avaliado pelo método da resina. Determinou-se a acidez potencial (H+Al) pelo método do pH SMP. Também foram medidos K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e Al<sup>3+</sup> trocáveis. A capacidade de troca de cátions (CTC) e a saturação de base (% V) foram então calculadas. Alíquotas das amostras de solo foram maceradas em moinho na granulometria > 0,250 mm para a determinação do carbono e nitrogênio totais por combustão por via seca em analisador elementar marca Perkin Elmer (modelo 2400ii). Por fim, a análise granulométrica empregou o método do densímetro (Bernardi et al., 2017).

#### *Taxa de decomposição da matéria orgânica e fator de estabilização*

O método TBI permite estimar a taxa de decomposição da matéria orgânica após um determinado tempo de acordo com um modelo assintótico (Keuskamp et al. 2013):

$$M_t = ae^{-kt} + (1 - a) \quad (1)$$

Onde  $M_t$  é a massa remanescente no tempo  $t$ ,  $k$  é a taxa de decomposição,  $a$  é a fração efetivamente decomposta da matéria orgânica, ou seja, a fração lábil, e  $(1 - a)$  é a fração recalcitrante. Contudo, para determinar as frações lábil e recalcitrante em um mesmo momento no tempo é preciso a utilização de dois tipos de materiais com diferentes taxas de decomposição. Assim, considerando que a taxa de decomposição do chá vermelho é baixa em comparação com o chá verde, a decomposição do material lábil continua ocorrendo no chá vermelho depois que todo o material lábil do chá verde já foi consumido; esta diferença entre os materiais permite estimar a fração decomposta (lábil) do chá verde ( $a_g$ ) e a fração lábil decomponível do chá vermelho ( $a_r$ ) (Keuskamp et al., 2013).

Para estimar a fração lábil decomponível do chá vermelho ( $a_r$ ) é necessário estimar quanto da fração quimicamente lábil ( $H$ ) foi efetivamente decomposta. Esta fração, por sua vez, é a soma das frações de carbono, incluindo gorduras, ceras, açúcares simples e fenólicos e celulose, e foi estimada por Keuskamp et al. (2013) para os chás verde ( $H_g = 0,842$ ) e vermelho ( $H_r = 0,552$ ). A fração lábil do chá verde ( $a_g$ ) é estimada por:

$$a_g = 1 - \frac{W_g(t)}{W_g(t_0)} \quad (2)$$

Onde  $W_g$  é a massa no tempo  $t$ ,

Porém, nem toda a matéria é decomposta e parte do material lábil se estabiliza, tornando-se recalcitrante (Prescott, 2010a). Essa estabilização depende de fatores ambientais (Berg e Meentemeyer, 2002) os quais podem ser interpretados como um efeito inibidor das condições ambientais na decomposição da fração lábil (Keuskamp et al., 2013), resultando assim no fator de estabilização  $S$ :

$$S = 1 - \frac{a_g}{H_g} \quad (3)$$

Através do fator de estabilização  $S$  podemos estimar a fração lábil do chá vermelho ( $a_r$ ) que seria efetivamente decomposta em relação à fração quimicamente lábil ( $H_r$ ):

$$a_r = H_r (1 - S) \quad (4)$$

A taxa de decomposição ( $k$ ) é estimada a partir da Equação 1, utilizando-se os valores de  $M_t$  e  $a$  estimados para o chá vermelho. Dessa forma, estimamos os valores de  $k$  e  $S$  para cada par de sacos de chá.

#### *Análise de dados*

Para avaliar as propriedades químicas do solo em relação aos diferentes tratamentos usamos Análise de Componentes Principais (PCA). Consideramos para essa análise as variáveis de fertilidade - exceto Al e H+Al - conteúdo de C e N, C:N e N:P. Inicialmente verificamos a normalidade das variáveis usando os testes de Shapiro-Wilk, e tendo sido observado necessidade de transformação dos dados, empregamos o método de Box-Cox (Legendre e Legendre, 2012).

A fim de testar nossa primeira hipótese de que nas áreas com plantio de eucalipto (LPF e IPF) há diferenças nas taxas de decomposição e demais variáveis de solo nas posições de linha e entrelinha (L/EL), foi construído um modelo Split-Plot de Análise de Variância considerando apenas esses dois tratamentos (Tabela 1). Esse

tipo de desenho experimental tem como característica apresentar um ou mais fatores aplicados nas unidades experimentais dentro de cada bloco (Gotelli et al., 2011). No nosso caso, cada bloco corresponde a um tratamento que é composto de duas grandes parcelas (unidade experimental). Estas por sua vez, são subdivididas em L e EL, constituindo mais um fator que incide sobre as unidades experimentais.

Tabela 1. Modelo Split-Plot de Análise de Variância utilizado para testar efeito de posição (linha vs. entrelinha) nos dois tratamentos com eucalipto, IPF (Integração Pasto e Floresta) e ILPF (Integração Lavoura, Pasto, Floresta). gl = graus de liberdade, E(QM) = quadrado médio esperado.

	Fonte	gl	E(QM)	Denominador para o teste <i>F</i>
1	Tratamento (T)	1	$2\sigma_{\beta}^2 + 24\sigma_{\alpha}^2$	2
2	Piquete (Tratamento) [Pq(T)]	22	$2\sigma_{\beta}^2$	
3	Posição (P)	1	$\sigma_{\beta\gamma}^2 + 24\sigma_{\gamma}^2$	5
4	T x P	1	$\sigma_{\beta\gamma}^2 + 12\sigma_{\alpha\gamma}^2$	5
5	Pq(T) x P	22	$\sigma_{\beta\gamma}^2$	

Para testar as demais hipóteses utilizamos um modelo ANOVA simples, com contrastes não ortogonais. Trabalhamos com os cinco tratamentos do sistema agrossilvipastoril considerando as variáveis com seus valores obtidos nas entrelinhas no caso de IPF e ILPF. Ao formular as hipóteses 2, 3 e 4 atribuímos pesos para cada tratamento, sendo peso zero aos tratamentos ignorados em cada hipótese, e aos tratamentos de fato testados atribuiu-se pesos com sinais opostos (Tabela 2). A ANOVA com contraste testa se as médias dos grupos são iguais. Por isso, empregando pesos iguais, mas com sinais opostos, se as médias dos grupos comparados estiverem de acordo com a hipótese nula, o produto da soma das médias será igual a zero. Não foi possível construir contrastes ortogonais e, assim, o erro tipo

I poderia ser inflado; desta forma, usamos o método de Dunn-Sidák para controlar os níveis de significância (Day & Quinn, 2011), onde:

$$\alpha_1 = 1 - (1 - \alpha)^{1/m} \text{ para } m \text{ comparações.}$$

Tabela 2. Pesos dos contrastes não-ortogonais atribuídos aos grupos comparados nas seguintes hipóteses: H2 - os tratamentos sem presença de árvores Integração Lavoura-Pecuária (ILP) e Intensivo (INT) não diferem dos tratamentos com plantio de árvores Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) e Integração Pecuária-Floresta; H3 – o tratamento com sistema extensivo de pastagem (EXT) não difere dos tratamentos com presença de árvores ILPF e IPF; H4 – o tratamento EXT não difere dos tratamentos ILP e INT.

	EXT	LPF	ILP	ILPF	INT
H2: (ILP + INT) = (ILPF + IPF)	0	1	-1	1	-1
H3: EXT = (ILP + INT)	2	0	-1	0	-1
H4: EXT = (ILPF + IPF)	2	-1	0	-1	0

Por fim, formulamos um modelo de equações estruturais (SEM) para relacionar os efeitos da presença de árvores na linha e entrelinha, refletida pela radiação fotossinteticamente ativa (PAR) e do teor de argila como variáveis exógenas, e das variáveis químicas do solo que foram fortemente correlacionadas com os três eixos do PCA (N:P, MO, e CTC), sendo consideradas variáveis endógenas (veja Resultados) nas taxas de decomposição ( $k$ ) e fator de estabilização da matéria orgânica ( $S$ ). A radiação fotossinteticamente ativa (RFA), por estar diretamente relacionada com a presença do estrato arbóreo, foi utilizada como uma medida que se refere a presença ou ausência de árvores; foi medida a 0,7m de altura juntamente com os dados meteorológicos durante o período do experimento a pleno sol ( $6,344 \pm 1,078 \text{ MJ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ ; média  $\pm$  DP,  $n = 72$ ), na entrelinha ( $1,422 \pm 0,248 \text{ MJ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ ) e na linha ( $1,415 \pm 0,214 \text{ MJ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ ), conforme metodologia apresentada por Bosi et

al. (2020). Por outro lado, o teor de argila pode influenciar as propriedades químicas do solo, tendo variado entre 27,5 e 41,4% no sistema experimental. Este modelo permitiu avaliar os efeitos diretos da presença de árvores e teor de argila no solo nos processos de decomposição, além de seus efeitos indiretos via propriedades químicas do solo.

Os modelos de equações estruturais não partem de uma hipótese nula, mas sim de um corpo de conhecimento disponível, agrupando uma ou mais equações para modelar relações multivariadas (Grace, 2008). Para avaliar se o modelo se ajustou adequadamente aos dados, foram considerados três indicadores: o teste qui-quadrado de qualidade do ajuste, para avaliar a diferença entre as matrizes de covariância obtidas pelo modelo e pelos dados observados, considerando um bom ajuste quando  $P > 0,05$ ; o Índice de Ajuste Comparativo (CFI), que indica um bom ajuste quando  $CFI > 0,95$ ; e a estatística RMSEA (raiz do erro quadrático médio), que indica um bom ajuste quando  $RMSEA < 0,05$  (Hooper et al., 2008). Para ajustar os modelos de equações estruturais, utilizamos o pacote lavaan (Rosseel, 2012) no programa R. As demais análises foram realizadas no software Systat 13,0, Systat Software (Wilkinson et al., 1996).

### 1.3 Resultados

A Análise dos Componentes Principais dos atributos químicos do solo agrupou as variáveis em três principais eixos com autovalores acima de 1, explicando 77,1% de toda a variação (Figura 5). O primeiro eixo, com autovalor = 5,67, explicou 43,6% da variância, correlacionando-se positivamente com as variáveis CTC, pH, Ca, Mg, SB e V. Observou-se que os tratamentos ILP e INT possuem maiores valores desses atributos se comparado aos tratamentos com presença de árvores, tendo EXT valores intermediários (Figura 5). Em relação aos tratamentos IPF e LPF, há uma tendência de a posição entrelinha registrar maiores valores de fertilidade em relação à posição linha. O segundo eixo, com autovalor = 2,76, explica 21,3% da variância, apresentando correlação positiva com MO, C e N, e negativa com a relação C:N. A MATA foi o tratamento com maiores valores de matéria orgânica e teores de C e N, tendo a menor relação C:N (Figura 5). O inverso foi observado com as parcelas do EXT. Os demais tratamentos tiveram grande variação ao longo deste eixo, mas permaneceram em uma faixa intermediária, entre MATA e EXT. O terceiro eixo, com autovalor = 1,58, explicou 12,2% da variância, correlacionando-se positivamente com P e K e negativamente com N:P. Os tratamentos apresentaram grande variação para essas variáveis, sem apresentar um padrão definido (Figura 5).

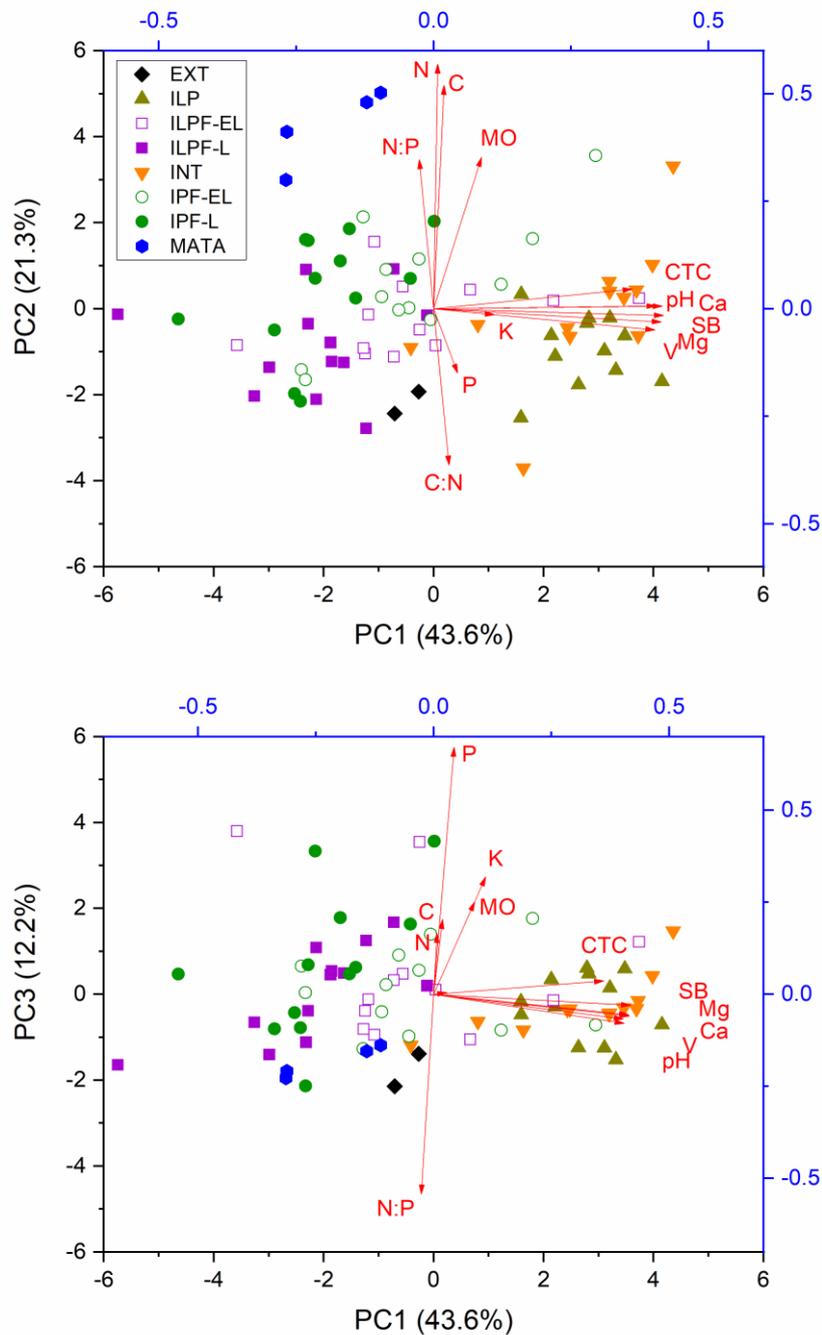


Figura 5. PCA das propriedades químicas do solo para os cinco tratamentos mais a área de fragmento de vegetação nativa (Mata), sendo: Extensivo (EXT) - losangos; Integração Lavoura-Pecuária (ILP) – triângulos; Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) – quadrados, com símbolos preenchidos referentes a posição linha (L) e símbolos vazados a posição entrelinha (EL); Integração Pecuária-Floresta (IPF) – círculos verdes, com símbolos preenchidos referentes a posição linha (L) e símbolos vazados a posição entrelinha (EL); Mata – círculos azuis.

Ao final do experimento, registramos perda de quase todos os saquinhos de chá na mata nativa devido à ação de animais, não sendo possível estimar adequadamente os parâmetros de decomposição no local. Desta forma, para simplificar a apresentação dos dados, não incluímos os dados da mata nas análises posteriores.

O modelo Split-plot considerou os tratamentos IPF e ILPF para testar se havia interação entre tratamento e posição (linha vs. entrelinha). Os resultados não indicaram interação entre estes fatores ( $P > 0,05$ ), enquanto algumas variáveis apresentaram efeitos principais significativos (Tabela 3). Apenas MO e  $k$  médio diferiram significativamente entre os tratamentos, tendo IPF maior quantidade de matéria orgânica se comparado com ILPF, ao passo que ILPF apresentou maiores taxas de decomposição (Tabela 3). Quando comparadas as posições, as variáveis pH, Ca, Mg, SB, V e S médio apresentaram maiores valores nas posições de entrelinha (Tabela 3).

Tabela 3. Resultados do modelo Split-plot que testou os efeitos de posição (linha vs. entrelinha) nos dois tratamentos com eucalipto, IPF (Integração Pasto-Floresta) e ILPF (Integração Lavoura-Pasto-Floresta) nas propriedades químicas do solo, taxa de decomposição média (*k* médio) e fator de estabilização médio (*S* médio). A interação entre estes dois fatores não foi significativa ( $P > 0,05$ ). L = linha; EL = entrelinha; ns =  $P > 0,05$ ; \*  $P < 0,05$ . Os números em negrito indicam as maiores médias do par testado.

	IPF	ILPF	<i>P</i>	L	EL	<i>P</i>
C	2,09 ± 0,079	1,87 ± 0,057	ns	1,95 ± 0,076	2,00 ± 0,070	ns
N	0,162 ± 0,007	0,145 ± 0,005	ns	0,148 ± 0,007	0,159 ± 0,005	ns
CN	13,03 ± 0,233	13,01 ± 0,371	ns	13,38 ± 0,358	12,66 ± 0,230	ns
NP	141,36 ± 22,08	118,52 ± 11,69	ns	125,58 ± 16,21	134,30 ± 19,26	ns
pH	5,77 ± 0,066	5,68 ± 0,081	ns	5,49 ± 0,048	5,95 ± 0,063	*
MO	36,63 ± 0,699	30,00 ± 0,821	*	33,08 ± 1,07	33,54 ± 0,987	ns
P	15,83 ± 2,01	15,83 ± 2,15	ns	15,33 ± 2,00	16,33 ± 2,15	ns
K	2,00 ± 0,203	2,53 ± 0,132	ns	2,24 ± 0,171	2,29 ± 0,188	ns
Ca	21,50 ± 1,04	21,46 ± 1,38	ns	18,46 ± 0,478	24,50 ± 1,40	*
Mg	9,50 ± 0,507	9,63 ± 0,574	ns	8,25 ± 0,612	10,87 ± 0,587	*
SB	32,96 ± 1,59	33,67 ± 1,96	ns	29,00 ± 0,860	37,63 ± 2,01	*
CTC	58,83 ± 1,22	61,21 ± 1,29	ns	59,04 ± 0,873	61,00 ± 1,56	ns
V	55,71 ± 1,83	54,38 ± 2,18	ns	49,00 ± 1,18	61,08 ± 1,89	*
Argila	34,13 ± 0,566	34,43 ± 0,525	ns			
S						
médio	0,150 ± 0,003	0,159 ± 0,006	ns	0,148 ± 0,005	0,160 ± 0,004	*
	0,0078 ±	0,0085 ±		0,0083 ±	0,0080 ±	
k médio	0,0004	0,0003	*	0,0004	0,0003	ns

No geral, os atributos de fertilidade do solo, taxa de decomposição e fator de estabilização diferiram significativamente entre os tratamentos estudados (Tabela 4, Figuras 6, 7 e 8). Houve diferenças significativas entre as áreas com e sem plantio de eucalipto (hipótese 2) para a maioria das propriedades químicas do solo (pH, Ca, Mg, SB, CTC, V%, C:N), mostrando que o INT e ILP possuem teores mais elevados de nutrientes se comparado com ILPF e IPF (Tabela 4, Figura 6). Apenas nitrogênio total foi maior nas áreas com eucalipto, resultando em menor relação C:N quando comparado com áreas sem eucalipto (Figura 6 – F e G). As áreas com sistema intensivo sem árvores apresentaram também maiores concentrações de nutrientes (Ca, Mg, SB, CTC, V%, N e pH) quando comparadas com o sistema extensivo de

pastagem (hipótese 3), com maior relação C:N em EXT (Tabela 4). Por outro lado, não houve diferenças significativas entre EXT e os tratamentos com presença de eucalipto para a maioria dos atributos químicos do solo, sendo que ILPF e IPF apresentaram maiores concentrações de nitrogênio, resultando em menor relação C:N quando comparado com EXT (Tabela 4). Vale chamar atenção para MO e argila, que mostraram diferenças significativas entre os tratamentos, mas quando comparadas dentre as hipóteses propostas, tal diferença não foi encontrada (Tabela 4). Este resultado é explicado pela alta variação que essas variáveis possuem dentro de um mesmo conjunto de tratamentos, ou seja, dentre os piquetes de cada tratamento (Figura 6 - B, D).

Os parâmetros de decomposição da matéria orgânica variaram significativamente entre os diferentes tratamentos (Tabela 4). A massa remanescente de chá verde foi significativamente menor no sistema extensivo (EXT) quando comparado com os sistemas intensivos, o que significa que no primeiro houve maior perda de material. A massa de chá vermelho foi intermediária entre os sistemas com e sem silvicultura, com diferenças significativas em relação às áreas com eucalipto (Figura 8). Em relação aos parâmetros do TBI  $k$  e  $S$ , as taxas de decomposição ( $k$ ) foram maiores nas áreas de intensificação sem eucalipto (INT e ILP), quando comparado com as áreas com eucalipto (ILPF e IPF), enquanto o fator de estabilização ( $S$ ) não apresentou diferenças (Tabela 4, Figura 8). Ao se comparar EXT com todas as demais áreas de intensificação, não houve diferenças em  $k$ , enquanto  $S$  foi maior nas áreas intensificadas do que em EXT (Tabela 4). No remanescente florestal, a taxa de decomposição foi intermediária entre os tratamentos com e sem eucalipto ( $0,0087 \pm 0,0007$ ; média  $\pm$  EP,  $n = 9$ ), enquanto o fator de estabilização ( $0,157 \pm 0,011$ ,  $n = 13$ ) foi mais similar aos tratamentos com eucalipto (Figura 8).

Tabela 4. Resultados da ANOVA comparando a variação nos atributos químicos do solo, taxa de decomposição (k) e fator de estabilização (S) para as relações entre os tratamentos ILP (Integração Lavoura-Pasto) e INT (Intensivo) versus ILPF (Integração Lavoura-Pasto-Floresta) e IPF (Integração Pasto-Floresta); EXT (sistema extensivo de pastagem) versus ILP e INT; EXT versus ILPF e IPF. Euc = eucalipto; ns = não significativo; \*\*\* =  $P < 0,001$ ; \*\* =  $P < 0,01$ ; \* =  $P < 0,05$ . significativo.

Variável	P	Hipótese 2	Hipótese 3	Hipótese 4
		(ILP + INT) vs (ILPF + IPF)	EXT vs (ILP + INT)	EXT vs (ILPF + IPF)
pH	***	*** (ILP + INT) > (ILPF + IPF)	*** EXT < (ILP + INT)	ns
MO	**	ns	* EXT < (ILP + INT)	ns
P	ns	ns	ns	ns
K	ns	ns	ns	ns
Ca	***	*** (ILP + INT) > (ILPF + IPF)	** EXT < (ILP + INT)	ns
Mg	***	*** (ILP + INT) > (ILPF + IPF)	** EXT < (ILP + INT)	ns
SB	***	*** (ILP + INT) > (ILPF + IPF)	** EXT < (ILP + INT)	ns
CTC	***	*** (ILP + INT) > (ILPF + IPF)	** EXT < (ILP + INT)	ns
V%	***	*** (ILP + INT) > (ILPF + IPF)	** EXT < (ILP + INT)	ns
C	ns	ns	ns	ns
N	***	** (ILP + INT) < (ILPF + IPF)	** EXT < (ILP + INT)	*** EXT < (ILPF + IPF)
CN	***	* (ILP + INT) > (ILPF + IPF)	** EXT > (ILP + INT)	*** EXT > (ILPF + IPF)
NP	ns	ns	ns	ns
Argila	***	ns	ns	ns
Massa de chá verde restante	***	ns	*** EXT < (ILP + INT)	*** EXT < (ILPF + IPF)
Massa de chá vermelho restante	**	*** (ILP + INT) < (ILPF + IPF)	* EXT > (ILP + INT)	ns
k	**	*** (ILP + INT) > (ILPF + IPF)	ns	ns
S	***	ns	** EXT < (ILP + INT)	*** EXT < (ILPF + IPF)

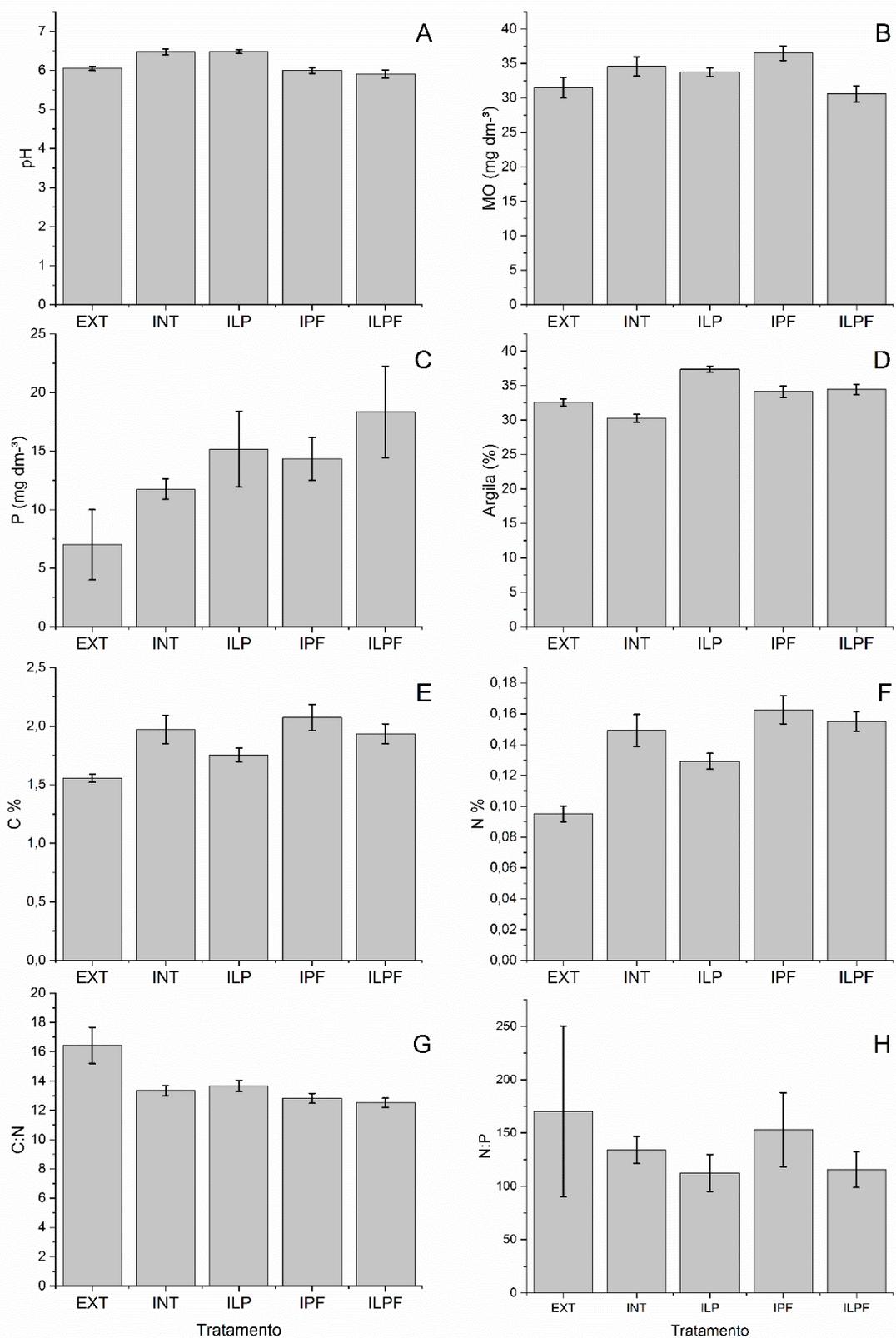


Figura 6. Valores médios ( $\pm$  erro padrão) de pH (A), matéria orgânica (B), fósforo (C), argila (D), carbono (E), nitrogênio (F), relação C:N (G) e relação N:P (H) para os sistemas de pastejo extensivo (EXT), sistema de pastejo intensivo (INT), integração lavoura-pecuária (ILP), integração pecuária-floresta (IPF), integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF).

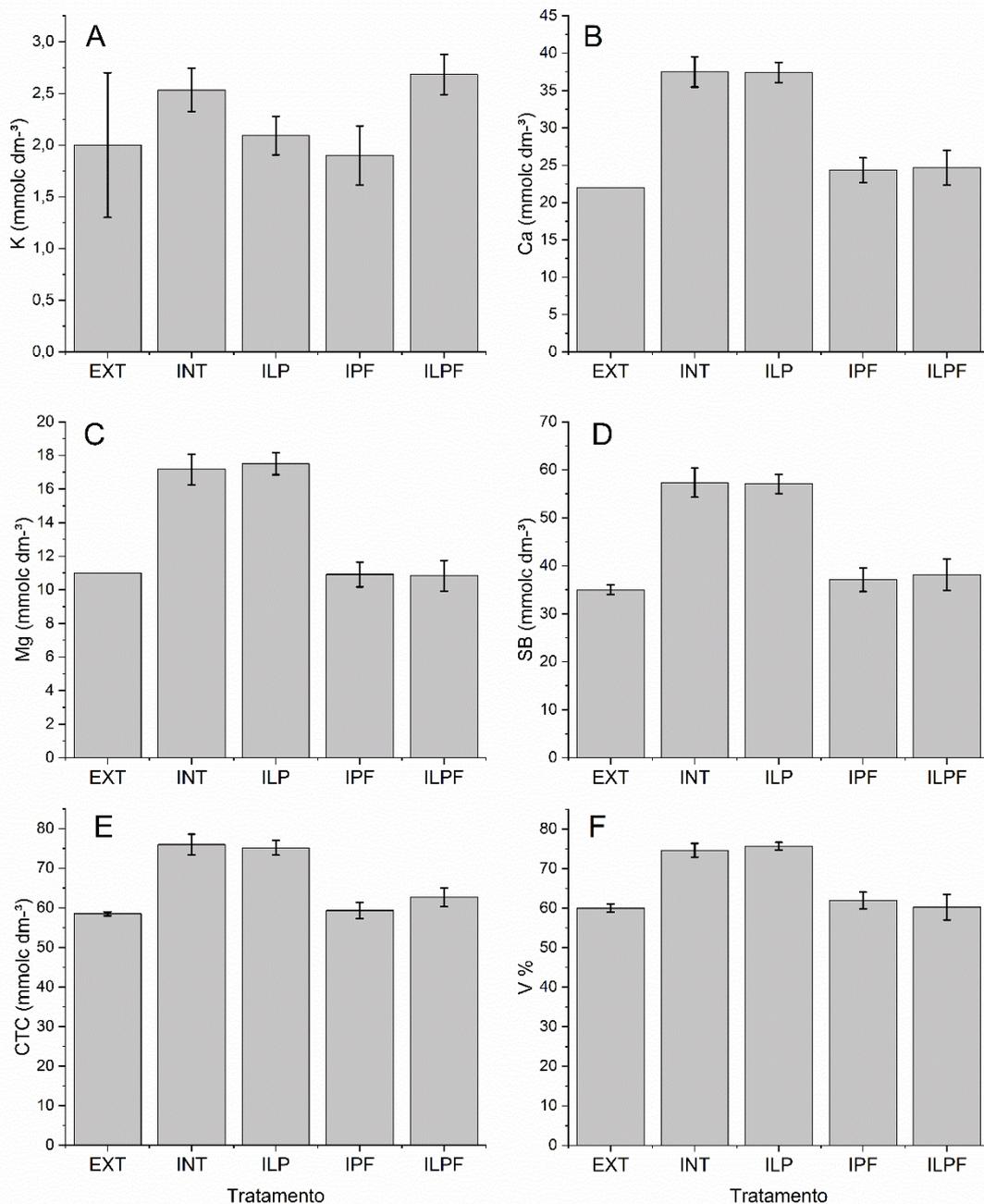


Figura 7. Valores médios ( $\pm$  erro padrão) de potássio (A), cálcio (B), magnésio (C), soma de bases (D), capacidade de troca catiônica (E) e saturação por bases (F) para os sistemas de pastejo extensivo (EXT), sistema de pastejo intensivo (INT), integração lavoura-pecuária (ILP), integração pecuária-floresta (IPF), integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF).

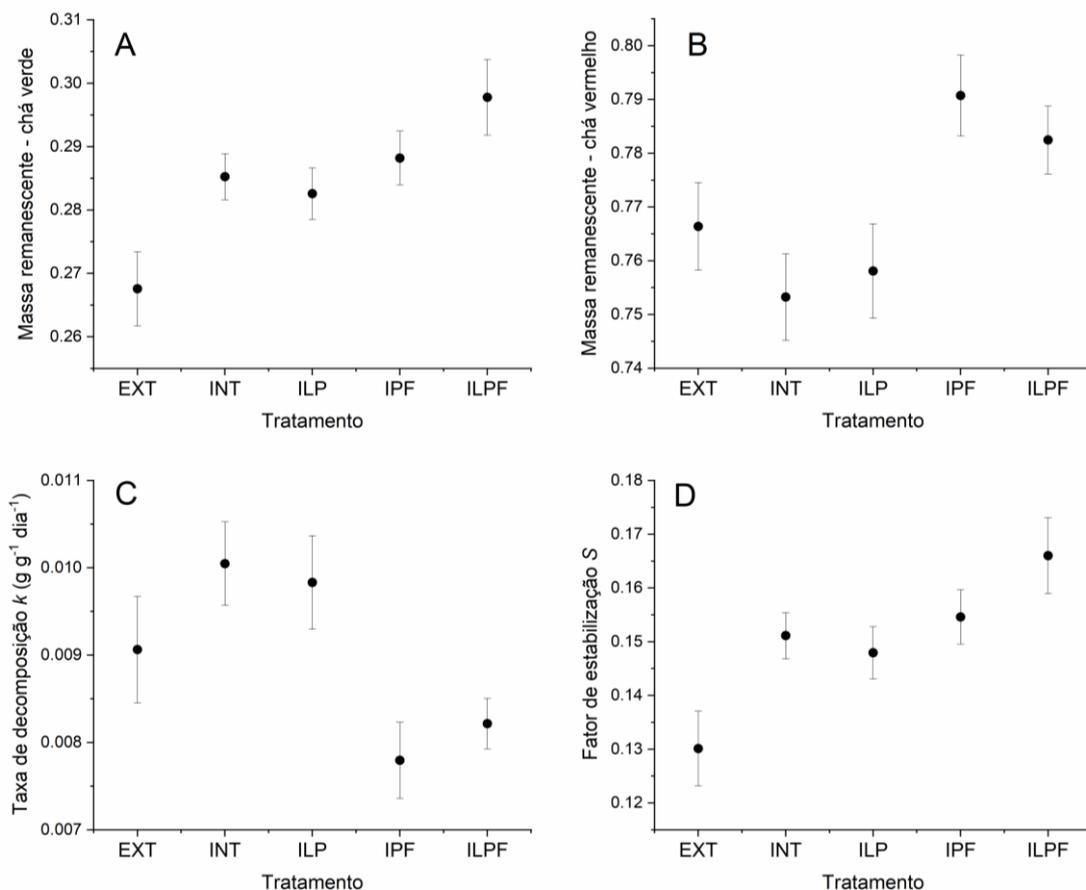


Figura 8. Valores médios ( $\pm$  erro padrão) da proporção de massa remanescente de chá verde (A), chá vermelho (B), taxa de decomposição (C) e fator de estabilização (D) para os sistemas de pastejo extensivo (EXT), sistema de pastejo intensivo (INT), integração lavoura-pecuária (ILP), integração pecuária-floresta (IPF) e integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF). Valores da mata não foram significativos para análise devido à alta perda dos sacos de chá em campo.

O modelo de equações estruturais proposto teve um bom ajuste entre as variáveis mostrando-se adequado para expressar as relações propostas ( $\chi^2 = 0,803$ ; CFI = 1; RMSEA = 0,000). O teor de argila e a relação N:P foram as únicas variáveis que não apresentaram relação significativa com as demais variáveis do modelo (Figura 9). O modelo explicou 21% da variação na taxa de decomposição ( $k$ ), que foi influenciada direta e positivamente pela radiação fotossinteticamente ativa (0,330); assim, quanto maior a incidência de luz em consequência da menor presença de árvores, maiores foram as taxas de decomposição. Além disso, houve uma tendência

( $P = 0,080$ ) para que maiores teores de matéria orgânica influenciassem direta e negativamente as taxas de decomposição (Figura 9).

O modelo explicou 20% da variação no fator de estabilização ( $S$ ), que apresentou relação direta negativa com RFA ( $-0,481$ ), indicando que maior incidência luminosa resultou em diminuição na estabilização da matéria orgânica, ou seja, nos pastos com a presença de árvores ocorreu maior estabilização da matéria orgânica (Figura 9). Por outro lado, a CTC teve positivo e direto no fator de estabilização  $S$ , mas mediou os efeitos de RFA e da matéria orgânica. Assim, considerando esta mediação, o efeito total de RFA em  $S$  foi de  $-0,239$ . A matéria orgânica influenciou positivamente a CTC e, assim, considerando a CTC como mediadora, o efeito em  $S$  foi de  $0,121$ . Como o efeito direto de MO em  $S$  foi de  $-0,130$ , mesmo não sendo significativo, isso resulta em um efeito total em  $S$  de  $-0,009$  (Figura 9). Não houve correlação significativa entre as taxas de decomposição  $k$  e o fator de estabilização  $S$  ( $r = 0,003$ ,  $P = 0,977$ ).

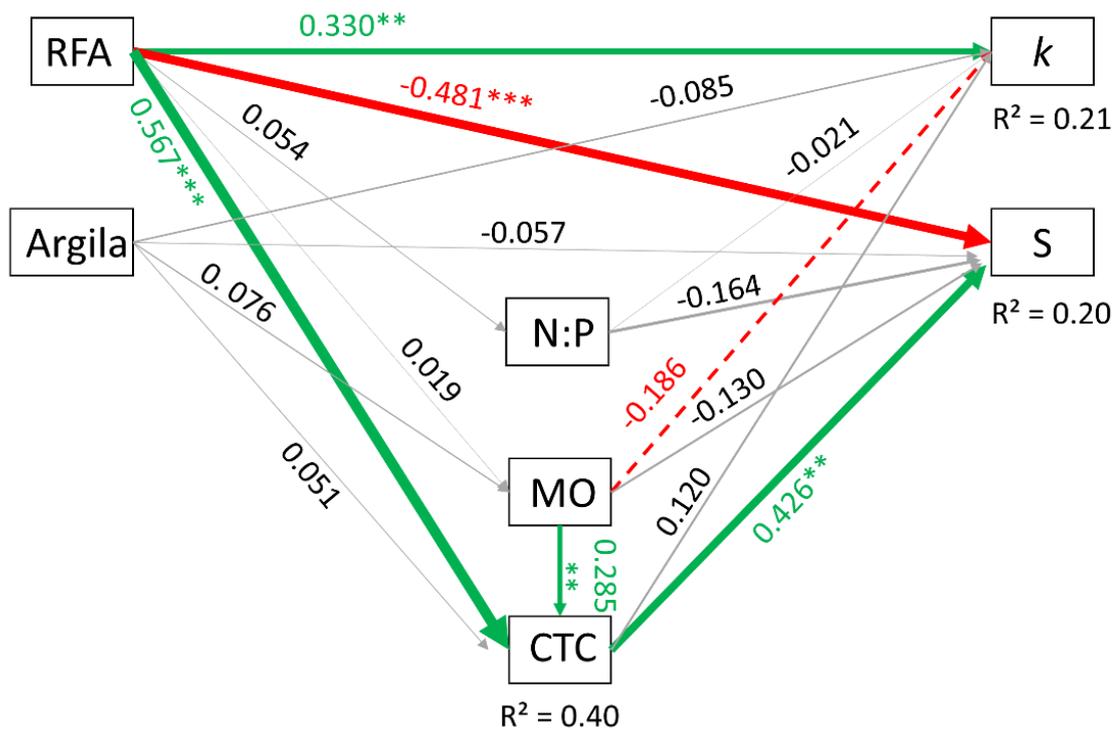


Figura 9. Modelo de equações estruturais com as relações entre presença de árvores, representada pela radiação fotossinteticamente ativa (RFA), teor de argila e propriedades químicas do solo na taxa de decomposição ( $k$ ) e fator de estabilização ( $S$ ). MO = matéria orgânica. Linhas verdes representam relações positivas, linhas vermelhas representam relações negativas, linhas cinzas representam as relações não significativas ( $P < 0,05$ ) e as linhas tracejadas, relações com tendência significativa ( $P = 0,08$ ). Os números que acompanham as linhas correspondem aos coeficientes padronizados e a espessura das linhas são proporcionais a esses coeficientes.

## 1.4 Discussão

A aplicação de práticas alternativas para o cultivo agrícola e criação animal, como é o caso dos sistemas integrados lavoura-pecuária-floresta, possibilita uma melhor utilização do espaço ao conciliar três atividades em uma mesma área, exercendo menor pressão sobre os recursos naturais. A rotação periódica da cultura e do pastejo animal atrelado ao plantio e crescimento de um estrato arbóreo possibilita um manejo mais conservativo do solo, possibilitando o incremento de material orgânico proveniente da produção primária, bem como pelo crescimento de raízes e deposição da parte aérea das plantas, e diminuindo a compactação do solo (Bieluczyk

et al., 2020; Pezzopane et al., 2020). Assim, esse tipo de manejo deve favorecer também a manutenção de processos ecológicos como, por exemplo, a decomposição da matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes. Neste estudo, verificamos que as taxas de decomposição e fator de estabilização da matéria orgânica variam de acordo com a presença ou ausência do estrato arbóreo representado pelo eucalipto, bem como pelas mudanças de fertilidade do solo, e sua interrelação com as diferentes combinações de pasto com agricultura.

### *Propriedades químicas do solo*

No sistema lavoura-pasto-silvicultura estudado, as áreas de pastagem intensiva receberam insumos periodicamente, enquanto as áreas de pastagem extensiva (EXT) não receberam nenhum tipo de fertilizante, apresentando valores mais baixos de nutrientes como N e P e, assim, maiores valores de C:N. Nesse sistema, as pastagens extensivas representam o manejo tradicional do gado no Brasil, com baixas taxas de lotação animal e ausência de adubação. Na mesma área experimental, Bieluczyk et al. (2020) verificaram que entre 2010 e 2016 os níveis de C e N nos sistemas intensivos (ILP e ILPF) aumentaram em 20 e 24%, respectivamente, na camada de 0 - 40 cm após a conversão a partir de áreas de pastagem extensiva. Isso porque, o manejo do pasto com intensidade adequada de pastejo e fertilização estimulam o crescimento e renovação do sistema radicular e a redistribuição de nutrientes no solo através das fezes e urina dos animais (Assmann et al., 2017; Bieluczyk et al., 2020).

Dentre os tratamentos que passaram por adição de nutrientes, as maiores diferenças na fertilidade do solo foram entre áreas com e sem silvicultura, sendo que INT e ILP apresentaram maior fertilidade, especialmente em relação aos cátions, CTC

e pH. Este resultado pode ser explicado pela menor exigência por nutrientes das gramíneas e da cultura de milho em comparação com o eucalipto, já que esta espécie requer maior aporte nutricional principalmente em sua fase inicial de crescimento. Estima-se que em um ciclo de cultivo de eucalipto de 6,5 anos, aproximadamente 70% de toda a demanda de nutrientes acontece até os 4,5 anos (Santana et al., 2008). Desta forma, as áreas com eucalipto apresentaram menor fertilidade, especialmente na posição linha, enquanto as áreas de entrelinha foram intermediárias entre linha e áreas sem árvores; a alta demanda nutricional do eucalipto, com efeitos negativos deste sobre o milho e a braquiária devido ao sombreamento, resultou em diferenças em pequena escala espacial na fertilidade do solo. Na mata, as maiores quantidades de N e C são decorrentes do acúmulo de material orgânico via serapilheira que, favorecida por uma menor relação C:N, propicia maior decomposição do material, liberando nutrientes, C e N. Este processo de decomposição seria contínuo e mais antigo, ocasionando equilíbrio entre a disponibilidade de nitrogênio e carbono para a atividade metabólica dos microorganismos decompositores. Resultado semelhante foi encontrado por Bieluckyk et al. (2020), com menor relação C:N em área de floresta em relação às áreas cultivadas. Outro resultado semelhante consiste nas menores quantidades de nitrogênio em todos os sistemas de cultivo em comparação com a área florestal (Bieluczyk et al., 2020).

Os resultados indicaram também maior teor de MO no tratamento IPF em relação a ILPF, sendo que as análises de contrastes não apresentaram diferenças significativas na posição de entrelinhas. A dinâmica da MO em sistemas integrados é complexa; por exemplo, Bieluczyk et al. (2020) mostraram que tanto em áreas de cultivo extensivo quanto nas intensificadas mas sem árvores, o C acumulado provinha essencialmente de gramíneas (braquiária e milho), enquanto em sistemas com

silvicultura a origem do C era predominantemente do eucalipto, devido à menor produção de biomassa foliar e volume de raízes das gramíneas (Pezzopane et al., 2017). Apesar do cultivo de milho, o ciclo da lavoura não favorece o incremento de MO em ILPF pois, por ser destinado à silagem, toda a produção, incluindo palhada, é retirada do local; desta forma, não há aporte significativo de matéria orgânica. Além disso, a matéria orgânica do milho é muito lábil se comparado com o material derivado do eucalipto, o que também não contribuiria para o acúmulo de MO do solo (Bieluczyk et al., 2020).

Outros estudos têm demonstrado que pastagens manejadas e sistemas integrados são capazes de conferir melhorias na qualidade do solo. Comparando pastagens degradadas e sem nenhum tipo de manejo com pastagens manejadas, Maia et al. (2019) mostraram aumento no armazenamento de carbono orgânico do solo nos pastos manejados, ou ao menos manutenção nos níveis, chegando a valores semelhantes aos de áreas com vegetação nativa. Semelhante a estes resultados, Oliveira et al. (2020), que compararam pastagens degradadas com sistemas de pastagens para gado com diferentes níveis de manejo, observaram que o equilíbrio nas taxas de lotação e intensidade de pastejo favorece a deposição de serapilheira e deposição de raízes das gramíneas, influenciando as taxas de acúmulo de C no solo e aumento do sequestro de C. Quando estudados cultivos consorciados de capim *Urochloa decumbens* e soja/aveia, Portilho et al. (2018) evidenciaram que os sistemas de produção em ILP também foram eficientes para manutenção e melhoria dos estoques de carbono do solo, além de terem elevado a atividade microbiana e possivelmente promovendo ganho de qualidade e aumento de velocidade nos processos de ciclagem de C e N no solo.

## *Decomposição e estabilização da matéria orgânica*

Nossos resultados mostraram que a taxa de decomposição  $k$  foi maior nos tratamentos INT e ILP se comparada com IPF e ILPF, que incluem silvicultura, um resultado corroborado pelo modelo de equações estruturais. Desta forma, o fator de estabilização  $S$  foi maior nas áreas com silvicultura. Todos os tratamentos de intensificação passam por fertilização periódica, permitindo regular os suprimentos de N e garantindo alta atividade biológica em todas as parcelas.

Segundo nosso modelo de equações estruturais as taxas de decomposição não foram influenciadas pela fertilidade do solo, mas pelas diferenças entre os sistemas de produção, como as espécies plantadas e presença ou ausência do estrato arbóreo, que influenciaram na qualidade do material orgânico produzido em cada sistema. Apesar da fertilidade do solo estar relacionada com presença das árvores, tendo em vista a diferença de consumo de nutrientes discutido na seção anterior, estes resultados sugerem que as diferenças na composição da serapilheira e raízes finas podem ter maior efeito, como observado na própria composição da matéria orgânica do solo, pois nas áreas sem eucalipto uma maior proporção da MO encontra-se na fração lábil (decorrente do aporte do capim e milho), enquanto nas áreas florestadas a matéria orgânica do solo é mais recalcitrante devido às características da serapilheira do eucalipto (Bieluczyk et al., 2020). De fato, a relação lignina:N é bem maior na serapilheira produzida pelo eucalipto. Em estudos no sudeste brasileiro, Santos et al. (2018) encontraram uma relação lignina:N de 18,1 para *E. urograndis*, muito superior a encontrada para *U. brizantha*, que é de 0,52 e 0,89, dependendo da época do plantio (Costa et al., 2015).

Essas diferenças na qualidade da serapilheira podem influenciar a composição das comunidades de decompositores envolvidas na decomposição, uma vez que é

necessária maior especialização dos organismos para decompor matéria orgânica recalcitrante (Milcu & Manning, 2011). Portanto, espera-se que onde o aporte predominante de serapilheira ao solo for de pior qualidade, com maior concentração de lignina e compostos secundários, sejam encontrados organismos mais especializados, ou que apresentem respostas fisiológicas específicas para decompor esse material. Já em sistemas com aporte de serapilheira de melhor qualidade, com menor teor de lignina, ocorre o desenvolvimento de organismos mais generalistas, com maior capacidade de decompor esse tipo de material (Veen et al., 2018). Dessa forma, as comunidades microbianas podem diferir entre áreas que recebem serapilheira com diferentes características, no chamado efeito de legado (Hobbie, 2015). Barel et al. (2019) testaram diretamente essa hipótese, ao plantar diferentes espécies na safra de inverno em áreas que eram previamente de monocultura na Holanda. Eles verificaram que a introdução de espécies com serapilheira mais lábil na safra de inverno gerou um feedback positivo para as comunidades microbianas, que por sua vez tinham maior capacidade de posteriormente decompor tanto materiais lábeis quanto recalcitrantes, resultando em maiores taxas de decomposição quando comparado com áreas onde espécies com serapilheira mais recalcitrante foram introduzidas (Barel et al., 2019). Esses resultados foram relacionados com a maior biomassa microbiana desenvolvida a partir da decomposição da serapilheira lábil, aumentando assim a resposta dos decompositores à inserção de matéria orgânica, com maiores taxas de decomposição (Barel et al. 2019). Outros estudos são necessários para se avaliar essas hipóteses referentes às diferentes dinâmicas de decomposição em função da integração de silvicultura aos sistemas de pasto e lavoura-pasto.

Os nossos resultados mostram que a presença de árvores devido à silvicultura pode contribuir para menores taxas de decomposição, assim como observado em comparações entre florestas naturais e pasto (Soares et al., 2020). Contudo, outros estudos em florestas naturais mostraram menores taxas de decomposição com a menor cobertura por árvores, tanto em sistemas temperados (Mayer et al., 2017) quanto em sistemas tropicais (Oliveira et al., 2019). Fernandes et al. (2021), por exemplo, encontraram maior taxa de decomposição em uma floresta tropical primária bem conservada. Esses resultados parecem contrastantes mas podem resultar de diferenças microclimáticas. O microclima dentro de sistemas de integração que incluem silvicultura, por exemplo, é muito dinâmico, incluindo flutuações na radiação fotossinteticamente ativa (PAR), temperatura do ar e umidade relativa, devido ao posicionamento do sol e às variações climáticas locais (Pezzopane et al., 2015, Bosi et al., 2020). O sombreamento provocado das árvores, por exemplo, pode contribuir para manter a umidade do solo durante a estação seca (inverno) sendo que, em áreas mais sombreadas, a umidade do solo pode ser maior, especialmente na camada de 0-10 (Nascimento et al., 2019). Assim, a maior exposição do solo à radiação solar de forma constante nos sistemas sem silvicultura, provocada pela ausência do estrato arbóreo, poderia contribuir para um aumento nas taxas de decomposição. O processo de decomposição é relacionado com a temperatura, sendo que Petraglia et al. (2019) verificaram que o aumento da temperatura do solo resultava em maiores taxas de decomposição, e menores valores do fator de estabilização, particularmente em ambientes de plantas baixas, sem arbustos ou árvores. Sendo assim, os nossos resultados podem refletir as interações tanto da qualidade da serapilheira quanto das condições ambientais sobre as taxas de decomposição da matéria orgânica, sendo

necessários estudos mais detalhados para identificar corretamente os mecanismos envolvidos.

Apesar do efeito da RFA ser contrário em *S* quando comparado com *k*, não houve correlação significativa direta entre as taxas de decomposição e o fator de estabilização. Os resultados combinados da ANOVA (Tabela 4) e do SEM indicam que, de modo geral, a estabilização da matéria orgânica foi menor no pasto extensivo, com valores intermediários em INT e ILP, e valores mais altos em IPF e, especialmente, em ILPF, resultando em relação negativa entre RFA e *S*. O sistema extensivo foi o único que não recebeu aportes regulares de nutrientes no histórico de manejo das áreas, além de conter menor densidade de animais e, portanto, receber menor quantidade de dejetos. Desta forma, apresentou menores concentrações de N que os sistemas intensivos, resultando em maior relação C:N; além disso, apresentou menores quantidades de cátions (especialmente Ca e Mg) que os sistemas intensivos sem silvicultura, resultando em valores mais baixos também de CTC e V%. Possivelmente o aporte de matéria orgânica lábil e com maiores teores de nutrientes disponíveis no solo (no caso, chá verde) resultou em forte decomposição devido à colonização microbiana para utilizar este recurso, considerando que o solo do sistema extensivo estudado tem então maior limitação de nutrientes, reduzindo o fator de estabilização da matéria orgânica.

Por outro lado, a estabilização da matéria orgânica tendeu a ser maior em áreas sombreadas devido à silvicultura. No sistema estudado, a matéria orgânica das áreas com eucalipto é mais estável e humificada (Bieluczyk et al., 2020), resultando em maiores estoques de carbono. De fato, o estoque de carbono neste sistema estimado em 2016 seguiu a ordem IPF > ILPF > INT > ILP > MATA > EXT (Bernardi et al., 2018). A maior proporção de matéria orgânica lignificada nas áreas de silvicultura podem

levar ao desenvolvimento de comunidades microbianas mais especializadas, porém com menor biomassa quando comparado com áreas onde há maior diversidade devido à deposição de matéria orgânica mais lábil (Barel et al., 2019), resultando em menor habilidade em decompor a serapilheira e contribuindo para a estabilização da matéria orgânica (e.g., Elias et al., 2020).

Considerando-se RFA constante, verificamos também neste estudo que o fator de estabilização foi influenciado positivamente pela CTC, que por sua vez teve um efeito mediador em relação a RFA e MO. Resultados similares foram obtidos ao se substituir a CTC por SB, V, Ca ou Mg no modelo de equações estruturais, apesar do valor do critério de Akaike ter sido menor considerando-se a CTC no modelo. De fato, estas cinco variáveis (CTC, soma de bases, saturação por bases, Ca, Mg) foram altamente correlacionadas ( $r = 0,930$ ,  $P < 0,001$ , com exceção de CTC e V, onde  $r = 0,810$ ,  $P < 0,001$ ). A estabilização da matéria orgânica no solo depende tanto das características da serapilheira quanto das características do solo, e da interação entre esses dois fatores (Cotrufo et al., 2013). Em solos argilosos tropicais intemperizados pobres em nutrientes, a matéria orgânica contribui fortemente para a variação nas cargas do solo, contribuindo para a determinação da CTC (Oorts et al., 2003). De fato, no sistema estudado, a CTC foi correlacionada positivamente com a fração lábil da matéria orgânica, que por sua vez foi correlacionada com as concentrações de nutrientes (Bieluczyk et al., 2020). Estudos analisando o efeito da adição de nutrientes ao solo no processo de decomposição sugerem que cátions como Ca e Mg poderiam estabelecer pontes com a matéria orgânica, em especial com o C lábil, reduzindo sua disponibilidade para os decompositores e aumentando a estabilização da matéria orgânica do solo (Groffman et al., 2006; Powers & Salute, 2011). Desta forma, o efeito combinado da vegetação e das propriedades químicas do solo contribuíram para a

estabilização da matéria orgânica e, portanto, podem contribuir para os processos de sequestro de carbono pelo solo.

## **1.5 Conclusão**

Neste estudo avaliamos como diferentes sistemas de integração entre pasto, lavoura e silvicultura influenciam as taxas de decomposição e estabilização da matéria orgânica em sistemas intensificados. Nos sistemas que incluem silvicultura verificamos menores taxas de decomposição e maior estabilização da matéria orgânica quando comparados com os sistemas sem árvores. Dessa forma, os sistemas que incluem apenas pasto (INT) e pasto com lavoura (ILP) apresentam ciclagem de nutrientes mais dinâmica, com maiores taxas de decomposição. Por outro lado, a adição de silvicultura resultou em maior estabilização da matéria orgânica, possivelmente contribuindo para o aumento dos estoques de carbono quando comparado com sistemas sem árvores.

Sendo assim, este estudo mostrou que a diversificação dos sistemas de integração possibilita o desenvolvimento de serviços ecossistêmicos diversos incluindo ciclagem de nutrientes e formação de estoques de carbono no solo, contribuindo para o manejo sustentável das pastagens.

## CAPÍTULO 2

### Efeitos das diferenças no solo na vegetação de áreas restauradas na taxa de decomposição e fator de estabilização da matéria orgânica

#### 2.1 Introdução

As florestas ripárias ocorrem nas zonas de transição entre o ambiente terrestre e aquático, contribuindo com a permeabilidade do solo e produção de fluxo de base para manutenção de corpos hídricos (Bruijnzeel, 2004; Ogden et al., 2013); possibilitando a drenagem e infiltração de nutrientes e materiais das áreas vizinhas, servindo como um filtro biológico e preservando a qualidade da água de bacias hidrográficas (Bicalho et al., 2010; Naiman et al., 2006; Tanaka et al., 2016); estabilizando áreas íngremes com seus emaranhados de raízes e reduzindo o escoamento superficial, mitigando a erosão e a eutrofização (Allmendinger et al., 2005; Feld et al., 2018), auxiliando as funções ecológicas de regulação hidrológica, manutenção do microclima, fluxo de energia e ciclagem de nutrientes (Mori et al., 2015; Naiman & Décamps, 1997). Portanto, as florestas ripárias são cruciais para diferentes funções ecossistêmicas e são um dos componentes mais importantes para a proteção e manutenção de corpos hídricos (Mori et al., 2015; Naiman & Décamps, 1997; Taniwaki et al., 2017).

Contudo, as florestas ripárias estão sendo reduzidas a pequenos fragmentos devido ao desmatamento, mecanização e expansão desordenada das fronteiras agrícolas (Leal et al., 2016), estando particularmente ameaçadas onde as pastagens são o principal uso da terra (Kauffman & Krueger, 1984; Jansen & Robertson, 2001).

Nestas áreas, por exemplo, as zonas ribeirinhas são desmatadas para que o gado tenha acesso aos cursos d'água e ficam expostas ao pastejo e pisoteio dos animais sobre a vegetação remanescente (Nunes et al., 2015). Estas práticas resultam em alto grau de perturbação nas características físicas e ecológicas de seus habitats (Andrzejewski et al., 2020; Leal et al., 2016; Nunes et al., 2019) prejudicando a estrutura e qualidade dos solos e dos corpos hídricos e podendo influenciar negativamente as funções e serviços ecossistêmicos (R. L. da Silva et al., 2017; Souza et al., 2013). Em decorrência desse quadro, as práticas de reflorestamento em áreas degradadas desempenham um papel fundamental na retomada das funções ecossistêmicas (Han et al., 2017), tendo-se dado atenção a como suas diferentes abordagens irão refletir na retomada dessas funções (Chazdon, 2008).

É esperado que, com o desenvolvimento da comunidade vegetal reintroduzida, ocorra o fornecimento de matéria orgânica para o ecossistema do solo principalmente através da deposição de serapilheira. Esta matéria orgânica será decomposta, liberando nutrientes e contribuindo para o aumento da qualidade do solo; enquanto isso, o solo fornecerá nutrientes e água, dando suporte ao desenvolvimento da vegetação (Fan et al., 2015; C. Zhang et al., 2016; W. Zhang et al., 2018). Este feedback solo-planta é possibilitado, principalmente, via serapilheira, que funciona como um elo entre a vegetação acima do solo e os componentes abaixo do solo (X. Zhang et al., 2016). Desta forma, a decomposição da serapilheira, que é realizada por bactérias, fungos e organismos invertebrados, é importante para a compreensão das funções ecossistêmicas relacionadas ao solo, em especial a ciclagem de nutrientes e formação de estoques de carbono (Aerts et al., 2006; Mariotte et al., 2018; M. Xu et al., 2018; Yeong et al., 2016).

A decomposição transforma o material orgânico em componentes menores, liberando compostos orgânicos e inorgânicos como carbono e nutrientes que serão absorvidos por plantas ou serão armazenados no solo (Schmidt et al., 2011; Tank et al., 2010). Os fatores que afetam esse processo são variados, atuando em diferentes escalas temporais e espaciais, incluindo-se a composição da comunidade dos decompositores (Austin & Austin, 2014; Keiser et al., 2014); as condições ambientais, como por exemplo fatores climáticos (Cusack et al., 2009; Keiser & Bradford, 2017b) e atributos do solo (Hoyos-Santillan et al., 2018; W. Zhang et al., 2018); e a qualidade da serapilheira (Alberti et al., 2017; Bakker et al., 2011; Magnusson, 2017; W. Zhang et al., 2018).

Estudos indicam que o clima e a qualidade da serapilheira explicam aproximadamente 60-70% das taxas globais de decomposição, tendo aumento nas taxas com o aumento da temperatura (Kirschbaum, 1995; Parton et al., 2007). Com relação aos fatores climáticos e os atributos do solo, observa-se que variações de umidade e temperatura, assim como pH, textura e densidade do solo estão relacionados à decomposição, pois influenciam a reprodução e crescimento dos microorganismos decompositores (Fanin & Bertrand, 2016; W. Zhang et al., 2018). Conseqüentemente, estes fatores são capazes de alterar as concentrações de nutrientes no solo (Delgado-Baquerizo et al., 2015; Peña-Peña & Irmiler, 2016). Por outro lado, a qualidade da serapilheira, geralmente expressa na relação entre carbono e nitrogênio (C:N), pode dificultar ou facilitar o processo de quebra da matéria orgânica (i.e., decomposição) pela comunidade biológica (Jones & Swan, 2016). Por exemplo, folhas consideradas de alta qualidade apresentam baixa relação C:N, sendo, portanto, mais palatáveis aos consumidores e fáceis de serem fragmentadas. Ao contrário, folhas de baixa qualidade possuem alta relação C:N, onde os compostos de carbono

atribuem maior rigidez à folha e, assim, sua decomposição é dificultada, reduzindo desta forma as taxas de decomposição (Jones & Swan, 2016; H. F. Silva et al., 2014). Além disso, a qualidade da serapilheira, que é específica de cada espécie (Eichenberg et al., 2015), pode influenciar diretamente as quantidades de carbono, nitrogênio e fósforo fornecidos ao solo (S. Xu et al., 2013), contribuindo com sua fertilidade.

Entretanto, além da atuação individual de cada fator citado sobre a decomposição da matéria orgânica, estes fatores atuam de forma integrada (Berg, 2014; Veen et al., 2015), conferindo maior complexidade ao processo e dificultando a previsão destas taxas para fins de monitoramento. Por exemplo, em experimentos realizados em campo, estas taxas podem variar em função das concentrações de nitrogênio no solo (Knorr et al., 2005), uma vez que solos com maiores concentrações de nitrogênio podem apresentar decomposição mais rápida em sua fase inicial, onde ocorre a decomposição da fração lábil da matéria orgânica, ao passo que as taxas de decomposição tendem a ser menores em sua fase final, quando resta a fração recalcitrante (Berg, 2014; Chen et al., 2013).

Desta forma, a decomposição da serapilheira é um processo chave para o funcionamento do ecossistema, sendo uma medida integradora que pode ser utilizada como indicador de ecossistemas florestais em funcionamento, expondo os processos de feedback entre solo-planta em um ecossistema em restauração (Gessner et al., 2010; Horodecki & Jagodziński, 2017). Apesar da importância das florestas ripárias em diversos processos ecológicos, poucos estudos abordaram as relações entre solos, vegetação e decomposição nesses ambientes, sendo relevante compreender os processos que promovem variação nas características físicas, químicas e biológicas do solo das zonas ripárias, para então possibilitar a compreensão de como

diferenças entre tipos de florestas ripárias podem influenciar a ciclagem de nutrientes nestas áreas (Burt et al., 2010; Dietrich et al., 2014).

O objetivo do nosso estudo foi avaliar e comparar os efeitos de diferentes tipos de cobertura vegetal (pastagem e floresta), bem como os efeitos de estruturas da vegetação de zonas ripárias com idades distintas de restauração florestal, sobre os processos de decomposição da matéria orgânica. Assim, testamos as seguintes hipóteses:

H1: Áreas de pastagem, devido a baixa fertilidade e complexidade da estrutura vegetal, apresentam maiores taxas de decomposição e menor estabilização da matéria orgânica, quando comparados com áreas de vegetação ripária;

H2: As variações entre estrutura da vegetação e fertilidade dos solos em florestas ripárias em diferentes estados de sucessão são capazes de influenciar as taxas constantes de decomposição e seu fator de estabilização, sendo que o avanço da sucessão favorece a estabilização do material orgânico e reduzindo as taxas de decomposição.

H3: As taxas de decomposição e o fator de estabilização da matéria orgânica devem ter influência positiva direta e indireta da fertilidade do solo e indireta da estrutura da vegetação.

## 2.2 Material e métodos

### *Área de estudo*

O estudo foi conduzido em áreas de mata ciliar na bacia do Ribeirão do Feijão, localizada entre as coordenadas 22°02'4" e 22°13'14" de latitude Sul e 47°42'46" e 47°54'14" de longitude Oeste, no interior do estado de São Paulo, e pertencente à bacia do Jacaré-Guaçu (Figura 1). Esta bacia abrange 243,16 km<sup>2</sup> e sua rede hidrográfica possui extensão aproximada de 248 km, drenando os municípios de São Carlos, Analândia e Itirapina (Costa, 2017). O clima da região, segundo classificação de Köppen é Cwa - Tropical de Altitude, com verões chuvosos e invernos secos (Setzer, 1966). A precipitação média anual é de, aproximadamente, 1.400 mm e as temperaturas médias têm máxima de 23°C, mínima de 18°C e média de 21,2°C (CEPAGRI, 2018). A vegetação característica desta área é de Floresta Estacional Semidecídua (IBGE, 2012), com uso da terra predominantemente voltado para atividade agrícola e pecuária, sendo que áreas de pastagem correspondem a 29,7% da área da bacia, seguidas pelas áreas florestadas (26,1%), plantio de cana de açúcar (17,4%), plantações de eucalipto (13,6%), culturas agrícolas diversas (10%) e área urbanizada (3,1%) (Junior & Mauad, 2015). A área de estudo teve a implementação do Projeto Plantando Águas entre 2006 e 2014, com o objetivo de restaurar as Áreas de Preservação Permanente (APPs) da bacia do Ribeirão do Feijão. Este projeto foi organizado pela Organização Não Governamental (ONG) Iniciativa Verde com parceria de instituições públicas, privadas e produtores rurais (Silva & Soares, 2003).

Para este estudo, quatorze áreas foram selecionadas, sendo sete áreas com florestas ripárias em restauração estabelecidas em diferentes datas: R1 (restauração

iniciado em 2006); R2 e R3 (2008); R4 (2010); R6 e R7 (2012; 2013); quatro áreas com florestas naturais remanescentes usadas como controle (C): C1, C2, C3 e C4; e três áreas situadas em áreas agrícolas de pastagem: A1, A2 e A3, sem nenhum tipo de manejo (Figura 2). Em cada área, foi estabelecido um trecho amostral com aproximadamente 30 m de largura por 100 m de comprimento, situado paralelo ao curso do rio. Em cada trecho foram alocadas quatro parcelas de 10 x 10 m com distância de 10 m entre as parcelas. Ao todo foram monitoradas 56 parcelas. Do total das quatorze áreas estudadas, oito já vinham sendo monitoradas (Bachega, 2019).

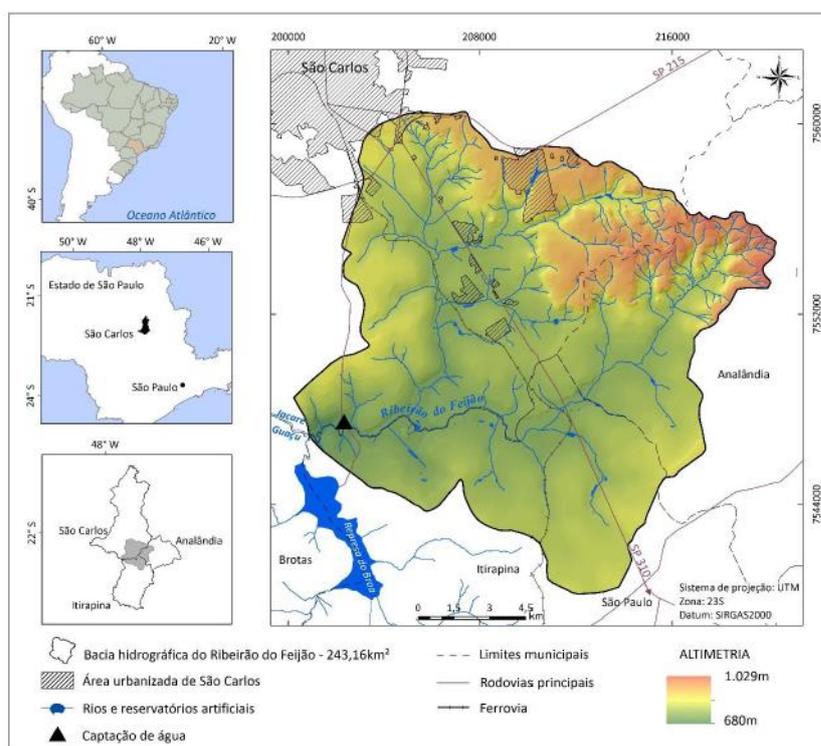


Figura 1. Bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão (Costa, 2017).



Figura 2: Localização das parcelas de estudo na microbacia do Ribeirão do Feijão. (Google Earth, 2021).

### *Estrutura da vegetação*

Para avaliar a estrutura da vegetação de cada parcela, todas as árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) > 5 cm tiveram suas medidas de circunferência à altura do peito (CAP) aferidas com fita métrica. Com essas medidas, foram calculados o DAP médio, coeficiente de variação (CV) do DAP como medida de estratificação, densidade de árvores (Densi) e área basal (AB) por hectare (Souza et al., 2013).

Foi determinada a porcentagem de cobertura do dossel (CD) com a utilização de um densiômetro convexo (Baudry et al., 2014). Cada parcela foi subdividida em quatro quadrantes nos quais foram realizadas leituras separadas; em seguida, foram calculadas as médias da cobertura do dossel para cada parcela e transformadas em

porcentagem. A porcentagem de cobertura de gramíneas (CG) foi determinada por meio da aplicação de uma escala visual com valores de 0 a 4, onde cada número corresponde, respectivamente à 0, 25, 50, 75 e 100% de cobertura por gramínea. As coletas dos dados de estrutura da vegetação foram realizadas em novembro de 2020.

### *Fertilidade e granulometria do solo*

Para a análise dos atributos do solo de cada área, em cada parcela foram coletadas cinco subamostras na profundidade de 0 – 0.1 m, com trado tipo caneco. As cinco subamostras foram misturadas, formando uma única amostra composta por parcela e totalizando quatro amostras por área. Estas amostras foram submetidas à análise granulométrica, para classificação textural (Tabela 1), e de fertilidade. As amostras de solo foram secas ao ar até que fossem encaminhadas para o laboratório de análise. As análises de solo foram realizadas no Laboratório de Solos da ESALQ. Foram determinados o pH, matéria orgânica (MO), P, K, Ca, Mg, Al, acidez trocável (H + Al), soma de bases ( $SB = K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+}$ ), capacidade de troca catiônica ( $CTC = SB + Al^{3+}$ ) e saturação de bases do solo ( $V = SB/CTC$ ), granulometria e nitrogênio total (Nt) para todos os tratamentos. As medições de pH do solo foram realizadas em  $CaCl_2$ , o P disponível foi avaliado pelo método da resina, o K disponível utilizou o método da resina e posteriormente determinação em espectrofotômetro. Determinou-se a acidez potencial (H+Al) pelo método do pH SMP. Também foram medidos  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  e  $Al^{3+}$  trocáveis. A capacidade de troca de cátions (CTC) e a saturação de base (% V) foram então calculadas. O teor de areia e argila foram determinados pelo método do densímetro e a determinação da classe textural seguiu as divisões de

diâmetro (mm) do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA). A obtenção do nitrogênio total foi através do método Kjeldahl.

As amostras de solo foram recolhidas em dois momentos, sendo no período seco (setembro/2020) e no período chuvoso (novembro/2020).

Tabela 1. Classe textural de cada trecho amostral estudado.

<b>Trecho amostral</b>	<b>Classe textural</b>
R1	Argila
R2	Argila
R3	Argila
R4	Argila / Franco argilosa
R5	Franco argiloso arenosa / Franco arenosa
R6	Franco argiloso arenosa
R7	Franco argiloso arenosa / Franco arenosa
C1	Areia franca
C2	Areia franca
C3	Franco argilosa arenosa / Argilo arenosa
C4	Franco argilosa arenosa
A1	Arenosa
A2	Arenosa
A3	Média-arenosa

#### *Taxa de decomposição da matéria orgânica e fator de estabilização*

O método empregado para conhecimento das taxas de decomposição e fator de estabilização da matéria orgânica foi o Tea Bag Index (TBI) e a instalação do experimento em campo seguiu o protocolo proposto por Keuskamp et al. (2013). O método utiliza dois tipos de materiais padronizados, ambos da marca Lipton: o chá verde feito de folhas secas de *Camellia sinensis* (L.) Kuntze (nome comercial: Sencha) e chá vermelho feito de folhas secas de *Aspalathus linearis* (Burm.f.) R.Dahlgren (nome comercial: Rooibos). A taxa de decomposição do chá vermelho, que é

composto por um material mais recalcitrante, é menor em comparação ao chá verde, conseqüentemente, a decomposição dos materiais lábeis acontece primeiramente no chá verde, enquanto o consumo da parte lábil do chá vermelho permanece. Quando utilizado aos pares, essa diferença permite estimar a fração decomposta do chá verde e a taxa de decomposição constante  $k$  do chá vermelho usando-se um único ponto no tempo e possibilitando construir sua curva de decomposição (Keuskamp et al., 2013).

Cada sachê é composto por um invólucro sintético em forma de tetraedro com lados de 5 cm contendo aproximadamente 2 g de chá (Keuskamp et al., 2013). Cada saquinho foi previamente pesado e com isso registrada sua massa inicial. Em campo, os sachês foram enterrados no solo a uma profundidade de 8 cm com distância mínima de 15 cm entre os sacos. Em cada parcela, foram enterrados cinco pares de sacos de chá totalizando 20 pares por tratamento. Ao todo foram utilizados 280 pares de chá. Os saquinhos foram enterrados em três etapas, com início no dia 10 de setembro de 2020 nas áreas R4, R7, C1, C2, C3, C4; 11 de setembro nas áreas R1, R2, R3, R5, R6, A1 e A2 e, no dia 14 de setembro na área A3, tendo permanecido por 82 dias nas primeiras seis áreas e 83 dias nas demais. Após recuperados, todos os sacos de chá passaram por limpeza com pincel macio para remoção de solo e raízes aderidas. Os sacos foram secos em estufa por 48 horas a 70°C e em seguida novamente pesados. Posteriormente, considerando a possível presença de partículas de solo e fragmentos de raízes, todo o conteúdo dos sacos de chá foi queimado em mufla a 550°C por um período de 4 horas, obtendo desta forma o seu conteúdo de cinzas e sendo possível estimar a real quantidade de massa seca de matéria orgânica (Keuskamp et al., 2013).

## *Análise de dados*

Para obtenção mais exata do peso de matéria orgânica submetido à decomposição, aplicamos dois fatores de correção ao peso inicial de cada sachê. Para isso, separamos um grupo controle com cinco pares de chá, os quais levamos à campo para manipulação e exposição aos fatores abióticos, trouxemos de volta ao laboratório onde demos sequência aos mesmos procedimentos de pesagem, secagem e queima, que os demais sacos de chá submetidos ao experimento passaram.

O primeiro fator de correção (Fc1) considerou as perdas ou ganhos no peso do sachê devido à umidade, por exemplo, durante seu transporte e posterior manuseio em campo até os locais em que fossem enterrados. O grupo controle foi pesado antes e depois da ida à campo. Em seguida levados à estufa, conforme protocolo e, posteriormente, pesados novamente. Neste momento, cada componente do sachê (invólucro, fio e rótulo) foi pesado e com isso descontado do peso inicial do sachê, obtendo-se o peso do conteúdo de cada saco. Através da divisão do peso do conteúdo antes do campo pelo peso do conteúdo após secagem na estufa, obtivemos Fc1.

O segundo fator de correção (Fc2) foi necessário para corrigir a entrada de pequenas porções de solo nos sachês durante o processo de decomposição que pudessem influenciar no peso da matéria orgânica remanescente. Alguns dos nossos sachês, após período em campo, apresentaram pequenos furos causados pela mesofauna e crescimento de raízes, o que possibilitou a entrada indesejada de solo. Para tanto, o mesmo grupo controle utilizado para obtenção de Fc1, seguiu para queima na mufla e posterior pesagem, conforme protocolo. Através da subtração dos pesos das cinzas no conteúdo inicial obtivemos o peso da matéria orgânica queimada. Posteriormente, dividimos o peso da matéria orgânica queimada pelo peso da matéria

orgânica antes da queima. Por fim, Fc1 e Fc2 foram multiplicados pelo peso do conteúdo de chá inicial, onde obtivemos a massa do conteúdo no tempo zero (M0).

Conforme as análises do TBI, foi estipulada a massa remanescente nos dois tipos de chá, as quais foram utilizadas para determinar as taxas de decomposição através da equação 1:

$$M_t = ae^{-kt} + (1 - a) \quad (1)$$

Onde  $M_t$  é a massa no tempo  $t$ ,  $k$  é a taxa de decomposição e  $a$  é a fração passível de decomposição da matéria orgânica.

A combinação dos dois tipos de chá permite determinar  $k$  e também a fração recalcitrante estável (fator de estabilização  $S$ ), obtida pela equação 2:

$$S = 1 - \frac{a_v}{H_v} \quad (2)$$

Onde  $a_v$  é a fração lábil do chá verde e  $H_v$  é a fração hidrolisável do chá verde, obtida conforme Keuskamp et al. (2013).

Para estimar a fração lábil decomponível do chá vermelho ( $a_r$ ) é necessário estimar quanto da fração quimicamente lábil ( $H$ ) foi efetivamente decomposta. Esta fração, por sua vez, é a soma das frações de carbono, incluindo gorduras, ceras, açúcares simples e fenólicos e celulose, e foi estimada por Keuskamp et al. (2013) para os chás verde ( $H_g = 0,842$ ) e vermelho ( $H_r = 0,552$ ). A fração lábil do chá verde ( $a_g$ ) é estimada por:

$$a_g = 1 - \frac{W_g(t)}{W_g(t_0)} \quad (2)$$

Porém, nem toda a matéria é decomposta e parte do material lábil se estabiliza, tornando-se recalcitrante (Prescott, 2010a). Essa estabilização depende de fatores ambientais (Berg & Meentemeyer, 2002) os quais podem ser interpretados como um efeito inibidor das condições ambientais na decomposição da fração lábil (Keuskamp et al., 2013), resultando assim no fator de estabilização  $S$ :

$$S = 1 - \frac{a_g}{H_g} \quad (3)$$

Através do fator de estabilização  $S$  podemos estimar a fração lábil do chá vermelho ( $a_r$ ) que seria efetivamente decomposta em relação à fração quimicamente lábil ( $H_r$ ):

$$a_r = H_r (1 - S) \quad (4)$$

A taxa de decomposição ( $k$ ) é estimada a partir da Equação 1, utilizando-se os valores de  $M_t$  e  $a$  estimados para o chá vermelho. Desta forma, estimamos os valores de  $k$  e  $S$  para cada par de sacos de chá.

Para testar a normalidade das variáveis do solo, da vegetação e de decomposição os dados foram comparados à distribuição normal através do teste de Shapiro-Wilk. As variáveis do solo MO, P, K, Ca, Mg, V% e Nt não apresentaram distribuição normal, passando por transformação com o método Box-Cox para se obter a normalidade dos dados (Legendre e Legendre, 2012). As variáveis da vegetação DAP, Densi, AB e CD, também não apresentaram distribuição normal tendo sido aplicada a transformação logarítmica. Por fim, todas as variáveis de

decomposição (massa remanescente do chá verde ( $W_{tg}$ ), massa remanescente do chá vermelho ( $W_{tr}$ ), fator de estabilização  $S$  e taxa de decomposição  $k$ ) foram transformadas com o método Box-Cox para sua normalização.

As áreas estudadas formaram quatro tipos de tratamentos: C (áreas controle formadas por Remanescentes - C1, C2, C3 e C4), RA (Restauro antigo - R1, R2, R3 e R4), RN (Restauro novo - R5, R6 e R7) e A (Agrícola - A1, A2 e A3). Para testar as hipóteses 1 e 2 usamos análise de variância (ANOVA) seguida de teste HSD Tukey. Além disso, uma análise de componentes principais (PCA) foi realizada para identificar as variáveis de solo e de vegetação que melhor contribuíram para a separação dos tratamentos.

A PCA foi realizada para dois cenários: um reunindo todos os tratamentos e outro excluindo-se o Agrícola. As novas variáveis, formadas pelos eixos com autovalores maiores que um, foram empregadas no modelo de equações estruturais, também feita para os dois cenários. Desta forma, pudemos testar nossa terceira hipótese, que aborda os efeitos diretos e indiretos da estrutura da vegetação e fertilidade do solo nas taxas de decomposição e fator de estabilização.

Os modelos de equações estruturais são uma generalização da regressão múltipla que permitem estimar a força, o sinal, a natureza e a direção das relações direcionais, para esquemas causais complexos com múltiplas variáveis dependentes (Grace & Bollen, 2005). Nosso modelo considerou que os processos da decomposição avaliados através da taxa de decomposição e o fator de estabilização sofrem influência direta e indireta da fertilidade do solo, que por sua vez, influencia diretamente o desenvolvimento da estrutura vegetal, a qual também é capaz de interferir nas variáveis de decomposição.

Para avaliar se o modelo se ajustou adequadamente aos dados, foram considerados três indicadores: o teste qui-quadrado de qualidade do ajuste, para avaliar a diferença entre as matrizes de covariância obtidas pelo modelo e pelos dados observados, considerando um bom ajuste quando  $P > 0,05$ ; o Índice de Ajuste Comparativo (CFI), que indica um bom ajuste quando  $CFI > 0,95$ ; e a estatística RMSEA (raiz do erro quadrático médio), que indica um bom ajuste quando  $RMSEA < 0,05$  (Hooper et al., 2008). Para ajustar os modelos de equações estruturais, utilizamos o pacote lavaan (Rosseel, 2012) no programa R. As demais análises foram realizadas no software Systat 13.0 (Wilkinson et al., 1996).

### **2.3 Resultados**

A Análise de Variância (ANOVA) mostrou diferenças significativas entre os tratamentos para os parâmetros de decomposição da matéria orgânica (Figura 3). A massa remanescente do chá vermelho ( $W_{tr}$ ), como era esperado, foi maior do que a massa restante do chá verde ( $W_{tg}$ ) para todas as parcelas estudadas, sendo seu valor mínimo e máximo 2,365 e 2,192 vezes maior que  $W_{tg}$ , respectivamente (Apêndice A). No geral, as maiores quantidades remanescentes de conteúdo de chá, seja do verde ou do vermelho, foram encontradas nas áreas de RA, na sequência do RN e áreas A, com valores semelhantes ao R (Figura 3 - A, B). A massa remanescente do chá verde ( $W_{tg}$ ) diferiu significativamente para todos os tratamentos com exceção entre A e C, ao passo que  $W_{tr}$  não apresentou diferença significativa entre A e C, A e RN. O fator de estabilização ( $S$ ) também apresentou valores maiores com uma tendência para essa mesma sequência de tratamentos ( $RA > RN > A = C$ ), o que significa que as

áreas de controle e agrícola acumulam menores quantidades de material orgânico, apresentando maiores taxas de decomposição ( $k$ ). As diferenças no fator de estabilização ( $S$ ) só não foram significativas entre A e C, enquanto a taxa de decomposição ( $k$ ) apresentou diferença significativa apenas entre A e RA e, C e RA.

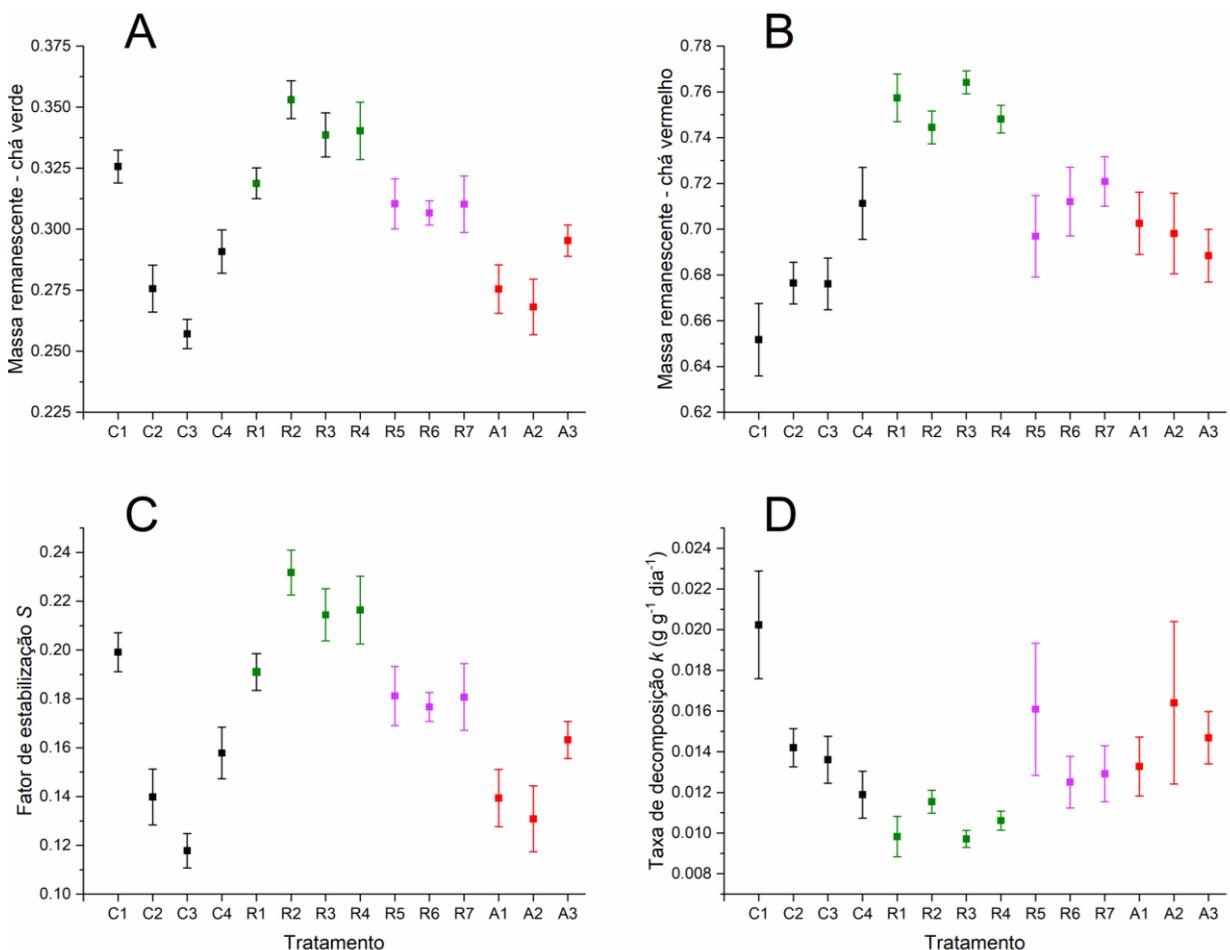


Figura 3. Valores médios ( $\pm$  erro padrão) da proporção de massa remanescente de chá verde (A), chá vermelho (B), fator de estabilização (C) e taxa de decomposição (D) para as áreas de mata remanescente em preto (C1, C2, C3, C4), restauro antigo em verde (R1, R2, R3, R4), restauro novo em lilás (R5, R6, R7) e agrícola em vermelho (A1, A2, A3).

Os atributos químicos do solo apresentaram grande variação, mesmo entre parcelas dentro do mesmo tipo de vegetação (Figura 4). A Análise dos Componentes Principais dos atributos químicos do solo referente aos quatro tratamentos

(remanescente, restauro antigo, restauro novo, agrícola) agrupou as variáveis em três principais eixos com autovalores acima de 1, explicando 83,7% de toda a variação. O primeiro eixo, com autovalor = 3,59, explicou 44,9% da variância, correlacionando-se positivamente com as variáveis MO, CTC, P, K e negativamente com C:N. Foi possível identificar uma separação entre os tratamentos, com as parcelas dos remanescentes apresentando os maiores valores desses atributos, e menor C:N, seguido das parcelas de RA e RN, e com menores valores nas áreas agrícolas juntamente com algumas parcelas do remanescente C2 (Figura 4 – A, B). O segundo eixo, com autovalor = 1,96, explicou 24,5% da variância, apresentando correlação positiva com N:P e Nt. Para estas variáveis, as áreas com restauros mais jovens apresentaram valores mais elevados de Nt e N:P, seguida das áreas remanescentes, as áreas agrícolas e restauro antigo com os menores valores. O terceiro eixo, com autovalor = 1,15, explicou 14,4% da variância, correlacionando-se negativamente com V%. Os tratamentos apresentaram grande variação sem um padrão definido ao longo deste eixo, mas houve maior associação das parcelas dos remanescentes C3 e C4 com maiores valores V%, enquanto as parcelas dos remanescentes C1 e C2 apresentaram menores valores (Figura 4 - B). Portanto, o primeiro eixo da PCA do solo indicou maior fertilidade entre as áreas seguindo a ordem Remanescente > Restauro Antigo > Restauro Novo > Agrícola; o segundo eixo indicou maiores relação N:P e conteúdo de N para: Restauro Novo > Remanescente > Agrícola e Restauro Antigo.

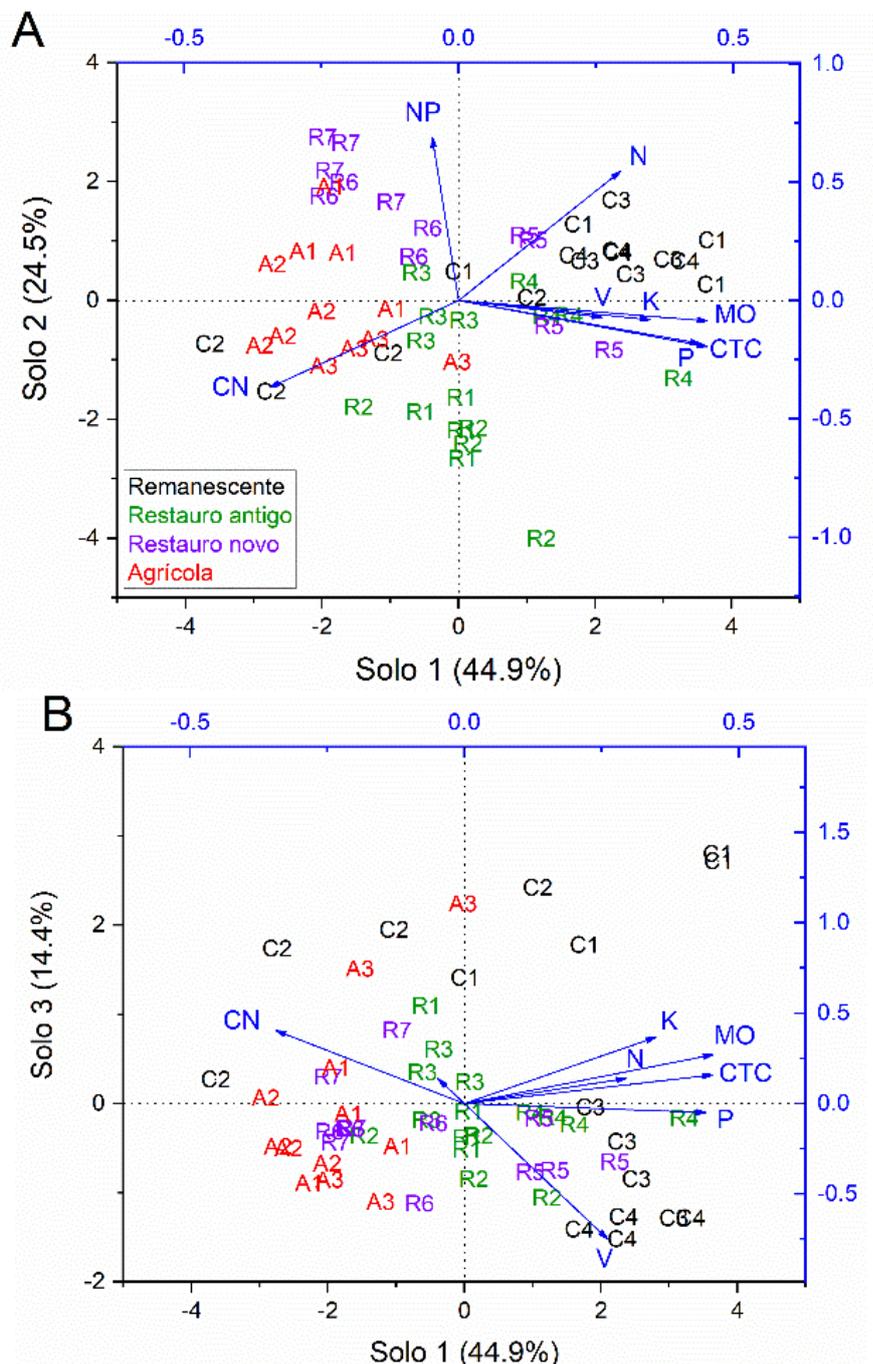
A PCA realizada com as variáveis da vegetação para os quatro tratamentos agrupou as variáveis em apenas um eixo com autovalor acima de 1. O primeiro eixo, com autovalor de 4,36, foi capaz de explicar 72,6% de toda a variação tendo se correlacionado positivamente com as variáveis AB (área basal), CD (cobertura por dossel), DAP (diâmetro a altura do peito), Densidade, CV (coeficiente de variação) e,

negativamente com CG (cobertura por gramínea). Portanto, a análise separou as áreas agrícolas das áreas florestadas, sendo a variação entre áreas com diferentes estruturas de floresta muito menor que a comparação com as áreas agrícolas. (Figura 4 - A).

As análises sem as áreas agrícolas resultaram em diferentes padrões. A PCA dos atributos do solo indicou uma separação mais acentuada entre as áreas remanescentes e os restauros antigos e novos. A PCA agrupou as variáveis em três eixos com autovalores acima de 1, explicando 86,1% da variação. O primeiro eixo, com autovalor de 3,71, explicou 46,3% tendo se correlacionado positivamente com os atributos P, MO, CTC e K. Observamos a tendência de um gradiente, com maiores valores a partir das áreas remanescentes, seguido dos restauros antigos e jovens, com exceção de algumas parcelas dos remanescentes. O segundo eixo apresentou autovalor igual a 2,02 e explicou 25,2% da variação total, correlacionando-se positivamente com N:P e Nt e negativamente com C:N. Para estes atributos, a maior parte das parcelas de R e RN apresentam maiores valores de N:P e Nt e baixos valores de C:N. O contrário aconteceu com RA (Figura 4 – C, D). Por fim, o terceiro eixo, com autovalor de 1,16, explicou 14,5% da variância e correlacionou-se negativamente com V% e fraça e positivamente com C:N, apresentando valores mais variados entre os tratamentos, com padrões similares ao encontrado no PCA com as áreas agrícolas (Figura 4 - D).

A PCA da estrutura da vegetação agrupou as variáveis em dois eixos com autovalores acima de um, explicando 87,7% da variação dos dados. O primeiro eixo apresentou autovalor de 2,71 e explicou 45,3%, tendo se correlacionado positivamente com CD, Densidade, AB, e negativamente com CG, separando as áreas de remanescentes, com altos valores de densidade, área basal e cobertura por

dossel e baixa cobertura de gramíneas, dos restauros. (Figura 5 - A). O segundo eixo da PCA, de autovalor = 1,98, explicou 33,1% da variação dos dados e correlacionou-se, por sua vez, positivamente com DAP, CV e AB, e negativamente com Densidade (Figura 5 - B). Desta forma, o segundo eixo da vegetação separou os restauros antigos dos restauros novos.





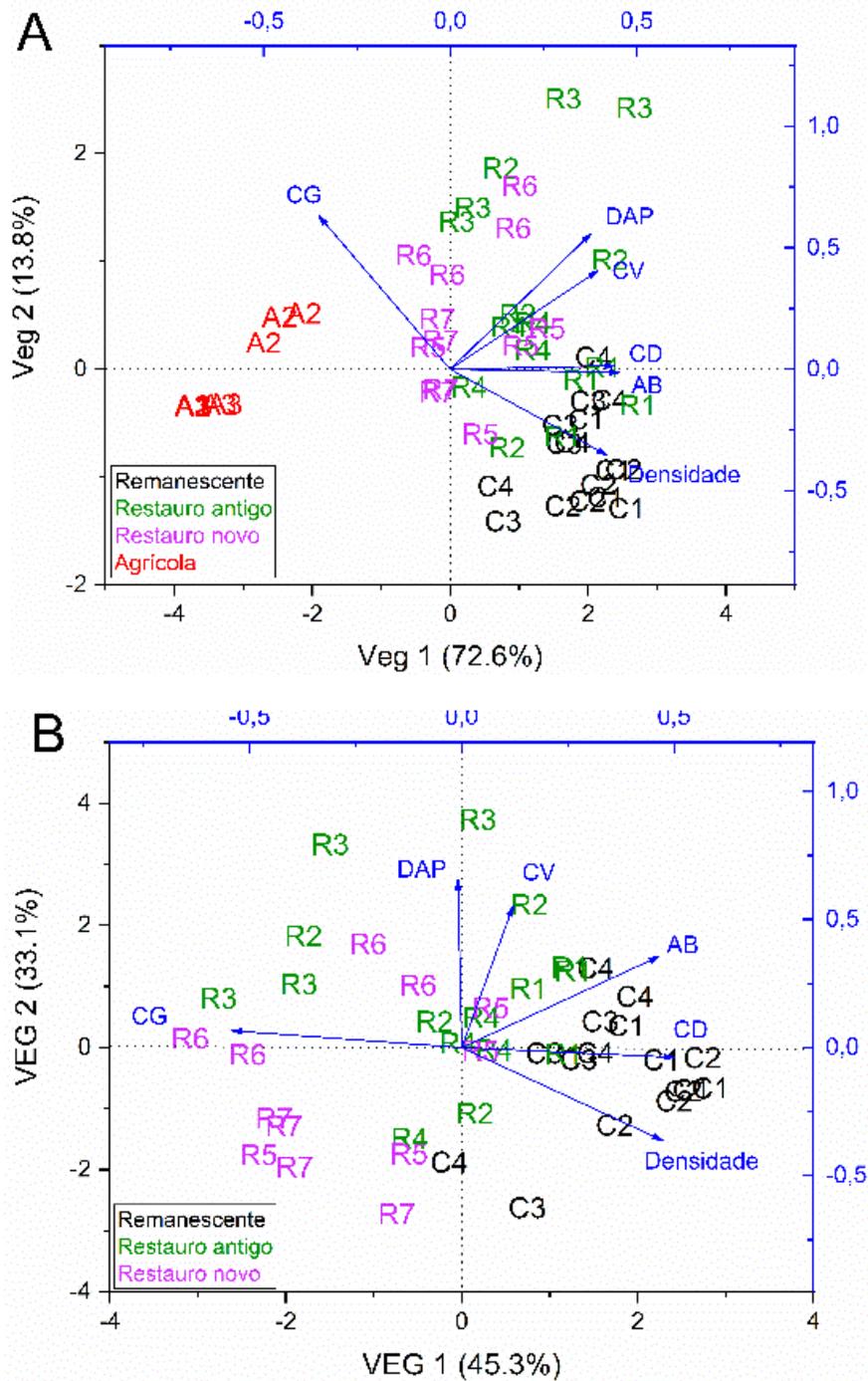


Figura 5. A - PCA das variáveis da vegetação para os quatro tratamentos, sendo: Remanescente em preto, que compreende as áreas controles C1, C2, C3 e C4; Restauro Antigo em verde, que compreende as áreas de restauo R1, R2, R3 e R4; Restauo Novo em lilás, que compreende as áreas de restauo R5, R6 e R7; Agrícola em vermelho, que compreende as áreas agrícolas A1, A2 e A3. B - PCA das variáveis da vegetação para os três tratamentos sem o tratamento agrícola.

Neste estudo testamos dois modelos de equações estruturais, tendo o modelo A incluído as áreas agrícolas e o modelo B apenas os tratamentos C, RA e RN (Figura

6). Optamos por esta divisão para refinar as análises entre as áreas de floresta, tendo em vista as grandes diferenças de vegetação entre essas e as áreas agrícolas, que poderia impedir a detecção de padrões mais sutis referentes ao desenvolvimento florestal. Os dois modelos propostos tiveram um bom ajuste entre as variáveis mostrando-se adequados para expressar as relações propostas (modelo 1:  $\chi^2 = 2,649$ ;  $gl = 2$ ;  $P = 0,266$ ; CFI = 0,979; RMSEA = 0,078; modelo 2:  $\chi^2 = 1,048$ ;  $gl = 1$ ;  $P = 0,306$ ; CFI = 0,999; RMSEA = 0,034).

O modelo A explicou 18,3% da variação no fator de estabilização (Fig. 6 - A), tendo sido influenciado direta e negativamente pelo Solo2 (-0,245), direta e positivamente por Veg1 (0,349) e indireta e positivamente por Solo1 (0,193). Portanto, menores valores de N:P e Nt a maiores valores de C:N (Solo 2) foram correlacionados com maiores valores do fator de estabilização. Por sua vez, maior fertilidade do solo (Solo 1) contribui para o desenvolvimento da estrutura vegetal (Veg1), influenciando positivamente o fator de estabilização. Por outro lado, o modelo explicou 15,2% da variação na taxa de decomposição ( $k$ ), que apresentou relação significativa direta e positiva com Solo3 (0,306) indicando que menores valores de V% são relacionadas com maiores taxas de decomposição da matéria orgânica (Figura 6 - A). Não houve correlação significativa entre as taxas de decomposição  $k$  e o fator de estabilização  $S$  ( $P = 0,685$ ).

O modelo B explicou 39.9% da variação no fator de estabilização (Figura 6 - B), tendo sido influenciado indireta e negativamente por Solo1, através de Veg1 (-0,221); direta e negativamente pelo Solo2 (-0,350), além de indireta e negativamente pelo mesmo via Veg 1 (-0,753) e Veg 2 (-0,137), com uma influência total de -1,24; direta e positivamente por Solo3 (0,324) e indiretamente e negativamente pelo mesmo através de Veg1 (-0,135), exercendo influência total de 0,122. O fator de estabilização

S também sofreu influência direta e negativa de Veg1 (-0,513), direta e positiva de Veg2 (0,355). A começar pelas relações diretas, Solo2 indica que menores quantidade de N:P e Nt contribuem para o aumento da estabilização do material orgânico, ao passo que Solo3, por correlacionar-se negativamente com V%, indica redução da estabilização com o aumento da saturação por bases. O efeito negativo de Veg1, indica maior estabilização da matéria orgânica nas áreas de restauro quando comparado com os remanescentes, especialmente nos restauros antigos como indicado pelo efeito positivo de Veg2. Os efeitos positivos de Solo1 e Solo3 em Veg1 indicam maior fertilidade nas áreas de remanescentes com maiores valores de C:N, expressos pela relação estabelecida com Solo 2, especialmente nos remanescentes C1 e C2 (Figura 4 - D). Quanto às taxas de decomposição o modelo apresentou influência direta e positiva de Solo 1 (0,298) e Solo 3 (0,368), indicando aumento da decomposição conforme o incremento de nutrientes e material orgânico no solo e com a redução da saturação por bases. Da mesma forma que no modelo A, não houve correlação significativa entre as taxas de decomposição ( $k$ ) e o fator de estabilização ( $S$ ) ( $P = 0,781$ ).

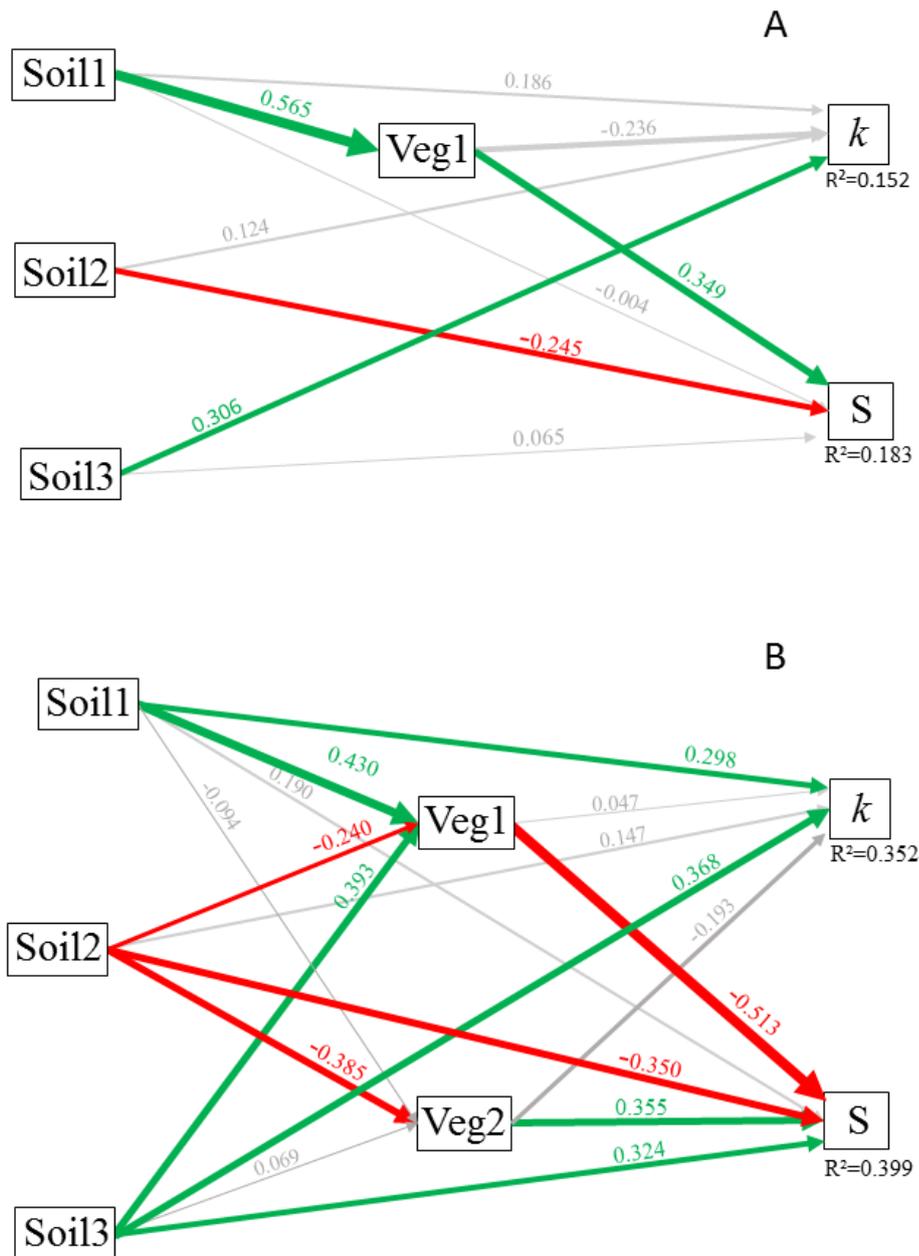


Figura 6. Modelo de equações estruturais com: A - as relações entre fertilidade do solo representada pelos eixos das Análise de Principais Componentes (Soil1, Soil2, Soil3) e estrutura da vegetação (Veg1) na taxa de decomposição ( $k$ ) e fator de estabilização ( $S$ ) nos tratamentos Remanescente, Restauro antigo, Restauro novo e Agrícola; B - as relações entre fertilidade do solo, representada pelos eixos das Análise de Principais Componentes (Soil1, Soil2, Soil3) e estrutura da vegetação (Veg1, Veg2) na taxa de decomposição ( $k$ ) e fator de estabilização ( $S$ ) nos tratamentos Remanescente, Restauro antigo e Restauro novo. Linhas verdes representam relações positivas, linhas vermelhas representam relações negativas, linhas cinzas representam as relações não significativas ( $P < 0,05$ ). Os números que acompanham as linhas correspondem aos coeficientes padronizados e a espessura das linhas são proporcionais a esses coeficientes.

## 2.4 Discussão

No geral, observamos que o modelo A, através de Veg 1, mostrou a influência positiva das áreas florestadas em comparação com as áreas de pastagem. Pudemos notar que V% influenciou negativamente a taxa de decomposição ( $k$ ) e o fator de estabilização é reduzido com o incremento de nitrogênio. Ao retirar as pastagens dos modelos, os restauros passam a exercer maior influência no fator de estabilização ( $S$ ) em comparação às áreas remanescentes, observado pela relação estabelecida com Veg 1, e, dentre os restauros, os mais antigos apresentaram maior estabilização da matéria orgânica do que os mais novos, como indicado pelo efeito positivo de Veg 2. Além da relação mantida com a saturação por bases, a taxa de decomposição se mostrou crescente com o aumento de nutrientes e matéria orgânica no solo. Em todos os modelos a relação negativa entre o conteúdo de N e  $S$  esteve presente assim como a relação entre V% e  $k$ .

Os nossos resultados indicaram que as taxas de decomposição sofreram influência apenas dos atributos do solo, ao passo que os fatores de estabilização foram influenciados tanto pelos parâmetros do solo quanto pela vegetação. A inclusão ou exclusão das áreas agrícolas nos modelos de equações estruturais possibilitou duas abordagens que evidenciaram mudanças nas interações decorrentes dos diferentes tipos de usos da terra, tendo ficado evidente as diferenças entre áreas florestadas e de pastagens no modelo A, enquanto no modelo B os maiores contrastes ocorreram devido a diferenças entre áreas de remanescentes e restauros e, ainda, entre restauros antigos e novos, evidenciando as diferenças nos processos de mineralização e estabilização da matéria orgânica em diferentes estágios sucessionais.

Os padrões de  $k$  e  $S$  puderam ser observados em nossos resultados na seguinte ordem respectivamente: Agrícola = Remanescente > Restauro novo > Restauro antigo; e Restauro antigo > Restauro novo > Agrícola = Remanescente (APÊNDICE A). Os valores registrados em nosso estudo mostram que, tanto nas áreas de remanescentes quanto nas áreas agrícolas, a decomposição e estabilização da matéria orgânica se dá em uma velocidade intermediária, sendo que apenas no restauro antigo foi observada uma velocidade lenta de decomposição (Keuskamp et al. 2013). Semelhante ao encontrado em nosso trabalho, Soares et al. (2020) também analisou a taxa de decomposição e fator de estabilização em pastagens, áreas restauradas e remanescente e encontraram maiores  $k$  médios em parcelas com elevadas concentrações de nutrientes e mais abertas, cobertas principalmente por gramíneas (Soares et al., 2020).

A mineralização da matéria orgânica é influenciada por diversos fatores que atuam conjuntamente em maior ou menor grau, tornando-a um processo complexo onde determinar sua velocidade exige o entendimento abrangente de vários fatores (Prescott, 2010). Como observado, nossas análises indicaram que a taxa de decomposição foi significativamente influenciada pelos atributos do solo, demonstrando que nas áreas de estudo as diferenças na fertilidade podem ser mais importantes do que a estrutura da vegetação na decomposição da serapilheira (Carvalho et al., 2014). No nosso caso, os atributos mais relevantes para o aumento das taxas de decomposição foram o conteúdo de matéria orgânica (MO), P, K e a saturação por bases (V%) (Figuras 4 e 5). A concentração de nutrientes no solo podem ser resultado dos estágios sucessionais mais avançados, aumentando com a idade da restauração (W. Zhang et al., 2018) pois, assim como há mudanças nos fatores estruturais da vegetação devido às mudança no uso da terra e idade do

reflorestamento, a qualidade do substrato também pode ser modificada devido às alterações na composição de espécies da floresta (Ren et al., 2016), influenciando a velocidade dos processos de decomposição (W. Zhang et al., 2018), tendência que foi melhor observada no modelo B.

Nossas análises também indicaram um gradiente semelhante nas concentrações de P e N na ordem  $C > RA > RN > A$  que são coerentes com os resultados de  $k$  e sua relação com Solo 1 (Figuras 4 e 6). A disponibilidade do carbono presente na matéria orgânica (MO), por exemplo, influencia o processo de decomposição pois é usado como fonte de energia pela comunidade microbiana, tornando sua resposta à fertilidade do solo mais eficiente e, desta forma, aumentando a mineralização orgânica (Cleveland et al., 2006; Prescott, 2010). Somado a este fator, diferenças na química da serapilheira produzida por cada uso do solo bem como pelos estágios sucessionais podem causar respostas distintas às diferentes concentrações de nutrientes sobre a mineralização da matéria orgânica (Ren et al. 2016; Powers & Salute, 2011). Comunidades microbianas específicas também podem se desenvolver nesses substratos (Milcu & Manning, 2011) e em solos com fonte abundante de carbono e altas concentrações de nitrogênio (N) (por exemplo remanescentes) elas podem obter vantagem das elevadas concentrações de fósforo (P) em comparação com áreas com menores concentrações (Powers & Salute, 2011), como nas áreas de pastagem e restauro novo.

Outros trabalhos têm demonstrado a relevância da MO e diversos nutrientes para os processos de mineralização (Prescott, 2010; W. Zhang et al., 2018). Concentrações mais elevadas de P podem aumentar as taxas de decomposição por ser um elemento altamente demandado pelas comunidades microbianas em solos de floresta tropical (Cleveland et al., 2002). Por outro lado, os efeitos dos nutrientes

combinados também podem contribuir para elevar as taxas de decomposição, aumentando a diversidade da comunidade microbiana (Tu et al., 2018). Desta forma, seria esperado que locais com maior fertilidade e suprimento de MO tenham maior decomposição tendo em vista a participação dos nutrientes, principalmente N e P, na atividade da microfauna nos processos de mineralização em ecossistemas tropicais (Camenzind et al. 2018).

A correlação entre Solo 3 e  $k$  traduz um aumento da decomposição em decorrência da redução da saturação por bases, sendo a única relação significativa quando analisamos todas as áreas conjuntamente. O modelo A pode ter expresso mais fortemente o processo de mineralização estabelecido nas áreas agrícolas, as quais apresentam elevadas taxas de decomposição e baixa saturação por bases (Figura 4 - B). Ao retirar as pastagens, no modelo B, a decomposição aumenta com a fertilidade, retratando o que pode ter acontecido dentre as áreas restauradas, mas diminui nos remanescentes, sob forte influência dos baixos valores de  $V\%$  encontrados em C1 e C2. Era esperado que nestas áreas fossem encontrados altos  $V\%$ , assim como no restante dos remanescentes, contudo C1 e C2 apresentaram solos classificados texturalmente como areia franca (Tabela 1), o que pode ter resultado na baixa saturação por bases se comparada com as demais áreas de mesmo uso do solo. Isso porque a fração argila nos solos é uma das grandes responsáveis pelo nível de fertilidade pois seus colóides geralmente possuem carga negativa atraindo cátions como  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$  para sua superfície, ao contrário de solos mais arenosos que são mais susceptíveis a perda de nutrientes (Brady & Weil, 2013). Apesar disso, C1 tiveram os maiores  $k$  (Figura 3 - D).

Como o processo é complexo e interconectado, nossos resultados podem ter sido influenciados, por exemplo, pela umidade presente em parcelas de C1 que

apresentaram solo encharcado (obs. pessoal), considerando que em condições de solos mais úmidos há maior perda de massa nos materiais orgânicos (Petraglia et al., 2018). Contudo, apesar de elevado  $k$ , estas mesmas parcelas apresentaram maiores valores de C:N e de S, sugerindo que está ocorrendo, em paralelo, elevado armazenamento de material orgânico (Ostrowska & Porębska, 2015). Estudando a decomposição da matéria orgânica usando o método TBI em áreas de cerrado sensu-stricto e veredas, Souza e Brito et al. (2020) encontraram maior taxa de decomposição nas veredas, mas sem diferenças no fator de estabilização. Além da maior umidade encontrada nas veredas, as taxas de decomposição foram influenciadas positivamente pelas concentrações de cátions (K, Ca, Mg e SB), capacidade de troca catiônica e saturação por bases nestas áreas pantanosas (Souza e Brito et al., 2020).

Semelhante ao encontrado em nossos resultados, alguns estudos relataram maiores saturações de bases relacionadas à menor perda de massa durante a decomposição em florestas naturais (Barantal et al., 2012; Camenzind et al., 2018). Barantal et al. (2012), em experimento realizado em florestas úmidas, adicionaram os principais cátions (K, Ca, Mg) e micronutrientes (ou seja, B, Cu, Fe, Mn, Mo, S, Zn) ao solo e acompanharam a decomposição da serapilheira. As autoras verificaram que a perda de massa da serapilheira foi mais lenta em comparação com os tratamentos controle provavelmente porque as adições combinadas podem ter mascarado os efeitos positivos potenciais de alguns nutrientes individuais (Barantal et al., 2012). Como acontece por exemplo com Powers e Salute (2011) que, ao adicionarem individualmente Zn e Mg relataram efeitos contrastantes na decomposição, tendo sido encontrado efeitos positivos do Zn, mas negativos de Mg. Quando adicionados em conjunto a decomposição foi afetada negativamente (Powers & Salute, 2011)

Lukumbuzya et al. (1994) também encontraram que a fertilização de solos florestais com uma mistura de cátions de base, incluindo K, Ca e Mg, reduziu as taxas de decomposição no Canadá, o que pode ser uma resposta a mudanças na comunidade decompositora (Lukumbuzya et al., 1994). Já que existem vários mecanismos bióticos e abióticos pelos quais a adição de nutrientes pode afetar a mineralização, incluindo efeitos biológicos na composição da comunidade decompositora (Compton et al., 2004), abundância (Demoling et al., 2008), atividade (Cleveland et al., 2002), e produção e atividade de enzimas extracelulares (Allison & Vitousek, 2005).

Em todos os modelos, a fertilidade indicada por Solo 1 influenciou direta e positivamente a vegetação (Veg 1), demonstrando maior fertilidade nos remanescentes florestais e indicando que o aumento dos nutrientes no solo exerce forte influência no desenvolvimento da vegetação. De fato, como já levantado, a maioria das parcelas dos remanescentes apresentam solos significativamente mais férteis e vegetação mais desenvolvida, enquanto as parcelas referentes ao Agrícola e a maior parte das parcelas de Restauro novo, foram agrupadas com menores valores de MO, P, K, CTC e V e estrutura da vegetação menos desenvolvida (Figura 4). Assim, a relação indireta de Solo 1 via Veg 1 em S indica que áreas de floresta, com solos férteis e estrutura vegetal mais desenvolvida contribuem, de maneira geral, para maior estabilização da matéria orgânica quando comparadas com pastagens (Figura 5). Esses resultados da fertilidade do solo podem ser reflexo do acúmulo diferencial de material orgânico em áreas com diferentes idades, bem como devido à velocidade de ciclagem dos nutrientes que por sua vez possibilitam o avanço da sucessão vegetal (Fujii et al., 2017). Ou seja, os processos de decomposição da serapilheira podem não só regular a fertilidade do solo, estando associada ao fornecimento de nutrientes

disponíveis às plantas, mas também a fixação de carbono no solo, via estabilização da matéria orgânica, que pode ser um dos fatores limitantes ao estabelecimento e desenvolvimento de ecossistemas florestais em curto e longo prazo em resposta ao feedback solo-planta (Fujii et al., 2017; F. Nunes & Pinto, 2012).

Desta forma, os modelos ajustados reforçam a influência direta da estrutura da vegetação na estabilização da matéria orgânica (S) sugerindo a importância das florestas para a formação de estoques de material orgânico, e estabilização do material quando comparadas com áreas de pastagem (Figura 6 – A, Apêndice A). Por exemplo, estágios sucessionais mais avançados possuem maior diversidade de espécies lenhosas, com produção de serapilheira com alto teor de lignina, o que poderia retardar a velocidade de decomposição e favorecer a estabilização do material (Gavito et al., 2021; Hobbie et al., 2006). Quando avaliamos os valores médios de S separadamente para cada tratamento (Figura 6) vemos que nos remanescentes os valores são baixos e muito próximos aos encontrados em áreas agrícolas (com exceção de C1), mas condiz com os resultados do modelo B (sem áreas agrícolas), indicando maior estabilização nas áreas em restauração do que nos remanescentes e, dentre os restauros, maior estabilização nos restauros antigos do que nos novos.

Por outro lado, as concentrações de N e a relação N:P do solo foram correlacionadas negativamente em todos os modelos com S, indicando que o aumento no conteúdo de nitrogênio no solo e da relação N:P também diminuem a estabilização da matéria orgânica. Tal correlação pode ser explicada pelo efeito do nitrogênio no processo de decomposição, já que sua adição pode acelerar a respiração microbiana nas etapas iniciais do processo ou retardar a mineralização nas etapas tardias (Berg, 2014; Jílková et al., 2020).

A adição de N no solo pode atuar de diferentes formas e em momentos distintos do processo de mineralização acarretando efeitos positivos, nulos ou negativos (Hobbie, 2005). A estabilização da matéria orgânica do solo não ocorre apenas pela preservação seletiva dos componentes recalcitrantes que se acumulam ao longo do tempo, mas predominantemente pelo acúmulo de compostos estáveis resultantes da atividade biológica (Grand & Neef, 2008; Prescott, 2010). Portanto, o efeito do nitrogênio nesses processos pode decorrer da inibição da degradação da lignina ao suprimir a produção de enzimas ligninolíticas (Xiaogai et al., 2013) ou pelo aumento da atividade microbiana, contribuindo para a incorporação da matéria orgânica lábil na biomassa microbiana e produtos do metabolismo, com efeitos positivos para a humificação da matéria orgânica (Prescott, 2010). Este resultado está em acordo com o efeito negativo da relação N:P no fator de estabilização (*S*), pois menores valores de N:P aumentam a disponibilidade do fósforo para a atividade microbiana. Em florestas tropicais, o fósforo geralmente limita mais a decomposição que o nitrogênio, e a adição de fósforo resulta em maior biomassa e atividade microbiana, além de maior mineralização do N e imobilização do P (Camezind et al. 2018). Assim, ocorreria maior incorporação de carbono na biomassa microbiana, contribuindo para a estabilização da matéria orgânica.

## 2.5 Conclusão

Neste estudo avaliamos como os processos de decomposição são influenciados pelos efeitos combinados da vegetação e atributos do solo. Nossos resultados indicaram que a estabilização do material orgânico é maior em áreas de floresta se comparados com áreas de pastagem, com tendência a aumentar com o avanço da sucessão e fertilidade do solo. Ao contrário, as taxas de decomposição foram maiores em áreas abertas sob pastagem, mas também apresentou variação positiva com o conteúdo de nutrientes do solo. Esses resultados sugerem que a restauração de florestas ripárias pode aumentar o aporte de material orgânico no solo, contribuindo para a melhoria de sua qualidade e o aumento do sequestro de carbono via material estabilizado. Além disso, o estudo mostrou grande variação local nestes processos, que pode ser resultante de variáveis físicas não mensuradas tais como umidade do solo, teor de argila e microclima. Portanto, a restauração de florestas ripárias pode contribuir para a recuperação de processos ecológicos importantes como a ciclagem de nutrientes e sequestro de carbono no solo, mas são necessários mais estudos para se compreender melhor os mecanismos envolvidos.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Práticas sustentáveis de manejo do solo têm sido fortemente recomendadas, nos últimos anos, com o reconhecimento que os solos provêm importantes serviços ecossistêmicos para o bem-estar humano (Adhikari & Hartemink 2016) e podem contribuir efetivamente para os objetivos do desenvolvimento sustentável da ONU (Lal et al. 2021). Uma das principais propriedades do solo, relacionada a uma ampla variedade de serviços ecossistêmicos, é o conteúdo de carbono orgânico no solo (Adhikari & Hartemink 2016). O sequestro e os estoques de carbono do solo dependem de uma série de processos, mas estão fortemente relacionados com a decomposição da matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes (Rodrigues et al. 2021). Portanto, a avaliação dos processos de decomposição e estabilização da matéria orgânica em diferentes sistemas de manejo pode contribuir para a avaliação da sustentabilidade de diferentes práticas, assim como para se compreender os mecanismos ecológicos envolvidos nesses processos.

O método Tea Bag Index (TBI) foi desenvolvido para permitir comparações de processos de decomposição entre ecossistemas e biomas, possibilitando avaliar a influência de fatores bióticos e abióticos na decomposição de um material orgânico padrão (Keuskamp et al. 2013, Djukic et al. 2018). Nesse sentido, este trabalho aplicou o TBI para avaliar a taxa de decomposição e o fator de estabilização da matéria orgânica em escala local em sistemas agrossilvipastoris de grande porte (30 hectares), florestas ripárias e áreas em processo de restauração ecológica, possibilitando avaliar os processos de mineralização em outros tipos de manejo do solo.

Em sistemas agrícolas sem o estrato arbóreo, como pastagens intensivas ou consorciadas com lavoura, a ciclagem de nutrientes foi mais dinâmica, com maiores

taxas de decomposição, enquanto sistemas integrados com silvicultura resultaram em maior aporte de matéria orgânica recalcitrante, além de maiores valores de CTC, favorecendo a estabilização da matéria orgânica.

Assim, as características da matéria orgânica depositada nos diferentes sistemas de manejo podem favorecer o desenvolvimento de uma microbiota do solo especializada à decomposição de materiais específicos. Ou seja, nas áreas sem silvicultura, as maiores taxas de decomposição podem estar relacionadas não apenas ao microclima decorrente da ausência de árvores, mas pelo material mais lábil depositado que pode ser decomposto por uma comunidade microbiana mais generalista. Por outro lado, nas áreas com silvicultura, as comunidades poderiam ser mais especializadas tendo em vista o material mais recalcitrante que forma a serapilheira a partir das árvores de eucalipto, tornando mais lenta a mineralização e desta forma favorecendo a estabilização.

Esse experimento mostrou que a diversificação dos sistemas de integração agrossilvipastoris possibilitam o desenvolvimento de diferentes serviços ecossistêmicos incluindo ciclagem de nutrientes e sequestro de carbono, contribuindo para o manejo sustentável das pastagens, aumentando a eficiência de produções agrícolas e reduzindo a necessidade de abertura de novas áreas para a agricultura. Já os resultados obtidos nas áreas em restauração ecológica com diferentes idades seguiram reforçando a importância de estruturas florestais mais desenvolvidas para melhorar a qualidade do solo e o armazenamento de carbono. De fato, as áreas de restauro antigo apresentaram os maiores valores de estabilização e taxa de decomposição mais lenta, acompanhada de solos mais férteis.

Conclui-se que práticas de manejo do solo mais sustentáveis, como a restauração de florestas em ambientes degradados e os sistemas agrossilvipastoris.

podem ser aliados na manutenção de serviços ecossistêmicos. O entendimento dos processos de decomposição que ocorrem em áreas que utilizam estas práticas podem sugerir aperfeiçoamentos para aumentar a estabilização da matéria orgânica e o sequestro de carbono pelo solo. Por exemplo, a adoção de práticas de manejo que promovam a inserção de espécies arbóreas fixadoras de nitrogênio no solo ou aumentem a diversidade de espécies com diferentes características da serapilheira podem promover a atividade microbiana e a incorporação do carbono orgânico na biomassa microbiana. Da mesma forma, práticas que resultem em aumento da biomassa radicular e incorporação desta biomassa e exsudatos pelo solo através da atividade de organismos decompositores também podem favorecer a qualidade do solo, como nas diferentes formas de manejo de pastagens.

Por fim, apesar do avanço na compreensão sobre os fatores que influenciam os processos de decomposição e sua dinâmica em diversos ecossistemas, ela ainda é incompleta quando se considera a complexidade das interações entre as comunidades de organismos do solo e os fatores ambientais locais (Prescott, 2010a). Assim, esta tese reforça a importância e a necessidade de avaliar esses processos nos solos tropicais sob diferentes usos frente a crítica realidade das mudanças climáticas, de modo a apontar novos caminhos que aproveitem esse conhecimento ao lidar com a mudança global.

## Referências bibliográficas

- Acton, D. F. ., & Gregorich, L. J. (1995). *The Health of Our Soils*.
- Adhikari, K., & Hartemink, A. E. (2016). Linking soils to ecosystem services—A global review. *Geoderma*, 262, 101-111.
- Aerts, Raf, Van Overtveld, K., Haile, M., Hermy, M., Deckers, J., & Muys, B. (2006). Species composition and diversity of small Afromontane forest fragments in northern Ethiopia. *Plant Ecology*, 187(1), 127–142. <https://doi.org/10.1007/s11258-006-9137-0>
- Aerts, Rien. (1997). Climate, Leaf Litter Chemistry and Leaf Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems: A Triangular Relationship. *Oikos*, 79(3), 439. <https://doi.org/10.2307/3546886>
- Alberti, G., Nock, C., Fornasier, F., Scherer-Lorenzen, M., De Nobile, M., Peressotti, A., Hoenig, L., Bruelheide, H., & Bauhus, J. (2017). Tree functional diversity influences belowground ecosystem functioning. *Applied Soil Ecology*, 120(July), 160–168. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.07.038>
- Allison SD, Vitousek PM (2005) Responses of extracellular enzymes to simple and complex nutrient inputs. *Soil Biol Biochem* 37:937–944
- Allmendinger, N. E., Pizzuto, J. E., Potter, N., Johnson, T. E., & Hession, W. C. (2005). The influence of riparian vegetation on stream width, eastern Pennsylvania, USA. *Bulletin of the Geological Society of America*, 117(1–2), 229–243. <https://doi.org/10.1130/B25447.1>
- Andrzejewski, C., Longhi, S. J., Callegaro, R. M., & Santos, E. L. dos. (2020). DINÂMICA DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM FLORESTA ESTACIONAL DECIDUAL RIPÁRIA NO NOROESTE DO RIO GRANDE DO SUL. *BIOFIX Scientific Journal*, 5(2), 231. <https://doi.org/10.5380/biofix.v5i2.71871>
- Assmann, J. M., Martins, A. P., Anghinoni, I., de Oliveira Denardin, L. G., de Holanda Nichel, G., de Andrade Costa, S. E. V. G., Pereira e Silva, R. A., Balerini, F., de Faccio Carvalho, P. C., & Franzluebbbers, A. J. (2017). Phosphorus and potassium cycling in a long-term no-till integrated soybean-beef cattle production system under different grazing intensities in subtropics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 108(1), 21–33. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9818-6>
- Austin, A. T., Vivanco, L., González-Arzac, A., & Pérez, L. I. (2014). There's no place like home? An exploration of the mechanisms behind plant litter-decomposer affinity in terrestrial ecosystems. *New Phytologist*, 204(2), 307–314. <https://doi.org/10.1111/nph.12959>
- Bachega, L. R. (2019). *LUCIANA RUGGIERO BACHEGA A CAMADA SERAPILHEIRA-SOLO EM ÁREAS DE REFLORESTAMENTO DE MATAS CILIARES*.
- Bakker, M. A., Carreño-Rocabado, G., & Poorter, L. (2011). Leaf economics traits predict litter decomposition of tropical plants and differ among land use types. *Functional Ecology*, 25(3), 473–483. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01802.x>
- Balbinot, R., Oliveira, N. K. De, Cristina, V. S., & Pedroso, K. (2008). O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas. *Ambiência, Guarapuava - PR*, 4(1), 131–149. <https://doi.org/INSN 1808 - 0251>
- Barantal, S., Schimann, H., Fromin, N., & Hättenschwiler, S. (2012). Nutrient and Carbon Limitation on Decomposition in an Amazonian Moist Forest. *Ecosystems*, 15(7), 1039–1052. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9564-9>
- Barel, J. M., Kuyper, T. W., Paul, J., de Boer, W., Cornelissen, J. H., & De Deyn, G. B. (2019). Winter cover crop legacy effects on litter decomposition act through litter quality and microbial community changes. *Journal of applied ecology*, 56(1), 132-143.
- Baudry, O., Charmetant, C., Collet, C., & Ponette, Q. (2014). Estimating light climate in forest with the convex densiometer: Operator effect, geometry and relation to diffuse light. *European Journal of Forest Research*, 133(1), 101–110. <https://doi.org/10.1007/s10342-013-0746-6>
- Berg, B. (2014). Decomposition patterns for foliar litter - A theory for influencing factors. *Soil Biology and Biochemistry*, 78, 222–232. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.08.005>

- Berg B, McClaugherty C (eds.) (2008) Plant Litter. Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration. Springer, Berlin.
- Bernardi, A. C. C. ., Esteves, S. N. ., Pezzopane, J. R. M. ., Alves, T. C. ., Berndt, A. ., Pedroso, A. F. ., Rodrigues, P. H. M. ., & Oliveira, P. P. A. . (2018). Soil carbon stocks under integrated crop-livestock-forest system in the Brazilian Atlantic Forest region. *XXI World Congress of Soil Science*, 2.
- Bernardi, A. C. C., Bettiol, G. M., Mazzuco, G. G., Esteves, S. N., Oliveira, P. P. A., & Pezzopane, J. R. M. (2017). Spatial variability of soil fertility in an integrated crop livestock forest system. *Advances in Animal Biosciences*, 8(2), 590–593. <https://doi.org/10.1017/s2040470017001145>
- Bicalho, S. T. T., Langenbach, T., Rodrigues, R. R., Correia, F. V., Hagler, A. N., Matallo, M. B., & Luchini, L. C. (2010). Herbicide distribution in soils of a riparian forest and neighboring sugar cane field. *Geoderma*, 158(3–4), 392–397. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.06.008>
- Bieluczyk, W., Piccolo, M. de C., Pereira, M. G., Moraes, M. T. de, Soltangheisi, A., Bernardi, A. C. de C., Pezzopane, J. R. M., Oliveira, P. P. A., Moreira, M. Z., Camargo, P. B. de, Dias, C. T. dos S., Batista, I., & Cherubin, M. R. (2020). Integrated farming systems influence soil organic matter dynamics in southeastern Brazil. *Geoderma*, 371(April), 114368. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114368>
- Bosi, C., Pezzopane, J. R. M., & Sentelhas, P. C. (2019). Soil water availability in a full sun pasture and in a silvopastoral system with eucalyptus. *Agroforestry Systems*, 94(2), 429–440. <https://doi.org/10.1007/s10457-019-00402-7>
- Bruijnzeel, L. A. (2004). Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees? In *Agriculture, Ecosystems and Environment* (Vol. 104, Issue 1). <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015>
- Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., de Goede, R., Flesskens, L., Geissen, V., Kuyper, T. W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J. W., & Brussaard, L. (2018). Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120(February), 105–125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Burt, T., Pinay, G., & Sabater, S. (2010). Ecohydrology Bearing - Invited Commentary Transformation ecosystem change and ecohydrology: ushering in a new era for watershed management. *Ecohydrology*, 130(February), 126–130. <https://doi.org/10.1002/eco>
- Calderano Filho, B., Santos, H. G., Fonseca, O. O. M., Santos, R. D., Primavesi, O., & Primavesi, A. C. (1998). *Os solos da Fazenda Canchim, Centro de Pesquisa de Pecuária do Sudeste, São Carlos, SP: Levantamento semidetalhado, propriedades e potenciais* (p. 95).
- Camenzind, T., Hättenschwiler, S., Treseder, K. K., Lehmann, A., & Rillig, M. C. (2018). Nutrient limitation of soil microbial processes in tropical forests. *Ecological Monographs*, 88(1), 4–21. <https://doi.org/10.1002/ecm.1279>
- Campbell, B. M., Beare, D. J., Bennett, E. M., Hall-Spencer, J. M., Ingram, J. S. I., Jaramillo, F., Ortiz, R., Ramankutty, N., Sayer, J. A., & Shindell, D. (2017). Agriculture production as a major driver of the earth system exceeding planetary boundaries. *Ecology and Society*, 22(4). <https://doi.org/10.5751/ES-09595-220408>
- Canellas, L. P., Velloso, A. C. X., Marciano, C. R., Ramalho, J. F. G. P., Rumjanek, V. M., Rezende, C. E., & Santos, G. A. (2003). PROPRIEDADES QUÍMICAS DE UM CAMBISSOLO CULTIVADO COM CANA-DE-AÇÚCAR , COM PRESERVAÇÃO DO PALHIÇO E ADIÇÃO. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 27(4), 935–944.
- Carvalho, G. H., Batalha, M. A., Silva, I. A., Cianciaruso, M. V., & Petchey, O. L. (2014). Are fire, soil fertility and toxicity, water availability, plant functional diversity, and litter decomposition related in a Neotropical savanna? *Oecologia*, 175(3), 923–935. <https://doi.org/10.1007/s00442-014-2937-3>
- Carvalho, J. L. N., Raucci, G. S., Cerri, C. E. P., Bernoux, M., Feigl, B. J., Wruck, F. J., & Cerri, C. C. (2010). Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks

- in Brazil. *Soil and Tillage Research*, 110(1), 175–186. <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.07.011>
- Chazdon, R. L. (2008). Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320(5882), 1458–1460. <https://doi.org/10.1126/science.1155365>
- Chen, H., Dong, S., Liu, L., Ma, C., Zhang, T., Zhu, X., & Mo, J. (2013). Effects of experimental nitrogen and phosphorus addition on litter decomposition in an old-growth tropical forest. *PLoS ONE*, 8(12), 1–8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0084101>
- Cleveland, C. C., Townsend, A. R., & Schmidt, S. K. (2002). Phosphorus limitation of microbial processes in moist tropical forests: Evidence from short-term laboratory incubations and field studies. *Ecosystems*, 5(7), 680–691. <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0202-9>
- Compton JE, Watrud LS, Porteous LA, DeGroot S (2004) Response of soil microbial biomass and community composition to chronic nitrogen additions at Harvard forest. *For Ecol Manage* 196:143–158
- Conceição, P. C., Amado, T. J. C., Mielniczuk, J., & Spagnollo, E. (2005). Soil organic matter and other attributes AS indicators to evaluate soil quality in conservation systems. *Revista Brasileira de Ciencia Do Solo*, 29(5), 777–788. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832005000500013>
- Costa, N. R., Andreotti, M., Ulian, N. D. A., Costa, B. S., Pariz, C. M., & Teixeira Filho, M. C. M. (2015). Acúmulo de nutrientes e tempo de decomposição da palhada de espécies forrageiras em função de épocas de semeadura. *Bioscience Journal*, 818-829.
- Costa, C. W. (2017). *Mapeamentos geoambientais, em escala 1:50.000, aplicados em análises de planejamento territorial de manancial periurbano: bacia do Ribeirão do Feijão, São Carlos, SP*. Universidade Federal de São Carlos - UFSCar.
- Cotrufo, M. F., Wallenstein, M. D., Boot, C. M., Deneff, K., & Paul, E. (2013). The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*, 19(4), 988–995. <https://doi.org/10.1111/gcb.12113>
- Couteaux, M. M., Bottner, P., & Berg, B. (1995). Litter decomposition climate and litter quality. *Trends in Ecology and Evolution*, 10(2), 63–66. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88978-8](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88978-8)
- Cusack, D. F., Chou, W. W., Yang, W. H., Harmon, M. E., & Silver, W. L. (2009). Controls on long-term root and leaf litter decomposition in neotropical forests. *Global Change Biology*, 15(5), 1339–1355. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01781.x>
- da Silva, R. L., Leite, M. F. A., Muniz, F. H., de Souza, L. A. G., de Moraes, F. H. R., & Gehring, C. (2017). Degradation impacts on riparian forests of the lower Mearim river, eastern periphery of Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 402, 92–101. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.019019>
- Dash MC, Behera N (2013) Carbon sequestration and role of earthworms in Indian land uses: a review. *Ecoscan* 7:1–7
- Day, R. W., & Quinn, G. P. (2011). Comparisons of Treatments After an Analysis of Variance Author ( s ): Published by: Ecological Society of America Stable URL: . *Ecological Monographs*, 59(4), 433–463. <http://www.jstor.org/stable/1943075>
- De Moraes, A., Carvalho, P. C. de F., Crusciol, C. A. C., Lang, C. R., Pariz, C. M., Deiss, L., & Mark Sulc, R. (2018). Integrated crop-livestock systems as a solution facing the destruction of pampa and cerrado biomes in south america by intensive monoculture systems. *Agroecosystem Diversity: Reconciling Contemporary Agriculture and Environmental Quality*, 257–273. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811050-8.00016-9>
- Delgado-Baquerizo, M., García-Palacios, P., Milla, R., Gallardo, A., & Maestre, F. T. (2015). Soil characteristics determine soil carbon and nitrogen availability during leaf litter decomposition regardless of litter quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 81, 134–142. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.11.009>
- Demoling F, Nilsson LO, Baath E (2008) Bacterial and fungal response to nitrogen fertilization in three coniferous forest soils. *Soil Biol Biochem* 40:370–379

- Dietrich, A. L., Lind, L., Nilsson, C., & Jansson, R. (2014). The Use of Phytometers for Evaluating Restoration Effects on Riparian Soil Fertility. *Journal of Environmental Quality*, 43(6), 1916–1925. <https://doi.org/10.2134/jeq2014.05.0197>
- Djukic, I., Kepfer-Rojas, S., Schmidt, I. K., Larsen, K. S., Beier, C., Berg, B., Verheyen, K., Caliman, A., Paquette, A., Gutiérrez-Girón, A., Humber, A., Valdecantos, A., Petraglia, A., Alexander, H., Augustaitis, A., Saillard, A., Fernández, A. C. R., Sousa, A. I., Lillebø, A. I., ... Tóth, Z. (2018). Early stage litter decomposition across biomes. *Science of the Total Environment*, 628–629, 1369–1394. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.012>
- Dollinger, J., & Jose, S. (2018). Agroforestry for soil health. *Agroforestry Systems*, 92(2), 213–219. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0223-9>
- dos Santos, C. A., Rezende, C. de P., Machado Pinheiro, É. F., Pereira, J. M., Alves, B. J. R., Urquiaga, S., & Boddey, R. M. (2019). Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic forest region of Brazil. *Geoderma*, 337(January 2018), 394–401. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.045>
- Duddigan, S., Shaw, L. J., Alexander, P. D., & Collins, C. D. (2020). Chemical underpinning of the tea bag index: an examination of the decomposition of tea leaves. *Applied and Environmental Soil Science*, 2020: 6085180
- Duffy, J. E. (2009). Why biodiversity is important to the functioning of real-world ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(8), 437–444. <https://doi.org/10.1890/070195>
- Dumont, B., Fortun-Lamothe, L., Jouven, M., Thomas, M., & Tichit, M. (2013). Prospects from agroecology and industrial ecology for animal production in the 21st century. *Animal*, 7(6), 1028–1043. <https://doi.org/10.1017/S1751731112002418>
- Dybala, K. E., Matzek, V., Gardali, T., & Seavy, N. E. (2019). Carbon sequestration in riparian forests: A global synthesis and meta-analysis. *Global Change Biology*, 25(1), 57–67. <https://doi.org/10.1111/gcb.14475>
- Eichenberg, D., Purschke, O., Ristok, C., Wessjohann, L., & Bruelheide, H. (2015). Trade-offs between physical and chemical carbon-based leaf defence: Of intraspecific variation and trait evolution. *Journal of Ecology*, 103(6), 1667–1679. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12475>
- Elias, D. M., Robinson, S., Both, S., Goodall, T., Majalap-Lee, N., Ostle, N. J., & McNamara, N. P. (2020). Soil microbial community and litter quality controls on decomposition across a tropical forest disturbance gradient. *Frontiers in Forests and Global Change*, 3: 81.
- Fan, H., Wu, J., Liu, W., Yuan, Y., Hu, L., & Cai, Q. (2015). Linkages of plant and soil C:N:P stoichiometry and their relationships to forest growth in subtropical plantations. *Plant and Soil*, 392(1–2), 127–138. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2444-2>
- Fanin, N., & Bertrand, I. (2016). Aboveground litter quality is a better predictor than belowground microbial communities when estimating carbon mineralization along a land-use gradient. *Soil Biology and Biochemistry*, 94, 48–60. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.11.007>
- Fanin, N., Bezaud, S., Sarneel, J. M., Cecchini, S., Nicolas, M., & Augusto, L. (2020). Relative Importance of Climate, Soil and Plant Functional Traits During the Early Decomposition Stage of Standardized Litter. *Ecosystems*, 23(5), 1004–1018. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00452-z>
- Faucon, M. P., Houben, D., & Lambers, H. (2017). Plant Functional Traits: Soil and Ecosystem Services. *Trends in Plant Science*, 22(5), 385–394. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2017.01.005>
- Feld, C. K., Fernandes, M. R., Ferreira, M. T., Hering, D., Ormerod, S. J., Venohr, M., & Gutiérrez-Cánovas, C. (2018). Evaluating riparian solutions to multiple stressor problems in river ecosystems — A conceptual study. *Water Research*, 139, 381–394. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.04.014>
- Fernandes, P. H. de G., de Souza, A. L. T., Tanaka, M. O., & Sebastiani, R. (2021). Decomposition and stabilization of organic matter in an old-growth tropical riparian forest: effects of soil properties and vegetation structure. *Forest Ecosystems*, 8(1).

- <https://doi.org/10.1186/s40663-021-00293-0>
- Freddi, O. da S., Centurion, J. F., Beutler, A. N., Aratani, R. G., & Leonel, C. L. (2007). Compactação do solo no crescimento radicular e produtividade da cultura do milho. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 31(4), 627–636. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832007000400003>
- Freitas, L. de;, Oliveira, I. . de;, Silva, L. S. ., Frare, J. C. V. ., Filla, V. A. ., & Gomes, R. P. (2017). Indicadores de qualidade química e física do solo sob diferentes sistemas de manejo. *Unimar Ciências*, 26(ISSN 1415-1642), 57–64. <https://doi.org/10.13937/j.cnki>
- Fujii, S., Mori, A. S., Koide, D., Makoto, K., Matsuoka, S., Osono, T., & Isbell, F. (2017). Disentangling relationships between plant diversity and decomposition processes under forest restoration. *Journal of Applied Ecology*, 54(1), 80–90. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12733>
- Gama-Rodrigues, A. C. da;, Barros, N. F. de;, Gama-rodrigues, E., & Al., E. (2006). Sistemas Agroflorestais - Bases Científicas para o Desenvolvimento Sustentável. In *EMBRAPA Informação Tecnológica* (Issue January). <http://cmq.esalq.usp.br/wiki/lib/exe/fetch.php?media=2009:recursos:valeri-eal-2003-saf.pdf>
- Gavito, M. E., Cohen-Salgado, D., Noguez, A. M., & Vega-Peña, E. V. (2021). In-situ local litter decomposition was mainly microbial and differed between pastures and mature forests but not along early succession in a tropical dry forest ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 480(May 2020), 118636. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118636>
- Gessner, M. O., Swan, C. M., Dang, C. K., McKie, B. G., Bardgett, R. D., Wall, D. H., & Hättenschwiler, S. (2010). Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(6), 372–380. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.010>
- Glassman, S. I., Weihe, C., Li, J., Albright, M. B., Looby, C. I., Martiny, A. C., ... & Martiny, J. B. (2018). Decomposition responses to climate depend on microbial community composition. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(47), 11994–11999.
- Gotelli, N. J., Ulrich, W., & Maestre, F. T. (2011). Randomization tests for quantifying species importance to ecosystem function. *Methods in Ecology and Evolution*, 2(6), 634–642. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00121.x>
- Grace, J. B. (2008). Structural Equation Modeling for Observational Studies. *Journal of Wildlife Management*, 72(1), 14–22. <https://doi.org/10.2193/2007-307>
- Grace, J. B., & Bollen, K. A. (2005). Interpreting the Results from Multiple Regression and Structural Equation Models. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 86(4), 283–295. [https://doi.org/10.1890/0012-9623\(2005\)86\[283:ITRFMR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9623(2005)86[283:ITRFMR]2.0.CO;2)
- Grandy, A. S., & Neff, J. C. (2008). Molecular C dynamics downstream: the biochemical decomposition sequence and its impact on soil organic matter structure and function. *Science of the Total Environment*, 404(2-3), 297–307.
- Groffman, P. M., Fisk, M. C., Driscoll, C. T., Likens, G. E., Fahey, T. J., Eagar, C., & Pardo, L. H. (2006). Calcium additions and microbial nitrogen cycle processes in a northern hardwood forest. *Ecosystems*, 9(8), 1289–1305.
- Groppo, J. D., Lins, S. R. M., Camargo, P. B., Assad, E. D., Pinto, H. S., Martins, S. C., Salgado, P. R., Evangelista, B., Vasconcellos, E., Sano, E. E., Pavão, E., Luna, R., & Martinelli, L. A. (2015). Changes in soil carbon, nitrogen, and phosphorus due to land-use changes in Brazil. *Biogeosciences*, 12(15), 4765–4780. <https://doi.org/10.5194/bg-12-4765-2015>
- Hamilton, R. L., Trimmer, M., Bradley, C., & Pinay, G. (2016). Deforestation for oil palm alters the fundamental balance of the soil N cycle. *Soil Biology and Biochemistry*, 95, 223–232. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.01.001>
- Han, X., Zhao, F., Tong, X., Deng, J., Yang, G., Chen, L., & Kang, D. (2017). Understanding soil carbon sequestration following the afforestation of former arable land by physical fractionation. *Catena*, 150, 317–327. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.11.027>
- Hobbie, S. E. (2005). Contrasting effects of substrate and fertilizer nitrogen on the early stages of litter decomposition. *Ecosystems*, 8(6), 644–656. <https://doi.org/10.1007/s10021-003->

0110-7

- Hooper, D., Coughlan, J., & Mullen, M. R. (2008). Structural equation modelling: Guidelines for determining model fit. *Electronic Journal of Business Research Methods*, 6(1), 53–60. <https://doi.org/10.21427/D79B73>
- Horodecki, P., & Jagodziński, A. M. (2017). Tree species effects on litter decomposition in pure stands on afforested post-mining sites. *Forest Ecology and Management*, 406(September), 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.059>
- Hoyos-Santillan, J., Lomax, B. H., Turner, B. L., & Sjögersten, S. (2018). Nutrient limitation or home field advantage: Does microbial community adaptation overcome nutrient limitation of litter decomposition in a tropical peatland? *Journal of Ecology*, November 2017, 1558–1569. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12923>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Manual técnico da vegetação brasileira. 2. ed. Rio de Janeiro; 2012. 271 p.
- Jansen, A., & Robertson, A. I. (2001). Relationship between livestock management and the ecological condition of riparian habitats along an Australian floodplain river. *Journal of Applied Ecology*, 38(1), 63–75. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00557.x>
- Jílková, V., Straková, P., & Frouz, J. (2020). Foliage C:N ratio, stage of organic matter decomposition and interaction with soil affect microbial respiration and its response to C and N addition more than C:N changes during decomposition. *Applied Soil Ecology*, 152(October 2019), 103568. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103568>
- Jimenez, R. L., Gonçalves, W. G., Araújo Filho, J. V. de, Assis, R. L. de, Pires, F. R., & Silva, G. P. (2008). Crescimento de plantas de cobertura sob diferentes níveis de compactação em um Latossolo Vermelho. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 12(2), 116–121. <https://doi.org/10.1590/s1415-43662008000200002>
- Jones, J. A., & Swan, C. M. (2016). Community composition and diversity of riparian forests regulate decomposition of leaf litter in stream ecosystems. *Restoration Ecology*, 24(2), 230–234. <https://doi.org/10.1111/rec.12307>
- Junior, P., & Mauad, F. (2015). Simulação dos Impactos das Mudanças Climáticas na Vazão da Bacia do Ribeirão do Feijão - SP. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 20(3), 741–751. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v20n3.p741-751>
- Kardol, P., & Wardle, D. A. (2010). How understanding aboveground-belowground linkages can assist restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(11), 670–679. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.09.001>
- Kauffman, J. B. & Krueger, W. C. (1984) Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications: a review. *Journal of Range Management* 37(5): 430–437. doi:10.2307/3899631
- Keenan, R. J., Reams, G. A., Achard, F., de Freitas, J. V., Grainger, A., & Lindquist, E. (2015). Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352, 9–20. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.014>
- Keiser, A. D., & Bradford, M. A. (2017a). Climate masks decomposer influence in a cross-site litter decomposition study. *Soil Biology and Biochemistry*, 107, 180–187. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.12.022>
- Keiser, A. D., & Bradford, M. A. (2017b). Soil Biology & Biochemistry Climate masks decomposer influence in a cross-site litter decomposition study. *Soil Biology and Biochemistry*, 107, 180–187. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.12.022>
- Keiser, A. D., Keiser, D. A., Strickland, M. S., & Bradford, M. A. (2014). Disentangling the mechanisms underlying functional differences among decomposer communities. *Journal of Ecology*, 102(3), 603–609. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12220>
- Keuskamp, J. A., Dingemans, B. J. J., Lehtinen, T., Sarneel, J. M., & Hefting, M. M. (2013). Tea Bag Index: A novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(11), 1070–1075. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12097>
- Kirschbaum, M. U. F. (1995). The temperature dependence of soil organic matter

- decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biology and Biochemistry*, 27(6), 753–760. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)00242-S](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)00242-S)
- Knorr, M., Frey, S. D., & Curtis, P. S. (2005). Nitrogen additions and litter decomposition: A meta-analysis. *Ecology*, 86(12), 3252–3257. <https://doi.org/10.1890/05-0150>
- Laboratório de processamento de imagens e geoprocessamento. Atlas das pastagens. Acesso em 10 de junho de 2021.
- Lal, R., Bouma, J., Brevik, E., Dawson, L., Field, D. J., Glaser, B., ... & Zhang, J. (2021). Soils and sustainable development goals of the United Nations (New York, USA): An IUSS perspective. *Geoderma Regional*, e00398.
- Lanuza, O., Casanoves, F., Zahawi, R. A., Celentano, D., Delgado, D., & Holl, K. D. (2018). Litterfall and nutrient dynamics shift in tropical forest restoration sites after a decade of recovery. *Biotropica*, 0(0), 1–8. <https://doi.org/10.1111/btp.12533>
- Leal, C. G., Pompeu, P. S., Gardner, T. A., Leitão, R. P., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Zuanon, J., de Paula, F. R., Ferraz, S. F. B., Thomson, J. R., Mac Nally, R., Ferreira, J., & Barlow, J. (2016). Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology*, 31(8), 1725–1745. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0358-x>
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). Numerical ecology. Elsevier.
- Lukumbuzya TK, Fyles JW, Côté B (1994) Effects of base-cation fertilization on litter decomposition in a sugar maple forest in southern Quebec. *Can J For Res* 24:447–452
- Magnusson, R. (2017). *Effects of litter quality and latitude on decomposition*. June.
- Maia, C. M. B. de F., & Parron, L. M. (2015). *Matéria orgânica como indicador da qualidade do solo e da prestação de serviços ambientais* (Issue July).
- Maia, S. M. F., Ogle, S. M., Cerri, C. E. P., & Cerri, C. C. (2009). Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. *Geoderma*, 149(1–2), 84–91. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.11.023>
- Mariotte, P., Mehrabi, Z., Bezemer, T. M., De Deyn, G. B., Kulmatiski, A., Drigo, B., Veen, G. F. (Ciska), van der Heijden, M. G. A., & Kardol, P. (2018). Plant–Soil Feedback: Bridging Natural and Agricultural Sciences. *Trends in Ecology & Evolution*, 33(2), 129–142. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.11.005>
- Martínez-Atencia, J., Loaiza-Usuga, J. C., Osorio-Vega, N. W., Correa-Londoño, G., & Casamitjana-Causa, M. (2020). Leaf Litter Decomposition in Diverse Silvopastoral Systems in a Neotropical Environment. *Journal of Sustainable Forestry*, 39(7), 710–729. <https://doi.org/10.1080/10549811.2020.1723112>
- Mayer, M., Matthews, B., Rosinger, C., Sandén, H., Godbold, D.L., Katzensteiner, K., 2017. Tree regeneration retards decomposition in a temperate mountain soil after forest gap disturbance. *Soil Biol. Biochem.* 115, 490–498.
- Miatto, R. C., & Batalha, M. A. (2016). Leaf chemistry of woody species in the Brazilian cerrado and seasonal forest: response to soil and taxonomy and effects on decomposition rates. *Plant Ecology*, 217(12), 1467–1479. <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0658-x>
- Milcu, A., & Manning, P. (2011). All size classes of soil fauna and litter quality control the acceleration of litter decay in its home environment. *Oikos*, 120(9), 1366–1370. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.19418.x>
- Mori, G. B., de Paula, F. R., de Barros Ferraz, S. F., Camargo, A. F. M., & Martinelli, L. A. (2015). Influence of landscape properties on stream water quality in agricultural catchments in Southeastern Brazil. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 51(1), 11–21. <https://doi.org/10.1051/limn/2014029>
- N'Dri, J. K., Guéi, A. M., Edoukou, E. F., Yéo, J. G., N'Guessan, K. K., & Lagerlöf, J. (2018). Can litter production and litter decomposition improve soil properties in the rubber plantations of different ages in Côte d'Ivoire? *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 111(2–3), 203–215. <https://doi.org/10.1007/s10705-018-9923-9>
- Nascimento, D.M., Cavalieri-Polizeli, K.M.V., Silva, A.H., Favareto, N. e L.M. Parron, 2019. Soil physical quality under long-term integrated agricultural production systems. *Soil & Tillage Research* Vol. 186:292-299.

- Naiman, R. J. ., & Décamps, H. (1997). The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28(October), 621–658. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>
- Naiman, R. J. ., Décamps, H., & McClain, M. E. (2006). Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities. *BioScience*, 56(4), 353. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[353:fl\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[353:fl]2.0.co;2)
- Nair, P. K. R. (1993). An Introduction to Agroforestry. In *Kluwer Academic Publishers* (Vol. 23, Issue 4). <https://doi.org/10.1177/003072709402300413>
- Nunes, F., & Pinto, M. T. C. . (2012). Decomposição do folhedo em reflorestamento ciliar na bacia Hidrográfica do rio São Francisco, Minas Gerais. *Cerne*, 18(3), 423–431. <https://doi.org/10.1590/S0104-77602012000300009>
- Nunes, M. R., van Es, H. M., Veum, K. S., Amsili, J. P., & Karlen, D. L. (2020). Anthropogenic and inherent effects on soil organic carbon across the U.S. *Sustainability (Switzerland)*, 12(14), 1–19. <https://doi.org/10.3390/su12145695>
- Nunes, S., Barlow, J., Gardner, T., Sales, M., Monteiro, D., & Souza, C. (2019). Uncertainties in assessing the extent and legal compliance status of riparian forests in the eastern Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, 82(April 2018), 37–47. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.051>
- Nunes, S. S., Barlow, J., Gardner, T. A., Siqueira, J. V., Sales, M. R., & Souza, C. M. (2015). A 22 year assessment of deforestation and restoration in riparian forests in the eastern Brazilian Amazon. *Environmental Conservation*, 42(3), 193–203. <https://doi.org/10.1017/S0376892914000356>
- Ochoa-Hueso, R., Delgado-Baquerizo, M., King, P. T. A., Benham, M., Arca, V., & Power, S. A. (2019). Ecosystem type and resource quality are more important than global change drivers in regulating early stages of litter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 129, 144–152.
- Ogden, F. L., Crouch, T. D., Stallard, R. F., & Hall, J. S. (2013). Effect of land cover and use on dry season river runoff, runoff efficiency, and peak storm runoff in the seasonal tropics of Central Panama. *Water Resources Research*, 49(12), 8443–8462. <https://doi.org/10.1002/2013WR013956>
- Oliveira, R. A. C., Marques, R., & Marques, M. C. M. (2019). Plant diversity and local environmental conditions indirectly affect litter decomposition in a tropical forest. *Applied Soil Ecology*, 134(November 2017), 45–53. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.09.016>
- Oorts, K., Vanlauwe, B., & Merckx, R. (2003). Cation exchange capacities of soil organic matter fractions in a Ferric Lixisol with different organic matter inputs. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 100(2–3), 161–171. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00190-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00190-7)
- Ostrowska, A., & Porębska, G. (2015). Assessment of the C/N ratio as an indicator of the decomposability of organic matter in forest soils. *Ecological Indicators*, 49, 104–109. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.044>
- Pankhurst, C.E., Doube, B.M., Gupta, V.V.S.R., 1997. Biological indicators of soil health: synthesis. In: Pankhurst, C.E., Doube, B.M., Gupta, V.V.S.R. (Eds.), *Biological Indicators of Soil Health*. CAB International, Wallingford, Oxon, pp. 419–435.
- Parr, F. J. ., Papendick, I. R. ., Hornick, B. S. ., & Meyer, E. R. (1992). Soil Quality: Attributes and relationship to alternative and sustainable agriculture. *American Journal of Alternative Agriculture*, 7, 5–11.
- Parton, W. J., Morgan, J. A., Wang, G., & Del Grosso, S. (2007). Projected ecosystem impact of the Prairie Heating and CO<sub>2</sub> Enrichment experiment. *New Phytologist*, 174(4), 823–834. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02052.x>
- Pattanayak, S., & Mercer, D. E. (1998). Valuing soil conservation benefits of agroforestry: Contour hedgerows in the Eastern Visayas, Philippines. *Agricultural Economics*, 18(1), 31–46. [https://doi.org/10.1016/S0169-5150\(97\)00037-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5150(97)00037-6)
- Peña-Peña, K., & Imler, U. (2016). Moisture seasonality, soil fauna, litter quality and land use as drivers of decomposition in Cerrado soils in SE-Mato Grosso, Brazil. *Applied Soil Ecology*, 107, 124–133. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.05.007>

- Pezzopane, J. R. M., Bernardi, A. C. C., Bosi, C., Oliveira, P. P. A., Marconato, M. H., de Faria Pedroso, A., & Esteves, S. N. (2017). Forage productivity and nutritive value during pasture renovation in integrated systems. *Agroforestry Systems*, 93(1), 39–49. <https://doi.org/10.1007/s10457-017-0149-7>
- Pezzopane, J. R. M., Bernardi, A. C. de C., Azenha, M. V., Oliveira, P. P. A., Bosi, C., Pedroso, A. de F., & Esteves, S. N. (2020). Production and nutritive value of pastures in integrated livestock production systems: shading and management effects. *Scientia Agricola*, 77(2). <https://doi.org/10.1590/1678-992x-2018-0150>
- Pezzopane, J. R. M., Bosi, C., Nicodemo, M. L. F., Santos, P. M., da Cruz, P. G., & Parmejiani, R. S. (2015). Microclimate and soil moisture in a silvopastoral system in southeastern Brazil. *Bragantia*, 74(1), 110–119. <https://doi.org/10.1590/1678-4499.0334>
- Portilho, I. I. R., Savin, M. C., Borges, C. D., Tsai, S. M., Mercante, F. M., Roscoe, R., & de Carvalho, L. A. (2018). Maintenance of N cycling gene communities with crop-livestock integration management in tropical agriculture systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 267, 52–62.
- Powers, J. S., & Salute, S. (2011). Macro- and micronutrient effects on decomposition of leaf litter from two tropical tree species: Inferences from a short-term laboratory incubation. *Plant and Soil*, 346(1), 245–257. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0815-x>
- Prescott, C. E. (2010b). Litter decomposition: What controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry*, 101(1), 133–149. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9439-0>
- Rangel, O. J. P., & Silva, C. A. (2007). Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 31(6), 1609–1623. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000600037>
- Ren, C., et al., 2016a. Responsiveness of soil nitrogen fractions and bacterial communities to afforestation in the Loess Hilly Region (LHR) of China. *Sci. Rep.* 6.
- Rezende, P. de C., Cantarutti, R. B., Braga, J. M., Gomide, J. A., Pereira, J. M., Ferreira, E., Tarré, R., Macedo, R., Alves, B. J. R., Urquiaga, S., Cadisch, G., Giller, K. E., & Boddey, R. M. (1999). Litter deposition and disappearance in Brachiaria pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 54, 99–112.
- Rodrigues, A. F., Latawiec, A. E., Reid, B. J., Solórzano, A., Schuler, A. E., Lacerda, C., ... & Teixeira, W. G. (2021). Systematic review of soil ecosystem services in tropical regions. *Royal Society Open Science*, 8(3), 201584.
- Rosseel, Y. (2012). lavaan: An R package for Structural Equation Modeling. *Journal of Statistical Software*, 48(2), 1–36.
- Sahin, H., Anderson, S. H., & Udawatta, R. P. (2016). Water infiltration and soil water content in claypan soils influenced by agroforestry and grass buffers compared to row crop management. *Agroforestry Systems*, 90(5), 839–860. <https://doi.org/10.1007/s10457-016-9899-x>
- Santana, R. C., Barros, N. F. de, Novais, R. F., Leite, H. G., & Comerford, N. B. (2008). Alocação de nutrientes em plantios de eucalipto no Brasil. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 32(spe), 2723–2733. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832008000700016>
- Santos, F. M., de Carvalho Balieiro, F., Fontes, M. A., & Chaer, G. M. (2018). Understanding the enhanced litter decomposition of mixed-species plantations of Eucalyptus and Acacia mangium. *Plant and soil*, 423(1), 141–155.
- Schmidt, M. W. I., Torn, M. S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I. A., Lehmann, J., Manning, D. A. C., Nannipieri, P., Rasse, D. P., Kleber, M., & Ko, I. (2011). *Persistence of soil organic matter as an ecosystem property*. <https://doi.org/10.1038/nature10386>
- Setzer, J. 1966. Atlas climático e ecológico do estado de São Paulo. Comissão Interestadual da bacia do Paraná- Uruguai, São Paulo.
- Silva, L. A. da, & Soares, J. J. (2003). Composição florística de um fragmento de floresta estacional semidecídua no município de São Carlos-SP. *Revista Árvore*, 27(5), 647–656.

- <https://doi.org/10.1590/S0100-67622003000500007>
- Silva, H. F., Anjos, P., Barreto, B., Taís, G., Sousa, D. O., & Azevedo, G. B. De. (2014). Decomposição de serapilheira foliar em três sistemas florestais no Sudoeste da Bahia. *Revista Brasileira de Biociências*, 12(3), 164–172.
- SINGER, M.J.; EWING, S. Soil quality. In: SUMNER, M.E. Handbook of soil science. Boca Raton: CRC, 2000. p.G271- G298.
- Soares, J. A. H., Souza, A. L. T. de, Pestana, L. F. de A., & Tanaka, M. O. (2020). Combined effects of soil fertility and vegetation structure on early decomposition of organic matter in a tropical riparian zone. *Ecological Engineering*, 152(April), 105899. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105899>
- Society For Ecological Restoration. The SER international primer on ecological restoration. version 2. Tucson, 2004.
- Souza, A. L. T. D. de, Fonseca, D. G., Libório, R. A., & Tanaka, M. O. (2013). Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, 298, 12–18. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.022>
- Souza e Brito, B. G., Veloso, M. D. D. M., Sarneel, J. M., Falcão, L. A. D., Ribeiro, J. M., Almeida Frazão, L., & Fernandes, G. W. (2020). Litter decomposition in wet and dry ecosystems of the Brazilian Cerrado. *Soil Research*, 58(4), 371. <https://doi.org/10.1071/SR18317>
- Tanaka, M. O., de Souza, A. L. T., Moschini, L. E., & de Oliveira, A. K. (2016). Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 216, 333–339. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.016>
- Taniwaki, R. H., Piggott, J. J., Ferraz, S. F. B., & Matthaei, C. D. (2017). Climate change and multiple stressors in small tropical streams. *Hydrobiologia*, 793(1), 41–53. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2907-3>
- Tank, J. J. L., Rosi-Marshall, E. J. E., Griffiths, N. a., Entekin, S. a., & Stephen, M. L. (2010). A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 118–146. <https://doi.org/10.1899/08-170.1>
- Thomlinson, J.R., Serrano, M.I., Lopez, T.D., Aide, T.M. & Zimmerman, J.K. (1996) Land-use dynamics in a post-agricultural Puerto Rican land- scape (1936–1988). *Biotropica*, 28, 525–536.
- Thompson, I. D., Okabe, K., Tylianakis, J. M., Kumar, P., Brockerhoff, E. G., Schellhorn, N. A., Parrotta, J. A., & Nasi, R. (2011). Forest biodiversity and the delivery of Ecosystem goods and services: Translating science into Policy. *BioScience*, 61(12), 972–981. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.12.7>
- Toleikiene, M., Arlauskienė, A., Fliesbach, A., Iqbal, R., Sarunaite, L., & Kadziulienė, Z. (2020). The decomposition of standardised organic materials in loam and clay loam arable soils during a non-vegetation period. *Soil and Water Research*, 15(No. 3), 181–190. <https://doi.org/10.17221/31/2019-swr>
- Tracy, B. F., & Zhang, Y. (2008). Soil compaction, corn yield response, and soil nutrient pool dynamics within an integrated crop-livestock system in Illinois. *Crop Science*, 48(3), 1211–1218. <https://doi.org/10.2135/cropsci2007.07.0390>
- Tu, J., Qiao, J., Zhu, Z., Li, P., & Wu, L. (2018). Soil bacterial community responses to long-term fertilizer treatments in Paulownia plantations in subtropical China. *Applied Soil Ecology*, 124(February), 317–326. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.09.036>
- Vazquez, E., Teutscherova, N., Lojka, B., Arango, J., & Pulleman, M. (2020). Pasture diversification affects soil macrofauna and soil biophysical properties in tropical (silvo)pastoral systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 302(December 2019), 107083. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107083>
- Veen, G. F. C., Keiser, A. D., van der Putten, W. H., & Wardle, D. A. (2018). Variation in home-field advantage and ability in leaf litter decomposition across successional gradients.

- Functional Ecology*, March, 1563–1574. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13107>
- Veen, G. F. C., Sundqvist, M. K., & Wardle, D. A. (2015). *Environmental factors and traits that drive plant litter decomposition do not determine home-field advantage effects*. 981–991. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12421>
- Wang, J. J., Bowden, R. D., Lajtha, K., Washko, S. E., Wurzbacher, S. J., & Simpson, M. J. (2019). Long-term nitrogen addition suppresses microbial degradation, enhances soil carbon storage, and alters the molecular composition of soil organic matter. *Biogeochemistry*, 142(2), 299–313. <https://doi.org/10.1007/s10533-018-00535-4>
- Wilkinson L, Blank G, Gruber C. 1996. Desktop analysis with SYSTAT Upper Saddle River (NJ): Prentice Hall.
- Xavier, D. F., da Silva Léo, F. J., de Campos Paciullo, D. S., Urquiaga, S., Alves, B. J. R., & Boddey, R. M. (2014). Nitrogen cycling in a Brachiaria-based silvopastoral system in the Atlantic forest region of Minas Gerais, Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 99(1), 45–62. <https://doi.org/10.1007/s10705-014-9617-x>
- Xiaogai, G., Lixiong, Z., Wenfa, X., Zhilin, H., Xiansheng, G., Benwang, T., Ge, X., Zeng, L., Xiao, W., Huang, Z., Geng, X., Tan, B., Xiaogai, G., Lixiong, Z., Wenfa, X., Zhilin, H., Xiansheng, G., Benwang, T., 2013. Effect of litter substrate quality and soil nutrients on forest litter decomposition: a review. *Acta Ecol. Sin.* 33, 102–108. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2013.01.006>.
- Xu, M., Wang, Z., & Zhao, Y. (2018). Stratification ratio of soil organic carbon as an indicator of carbon sequestration and soil quality in ecological restoration. *Restoration Ecology*, 26(3), 555–562. <https://doi.org/10.1111/rec.12597>
- Xu, S., Liu, L., & Sayer, E. J. (2013). Variability of aboveground litter inputs alters soil physicochemical and biological processes: a meta-analysis of litterfall-manipulation experiments. *Biogeosciences Discussions*, 5245–5272. <https://doi.org/10.5194/bgd-10-5245-2013>
- Yeong, K. L., Reynolds, G., & Hill, J. K. (2016). Leaf litter decomposition rates in degraded and fragmented tropical rain forests of Borneo. *Biotropica*, 48(4), 443–452. <https://doi.org/10.1111/btp.12319>
- Zhang, C., Liu, G., Xue, S., & Wang, G. (2016). Soil bacterial community dynamics reflect changes in plant community and soil properties during the secondary succession of abandoned farmland in the Loess Plateau. *Soil Biology and Biochemistry*, 97, 40–49. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.02.013>
- Zhang, W., Gao, D., Chen, Z., Li, H., Deng, J., Qiao, W., Han, X., Yang, G., Feng, Y., & Huang, J. (2018). Substrate quality and soil environmental conditions predict litter decomposition and drive soil nutrient dynamics following afforestation on the Loess Plateau of China. *Geoderma*, 325(December 2017), 152–161. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.03.027>
- Zhang, X., Liu, Z., Zhu, B., Bing, Y., Luc, N. T., Du, L., & Zhu, Z. (2016). Impacts of mixed litter decomposition from Robinia pseudoacacia and other tree species on C loss and nutrient release in the Loess Plateau of China. *Journal of Forestry Research*, 27(3), 525–532. <https://doi.org/10.1007/s11676-015-0175-0>

## APÊNDICE A

Apêndice A - variação (coeficiente de variação) e valores médios ( $\pm$  erro padrão) para as variáveis do solo: potencial hidrogeniônico (pH), matéria orgânica (MO, g.dm<sup>-3</sup>), fósforo (mg.dm<sup>-3</sup>), potássio (mmolc.dm<sup>-3</sup>), cálcio (mmolc.dm<sup>-3</sup>), magnésio (mmolc.dm<sup>-3</sup>), soma de bases (SB, mmolc.dm<sup>-3</sup>), porcentagem de saturação por bases (V, %), nitrogênio total (Nt, mg.kg<sup>-1</sup>), carbono (%); nitrogênio (%), relação carbono:nitrogênio (CN), relação nitrogênio:fósforo (NP), teor de argila (%); variáveis da vegetação: diâmetro altura do peito (DAP, cm), estratificação (CV), densidade (dens.) (indivíduo/ha), área basal (AB, m<sup>2</sup>/ha), cobertura por gramíneas (CG, %), cobertura por dossel (CD, %); e variáveis de decomposição: massa remanescente do chá verde (Wtg), massa remanescente do chá vermelho (Wtr), fator de estabilização (S), taxa de decomposição (*k*, g.g<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>), nos tratamentos de estudo Remanescente (C1, C2, C3, C4), Restauro antigo (R1, R2, R3, R4), Restauro novo (R5, R6, R7) e Agrícola (A1, A2, A3). Médias com letras minúsculas diferentes indicam diferenças entre os tratamentos (P < 0,05).

	Remanescente		Restauro antigo		Restauro novo		Agrícola	
<b>pH</b>	3.40 – 6.10 (0.202)	4.36 $\pm$ 0.882 <i>a</i>	4.10 – 5.90 (0.083)	4.76 $\pm$ 0.395 <i>a</i>	3.70 – 5.20 (0.116)	4.47 $\pm$ 0.518 <i>a</i>	3.70 - 4.40 (0.056)	4.14 $\pm$ 0.231 <i>a</i>
<b>MO</b>	23.00 – 118.00 (0.407)	61.69 $\pm$ 25.13 <i>a</i>	45.00 – 65.00 (0.101)	52.37 $\pm$ 5.26 <i>ab</i>	27.00 – 54.00 (0.230)	40.08 $\pm$ 9.21 <i>b</i>	19.00 – 51.00 (0.309)	28.33 $\pm$ 8.76 <i>b</i>
<b>P</b>	5.00 – 24.00 (0.363)	13.75 $\pm$ 4.99 <i>ac</i>	5.00 – 19.00 (0.373)	10.25 $\pm$ 3.82 <i>c</i>	5.00 – 25.00 (0.644)	9.08 $\pm$ 5.85 <i>bc</i>	5.00 – 12.00 (0.248)	7.83 $\pm$ 1.95 <i>bc</i>
<b>K</b>	1.30 – 2.60 (0.209)	1.76 $\pm$ 0.367 <i>a</i>	1.10 – 3.20 (0.294)	1.67 $\pm$ 0.491 <i>a</i>	1.00 – 2.10 (0.265)	1.44 $\pm$ 0.382 <i>a</i>	1.00 – 3.10 (0.386)	1.56 $\pm$ 0.602 <i>a</i>
<b>Ca</b>	1.00 – 86.00 (1.022)	30.06 $\pm$ 30.71	7.00 – 96.00 (0.823)	26.69 $\pm$ 21.97	4.00 – 34.00 (0.716)	15.75 $\pm$ 11.28	3.00 – 17.00 (0.682)	6.92 $\pm$ 4.72
<b>Mg</b>	1.00 – 36.00 (0.848)	12.25 $\pm$ 10.39	5.00 – 88.00 (0.950)	21.44 $\pm$ 20.37	2.00 – 20.00 (0.682)	9.00 $\pm$ 6.13	3.00 – 7.00 (0.264)	4.67 $\pm$ 1.23
<b>SB</b>	3.30 – 124.00 (0.924)	44.07 $\pm$ 40.71 <i>ab</i>	14.00 – 185.30 (0.851)	49.79 $\pm$ 42.36 <i>b</i>	7.10 – 88.30 (0.740)	32.78 $\pm$ 24.24 <i>a</i>	8.20 – 24.10 (0.396)	13.30 $\pm$ 5.27 <i>a</i>
<b>CTC</b>	34.30 – 171.60 (0.336)	106.44 $\pm$ 35.73 <i>ab</i>	77.50 – 213.30 (0.322)	102.11 $\pm$ 32.92 <i>b</i>	42.30 – 88.30 (0.261)	64.11 $\pm$ 16.73 <i>c</i>	34.60 – 87.10 (0.322)	49.64 $\pm$ 16.00 <i>ac</i>
<b>V%</b>	4.00 – 89.00 (0.836)	39.06 $\pm$ 33.71 <i>a</i>	16.00 – 87.00 (0.428)	44.00 $\pm$ 18.82 <i>a</i>	11.00 – 64.00 (0.490)	39.08 $\pm$ 19.13 <i>a</i>	12.00 – 44.00 (0.341)	27.67 $\pm$ 9.44 <i>a</i>
<b>Nt</b>	700.00 – 5600.00 (0.589)	2775.50 $\pm$ 1636.03 <i>a</i>	1015.00 – 3150.00 (0.291)	2351.56 $\pm$ 683.87 <i>a</i>	1064.00 – 2590.90 (0.305)	1654.33 $\pm$ 504.02 <i>a</i>	1015.00 – 2695.00 (0.374)	1580.83 $\pm$ 591.50 <i>a</i>
<b>C</b>	0.953 – 8.8 (0.626)	3.52 $\pm$ 2.20 <i>ac</i>	0.704 – 2.97 (0.498)	1.48 $\pm$ 0.739 <i>b</i>	2.54 – 3.18 (0.068)	2.85 $\pm$ 0.193 <i>c</i>	1.39 – 2.61 (0.232)	1.96 $\pm$ 0.454 <i>bc</i>
<b>N</b>	0.073 – 0.672 (0.475)	0.326 $\pm$ 0.155 <i>a</i>	0.057 – 0.261 (0.542)	0.129 $\pm$ 0.070 <i>b</i>	0.228 – 0.296 (0.085)	0.263 $\pm$ 0.022 <i>a</i>	0.11 – 0.227 (0.264)	0.156 $\pm$ 0.041 <i>b</i>
<b>CN</b>	7.47 – 24.83 (0.391)	11.15 $\pm$ 4.36 <i>a</i>	10.58 – 13.70 (0.080)	11.78 $\pm$ 0.939 <i>a</i>	9.48 – 12.11 (0.063)	10.85 $\pm$ 0.682 <i>a</i>	11.37 – 14.06 (0.073)	12.62 $\pm$ 0.923 <i>a</i>
<b>NP</b>	13.86 – 34.91 (0.229)	22.80 $\pm$ 5.22 <i>a</i>	3.35 – 29.40 (0.567)	13.84 $\pm$ 7.85 <i>a</i>	10.84 – 57.60 (0.401)	36.58 $\pm$ 14.67 <i>a</i>	13.44 – 45.40 (0.446)	21.43 $\pm$ 9.57 <i>a</i>

<b>Argila</b>	1.00 – 62.60 (0.627)	25.96 ± 16.28 <b>a</b>	39.10 – 52.00 (0.085)	45.93 ± 3.91 <b>c</b>	16.10 – 33.60 (0.290)	23.12 ± 6.70 <b>ba</b>	7.50 – 27.50 (0.495)	13.99 ± 6.92 <b>b</b>
<b>DAP</b>	7.38 – 16.45 (0.188)	11.93 ± 2.24 <b>a</b>	9.74 – 30.06 (0.337)	16.46 ± 5.55 <b>c</b>	7.92 – 14.75 (0.215)	11.81 ± 2.54 <b>a</b>	0 – 12.55 (1.86)	2.49 ± 4.63 <b>b</b>
<b>CV</b>	0.378 – 0.893 (0.257)	0.588 ± 0.151 <b>a</b>	0.405 – 1.00 (0.308)	0.633 ± 0.195 <b>a</b>	0.230 – 0.911 (0.430)	0.466 ± 0.200 <b>a</b>	0 – 0.429 (3.46)	0.036 ± 0.124 <b>b</b>
<b>Dens.</b>	800 – 3700 (0.461)	1881.25 ± 867.35 <b>a</b>	300.00 – 1200.00 (0.426)	737.50 ± 313.85 <b>c</b>	400.00 – 1400.00 (0.367)	883.33 ± 324.27 <b>c</b>	0 – 200 (1.95)	33.33 ± 65.13 <b>b</b>
<b>AB</b>	6.36 – 53.99 (0.488)	28.40 ± 13.86 <b>a</b>	7.69 – 176.06 (1.392)	29.54 ± 41.12 <b>a</b>	6.59 – 23.10 (0.498)	11.48 ± 5.72 <b>ab</b>	0 – 1.24 (1.857)	0.247 ± 0.459 <b>b</b>
<b>CG</b>	0	0 ± 0 <b>a</b>	0 – 100 (0.836)	48.83 ± 40.84 <b>c</b>	50.00 – 100 (0.238)	86.98 ± 20.72 <b>b</b>	100 – 100 (0)	100.00 ± 0.00 <b>b</b>
<b>CD</b>	96.09 – 99.48 (0.011)	98.29 ± 1.09 <b>a</b>	86.20 – 98.44 (0.037)	94.78 ± 3.46 <b>ac</b>	43.49 – 97.92 (0.171)	86.85 ± 14.87 <b>c</b>	0 – 40.63 (2.31)	6.27 ± 14.49 <b>b</b>
<b>Wtg</b>	0.246 – 0.333 (0.103)	0.288 ± 0.030 <b>a</b>	0.304 – 0.373 (0.054)	0.338 ± 0.018 <b>b</b>	0.267 – 0.348 (0.067)	0.307 ± 0.020 <b>c</b>	0.243 – 0.311 (0.070)	0.280 ± 0.020 <b>a</b>
<b>Wtr</b>	0.582 – 0.730 (0.052)	0.677 ± 0.035 <b>a</b>	0.715 – 0.800 (0.028)	0.752 ± 0.021 <b>b</b>	0.636 – 0.750 (0.046)	0.714 ± 0.033 <b>c</b>	0.640 – 0.730 (0.047)	0.696 ± 0.032 <b>ac</b>
<b>S</b>	0.1043 – 0.2078 (0.227)	0.1548 ± 0.0352 <b>a</b>	0.1736 – 0.2545 (0.101)	0.2133 ± 0.0216 <b>b</b>	0.1290 – 0.2254 (0.137)	0.1766 ± 0.0242 <b>c</b>	0.1008 – 0.1818 (0.161)	0.1449 ± 0.0234 <b>a</b>
<b>k</b>	0.0105 – 0.0277 (0.311)	0.0154 ± 0.0048 <b>ac</b>	0.0069 – 0.0141 (0.174)	0.0104 ± 0.0018 <b>bc</b>	0.0096 – 0.0254 (0.330)	0.0134 ± 0.0044 <b>c</b>	0.0097 – 0.0353 (0.465)	0.0155 ± 0.0072 <b>ac</b>