

**AMANA DE MAGALHÃES MATOS OBOLARI**

**INDICADORES DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM SISTEMAS  
SILVIPASTORIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Orientador: Silvio Nolasco de Oliveira Neto

Coorientador: Carlos Renato Tavares de Castro

**VIÇOSA - MINAS GERAIS  
2021**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade  
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

O12i  
2021 Obolari, Amana de Magalhães Matos, 1989-  
Indicadores de serviços ecossistêmicos em sistemas  
silvipastoris / Amana de Magalhães Matos Obolari. – Viçosa,  
MG, 2021.

1 tese eletrônica (107 f.): il. (algumas color.).

Inclui anexos.

Orientador: Silvio Nolasco de Oliveira Neto.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa,  
Departamento de Engenharia Florestal, 2021.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2022.091>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Serviços ambientais. 2. Sistemas agroflorestais. 3. Solos -  
Qualidade. 4. Serviços de suporte (Gerenciamento). I. Neto,  
Silvio Nolasco de Oliveira, 1965-. II. Universidade Federal de  
Viçosa. Departamento de Engenharia Florestal. Programa de  
Pós-graduação em Ciência Florestal. III. Título.

CDO adapt. CDD 22. ed. 634.92

AMANA DE MAGALHÃES MATOS OBOLARI

INDICADORES DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM SISTEMAS  
SILVIPASTORIS

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 26 de novembro de 2021.

Assentimento:



Amana de Magalhães Matos Obolari

Autora



Silvio Nolasco de Oliveira Neto

Orientador

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter me dado forças e saúde para chegar até aqui.

Aos meus pais Patrícia e Eloy que me proporcionaram tudo! Que me forneceram todas as condições para que eu chegasse até aqui! Por todo amor, apoio, carinho e paciência!

Aos meus irmãos Danilo e Gabriel pela amizade e parceria!

Aos meus amigos Vicente, Mari, Mat, Cris, Júlia, Tatazinha, Letícia, Emylle e Deisy pela amizade, carinho, paciência, conselhos e sorrisos ao longo dessa caminhada. Por terem me salvo em tantos momentos!

Aos meus amigos da república das Yag's (Will, Maurício, Val, Josi, Felipe), em especial ao Will por todo amor, carinho, força, apoio. Por terem sido minha família em Viçosa em tempos muito difíceis, quando eu mais precisei! E também por terem me ajudado nos experimentos e na estatística deste trabalho!

Aos amigos Will Marlon e Laura pela amizade, carinho, conversas e todo o suporte e inúmeras ajudas sempre!

Ao meu noivo Lucas pelo amor, paciência, companheirismo, cumplicidade e cuidado nos meus melhores e piores dias! E também por não medir esforços para me ajudar no que fosse preciso!

Aos Silviânicos Tetê, Júlia e Gabriel, que além de serem suporte e alegria nos meus dias, também me ajudaram nos experimentos e em inúmeros momentos que precisei!

Ao meu orientador Professor Silvio Nolasco pelo aprendizado, conselhos, orientação, confiança, amizade e pelo suporte para que esse trabalho pudesse ser realizado e finalizado!

Ao meu coorientador Pesquisador Carlos Renato Tavares de Castro pela parceria que nos proporcionou a realização deste trabalho, pelo suporte proporcionado na Embrapa Gado de Leite e fora dela, não só técnico e financeiro, mas também emocional! Pelo carinho, amizade, acolhimento e confiança!

À Embrapa Gado de Leite pela parceria, pela disponibilização do campo experimental e pelas análises realizadas!

Aos funcionários da Embrapa Gado de Leite, por toda a ajuda no campo, em especial ao Léo, Diogo, Gilberto, senhor Mariano, senhor Rubens e Evandro.

À Daiana, que muito além de todas as ajudas no campo e em laboratório, se tornou uma grande amiga, companheira de quarto e de jornada, e que segurou tantas vezes a minha mão quando eu muito precisei!

Aos estagiários da Embrapa: Fernando, Letícia, Witória, Ronaldo, Kleber, Ricardo e Jaci pela ajuda e boa vontade no campo, além da alegria e acolhimento!

À Úrsula e à Maria pela ajuda e paciência nos experimentos de microbiologia, e também a todos os estagiários do laboratório de Herbicida na Planta, que muitas vezes ajudaram também na execução do experimento!

Ao Professor Francisco C. L. de Freitas por ter disponibilizado o laboratório e os equipamentos para a execução do experimento!

Ao Professor Hélio Garcia Leite por toda ajuda e aconselhamento fundamentais para a realização da estatística deste trabalho! Além da paciência, boa vontade e amizade!

Ao Maurício, Pedro e Rodrigo pela ajuda fundamental na análise estatística deste trabalho e também pela paciência e boa vontade com que conduziram e me ensinaram tudo!

Ao pesquisador José Ricardo Pezzopane pela ajuda com o diviner e os dados referentes à umidade do solo!

Aos funcionários do DEF, em especial Alexandre, Dilson e Bete, pelo carinho, acolhimento, amizade e paciência!

À Universidade Federal de Viçosa e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal pela oportunidade!

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de pesquisa.

A todos que de alguma forma fizeram parte dessa conquista, ajudando direta ou indiretamente de qualquer forma, e eu por ventura não tenha citado nesse texto, meu mais sincero e cheio de amor: muito obrigada! Eu não teria conseguido sozinha!

*Caminhos do coração*

*“Há muito tempo que eu saí de casa  
Há muito tempo que eu caí na estrada  
Há muito tempo que eu estou na vida  
Foi assim que eu quis, e assim eu sou feliz*

*Principalmente por poder voltar  
A todos os lugares onde já cheguei  
Pois lá deixei um prato de comida  
Um abraço amigo, um canto pra dormir e sonhar*

*E aprendi que se depende sempre  
De tanta, muita, diferente gente  
Toda pessoa sempre é as marcas  
Das lições diárias de outras tantas pessoas*

*E é tão bonito quando a gente entende  
Que a gente é tanta gente onde quer que a gente vá  
E é tão bonito quando a gente sente  
Que nunca está sozinho por mais que pense estar*

*É tão bonito quando a gente pisa firme  
Nessas linhas que estão nas palmas de nossas mãos  
É tão bonito quando a gente vai à vida  
Nos caminhos onde bate, bem mais forte o coração!”*

## RESUMO

OBOLARI, Amana de Magalhães Matos, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, novembro de 2021. **Indicadores de serviços ecossistêmicos em sistemas silvipastoris**. Orientador: Silvio Nolasco de Oliveira Neto. Coorientador: Carlos Renato Tavares de Castro.

Devido à necessidade de priorizar formas de uso da terra que combinem produção e conservação, os sistemas agroflorestais têm sido recomendados como sistemas de produção ambientalmente mais viáveis e capazes de fornecer diversos serviços ecossistêmicos de regulação e suporte. O presente estudo objetivou quantificar e comparar indicadores de serviços ecossistêmicos (serapilheira, umidade, microbiologia e fertilidade do solo) em diferentes ambientes, bem como analisar a influência desses ambientes nessas variáveis, sendo: dois sistemas silvipastoris, pasto em monocultivo e fragmento florestal, nos domínios da Mata Atlântica. O experimento foi conduzido no Campo Experimental da Embrapa Gado de Leite, em Coronel Pacheco, MG. Foram avaliados dois sistemas silvipastoris (SSPs), sendo: SSPA (*Eucalyptus grandis*, *Acacia mangium* e *Urochloa decumbens*) e SSPB (*Eucalyptus grandis* e *Urochloa decumbens*); pasto em monocultivo (*Urochloa decumbens*) e fragmento florestal de Mata Atlântica. A coleta de serapilheira foi realizada mensalmente, durante 1 ano, a 0, 2, 7,5 e 15 m das árvores nos SSPs, e de forma aleatória no pasto em monocultivo e no fragmento florestal. A decomposição da serapilheira foi analisada via técnica de litter bags e, a taxa de respiração basal microbiana (TRB), medida pelo método respirométrico em sistema de fluxo contínuo. O carbono da biomassa microbiana do solo (C<sub>bio</sub>) foi mensurado segundo metodologia de fumigação-incubação e o quociente metabólico (qCO<sub>2</sub>) calculado pela razão entre atividade microbiana, médias diárias de C-CO<sub>2</sub> evoluído das amostras de solo, e C<sub>bio</sub> estimado de cada amostra. A umidade do solo foi aferida por meio do dispositivo Diviner 2000, também em todos os ambientes e em todas as distâncias das árvores, uma vez ao mês durante um ano. Para a fertilidade do solo, amostras foram coletadas também em todos os ambientes e distâncias, para análises químicas e granulométricas. Para todas as variáveis foram utilizadas 5 repetições, sendo utilizado o teste não-paramétrico de Wald-Wolfowitz para as comparações estatísticas entre os ambientes. Para a comparação do efeito das distâncias das árvores nos SSPs foram utilizados modelos de regressão simples. Para a análise da influência dos ambientes nas variáveis analisadas foi utilizada a análise de componentes principais (PCA) e ajuste de modelos mistos lineares (LMM). O aporte de serapilheira foi semelhante entre os dois SSPs, sendo em distâncias mais próximas às árvores maior que no fragmento florestal. O aporte de

serapilheira no pasto em monocultivo foi maior que no fragmento florestal. Os teores de nitrogênio e lignina foram maiores no SSPA, onde observou-se menores relações C/N que foram maiores no pasto em monocultivo. A umidade do solo não diferiu entre os ambientes no período seco, porém no período chuvoso essa variável foi maior no SSPB e no pasto a 0-30cm de profundidade. A umidade do solo aumentou com as distâncias das árvores. A TRB e o  $qCO_2$  foram menores no SSPA e no fragmento florestal, enquanto o Cbio foi maior no pasto e no SSPB. Os teores de matéria orgânica foram maiores nos SSPs e no pasto quando comparados ao fragmento florestal. Quando analisados os indicadores bioquímicos, foi possível observar uma distinção mais nítida entre os ambientes. A soma de bases (SB), matéria orgânica do solo, TRB, FDN, Cbio, C e N foram as variáveis que mais explicaram a variação dos dados quando analisado o PCA. O SSPB influenciou negativamente a SB, o C e o N. A espécie leguminosa fixadora de nitrogênio no SSPA pode ter contribuído para os maiores teores de N observados nesse ambiente, e evidencia melhor qualidade dessa serapilheira quando comparada ao SSPB e ao pasto em monocultivo. As maiores relações C/N no pasto em monocultivo, evidenciam maior imobilização de N, e conseqüente menor qualidade da serapilheira nesse ambiente. Os menores valores de TRB e  $qCO_2$  no SSPA e no fragmento florestal indicam maior estado de equilíbrio da microbiota do solo nesses ambientes. Altos valores de TRB e  $qCO_2$  indicam desequilíbrio do ecossistema, bem como baixa eficiência dos microrganismos na utilização dos recursos proporcionados pelo ambiente. A menor umidade do solo em camadas superficiais no fragmento florestal e próximo às árvores no SSPA, pode ser indicativo de melhor estrutura do solo nesses ambientes, e por conseqüência maior drenagem e taxa de infiltração. Os maiores teores de matéria orgânica nos SSPs e no pasto, quando comparados à mata, podem estar associados ao maior aporte de serapilheira nesses sistemas, e também pela deposição de resíduos associada à presença do componente animal. A influência negativa do SSPB nas variáveis SB, C e N, pode ser explicada pela maior acidez observada nesses solos, bem como à menor qualidade da serapilheira quando comparado ao SSPA. A presença do componente arbóreo influenciou positivamente na quantidade e qualidade da serapilheira, nos indicadores microbiológicos e na umidade do solo, principalmente no SSPA. Houve influência dos ambientes nos indicadores avaliados, principalmente quando analisados os indicadores bioquímicos, tendo o ambiente SSPB influenciado negativamente em algumas variáveis.

Palavras-chave: Serviços ambientais. Sistemas agroflorestais. Ciclagem de nutrientes. Qualidade do solo. Serviços de regulação. Serviços de suporte.

## ABSTRACT

OBOLARI, Amana de Magalhães Matos. D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, November, 2021. **Ecosystem services indicators in silvopastoral systems.** Adviser: Silvio Nolasco de Oliveira Neto. Co-adviser: Carlos Renato Tavares de Castro.

Due to the need to prioritize forms of land use that combine production and conservation, agroforestry systems have been recommended as more environmentally viable production systems capable of providing various regulatory and support ecosystem services. The present study aimed to quantify and compare indicators of ecosystem services (litter, moisture, microbiology and soil fertility) in different environments, as well as to analyze the influence of these environments on these variables, namely: two silvopastoral systems, monoculture pasture and forest fragment, in domains of the Atlantic Forest. The experiment was carried out at the Experimental Field of Embrapa Gado de Leite, in Coronel Pacheco, MG. Two silvopastoral systems (SSPs) were evaluated: SSPA (Eucalyptus grandis, Acacia mangium and Urochloa decumbens) and SSPB (Eucalyptus grandis and Urochloa decumbens); monoculture pasture (Urochloa decumbens) and Atlantic Forest forest fragment. Litter collection was carried out monthly, for 1 year, at 0, 2, 7.5 and 15 m from the trees in the SSPs, and randomly in the monoculture pasture and in the forest fragment. Litter decomposition was analyzed using the litter bag technique and the basal microbial respiration rate (TRB) was measured by the respirometric method in a continuous flow system. Soil microbial biomass carbon (C<sub>bio</sub>) was measured according to the fumigation-incubation methodology and the metabolic quotient (qCO<sub>2</sub>) was calculated as the ratio between microbial activity, daily averages of evolved C-CO<sub>2</sub> from soil samples, and estimated C<sub>bio</sub> of each sample. . Soil moisture was measured using the Diviner 2000 device, also in all environments and at all distances from the trees, once a month for a year. For soil fertility, samples were also collected in all environments and distances, for chemical and granulometric analysis. For all variables, 5 repetitions were used, using the non-parametric Wald-Wolfowitz test for statistical comparisons between environments. To compare the effect of tree distances on SSPs, simple regression models were used. To analyze the influence of environments on the variables analyzed, principal components analysis (PCA) and linear mixed models adjustment (LMM) were used. Litter contribution was similar between the two SSPs, being greater at distances closer to the trees than in the forest fragment. Litter contribution in the monoculture pasture was higher than in the forest fragment. Nitrogen and lignin contents were higher in SSPA, where lower C/N ratios were observed,

which were higher in monoculture pasture. Soil moisture did not differ between environments in the dry season, but in the rainy season this variable was higher in the SSPB and in the pasture at 0-30cm depth. Soil moisture increased with distances from trees. TRB and qCO<sub>2</sub> were lower in the SSPA and in the forest fragment, while C<sub>bio</sub> was higher in the pasture and in the SSPB. The organic matter contents were higher in the SSPs and in the pasture when compared to the forest fragment. When analyzing the biochemical indicators, it was possible to observe a clearer distinction between the environments. The sum of bases (SB), soil organic matter, TRB, NDF, C<sub>bio</sub>, C and N were the variables that most explained the variation in the data when analyzing the PCA. SSPB negatively influenced SB, C and N. The nitrogen-fixing leguminous species in the SSPA may have contributed to the higher levels of N observed in this environment, and shows a better quality of this litter when compared to the SSPB and the pasture in monoculture. The higher C/N ratios in the pasture in monoculture, evidence greater immobilization of N, and consequent lower quality of the litter in this environment. The lowest values of TRB and qCO<sub>2</sub> in the SSPA and in the forest fragment indicate a higher equilibrium state of the soil microbiota in these environments. High values of TRB and qCO<sub>2</sub> indicate ecosystem imbalance, as well as low efficiency of microorganisms in the use of resources provided by the environment. The lower soil moisture in surface layers in the forest fragment and close to the trees in the SSPA may be indicative of better soil structure in these environments, and consequently greater drainage and infiltration rate. The higher levels of organic matter in the SSPs and in the pasture, when compared to the forest, may be associated with the greater contribution of litter in these systems, and also by the deposition of residues associated with the presence of the animal component. The negative influence of SSPB on SB, C and N variables can be explained by the higher acidity observed in these soils, as well as the lower litter quality when compared to SSPA. The presence of the tree component had a positive influence on the quantity and quality of litter, on microbiological indicators and on soil moisture, mainly in the SSPA. There was an influence of the environments on the indicators evaluated, especially when analyzing the biochemical indicators, with the SSPB environment having a negative influence on some variables.

Keywords: Environmental services. Agroforestry systems. Nutrient cycling. Soil quality. Regulatory services. Support services.

## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	12
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	14
Capítulo 1 – Aporte, qualidade e decomposição de serapilheira como indicadores de serviços ecossistêmicos em sistemas silvipastoris	16
INTRODUÇÃO	16
MATERIAL E MÉTODOS	18
Caracterização da área experimental	18
Caracterização do experimento	19
Aporte e qualidade da serapilheira	21
Decomposição da serapilheira	22
Análise estatística	22
RESULTADOS	23
Aporte de serapilheira	23
Qualidade e decomposição da serapilheira	26
DISCUSSÃO	34
CONCLUSÕES	39
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40
ANEXO	44
Capítulo 2 – Atividade microbiana e umidade do solo como indicadores de serviços ecossistêmicos em sistemas silvipastoris	47
INTRODUÇÃO	47
MATERIAL E MÉTODOS	49
Caracterização da área experimental	49
Caracterização do experimento	51
Análise microbiológica	52
Taxa de respiração basal microbiana (TRB)	53
Carbono da biomassa microbiana do solo (C <sub>bio</sub> )	54
Quociente metabólico ou taxa respiratória específica (qCO <sub>2</sub> )	55
Umidade do solo	55
Fertilidade do solo	56
Análise estatística	56
RESULTADOS	56
DISCUSSÃO	65
CONCLUSÕES	70
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71
ANEXO	75
Capítulo 3 – Indicadores químicos, físicos e biológicos de serviços ecossistêmicos em sistemas silvipastoris	77
INTRODUÇÃO	77
MATERIAL E MÉTODOS	79
Caracterização da área experimental	79
Caracterização do experimento	80
Aporte e qualidade da serapilheira	82
Decomposição da serapilheira	83

Análise microbiológica	83
Taxa de respiração basal microbiana (TRB)	85
Carbono da biomassa microbiana do solo (C <sub>bio</sub> )	85
Quociente metabólico ou taxa respiratória específica (qCO <sub>2</sub> )	86
Umidade do solo	87
Fertilidade do solo	87
Análise estatística	87
RESULTADOS	90
DISCUSSÃO	95
CONCLUSÕES	99
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100

## INTRODUÇÃO GERAL

O sistema econômico e o bem-estar humano são dependentes dos recursos naturais e dos serviços resultantes do adequado funcionamento dos ecossistemas e, alguns desses serviços, têm sido excessivamente explorados (Nyberg et al., 2020). Transformações ecológicas nos ecossistemas podem ter influências diretas ou indiretas sobre os benefícios e a qualidade de vida da população (Burkhard et al., 2012). A intensificação da exploração dos recursos naturais pode ocorrer em função de mudanças no uso e manejo do solo, bem como na cobertura vegetal, em função da conversão da vegetação nativa em áreas de produção agrícola e/ou de outras demandas da sociedade (*Millennium Ecosystem Assessment*, 2005).

O setor agrícola no Brasil é um dos maiores contribuintes para a intensificação das mudanças climáticas devido à emissão de gases de efeito estufa (GEE) que são liberados pelo desmatamento, uso de fertilizantes, pecuária e outras práticas agrícolas (Beddington et al., 2012). Os pequenos agricultores em países tropicais em desenvolvimento são os mais susceptíveis às consequências das mudanças climáticas (FAO, 2017) e a ocorrência de eventos extremos como secas e temperaturas severas (altas e baixas) já é realidade e tem aumentado consideravelmente (Nicholson, 2014).

Os sistemas agroflorestais têm sido considerados ambientalmente viáveis e capazes de mitigar alguns impactos de práticas agrícolas convencionais, por conciliarem a conservação da biodiversidade com produção de alimentos e a provisão de outros diversos serviços ecossistêmicos (Schroth et al., 2004).

A presença do componente arbóreo nos sistemas de produção está relacionada ao aumento de serviços ecossistêmicos (SE) como a melhoria da fertilidade do solo (Tschardt et al., 2011), redução da necessidade de insumos externos, como fertilizantes, herbicidas e pesticidas (Vaast et al., 2006), proteção contra eventos climáticos extremos (Lin, 2007) e aumento da capacidade de armazenamento de carbono no solo em terras agrícolas (Zomer et al., 2016).

O fornecimento de SE é influenciado pela composição, diversidade e arranjo dos componentes nos sistemas agroflorestais (Santos et al., 2019) e poucos estudos tem quantificado as diferenças entre esses sistemas no que diz respeito ao fornecimento desses SE (Torralba et al., 2016). Identificar as melhores estratégias de manejo que permitam o simultâneo fornecimento de diversos SE é uma questão científica atual em vários tipos de ecossistemas

(Lafond et al., 2017), e tem sido reportada por diferentes autores (Bugalho et al., 2016; Lafond et al., 2017).

A Avaliação Ecosistêmica do Milênio (*Millennium Ecosystem Assessment*) classificou os serviços ecossistêmicos em quatro categorias principais: serviços de provisão (alimento, combustível), serviços de suporte (ciclagem de nutrientes), serviços de regulação (regulação do ciclo hídrico) e serviços culturais (recreação) que podem ser quantificados através de indicadores (Kearney et al., 2017). O fornecimento de serviços ecossistêmicos de forma estável e a longo prazo tem sido observado em sistemas agrícolas mais diversificados (Erisman et al., 2016).

O interesse em identificar melhores indicadores de serviços ecossistêmicos para o desenvolvimento sustentável da paisagem agrícola tem aumentado tanto no meio científico, quanto para definição de políticas públicas relacionadas a esses serviços (Albert et al., 2016). A otimização de estratégias e medidas de apoio para desenvolvimento sustentável de paisagens agrícolas é diretamente dependente da percepção da importância da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos para a sociedade (Hauck et al., 2013) e o conhecimento acerca dos indicadores desses serviços pode trazer subsídios para o melhor entendimento, tomadas de decisão e quantificação de SE em sistemas integrados de produção.

Diante disso, o presente estudo objetivou quantificar e comparar indicadores de serviços ecossistêmicos em dois sistemas silvipastoris, em pasto em monocultivo e em fragmento florestal de Mata Atlântica.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albert, C., Galler, C., Hermes, J., Neuendorf, F., Von Haaren, C., Lovett, A. Applying ecosystem services indicators in landscape planning and management: The ES-in-Planning framework. *Ecological Indicators*, 61, 100-113, 2016.
- Beddington, J. R., Asaduzzaman, M., Clarck, M. E., Guillou, M. D., Howllet, D. J. B. What Next for Agriculture After Durban? *Science*, v. 335, p. 289-290, 2012.
- Bugalho, M.N., Dias, F.S., Brias, B., Cerdeira, J.O. Using the high conservation value forest concept and Pareto optimization to identify areas maximizing biodiversity and ecosystem services in cork oak landscapes. *Agrofor. Syst.*, 90, 35–44, 2016.
- Erismann, J.W., van Eekeren, N., de Wit, J., Koopmans, C., Cuijpers, W., Oerlemans, N., Koks, B.J. Agriculture and biodiversity: a better balance benefits both. *AIMS Agric. Food* 1, 157–174, 2016.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. *The future of food and agriculture - Trends and challenges*. FAO, 2017
- Hauck, J., Schweppe-Kraft, B., Albert, C., Görg, C., Jax, K., Jensen, R., Fürst, C., Maes, J., Ring, I., Hönigová, I., Burkhard, B., Mehring, M., Tiefenbach, M., Grunewald, K., Schwarzer, M., Meurer, J., Sommerhäuser, M., Priess, J.A., Schmidt, J., GrêtRegamey, A. The promise of the ecosystem services concept for planning and decision-making. *GAIA: Ecol. Perspect. Sci. Soc.* 22, 232–236, 2013.
- Kearney, S.P., Fonte, S.J., Garcia, E., Siles, P., Chan, K.M.A., Smukler, S.M. Evaluating ecosystem service trade-offs and synergies from slash-and-mulch agroforestry systems in El Salvador. *Ecol. Indic.* 105, 264–278, 2017.
- Lafond, V., Cordonnier, T., Mao, Z., Courbaud, B. Trade-offs and synergies between ecosystem services in uneven-aged mountain forests: evidences using Pareto fronts. *Eur. J. For. Res.* 136, 997–1012, 2017.
- Lin, B.B. Agroforestry management as an adaptive strategy against potential microclimate extremes in coffee agriculture. *Agric. For. Meteorol.* 144, 85–94, 2007.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. 2005.
- Nicholson, S. E. Spatial teleconnections in African rainfall: A comparison of 19th and 20th century patterns. *The Holocene*, 24, 1840–1848, 2014.
- Nyberg, Y., Wetterlind, J., Jonsson, M., Öborn, I. The role of trees and livestock in ecosystem service provision and farm priorities on smallholder farms in the Rift Valley, Kenya. *Agricultural Systems*, 181, 102815, 2020.

Santos, P. Z. F., Crouzeilles, R., Sansevero, J. B. B. Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest. *Forest ecology and management*, 433, 140-145, 2019.

Schroth, G., da Fonseca, G.A.B., Harvey, C.A., Gascon, C., Vasconcelos, H.L., Izac, A.N. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Island Press, Washington, DC. 2004.

Torralba, M., Fagerholm, N., Burgess, P.J., Moreno, G., Plieninger, T. Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 230, 150–161, 2016.

Tscharntke, T., Clough, Y., Bhagwat, S.A., Buchori, D., Faust, H., Hertel, D., Hölscher, D., Jührbandt, J., Kessler, M., Perfecto, I., Scherber, C., Schroth, G., Veldkamp, E., Wanger, T.C. Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes – a review. *J. Appl. Ecol.* 48, 619–629, 2011.

Vaast, P., Bertrand, B., Perriot, J.J., Guyot, B., Génard, M. Fruit thinning and shade improve bean characteristics and beverage quality of coffee (*Coffea arabica* L.) under optimal conditions. *J. Sci. Food Agric.* 86, 197–204, 2006.

Zomer, R.J., Neufeldt, H., Xu, J., Ahrends, A., Bossio, D., Trabucco, A., Van Noordwijk, M., Wang, M. Global tree cover and biomass carbon on agricultural land: the contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. *Sci. Rep.* 6, 1–12, 2016.

## Capítulo 1 – Aporte, qualidade e decomposição de serapilheira como indicadores de serviços ecossistêmicos em sistemas silvipastoris

### INTRODUÇÃO

A derrubada de florestas naturais para implantação de monoculturas em solos tropicais diminuiu seus níveis de matéria orgânica e nutrientes, assim como a microbiota do solo (Pagano, 2013). O declínio desses nutrientes e da matéria orgânica do solo é um problema relevante para a produção agrícola em muitos países tropicais (Lal, 2004).

No Brasil o bioma Mata Atlântica é um *hotspot* de biodiversidade global e enfrenta elevado grau de degradação (Ribeiro et al., 2009). Sistemas de produção agrícola dentro desse bioma devem atender às demandas da população por alimentos enquanto tentam conciliar a conservação das funções ecossistêmicas (Froufe et al., 2020).

Os sistemas agroflorestais consistem em alternativa ambientalmente sustentável para a produção de alimento, além de fornecerem outros serviços ecossistêmicos, como ciclagem de nutrientes, sequestro de carbono, conservação da biodiversidade, do solo e da água (Pardon et al., 2017).

A alta produção de serapilheira em sistemas agroflorestais pode aumentar a atividade microbológica, a fertilidade e por consequência a produtividade do solo (Costa et al., 2017). A avaliação da produção e decomposição de serapilheira em sistemas agroflorestais é fundamental na compreensão dos mecanismos envolvidos na sustentabilidade e fertilidade dos solos nesses sistemas (Froufe et al., 2020).

A ciclagem de nutrientes em sistemas de produção agrícola depende da constante produção de serapilheira (Costa et al., 2017), bem como de sua qualidade e decomposição. A taxa de decomposição de serapilheira é influenciada pela concentração de nitrogênio, fósforo, polifenóis e lignina em detergente ácido (LDA), e também pelas relações C/N, P/N e LDA/N (Hatakka, 2001).

Na maioria das pastagens tropicais, são observadas deficiências nutricionais que, em maior ou menor grau, limitam a produção forrageira, sendo necessária a reposição de nutrientes via fertilização externa, para minimizar eventuais declínios da massa de forragem (Apolinário et al., 2016). Porém, a aplicação de fertilizantes industriais não é prática comum em pastos tropicais (Dubeux et al 2006a), sendo as questões econômicas as principais justificativas apontadas (Apolinário et al., 2016). Assim, nessas pastagens que não recebem periódica fertilização externa é observada maior relação C/N da serapilheira e consequente aumento do

potencial de imobilização de N pelos microrganismos do solo, reduzindo a decomposição e mineralização dos nutrientes da serapilheira (Dubeux et al., 2006).

A decomposição e mineralização da serapilheira é o principal processo pelo qual a matéria orgânica do solo é formada (Cotrufo et al., 2013). A introdução de espécies arbóreas leguminosas em sistemas silvipastoris pode otimizar a relação C/N, P/N dentre outras que aumentam a decomposição e mineralização de nutrientes (Cotrufo et al., 2013). Espécies arbóreas leguminosas podem aumentar a produtividade do pasto e diminuir sua degradação (Paciullo et al., 2010).

O consórcio entre espécies de eucalipto e espécies leguminosas fixadoras de nitrogênio tem sido estudado como forma de equilibrar o déficit desse elemento no sistema (Bouillet et al., 2013), tendo também o potencial de acelerar a ciclagem de nutrientes (Balieiro et al., 2004). Em regiões tropicais, respostas positivas têm sido observadas em plantios consorciados de *Acacia mangium* e *Eucalyptus* spp. em solos com baixa fertilidade (Santos et al., 2016). A adição de nitrogênio promovida pela Acácia pode melhorar os ciclos biogeoquímicos e aumentar a provisão de serviços ecossistêmicos de regulação e suporte (Rachid et al., 2013).

A *Acacia mangium* é uma das espécies de Acácia mais plantadas no mundo, por proporcionar benefícios em ecossistemas agrícolas e florestais (Epron et al., 2013), principalmente devido à sua capacidade de melhorar a fertilidade (Machado et al., 2017) e a microbiota do solo (Pereira et al., 2017).

O Brasil é o maior produtor de eucalipto do mundo, sendo esse gênero de fundamental importância ecológica, social e financeira para o país (ABRAF, 2013), com amplas áreas de cultivo para fins industriais e muito presente no cenário de pequenas e médias propriedades rurais, para as quais sistemas silvipastoris e agrossilvipastoris podem ser estratégicos.

Em sistemas consorciados é importante que a seleção de espécies seja baseada em interações positivas entre os componentes do sistema, a fim de reduzir a competição inter e intraespecífica, bem como otimizar a captura e uso dos recursos, aumentando assim o suprimento de serviços ecossistêmicos (Forrester et al., 2011). A introdução de espécies leguminosas no sistema pode aumentar as interações positivas, ocasionando um aumento da disponibilidade das formas orgânicas e inorgânicas de N no sistema (Santos et al., 2018).

Estudos conduzidos em sistemas agroflorestais podem trazer ideias sobre o desenho e manejo de agroecossistemas sustentáveis, considerando que em regiões tropicais a matéria orgânica é responsável pela manutenção da fertilidade do solo (Pinho et al., 2012). Entender a dinâmica da serapilheira é importante para a definição de estratégias de manejo dos

componentes do sistema silvipastoril visando intensificar a ciclagem de nutrientes (Apolinário et al., 2016).

Diante a importância da manutenção da serapilheira em sistemas consorciados de produção, para o fornecimento de serviços ecossistêmicos de regulação e suporte, relacionados à fertilidade e sustentabilidade do solo, o presente estudo objetivou quantificar o aporte, a qualidade e a decomposição de serapilheira depositada em dois sistemas silvipastoris, em comparação a um fragmento florestal de Mata Atlântica e um pasto em monocultivo.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Caracterização da área experimental

O estudo foi conduzido no Campo Experimental José Henrique Bruschi – CEJHB, da Embrapa Gado de Leite (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), localizada no município de Coronel Pacheco, Minas Gerais. A área experimental é de topografia montanhosa com inclinação variando entre 30 - 40% e coordenadas geográficas  $21^{\circ} 33' 22''$  de latitude Sul,  $43^{\circ} 06' 16''$  de longitude Oeste e 410 m de altitude (Lima et al., 2018) (Figura 1).

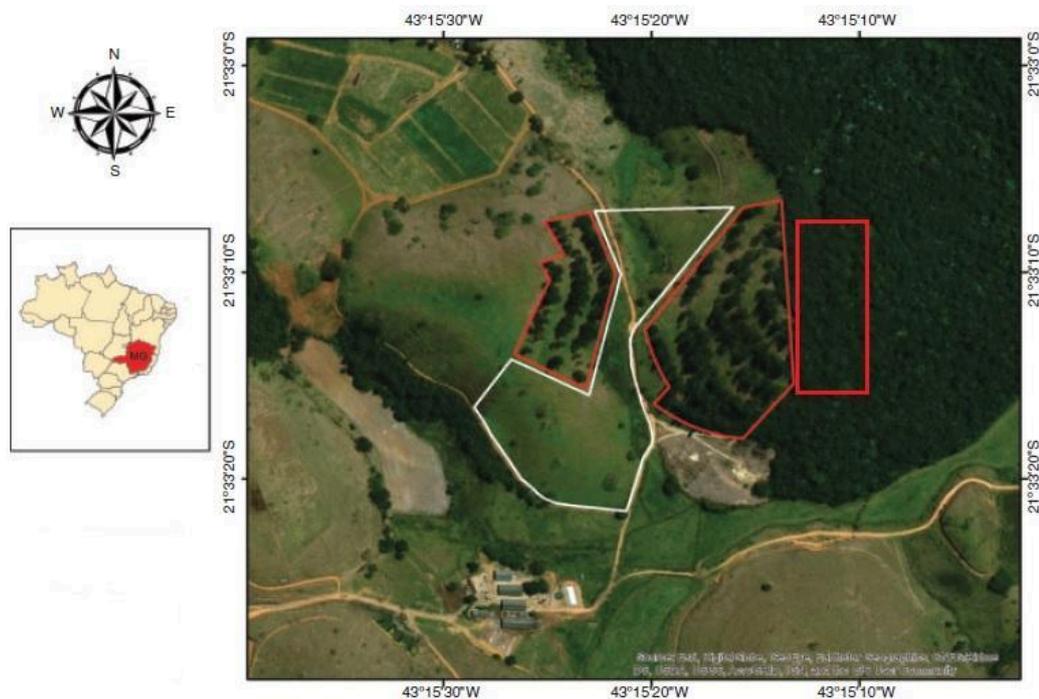


Figura 1. Localização da área de estudo no campo experimental da Embrapa Gado de Leite, em Coronel Pacheco – MG.

O clima da região de acordo com a classificação de Köppen é do tipo Cwa com estações seca (outono-inverno) e chuvosa (primavera-verão) bem definidas. O solo predominante é do

tipo Latossolo Vermelho-amarelo distrófico com textura argilosa (Embrapa, 2013), e sua caracterização química é descrita na Tabela 1. Os dados climáticos do período experimental foram registrados na estação meteorológica automática localizada a 500 m da área experimental (Figura 2).

Tabela 1. Caracterização química de amostras do solo (0-20 cm de profundidade) coletadas nas áreas experimentais

Sistema	pH - H <sub>2</sub> O	P	K	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>	H + Al	MO
	-		mg dm <sup>-3</sup>			Cmolc dm <sup>-3</sup>		dag kg <sup>-1</sup>
SSPA	4,52	3,92	49,30	0,55	0,30	0,88	7,36	3,14
SSPB	4,44	2,86	34,05	0,24	0,18	1,04	7,74	3,17
Pasto	4,88	3,86	72,40	0,80	0,38	0,60	6,93	3,46
Fragmento florestal	4,54	1,58	23,20	0,08	0,08	0,96	7,13	2,71

Sendo: SSPA = sistema silvipastoril mais diverso; SSPB = sistema silvipastoril menos diverso.

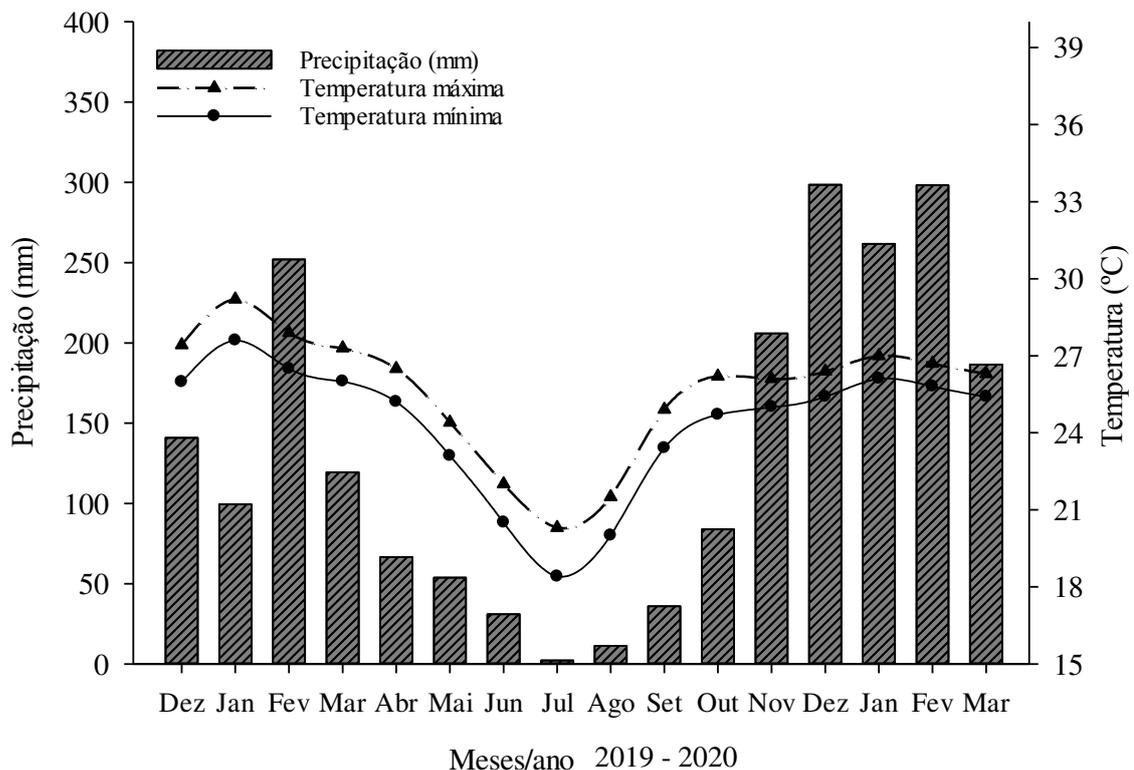


Figura 2. Temperaturas médias e precipitação pluvial durante o período experimental.

### Caracterização do experimento

Foram avaliados dois sistemas silvipastoris, um pasto em monocultivo e um fragmento florestal de Mata Atlântica, sendo: sistema silvipastoril mais diverso, composto por *Eucalyptus grandis*, *Acacia mangium* e *Urochloa decumbens* Stapf. cv. Basilisk (capim-braquiária)



superfosfato simples, 25 g de cloreto de potássio e 10 g de FTE BR-16 por cova. A adubação para a espécie *E. grandis* foi realizada com a aplicação de 75 g de sulfato de amônio, 225 g de superfosfato simples e 15 g de cloreto de potássio. Para o estabelecimento da forrageira nos dois sistemas silvipastoris e em monocultivo, seguiu-se o manejo e preparo do solo, utilizando implemento de tração animal, onde foi realizada aração mínima do solo.

Entre 1998 e 2000, as pastagens permaneceram sem animais para garantir o crescimento inicial das espécies arbóreas. Em 2001 e 2002, as pastagens foram utilizadas para o pastejo com vacas secas, respeitando-se períodos de ocupação de 5 dias e descanso de 45 dias. Durante o período compreendido entre 2003 e 2013, os sistemas foram manejados com novilhas em crescimento. No período de 2003 a 2010, sob lotação rotativa e sem adubação de manutenção e de 2011 a 2014 em lotação contínua e com aplicação de 64 kg ha<sup>-1</sup> de N e K<sub>2</sub>O e 16 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> por ano. No presente estudo, não houve aplicações adicionais de fertilizantes ou corretivos, com presença dos animais apenas nos primeiros 6 meses de experimento.

### **Aporte e qualidade da serapilheira**

Coletores de dimensões 0,5 x 0,5 m (0,25m<sup>2</sup>) foram instalados em quatro posições entre as árvores, distantes 0; 2; 7,5 e 15 metros do renque de árvores para coleta de serapilheira mensal do componente arbóreo. A serapilheira total (forrageira + componente arbóreo) foi também coletada mensalmente em pontos fixos na superfície do solo, demarcados também em área de 0,5 x 0,5 m (0,25 m<sup>2</sup>) nas mesmas distâncias da linha de plantio das árvores. Os coletores foram distribuídos em pontos fixos, adotando-se 5 repetições por tratamento. Para o pasto em monocultivo e o fragmento florestal, os coletores foram dispostos aleatoriamente. As amostras foram coletadas durante 1 ano (maio de 2019 a abril de 2020) e secas em estufa a 55 °C por 72 horas. Posteriormente, as mesmas foram pesadas e calculou-se o total mensal de serapilheira por meio da fórmula:  $PS = ((Pse - Psaq) \times 30) / d \times 10.000/AC$ , em que: PS = produção média mensal de serapilheira (Kg ha<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup>); Pse = peso da amostra seca em estufa (g); Psaq = peso do saco de papel (g); d = dias de coleta em um mês; e AC = área do coletor (m<sup>2</sup>) (Freitas et al., 2013).

Após a obtenção da produção mensal de serapilheira, as amostras foram agrupadas conforme as estações (estações seca e chuvosa) e moídas em moinho tipo Willey, para avaliação da qualidade. As concentrações de lignina, fibra em detergente neutro (FDN), fibra em detergente ácido (FDA) e nitrogênio foram determinadas de acordo com metodologia proposta por Detmann et al. (2012). As concentrações de celulose, hemicelulose e carbono foram

estimadas a partir dos dados de FDA e FDN (Araújo et al., 2016) e de relações de estequiometria básica (Alinger, 1974), respectivamente.

### **Decomposição da serapilheira**

As taxas de decomposição da serapilheira foram avaliadas utilizando a técnica de litter bags proposta por Dubeux et al. (2006). Os litter bags utilizados possuíam dimensões de 25 x 25 cm e malha de 2 mm aproximadamente (Scoriza et al., 2012). O material vegetal foi coletado em abril de 2019, nos diferentes sistemas de produção (SSPA, SSPB e Pasto em monocultivo). Para o componente forrageiro foi coletada a parte senescente da folha, ainda presa à planta, e em relação ao componente arbóreo foram coletadas folhas em bom estado (sem injúrias ou sinais de decomposição) sobre o solo.

Nos sistemas silvipastoris as proporções de folhas do componente arbóreo e forrageiro colocadas nos litter bags foram definidas por meio de aproximação da proporção dos resíduos de cada espécie na serapilheira, nas diferentes distâncias dos renques de árvores, por meio de coleta em quadrantes de 0,25 m<sup>2</sup>. Após a coleta o material vegetal foi seco em estufa de circulação forçada de ar a 55 °C, por 72 horas, até massa constante.

Foram acondicionados 10 g de material vegetal em cada litter bag (scoriza et al., 2012) e os mesmos foram então dispostos sobre a superfície do solo na área experimental, em outubro de 2019 (início do período chuvoso). Foram avaliados 7 tempos de decomposição: 0, 4, 8, 16, 32, 64 e 128 dias (Kohmann et al., 2018), com 4 repetições cada. Dessa forma foram incubados 252 litter bags (sendo 112 em cada sistema silvipastoril e 28 no pasto em monocultivo), sendo os mesmos retirados do campo nos respectivos tempos de avaliação. O tempo “zero” foi composto pela serapilheira utilizada para os demais tempos, porém não foi acondicionado em campo. Após a coleta, os sacos foram limpos com auxílio de um pincel, para retirada de resíduos presos ao lado externo, e levados à estufa com circulação forçada de ar, a 55°C, até massa constante. O material remanescente foi pesado e a biomassa de serapilheira restante nos litter bags foi ajustada a um modelo exponencial para cálculo da decomposição, de acordo com equação sugerida por Wider e Lang (1982):  $f(x) = Ae^{kx}$ , onde: A = coeficiente de desaparecimento de massa; k = taxa de decomposição relativa (g g<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>) e x = tempo em dias (Kohmann et al., 2018).

### **Análise estatística**

A normalidade dos dados foi analisada pelo teste de Shapiro- Wilks. Quando houve normalidade dos dados, aplicou-se o teste t para amostras independentes e quando não houve

utilizou-se o teste não paramétrico de Wald-Wolfowitz para comparação das médias entre os ambientes e as distâncias das árvores. Para a comparação do efeito das distâncias nas variáveis entre os dois sistemas silvipastoris, foram utilizados modelos de regressão (linear ou exponencial simples).

## **RESULTADOS**

### **Aporte de serapilheira**

As deposições de serapilheira arbórea e total (forrageira + componente arbóreo) foram maiores no SSPB, quando comparadas ao fragmento florestal (Tabela 2). O aporte de serapilheira total também foi maior no SSPA quando comparado ao do fragmento florestal. A serapilheira arbórea foi estatisticamente igual no SSPA e no fragmento florestal. E a serapilheira total foi estatisticamente igual no SSPB e no pasto em monocultivo. A serapilheira não diferiu estatisticamente entre o SSPA e o SSPB ao longo das distâncias das árvores ( $p > 0,05$ ) (Anexo 1). As taxas de diminuição da serapilheira ao longo das distâncias das árvores foram semelhantes entre os dois sistemas, indicando similaridade na tendência de aporte entre eles (Figura 4).

Tabela 2. Aporte de serapilheira dos componentes arbóreos (eucalipto e eucalipto + acácia), do pasto em monocultivo, do fragmento florestal, e total (pasto + eucalipto ou pasto + eucalipto+acácia), em Coronel Pacheco - MG

Sistema	Serap. (kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )*	Serap. total (kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )
SSPA (Total)	5741,79 a	17686,615 a
Fragmento florestal	4653,97 a	4653,97 b
Pasto	11101,97 b	11101,97 a
-----		
SSPA - 0m	11248,447 a	26737,471 a
Fragmento florestal	4653,97 b	4653,97 b
Pasto	11101,97 a	11101,97 c
-----		
SSPA - 2m	6744,591 ab	16004,591 a
Fragmento florestal	4653,97 a	4653,97 b
Pasto	11101,97 b	11101,97 a
-----		
SSPA - 7,5m	3182,164 a	15494,53 a
Fragmento florestal	4653,97 a	4653,97 b
Pasto	11101,97 b	11101,97 a
-----		
SSPA - 15m	1791,962 a	12509,868 a
Fragmento florestal	4653,97 b	4653,97 b
Pasto	11101,97 c	11101,97 a
-----		
SSPB (Total)	8049,44 a	19382,35 a
Fragmento florestal	4653,97 b	4653,97 b
Pasto	11101,97 a	11101,97 a
-----		
SSPB - 0m	11934,871 a	29943,829 a
Fragmento florestal	4653,97 b	4653,97 b
Pasto	11101,97 a	11101,97 c
-----		
SSPB - 2m	7231,179 ab	20193,866 a
Fragmento florestal	4653,97 a	4653,97 b
Pasto	11101,97 b	11101,97 a
-----		
SSPB - 7,5m	4982,265 a	15430,606 a
Fragmento florestal	4653,97 a	4653,97 b
Pasto	11101,97 b	11101,97 a
-----		
SSPB - 15m	2255,606 a	11961,091 a
Fragmento florestal	4653,97 b	4653,97 b
Pasto	11101,97 c	11101,97 a

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Wald-Walfowitz a 5% de significância.

\*Arbórea no SSP e mata e forrageira no pasto.

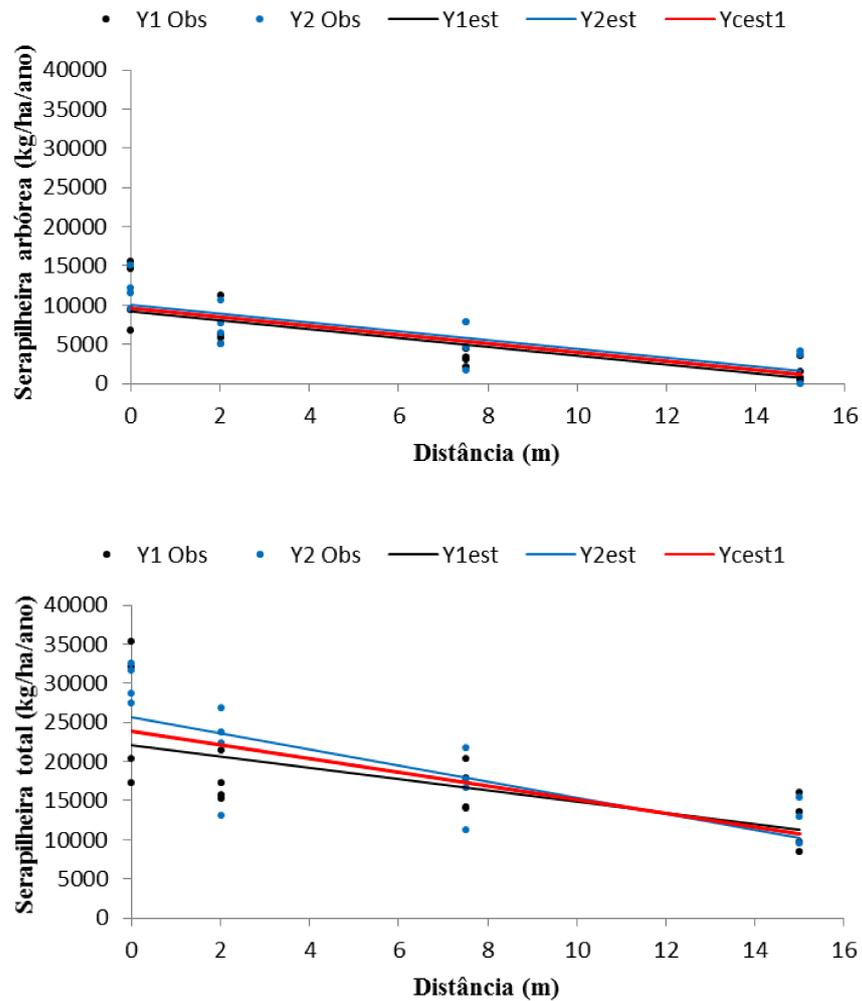


Figura 4. Aporte de serapilheira arbórea e total em função das distâncias das árvores nos sistemas A e B, sendo: Y1 = SSPA; Y2 = SSPB; Obs = observado; est = estimado; cest1= equação comum estimada.

O aporte de serapilheira no fragmento florestal foi estatisticamente semelhante ao aporte arbóreo nas distâncias 2 e 7,5 m das árvores no SSPA e no SSPB. A 0 m das árvores, o aporte de serapilheira arbórea foi estatisticamente superior no SSPA e SSPB quando comparados ao fragmento florestal, e a 15 metros o aporte foi menor comparado ao fragmento florestal e ao pasto. O aporte total de serapilheira no SSPA e SSPB foi maior a 0 metros quando comparado ao pasto e ao fragmento florestal. A 2, 7,5 e 15 m das árvores, o aporte total foi semelhante estatisticamente ao pasto e maior que o fragmento florestal no SSPA e no SSPB.

A deposição de serapilheira arbórea e total variou consideravelmente ao longo do ano em todos os ambientes (SSPA, SSPB, fragmento florestal e pasto) (Figura 5). O aporte de

serapilheira arbórea no SSPA e no SSPB foi constante com tendência à diminuição nos meses mais secos (maio a agosto) e de elevação no período chuvoso (outubro a janeiro). Comportamento distinto foi observado no fragmento florestal, oscilando nos meses mais secos, e aumentando consideravelmente em setembro, com posterior diminuição nos meses chuvosos. A tendência da serapilheira total foi semelhante à da serapilheira arbórea no SSPA e no SSPB, porém com maior tendência à diminuição nos meses mais secos. A serapilheira do dossel forrageiro diminuiu consideravelmente em julho, aumentando nos meses posteriores, e diminuindo novamente em novembro. Em dezembro ocorreu considerável aumento do aporte, havendo novamente diminuição de janeiro a março.

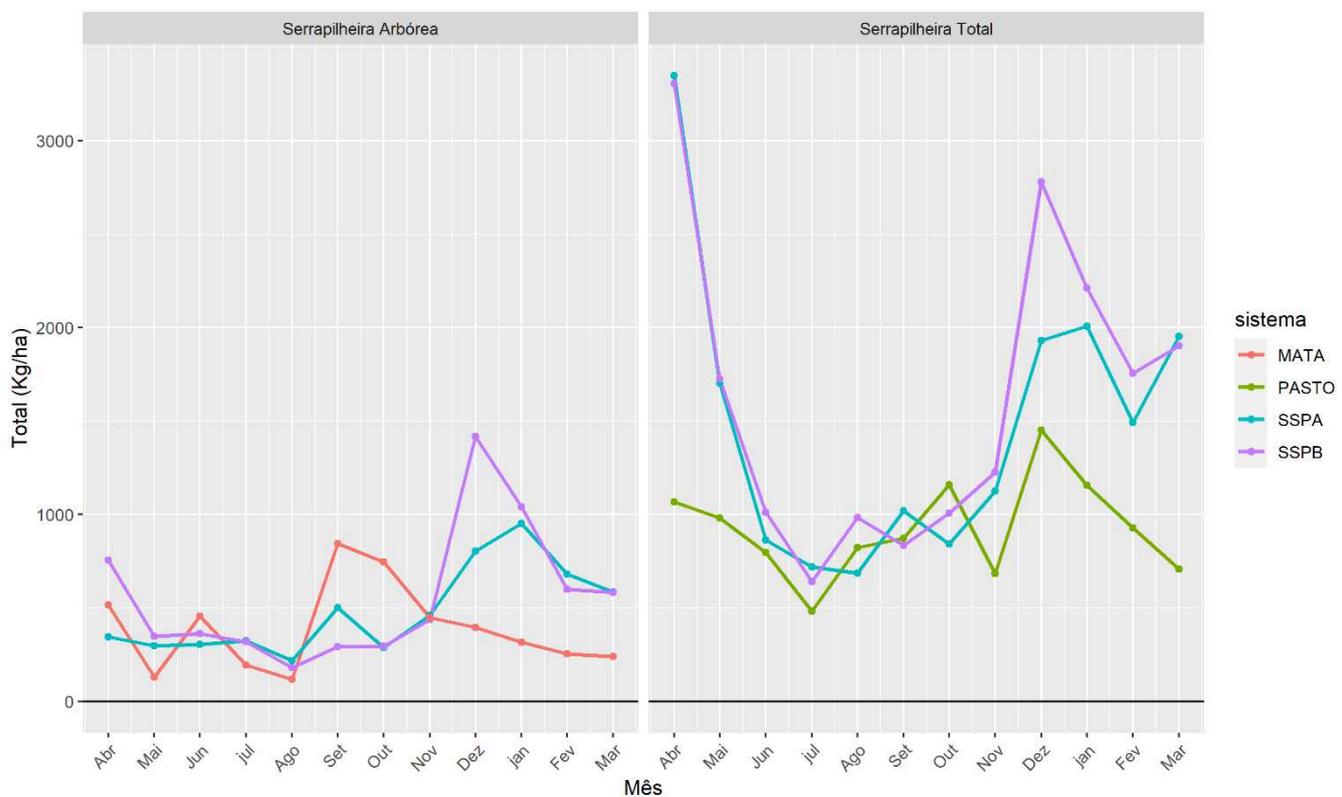


Figura 5. Aporte total de serapilheira ao longo do ano nos SSPs A e B, no fragmento florestal e no pasto em monocultivo, em Coronel Pacheco – MG.

### Qualidade e decomposição da serapilheira

O teor médio de lignina foi maior na serapilheira proveniente do fragmento florestal quando comparado ao monocultivo de pasto e ao SSPB, porém estatisticamente semelhante ao SSPA (Tabela 3).

Tabela 3. Qualidade da serapilheira nos SSPs A e B, no fragmento florestal e no pasto em monocultivo, em Coronel Pacheco - MG

Sistema	Lignina (%)	N (%)	Celulose (%)	Hemicelulose (%)	C (%)	Lig/N	C/N
SSPA (Total)	20,18 a	0,96 a	24,61 a	20,96 a	34,01 a	21,07 a	36,62 a
Fragmento florestal	25,49 a	1,64 b	16,59 b	12,15 b	30,01 b	15,51 ab	18,27 b
Pasto	9,53 b	0,66 a	35,91 c	34,90 c	38,22 c	14,36 b	59,15 c
-----							
SSPA - 0m	24,42 a	1,09 a	20,69 a	16,51 a	33,1 a	22,51 a	30,77 a
Fragmento florestal	25,49 a	1,64 b	16,59 b	12,15 b	30,01 a	15,51 ab	18,27 b
Pasto	9,53 b	0,66 c	35,91 c	34,9 c	38,22 b	14,36 b	59,15 c
-----							
SSPA - 2m	23,18 a	1,06 a	20,8 a	17,76 a	32,88 a	21,93 a	31,7 a
Fragmento florestal	25,49 a	1,64 b	16,59 b	12,15 b	30,01a	15,51 ab	18,27 b
Pasto	9,53 b	0,66 c	35,91 c	34,9 c	38,22 b	14,36 b	59,15 c
-----							
SSPA - 7,5m	21,04 a	0,93 a	22,7 a	17,93 a	32,37 ab	22,68 a	35,31 a
Fragmento florestal	25,49 b	1,64 b	16,59 b	12,15 b	30,01 a	15,51 ab	18,27 b
Pasto	9,53 c	0,66 c	35,91 c	34,9 c	38,22 b	14,36 b	59,15 c
-----							
SSPA - 15m	18,45 a	0,9 a	25,47 a	22,87 a	34,11 ab	20,91 a	38,82 a
Fragmento florestal	25,49 b	1,64 b	16,59 b	12,15 b	30,01 a	15,51 a	18,27 b
Pasto	9,53 c	0,66 a	35,91 c	34,9 c	38,22 b	14,36 a	59,15 c
-----							
SSPB (Total)	16,88 a	0,82 a	23,95 a	19,94 a	31,04 a	20,88 a	38,47 a
Fragmento florestal	25,49 b	1,64 b	16,59 b	12,15 b	30,01 a	15,51 a	18,27 b
Pasto	9,53 c	0,66 a	35,91 c	34,9 c	38,22 b	14,36 a	59,15 c
-----							
SSPB - 0m	20,56 a	0,80 a	20,9 a	15,72 a	30,24 a	26,51 a	38,98 a
Fragmento florestal	25,49 b	1,64 b	16,59 b	12,15 a	30,01 a	15,51 b	18,27 b
Pasto	9,53 c	0,66 a	35,91 c	34,9 b	38,22 b	14,36 b	59,15 c
-----							
SSPB - 2m	19,46 a	0,85 a	19,45 a	15,90 a	28,94 a	22,78 a	33,91 a
Fragmento florestal	25,49 b	1,64 b	16,59 b	12,15 a	30,01 a	15,51 ab	18,27 b
Pasto	9,53 c	0,66 a	35,91 c	34,9 b	38,22 b	14,36 b	59,15 c
-----							
SSPB - 7,5m	17,25 a	0,86 a	23,45 a	20,32 a	31,24 a	19,95 a	36,88 a
Fragmento florestal	25,49 b	1,64 b	16,59 b	12,15 b	30,01 a	15,51 a	18,27 b
Pasto	9,53 c	0,66 a	35,91 c	34,9 c	38,22 b	14,36 a	59,15 c
-----							
SSPB - 15m	14,64 a	0,82 a	27,66 a	26,07 a	33,97 a	17,81 a	42,08 a
Fragmento florestal	25,49 b	1,64 b	16,59 b	12,15 b	30,01 a	15,51 a	28,27 b
Pasto	9,53 a	0,66 a	35,91 c	34,9 c	38,22 b	14,36 a	59,15 a

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Wald-Walfowitz a 5% de significância.

O teor médio de nitrogênio foi maior no fragmento florestal quando comparado aos demais sistemas de produção, sendo o SSPA e o SSPB semelhantes estatisticamente ao monocultivo de pasto. Os teores de lignina e nitrogênio foram diferentes estatisticamente ao longo das distâncias entre o SSPA e o SSPB (anexo 1). A tendência de diminuição de ambas as variáveis ao longo da distância das árvores, foi mais nítida no SSPA, podendo indicar maior influência do componente arbóreo nesse sistema (Figuras 6 e 7).

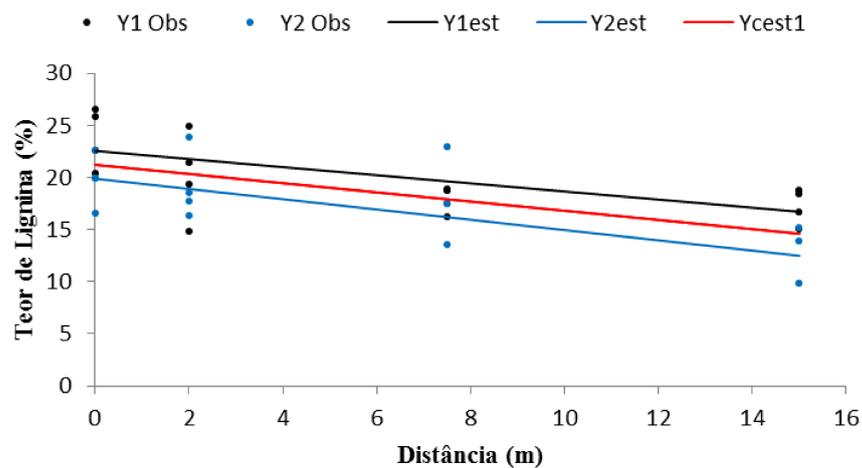


Figura 6. Teor de lignina na serapilheira em função das distâncias das árvores nos sistemas A e B, sendo: Y1 = SSPA; Y2 = SSPB; Obs = observado; est = estimado; cest1 = equação comum estimada.

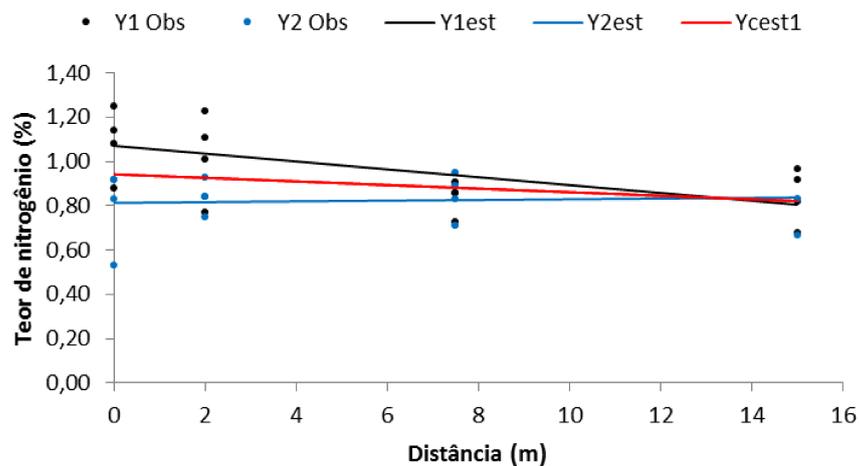


Figura 7. Teor de nitrogênio na serapilheira em função das distâncias das árvores nos sistemas A e B, sendo: Y1 = SSPA; Y2 = SSPB; Obs = observado; est = estimado; cest1 = equação comum estimada.

Os teores médios de lignina na serapilheira foram estatisticamente superiores nas distâncias 0, 2, 7,5 e 15 m nos SSPs A e B quando comparados ao pasto. O teor de lignina foi maior no fragmento florestal quando comparado a todas as distâncias no SSPB, e no SSPA o teor de lignina foi superior no fragmento florestal quando comparado às distâncias 7,5 e 15 m. Os teores de nitrogênio no SSPA foram superiores estatisticamente aos do pasto, nas distâncias 0, 2 e 7,5 m, e o teor de nitrogênio em todas as distâncias foi inferior ao do fragmento florestal. Os teores de nitrogênio em todas as distâncias no SSPB foram estatisticamente iguais ao pasto e inferiores aos do fragmento florestal.

Os teores de celulose e hemicelulose na serapilheira diferiram estatisticamente entre o SSPA, SSPB, fragmento florestal e pasto em monocultivo, sendo maiores no pasto (Tabela 3). Entre os sistemas A e B não houve diferença estatística ao longo das distâncias ( $p > 0,05$ ) (Figura 8) (anexo 1). Os teores de celulose e hemicelulose nas distâncias 0, 2, 7,5 e 15 m foram diferentes estatisticamente do fragmento florestal e do pasto, no SSPA e no SSPB, sendo maiores no pasto.

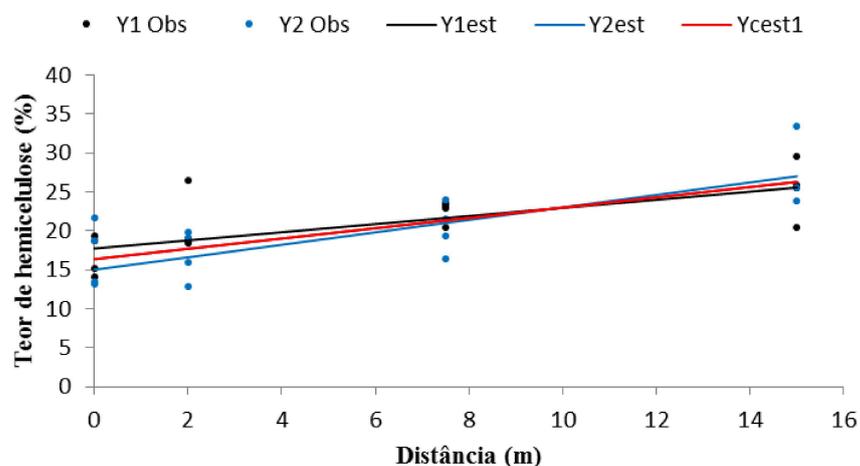
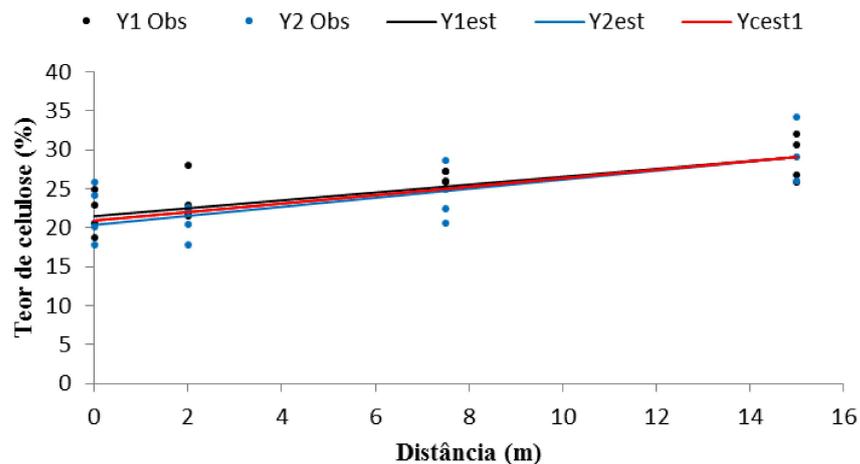


Figura 8. Teores de celulose e hemicelulose na serapilheira em função das distâncias das árvores nos sistemas A e B, sendo: Y1 = SSPA; Y2 = SSPB; Obs = observado; est = estimado; cest1 = equação comum estimada.

O maior teor médio de carbono na serapilheira foi observado no pasto quando comparado ao SSPA, SSPB e ao fragmento florestal. Os teores de carbono foram diferentes entre o SSPA e SSPB ao longo das distâncias das árvores (Figura 9), sendo a taxa de aumento de carbono ao longo das distâncias maior no SSPB (anexo 1).

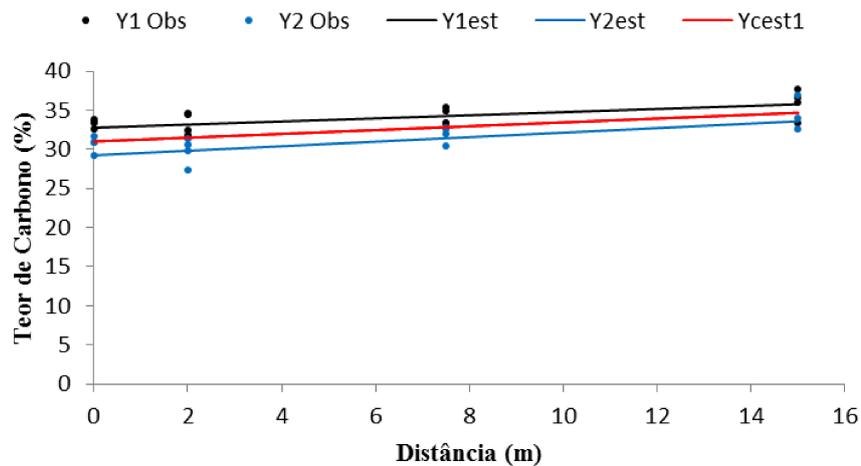


Figura 9. Teor de carbono na serapilheira em função das distâncias das árvores nos sistemas A e B, sendo: Y1 = SSPA; Y2 = SSPB. Obs = observado; est = estimado; cest1 = equação comum estimada.

A relação lignina/N não apresentou diferenças estatísticas entre o fragmento florestal e o pasto, e foi maior no SSPA. A relação lignina/N entre o SSPB, fragmento florestal e pasto foi estatisticamente igual. Entre o SSPA e o SSPB essa relação diferiu estatisticamente ao longo das distâncias das árvores ( $p < 0,05$ ) (anexo 1), havendo maior diminuição na relação ao longo da distância, no SSPB (Figura 10). No SSPA, essa relação nas distâncias 0, 2 e 7,5 m foi superior estatisticamente ao pasto, e no SSPB essa relação foi superior nas distâncias 0 e 2m quando comparada ao pasto.

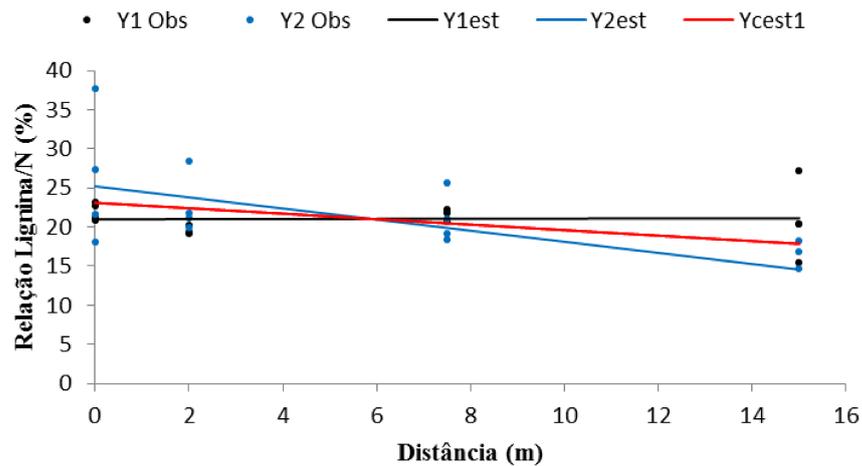


Figura 10. Relação lignina/N na serapilheira em função das distâncias das árvores nos sistemas A e B, sendo: Y1 = SSPA; Y2 = SSPB; Obs = observado; est = estimado; cest1 = equação comum estimada.

A relação C/N foi maior no pasto, e diferente estatisticamente do fragmento florestal, do SSPA e do SSPB. Entre o SSPA e o SSPB não houve diferença estatística na relação C/N ao longo das distâncias das árvores ( $p < 0,05$ ) (anexo 1), havendo tendência de aumento dessa relação com o aumento da distância das árvores em ambos os sistemas (Figura 11). A relação C/N foi diferente entre as distâncias 0, 2, 7,5 e 15 m, o fragmento florestal e o pasto, no SSPA, sendo sempre menor no fragmento florestal. No SSPB houveram diferenças entre as distâncias 0, 2, e 7,5, o pasto e o fragmento florestal, também com menores valores observados no fragmento florestal. A 15 metros das árvores no SSPB, a relação C/N foi estatisticamente igual ao pasto.

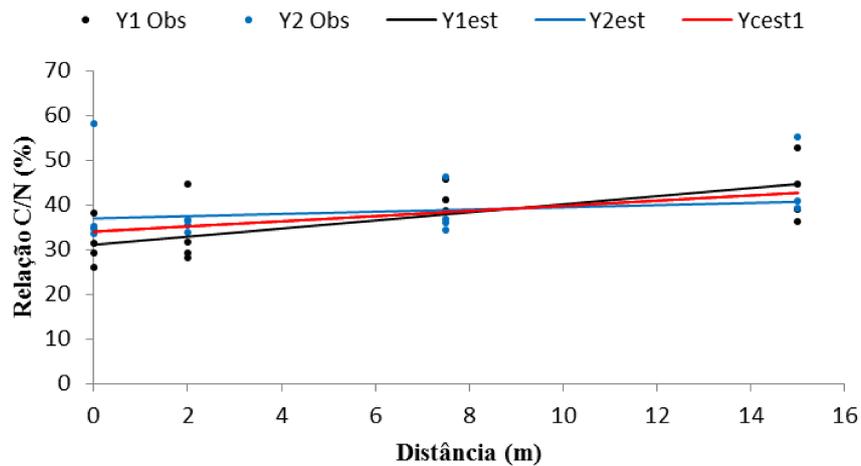


Figura 11. Relação C/N na serapilheira em função das distâncias das árvores nos sistemas A e B, sendo: Y1 = SSPA; Y2 = SSPB; Obs = observado; est = estimado; cest1 = equação comum estimada.

A taxa de decomposição (K) e a meia-vida foram estatisticamente iguais entre os sistemas e o pasto (Tabela 4). A 15 metros das árvores no SSPA, a taxa de decomposição foi estatisticamente maior do que no pasto. O tempo influenciou na massa remanescente de serapilheira ( $p < 0,0001$ ) (Figura 12), que aos 128 dias foi semelhante para todos os sistemas (65,8%, 62,16 % e 66,68% para o pasto, SSPA e SSPB respectivamente). Nas distâncias 0, 2, 7,5 e 15 no SSPA, as massas remanescentes aos 128 dias foram de 74,93%, 63,29%, 63,05% e 52,66%, respectivamente. No SSPB esses valores foram de 73,20%, 73,10%, 61,08% e 62,08%.

Tabela 4. Constante K de decomposição e tempo de meia-vida da serapilheira de dois sistemas silvipastoris e um pasto em monocultivo em Coronel Pacheo - MG

Ambiente	K	Meia-vida (dias)
SSPA	0,0039 a	213,83 a
SSPB	0,0033 a	247,18 a
Pasto	0,0035 a	216,73 a
-----		
SSPA - 0m	0,0023 a	309,82 a
Pasto	0,0035 a	216,73 a
-----		
SSPA - 2m	0,0035 a	228,96 a
Pasto	0,0035 a	216,73 a
-----		
SSPA - 7,5m	0,038 a	194,75 a
Pasto	0,0035 a	216,73 a
-----		
SSPA - 15m	0,006 a	121,82 a
Pasto	0,0035 b	216,73 a
-----		
SSPB - 0m	0,0024 a	326,54 a
Pasto	0,0035 a	216,73 a
-----		
SSPB - 2m	0,0032 a	279,49 a
Pasto	0,0035 a	216,73 a
-----		
SSPB - 7,5m	0,004 a	193,34 a
Pasto	0,0035 a	216,73 a
-----		
SSPB - 15m	0,0041 a	189,35 a
Pasto	0,0035 a	216,73 a

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Wald-Walfowitz a 5% de significância.

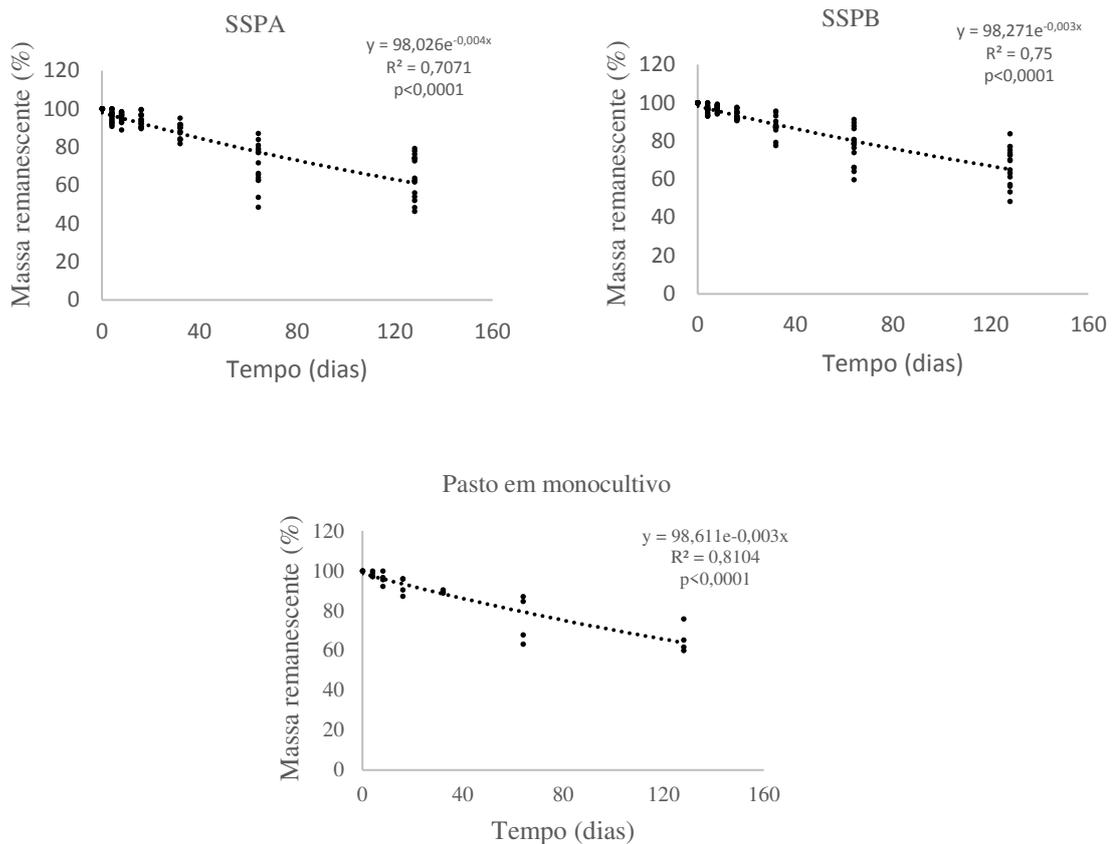


Figura 12. Massa remanescente de serapilheira ao longo do tempo de decomposição nos SSPs A e B, e no pasto em monocultivo em Coronel Pacheco – MG.

## DISCUSSÃO

A maior deposição de serapilheira no pasto em monocultivo em relação ao fragmento florestal, pode ser explicada pelo metabolismo C4 da espécie forrageira (*Urochloa decumbens*), que possui maior eficiência fotossintética a pleno sol e consequente maior produção de fitomassa e deposição de serapilheira ao solo (Dias et al., 2007). A quantidade de serapilheira aportada pelo pasto em monocultivo na mesma área experimental do presente estudo nos anos de 2005/2006 foi de  $16.262 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de matéria seca (Xavier et al., 2011), valor superior ao observado no presente estudo, provavelmente devido à adubação em anos mais próximos à coleta da serapilheira. A quantidade de serapilheira aportada na Mata Atlântica varia entre  $5.500$  e  $10.300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (Sheer et al., 2009; White et al., 2013) ou seja, superiores, porém próximos aos observados neste estudo.

O maior aporte de serapilheira arbórea e total no SSPB quando comparado ao fragmento florestal, pode ter ocorrido em decorrência do componente arbóreo do sistema (*E. grandis*) que possui rápido crescimento quando comparado a espécies nativas da Mata Atlântica (Silva et al.,

2018), e à *Acacia mangium* que compõe o SSPA (estatisticamente semelhante ao fragmento florestal). Valores superiores de aporte de serapilheira de eucalipto também foram observados em estudos comparando à serapilheira de espécies nativas da Mata Atlântica (Fonseca et al., 1993; Silva et al., 2018, Barbosa et al., 2017). Em plantio misto de *E. urograndis* e *Acacia mangium* foi observado que a contribuição do *E. urograndis* para a produção total de serapilheira foi de 68% de matéria seca (Santos et al., 2018).

A influência do componente arbóreo no aporte da serapilheira em sistemas silvipastoris também foi reportada por Freitas et al. (2013) e Xavier et al. (2011), sendo a deposição de serapilheira inversamente proporcional às distâncias das árvores, o que corrobora os resultados do presente estudo.

Nos meses chuvosos a tendência de menor aporte de serapilheira no fragmento florestal pode ser explicada por fatores fisiológicos das plantas (Costa et al., 2017). Em florestas tropicais o comportamento das folhas é sazonal (Morellato et al., 2000) e quando há aumento da disponibilidade hídrica a planta é induzida a produzir novas folhas, otimizando o processo de fotossíntese, produzindo e acumulando assim, reservas neste período de aumento do abastecimento de água (Costa et al., 2017), depositando conseqüentemente menores quantidades de serapilheira no solo. Segundo Barlow et al. (2007) principalmente em florestas sazonais há maior deposição de serapilheira durante a estação seca, o que corrobora os resultados do presente estudo.

A decomposição da serapilheira, apesar de ser consideravelmente influenciada pela atividade da microbiota do solo (Santos et al., 2018), é primariamente determinada pela sua composição química (Hättenschwiler et al. 2011). Os maiores teores de lignina no SSPA quando comparado ao SSPB podem ser justificados pela composição química do material vegetal da *Acacia mangium*, que possui mais lignina quando comparada ao eucalipto (Santos et al., 2018). Pelo exposto, é possível explicar também a maior diferença estatística entre as distâncias 0, 2, 7,5 e 15 m e o fragmento florestal, no SSPB, que por ter como componente arbóreo apenas o *Eucalyptus grandis* possui menos lignina, se diferenciando assim do fragmento florestal, que também possui teores altos de lignina, semelhantes aos do SSPA. No SSPA essa diferença é observada apenas nas distâncias 7,5 e 15 m, o que pode ser indicativo da influência da espécie leguminosa nessa variável e, conseqüentemente, na qualidade e decomposição da serapilheira aportada no sistema.

A lignina é um componente recalcitrante e sua influência negativa na decomposição da serapilheira é reportada em diferentes ecossistemas florestais (Fioretto et al., 2005; Ngao et al.,

2009, Cizungu et al., 2014, Dubeux et al., 2006). Os maiores teores de lignina no SSPA e no fragmento florestal, também podem ser explicados pelos seus maiores teores de nitrogênio quando comparados ao pasto e ao SSPB. A decomposição inicial é geralmente determinada pela disponibilidade de macro nutrientes como o nitrogênio, e concentrações maiores desse elemento podem suprimir a degradação da lignina em estágios mais avançados da decomposição, através da inibição de enzimas lignolíticas em microrganismos degradantes da lignina (Ngao et al., 2009; Santos et al., 2018; Berg et al., 2014), e por consequência há maior teor de lignina nessas áreas onde há maior teor de nitrogênio.

A relação lignina/N está relacionada negativamente à perda de biomassa (Thomas e Asakawa, 1993), o que indicaria maior perda de biomassa no pasto e no fragmento florestal quando comparados aos sistemas silvipastoris neste estudo. Mesmo não havendo diferenças estatísticas na taxa de decomposição da serapilheira entre os sistemas, observa-se menor porcentagem de massa remanescente ao final do período de decomposição no pasto, quando se compara com as distâncias 0m do SSPA, e 0 e 2 m do SSPB. Dessa forma, é possível inferir que há influência do componente arbóreo também nessa variável.

Apesar dos maiores teores de lignina e relação lignina/N, no fragmento florestal e no SSPA respectivamente, a menor relação C/N de ambos quando comparados ao pasto, é um indicativo de melhor qualidade da serapilheira nesses ambientes. A maior relação C/N observada no pasto pode ser consequência da limitação de nitrogênio no sistema, que é comum em pastagens compostas exclusivamente por determinada espécie (Boddey et al., 2004). A relação C/N é um dos principais e mais citados indicadores do processo de decomposição (Laliberté et al., 2012; Froufe et al., 2020), e segundo alguns autores pode-se estabelecer essa relação como o principal fator de decomposição a ser avaliado em sistemas agroflorestais (Teklay et al., 2007; Zeng et al., 2010).

Quando há baixa disponibilidade de nitrogênio e, por consequência, alta relação C/N, pode haver competição por esse nutriente entre as plantas e os microrganismos saprofíticos (Hodge et al., 2000), o que ocasiona imobilização do N (Michelsen et al., 1999). Valores de relação C/N maiores que 30 já podem favorecer a imobilização de N e por consequência a decomposição mais lenta da serapilheira (Torreta e Takeda, 1999; Lambers et al., 2008), o que provavelmente acontece de forma mais pronunciada no pasto no presente estudo. A relação C/N foi menor que 30 apenas no fragmento florestal, indicando um favorecimento da mineralização do N e consequentemente da decomposição da serapilheira nesse ambiente.

Apesar da não observação de diferença estatística entre o SSPA e SSPB, observa-se menores valores de relação C/N ao longo da distância no SSPA, reafirmando assim a influência da *Acacia mangium* na qualidade da serapilheira do sistema.

Os maiores teores de nitrogênio ao longo das distâncias das árvores no SSPA em relação ao SSPB, também podem ser explicados pela presença da *Acacia mangium* no sistema, e sua capacidade de fixação de N<sub>2</sub> atmosférico através de associação simbiótica com bactérias diazotróficas (Santos et al., 2016). Apesar da não diferença estatística nos teores de nitrogênio entre o SSPA total e o pasto, as diferenças entre as distâncias 0, 2 e 7,5 m e o pasto, sugerem uma influência da Acácia no teor de nitrogênio do sistema. No SSPB o teor de nitrogênio em todas as distâncias (0, 2, 7,5 e 15 m), foi semelhante estatisticamente ao teor de nitrogênio do pasto, o que corrobora mais uma vez a influência da *Acacia mangium* nessa variável.

Maiores teores de nitrogênio também foram observados em sistema agrossilvipastoril com Acácia e Eucalipto (1,09%), em comparação a um sistema somente com Eucalipto (0,86%) e em monocultura de pasto (Freitas et al., 2013). Esses resultados são próximos aos encontrados no presente estudo a 0 e 2m no SSPA, e no SSPB, respectivamente. Xavier et al. (2011) encontraram quantidades maiores de N na serapilheira de sistema silvipastoril com Acácia e Eucalipto, quando comparado a monocultura de pasto, na mesma área experimental deste estudo, tendo o primeiro depositado 228 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de N, e o segundo 107 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

Em sistemas agroflorestais multiestratificados (SAFRA ou agroflorestal sucessional) na região da Mata Atlântica brasileira, os valores de N na serapilheira variaram de 1,47 a 1,91% (Froufe et al., 2020) estando próximos aos valores de N do fragmento florestal neste estudo, e maiores quando comparados ao SSPA e SSPB, provavelmente por serem sistemas agroflorestais menos diversos que o supracitado.

Como não houve diferenças estatísticas na taxa de decomposição e tempo de meia vida entre os diferentes ambientes, mesmo com menores valores de relação lignina/N no pasto e no fragmento florestal, pode-se inferir que em um mesmo período de tempo, as serapilheiras do fragmento florestal e do SSPA serão responsáveis por maior liberação de N, já que tais ambientes possuem maiores teores desse nutriente e menores relações C/N comparados ao pasto. Xavier et al. (2011) também não encontraram diferenças estatísticas na taxa de decomposição entre o pasto em monocultura e o sistema silvipastoril com Acácia, na mesma área experimental do presente estudo.

A celulose e a hemicelulose são frações menos lábeis do carbono e que, por consequência influenciam de forma negativa na qualidade e decomposição da serapilheira

(Apolinário et al., 2014), a depender dos microrganismos presentes no solo (Bonanomi et al., 2017). Quando há maiores concentrações de N no início do processo de decomposição, o consumo de C lábil pelos microrganismos pode ser favorecido, resultando em maior decomposição e formação de matéria orgânica do solo (Bonanomi et al., 2010). No presente estudo, os menores teores de N no pasto em monocultivo, associados a altos teores de celulose e hemicelulose, podem estar influenciando de forma negativa a decomposição da serapilheira nesse ambiente.

Maiores teores de FDN (celulose, hemicelulose e lignina) foram observados em pasto a pleno sol, quando comparado a um sistema silvipastoril com Acácia, na mesma área do presente estudo (Paciullo et al., 2007) sendo atribuído a tal fato a maior proporção de tecido esclerenquimático e consequentes paredes celulares mais espessas do que em condições de sombreamento (Deinum et al., 1996). Isso explica também os maiores teores de celulose e hemicelulose no pasto em monocultivo no presente estudo, e confere aos resíduos da serapilheira desse ambiente, certa recalcitrância, quando comparado aos demais.

Espera-se uma relação positiva quando há o consórcio entre espécies de Eucalipto e Acácia (Bonanomi et al., 2014). Apesar do potencial da Acácia de diminuir a relação C/N do sistema, sua eficiência em quebrar o fosfato antes da abscisão foliar (Santos et al., 2017) pode ocasionar uma alta relação N/P da serapilheira e limitar a decomposição do sistema, principalmente em solos tropicais naturalmente pobres em P (Koutika et al., 2016). Dessa forma, torna-se interessante o consórcio com o Eucalipto, que possui uma serapilheira mais rica em P, devido a diferenças nos padrões de uso e retranslocação de nutrientes (Santos et al., 2017).

Pereira et al. (2018) constataram que plantios consorciados de *Acacia mangium* e *Eucalyptus grandis* tem o potencial de melhorar a ciclagem de nutrientes através do aumento das concentrações de C e N nas frações orgânicas do solo, o que também pode trazer grandes benefícios para a espécie forrageira em consórcio. Dessa forma, pode-se inferir, que a maior diversidade do sistema, incluindo espécies leguminosas, pode fornecer melhores serviços ecossistêmicos de regulação e suporte relacionados ao fornecimento de nutrientes para o sistema.

## CONCLUSÕES

- A presença da leguminosa arbórea não intensificou a produção de serapilheira no sistema silvipastoril, porém favoreceu sua qualidade;
- Existe influência da distância do componente arbóreo na deposição e qualidade da serapilheira, indicando a importância da presença de árvores em pastagens;
- A espécie leguminosa no SSPA apresenta maior potencial para a fertilidade das camadas superficiais do solo, com destaque para deposição de nitrogênio.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Allinger, N. L. Química orgânica. Reverté, 1974.

Apolinário, V. X., Dubeux, J. C., Mello, A. C., Vendramini, J., Lira, M. A., Santos, M. V., Muir, J. P.. Litter decomposition of signalgrass grazed with different stocking rates and nitrogen fertilizer levels. *Agronomy Journal*, 106, 622-627, 2014.

Apolinário, V.X., Dubeux, J. C., Lira, M. A., Ferreira, R. L. C., Mello, A. C. L., Coelho, D. L., Muir, J. P., Sampaio, E. V. S. B. Decomposition of arboreal legume fractions in a silvopastoral System. *Crop Science*, v. 56, n. 3, p. 1356-1363, 2016.

Balieiro, F.C., Franco, A.A., Pereira, M.G., Campello, E.F.C., Dias, L.E., Faria, S.M., Alves, B.J.R. Contribution of litter and nitrogen to soil under *Pseudosamanea guachapele* and *Eucalyptus grandis* plantations. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 39, 597–601, 2004.

Barbosa, V., Barreto-Garcia, P., Gama-Rodrigues, E., Paula, A. Biomassa, carbono e nitrogênio na serapilheira acumulada de florestas plantadas e nativa. *Floresta e Ambiente*, v. 24, 2017.

Barlow, J., Gardner, T.A., Ferreira, L.V.; Peres, C.A. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forest in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, v. 247, p.91-97, 2007.

Berg, B., McClaugherty, C. Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration. *Carbon*. (Springer, Verlag, 2014).

Boddey, R.M., Macedo, R., Tarré, R.M., Ferreira, E., Oliveira, O.C., Rezende, C. P., Cantarutti, R.B., Pereira, J.M., Alves, B.J.R., Urquiaga, S. Nitrogen cycling in *Urochloa* pastures: the key to understanding the process of pasture decline. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103, 389-403, 2004.

Bonanomi G, Capodilupo M, Incerti G, Mazzoleni S. Nitrogen transfer in litter mixture enhances decomposition rate, temperature sensitivity, and C quality changes. *Plant Soil* 381:307–321, 2014.

Bonanomi, G., G. Incerti, V. Antignani, M. Capodilupo, S. Massoleni. Decomposition and nutrient dynamics in mixed litter of Mediterranean species. *Plant Soil*, 331, 481–496, 2010.

Bonanomi, G., Cesarano, G., Lombardi, N., Motti, R., Scala, F., Mazzoleni, S., Incerti, G. Litter chemistry explains contrasting feeding preferences of bacteria, fungi, and higher plants. *Scientific reports*, 7, 1-13, 2017.

Bouillet, J.-P., Laclau, J.-P., Gonçalves, J.L.de M., Voigtlaender, M., Gava, J.L., Leite, F.P., Hakamada, R., Mareschal, L., Mabilia, A., Tardy, F., Levillain, J., Deleporte, P., Epron, D., Nouvellon, Y., 2013. Eucalyptus and Acacia tree growth over entire rotation in single-and mixed-species plantations across five sites in Brazil and Congo. *Forest Ecology and Management*, 301, 89–101, 2013.

Cizungu, L., Staelens, J., Huygens, D., Walangululu, J., Muhindo, D., Van Cleemput, O., Boeckx, P. Litterfall and leaf litter decomposition in a central African tropical mountain forest and Eucalyptus plantation. *Forest Ecology and Management*, v. 326, p. 109-116, 2014.

Costa, P. M. O., de Araújo, M. A. G., de Souza-Motta, C. M., Malosso, E. Dynamics of leaf litter and soil respiration in a complex multistrata agroforestry system, Pernambuco, Brazil. *Environment, Development and Sustainability*, 19, p. 1189-1203, 2017.

Cotrufo, M.F., D. Matthew, M.D. Wallenstein, C.M. Boot, K. Deneff, and E. Paul. 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? *Glob. Change Biol.* 19, 988–995, 2013.

Deinum, B., Sulastri, R.D., Zeinab, M.H.J., Maassen, A. Effects of light intensity on growth, anatomy and forage quality of two tropical grasses (*Urochloa brizantha* and *Panicum maximum* var. *Trichoglume*). *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 44, 111-124, 1996.

Detmann, E.; Souza, M.A.; Valadares Filho, S.C. (2012). *Métodos para análise de alimentos*. Visconde do Rio Branco, MG: Suprema. 214p.

Dias, P.F., Souto, S.M., Resende, A.S., Urquiaga, S., Rocha, G.P., Moreira, J.F. Franco, A.A. Transferência do N fixado por leguminosas arbóreas para o capim *Survenola* crescido em consórcio. *Ciência Rural*, 37,352-356, 2007.

Dubeux, J.C.B., Sollenberger, L. E., Interrante, S.M, Vendramini, J.M.B. Stewart, R.L. Litter decomposition and mineralization in bahiagrass pastures managed at different intensities. *Crop Science*, 46, 1305–1310. 2006a.

Dubeux, J.C.B., Jr., L.E. Sollenberger, J.M.B. Vendramini, R.L. Stewart, Jr., and S.M. Interrante. Litter mass, deposition rate, and chemical composition in bahiagrass pastures managed at different intensities. *Crop Science*, 46, 1299–1304, 2006b.

Epron, D., Nouvellon, Y., Mareschal, L. Partitioning of net primary production in Eucalyptus and Acacia stands and in mixed-species plantations: two case-studies in contrasting tropical environments. *Forest Ecology and Management*, 301, 102–111, 2013.

Fioretto, A., Di Nardo, C., Papa, S., Fuggi, A. Lignin and cellulose degradation and nitrogen dynamics during decomposition of three leaf litter species in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biol. Biochem.* 37, 1083–1091, 2005.

Fonseca, S., Barros, N. F., Novais, R.F., Costa, L. M., Leal, P. G. L., Neves, J. C. L. Alterações em um latossolo sob eucalipto, mata natural e pastagem. I. Propriedades físicas e químicas. *Revista Árvore*, 3, 271-288, 1993.

Fontaine, S., Henault, C., Aamor, A., Bdioui, N., Bloor, J. M. G., Maire, V., Mary, B., Revaillet, S., Maron, P. Fungi mediate long term sequestration of carbon and nitrogen in soil through their priming effect. *Soil. Biol. Biochem.*, 43, 86-89, 2011.

- Forrester, D.I., Vanclay, J. K., Forrester, R. I. The balance between facilitation and competition in mixtures of Eucalyptus and Acacia changes as stands develop. *Oecologia* 166, 265–272, 2011.
- Freitas, E. C. S. D., Oliveira Neto, S. N., Fonseca, D. M. D., Santos, M. V., Leite, H. G., Machado, V. D. Deposição de serapilheira e de nutrientes no solo em sistema agrossilvipastoril com eucalipto e acácia. *Revista Árvore*, 37, 409-417, 2013.
- Froufe, L. C. M., Schwiderke, D. K., Castilhano, A. C., Cezar, R. M., Steenbock, W., Seoane, C. E. S., Vezzani, F. M. Nutrient cycling from leaf litter in multistrata successional agroforestry systems and natural regeneration at Brazilian Atlantic rainforest biome. *Agroforestry Systems*, 94, 159-171, 2020.
- Hatakka, A. 2001. Biodegradation of lignin. In: M. Hofman and A. Stein, editors, *Biopolymers: Lignin, humic substances and coal*. Vol. 1. Wiley, Weinheim. p. 129–180.
- Hättenschwiler, S., Coq, S., Barantal, S., Handa, I.T. Leaf traits and decomposition in tropical rainforests: revisiting some commonly held views and towards a new hypothesis. *New Phytol*, 189,950–965, 2011.
- Hodge, A., Robinson, D., Fitter, A. Are microorganisms more effective than plants at competing for nitrogen? *Plant Science*, 5, 304–308 (2000).
- Kohmann, M. M., Sollenberger, L. E., Dubeux Jr, J. C., Silveira, M. L., Moreno, L. S., da Silva, L. S., & Aryal, P. Nitrogen fertilization and proportion of legume affect litter decomposition and nutrient return in grass pastures. *Crop Science*, 58, 2138-2148, 2018.
- Koutika, L-S., Mareschal, L., Epron, D. Soil P availability under eucalypt and acacia on Ferralic Arenosols, republic of the Congo. *Geoderma*, 7, 153–158, 2016.
- Lal, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304, 1623–1627, 2004.
- Laliberté, E., Turner, B. L., Costes, T., Pearse, S. J., Wyrwoll, K. H., Zemunik, G., & Lambers, H. Experimental assessment of nutrient limitation along a 2 million year dune chronosequence in the south western Australia biodiversity hotspot. *Journal of Ecology*, 100, 631-642, 2012.
- Lambers, H., Chapin, F. S., Pons, T. L. (2008). *Plant physiological ecology*. 2. ed. Springer Science, Berlin, Germany. p. 610.
- Lima, M. A., Paciullo, D. S., Morenz, M. J., Gomide, C. A., Rodrigues, R. A., & Chizzotti, F. H. Productivity and nutritive value of *Urochloa decumbens* and performance of dairy heifers in a long-term silvopastoral system. *Grass and Forage Science*, v. 74, n. 1, p. 160-170, 2018.
- Lima, M. A., Paciullo, D. S., Silva, F. F., Morenz, M. J., Gomide, C. A., Rodrigues, R. A., Chizzotti, F. H. Evaluation of a long-established silvopastoral *Urochloa decumbens* system: plant characteristics and feeding value for cattle. *Crop and Pasture Science*, 70, 814-825, 2019.
- McCortor, M.M., and F.M. Rouquette. Grazing pressures and animal performance from pearl millet. *Agronomy Journal*, 69, 983–987, 1977.

- Michelsen, A., Graglia, E., Schmidt, I. K., Jonasson, S., Sleep, D., & Quarmby, C.. Differential responses of grass and a dwarf shrub to long-term changes in soil microbial biomass C, N and P following factorial addition of NPK fertilizer, fungicide and labile carbon to a heath. *New Phytol.* 143, 523–538 (1999).
- Ngao, J., Bernhard-Revesat, F., Loumeto, J.-J. Changes in Eucalypt litter quality during the first three months of field decomposition in a Congolese plantation. *Appl. Soil Ecol.* 42, 191–199, 2009.
- Paciullo, D. S. C., Carvalho, C. A. B. D., Aroeira, L. J. M., Morenz, M. J. F., Lopes, F. C. F., & Rossiello, R. O. P. Morfofisiologia e valor nutritivo do capim-braquiária sob sombreamento natural e a sol pleno. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 42, 573-579, 2007.
- Paciullo, D. S. C., Castro, C. R. T. Sistema silvipastoril e pastagem exclusiva de braquiária para recria de novilhas leiteiras: massa de forragem, qualidade do pasto, consumo e ganho de peso. *Embrapa Gado de Leite - Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)*, 2006.
- Pagano, M. C. Plant and soil biota: crucial for mitigating climate change in forests. *British Journal of Environment and Climate Change*, 3, 188–196, 2013.
- Pardon P, Reubens B, Reheul D, Mertens J, de Frenne P, Coussement T, Janssens P, Verheyen K. Trees increase soil organic carbon and nutrient availability in temperate agroforestry systems. *Agric Ecosyst Environ* 247:98–111, 2017.
- Pinho, R. C., Miller, R. P., & Alfaia, S. S. Agroforestry and the improvement of soil fertility: a view from Amazonia. *Applied and Environmental Soil Science*, 212, 1-11, 2012.
- Rachid, C. T. C. C., Balieiro, F. C., Peixoto, R. S., Pinheiro, Y. A. S., Piccolo, M. C., Chaer, G. M. Mixed plantations can promote microbial integration and soil nitrate increases with changes in the N cycling genes. *Soil Biol. Biochem.* 66, 146–153, 2013.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C, Ponzoni, F. J., Hirota, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol Conserv* 142:1141–1153, 2009.
- Santos, F. M., Balieiro, F. C., Ataíde, D. H. Dynamics of aboveground biomass accumulation in monospecific and mixed-species plantations of Eucalyptus and Acacia on a Brazilian sandy soil. *For Ecol Manag.* 363, 86-97, 2016.
- Santos, F. M., Chaer, G. M., Diniz, A. R., & de Carvalho Balieiro, F. Nutrient cycling over five years of mixed-species plantations of Eucalyptus and Acacia on a sandy tropical soil. *Forest Ecology and Management*, 384, 110-121, 2017.
- Santos, F. M., Balieiro, F. C., Fontes, M. A., & Chaer, G. M. Understanding the enhanced litter decomposition of mixed-species plantations of Eucalyptus and Acacia mangium. *Plant and soil*, 423, 141-155, 2018.

Scheer, M. B., Gatti, G., Wisniewski, C., Moco-chinski, A. Y., Cavassani, A. T., Lorenzetto, A. Patterns of litter production in a secondary alluvial Atlantic Rain Forest in southern Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 32, 805–817, 2009.

Scoriza, R. N. Pereira, M. G., Pereira, G. H. A., Machado, D. L., Silva, E. M. R Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. *Série Técnica Floresta e Ambiente*, 2, 1-18, 2012.

Silva, B. E. C., Silva, M. R. J., & Medina, E. F. Aporte e decomposição de serapilheira em área pósmineração em processo de recuperação com espécies florestais. *Revista Agrogeoambiental*, 10, 35-45, 2018.

Teklay T, Nordgren A, Nyberg G, Malmer A. Carbon mineralization of leaves from four Ethiopian agroforestry species under laboratory and field conditions. *Appl Soil Ecol* 35, 193–202, 2007.

Thomas, R.J., N.M. Asakawa. Decomposition of leaf litter from tropical grasses and legumes. *Soil Biol. Biochem.*, 25, 1351–1361, 1993.

Torreta, N. K., Takeda, H. Carbon and nitrogen dynamics of decomposing leaf litter in a tropical hill evergreen forest. *Eur J Soil Biol* 35,57–63, 1999.

White, A. B. L., Nascimento, D. L., Paes-Dantas, T. V., Souza-Ribeiro, A. Dynamics of the production and decomposition of litterfall in a Brazilian Northeastern Tropical Forest (Serra de Itabaiana National Park, Sergipe State). *Acta Scientiarum Biological Science*, 35, 195–201, 2013.

Wider, R.K., Lang, G.E. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology* 63:1636–1642, 1982.

Xavier, D. F., Lédo, F. J. D. S., Paciullo, D. S. D. C., Pires, M. D. F. Á., & Boddey, R. M. Dinâmica da serapilheira em pastagens de braquiária em sistema silvipastoril e monocultura. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 46, p. 1214-1219, 2011.

Zeng, D., Mao, R., Chang, C. S. X., Li J., Yang, D. Carbon mineralization of tree leaf litter and crop residues from poplar-based agroforestry systems in Northeast China: a laboratory study. *Appl Soil Ecol* 44:133–137, 2010.

## ANEXO

**Anexo 1:** Teste de identidade de modelos utilizado para comparação das variáveis entre os SSPs A e B.

Tabela 1. Parâmetros estatísticos dos modelos ajustados utilizados para comparação da serapilheira arbórea entre os SSPs A e B

Modelo ajustado: $Y = b_0 + b_1X + e$						
Sistema	$b_0$	$b_1$	p-valor	$R^2$	$R^2$ ajust	EPRes
A	9,135638	-0,131759	0,6168	0,7281	0,7130	0,4934
B	9,393678	-0,183740		0,4279	0,3961	1,3020
Comum	9,264658	-0,157750		0,4841	0,4706	1,4112

Tabela 2. Parâmetros estatísticos dos modelos ajustados utilizados para comparação da serapilheira total entre os SSPs A e B

Modelo ajustado: $Y = b_0 + b_1X + e$						
Sistema	$b_0$	$b_1$	p-valor	$R^2$	$R^2$ ajust	EPRes
A	9,951867	-0,039417	0,4394	0,3872	0,3532	0,3039
B	10,128821	-0,056259		0,5793	0,5559	0,2938
Comum	10,040344	-0,047838		0,4789	0,4652	0,4325

Tabela 3. Parâmetros estatísticos dos modelos ajustados utilizados para comparação do teor de lignina entre os SSPs A e B

Modelo ajustado: $Y = b_0 + b_1X + e$						
Sistema	$b_0$	$b_1$	p-valor	$R^2$	$R^2$ ajust	EPRes
A	3,106714	-0,019207	0,0030	0,3986	0,3651	0,1446
B	2,991227	-0,032861		0,4670	0,4374	0,2151
Comum	3,048971	-0,026034		0,3545	0,3375	0,3045

Tabela 4. Parâmetros estatísticos dos modelos ajustados utilizados para comparação do teor de nitrogênio entre os SSPs A e B

Modelo ajustado: $Y = b_0 + b_1X + e$						
Sistema	$b_0$	$b_1$	p-valor	$R^2$	$R^2$ ajust	EPRes
A	0,061024	-0,018728	0,0007	0,3782	0,3437	0,1471
B	-0,219306	0,002540		0,0114	-0,0435	0,1450
Comum	-0,079141	-0,008094		0,0717	0,0473	0,2524

Tabela 5. Parâmetros estatísticos dos modelos ajustados utilizados para comparação do teor de celulose entre os SSPs A e B

Modelo ajustado: $Y = b_0 + b_1X + e$						
Sistema	$b_0$	$b_1$	p-valor	$R^2$	$R^2$ ajust	EPRes
A	21,520058	0,505215	0,6953	0,5628	0,5385	2,7289
B	20,389981	0,581309		0,5619	0,5376	3,1453
Comum	20,955019	0,543262		0,5561	0,5444	4,2063

Tabela 6. Parâmetros estatísticos dos modelos ajustados utilizados para comparação do teor de hemicelulose entre os SSPs A e B

Modelo ajustado: $Y = b_0 + b_1X + e$						
Sistema	$b_0$	$b_1$	p-valor	$R^2$	$R^2$ ajust	EPRes
A	17,769761	0,521100	0,1991	0,5140	0,4870	3,1053
B	15,042887	0,800018		0,6656	0,6471	3,4746
Comum	16,406324	0,660559		0,5798	0,5687	4,8737

Tabela 7. Parâmetros estatísticos dos modelos ajustados utilizados para comparação do teor de carbono entre os SSPs A e B

Modelo ajustado: $Y = b_0 + b_1X + e$						
Sistema	$b_0$	$b_1$	p-valor	$R^2$	$R^2$ ajust	EPRes
A	32,790267	0,200026	0,0001	0,5031	0,4755	1,2182
B	29,261466	0,290413		0,4249	0,3929	2,0705
Comum	31,025866	0,245220		0,2941	0,2755	3,2927

Tabela 7. Parâmetros estatísticos dos modelos ajustados utilizados para comparação da relação lignina/N entre os SSPs A e B

Modelo ajustado: $Y = b_0 + b_1X + e$						
Sistema	$b_0$	$b_1$	p-valor	$R^2$	$R^2$ ajust	EPRes
A	3,045690	-0,000479	0,0038	0,0007	-0,0548	0,1086
B	3,210534	-0,035402		0,4617	0,4318	0,2342
Comum	3,128112	-0,017940		0,2101	0,1893	0,3015

Tabela 8. Parâmetros estatísticos dos modelos ajustados utilizados para comparação da relação C/N entre os SSPs A e B

Modelo ajustado: $Y = b_0 + b_1X + e$						
Sistema	$b_0$	$b_1$	p-valor	$R^2$	$R^2$ ajust	EPRes
A	3,429138	0,024525	0,0878	0,4816	0,4528	0,1559
B	3,593962	0,006768		0,0566	0,0042	0,1693
Comum	3,511550	0,015646		0,2327	0,2125	0,2462

## **Capítulo 2 – Atividade microbiana e umidade do solo como indicadores de serviços ecossistêmicos em sistemas silvipastoris**

### **INTRODUÇÃO**

A agricultura e outras práticas de uso do solo devem ser consideravelmente aperfeiçoadas para garantir as necessidades das populações futuras sem intensificar a pressão sobre os ecossistemas naturais (Martinelli et al., 2019), sendo as atividades agropecuárias responsáveis por cerca de 24% das emissões de gases de efeito estufa e uma das principais contribuintes do aquecimento global (Smith et al., 2014).

Os impactos da mudança climática são significativos nos recursos de águas superficiais e subterrâneas, tendo efeitos pronunciados no ciclo hidrológico através da variação na precipitação, evapotranspiração, e umidade do solo, com o aumento da temperatura (Kahsay et al., 2018).

Nesse cenário é crucial adotar práticas de manejo que fomentem processos ecológicos que culminem em melhorias na qualidade do solo, e contribuam para o aumento da produtividade das culturas, sendo possível assim desenvolver agroecossistemas que possam fornecer múltiplos serviços ecossistêmicos com menor necessidade de insumos externos (Palomo-Campesino et al., 2018). A adoção de práticas combinadas de manejo nos agroecossistemas pode afetar direta e indiretamente o fornecimento de serviços ecossistêmicos e a avaliação dessas práticas pode ajudar no desenvolvimento de agroecossistemas mais sustentáveis (Teixeira et al., 2020).

O solo é a base para o fornecimento de diversos serviços ecossistêmicos, dentre os quais a produção de biomassa, ciclagem de nutrientes, sequestro de carbono, arquivo para patrimônio geológico e arqueológico (Keesstra et al., 2016), regulação da qualidade e da disponibilidade hídrica, e manutenção da biodiversidade animal, vegetal e microbiana (Ciais et al., 2013).

Práticas conservacionistas têm sido adotadas com sucesso em países em desenvolvimento, mantendo ou aumentando a produtividade das culturas e a eficiência no uso dos recursos naturais (Pretty et al., 2006). Entre essas práticas, a de aumentar a diversidade de plantas no sistema de produção, pode melhorar as funções regulatórias do solo e a provisão de outros serviços ecossistêmicos (Isbell et al., 2017). O aumento da cobertura do dossel pode regular a temperatura do ar e a umidade do solo, criando condições favoráveis para o desenvolvimento dos organismos do solo (Gomes et al., 2016).

Os sistemas agroflorestais têm a capacidade de aumentar a infiltração e armazenamento de água no solo e otimizar seu uso pelas plantas, sendo sua adoção, importante estratégia para atenuar os impactos da seca em áreas agrícolas (Bosi et al., 2020). Além disso, esses sistemas ajudam a reduzir perdas por escoamento superficial e, por consequência, poluentes que afetam a qualidade da água (Walker and Branham 1992).

A umidade do solo também está diretamente relacionada à decomposição da matéria orgânica pela microbiota do solo, o que interfere na ciclagem de nutrientes e na imobilização de carbono pelo tecido microbiano (Almeida et al., 2021).

Diante de décadas de práticas de produção agrícola de alto impacto ambiental, os sistemas integrados de produção se tornaram essenciais na tentativa de conciliar produtividade e sustentabilidade (Almeida et al., 2021). Tais sistemas são citados como modelos de agricultura de baixo carbono além de serem um dos precursores na melhoria da qualidade dos solos brasileiros, podendo combinar pecuária, silvicultura e lavoura em uma mesma área (Rodrigues et al., 2014).

As interações em sistemas integrados de produção são complexas e podem gerar heterogeneidade na disponibilidade de nutrientes e na atividade da microbiota do solo, confirmando assim a necessidade de mais estudos acerca dessas relações nesses sistemas (Oliveira et al., 2016).

Bactérias e fungos geralmente compõe mais de 90% do total da biomassa microbiana e são responsáveis pela maior parte da decomposição da matéria orgânica do solo (Sarto et al., 2019). A comunidade microbiana do solo é importante reguladora da dinâmica da matéria orgânica e da disponibilidade de nutrientes (Six et al., 2006). A atividade microbiana do solo em pastos tropicais geralmente está relacionada ao Carbono, Nitrogênio, Fósforo e cátions do solo (Lisboa et al., 2014) e tende a ser menor do que em solos florestais (Eaton e Chassot, 2012).

A introdução de sistemas agroflorestais afeta a dinâmica de carbono no solo, o que influencia a quantidade e qualidade da matéria orgânica, agregados, população microbiana e atividade das enzimas do solo em diferentes graus (Sarto et al., 2019). Tais sistemas podem ser utilizados como estratégia adicional para a recuperação de áreas agrícolas degradadas, além de contribuir para reduzir a erosão do solo, melhorar sua estrutura e favorecer a sustentabilidade agroambiental (Sarto et al., 2019). Porém isso se dá de forma heterogênea, sendo influenciado pelas distâncias das árvores, e estudos envolvendo a comunidade microbiana em sistemas agroflorestais tropicais levando em conta esse fator, são escassos (Sarto et al., 2019).

Além disso, também é importante conhecer a variabilidade espacial e temporal da disponibilidade hídrica dos solos em sistemas consorciados de produção, para melhor quantificação desse indicador ecossistêmico e melhor entendimento da competição por esse recurso quando há diversidade de componentes no sistema.

Diante disso, o presente estudo objetivou avaliar a umidade, atividade microbiana, e matéria orgânica do solo em dois sistemas silvipastoris, um pasto em monocultivo e um fragmento florestal de Mata Atlântica.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Caracterização da área experimental

O estudo foi conduzido no campo experimental José Henrique Bruschi, na Embrapa Gado de Leite (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), localizada no município de Coronel Pacheco, Minas Gerais. A área experimental é de topografia montanhosa com inclinação de, aproximadamente, 30 - 40% e coordenadas geográficas 21° 33' 22" de latitude Sul, 43° 06' 16" de longitude Oeste e 410 m de altitude (Lima et al., 2018) (Figura 1).

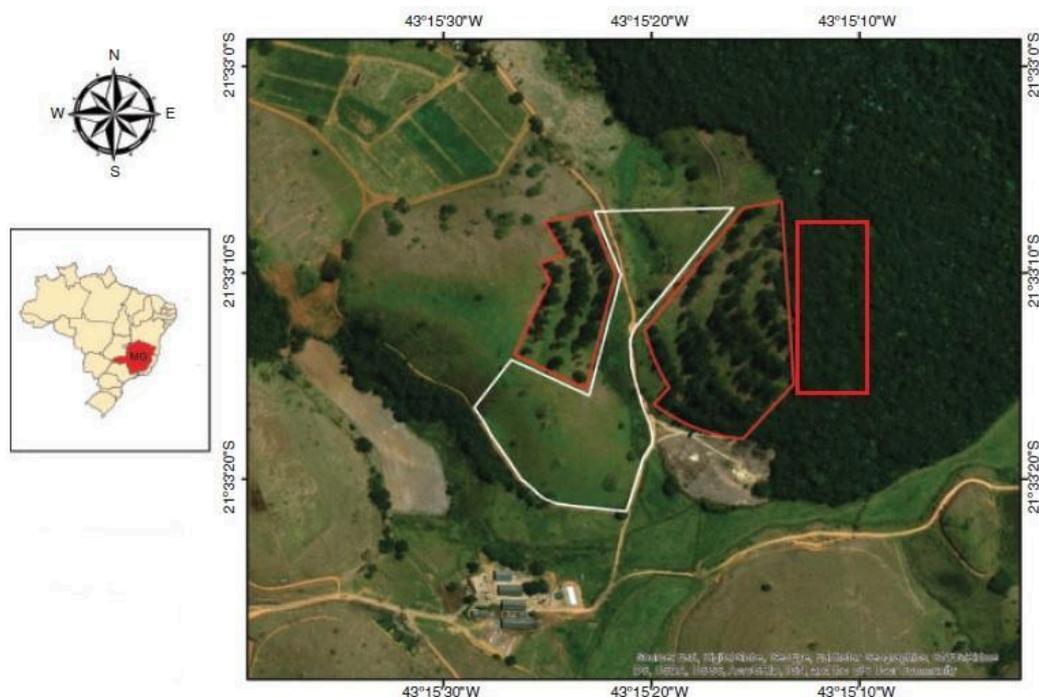


Figura 1. Localização da área de estudo no campo experimental da Embrapa Gado de Leite, em Coronel Pacheco – MG.

O clima da região de acordo com a classificação de Köppen é do tipo Cwa com estações seca (outono-inverno) e chuvosa (primavera-verão) bem definidas. O solo predominante é do

tipo Latossolo Vermelho-amarelo distrófico com textura argilosa (Embrapa, 2013), e sua caracterização química é descrita na Tabela 1. Os dados climáticos do período experimental foram registrados na estação meteorológica automática localizada a 500 m da área experimental (Figura 2).

Tabela 1. Caracterização química de amostras do solo (0-20 cm de profundidade) coletadas nas áreas experimentais

Sistema	pH - H <sub>2</sub> O	P	K	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>	H + Al	MO
	-	mg dm <sup>-3</sup>			Cmolc dm <sup>-3</sup>			dag kg <sup>-1</sup>
SSPA	4,52	3,92	49,30	0,55	0,30	0,88	7,36	3,14
SSPB	4,44	2,86	34,05	0,24	0,18	1,04	7,74	3,17
Pasto	4,88	3,86	72,40	0,80	0,38	0,60	6,93	3,46
Fragmento florestal	4,54	1,58	23,20	0,08	0,08	0,96	7,13	2,71

Sendo: SSPA = sistema silvipastoril mais diverso; SSPB = sistema silvipastoril menos diverso.

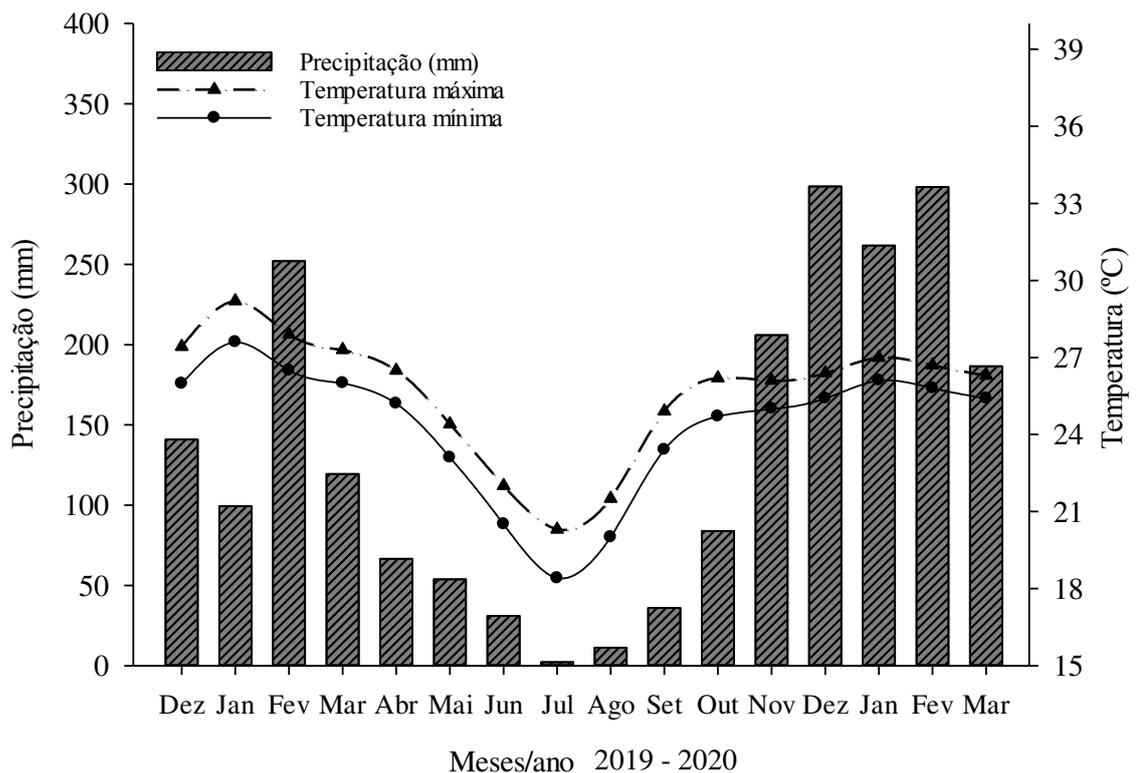


Figura 2. Temperaturas médias e precipitação pluvial durante o período experimental.

## Caracterização do experimento

Foram avaliados dois sistemas silvipastoris, um pasto em monocultivo e um fragmento florestal de Mata Atlântica, sendo: sistema silvipastoril mais diverso, composto por *Eucalyptus grandis*, *Acacia mangium* e *Urochloa decumbens* Stapf. cv. Basilisk (capim-braquiária) (SSPA); sistema silvipastoril menos diverso, composto por *Eucalyptus grandis* e *Urochloa decumbens* Stapf. cv. Basilisk (capim-braquiária) (SSPB) (ambos os sistemas esquematizados na Figura 3), monocultivo (pasto a pleno sol composto por *Urochloa decumbens* Stapf. cv. Basilisk (capim-braquiária)).

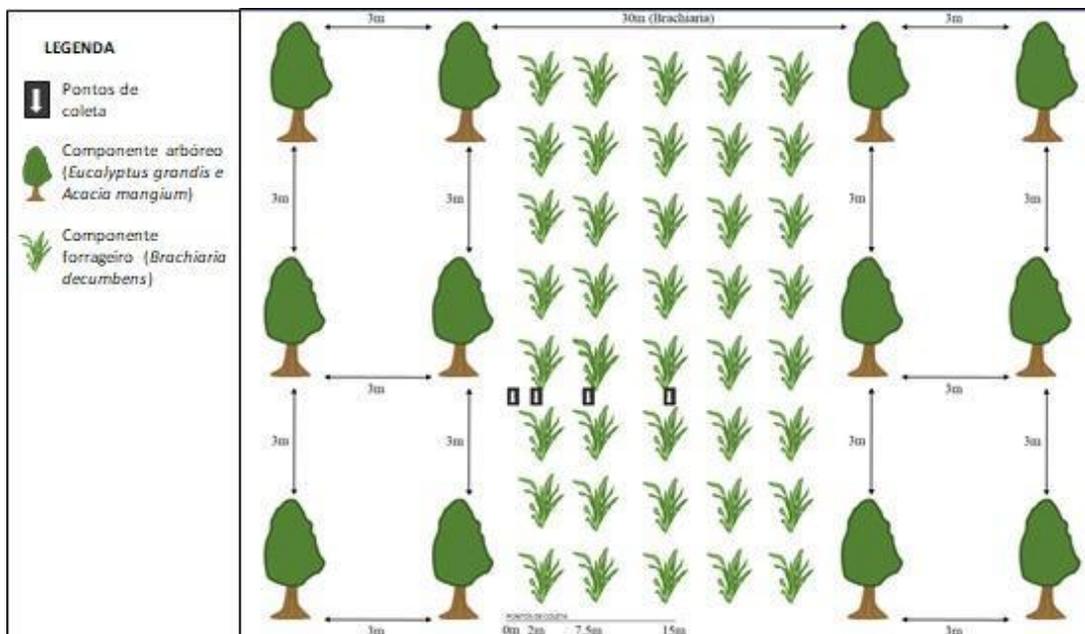


Figura 3. Representação esquemática da distribuição das árvores e das posições de coleta nos sistemas silvipastoris em Coronel Pacheco – MG

A área experimental foi implantada em novembro de 1997 (Paciullo e Castro, 2006). Os sistemas SSPA e SSPB foram estabelecidos em faixas de 30 m de largura com a forrageira *Urochloa decumbens* Stapf. cv. Basilisk (capim-braquiária), alternadas com renques compostos por quatro linhas de árvores (espaçamento de 3 x 3 m). O componente arbóreo do SSPA era composto pelas espécies: *Eucalyptus grandis*, *Acacia mangium* e *Mimosa artemesia* (Atualmente composto apenas por *Eucalyptus grandis* e *Acacia mangium*), enquanto o do SSPB apenas por *Eucalyptus grandis*. As árvores foram plantadas em nível, sendo as espécies no SSPA alternadas nas linhas de plantio na direção norte-sul. O pasto em monocultivo foi estabelecido com a mesma espécie de forrageira. Antes do plantio das espécies arbóreas foram

aplicados 1.000 kg ha<sup>-1</sup> de calcário dolomítico, 600 kg ha<sup>-1</sup> de fosfato natural, 250 kg ha<sup>-1</sup> de superfosfato simples, 100 kg ha<sup>-1</sup> de cloreto de potássio e 30 kg ha<sup>-1</sup> de micronutrientes (FTE BR-16). A aplicação de corretivos e fertilizantes no monocultivo foi semelhante à utilizada nos SSPs (Paciullo e Castro, 2006).

A adubação na cova para o plantio das mudas de *A. mangium* e *M. artemisiana* foi realizada com a aplicação de 50 g de calcário dolomítico, 80 g de fosfato natural, 100 g de superfosfato simples, 25 g de cloreto de potássio e 10 g de FTE BR-16 por cova. A adubação para espécie *E. grandis* foi realizada com a aplicação de 75 g de sulfato de amônio, 225 g de superfosfato simples e 15 g de cloreto de potássio. Para o estabelecimento da forrageira nos dois sistemas silvipastoris e em monocultivo, seguiu-se o manejo e preparo do solo, utilizando implemento de tração animal, onde foi realizada aração mínima do solo.

Entre 1998 e 2000, as pastagens permaneceram sem animais para garantir o crescimento inicial das espécies arbóreas. Em 2001 e 2002, as pastagens foram utilizadas para o pastejo com vacas secas, respeitando-se períodos de ocupação de 5 dias e descanso de 45 dias. Durante o período entre 2003 e 2013, os sistemas foram manejados com novilhas em crescimento. No período de 2003 a 2010, sob lotação rotativa e sem adubação de manutenção e de 2011 a 2014 em lotação contínua e com aplicação de 64 kg ha<sup>-1</sup> de N e K<sub>2</sub>O e 16 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> por ano. No presente estudo, não houve aplicações adicionais de fertilizantes ou corretivos, com presença dos animais apenas nos primeiros 6 meses de experimento.

### **Análise microbiológica**

As coletas das amostras de solo foram realizadas em agosto de 2019, na profundidade de 0-20cm. Nos sistemas silvipastoris foram coletadas amostras a 0; 2; 7,5 e 15 m do renque de árvores, em 5 repetições; no fragmento florestal e pasto em monocultivo foram coletadas 5 amostras aleatórias na área (5 repetições).

As análises microbiológicas foram realizadas no Laboratório de Herbicida na Planta do Departamento de Agronomia da Universidade Federal de Viçosa (UFV). O C-CO<sub>2</sub> evoluído (Taxa de respiração basal) do solo foi medido pelo método respirométrico em sistema de fluxo contínuo, conforme proposto por Curl e Truelove (1986) (Figura 3). O respirômetro é um equipamento que funciona por injeção de ar, à pressão de 7 Kgf/cm<sup>2</sup>. O ar entra no sistema de filtros, compostos por frascos contendo solução concentrada de NaOH (5 mol L<sup>-1</sup>), onde todo o CO<sub>2</sub> é removido, depois segue para os frascos em que se encontram as amostras de solo (Stotzky, 1965).

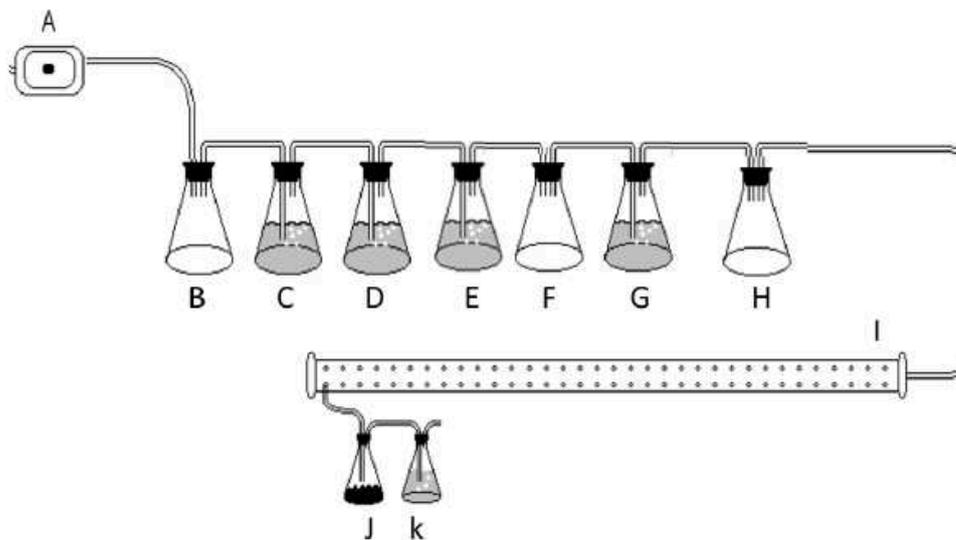


Figura 4. Representação esquemática do sistema utilizado na determinação da evolução de CO<sub>2</sub> do solo, A – Bomba injetora de ar ; B, F e H – frascos vazios, C, D e E – solução NaOH concentrada 5 mol L<sup>-1</sup> (600 mL, 300 mL e 300 mL, respectivamente), G – água destilada (300 mL); J – amostra de solo (100 g); K – solução de NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup> (100 mL). Fonte: Mendonça, Matos e Silva (2005).

Para a determinação da evolução do CO<sub>2</sub> do solo foram pesadas amostras de 100g de solo seco em 5 repetições por tratamento, que foram umedecidos até 60% da capacidade de campo. Os frascos contendo as amostras foram conectados a frascos com solução de NaOH (0,5 mol L<sup>-1</sup>) por meio de mangueiras de silicone (Figura 4) e incubadas durante 12 dias em frascos hermeticamente fechados. Os registros de regulagem de pressão foram ajustados para desprender de 15 a 20 bolhas por minuto em 100 mL da solução de NaOH (0,5 mol L<sup>-1</sup>). Para controle da qualidade do ar carregado foram utilizados frascos sem solo, sendo as amostras do “branco” em quatro repetições.

### Taxa de respiração basal microbiana (TRB)

Após 12 dias de incubação no respirômetro, alíquotas de 10 mL da solução de NaOH (0,5 mol L<sup>-1</sup>) de todas as amostras colocadas para borbulhar, foram transferidas para Erlenmeyers, acrescidas com 5 mL de BaCl<sub>2</sub> e 3 gotas de fenolftaleína para titulação com solução de HCl (0,5 mol L<sup>-1</sup>) até viragem da cor rósea a incolor para estimativa do C-CO<sub>2</sub>

evoluído. A quantidade de CO<sub>2</sub> evoluído de cada amostra foi calculada em µg g<sup>-1</sup> C-CO<sub>2</sub>/100cm<sup>3</sup> de solo, segundo a equação proposta por Stotzky (1972):

$$C - CO_2 = (B - V) * M * 12 * \left(\frac{v1}{v2}\right)$$

Onde:

B = Volume do HCl consumido na amostra branco (mL)

V = Volume do HCl consumido na amostra (mL)

M = concentração real do HCl (mol L<sup>-1</sup>)

12 = peso equivalente do carbono

v1 = volume total de NaOH usado na captura do CO<sub>2</sub> (mL)

v2 = volume de NaOH usado na titulação (mL)

### **Carbono da biomassa microbiana do solo (C<sub>bio</sub>)**

A análise do C<sub>bio</sub> foi realizada segundo metodologia de fumigação-incubação descrita por Vance et al. (1987) e modificada por Islam e Weil (1998). Dos 100 g de solo das amostras incubadas, foram retiradas subamostras (aproximadamente 20 g). Essas subamostras foram pesadas em frascos Erlenmeyers e divididas em fumigadas (colocadas em forno micro-ondas por dois minutos) e não-fumigadas.

Após a fumigação foram adicionados 80 mL de solução extratora de K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (0,5M) em todas as amostras, incluindo as amostras “branco”. Em seguida, estas amostras com a solução de K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> foram misturadas e levadas para agitar em rotação máxima (240 RPM) em Mesa Agitadora Pendular com Timer NT 156, por 30 minutos. Após este período, os frascos foram deixados em repouso por 30 minutos para decantação do solo, em seguida foi retirado o sobrenadante da solução para filtração.

De cada amostra foram retirados 10 mL de extrato filtrado e colocados em tubos de ensaio, onde foram adicionadas 8 gotas de dicromato de potássio (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> – 0,06667 mol L<sup>-1</sup>) e 10 mL de ácido sulfúrico concentrado. Os tubos de ensaio foram deixados para esfriar por 15 minutos, após este período o conteúdo dos tubos foi transferido para Erlenmeyers, adicionado 10 gotas de Ferroun, e levados para titulação com solução de sulfato ferroso com ácido sulfúrico previamente preparada.

Os valores de carbono presente na biomassa microbiana foram calculados a partir das seguintes equações:

$$C_{i, ni} = \frac{(V_b - V_{am}) * (\text{molaridade do sulfato ferroso}) * (3) * (1000) * (\text{volume extrator})}{(\text{volume extrator}) * (\text{peso do solo})}$$

Onde:

$V_b$  = volume de titulante consumido na amostra branco (mL)

$V_{am}$  = volume de titulante consumido na amostra (mL)

3= resultado da relação entre o número de mols de  $Cr_2O_7^-$  que reagem com o C0 (3/2) multiplicado pelo peso equivalente do C (12).

1000 = fator de conversão de unidade.

$$C_{bio} = \frac{(C_i - C_{ni})}{K_c \mu g g^{-1} \text{ de C no solo}}$$

Onde:

$C_i$  = amostra irradiada

$C_{ni}$  = amostra não irradiada

Sendo  $K_c = 0,33$  para todo método de irradiação extração de carbono da biomassa.

### **Quociente metabólico ou taxa respiratória específica ( $qCO_2$ )**

A partir dos valores obtidos da evolução de C-CO<sub>2</sub> e  $C_{bio}$ , foram calculados os  $qCO_2$  ( $\mu g^{-1} CBM d^{-1}$ ) de cada amostra, pela razão entre atividade microbiana, médias diárias de C-CO<sub>2</sub> evoluído das amostras de solo avaliadas, e  $C_{bio}$  estimado de cada amostra, segundo Anderson e Domsch (1985):

$$qCO_2 = \frac{C - CO_2 (\mu g C - CO_2 g^{-1} solo d^{-1})}{C_{bio} (\mu g C g^{-1} solo)}$$

### **Umidade do solo**

A umidade do solo foi aferida uma vez ao mês, durante 1 ano, em todos os ambientes, e em todas as distâncias avaliadas (0, 2, 7,5 e 15 m das árvores). Tubos plásticos de pvc foram instalados verticalmente, sendo: 4 tubos (repetições) no fragmento florestal e no pasto, e 16 tubos nos sistemas silvipastoris (4 tubos por distância). A umidade foi aferida por meio do dispositivo Diviner 2000, SENTEK Pty Ltd., Stepney, SA, Austrália, que é uma sonda de

capacitância portátil, capaz de mensurar a umidade do solo em diferentes profundidades (Bosi et al., 2020). No presente estudo a caracterização da umidade do solo foi realizada de 10 a 80cm de profundidade; os teores de umidade de 0-30 cm foram utilizados para comparação estatística entre os ambientes, em conformidade com as outras variáveis que também foram analisadas em camadas mais superficiais do solo.

### **Fertilidade do solo**

Amostras de solos simples foram coletadas na profundidade de 0-20 cm, misturadas e homogeneizadas constituindo amostras compostas. As amostras foram coletadas em todos os ambientes e distâncias avaliadas, em 5 repetições e foram encaminhadas ao Laboratório de Análise de Solos Viçosa LTDA, para análises químicas e granulométricas conforme metodologia proposta pela Embrapa (2009). As análises foram utilizadas para caracterização química dos ambientes, e o pH e matéria orgânica para fins de comparação entre as áreas, visto que tais variáveis influenciam de forma mais direta na atividade microbiana do solo (Bonanomi et al., 2017).

### **Análise estatística**

A normalidade dos dados foi analisada pelo teste de Shapiro- Wilks. Quando houve normalidade, aplicou-se o teste t para amostras independentes e quando não houve utilizou-se o teste não paramétrico de Wald-Wolfowitz para comparação das médias entre os ambientes e as distâncias das árvores nos SSPs. Para a comparação do efeito das distâncias nas variáveis entre os dois SSPs, foram utilizados modelos de regressão (linear ou exponencial simples) (Anexo 1). As análises foram realizadas no software *R*.

## **RESULTADOS**

No período seco os valores de umidade do solo não diferiram estatisticamente entre os ambientes e as distâncias dos renques das árvores (Tabela 3). No período chuvoso a umidade do solo foi maior no pasto quando comparado ao SSPA e ao fragmento florestal, que foram semelhantes estatisticamente. A umidade do solo nas distâncias 0 e 2 m no SSPA foram menores estatisticamente que o pasto, e as distâncias 7,5 e 15 m foram semelhantes ao mesmo. No SSPB a umidade foi semelhante estatisticamente ao pasto e maior que o fragmento florestal, e o mesmo ocorreu em todas as distâncias desse sistema.

Tabela 3. Umidade do solo na camada superficial (0-30 cm) nos SSPs A e B, um pasto em monocultivo e um fragmento florestal, em Coronel Pacheco, MG

	Umidade do solo (% volume)	
	Período seco	Período chuvoso
SSPA	24,54 a	29,76 a
Fragmento florestal	26,10 a	29,83 a
Pasto	25,87 a	32,61 b
-----		
SSPA - 0m	26,10 a	29,45 a
Fragmento florestal	26,10 a	29,83 a
Pasto	25,87 a	32,61 b
-----		
SSPA - 2m	21,94 a	27,00 a
Fragmento florestal	26,10 a	29,83 a
Pasto	25,87 a	32,61 b
-----		
SSPA - 7,5m	25,91 a	31,58 ab
Fragmento florestal	26,10 a	29,83 a
Pasto	25,87 a	32,61 b
-----		
SSPA - 15m	24,74 a	30,65 ab
Fragmento florestal	26,10 a	29,83 a
Pasto	25,87 a	32,61 b
-----		
SSPB	27,22 a	32,68 a
Fragmento florestal	26,10 a	29,83 b
Pasto	25,87 a	32,61 a
-----		
SSPB - 0m	26,73 a	31,13 ab
Fragmento florestal	26,10 a	29,83 a
Pasto	25,87 a	32,61 b
-----		
SSPB - 2m	27,36 a	32,79 a
Fragmento florestal	26,10 a	29,83 b
Pasto	25,87 a	32,61 a
-----		
SSPB - 7,5m	28,48 a	33,76 ac
Fragmento florestal	26,10 a	29,83 b
Pasto	25,87 a	32,61 c
-----		
SSPB - 15m	26,29 a	33,06 a
Fragmento florestal	26,10 a	29,83 b
Pasto	25,87 a	32,61 a

Entre o SSPA e o SSPB houve diferença estatística ao longo das distâncias das árvores ( $p < 0,05$ ) no período chuvoso, com tendência de aumento ao longo da distância, e médias maiores no SSPB. No período seco, não houve ajuste de modelos ( $Y$  estimado = média de  $Y$ ), indicando que a média da umidade do solo foi constante ao longo das distâncias, também com valores maiores no SSPB (Figura 5).

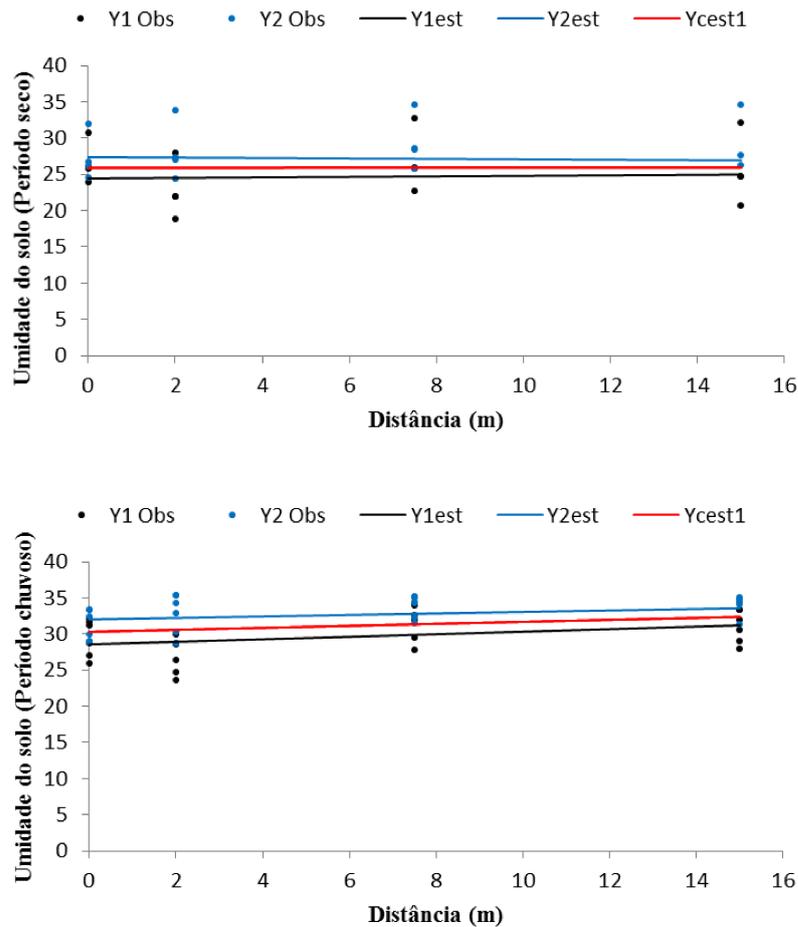
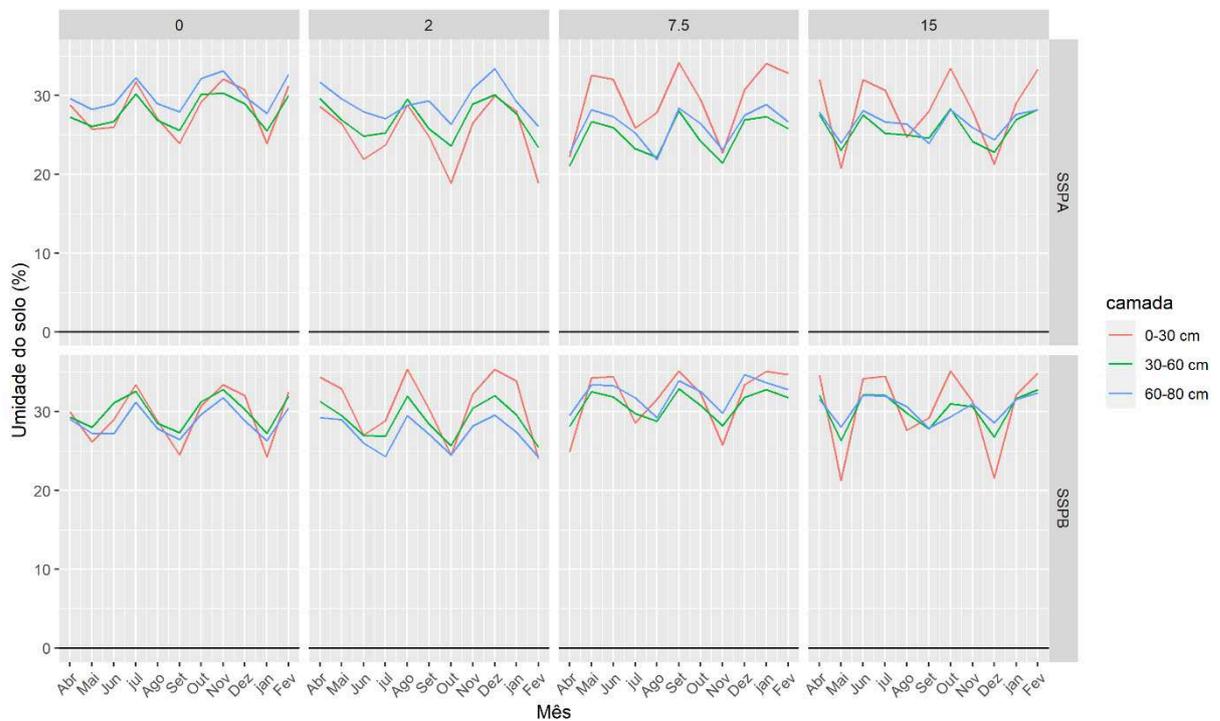


Figura 5. Umidade do solo (%), a 0-30 cm de profundidade, em função das distâncias das árvores, nos SSPs A e B, sendo: Y1 = SSPA e Y2 = SSPB.

A umidade na camada superficial do solo (0 – 30 cm) sofreu alterações mais consideráveis ao longo do ano, principalmente no pasto (Figura 6), embora as alterações nas camadas mais profundas (B = 30 – 60 cm; C = 60 – 80 cm) tenham seguido tendência semelhante, porém com menores amplitudes. A umidade do solo nas camadas mais profundas do solo oscilou menos no pasto quando comparada ao fragmento florestal e aos sistemas silvipastoris.

A umidade do solo no SSPA oscilou de forma semelhante nas três camadas (0-30 cm, 30-60 cm, 60-80 cm) nas distâncias mais próximas das árvores (0 e 2 m), sendo observados maiores valores de umidade do solo na camada de 60-80 cm nessas distâncias. À medida que as distâncias das linhas de árvores aumentavam no sistema (7,5 e 15 m), aumentava também as diferenças entre a umidade nas camadas mais superficiais do solo e as mais profundas, sendo observados neste caso, maiores valores de umidade do solo na camada mais superficial.

No SSPB, apesar da tendência semelhante ao SSPA, observou-se menor discrepância nos valores de umidade do solo entre as diferentes profundidades, ao longo das distâncias das árvores.



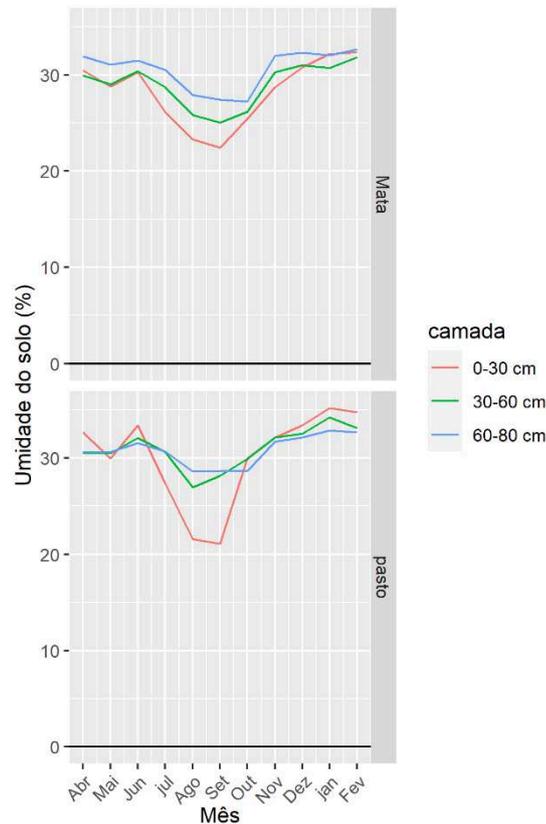


Figura 6. Umidade do solo ao longo do ano, nos SSPs A e B, em pasto em monocultivo e fragmento florestal, em Coronel Pacheco, MG.

A taxa de respiração basal (TRB) da microbiota do solo foi maior no pasto, quando comparada ao SSPA e ao fragmento florestal, que foram semelhantes estatisticamente (Tabela 4). No SSPA, a TRB nas distâncias 0, 2, 7,5 e 15 m foram semelhantes ao fragmento florestal e estatisticamente menores que no pasto. A TRB no SSPB foi semelhante estatisticamente ao pasto, e ambos maiores que o fragmento florestal. As taxas de respiração basal em todas as distâncias no SSPB foram estatisticamente semelhantes ao pasto e menores que no fragmento florestal.

O carbono da biomassa microbiana ( $C_{bio}$ ) foi estatisticamente semelhante entre todos os sistemas de produção e entre as distâncias.

O quociente metabólico ( $qCO_2$ ) foi estatisticamente semelhante entre o SSPA, o fragmento florestal e o pasto e, também, entre o SSPB, fragmento florestal e o pasto. O  $qCO_2$  a 2 m das árvores no SSPA foi menor que no pasto e semelhante estatisticamente ao fragmento florestal. No SSPB, a 0 m das árvores o quociente metabólico foi estatisticamente maior que o fragmento florestal e semelhante ao pasto. O  $qCO_2$  no SSPA foi estatisticamente semelhante entre as distâncias 0, 7,5 e 15 m, o fragmento florestal e o pasto, e no SSPB entre as distâncias 2, 7,5 e 15m o fragmento florestal e o pasto.

Tabela 4. Taxa de respiração basal microbiana (TRB), carbono da biomassa microbiana (Cbio) e quociente metabólico (qCO<sub>2</sub>) nos SSPs A e B, no pasto em monocultivo e no fragmento florestal, em Coronel Pacheco, MG

Sistema	TRB ( $\mu\text{g g}^{-1} \text{C-CO}_2/100 \text{ cm}^3 \text{ d}^{-1}$ )	Cbio ( $\mu\text{g g}^{-1}$ de C no solo)	qCO <sub>2</sub> ( $\mu\text{g C-CO}_2 \mu\text{g}^{-1} \text{CBM d}^{-1}$ )
SSPA	0,03 a	145,32 a	2,06 a
Fragmento florestal	0,03 a	116,71 a	2,40 a
Pasto	0,06 b	139,15 a	5,10 a
-----			
SSPA - 0m	0,03 a	154,86 a	3,38 a
Fragmento florestal	0,03 a	116,71 a	2,40 a
Pasto	0,06 b	139,15 a	5,10 a
-----			
SSPA - 2m	0,014 a	143,64 a	1,29 a
Fragmento florestal	0,03 a	116,71 a	2,40 ab
Pasto	0,06 b	139,15 a	5,10 b
-----			
SSPA - 7,5m	0,02 a	121,20 a	2,39 a
Fragmento florestal	0,03 a	116,71 a	2,40 a
Pasto	0,06 b	139,15 a	5,10 a
-----			
SSPA - 15m	0,03 a	161,60 a	2,46 a
Fragmento florestal	0,03 a	116,71 a	2,40 a
Pasto	0,06 b	139,15 a	5,10 a
-----			
SSPB	0,06 a	261,47 a	3,245 a
Fragmento florestal	0,03 b	116,71 a	2,40 a
Pasto	0,06 a	139,15 a	5,10 a
-----			
SSPB - 0m	0,06 a	208,73 a	10,17 a
Fragmento florestal	0,03 b	116,71 a	2,40 b
Pasto	0,06 a	139,15 a	5,10 ab
-----			
SSPB - 2m	0,06 a	305,24 a	4,08 a
Fragmento florestal	0,03 b	116,71 a	2,40 a
Pasto	0,06 a	139,15 a	5,10 a
-----			
SSPB - 7,5m	0,05 a	267,09 a	3,29 a
Fragmento florestal	0,03 b	116,71 a	2,40 a
Pasto	0,06 a	139,15 a	5,10 a
-----			
SSPB - 15m	0,06 a	264,84 a	3,72 a
Fragmento florestal	0,03 b	116,71 a	2,40 a
Pasto	0,06 a	139,15 a	5,10 a

As variáveis TRB, Cbio e  $qCO_2$  quando comparadas ao longo das distâncias das árvores, entre os sistemas A e B, não se ajustaram a nenhum modelo linear ou exponencial simples ( $Y$  estimado = média de  $Y$ ) (Figura 7). Dessa forma, pode-se dizer que os valores de TRB, Cbio e  $qCO_2$  foram uniformes ao longo das distâncias nos dois sistemas, com médias gerais maiores no SSPB.

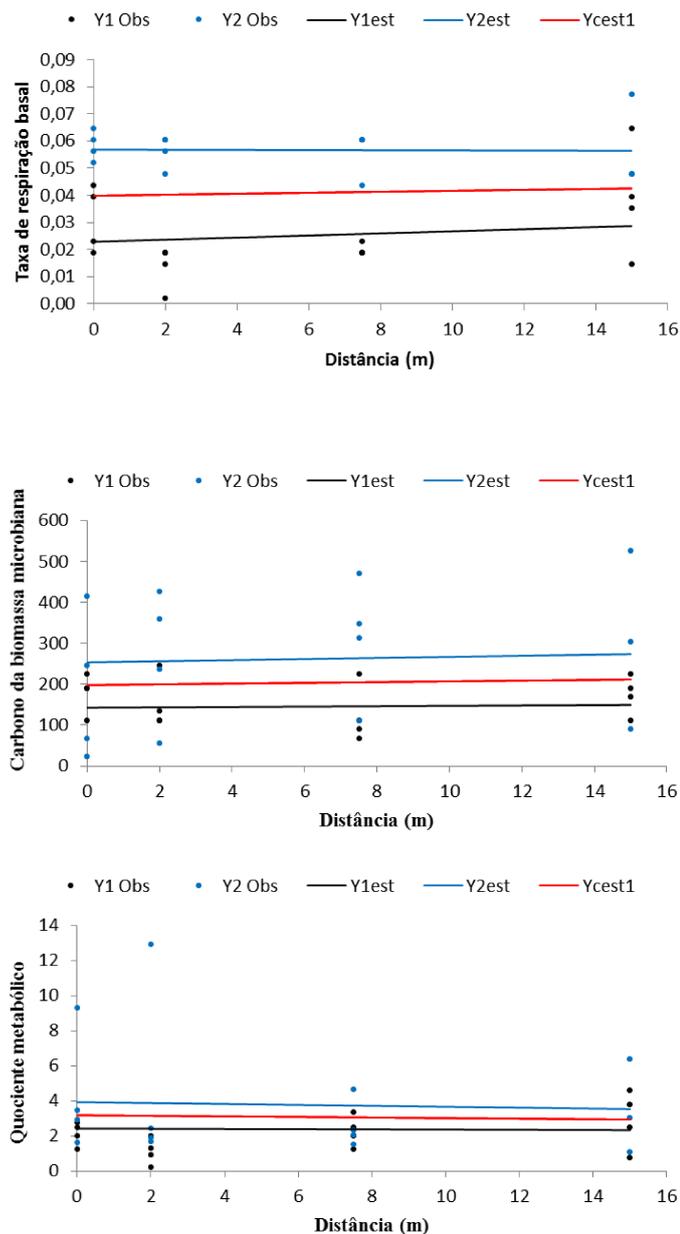


Figura 7. Taxa de respiração basal ( $\mu\text{g g}^{-1} \text{C-CO}_2/100 \text{ cm}^3 \text{ d}^{-1}$ ), Carbono da biomassa microbiana ( $\mu\text{g g}^{-1}$  de C no solo) e quociente metabólico ( $\mu\text{g C-CO}_2 \mu\text{g}^{-1} \text{CBM d}^{-1}$ ) em função das distâncias das árvores nos sistemas A e B, sendo: Y1 = SSPA e Y2 = SSPB.

O pH do solo foi estatisticamente semelhante entre o SSPA, fragmento florestal e pasto e entre SSPB, fragmento florestal e pasto (Tabela 5). Também não houve diferenças estatísticas entre os sistemas A e B ao longo das distâncias ( $p > 0,05$ ) para essa variável (Figura 7), mas houve tendência de aumento da mesma ao longo das distâncias nos dois sistemas. O pH do solo foi maior no pasto quando comparado a 0 e 2 m no SSPA e no SSPB. O pH do fragmento florestal foi maior que o pH do SSPB a 0 m.

Maiores valores de matéria orgânica foram observados no pasto quando comparados ao fragmento florestal (Tabela 5). A 0 e 2 m das árvores, no SSPA e no SSPB, os teores de matéria orgânica foram maiores do que no fragmento florestal. Entre os sistemas A e B não houve diferença ao longo das distâncias das árvores ( $p > 0,05$ ) (Figura 8), com tendência à diminuição da mesma ao longo das distâncias nos dois sistemas.

Tabela 5. Valores de pH e matéria orgânica do solo nos SSPs A e B, um pasto em monocultivo e um fragmento florestal em Coronel Pacheco, MG

Sistema	pH - H <sub>2</sub> O	Matéria orgânica (dag/kg)
SSPA	4,52 a	3,14 ab
Fragmento florestal	4,54 a	2,71 a
Pasto	4,88 a	3,46 b
-----		
SSPA - 0m	4,34 a	3,39 a
Fragmento florestal	4,54 ab	2,71 b
Pasto	4,88 b	3,46 a
-----		
SSPA - 2m	4,34 a	3,20 a
Fragmento florestal	4,54 ab	2,71 b
Pasto	4,88 b	3,46 a
-----		
SSPA - 7,5m	4,66 a	2,98 ab
Fragmento florestal	4,54 a	2,71 a
Pasto	4,88 a	3,46 b
-----		
SSPA - 15m	4,72 a	2,98 ab
Fragmento florestal	4,54 a	2,71 a
Pasto	4,88 a	3,46 b
-----		
SSPB	4,44 a	3,17 a
Fragmento florestal	4,54 a	2,71 b
Pasto	4,88 a	3,46 a
-----		
SSPB - 0m	4,22 a	3,39 a
Fragmento florestal	4,54 b	2,71 b
Pasto	4,88 b	3,46 a
-----		
SSPB - 2m	4,38 a	3,31 a
Fragmento florestal	4,54 ab	2,71 b
Pasto	4,88 b	3,46 a
-----		
SSPB - 7,5m	4,52 a	2,98 ab
Fragmento florestal	4,54 a	2,71 a
Pasto	4,88 a	3,46 b
-----		
SSPB - 15m	4,64 a	3,01 ab
Fragmento florestal	4,54 a	2,71 a
Pasto	4,88 a	3,46 b

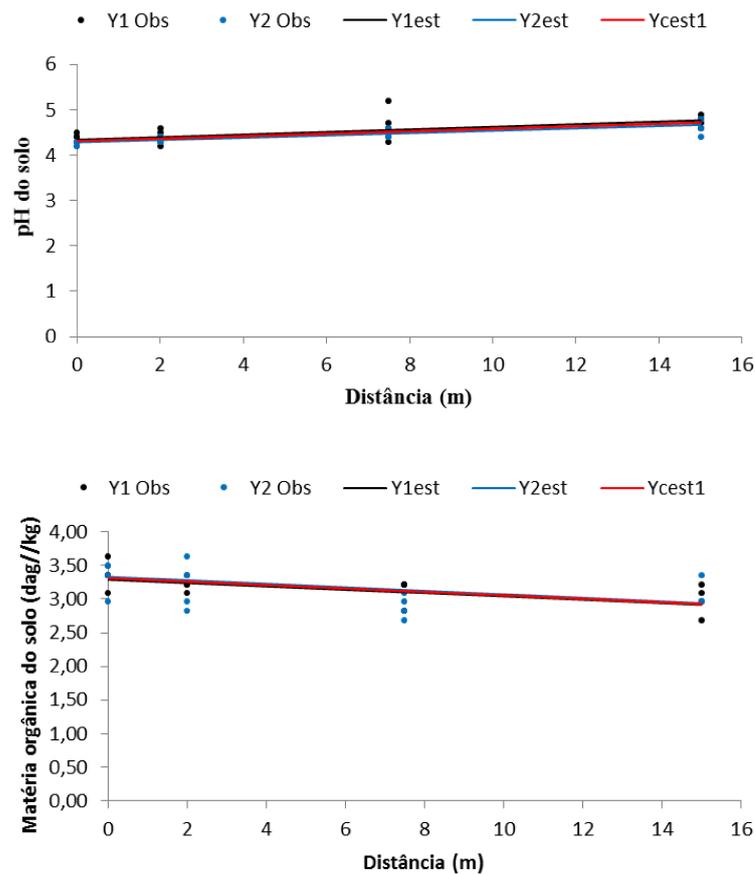


Figura 8. pH e matéria orgânica do solo em função das distâncias das árvores nos SSPs A e B, sendo: Y1 = SSPA e Y2 = SSPB.

## DISCUSSÃO

### Umidade do solo

A maior oscilação da umidade do solo na camada de 0 – 30 cm constatada no presente estudo, também foi observada por Hasselquist et al. (2018) e Bosi et al. (2020) em sistemas silvipastoris. Os maiores valores de umidade do solo nas camadas mais profundas em posições mais próximas às árvores no SSPA, podem ser indicativos de maior potencial de recarga de aquíferos subterrâneos nessas áreas. Possivelmente, em distâncias mais próximas às linhas de árvores, ocorre maior drenagem da água devido à melhor estrutura do solo promovida pelo sistema radicular das mesmas (Benavides et al., 2009), com consequente maior infiltração de água.

No período chuvoso, no SSPA, os menores valores de umidade do solo na camada de 0-30 cm, próximos às linhas de árvores (0 e 2m), quando comparados ao pasto e às distâncias 7,5 e 15 m das árvores, podem ser justificados possivelmente pela maior taxa de infiltração de

água no solo mais próximo a essas linhas (Sahin et al., 2016; Anderson et al., 2009). Pezzopane et al. (2015) observaram dessecação mais rápida do solo também mais próximo às árvores em sistemas silvipastoris no final da estação chuvosa, atribuindo tal fato à maior evapotranspiração e capacidade de absorção de umidade do solo nessas áreas. Esses autores encontraram valores de umidade do solo variando de 15 a 27% nesses sistemas, que são menores, porém próximos aos encontrados no presente estudo.

Pezzopane et al. (2015) observaram menor competição por recursos hídricos entre as árvores e o pasto no período seco, atribuindo tal fato à menor demanda de água pelas árvores nesse período, diante menor área foliar. Ademais, raízes mais profundas são capazes de explorar recursos hídricos não alcançados pelo componente forrageiro (Pollock et al., 2009). Isso pode explicar a tendência entre os tratamentos no período seco no presente estudo.

No SSPB a semelhança da umidade do solo entre todas as distâncias das árvores e o pasto pode ser um indicativo de menor taxa de infiltração de água no solo nesse sistema, ou ainda de menor competição por recursos hídricos na camada superficial do solo quando há apenas o Eucalipto em consórcio com a espécie forrageira.

A umidade do solo em um sistema de ILP (integração lavoura-pecuária) em camada mais superficial do solo (0 – 0,5 m) variou de 14,4 a 24,4 %, enquanto em um sistema de ILPF (integração lavoura-pecuária-floresta) com eucalipto e braquiária, variou de 13,2 a 23,3 % e 15,7 a 24,5 %, a 3,75 e 7,5 metros das árvores, respectivamente (Pezzopane et al., 2020). Esses autores observaram menores valores de umidade do solo nas camadas de 0,5 – 1 m de profundidade, em pontos mais próximos às linhas das árvores, e atribuíram à maior captura de água pelas raízes das árvores e melhor drenagem da água devido à melhor estrutura do solo promovido pelo sistema radicular das árvores (Benavides et al., 2009; McIvor et al., 2008).

Em um sistema agroflorestal composto por *Erythrina poeppigiana* e *Coffea arabica* L., var Caturra, a umidade do solo a 15 cm de profundidade, independente da estação do ano, foi sempre menor próxima às árvores (Hasselquist et al., 2018). Em regiões onde a precipitação anual é alta (>1.000 mm), a interceptação da chuva pelo dossel arbóreo pode ser maior do que a redução da evaporação via sombra, resultando em reduzida umidade superficial do solo debaixo das sombras das árvores (Wallace et al., 1999). Hasselquist et al. (2018) criaram um modelo conceitual que sugere que a transpiração é o principal processo que influencia a umidade do solo em períodos chuvosos, o que está em concordância com estudos anteriores nos quais foi observado que a intensificação da transpiração pelas árvores, pode levar à redução da

umidade do solo em sistemas agroflorestais tropicais (Padovan et al., 2015), principalmente na camada superficial do solo, o que corrobora os resultados encontrados no presente estudo.

A dinâmica da água no solo em sistemas integrados de produção depende de fatores como a precipitação da região, o arranjo dos componentes no sistema (Soares et al., 2009), o relevo, a temperatura, a cobertura vegetal, o carbono orgânico do solo e a textura (Radke and Berry 1993). A competição por água no solo nesses sistemas é mais relevante em regiões com períodos de seca no verão (Pollock et al., 2009), o que não aconteceu no ano do presente estudo.

Ademais, observa-se a necessidade de estudos mais aprofundados acerca da transpiração, interceptação e evaporação da água do solo, para melhor entendimento dos processos da dinâmica hídrica em sistemas agroflorestais, bem como a importância desses diferentes processos na umidade da superfície do solo (Hasselquist et al., 2018).

### **Indicadores microbiológicos do solo**

Quando os microrganismos do solo gastam mais energia para decompor o material vegetal, a taxa de respiração basal pode ser mais alta (Teixeira et al., 2020), o que pode explicar os valores mais altos de respiração basal no pasto e no SSPB quando comparados ao SSPA e ao fragmento florestal. A semelhança desses valores entre o SSPB e o pasto pode indicar maior gasto energético dos microrganismos do solo para decompor o material vegetal nessas áreas. Essa informação é reforçada pelos maiores valores de relação C/N do pasto e do SSPB em maiores distâncias das linhas de árvores. Altos valores de taxa respiratória podem indicar distúrbio ecológico ou altos níveis de produtividade do ecossistema (Alves et al., 2011), e no presente estudo infere-se baseado também em outros indicadores do solo, que se trate de um distúrbio ecológico. Menores valores de taxa respiratória e quociente metabólico indicam maior estabilidade dos microrganismos no solo (Almeida et al., 2021).

Em um sistema silvipastoril com linhas duplas de Eucalipto (*E. grandis* x *E. urophylla*) consorciadas com *B. brizantha* cv. Marandu, os valores de C<sub>bio</sub> em camadas superficiais do solo no período seco variaram de 102,5 a 135 mg kg<sup>-1</sup>, sendo o maior valor a 6 m das linhas de árvores (Abreu et al., 2020). Maiores valores de C<sub>bio</sub> podem estar associados a maiores teores de matéria orgânica no solo (Almeida et al., 2021), mas também podem indicar imobilização temporária de nutrientes (Roscoe et al., 2006), assim como altas relações C/N (Bonanomi et al., 2017), e ambos os valores foram mais altos no pasto e no SSPB no presente estudo.

Os valores mais altos de C<sub>bio</sub> nos SSPs A e B, e no pasto em monocultivo, embora sem diferenças estatísticas, quando comparados aos do fragmento florestal, podem ser explicados

pela deposição de fezes bovinas, que promovem aumento de matéria orgânica e consequentemente da biomassa de microrganismos (Assis Júnior et al., 2003). Esses autores também observaram maiores valores de taxas respiratórias em solos sob pastagens quando comparados à solos sob vegetação nativa, e atribuíram ao maior acúmulo de matéria orgânica nesses solos. No presente estudo também foram observados maiores valores de matéria orgânica em solos sob pasto em monocultivo e nos SSPs A e B, quando comparados aos solos sob vegetação nativa da Mata Atlântica.

Além disso, o maior aporte de serapilheira nos SSPs A e B, e no pasto também pode explicar os maiores valores de  $C_{bio}$  nesses ambientes quando comparados ao fragmento florestal. Maiores valores de  $C_{bio}$  em um sistema silvipastoril com *Eucalyptus urograndis* (*Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus grandis*) e *Urochloa decumbens* foram associados ao maior aporte de serapilheira, que resultou em maior acúmulo de resíduos orgânicos, influenciando na biomassa microbiana (Almeida et al., 2021).

O quociente metabólico indica a eficiência da biomassa microbiana na utilização de recursos do ecossistema para que menos carbono seja perdido na forma de  $CO_2$  pela respiração e maior proporção de C seja incorporada aos tecidos microbianos (Tótola e Chaer, 2002; Oliveira et al., 2016). Altos valores de  $qCO_2$ , principalmente em solos com baixos valores de pH (como é o caso do presente estudo) podem indicar algum estresse na comunidade microbiana (Anderson e Domsch, 1993), o que pode ter acontecido no pasto e no SSPB, justificando os maiores valores desse indicador nesses ambientes.

Valores baixos de  $qCO_2$  podem indicar economia no uso de energia da célula microbiana, e isso sugere um ambiente mais estável e mais próximo do seu estado de equilíbrio (Almeida et al., 2021). Esses autores observaram menores valores de  $qCO_2$  em sistemas silvipastoris em períodos chuvosos, e atribuíram a uma maior eficiência no uso do substrato orgânico para a manutenção do metabolismo microbiano. Ainda nesse estudo, os maiores valores de  $qCO_2$  foram observados no período seco, refletindo maior distúrbio ambiental devido à baixa imobilização de carbono orgânico pela microbiota do solo e alta TRB (Almeida et al., 2021). No presente estudo, os menores valores de  $qCO_2$  e TRB foram observados no fragmento florestal e no SSPA, indicando maior eficiência metabólica dos microrganismos do solo nesses ambientes.

Alves et al. (2011) concluíram que a maior proteção do solo por coberturas vegetais diminui a incidência de raios solares, resultando em menores temperaturas do solo, o que pode reduzir o nível de estresse na comunidade microbiana, sugerindo maior estabilidade do

ecossistema. Isso também explica os menores valores de  $qCO_2$  do fragmento florestal e do SSPA quando comparados aos valores do pasto e do SSPB.

A semelhança entre os valores de  $qCO_2$  do fragmento florestal e do SSPA pode ser um indicativo de um maior estado de equilíbrio ecossistêmico nesse sistema silvipastoril, quando comparado ao SSPB e ao pasto.

Sistemas agroflorestais podem induzir a heterogeneidade no comportamento da microbiota do solo, devido à modificação do microclima, que contribui para a manutenção da umidade do solo, estimulando assim a atividade microbiana (Guillot et al., 2019). Esses autores observaram maiores valores de biomassa microbiana próximo às linhas de árvores em um sistema agroflorestal.

No presente estudo foram observados valores uniformes para todos os indicadores microbiológicos (TRB, Cbio e  $qCO_2$ ) ao longo da distância das árvores nos dois sistemas silvipastoris. Abreu et al. (2020) também reportaram uniformidade da atividade microbiana através dos indicadores TRB e  $qCO_2$  ao longo das distâncias das árvores. Isso pode ser atribuído à eficiência similar no uso de compostos orgânicos pelos microrganismos dentro de sistemas silvipastoris (Anderson and Domsch 1993). Além disso, a uniformidade dos teores de umidade do solo em função das distâncias das árvores no período seco (período em que foram analisados os indicadores microbiológicos), pode ter ocasionado também essa uniformidade entre a TRB, Cbio e  $qCO_2$ . Almeida et al. (2021) observaram maiores fluxos de  $CO_2$  microbiano em períodos chuvosos e atribuíram a condições ideais de umidade e temperatura. Baixa umidade do solo pode limitar a degradação da matéria orgânica pelos microrganismos (Pinto-júnior et al., 2009), o que limita também a atividade microbiana.

Os maiores valores de matéria orgânica no pasto e nos SSPs quando comparados ao fragmento florestal podem ser explicados pelo acúmulo de fezes do componente animal e também pelo maior aporte de serapilheira nesses sistemas de produção. Estudos conduzidos em sistemas integrados de produção evidenciam o potencial do *E. urograndis* em fornecer matéria orgânica para o solo (Stieven et al., 2014). Porém, a alta relação C/N desses ambientes, pode dificultar a mineralização dessa matéria orgânica pelos microrganismos (como citado anteriormente na discussão sobre a microbiota do solo), o que pode ter ocasionado acúmulo de matéria orgânica e consequentes valores elevados de Cbio.

Lana et al. (2018) observaram maiores valores de matéria orgânica em um sistema silvipastoril com *E. grandis* e *Urochloa decumbens* cv. Marandu, quando comparado a um sistema silvipastoril com a espécie nativa *Z. tuberculosa* e *Urochloa decumbens* cv. Marandu,

e atribuíram à menor mineralização dos resíduos do eucalipto, quando comparado à espécie nativa, devido à sua alta relação C/N, o que pode também ter acarretado em acúmulo de matéria orgânica (Kuzyakov and Domanski, 2000). A contínua e rápida ciclagem de nutrientes na Mata Atlântica e em solos tropicais, pode ser a responsável por seus menores valores de matéria orgânica no solo. Maiores teores de matéria orgânica também foram observados em sistema silvipastoril com eucalipto quando comparado a um fragmento florestal nativo do cerrado (Pulrolnik et al., 2009).

Sistemas agroflorestais, principalmente os de longa duração (como é o caso do presente estudo), são muito complexos e isso torna difícil investigar precisamente os mecanismos e processos que governam esses ecossistemas (Pinho et al., 2012). Dessa forma, pode ser necessário um aprofundamento do estudo da microbiota do solo, investigando sua diversidade, para chegar a conclusões mais assertivas, bem como um melhor entendimento e investigação acerca dos processos que governam a umidade do solo em sistemas consorciados.

## **CONCLUSÕES**

- Houve influência positiva do componente arbóreo em relação à umidade, atividade microbiana e matéria orgânica do solo;
- A presença da espécie leguminosa no SSPA influenciou de forma positiva na umidade do solo, principalmente no período chuvoso;
- A proximidade dos indicadores ecossistêmicos (umidade, atividade microbiana e matéria orgânica do solo) entre o SSPA e o fragmento florestal, indica a importância da diversidade de espécies na provisão de serviços ecossistêmicos de regulação e suporte.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abreu, L. H. G., de Freitas, I. C., Santana, P. H. L., de Almeida Barbosa, D. L., Santos, L. D. T., Santos, M. V., Frazao, L. A.. Variation in soil carbon, nitrogen and microbial attributes within a silvopastoral system in the Brazilian Cerrado. *Agroforestry Systems*, 94(6), 2343-2353, 2020.
- Almeida, L. L. S., Frazão, L. A., Lessa, T. A. M., Fernandes, L. A., de Carvalho Veloso, Á. L., Lana, A. M. Q., Ferreira, E. A.. Soil carbon and nitrogen stocks and the quality of soil organic matter under silvopastoral systems in the Brazilian Cerrado. *Soil and Tillage Research*, 205, 104785, 2021.
- Alves, T. S. et al. Biomassa e atividade microbiana de solo sob vegetação nativa e diferentes sistemas de manejo. *Acta Scientiarum - Agronomy*, v. 33, n. 2, p. 341–347, 2011.
- Anderson, S. H., Udawatta, R. P., Seobi, T., Garrett, H. E. Soil water content and infiltration in agroforestry buffer strips. *Agroforestry systems*, 75(1), 5-16, 2009.
- Anderson, T. H., Domsch, A. K. The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> (qCO<sub>2</sub>) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil biology and biochemistry*, 25(3), 393-395, 1993.
- Anderson, T. H., Domsch, K. H. Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. *Biology and Fertility of Soils*, v. 1, n. 2, p. 81–89, 1985.
- Assis Júnior, S. L. D., Zanuncio, J. C., Kasuya, M. C. M., Couto, L., Melido, R. C. Atividade microbiana do solo em sistemas agroflorestais, monoculturas, mata natural e área desmatada. *Revista Árvore*, 27, 35-41, 2003.
- Benavides R., Douglas G.B., Osoro K. Silvopastoralism in New Zealand: review of effects of evergreen and deciduous trees on pasture dynamics. *Agroforestry Systems*, 76, 327–350, 2009.
- Benegas, Laura et al. Effects of trees on infiltrability and preferential flow in two contrasting agroecosystems in Central America. *Agriculture, ecosystems & environment*, v. 183, p. 185-196, 2014.
- Bonomi, G., Cesarano, G., Lombardi, N., Motti, R., Scala, F., Mazzoleni, S., Incerti, G. Litter chemistry explains contrasting feeding preferences of bacteria, fungi, and higher plants. *Scientific reports*, 7, 1-13, 2017.
- Bosi, C., Pezzopane, J. R. M., Sentelhas, P. C. (2020). Soil water availability in a full sun pasture and in a silvopastoral system with eucalyptus. *Agroforestry Systems*, 94(2), 429-440.
- Curl, E. A., Truelove, B. The rhizosphere. In: *Advanced Series in Agricultural Sciences*. 15<sup>o</sup> edição. Berlin: Heidelberg. p. 140–166, 2012.
- Eaton, W.D., Chassot, O. Characterization of soil ecosystems in Costa Rica using microbial community metrics. *J. Trop. Ecol.* 53, 185–195, 2012.

Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. 2 ed. Brasília, Informação Tecnológica, 2009.

Guillot, E., Hinsinger, P., Dufour, L., Roy, J., Bertrand, I. With or without trees: resistance and resilience of soil microbial communities to drought and heat stress in a Mediterranean agroforestry system. *Soil Biol. Biochem.* 129, 122–135, 2019.

Gomes, L., de, C., Cardoso, I.M., Mendonça, Ede S., Fernandes, R.B.A., Lopes, V.S., Oliveira, T.S. Trees modify the dynamics of soil CO<sub>2</sub> efflux in coffee agroforestry systems. *Agric. For. Meteorol.* 224, 30–39, 2016.

Hasselquist, N. J., Benegas, L., Roupsard, O., Malmer, A., Ilstedt, U. (2018). Canopy cover effects on local soil water dynamics in a tropical agroforestry system: Evaporation drives soil water isotopic enrichment. *Hydrological processes*, 32(8), 994-1004.

Isbell, F., Adler, P.R., Eisenhauer, N., Fornara, D., Kimmel, K., Kremen, C., Letourneau, D. K., Liebman, M., Polley, H.W., Quijas, S., Scherer-Lorenzen, M. Benefits of increasing plant diversity in sustainable agroecosystems. *J. Ecol.* 105, 871–879, 2017.

Keesstra, S., Bouma, J., Wallinga, J., Tittone, P., Smith, P., Cerdà, A., Montanarella, L., Quinton, J., Pachepsky, Y., van der Putten, W., Bardgett, R., Moolenaar, S., Mol, G., Jansen, B., Fresco, L. The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations sustainable development goals. *Soil* 2, 111–128, 2016.

Kahsay, K. D., Pingale, S. M., Hatiye, S. D. Impact of climate change on groundwater recharge and base flow in the sub-catchment of Tekeze basin, Ethiopia. *Groundwater for Sustainable Development*, v. 6, p. 121-133, 2018.

Kuzyakov Y, Domanski G. Carbon input by plants into the soil. *J Plant Nutr Soil Sci* 163: 421-431, 2000.

Lana, Â. M. Q., Lana, R. M. Q., Lemes, E. M., Reis, G. L., Moreira, G. H. F. A. Influence of native or exotic trees on soil fertility in decades of silvopastoral system at the Brazilian savannah biome. *Agroforestry systems*, 92(2), 415-424, 2018.

Lima, M. A., Paciullo, D. S., Morenz, M. J., Gomide, C. A., Rodrigues, R. A., Chizzotti, F. H. Productivity and nutritive value of *Urochloa decumbens* and performance of dairy heifers in a long-term silvopastoral system. *Grass and Forage Science*, v. 74, n. 1, p. 160-170, 2018.

Lima, M. A., Paciullo, D. S., Silva, F. F., Morenz, M. J., Gomide, C. A., Rodrigues, R. A., Chizzotti, F. H. Evaluation of a long-established silvopastoral *Urochloa decumbens* system: plant characteristics and feeding value for cattle. *Crop and Pasture Science*, 70, 814-825, 2019.

Martinelli, G. C., Schlindwein, M. M., Padovan, M. P., Vogel, E., Ruviaro, C. F. Environmental performance of agroforestry systems in the Cerrado biome, Brazil. *World Development*, 122, 339-348, 2019.

Melloni, R. et al. Métodos de controle de plantas daninhas e seus impactos na qualidade microbiana de solo sob cafeeiro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 37, n. 1, p. 66–75, 2013.

Oliveira, W.R.D., Ramos, M.L.G., Carvalho, A.M., Coser, T.R., Silva, A.M.M., Lacerda M.M., Souza, K.W., Marchao, R.L., Vilela, L., Pulrolnik, K. Dynamics of soil microbiological attributes under integrated production systems, continuous pasture, and native cerrado. *Pesq Agropec Bras*, 51, 1501–1510, 2016.

Paciullo, D. S. C., Castro, C. R. T. Sistema silvipastoril e pastagem exclusiva de braquiária para recria de novilhas leiteiras: massa de forragem, qualidade do pasto, consumo e ganho de peso. *Embrapa Gado de Leite - Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)*, 2006.

Padovan, M. P., Cortez, V. J., Navarrete, L. F., Navarrete, E. D., Deffner, A. C., Centeno, L. G., Rapidel, B. Root distribution and water use in coffee shaded with *Tabebuia rosea* Bertol. and *Simarouba glauca* dc. compared to full sun coffee in sub-optimal environmental conditions. *Agroforestry Systems*, 89, 857–868, 2015.

Palomo-Campesino, S., González, J.A., García-Llorente, M. Exploring the connections between agroecological practices and ecosystem services: a systematic literature review. *Sustain* 10, 2018.

Pezzopane, J. R. M., Bonani, W. L., Bosi, C., da Rocha, E. L. F., de Campos Bernardi, A. C., Oliveira, P. P. A., de Faria Pedroso, A. Reducing competition in a crop–livestock–forest integrated system by thinning eucalyptus trees. *Experimental Agriculture*, 56(4), 574–586, 2020.

Pezzopane, J. R. M., Bosi, C., Nicodemo, M. L. F., Santos, P. M., Cruz, P. G. D., Parmejiani, R. S. Microclimate and soil moisture in a silvopastoral system in southeastern Brazil. *Bragantia*, 74, 110–119, 2015.

Pinto-Junior, O.B., Sanches, L., Dalmolin, A.C., Nogueira, J.S. Efluxo de CO<sub>2</sub> do solo em floresta de transição Amazonia Cerrado e em área de pastagem. *Acta Amazon.* 39, 813–821, 2009.

Pretty, J.N., Noble, A.D., Bossio, D., Dixon, J., Hine, R.E., De Vries, F.W.T.P., Morison, J. I.L. Resource-conserving agriculture increases yields in developing countries. *Environ. Sci. Technol.*, 40, 1114–1119, 2006.

Pulrolnik K, Barros NF, Silva IR, Novais RF, Brandani CB. Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e cerrado no Vale do Jequitinhonha - MG. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33:1125–1136, 2009.

Radke JK, Berry EC. Infiltration as a tool for detecting soil changes due to cropping, tillage and grazing livestock. *Am J Altern Agric.*, 8(04):164–174, 1993.

Rodrigues, C.O.D., Araujo, S.A.C., Viana, M.C.M., Rocha, N.S., Braz, T.G.S., Villela, S.D.J. Light relations and performance of signal grass in silvopastoral system. *Acta Sci, Anim Sci*, 36, 129–136, 2014.

Roscoe, R. et al. Biomassa microbiana do solo: fração mais ativa da matéria orgânica. In: Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: modelagem matemática e métodos auxiliares. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste. p. 163–198, 2006.

Sahin, Handan, Anderson, S. H., Udawatta, R. P. Water infiltration and soil water content in claypan soils influenced by agroforestry and grass buffers compared to row crop management. *Agroforestry systems*, v. 90, n. 5, p. 839-860, 2016.

Sarto, Marcos VM et al. Soil microbial community and activity in a tropical integrated crop-livestock system. *Applied Soil Ecology*, v. 145, p. 103350, 2020.

Six, J., Frey, S.D., Thiet, R.K., Batten, K.M. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 555–569, 2006.

Smith, P., M. Bustamante, Ahammad, H., Clark, H., Dong, H., Elsidig, E.A., Haberl, H., Harper, R., House, J., Jafari, M., Masera, O., C. Mbow, N. H. Ravindranath, C. W. Rice, C. Robledo Abad, A. Romanovskaya, F. Sperling, Tubiello, F. Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). *Clim. Chang. Mitig. Clim. Chang. Contrib. Work. Gr. III to Fifth Assess. Rep. Intergov. Panel Clim. Chang.* [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, 811–922, 2014.

Soares, A. B., Sartor, L. R., Adami, P. F., Varella, A. C., Fonseca, L., & Mezzalira, J. C. Influência da luminosidade no comportamento de onze espécies forrageiras perenes de verão. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 38, 443-451, 2009.

Stieven, A.C., Oliveira, D.A., Santos, J.O., Wruck, F.J., Campos, D.T.S. Impacts of integrated crop-livestock-forest on microbiological indicators of soil. *Rev Bras Cienc Agrar* 9, 53–58, 2014.

Stotzky, G. Microbial respiration. In: Black CA (ed) *Methods of soil analysis. Part 2.* American Society of Agronomy, Madison, p. 1550-1572, 1972.

Teixeira, H. M., Cardoso, I. M., Bianchi, F. J., da Cruz Silva, A., Jamme, D., Peña-Claros, M. Linking vegetation and soil functions during secondary forest succession in the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management*, 457, 117-696, 2020.

Tótola, M. R., Chaer, G. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. *Tópicos em ciência do solo*, v. 2, n. 3, p. 195–276, 2002.

Vance, E. D., Brookes, P. C., Jenkinson, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil biology and Biochemistry*, v. 19, n. 6, p. 703–707, 1987.

Wallace, J. S., Jackson, N. A., Ong, C. K. Modelling soil evaporation in an agroforestry system in Kenya. *Agricultural and Forest Meteorology*, 94, 189–202, 1999.

Walker WJ, Branham B. Environmental impacts of turfgrass fertilization. In: Balogh JC, Walker WJ (eds) *Golf course management and construction: environmental issues.* Lewis Publ, Chelsea, p. 105–219, 1992.

## ANEXO

Teste de identidade de modelos utilizado para comparação das variáveis entre os SSPs A e B.

Tabela 1. Parâmetros estatísticos dos modelos ajustados utilizados para comparação da Taxa de respiração basal microbiana (TRB) entre os SSPs A e B

Modelo ajustado: $Y = b_0 + b_1X + e$						
Sistema	$b_0$	$b_1$	p-valor	$R^2$	$R^2$ ajust	EPRes
A	0,022844	0,000386	0,0001	0,0249	-0,0293	0,0148
B	0,056846	-0,000029		0,0005	-0,0550	0,0081
Comum	0,039845	0,000178		0,0028	-0,0234	0,0289

Tabela 2. Parâmetros estatísticos dos modelos ajustados utilizados para comparação do Carbono da biomassa microbiana (Cbio) entre os SSPs A e B

Modelo ajustado: $Y = b_0 + b_1X + e$						
Sistema	$b_0$	$b_1$	p-valor	$R^2$	$R^2$ ajust	EPRes
A	4,866176	0,005768	0,1963	0,0069	-0,0482	0,4229
B	5,187837	0,018126		0,0156	-0,0391	0,8820
Comum	5,027006	0,011947		0,0101	-0,0159	1,0234

Tabela 3. Parâmetros estatísticos dos modelos ajustados utilizados para comparação do quociente metabólico ( $qCO_2$ ) entre os SSPs A e B

Modelo ajustado: $Y = b_0 + b_1X + e$						
Sistema	$b_0$	$b_1$	p-valor	$R^2$	$R^2$ ajust	EPRes
A	2,424388	-0,006564	0,2388	0,0005	-0,0551	1,8559
B	3,925348	-0,026330		0,0028	-0,0526	3,0686
Comum	3,174868	-0,016447		0,0015	-0,0248	3,7317

Tabela 4. Parâmetros estatísticos dos modelos ajustados utilizados para comparação da umidade do solo (período chuvoso) entre os SSPs A e B

Modelo ajustado: $Y = b_0 + b_1X + e$						
Sistema	$b_0$	$b_1$	p-valor	$R^2$	$R^2$ ajust	EPRes
A	28,596190	0,175420	0,0001	0,1359	0,1026	2,6691
B	32,055841	0,103074		0,0782	0,0427	2,1355
Comum	30,326015	0,139247		0,0780	0,0609	4,0840

Tabela 5. Parâmetros estatísticos dos modelos ajustados utilizados para comparação da umidade do solo (período seco) entre os SSPs A e B

Modelo ajustado: $Y = b_0 + b_1X + e$						
Sistema	$b_0$	$b_1$	p-valor	$R^2$	$R^2$ ajust	EPRes
A	24,454356	0,035967	0,1464	0,0030	-0,0524	4,0445
B	27,402547	-0,030293		0,0021	-0,0533	4,0307
Comum	25,928452	0,002837		0,0000	-0,0263	6,0231

Tabela 6. Parâmetros estatísticos dos modelos ajustados utilizados para comparação da matéria orgânica do solo entre os SSPs A e B

Modelo ajustado: $Y = b_0 + b_1X + e$						
Sistema	$b_0$	$b_1$	p-valor	$R^2$	$R^2$ ajust	EPRes
A	3,287929	-0,024723	0,9128	0,2861	0,2464	0,2393
B	3,332479	-0,026201		0,2253	0,1823	0,2977
Comum	3,310204	-0,025462		0,2493	0,2295	0,3830

Tabela 7. Parâmetros estatísticos dos modelos ajustados utilizados para comparação do pH do solo entre os SSPs A e B

Modelo ajustado: $Y = b_0 + b_1X + e$						
Sistema	$b_0$	$b_1$	p-valor	$R^2$	$R^2$ ajust	EPRes
A	4,342265	0,028202	0,4222	0,3825	0,3482	0,2196
B	4,282330	0,025742		0,5832	0,5601	0,1334
Comum	4,312298	0,026972		0,4411	0,4264	0,2631

### **Capítulo 3 – Indicadores químicos, físicos e biológicos de serviços ecossistêmicos em sistemas silvipastoris**

#### **INTRODUÇÃO**

Florestas preservadas são determinantes para a conservação da biodiversidade e fornecimento de serviços ecossistêmicos (Crouzeilles et al., 2016), sendo importante priorizar formas de uso da terra que combinem produção e conservação, minimizando perdas ecológicas dentro das paisagens agrícolas (Torralba et al., 2016). Nesse cenário, os sistemas agroflorestais (SAFs) têm sido recomendados como sistemas produtivos ambientalmente mais viáveis e como estratégia econômica de manejo da terra aliada à restauração da paisagem florestal (Oliveira e Carvalhaes, 2016; FAO, 2017).

A combinação de maior produtividade e diminuição das pressões ambientais na agricultura pode ser alcançada de diferentes formas (Koochafkan et al., 2012). Os sistemas agroflorestais integram produtividade e diversidade agroecossistêmica como poucos outros sistemas agrícolas (MBOW et al., 2014). As práticas agroflorestais podem melhorar as características químicas e biológicas do solo, retardando ou revertendo sua degradação e aumentando sua fertilidade, sequestrar carbono e garantir subsistência por meio de benefícios ecológicos e econômicos (Schembergue et al., 2017).

Relação positiva e significativa pode ser observada na provisão de serviços ecossistêmicos em sistemas agroflorestais quando comparados a sistemas convencionais de produção, principalmente em relação à ciclagem de nutrientes, biodiversidade e controle da erosão (Torralba, et al., 2016).

A ciclagem de nutrientes desempenha função essencial na manutenção da fertilidade do solo e, conseqüentemente, na provisão de serviços ecossistêmicos (SE) relacionados à melhoria de sua estrutura, seja por meio das fezes bovinas em sistemas pecuários (Agegnehu e Amede, 2017) ou pela inserção de árvores em terras agrícolas (Lohbeck et al., 2018). As árvores e o componente animal podem adicionar considerável quantidade de matéria orgânica ao solo sob a forma de serapilheira ou esterco (Altieri e Nicholls, 2017).

Kearney et al. (2019) observaram maior biomassa de serapilheira em sistemas agroflorestais em comparação a sistemas convencionais de cultivo com conseqüente redução da erosão do solo, havendo também nas áreas manejadas sob sistemas agroflorestais melhores indicadores de fluxos hídricos no solo (aumento da percolação profunda e redução do escoamento superficial).

A inserção de árvores em sistemas de produção agrícola pode ainda modificar processos microclimáticos e hidrológicos que influenciam o balanço hídrico, como transpiração, escoamento superficial, infiltração, recarga de aquíferos, fluxos preferencial e lateral (Benegas et al., 2014). Torres et al., 2017 também citaram que sistemas agroflorestais são eficientes na melhoria do ciclo hídrico, além de mitigar emissões de gases de efeito estufa, e promover a melhoria do microclima e a restauração de pasto degradado.

Diferentes modelos de sistemas agroflorestais podem fornecer diversos tipos de serviços ecossistêmicos e, conservação da biodiversidade em maior ou menor grau, podendo-se observar no bioma Mata Atlântica grande influência do tipo de sistema na manutenção de SE (Santos et al., 2019). Devido à importância da agrossilvicultura como alternativa de sistema de produção ambientalmente sustentável é necessário quantificar os fatores que influenciam os níveis de provisão de SE nesses sistemas (Santos et al., 2019).

Na Mata Atlântica foi observado maior fornecimento de serviços ecossistêmicos de suporte, regulação e provisão em sistemas agroflorestais mais diversos, quando comparados aos mais simples e a sistemas convencionais de produção (monocultivo) (Santos et al., 2019). Em sistemas agroflorestais mais complexos e diversos foram observados para biodiversidade, serviços ecossistêmicos de provisão, suporte e regulação valores 45%, 65%, 12% e 280% superiores aos observados para sistemas convencionais de plantio em monocultivo (Santos et al., 2019).

Devido à complexidade dos sistemas agroflorestais existe uma dificuldade em identificar as melhores estratégias e decisões de manejo visando a provisão e manutenção de múltiplos serviços ecossistêmicos (Andreotti et al., 2018), sendo essa uma questão científica em vários tipos de ecossistemas (Lafond et al., 2017), investigada por vários autores em diferentes regiões do mundo (Bugalho et al., 2016, Lafond et al., 2017, Kearney et al., 2017).

Apesar do conhecimento acerca dos sistemas agroflorestais ser antigo, existe ainda uma lacuna a ser preenchida no que diz respeito a estratégias para intensificar a provisão de múltiplos SE nesses sistemas (Rapidel et al., 2015). Ademais, espécies arbóreas, agrícolas e forrageiras podem competir por recursos de crescimento (Nyberg et al., 2020), promovendo redução no potencial de alguns desses componentes no fornecimento de SE. Dessa forma, observa-se a necessidade de mais pesquisas a respeito da quantificação dos SE fornecidos por cada componente do sistema (Mutoko et al., 2015). O objetivo do presente estudo foi investigar a influência de diferentes ambientes (sistemas silvipastoris, fragmento florestal e pasto em monocultivo) em indicadores físicos, químicos e bioquímicos de serviços ecossistêmicos.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Caracterização da área experimental

O estudo foi conduzido no campo experimental José Henrique Bruschi, na Embrapa Gado de Leite (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), localizada no município de Coronel Pacheco, Minas Gerais. A área experimental é de topografia montanhosa com inclinação de, aproximadamente, 30 - 40% e coordenadas geográficas 21° 33' 22" de latitude Sul, 43° 06' 16" de longitude Oeste, com 410 m de altitude (Lima et al., 2018) (Figura 1).

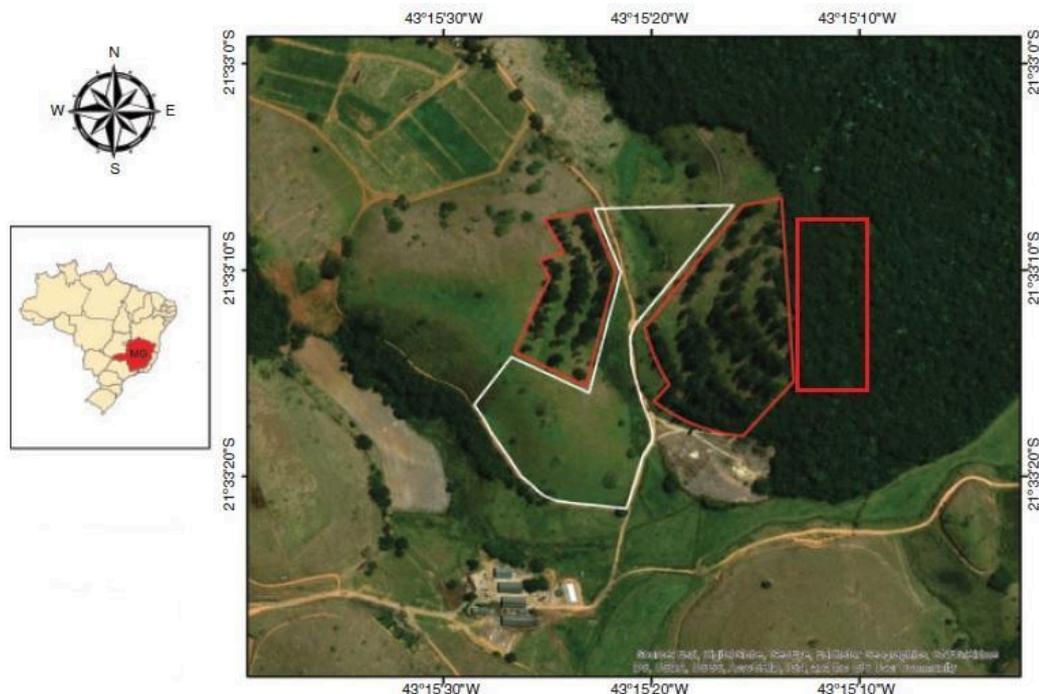


Figura 1. Localização da área de estudo no campo experimental da Embrapa Gado de Leite, em Coronel Pacheco – MG.

O clima da região de acordo com a classificação de Köppen é do tipo Cwa com estações seca (outono-inverno) e chuvosa (primavera-verão) bem definidas. O solo predominante é do tipo Latossolo Vermelho-amarelo distrófico com textura argilosa (Embrapa, 2013), e sua caracterização química é descrita na Tabela 1. Os dados climáticos do período experimental foram registrados na estação meteorológica automática localizada a 500 m da área experimental (Figura 2).

Tabela 1. Caracterização química de amostras do solo (0-20 cm de profundidade) coletadas nas áreas experimentais

Sistema	pH - H <sub>2</sub> O	P	K	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>	H + Al	MO
	-	mg dm <sup>-3</sup>			Cmolc dm <sup>-3</sup>			dag kg <sup>-1</sup>
SSPA	4,52	3,92	49,30	0,55	0,30	0,88	7,36	3,14
SSPB	4,44	2,86	34,05	0,24	0,18	1,04	7,74	3,17
Pasto	4,88	3,86	72,40	0,80	0,38	0,60	6,93	3,46
Fragmento florestal	4,54	1,58	23,20	0,08	0,08	0,96	7,13	2,71

Sendo: SSPA = sistema silvipastoril mais diverso; SSPB = sistema silvipastoril menos diverso.

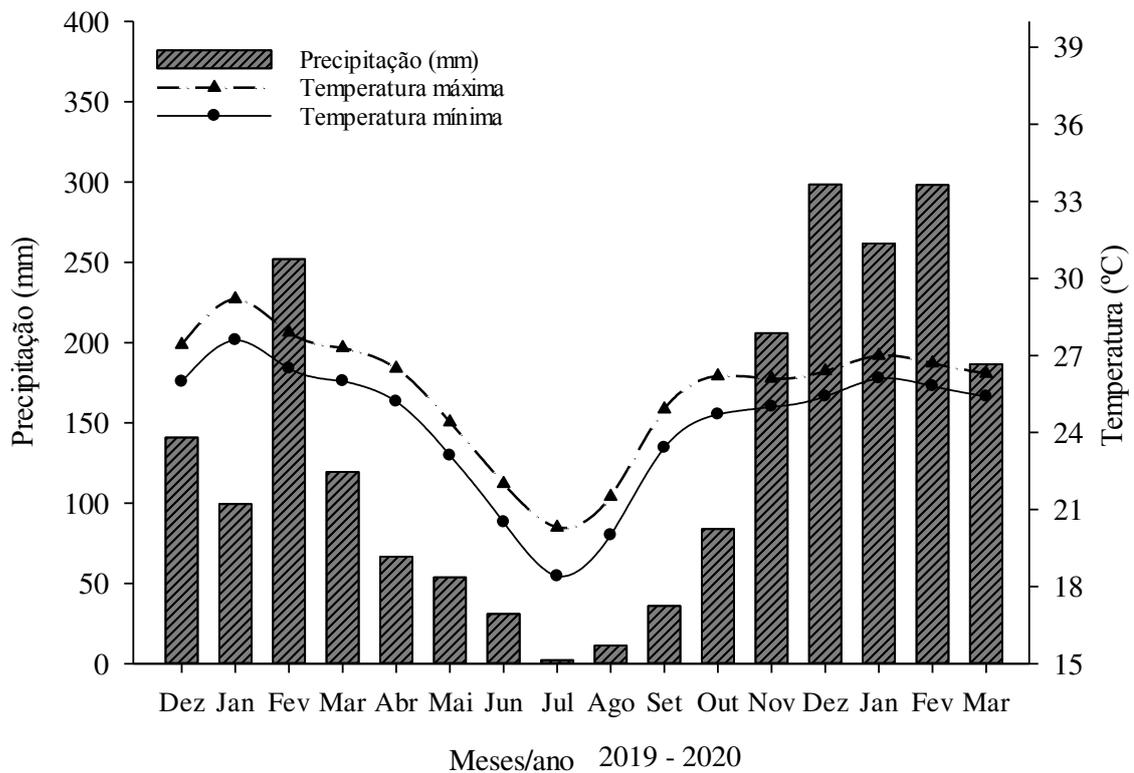


Figura 2. Temperaturas médias e precipitação pluvial durante o período experimental.

### Caracterização do experimento

Foram avaliados dois sistemas silvipastoris, um pasto em monocultivo e um fragmento florestal de Mata Atlântica, sendo: sistema silvipastoril mais diverso, composto por *Eucalyptus grandis*, *Acacia mangium* e *Urochloa decumbens* Stapf. cv. Basilisk (capim-braquiária) (SSPA); sistema silvipastoril menos diverso, composto por *Eucalyptus grandis* e *Urochloa decumbens* Stapf. cv. Basilisk (capim-braquiária) (SSPB) (ambos os sistemas esquematizados na Figura 3), monocultivo (pasto a pleno sol composto por *Urochloa decumbens* Stapf. cv. Basilisk (capim-braquiária).

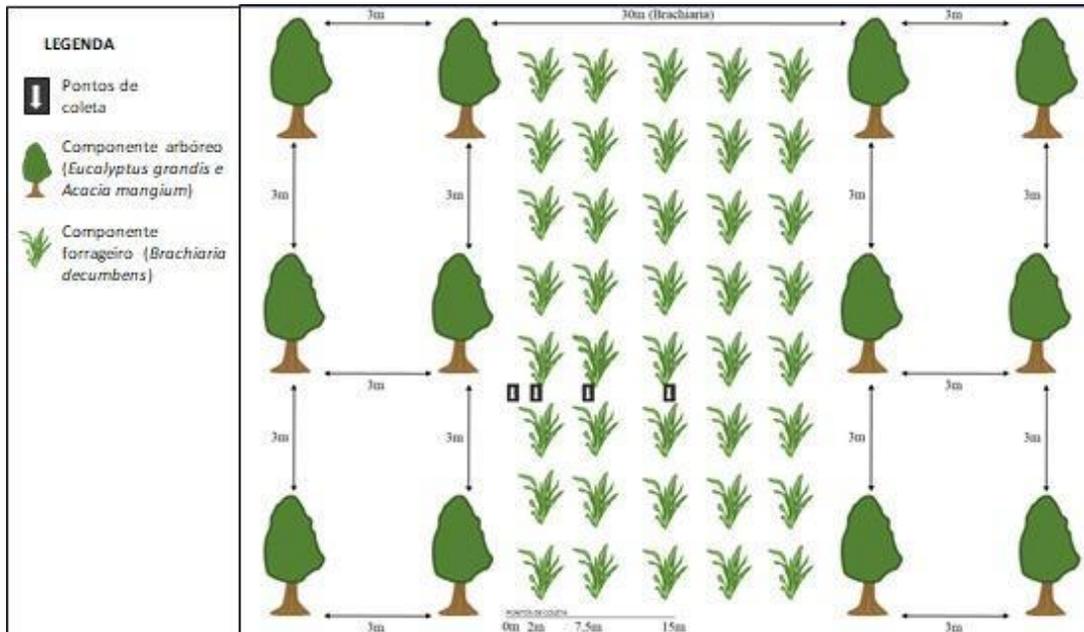


Figura 3. Representação esquemática da distribuição das árvores e das posições de coleta nos sistemas silvipastoris em Coronel Pacheco – MG.

A área experimental foi implantada em novembro de 1997 (Paciullo e Castro, 2006). Os sistemas SSPA e SSPB foram estabelecidos em faixas de 30 m de largura com a forrageira *Urochloa decumbens* (syn. *Urochloa decumbens*) Stapf. cv. Basilisk, alternadas com renques compostos por quatro linhas de árvores (espaçamento de 3 x 3 m). O componente arbóreo do SSPA era composto pelas espécies: *Eucalyptus grandis*, *Acacia mangium* e *Mimosa artemisiana* (Atualmente composto apenas por *Eucalyptus grandis* e *Acacia mangium*), enquanto o do SSPB apenas por *Eucalyptus grandis*. As árvores foram plantadas em nível, sendo as espécies no SSPA alternadas nas linhas de plantio na direção norte-sul. O pasto em monocultivo foi estabelecido com a mesma espécie de forrageira. Antes do plantio das espécies arbóreas foram aplicados 1.000 kg ha<sup>-1</sup> de calcário dolomítico, 600 kg ha<sup>-1</sup> de fosfato natural, 250 kg ha<sup>-1</sup> de superfosfato simples, 100 kg ha<sup>-1</sup> de cloreto de potássio e 30 kg ha<sup>-1</sup> de micronutrientes (FTE BR-16). A aplicação de corretivos e fertilizantes no monocultivo foi semelhante à utilizada nos SSP's (Paciullo e Castro, 2006).

A adubação na cova para o plantio das mudas de *A. mangium* e *M. artemisiana* foi realizada com a aplicação de 50 g de calcário dolomítico, 80 g de fosfato natural, 100 g de superfosfato simples, 25 g de cloreto de potássio e 10 g de FTE BR-16 por cova. A adubação para espécie *E. grandis* foi realizada com a aplicação de 75 g de sulfato de amônio, 225 g de superfosfato simples e 15 g de cloreto de potássio. Para o estabelecimento da forrageira nos

dois sistemas silvipastoris e em monocultivo, seguiu-se o manejo e preparo do solo, utilizando implemento de tração animal, onde foi realizada aração mínima do solo.

Entre 1998 e 2000, as pastagens permaneceram sem animais para garantir o crescimento inicial das espécies arbóreas. Em 2001 e 2002, as pastagens foram utilizadas para o pastejo com vacas secas, respeitando-se períodos de ocupação de 5 dias e descanso de 45 dias. Durante o período entre 2003 e 2013, os sistemas foram manejados com novilhas em crescimento. No período de 2003 a 2010, sob lotação rotativa e sem adubação de manutenção e de 2011 a 2014 em lotação contínua e com aplicação de 64 kg ha<sup>-1</sup> de N e K<sub>2</sub>O e 16 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> por ano. No presente estudo, não houve aplicações adicionais de fertilizantes ou corretivos, com presença dos animais apenas nos primeiros 6 meses de experimento.

### **Aporte e qualidade da serapilheira**

Coletores com as dimensões 0,5 x 0,5 cm (0,25m<sup>2</sup>) foram instalados em quatro posições entre as árvores, distantes 0; 2; 7,5 e 15 metros do renque de árvores para coleta de serapilheira mensal do componente arbóreo. A serapilheira total (fornageira + componente arbóreo) foi também coletada mensalmente em pontos fixos na superfície do solo, demarcados também em área de 0,5 x 0,5 cm (0,25 m<sup>2</sup>) nas mesmas distâncias da linha de plantio das árvores. Os coletores foram distribuídos em pontos fixos, adotando-se 5 repetições por tratamento. Para o monocultivo da forrageira e fragmento de Mata Atlântica, os coletores foram dispostos aleatoriamente. As amostras foram coletadas durante 1 ano (maio de 2019 a abril de 2020) e secas em estufa a 55 °C por 72 horas. Posteriormente, as mesmas foram pesadas e calculou-se o total mensal de serapilheira por meio da fórmula:  $PS = ((Pse - Psaq) \times 30) / d \times 10.000/AC$ , em que: PS = produção média mensal de serapilheira (Kg ha<sup>-1</sup> mês<sup>-1</sup>); Pse = peso da amostra seca em estufa (g); Psaq = peso do saco de papel (g); d = dias de coleta em um mês; e AC = área do coletor (m<sup>2</sup>) (Freitas et al., 2013).

Após a obtenção da produção mensal de serapilheira, as amostras foram agrupadas de acordo com a época de coleta (estações seca e chuvosa) e moídas em moinho tipo Willey, para avaliação da qualidade. As concentrações de lignina, fibra em detergente neutro (FDN), fibra em detergente ácido (FDA) e nitrogênio foram determinadas de acordo com metodologia proposta por Detmann et al. (2012). As concentrações de celulose, hemicelulose e carbono foram estimadas a partir dos dados de FDA e FDN (Araújo et al., 2016) e de relações de estequiometria básica (Alinger, 1974), respectivamente.

## **Decomposição da serapilheira**

As taxas de decomposição da serapilheira foram avaliadas utilizando a técnica de litter bags proposta por Dubeux et al. (2006). Os litter bags utilizados possuíam dimensões de 25 x 25 cm e malha de 2 mm aproximadamente (Scoriza et al., 2012). O material vegetal foi coletado em abril de 2019, nos diferentes sistemas de produção (SSPA, SSPB e Pasto). Para o componente forrageiro foi coletada a parte senescente da folha, ainda presa à planta, e em relação ao componente arbóreo foram coletadas folhas em bom estado (sem injúrias ou sinais de decomposição) sobre o solo.

Nos sistemas silvipastoris as proporções de folhas do componente arbóreo e forrageiro colocadas nos litter bags foram definidas através de aproximação da proporção dos resíduos de cada espécie na serapilheira, nas diferentes distâncias das linhas das árvores, feita por meio de coleta da mesma em quadrantes de 0,25 m<sup>2</sup>. Após a coleta o material vegetal foi seco em estufa de circulação forçada de ar a 55 °C, por 72 horas, até massa constante.

Foram acondicionados 10 g de material vegetal em cada litter bag (Scoriza et al., 2012) e os sacos foram então dispostos sobre a superfície do solo na área experimental, em outubro de 2019 (início do período chuvoso). Foram avaliados 7 tempos de decomposição: 0, 4, 8, 16, 32, 64 e 128 dias (Kohmann et al., 2018), com 4 repetições cada. Dessa forma, foram incubados 252 sacos (sendo 112 em cada sistema silvipastoril e 28 no pasto em monocultivo), sendo os mesmos retirados do campo nos respectivos tempos de avaliação. O tempo “0” foi composto pela serapilheira utilizada para os demais tempos, porém não foi acondicionado em campo. Após a coleta, os sacos foram limpos com auxílio de um pincel, para retirada de resíduos presos ao lado externo, e levados à estufa com circulação forçada de ar, a 55°C, até massa constante. O material remanescente foi pesado e a biomassa de serapilheira restante nos litter bags ajustada a um modelo exponencial para cálculo da decomposição, de acordo com equação sugerida por Wider e Lang (1982):  $f(x) = Ae^{kx}$ , onde: A = coeficiente de desaparecimento de massa; k = taxa de decomposição relativa (g g<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>) e x = tempo em dias (Kohmann et al., 2018).

## **Análise microbiológica**

As coletas das amostras de solo foram realizadas em agosto de 2019, na profundidade de 0-20cm. Nos sistemas silvipastoris foram coletadas amostras a 0; 2; 7,5 e 15 m das linhas de

árvores, em 5 repetições; no fragmento florestal e pasto em monocultivo foram coletadas 5 amostras aleatórias na área (5 repetições).

As análises microbiológicas foram realizadas no Laboratório de Herbicida na Planta do Departamento de Agronomia da Universidade Federal de Viçosa (UFV). O C-CO<sub>2</sub> evoluído (Taxa de respiração basal) do solo foi medido pelo método respirométrico em sistema de fluxo contínuo, conforme proposto por Curl e Truelove (1986) (Figura 3). O respirômetro é um equipamento que funciona por injeção de ar, à pressão de 7 Kgf/cm<sup>2</sup>. O ar entra no sistema de filtros, compostos por frascos contendo solução concentrada de NaOH (5 mol L<sup>-1</sup>), onde todo o CO<sub>2</sub> é removido, depois segue para os frascos em que se encontram as amostras de solo (Stotzky, 1965).

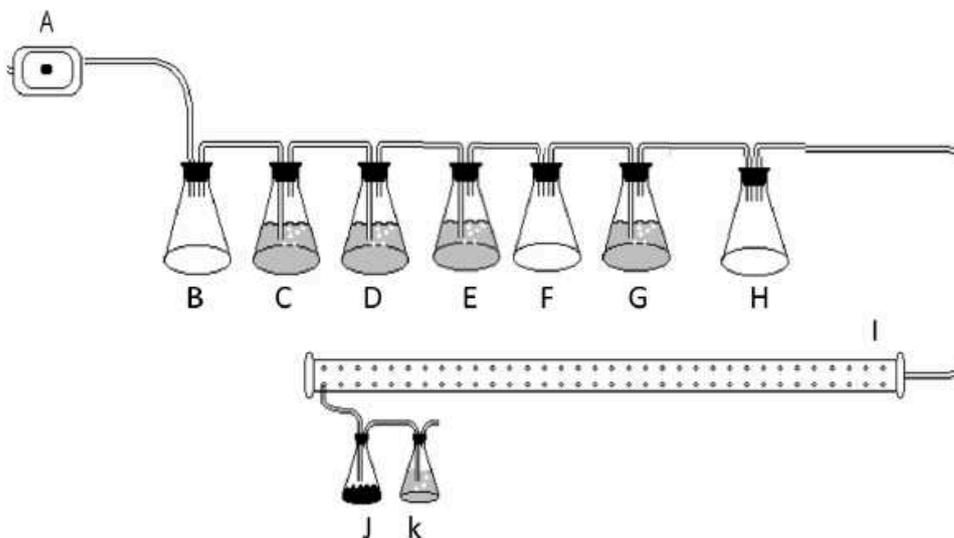


Figura 4. Representação esquemática do sistema utilizado na determinação da evolução de CO<sub>2</sub> do solo, A – Bomba injetora de ar ; B, F e H – frascos vazios, C, D e E – solução NaOH concentrada 5 mol L<sup>-1</sup> (600 mL, 300 mL e 300 mL, respectivamente), G – água destilada (300 mL); J – amostra de solo (100 g); K – solução de NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup> (100 mL). Fonte: Mendonça, Matos e Silva (2005).

Para a determinação da evolução do CO<sub>2</sub> do solo foram pesadas amostras de 100g de solo seco em 5 repetições por tratamento, que foram umedecidos até 60% da capacidade de campo. Os frascos contendo as amostras foram conectados a frascos com solução de NaOH (0,5 mol L<sup>-1</sup>) por meio de mangueiras de silicone (Figura 4) e incubadas durante 12 dias em frascos hermeticamente fechados. Os registros de regulagem de pressão foram ajustados para desprender de 15 a 20 bolhas por minuto em 100 mL da solução de NaOH (0,5 mol L<sup>-1</sup>). Para

controle da qualidade do ar carregado foram utilizados frascos sem solo, sendo as amostras do “branco” em quatro repetições.

### **Taxa de respiração basal microbiana (TRB)**

Após 12 dias de incubação no respirômetro, alíquotas de 10 mL da solução de NaOH (0,5 mol L<sup>-1</sup>) de todas as amostras colocadas para borbulhar, foram transferidas para Erlenmeyers, acrescidas com 5 mL de BaCl<sub>2</sub> e 3 gotas de fenolftaleína para titulação com solução de HCl (0,5 mol L<sup>-1</sup>) até viragem da cor rósea a incolor para estimativa do C-CO<sub>2</sub> evoluído. A quantidade de CO<sub>2</sub> evoluído de cada amostra foi calculada em µg g<sup>-1</sup> C-CO<sub>2</sub> 100cm<sup>-3</sup> de solo, segundo a equação proposta por Stotzky (1972):

$$C - CO_2 = (B - V) * M * 12 * \left(\frac{v1}{v2}\right)$$

Onde:

B = Volume do HCl consumido na amostra branco (mL)

V = Volume do HCl consumido na amostra (mL)

M = concentração real do HCl (mol L<sup>-1</sup>)

12 = peso equivalente do carbono

v1 = volume total de NaOH usado na captura do CO<sub>2</sub> (mL)

v2 = volume de NaOH usado na titulação (mL)

### **Carbono da biomassa microbiana do solo (C<sub>bio</sub>)**

A análise do C<sub>bio</sub> foi realizada segundo metodologia de fumigação-incubação descrita por Vance et al. (1987) e modificada por Islam e Weil (2000). Dos 100 g de solo das amostras incubadas, foram retiradas subamostras (aproximadamente 20 g). Essas subamostras foram pesadas em frascos Erlenmeyers e divididas em fumigadas (colocadas em forno micro-ondas por dois minutos) e não-fumigadas.

Após a fumigação foram adicionados 80 mL de solução extratora de K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (0,5M) em todas as amostras, incluindo as amostras “branco”. Em seguida, estas amostras com a solução de K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> foram misturadas e levadas para agitar em rotação máxima (240 RPM) em Mesa Agitadora Pendular com Timer NT 156, por 30 minutos. Após este período, os frascos foram

deixados em repouso por 30 minutos para decantação do solo, em seguida foi retirado o sobrenadante da solução para filtragem.

De cada amostra foram retirados 10 mL de extrato filtrado e colocados em tubos de ensaio, onde foram adicionadas 8 gotas de dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7 - 0,06667 \text{ mol L}^{-1}$ ) e 10 mL de ácido sulfúrico concentrado. Os tubos de ensaio foram deixados para esfriar por 15 minutos, após este período o conteúdo dos tubos foi transferido para Erlenmeyers, adicionado 10 gotas de Ferroin, e levados para titulação com solução de sulfato ferroso com ácido sulfúrico previamente preparada.

Os valores de carbono presente na biomassa microbiana foram calculados a partir das seguintes equações:

$$C_{i, ni} = \frac{(V_b - V_{am}) * (\text{molaridade do sulfato ferroso}) * (3) * (1000) * (\text{volume extrator})}{(\text{volume extrator}) * (\text{peso do solo})}$$

Onde:

$V_b$  = volume de titulante consumido na amostra branco (mL)

$V_{am}$  = volume de titulante consumido na amostra (mL)

3 = resultado da relação entre o número de mols de  $Cr_2O_7^-$  que reagem com o C0 (3/2) multiplicado pelo peso equivalente do C (12).

1000 = fator de conversão de unidade.

$$C_{bio} = \frac{(C_i - C_{ni})}{K_c \mu g g^{-1} \text{ de C no solc}}$$

Onde:

$C_i$  = amostra irradiada

$C_{ni}$  = amostra não irradiada

Sendo  $K_c = 0,33$  para todo método de irradiação extração de carbono da biomassa.

### **Quociente metabólico ou taxa respiratória específica ( $qCO_2$ )**

A partir dos valores obtidos da evolução de C-CO<sub>2</sub> e  $C_{bio}$ , foram calculados os  $qCO_2$  ( $\mu g^{-1} \text{ CBM d}^{-1}$ ) de cada amostra, pela razão entre atividade microbiana, médias diárias de C-

CO<sub>2</sub> evoluído das amostras de solo avaliadas, e C<sub>bio</sub> estimado de cada amostra, segundo (Anderson e Domsch, 1985).

$$q_{CO_2} = \frac{C - CO_2 (\mu g C - CO_2 g^{-1} solo d^{-1})}{C_{bio} (\mu g C g^{-1} solo)}$$

### **Umidade do solo**

A umidade do solo foi aferida uma vez ao mês, durante 1 ano, em todos os ambientes, e em todas as distâncias avaliadas (0, 2, 7,5 e 15 m das árvores). Tubos plásticos de pvc foram instalados verticalmente, sendo: 4 tubos (repetições) no fragmento florestal e no pasto, e 16 tubos nos sistemas silvipastoris (4 tubos por distância). A umidade foi aferida por meio do dispositivo Diviner 2000, SENTEK Pty Ltd., Stepney, SA, Australia, que é uma sonda de capacitância portátil, capaz de mensurar a umidade do solo em diferentes profundidades (Bosi et al., 2020). No presente estudo a caracterização da umidade do solo foi realizada de 10 a 80cm de profundidade; os teores de umidade de 0-30 cm foram utilizados para comparação estatística entre os ambientes, em conformidade com as outras variáveis que também foram analisadas em camadas mais superficiais do solo.

### **Fertilidade do solo**

Amostras de solos simples foram coletadas na profundidade de 0-20 cm, misturadas e homogeneizadas constituindo amostras compostas. As amostras foram coletadas em todos os ambientes e distâncias avaliadas, em 5 repetições e foram encaminhadas ao Laboratório de Análise de Solos Viçosa LTDA, para análises químicas e granulométricas conforme metodologia proposta pela Embrapa (2009).

### **Análise estatística**

As propriedades químicas, físicas e bioquímicas analisadas foram resumidas separadamente por meio da análise de componentes principais (PCA) na matriz de correlação usando o pacote “FactoMineR” (Husson et al., 2017). Assim, todas as variáveis foram centralizadas e padronizadas, e foram apresentadas as correlações entre pares de variáveis individuais e escores de PCA para cada tipo de propriedade (Anexo 1). Posteriormente, aplicou-se um PCA juntando todos os tipos de propriedades (químicas, físicas e bioquímicas)

selecionando aquelas variáveis que tiveram maior correlação e contribuição relativa na explicação de variância dos eixos.

Adicionalmente, realizou-se a análise de correlação de Spearman para selecionar as principais propriedades correlacionadas a outras propriedades e que mais explicavam variação nos eixos do PCA (Anexo 1). Para todas as propriedades selecionadas a distribuição dos dados foi verificada pelo teste de normalidade de Shapiro-Wilk e gráficos Q-Q (Crawley, 2013). Para comparar as principais propriedades bioquímicas (Tabela 2) entre ambientes foi aplicada a análise de Kruskal-Wallis (para dados com distribuição não normal).

Tabela 2. Propriedades químicas, físicas e bioquímicas analisadas nos quatro ambientes (SSPA, SSPB, fragmento florestal e pasto em monocultivo)

Propriedades químicas, físicas e biológicas	Ambientes							
	Mata	Desvpad	Pasto	Desvpad	SSPA	Desvpad	SSPB	Desvpad
pH H <sub>2</sub> O	4,54	0,11	4,88	0,20	4,52	0,27	4,44	0,20
P (mg/dm <sup>3</sup> )	1,58	0,23	3,86	0,36	3,92	1,12	2,86	0,96
K (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	23,2	3,83	72,4	24,46	49,3	40,11	34,0	7,69
Ca <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	0,08	0,02	0,80	0,50	0,55	0,34	0,24	0,11
Mg <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	0,08	0,01	0,38	0,22	0,30	0,16	0,18	0,06
Al <sup>3+</sup> (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	0,96	0,09	0,60	0,27	0,88	0,33	1,04	0,19
H+Al (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	7,13	0,68	6,93	0,62	7,36	1,33	7,74	0,75
SB (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	0,22	0,03	1,37	0,77	0,98	0,56	0,51	0,16
t (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	1,18	0,11	1,97	0,53	1,85	0,37	1,54	0,23
V (%)	2,98	0,37	16,1	8,04	11,9	7,07	6,20	2,04
m (%)	81,3	1,68	33,7	17,78	49,7	20,53	67,2	8,65
MO (dag/kg)	2,71	0,35	3,46	0,34	3,14	0,28	3,17	0,33
P-rem (mg/L)	12,06	1,06	16,3	1,83	15,7	2,01	13,8	1,74
Zn (mg/dm <sup>3</sup> )	0,50	0,07	1,12	0,36	1,36	1,01	0,61	0,22
Fe (mg/dm <sup>3</sup> )	90,3	11,75	126	17,33	118	32,33	102,2	17,50
Mn (mg/dm <sup>3</sup> )	3,18	0,37	16,1	5,77	11,2	4,93	8,48	3,61
Cu (mg/dm <sup>3</sup> )	0,48	0,04	2,10	0,25	1,29	0,44	3,74	0,59
B (mg/dm <sup>3</sup> )	0,16	0,04	0,17	0,04	0,09	0,09	0,08	0,07
Argila (%)	58,8	2,28	58,8	1,79	55,4	3,56	51,6	4,37
Silte (%)	12,8	2,39	13,8	1,64	10,2	2,67	12,2	2,43
Areia (%)	28,4	1,82	27,4	1,82	34,3	3,79	36,1	4,26
Umidade do solo (%)	25,5	3,06	25,8	5,01	24,6	3,94	27,2	3,93
TRB (µg g <sup>-1</sup> C-CO <sub>2</sub> /100 cm <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,02	0,01	0,06	0,01	0,03	0,01	0,06	0,01
Cbio (µg g <sup>-1</sup> de C)	109	54,05	139	83,83	145,33	57,05	261,4	155,89
qCO <sub>2</sub> (µg C-CO <sub>2</sub> µg <sup>-1</sup> CBM d <sup>-1</sup> )	2,40	1,25	8,09	6,94	2,38	1,81	5,32	7,50
FDA (%)	42,0	2,05	44,5	0,66	44,80	1,67	40,83	2,95
FDN (%)	54,22	2,47	79,7	1,28	65,76	5,01	60,77	6,92
Nitrogênio (%)	1,64	0,10	0,62	0,13	0,96	0,17	0,82	0,11
Carbono (%)	30,0	1,49	37,6	0,48	34,02	1,68	31,04	2,66
C/N	18,2	0,73	63,5	13,51	36,62	7,81	38,47	7,23

Sendo: SB=soma de bases; t=CTCefetiva; V=saturação por bases; m=saturação por alumínio; MO=matéria orgânica; TRB=Taxa de respiração basal microbiana; Cbio=Carbono da biomassa microbiana; qCO<sub>2</sub>=quociente metabólico; FDA=Fibra em detergente ácido; FDN=Fibra em detergente neutro.

Os efeitos principais dos ambientes (variáveis categóricas relacionadas com o tipo de uso da terra), sobre as principais propriedades (físicas, químicas e bioquímicas) foram testados usando diferentes modelos lineares de efeitos mistos (LMMs, com efeitos aleatórios e fixos) para uma distribuição gaussiana testada previamente (gráfico Q-Q). Assim, foram testados modelos com efeitos individuais dos ambientes (Fragmento florestal, pastagem, SSPA, SSPB), e a distância foi considerada efeito aleatório dentro dos modelos. Todos os modelos foram calculados usando o pacote 'lme4' (Bates et al., 2014) na plataforma R (R-Core-Team, 2019). Também foram utilizados coeficientes dos preditores para interpretar estimativas de parâmetros em escala comparável usando o pacote 'jtools', com a finalidade de identificar os melhores modelos (Long, 2020).

## RESULTADOS

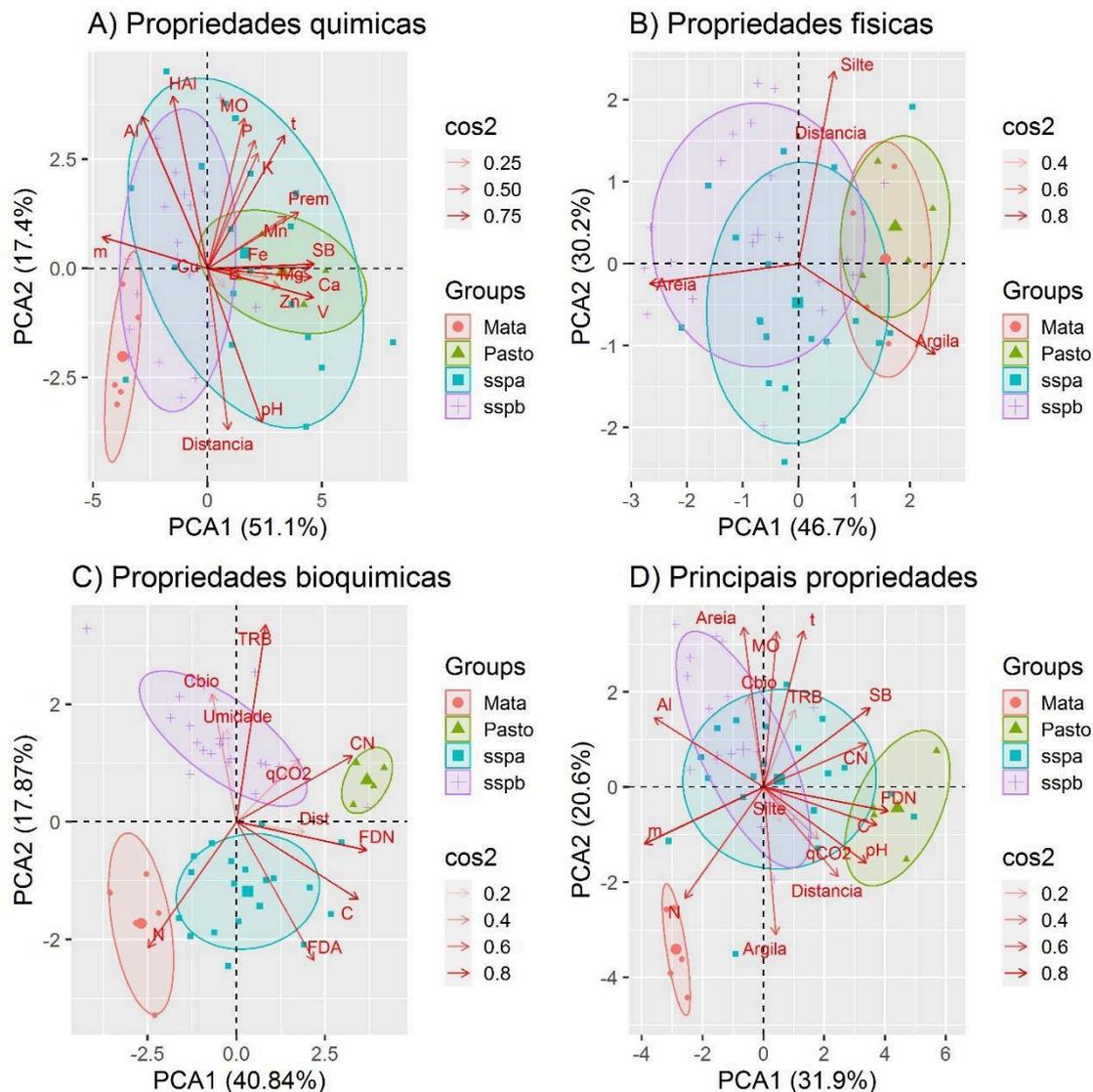
Os dois eixos principais do PCA referente às propriedades químicas do solo explicaram 68,5 % da variação dos dados (Figura 5A). O primeiro eixo (PCA1) explicou 51,1 % da variação dos dados, e se correlacionou positivamente com SB, Mg e Ca ( $R=0,90$ ,  $p<0,05$ ) e com V ( $R=0,80$ ,  $p<0,05$ ). Essas propriedades também estão positivamente associadas ao pasto em monocultivo e ao SSPA, havendo a sobreposição desses dois ambientes em relação a essas propriedades. O segundo eixo (PCA2) explicou 17,4 % da variação dos dados e se correlacionou positivamente com MO, P e H+Al, com valores de R de aproximadamente 0,60 para as três propriedades. A MO e o P estão mais fortemente associados ao SSPA, mas também ao SSPB, enquanto o H+Al está mais associado ao SSPB (Figura 5A).

Os dois eixos principais do PCA referente às propriedades físicas explicaram 76,9 % da variação dos dados (Figura 5B). O primeiro eixo (PCA1) explicou 46,7 % da variação dos dados e se correlacionou positivamente com a argila ( $R=0,8$ ) e negativamente com a areia ( $R=-0,95$ ). A argila está mais fortemente associada ao fragmento florestal e ao SSPA, enquanto a areia está associada mais fortemente ao SSPB. O segundo eixo (PCA2) explicou 30,2 % da variação dos dados e se correlacionou positivamente com o Silte ( $R=0,8$ ), que está mais fortemente associado ao SSPA (Figura 5B).

Os dois eixos principais do PCA referente às propriedades bioquímicas explicaram 58,71 % da variação dos dados (Figura 5C). O primeiro eixo (PCA1) explicou 40,84 % da variação dos dados e se correlacionou positivamente com FDN, C/N e C, sendo os valores de R acima de 0,8 para essas propriedades. O FDN e o C estão positivamente associados ao SSPA,

enquanto a relação C/N está associada ao pasto em monocultivo. O segundo eixo (PCA2) explicou 17,87% da variação dos dados e correlacionou-se positivamente com os atributos TRB, umidade do solo e Cbio, sendo os valores de R de 0,8; 0,4 e 0,4 respectivamente. Todas essas propriedades estão positivamente associadas ao SSPB. O N correlacionou-se negativamente com o PCA1 e com o PCA2 ( $R=-0,50$ ,  $p<0,05$ ) e está mais fortemente associado ao fragmento florestal e ao SSPA. Observa-se uma separação evidente entre os quatro ambientes quando analisadas as propriedades bioquímicas, havendo uma proximidade entre o fragmento florestal e o SSPA.

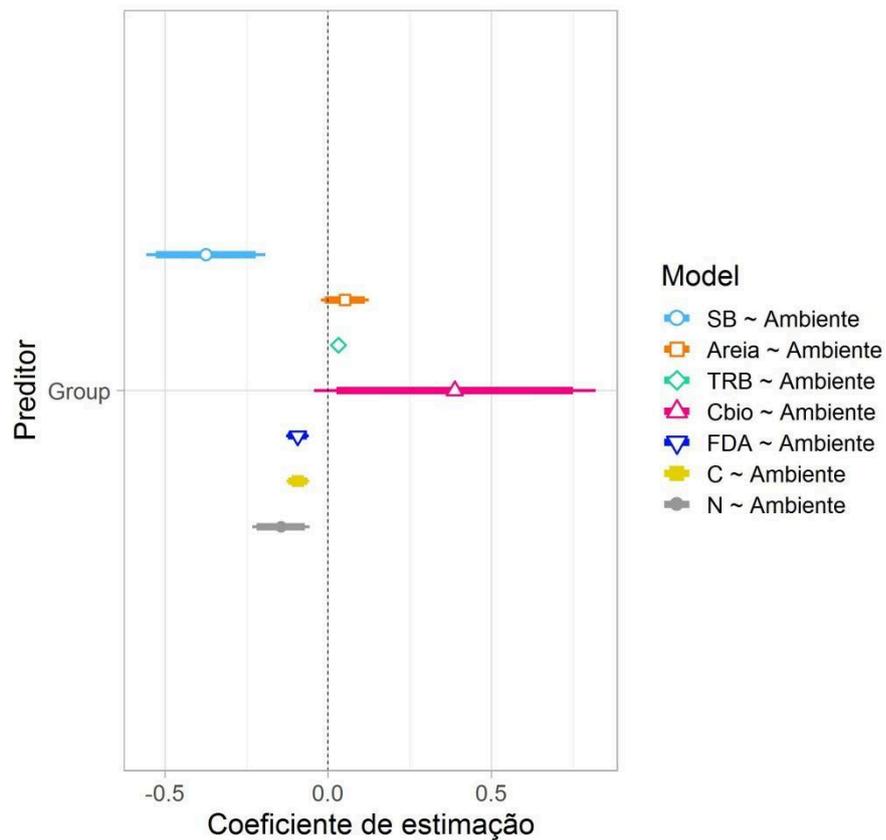
Quando analisadas todas as principais propriedades, os dois eixos principais do PCA explicaram 52,5 % da variação dos dados (Figura 5D). O primeiro eixo (PCA1) explicou 31,9 % da variação dos dados, e correlacionou-se positivamente com FDN, C, C/N, SB e pH. As propriedades SB e C/N correlacionaram-se positivamente com o SSPA e as propriedades FDN, C e pH correlacionaram-se positivamente com o pasto em monocultivo. O segundo eixo (PCA2) explicou 20,6 % da variação dos dados, e correlacionou-se positivamente com MO, Cbio, TRB, Areia e t. Essas propriedades estão positivamente associadas principalmente ao SSPA. Quando analisadas todas as principais propriedades em conjunto, é possível observar uma sobreposição do SSPA e do SSPB, e uma separação dos ambientes fragmento florestal e pasto.



**Figura 5.** A- Análise de componentes principais (PCA) das propriedades químicas do solo nos SSPs A e B, no fragmento florestal e no pasto em monocultivo; B – Análise de componentes principais (PCA) das propriedades físicas do solo nos SSPs A e B, no fragmento florestal e no pasto em monocultivo; C – Análise dos componentes principais (PCA) das propriedades bioquímicas (solo e serapilheira) nos SSPs A e B, no fragmento florestal e no pasto em monocultivo; D – Análise dos componentes principais (PCA) das principais propriedades analisadas nos SSPs A e B, no fragmento florestal e no pasto em monocultivo.

Os modelos testados mostraram que o ambiente afetou significativamente a variação dos atributos SB, TRB, C e N. Houve variação significativa da SB, afetada negativamente pelo ambiente (LMM, Est. = -0,37;  $t = -4,02$ ;  $P < 0,001$ ); A propriedade TRB, teve relação positiva e significativa (LMM, Est. = 0,03;  $t = 8,57$ ;  $p = 0,001$ ) com o ambiente (Figura 6, Tabela 3). Houve também interação significativa e negativa entre o ambiente, o carbono e o nitrogênio

(Figura 6, Tabela 3.). O SSPB foi o ambiente que proporcionou maior explicação da variação das propriedades avaliadas, incluindo efeitos negativos e positivos.

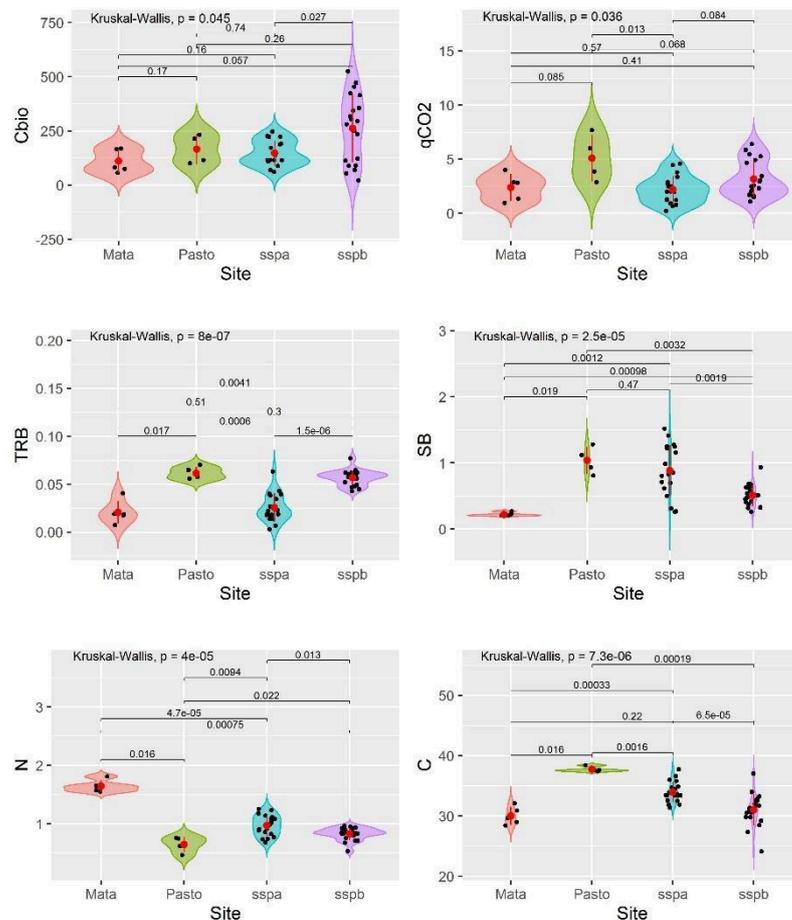


**Figura 6.** Coeficientes de regressão padronizados de diferentes modelos lineares de efeitos mistos (LMMs, com efeitos aleatórios e fixos) para testar os principais efeitos do ambiente sobre as propriedades avaliadas. As estimativas dos parâmetros médios (coeficientes de regressão padronizados) dos preditores do modelo, os intervalos de confiança de 95% associados e a importância relativa de cada fator, expressa como a porcentagem da variância explicada, são indicados.

**Tabela 3.** Principais modelos LMM avaliando efeitos principais do ambiente sobre as propriedades analisadas, sendo: SB=soma de bases; TRB=taxa de respiração basal; C=carbono e N=nitrogênio. Efeitos significativos são indicados (\*).

<b>Modelos</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>Estimação</b>	<b>t</b>	<b>p</b>
SB ~ Ambiente	0.51	-0.37	-4.02	0.001*
Areia ~ Ambiente	0.04	0.052	1.38	0.16
TRB ~ Ambiente	0.67	0.03	8.57	0.001*
Cbio ~ Ambiente	0.07	0.38	1.76	0.08
C ~ Ambiente	0.63	-2.91	-5.40	0.001*
N ~ Ambiente	0.25	-0.14	-3.21	0.003*

As diferenças significativas entre os ambientes foram observadas apenas nas principais propriedades bioquímicas (Figura 7), o que pode explicar a evidente separação entre os ambientes quando analisadas essas propriedades no PCA. A TRB variou de 0,02 a 0,06  $\mu\text{g g}^{-1} \text{C-CO}_2/100 \text{ cm}^3 \text{ d}^{-1}$ , sendo os maiores valores observados no pasto e no SSPB (Tabela 2, Figura 7). A Cbio variou de 109 a 261,4  $\mu\text{g g}^{-1} \text{ de C}$ , sendo os maiores valores observados no SSPB. O  $q\text{CO}_2$  variou de 2,40 a 8,09  $\mu\text{g C-CO}_2 \mu\text{g}^{-1} \text{ CBM d}^{-1}$  sendo os maiores valores observados no pasto e no SSPB. O N variou de 0,62 a 1,64 %, sendo os maiores valores observados no fragmento florestal. O carbono variou de 30 a 34,02 % sendo os maiores valores observados no pasto e no SSPA.



**Figura 7.** Diferenças entre principais propriedades bioquímicas do solo entre os ambientes (Fragmento florestal, pasto em monocultivo e SSPs A e B).

## DISCUSSÃO

Os resultados mostraram uma nítida separação dos atributos bioquímicos ao longo do gradiente ambiental estudado (Fragmento florestal, pasto em monocultivo e sistemas silvipastoris A e B), por meio da qual é possível perceber que existe forte influência do tipo de ambiente na variabilidade dessas propriedades. A maior associação da matéria orgânica (MO) com os SSPs A e B é observada quando analisadas as propriedades químicas e as principais propriedades, que apresentaram maior contribuição na variabilidade dos dados quando analisados os gradientes ambientais. Tal constatação pode ser explicada pelos maiores teores de carbono na serapilheira desses sistemas quando comparados ao fragmento florestal. O aumento nos teores de matéria orgânica em povoamentos de *Eucalyptus urophylla* tem sido reportado e atribuído a uma relação positiva entre a quantidade de C adicionada pela serapilheira do eucalipto e a manutenção da matéria orgânica no solo (Pulronik et al., 2009).

Ademais, em sistemas consorciados com braquiária e eucalipto, grandes conteúdos de matéria orgânica leve foram observados em camadas do solo mais profundas do que 5 cm, quando comparados à fragmentos florestais (Bieluczyk et al., 2020), o que coincide com os resultados do presente estudo. Por outro lado, as raízes de espécies forrageiras em sistemas integrados de produção bem manejados, podem ser profundas e bem distribuídas no perfil do solo (Conceição et al., 2017), o que também poderia contribuir positivamente para o aporte de matéria orgânica em sistemas consorciados de produção.

A correlação positiva da matéria orgânica com o PCA2, quando analisadas as propriedades químicas e todas as principais propriedades em conjunto, pode evidenciar a importância desse atributo na variabilidade dos dados e na diferenciação dos ambientes. A forma de uso da terra e de manejo alteram a composição e a quantidade de serapilheira e isso afeta diretamente a matéria orgânica e a disponibilidade de nutrientes (Zago et al., 2020). O suprimento contínuo de matéria orgânica aumenta a quebra de substâncias mais recalcitrantes no solo e por consequência promove a ciclagem de C, N e P (Zago et al., 2020). Ainda segundo esses autores a implementação de sistemas agroflorestais contribui diretamente com a ciclagem biogeoquímica de P, N e C. No presente estudo houve correlação positiva entre a matéria orgânica e o P, e entre a matéria orgânica e a CTC efetiva (t). Bieluczyk et al. (2020) também observaram correlação positiva entre as frações lábeis da matéria orgânica e o P disponível em sistemas consorciados de produção. Esses sistemas podem fornecer um melhor balanço entre as frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica do solo (Bieluczyk et al., 2020).

A correlação positiva dos atributos SB, Mg, Ca e V com o PCA1 é indicativo da importância dessas variáveis na explicação da variação das propriedades químicas e também na diferenciação dos ambientes, em função dessas propriedades. Esses atributos estão mais fortemente correlacionados com o pasto em monocultivo e com o SSPA. Lana et al. (2018) observaram maior SB e V em um sistema silvipastoril com eucalipto quando comparado a uma área de regeneração natural, indicando que provavelmente as espécies desse sistema tem função importante na incorporação de nutrientes e manutenção da fertilidade do solo. Por outro lado, em um sistema agrossilvipastoril com eucalipto, observou-se relação entre a queda dos nutrientes básicos no perfil do solo (incluindo Ca e Mg), e a diminuição do pH e da saturação de bases (Borges et al., 2019), o que corrobora a correlação observada entre esses nutrientes e a SB observada no presente estudo, e também a influência negativa e significativa do SSPB na SB, quando analisados os modelos mistos lineares e o PCA.

A influência negativa do ambiente SSPB na propriedade SB, pode estar associada à sua maior acidez (menor valor de pH, maior valor de H + AL e AL<sup>3+</sup>, menores valores de SB e V). O PCA referente às propriedades químicas do solo, também evidencia a maior associação dos atributos H + AL e AL<sup>3+</sup> com o SSPB. Olaya-Montes et al. (2020) observaram maiores valores de SB em pasto em monocultivo e em um sistema silvipastoril com maior diversidade do componente arbóreo (*Gmelina arborea*, *Erythrina poeppigiana*, *Tectona grandis* e *Cariniana pyriformis*), o que corrobora a associação entre essas variáveis, o SSPA e o pasto no presente estudo. Em solos tropicais o manejo da acidez do solo é fundamental para a produtividade de sistemas agrícolas (Olaya-Montes et al., 2020).

A correlação positiva dos atributos TRB, umidade do solo e Cbio com o PCA2, indicando a importância dessas propriedades na variação dos dados, pode ser explicada pela heterogeneidade microclimática dos sistemas consorciados de produção associada ao aporte de matéria orgânica, o que pode promover mudanças no comportamento da microbiota do solo (Abreu et al., 2020). Quando analisadas as propriedades bioquímicas, os atributos microbiológicos (TRB, Cbio, qCO<sub>2</sub>) estão positivamente correlacionados ao SSPB, que também possui maiores teores de matéria orgânica quando comparados ao fragmento florestal, e teores próximos aos do SSPA. Para a propriedade TRB, foi observada também, quando utilizados os modelos mistos lineares, influência positiva e significativa do ambiente. A modificação de parâmetros químicos e da dinâmica do solo pela microbiota do solo é primariamente dependente da matéria orgânica como substrato (Blonska et al., 2017). O SSPB possui maiores valores de TRB, Cbio e qCO<sub>2</sub> o que também justifica sua associação positiva com essas propriedades. É possível inferir que os altos valores de matéria orgânica nesse ambiente, estejam mais associados a frações mais recalcitrantes da mesma. Altos valores de Cbio, geralmente estão associados a altos valores de matéria orgânica (Almeida et al., 2021), porém altos valores de TRB e qCO<sub>2</sub> podem estar associados a uma baixa eficiência metabólica dos microrganismos (Yan et al., 2009), ou seja, mais C perdido pela respiração e menos C imobilizado pela microbiota do solo (Almeida et al., 2021).

Quando analisadas as principais propriedades em conjunto, há associação positiva do C com o SSPA e o pasto, ambientes nos quais são observados maiores teores de C. Além disso a alta correlação entre FDN (positivamente associado ao pasto) e C pode estar relacionada às diferentes formas de C presentes no FDN (celulose, hemicelulose e lignina) que geralmente é maior em pasto em monocultivo (Paciullo et al., 2007), o que justifica a associação dessa propriedade ao pasto em monocultivo no presente estudo.

A associação positiva da relação C/N ao pasto no PCA referente às propriedades bioquímicas, pode estar relacionada a seus maiores valores nesse ambiente. Quando analisadas todas as propriedades em conjunto, essa relação está positivamente associada ao SSPA, ambiente no qual foram observados valores consideravelmente menores. Em resíduos com altas relações C/N, ou seja, quando há baixa disponibilidade de N, pode haver competição entre as plantas e os microrganismos por esse recurso (Hodge et al., 2000), e isso ocasiona a imobilização do nitrogênio pelos microrganismos, e a não disponibilização do mesmo para as plantas. Isso explica a influência negativa do ambiente SSPB nas propriedades C e N, já que o resíduo da serapilheira nesse ambiente, possui menor qualidade, quando comparado ao SSPA e ao fragmento florestal.

Quando há o consórcio entre espécies arbóreas e forrageiras é esperado um aumento na biomassa acima e abaixo do solo, o que pode resultar em maiores aportes de carbono orgânico ao solo (Sarto et al., 2020), e isso pode explicar a relação negativa observada tanto nos modelos lineares mistos quanto no PCA, do carbono com o SSPB, que também possui menores teores de carbono quando comparado ao SSPA. A qualidade do resíduo da serapilheira do SSPB pode estar contribuindo negativamente com o aporte de C e N, o que pode ser observado tanto nas análises de PCA quanto nas análises dos modelos.

Pode ocorrer maior produtividade da forragem quando há o consórcio entre plantas C3 e C4, principalmente quando são incluídas espécies leguminosas (Yang et al., 2019), e isso pode desencadear um efeito sinérgico, no qual a espécie forrageira se beneficia do N aportado pelo resíduo da serapilheira da leguminosa (Conrad et al., 2017). No presente estudo, observa-se maior teor de nitrogênio no SSPA quando comparado ao SSPB (Figura 7), o que pode explicar a influência negativa e significativa do ambiente (SSPB) no teor de N. Isso também é confirmado pelo PCA, onde observa-se maior associação do N com o SSPA e o fragmento florestal.

A inserção de espécies arbóreas em sistemas agrícolas pode aumentar a capacidade de decomposição de substâncias orgânicas nesses sistemas devido à elevação da atividade microbiana e melhoraria na ciclagem de nutrientes (Weerasekara et al., 2016). Ademais, aumentos no estoque de carbono do solo podem favorecer sua fertilidade, e por consequência demandar menos fertilização externa, diminuindo, assim, a emissão de gases para a atmosfera (Cardinael et al., 2015). Porém, são necessários mais estudos com sistemas consorciados de produção para melhor entendimento e validação da influência do componente arbóreo na

qualidade do solo (Abreu et al., 2020) e conseqüentemente da influência do tipo de sistema de produção no fornecimento de serviços ecossistêmicos de regulação e suporte.

## **CONCLUSÕES**

- Os sistemas silvipastoris influenciaram os indicadores químicos e bioquímicos do solo;
- Os indicadores bioquímicos foram os mais influenciados pelo ambiente, sendo possível observar separação entre os ambientes, quando consideradas essas propriedades;
- Os indicadores bioquímicos evidenciaram maior proximidade entre o SSPA e o fragmento florestal;
- O SSPB foi o único ambiente que influenciou negativamente algumas propriedades avaliadas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abreu, L. H. G., de Freitas, I. C., Santana, P. H. L., de Almeida Barbosa, D. L., Santos, L. D. T., Santos, M. V., Frazao, L. A.. Variation in soil carbon, nitrogen and microbial attributes within a silvopastoral system in the Brazilian Cerrado. *Agroforestry Systems*, 94(6), 2343-2353, 2020.

Agegnehu, G., Amede, T. Integrated soil fertility and plant nutrient management in tropical agro-ecosystems: a review. *Pedosphere* 27, 662–680, 2017.

Allinger, N. L. *Química orgânica*. Reverté, 1974.

Almeida, L. L. S., Frazão, L. A., Lessa, T. A. M., Fernandes, L. A., de Carvalho Veloso, Á. L., Lana, A. M. Q., Ferreira, E. A. Soil carbon and nitrogen stocks and the quality of soil organic matter under silvopastoral systems in the Brazilian Cerrado. *Soil and Tillage Research*, 205, 104785, 2021.

Altieri, M.A., Nicholls, C.I., Alves-Pinto, H.N., Latawiec, A.E., Strassburg, B.B.N., Barros, F.S.M., Sansevero, J.B.B., Iribarrem, A., Silva, A.C.P. Reconciling rural development and ecological restoration: Strategies and policy recommendations for the Brazilian Atlantic Forest. *Land use policy*, 60, 2017.

Anderson, T. H., Domsch, K. H. Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. *Biology and Fertility of Soils*, v. 1, n. 2, p. 81–89, 1985.

Andreotti, Federico et al. Exploring management strategies to enhance the provision of ecosystem services in complex smallholder agroforestry systems. *Ecological indicators*, v. 94, p. 257-265, 2018.

Benegas, L., Ilstedt, U., Roupsard, O., Jones, J., Malmer, A. Effects of trees on infiltrability and preferential flow in two contrasting agroecosystems in Central America. *Agric. Ecosyst. Environ.* 183, 185–196, 2014.

Bieluczyk, W., de Cássia Piccolo, M., Pereira, M. G., de Moraes, M. T., Soltangheisi, A., de Campos Bernardi, A. C., Cherubin, M. R. Integrated farming systems influence soil organic matter dynamics in southeastern Brazil. *Geoderma*, 371:114368, 2020.

Błonska E, Lasota J, Zwydak M. The relationship between soil properties, enzyme activity and land use. *Forest Research Papers*, 78, 39–40, 2017.

Borges, W. L., Calonego, J. C., Rosolem, C. A. Impact of crop-livestock-forest integration on soil quality. *Agroforestry Systems*, 93(6), 2111-2119, 2019.

Bosi, C., Pezzopane, J. R. M., Sentelhas, P. C. (2020). Soil water availability in a full sun pasture and in a silvopastoral system with eucalyptus. *Agroforestry Systems*, 94(2), 429-440.

Bouillet J-P, Laclau JP, Gonçalves JLM, Voigtlaender M, Gava JL, Leite FP, Hakamada R, Mareschal L, Mabilia A, Tardy F, Levillain J, Deleporte P, Epron D, Nouvellon Y. Eucalyptus

and Acacia tree growth over entire rotation in single- and mixed-species plantations across five sites in Brazil and Congo. *Forest Ecology Management*, 301, 89–101, 2013.

Bugalho, M.N., Dias, F.S., Brias, B., Cerdeira, J.O. Using the high conservation value forest concept and Pareto optimization to identify areas maximizing biodiversity and ecosystem services in cork oak landscapes. *Agrofor. Syst.*, 90, 35–44, 2016.

Cardinael R, Chevallier T, Barthe`s BG, Saby NP, Parent T, Dupraz C, Bernoux M, Chenu C. Impact of alley cropping agroforestry on stocks, forms and spatial distribution of soil organic carbon — a case study in a Mediterranean context. *Geoderma*, 259, 288–299, 2015.

Cohn, A.S., Mosnier, A., Havlík, P., Valin, H., Herrero, M., Schmid, E., O’Hare, M., Oberteiner, M. Cattle ranching intensification in Brazil can reduce global greenhouse gas emissions by sparing land from deforestation. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 111, 7236–7241, 2014.

Conceição, M.C.G., Matos, E.S., Bidone, E.D., Rodrigues, R.A.R., Cordeiro, R.C. Changes in soil carbon stocks under integrated crop-livestock-forest system in the Brazilian Amazon Region. *Agric. Sci.* 08, 904–913, 2017.

Conrad, K. A., Dalal, R. C., Dalzell, S. A., Allen, D. E., Menzies, N. W. The sequestration and turnover of soil organic carbon in subtropical leucaena-grass pastures. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 248, 38–47, 2017.

Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M.S., Lindenmayer, D.B., Grelle, C.E.V., Benayas, J.M.R. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature Communications* 7, 11666, 2016.

Curl, E. A., Truelove, B. The rhizosphere. In: *Advanced Series in Agricultural Sciences*. 15<sup>o</sup> edição. Berlin: Heidelberg. p. 140–166, 2012.

Detmann, E.; Souza, M.A.; Valadares Filho, S.C. (2012). *Métodos para análise de alimentos*. Visconde do Rio Branco, MG: Suprema. 214p.

Dubeux, J.C.B., Sollenberger, L. E., Interrante, S.M, Vendramini, J.M.B. Stewart, R.L. Litter decomposition and mineralization in bahiagrass pastures managed at different intensities. *Crop Science*, 46, 1305–1310. 2006.

Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. 2 ed. Brasília, Informação Tecnológica, 2009.

Epron D, Nouvellon Y, Mareschal L, Moreira RM, Koutika L-S, Geneste B, Delgado- Rojas JS, Laclau J-P, Sola G, Gonçalves JLM, Bouillet J-P. Partitioning of net primary production in Eucalyptus and Acacia stands and in mixed-species plantations: two case-studies in contrasting tropical environments. *Forest Ecology and Management*. 301, 102–111, 2013.

FAO. *Agroforestry for landscape restoration. Exploring the potential of agroforestry to enhance the sustainability and resilience of degraded landscapes*. Rome, 2017.

Freitas, E. C. S. D., Oliveira Neto, S. N., Fonseca, D. M. D., Santos, M. V., Leite, H. G., Machado, V. D. Deposição de serapilheira e de nutrientes no solo em sistema agrossilvipastoril com eucalipto e acácia. *Revista Árvore*, 37, 409-417, 2013.

Hodge, A., Robinson, D., Fitter, A. Are microorganisms more effective than plants at competing for nitrogen? *Trends in Plant Science* 5, 304–308, 2000.

Husson, F., Josse, J., Le, S., Mazet, J., 2017. “FactoMineR” package Multivariate: Exploratory data analysis and data mining. [http://CRAN.R-project.org/package= FactoMineR](http://CRAN.R-project.org/package=FactoMineR). R Studio package version 1.0.14.

IBGE. Agricultural census. The Brazilian Institute of Geography and Statistics, Rio de Janeiro ISSN 0103-6157, 2017.

Islam, K. R., Weil, R. R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Agriculture Ecosystems & Environment*, v. 79, n. 1, p. 9–16, 2000.

Kearney, Sean P. et al. Evaluating ecosystem service trade-offs and synergies from slash-and-mulch agroforestry systems in El Salvador. *Ecological indicators*, v. 105, p. 264-278, 2019.

Kohmann, M. M., Sollenberger, L. E., Dubeux Jr, J. C., Silveira, M. L., Moreno, L. S., da Silva, L. S., & Aryal, P. Nitrogen fertilization and proportion of legume affect litter decomposition and nutrient return in grass pastures. *Crop Science*, 58, 2138-2148, 2018.

Koohafkan, P., Altieri, A. M. e Gimenez, H. E. Green Agriculture: foundations for biodiverse, resilient and productive agricultural systems. *International Journal of Agricultural Sustainability*, v. 10, p. 61-75, 2012.

Lafond, V., Cordonnier, T., Mao, Z., Courbaud, B. Trade-offs and synergies between ecosystem services in uneven-aged mountain forests: evidences using Pareto fronts. *Eur. J. For. Res.* 136, 997–1012, 2017.

Lima, M. A., Paciullo, D. S., Morenz, M. J., Gomide, C. A., Rodrigues, R. A., & Chizzotti, F. H. Productivity and nutritive value of *Urochloa decumbens* and performance of dairy heifers in a long-term silvopastoral system. *Grass and Forage Science*, v. 74, n. 1, p. 160-170, 2018.

Lima, M. A., Paciullo, D. S., Silva, F. F., Morenz, M. J., Gomide, C. A., Rodrigues, R. A., Chizzotti, F. H. Evaluation of a long-established silvopastoral *Urochloa decumbens* system: plant characteristics and feeding value for cattle. *Crop and Pasture Science*, 70, 814-825, 2019.

Lohbeck, M., Winowiecki, L., Aynekulu, E., Okia, C., Vagen, T.G. Trait-based approaches for guiding the restoration of degraded agricultural landscapes in East Africa. *J. Appl. Ecol.* 55, 59–68, 2018.

Long, J.A., 2020. “jtools” package: Analysis and Presentation of Social Scientific Data. <https://cran.r-project.org/web/packages/jtools/index.html>.

Machado MR, Camara R, Sampaio PTB, Pereira MG, Silva Ferraz JB. Land cover changes affect soil chemical attributes in the Brazilian Amazon. *Acta Sci-Agron*, 39(3), 385–391, 2017.

Mbow, C., Nordwijk, M. V., Luedeling, E., Neufeldt, H., Minang, P. A., Kowero, G. Agroforestry solutions to address food security and climate change challenges in Africa. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 6, p. 61-67, 2014.

Nyberg, Y., Wetterlind, J., Jonsson, M., Öborn, I. The role of trees and livestock in ecosystem service provision and farm priorities on smallholder farms in the Rift Valley, Kenya. *Agricultural Systems*, 181, 102815, 2020.

Olaya-Montes, A., Llanos-Cabrera, M. P., Cherubin, M. R., Herrera-Valencia, W., Ortiz-Morea, F. A., Silva-Olaya, A. M. Restoring soil carbon and chemical properties through silvopastoral adoption in the Colombian Amazon region. *Land Degradation & Development*, 32(13), 3720-3730, 2020.

Oliveira, R.E., Carvalhaes, M.A. Agroforestry as a tool for restoration in atlantic forest: Can we find multi-purpose species? *Oecologia Australis*, 20 (4), 425–435, 2016.

Paciullo, D. S. C., Carvalho, C. A. B. D., Aroeira, L. J. M., Morenz, M. J. F., Lopes, F. C. F., & Rossiello, R. O. P. Morfofisiologia e valor nutritivo do capim-braquiária sob sombreamento natural e a sol pleno. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 42, 573-579, 2007.

Paciullo, D. S. C., Castro, C. R. T. Sistema silvipastoril e pastagem exclusiva de braquiária para recria de novilhas leiteiras: massa de forragem, qualidade do pasto, consumo e ganho de peso. *Embrapa Gado de Leite - Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)*, 2006.

Pereira AP, de Andrade PA, Bini D, Durrer A, Robin A, Bouillet J-P, Andreote FD, EJBN C. Shifts in the bacterial community composition along deep soil profiles in monospecific and mixed stands of *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium*. *PLoS One*, 12(7):e0180371, 2017.

Rapidel, B., Ripoche, A., Allinne, C., Metay, A., Deheuvels, O., Lamanda, N., Blazy, J.M., Valdés-Gómez, H., Gary, C. Analysis of ecosystem services trade-offs to design agroecosystems with perennial crops. *Agron. Sustain.* 35, 1373–1390, 2015.

Santos, Freire, P. Z., Crouzeilles, R., Sansevero, Jerônimo Boelsums Barreto. Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest. *Forest ecology and management*, v. 433, p. 140-145, 2019.

Sarto, M. V. M., Borges, W. L. B., Sarto, J. R. W., Rice, C. W., Rosolem, C. A. Deep soil carbon stock, origin, and root interaction in a tropical integrated crop–livestock system. *Agroforestry Systems*, 94, 1865–1877, 2020.

Schembergue, A., Cunha, D. A., Carlos, S. M., Pires, M. V., Faria, R. M. Sistemas Agroflorestais como Estratégia de Adaptação aos Desafios das Mudanças Climáticas no Brasil. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, v. 55, p. 9-30, 2017.

Scoriza, R. N. Pereira, M. G., Pereira, G. H. A., Machado, D. L., Silva, E. M. R Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. *Série Técnica Floresta e Ambiente*, 2, 1-18, 2012.

Stotzky, G. Microbial respiration. In: Black CA (ed) *Methods of soil analysis. Part 2.* American Society of Agronomy, Madison, p. 1550-1572, 1972.

Torralba, M., Fagerholm, N., Burgess, P.J., Moreno, G., Plieninger, T. Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 230, 150–161, 2016.

Torres, C. M. M. E., Jacovine, L. A. G., Oliveira Neto, S. N., Fraisse, C. W., Soares, C. P. B., Castro Neto, F., Ferreira, L. F., Zanuncio, J. C., Lemes, P. G. Greenhouse gas emissions and carbon sequestration by agroforestry systems in southeastern Brazil. *Scientific reports*, v. 7, n. 1, p. 16738, 2017.

Vance, E. D., Brookes, P. C., Jenkinson, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil biology and Biochemistry*, v. 19, n. 6, p. 703–707, 1987.

Weerasekara C, Udawatta RP, Jose S, Kremer RJ, Weerasekara C. Soil quality differences in a row-crop watershed with agroforestry and grass buffers. *Agroforestry Systems*, 90(5), 829-83, 2016.

Yan, J., Zhang, D., Zhou, G., Liu, J. Soil respiration associated with forest succession in subtropical forests in Dinghushan Biosphere Reserve. *Soil Biol. Biochem.* 41, 991–999, 2009.

Yang, Y., Tilman, D., Furey, G., Lehman, C. Soil carbon sequestration accelerated by restoration of grassland biodiversity. *Nature Communications*, 10, 1–7, 2019.

Zago, L. D. M. S., Ramalho, W. P., de Melo Silva-Neto, C., Caramori, S. S. Biochemical indicators drive soil quality in integrated crop–livestock–forestry systems. *Agroforestry Systems*, 94, 2249-2260, 2020.

Zomer, R.J., Trabuco, A., Coe, R., Place, F., Noordwijk, M., Xu, J. *Trees on farms: an update and reanalysis of agroforestry's global extent and socio-ecological characteristics.* Working Paper 179. Bogor, Indonesia: World Agroforestry Centre (ICRAF) Southeast Asia Regional Program, 2014.

ANEXO

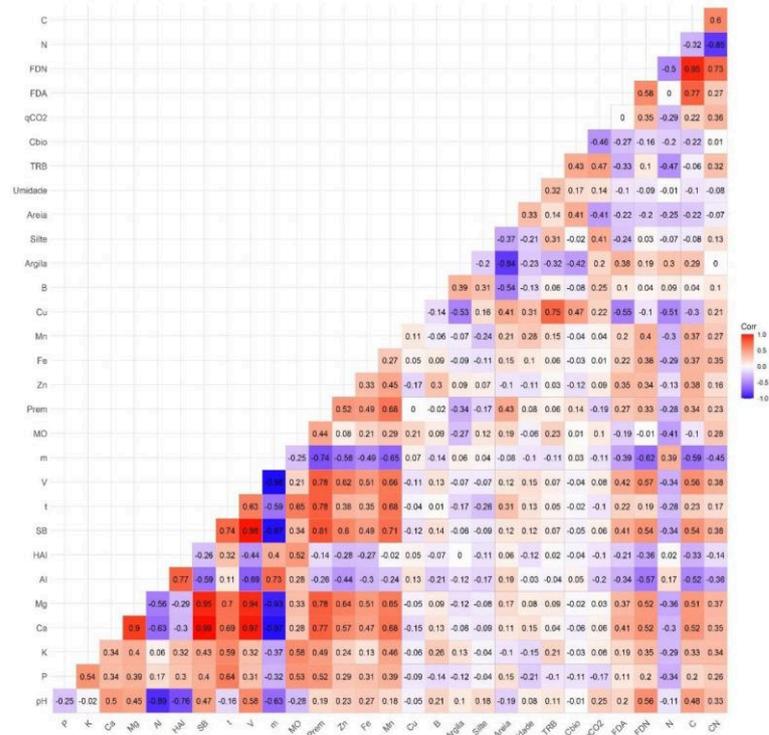
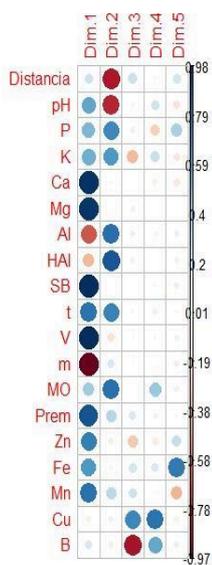


Figura 1. Correlação de Spearman entre as variáveis analisadas nos quatro ambientes (SSPs A e B, fragmento florestal e pasto em monocultivo).



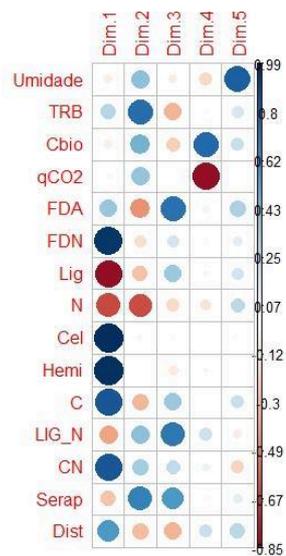
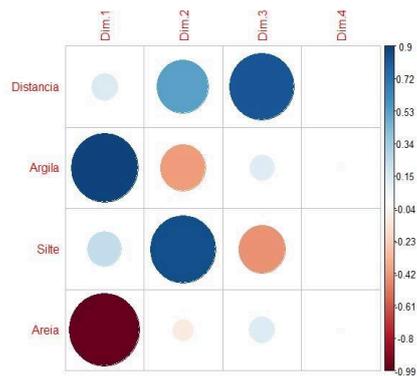


Figura 2. Níveis de significância baseados na correlação de Spearman entre as propriedades avaliadas e os componentes principais do PCA.

## Considerações Finais

A diversidade de espécies arbóreas nas pastagens pode promover maiores benefícios relacionados à composição química da serapilheira e aos processos de liberação de nutrientes. Assim, eleva-se o fornecimento de serviços ecossistêmicos relacionados à ciclagem de nutrientes em pastagens.

Os menores valores de umidade do solo próximo às fileiras das árvores, no SSPA, podem estar associados a melhor estrutura do solo nesses ambientes e/ou à maior transpiração das espécies arbóreas. Diante da complexidade de fatores que possam estar associados, incluindo processos climáticos e suas variações no tempo, análises complementares dos mecanismos que influenciam a umidade do solo, e os respectivos processos associados, devem ter os períodos de avaliações ampliados em sistemas arborizados.

Análises referentes à atividade microbiana do solo constituem indicadores relevantes quando em conjunto com outros atributos, preferencialmente incluindo-se detalhamentos de frações mais ou menos lábeis da matéria orgânica do solo, contribuindo para melhor esclarecimento do funcionamento de sua dinâmica. Dessa forma, torna-se possível identificar de forma mais consistente quando os indicadores microbianos estão refletindo de fato maior atividade e diversidade da microbiota do solo, ou elevado grau de estresse e imobilização de nutrientes.

Concomitante à importância de se analisar as influências de manejo/uso do solo sobre suas propriedades, sugere-se avaliações das contribuições que as composições de espécies podem exercer sobre as diferentes propriedades do solo, e do ambiente como um todo, considerando inúmeras possíveis interações ecológicas em função de suas formas de vida (árvores, herbáceas, arbustos), taxas de crescimento, traços funcionais (folhas, raízes) e produtividade (quantidade e qualidade de biomassa produzida).