UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

INSTITUTO DE QUÍMICA DE SÃO CARLOS

João Vitor dos Santos

Intensificação e integração de pastagens: um estudo químico e biológico do solo em área tropical

São Carlos

2022

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

INSTITUTO DE QUÍMICA DE SÃO CARLOS

João Vitor dos Santos

Intensificação e integração de pastagens: um estudo químico e biológico do solo em área tropical

Exemplar revisado

O exemplar original encontra-se em acervo reservado na Biblioteca do IQSC-USP

Dissertação apresentada ao Instituto de Química de São Carlos da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências.

Área de concentração: Química Analítica

Financiadora: FAPESP, Processos 2020/04938-7 e 2021/08362-5 e CNPq, Processo 130959/2020-0

Orientador: Dr. Ladislau Martin Neto

São Carlos

2022

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Assinatura: João Vitor dos Santos
Data: 20/09/2022

Ficha Catalográfica elaborada pela Seção de Referência e Atendimento ao Usuário do SBI/IQSC

Dos Santos, João Vitor
Intensificação e integração de pastagens: um estudo químico e biológico do solo em área tropical / João Vitor Dos Santos. — São Carlos, 2022.
110 f.

Dissertação (Mestrado em Química Analítica e Inorgânica) — Instituto de Química de São Carlos / Universidade de São Paulo, 2022.
Edição revisada

Orientador: Prof. Dr. Ladislau Martin Neto

1. Pastagens. 2. Solos tropicais. 3. Análise enzimática. 4. Matéria orgânica dissolvida. 5. R (SOFTWARE ESTATÍSTICO). I. Título.

Wilneide do C. Marchi Maiorano - CRB: 3978/8

AGRADECIMENTOS

À Deus, por me dar forças a não desistir dos meus sonhos.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa concedida nos seis primeiros meses deste mestrado (Processo 130959/2020-0).

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelas bolsas concedidas que foram imprescindíveis para realização desse projeto (Processos 2020/04938-7 e 2021/08362-5).

Ao Dr. Ladislau Martin Neto da Embrapa Instrumentação pela orientação, ensinamentos, dedicação, confiança, e amizade durante esse mestrado. Muito obrigado por me incentivar a crescer na carreira acadêmica.

Ao Dr. Patrick Hatcher da Old Dominion University pela oportunidade e colaboração durante os seis meses de intercâmbio que passei em seu laboratório. Período esse de grande amadurecimento, tanto pessoal, como profissional.

Aos Drs. Patrícia Anchão de Oliveira, Alberto C. C. Bernardi e José Ricardo Pezzopane, da Embrapa Pecuária Sudeste, pela condução de experimentos em campo de longa duração, com pastagens e sistemas integrados sob diferentes manejos, e todo apoio na condução do trabalho e interpretação dos resultados.

À Dra. Ieda Mendes da Embrapa Cerrados pela colaboração e auxílio com os experimentos biológicos do solo.

Ao Lucas pela longa amizade, apoio, e toda paciência.

À Amanda e Carla, por toda amizade, apoio, e carinho ao longo desta jornada.

Aos amigos do Laboratório de Ótica e Fotônica da EMBRAPA Instrumentação: Lucas, Amanda, Carla, Alex, Anielle, Bianca, Vitor, dentre outros que passaram durante esses anos. Agradeço pela amizade e descontração.

Aos amigos do Laboratório do Dr. Patrick Hatcher da Old Dominion University: Hannah, Sarah, Samantha, Louis, e Alex, por todo auxílio com as análises realizadas, pelas conversas, amizade e cafés.

Aos amigos brasileiros e americanos que fiz fora da universidade durante meu intercâmbio. Viver em outro país não é fácil, mas vocês fizeram meus dias serem mais leves.

Aos meus colegas de apartamento Sérgio e Anderson. Altas conversas, cerveja e descontração.

À Lais Fregolente pela amizade de longa data, que mesmo distante, sempre se fez presente.

À Embrapa Instrumentação e a todos os colaboradores deste instituto pela ajuda prestada, infraestrutura e oportunidade.

À Embrapa Pecuária Sudeste e a todos os colaboradores deste instituto pelo experimento de longa duração relacionado a esta dissertação.

Ao Instituto de Química de São Carlos (IQSC) da Universidade de São Paulo (USP) pela oportunidade de realização deste curso.

As funcionárias da seção de pós-graduação Andreia, Gislei, e Daniele pela paciência, dedicação e auxílio.

As analistas de laboratório da Embrapa Instrumentação: Joana, Silviane, e Viviane, por todo ensinamento e ajudar nos experimentos durante o desenvolvimento desse trabalho.

Aos meus pais, Valquiria e José Nilton, por terem suportado meus sonhos e vontade de crescer.

Enfim, agradeço a todos que de alguma maneira contribuíram para o desenvolvimento deste mestrado.

Obrigado!

RESUMO

O Brasil desempenha um papel importante por ser o maior exportador de carne bovina e o segundo maior produtor do mundo. O maior desafio do país tem sido aumentar a capacidade produtiva dos solos visando a sustentabilidade. Neste contexto, práticas conservacionistas têm demonstrado alta produtividade e sustentabilidade no mundo agro, com destaque para o manejo intensivo de pastagem e os sistemas integrados de produção, como a integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), e suas variações lavoura-pecuária (ILP) e pecuária-floresta (IPF). Pastagens bem manejadas, com ajuste da taxa de lotação animal, uso de corretivos químicos, fertilizantes e adoção de processos tecnológicos podem influenciar na quantidade e qualidade da matéria orgânica, bem como na atividade biológica do solo. Neste estudo, os efeitos da conversão de uma mata nativa (MN) em diferentes sistemas de produção de gado de corte foram avaliados em experimentos de campo de longa duração por meio de atributos químicos, físico e biológicos do solo. Cinco sistemas de pastagem foram avaliados, sendo uma: i) pastagem irrigada com alta taxa de lotação (IAL); ii) sequeiro com alta taxa de lotação (SAL); iii) sequeiro com moderada taxa de lotação (SML); iv) integração pecuária-floresta com moderada taxa de lotação, contando com duas variações, amostras coletadas entrelinhas (IPF-EL) e nas linhas das árvores (IPF-L) e uma v) pastagem degradada (DEG). As amostras de solos foram coletadas de duas maneiras, i) em subdivisão de seis camadas, até um metro de profundidade, para análises químicas da matéria orgânica dissolvida (MOD), e ii) apenas na camada superficial (0-10 cm) para análises de alguns indicadores químico, físico e biológico de amostras de solo inteiro. Os resultados da primeira parte (i) mostraram que a concentração do carbono orgânico dissolvido (COD) diminuiu com a profundidade no perfil dos solos. A MOD mais aromática e com maior massa molecular (maiores índices $SUVA_{254}$ e menores índices S_R) persistiu na superfície, enquanto o caráter mais alifático e de menor massa molecular em profundidade (60-100cm). A combinação dos índices de fluorescência (FI), humificação (HIX) e biológico (BIX) sugeriram que a MOD nas camadas superficiais possui grande contribuição de fontes terrestre (parte vegetal) e ao longo do perfil maiores contribuições microbianas, possivelmente devido a uma alteração estrutural durante sua percolação a camadas mais profundas. Dentre os resultados relevantes, o sistema SML apresentou MOD com maior labilidade e susceptível ao ataque microbiano e a DEG mais aromática e persistente. Os resultados obtidos pela Espectrometria de Massas de Ressonância Ciclotrônica de Íons por Transformada de Fourier (FT-ICR-MS) mostraram a natureza complexa da MOD, com milhares de picos, cada um representando uma fórmula química única. A persistência da lignina foi observada nas profundidades do solo quando comparado com as demais classes bioquímicas avaliadas. No entanto, novas moléculas também foram formadas com a profundidade, com um aumento de subprodutos que indicam ser de origem microbiana, como ácidos graxos. Já os resultados da segunda parte (ii) mostraram que todas as pastagens manejadas apresentaram aumento no teor de carbono do solo em relação a DEG (16,2±1,7 g kg^{-1}), com destaque para o SML que apresentou o maior teor (32,9±0,9 g kg^{-1}). As atividades das enzimas β-glicosidase (BGL) e arilsulfatase (ARIL) mostraram maior sensibilidade para detectar mudanças de manejo do que o carbono da biomassa microbiana (CBM) e a respiração basal (RB) do solo. Maiores atividades das enzimas BGL e ARIL foram observadas no sistema SML, possivelmente devido a combinação do maior aporte de biomassa, e da qualidade da MOD, a fração mais biodisponível para a microbiota, que apresentou caráter predominante alifático frente aos demais manejos. Os resultados obtidos neste estudo mostraram que a conversão de pastagens de baixa produtividade em bem manejadas e sistemas integrados podem ocasionar melhorias nas qualidades química e biológica do solo.

Palavras-chave: Pastagens. Sistema integrado pecuária-floresta. Solos tropicais. Análise enzimática. Matéria orgânica dissolvida. Análises espectroscópicas. FT-ICR-MS.

ABSTRACT

Brazil is the largest exporter and the second-largest beef producer in the world. The country's biggest challenge has been to increase the productive capacity of soils in an environmentally sustainable way. In this context, agricultural practices that preserve the environment have demonstrated high productivity and sustainability, emphasizing intensive grazing management and integrated production systems, such as crop-livestock-forest integration (ICLF), and its crop-livestock (ICL) and livestock-forest (ILF) variations. Well managed pastures, with adjustment of the animal stocking rate, lime application, fertilizers and adoption of technological processes can influence the quantity and quality of soil organic matter, as well as soil biological activity. In this study, the effects of the conversion of a native forest (FO) into different pasture-based beef cattle production systems were assessed in long-term field experiments using soil chemical, physical and biological attributes. Five pasture systems were evaluated: i) irrigated high stocking rate pasture (IHS); ii) rainfed high stocking rate pasture (RHS); iii) rainfed medium stocking rate pasture (RMS); iv) livestock-forest integration with moderate stocking rate, with two variations, samples collected between the rows of trees (ILF-BR) and in the tree rows (ILF-R), and v) degraded pasture (DP), the latter used as a reference for conventional pasture management, extensively used by farmers. Soil samples were collected in two ways, i) in subdivision of six layers, up to one meter deep, for chemical analysis of dissolved organic matter (DOM), and ii) only in the superficial layer (0-10 cm) for analysis of some chemical, physical, and biological indicators of whole soil samples. The results of the first part (i) showed that the concentration of dissolved organic carbon (DOC) decreased with depth in the soil profile. The most aromatic DOM and with the highest molecular weight (higher $SUVA_{254}$ and lower S_R indices) persisted on the surface and both parameters decreased until the last soil layer (60-100cm). The combination of fluorescence (FI), humification (HIX) and biological (BIX) indices suggested that the DOM in the surface layers has a great contribution from terrestrial sources (plants) and along the profile greater microbial contributions, possibly due to its leaching to deeper layers. Among the relevant results, the RMS system presented DOM with greater lability and susceptible to microbial attack and the DP more aromatic and persistent. The results obtained by Fourier Transform Ion Cyclotronic Resonance Mass Spectrometry (FT-ICR MS) showed the complex nature of DOM, with thousands of peaks, each representing a unique chemical formula. Lignin persistence was observed at soil depths when compared to the other biochemical classes evaluated. However, new molecules were also formed with depth, with an increase in by-products that indicate to be of microbial origin, such as fatty acids. The results of the second part (ii) showed that all managed pastures showed an increase in soil carbon content in relation to DP (16.2 ± 1.7 g kg^{-1}), with emphasis on the RMS that presented the highest content (32.9 ± 0.9 g kg^{-1}). The activities of β-glucosidase (BGL) and arylsulfatase (ARYL) enzymes showed greater sensitivity to detect management changes than microbial biomass carbon (MBC) and soil basal respiration (BR). Higher activities of BGL and ARYL enzymes were observed in the RMS system, possibly due to the combination of the higher input of biomass, and the quality of DOM, the most bioavailable fraction for the microbiota, which showed a predominant aliphatic character compared to the other managements. The results obtained in this study showed that the conversion of low-productivity pastures into well-managed and integrated systems can lead to improvements in soil chemical and biological attributes.

Keywords: Pastures. Integrated livestock-forest system. Tropical soils. Enzymatic activity. Dissolved organic matter. Spectroscopic analysis. FT-ICR-MS.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Mudança de temperatura média anual sobre o solo e oceano entre os anos 1880-2020. 19
Figura 2- Emissões de gases de efeito estufa no Brasil de 1990 a 2019 ($MtCO_2eq$). 21
Figura 3- Foto aérea das cinco áreas de pastagem e mata nativa localizadas na Embrapa Pecuária Sudeste, em São Carlos/SP. Os marcadores em amarelo, roxo, marrom, laranja, azul e vermelho representam os sistemas IAL, SAL, SML, DEG, IPF e MN, respectivamente. 42
Figura 4- Densidade do solo (a), carbono total (b) e índice de humificação (H_{LIF}) (c) nos diferentes manejos de pastagens. Médias com as mesmas letras não diferem ao nível de significância de 5%. Nota: i) pastagem irrigada com alta taxa de lotação animal (IAL); ii) pastagem de sequeiro com alta taxa de lotação animal (SAL); iii) pastagem de sequeiro com moderada taxa de lotação animal (SML); iv) sistema integrado pecuária-floresta com moderada taxa de lotação animal, amostra coleta nas linhas das árvores (IPF-L); v) sistema integrado pecuária-floresta com moderada taxa de lotação animal, amostra coleta entrelinhas das árvores (IPF-EL); vi) pastagem degradada (DEG) e vii) mata nativa (MN). 51
Figura 5- Atividades de β-glicosidase (BGL) (a) e arilsulfatase (ARIL) (b) nos diferentes manejos de pastagens. Médias com as mesmas letras não diferem ao nível de significância de 5%. 54
Figura 6- Carbono da biomassa microbiana (CBM) nos diferentes manejos de pastagens. Médias com as mesmas letras não diferem ao nível de significância de 5%. 58
Figura 7- Respiração basal (RB) do solo em diferentes sistemas de manejo de pastagens. Médias com as mesmas letras não diferem ao nível de significância de 5%. 60
Figura 8- Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre as variáveis do solo. As variáveis são densidade aparente (DA), carbono total (CT), índice de humificação (H_{LIF}), atividade das enzimas β-glicosidase (BGL) e arilsulfatase (ARIL), carbono da biomassa microbiana (CBM) e respiração basal (RB). Valores ≥ |0,70| foram considerados como correlações fortes. 62
Figura 9- Análise de Componentes Principais para os atributos dos sistemas avaliados. 63
Figura 10- Variação das concentrações do carbono orgânico dissolvido (COD) ao longo dos perfis do solo. Nota: i) pastagem irrigada com alta taxa de lotação animal (IAL); ii) pastagem de sequeiro com alta taxa de lotação animal (SAL); iii) pastagem de sequeiro com moderada taxa de

lotação animal (SML); iv) sistema integrado pecuária-floresta com moderada taxa de lotação animal, amostra coleta nas linhas das árvores (IPF-L); v) sistema integrado pecuária-floresta com moderada taxa de lotação animal, amostra coleta entrelinhas das árvores (IPF-EL); vi) pastagem degradada (DEG) e vii) mata nativa (MN). 66
Figura 11- Variações nos índices $SUVA_{254}$ (a) e S_R (b) nos perfis dos solos. 68
Figura 12- Variações no índice FI, HIX e BIX nos perfis dos solos. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p<0,05$) de acordo com o teste de Tukey. 71
Figura 13- Componentes 1, 2 e 3 de fluorescência (C1, C2 e C3) e seus loadings identificados pela modelagem PARAFAC nas amostras de MOD dos diferentes manejos de solo. 75
Figura 14- Intensidade de fluorescência relativa (%) dos componentes 1, 2 e 3 obtidos por PARAFAC. 76
Figura 15- Espectros de massa ESI(-) FT-ICR MS das amostras de MOD no sistema SML nas profundidades: a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm e d) 60-100 cm. 78
Figura 16- Diagrama de van Krevelen (vK) referente as principais subcategorias (fórmulas químicas) da MOD do sistema SML nas profundidades de a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm, e d) 60-100 cm. 81
Figura 17- Diagrama de van Krevelen (vK) referente as principais classes bioquímicas da MOD do sistema SML nas profundidades de a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm, e d) 60-100 cm. . 82
Figura 18- Contribuição das principais subcategorias (fórmulas químicas) da MOD em todos os sistemas avaliados nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm, e 60-100 cm. 84
Figura 19- Contribuição das principais classes bioquímicas da MOD em todos os sistemas avaliados nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm, e 60-100 cm. 85
Figura 20- Composição isotópica δ13C da MOD em todos os sistemas avaliados nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm, e 60-100 cm. 87
Figura 21- Percentual isotópico de plantas C_3 e C_4 na composição da MOD nos sistemas avaliados. 88

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Número de picos, e média ($\overline{x}$) das razões atômicas H/C e O/C, massas moleculares (MM), ligação dupla equivalente (DBE), e índice de aromaticidade modificado (AI_{mod}) para composição molecular das amostras de MOD obtidas por ESI(-) FT-ICR MS. 79

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACP	Análise de componentes principais
AI_{mod}	Índice de aromaticidade modificado, obtido pela FT-ICR-MS
ANOVA	Análise de variância
ARIL	Arilsulfatase
BGL	β-glicosidase
BIX	Índice biológico, obtido pela Espectrofotometria de UV-Vis
CBM	Carbono da biomassa microbiana
COD	Carbono orgânico dissolvido
ConAc	Compostos aromáticos condensados
CORCONDIA	Diagnóstico de consistência central
CT	Carbono total
DA	Densidade aparente
DBE	Ligação dupla equivalente
DEG	Pastagem degradada
ESI	Ionização por eletrospray
FI	Índice de fluorescência, obtido pela Espectrofotometria de UV-Vis
FT-ICR-MS	Espectrometria de Massas de Ressonância Ciclotrônica de Íons por Transformada de Fourier
FIL	Fluorescência induzida por laser
GEE	Gases do efeito estufa
HIX	Índice de humificação, obtido pela Espectrofotometria de UV-Vis
H_{FIL}	Índice de humificação, obtido pela Fluorescência Induzida por Laser
IAL	Pastagem irrigada com alta taxa de lotação animal
ILF	Sistema integrado lavoura-floresta
ILP	Sistema integrado lavoura-pecuária

ILPF	Sistema integrado lavoura-pecuária-floresta
IPF	Sistema integrado pecuária-floresta
IPF-EL	Sistema integrado pecuária-floresta entrelinhas
IPF-L	Sistema integrado pecuária-floresta nas linhas
MEE	Matriz excitação-emissão
MM	Massa molecular
MN	Mata nativa
MOD	Matéria orgânica dissolvida
MOS	Matéria orgânica do solo
m/z	Razão massa/carga
RB	Respiração basal
PARAFAC	Análise de Fatores Paralelos
SAL	Pastagem de sequeiro com alta taxa de lotação animal
SCA	Pequenos aromáticos condensados
SML	Pastagem de sequeiro com moderada taxa de lotação animal
UV-Vis	Ultravioleta-visível
vK	van Krevelen
$\delta^{13}C$	Isótopo de carbono estável

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS 9
LISTA DE TABELAS 11
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS 12
1. INTRODUÇÃO 16
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 18
2.1 Mudanças climáticas 18
2.1.1 Emissão de gases do efeito estufa 19
2.2 O agronegócio e o meio ambiente 21
2.2.1 Uso e manejo do solo 22
2.2.2 Manejo intensivo de pastagens 24
2.2.3 Sistemas Integrados de Produção 25
2.3 Solo como uma entidade viva 28
2.4 Matéria orgânica do solo 32
2.4.1 Matéria orgânica dissolvida 33
3. HIPÓTESES 37
4. OBJETIVO GERAL 37
4.1 Objetivos específicos 37
5. MATERIAL E MÉTODO 38
5.1 Área experimental 38
5.2 Histórico do experimento e descrição dos tratamentos utilizados 38
5.3 Amostragem dos solos 41
5.4 Análise do solo 42
5.4.1 Densidade aparente (DA) 42
5.4.2 Carbono total (CT) 42
5.4.3 Fluorescência induzida por laser (LIF) 43
5.4.4 Análise enzimática 43
5.4.5 Carbono da biomassa microbiana (CBM) 44
5.4.6 Respiração basal (RB) 45
5.5 Análise da matéria orgânica dissolvida 45
5.5.1 Extração da matéria orgânica dissolvida (MOD) 45

5.5.2 Quantificação e caracterização espectroscópica da matéria orgânica dissolvida 45
5.5.2.1 Determinação do carbono orgânico total (COT) 45
5.5.2.2 Espectrofotometria de absorção no ultravioleta-visível (UV-Vis) 46
5.5.2.3 Espectrometria de fluorescência molecular 47
5.5.3 Caracterização química da MOD pela Espectrometria de Massas de Ressonância Ciclotrônica de Íons por Transformada de Fourier com Ionização por Eletrospray no modo negativo (ESI(-) FT-ICR MS) 48
5.5.4 Análise isotópica de carbono ($\delta^{13}C$) 49
5.6 Análise estatística 50
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO 50
6.1 Análise do solo 50
6.1.1 Análise físico-química 50
6.1.2 Atividade enzimática do solo 54
6.1.3 Carbono de biomassa microbiana 57
6.1.4 Respiração basal 60
6.1.5 Análise bivariada e multivariada 62
6.1.6 Importância ambiental 64
6.2 Análise da matéria orgânica dissolvida 65
6.2.1 Variação na concentração do carbono orgânico dissolvido 65
6.2.2 Caracterização óptica da matéria orgânica dissolvida 68
6.2.2.1 Índices de absorção de UV-Vis: $SUVA_{254}$ e S_R 68
6.2.2.2 Índices de fluorescência: FI, HIX e BIX 70
6.2.2.3 Componentes de fluorescência obtidas por PARAFAC 73
6.2.3 Caracterização química da MOD pela Espectrometria de Massas de Ressonância Ciclotrônica de Íons por Transformada de Fourier com Ionização por Eletrospray no modo negativo (ESI(-) FT-ICR MS) 77
6.2.4 Análise isotópica de carbono ($\delta^{13}C$) 87
7. CONCLUSÃO 89
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 91

1. INTRODUÇÃO

O aumento populacional previsto e a demanda de alimentos no planeta, com papel esperado do Brasil para atender parte desta demanda, tem impulsionado a expansão das atividades agrícolas, e também da pecuária (BOMMARCO; KLEIJN; POTTS, 2013). Neste contexto, o desenvolvimento de sistemas sustentáveis tornou-se um tema de interesse global, e têm sido utilizados para satisfazer as necessidades humanas e aumentar a qualidade ambiental (CONGIO *et al.*, 2018; OLIVEIRA *et al.*, 2020; SEGNINI *et al.*, 2019). Práticas conservacionistas, como o plantio direto, a recuperação de pastagens degradadas e o emprego de sistemas integrados de produção têm ganhado destaque, pois a adoção destas práticas tem mostrado efeitos positivos tantos nos atributos químicos (SEGNINI *et al.*, 2019; TADINI *et al.*, 2021), como físicos (DHALIWAL; KUMAR, 2021) e biológicos (DAMIAN *et al.*, 2021) no solo.

A matéria orgânica dissolvida (MOD) é uma mistura heterogênea de substâncias orgânicas solúveis na solução do solo, e constituem a fração mais móvel e reativa da matéria orgânica do solo (GMACH *et al.*, 2020; KALKS *et al.*, 2020). Controlam diversos processos, como a ciclagem de nutrientes, transporte de poluentes, fluxo de dióxido de carbono (CO_2) entre o solo e a atmosfera, e, portanto, possui grande influência nos processos biogeoquímicos em ambientes terrestres (BOLAN *et al.*, 2011). Fatores ambientais como precipitação pluvial, temperatura, bem como o manejo do solo, influenciam diretamente sua dinâmica ao longo do perfil do solo. Portanto, estudos concentrados na avaliação das influências desses fatores, como os diferentes sistemas de uso e manejo dos solos na qualidade da MOD também têm sido o foco de pesquisas (HERTKORN *et al.*, 2016; ROTH *et al.*, 2019). A comunidade científica internacional tem focado no entendimento do papel da MOD no funcionamento de sistemas antrópicos e naturais. Porém, no Brasil, conforme aferido na literatura, os estudos com MOD são muito restritos e há muito a avançar no entendimento na estrutura e dinâmica da MOD, especialmente em solos sob sistemas integrados de produção, e também locais onde há recuperação de pastagens degradadas (GMACH *et al.*, 2020).

O funcionamento do solo é determinado tanto por suas interações químicas, físicas e biológicas (ZHENG *et al.*, 2019). Por outro lado, mesmo com o avanço de pesquisas utilizando bioindicadores, as avaliações biológicas ainda não fazem parte da rotina dos laboratórios de solo. A vantagem da utilização de bioindicadores é que estes tem mostrado serem mais sensíveis as

práticas manejo, detectando com maior antecedência as alterações que ocorrem no solo (MENDES *et al.*, 2021). A biomassa microbiana é a fração viva da matéria orgânica do solo (JENKINSON; POWLSON, 1976), e possuem extrema importância no solo pois auxiliam na formação e estabilização da matéria orgânica, imobilização e mineralização de nutrientes (KRÜGER *et al.*, 2018). Já a respiração basal é a medição das funções metabólicas nas quais o dióxido de carbono é produzido, inferindo assim sobre o metabolismo das células microbianas (LEWANDOWSKI *et al.*, 2019). Além disso, grande papel tem sido atribuído as enzimas do solo, pois estas atuam diretamente na decomposição dos resíduos orgânicos, sendo consideradas como "sensores" do estado microbiano (ZHENG *et al.*, 2019).

O tema uso e manejo do solo tem ganhado atenção científica, visto que pequenas alterações no estilo de produção podem ter um impacto (positivo ou negativo, a depender da alteração) significativo nos reservatórios e fluxos de carbono e demais elementos químicos (DOS SANTOS *et al.*, 2022; CASEY *et al.*, 2018; MENDES *et al.*, 2021; SEGNINI *et al.*, 2019; TADINI *et al.*, 2021). Neste sentido, a recuperação de pastagens degradadas e adoção de sistemas mais sustentáveis na agropecuária podem desempenhar papel importante tanto na atividade biológica do solo, como no sequestro de carbono, reduzindo o efeito deletério causado pela liberação de gases nocivos para atmosfera através da relação remoção-emissão (OLIVEIRA *et al.*, 2020). Nesta lógica, o carbono do solo é tratado como um recurso renovável, e o estudo biogeoquímico deste e demais elementos são de vital importância quando se pensa na restauração e manutenção de ecossistemas, como os de pastagens, a fim elevar sua produtividade e resiliência, de maneira sustentável.

Este estudo está inserido dentro de um Projeto Temático FAPESP intitulado: *"Strategies Practices for Mitigating Greenhouse Gas Emissions in Grassland Systems of the Brazilian Southeastern"* (Processo FAPESP 2017/20084-5), contando com a participação de pesquisadores no Brasil e exterior, avaliando práticas que tornem a pecuária mais sustentável. Diferentes sistemas possuem dinâmicas distintas, onde a consolidação de qualquer atributo é proporcional ao tempo de implantação. Para validar e promover a adoção destes sistemas, uma série de estudos tem sido realizados. Os tópicos incluem viabilidade econômica, produtividade da pastagem, mudanças nos atributos químicos, físicos e biológicos do solo, etc. Em vista disso, este estudo objetivou avaliar como diferentes manejos afetam nos atributos químicos, físico e biológicos de solos em pastagens sob condições de clima tropical, em experimentos de longa duração.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

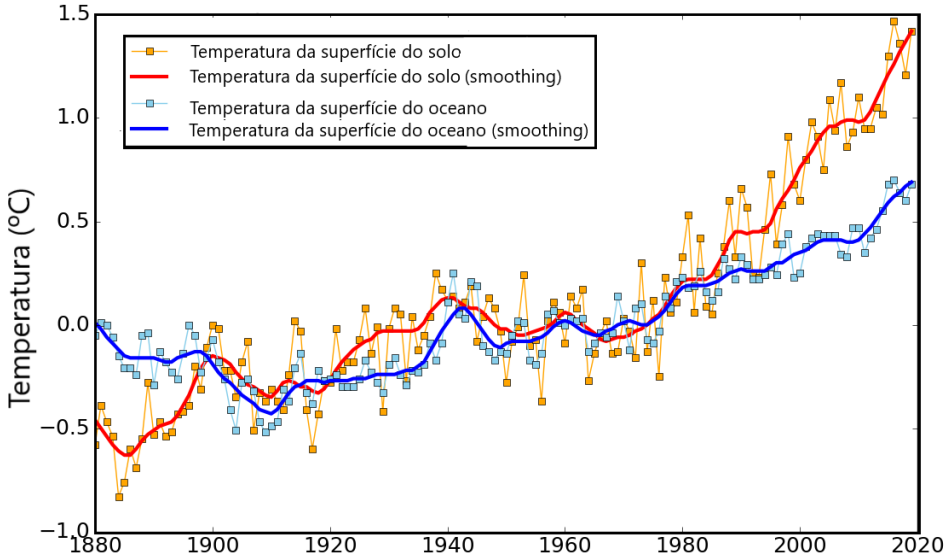
2.1 Mudanças climáticas

O desenvolvimento e crescimento econômico relacionou-se de forma desarmônica com as questões ambientais ao longo dos anos, tornando o desenvolvimento sustentável um termo amplamente pensado e difundido, mas principalmente necessário de ter seu real significado compreendido (FLOYD, 2008). O planeta Terra tem passado por diversas crises, dentre elas no campo da saúde, que vem alterando a estrutura social e econômica da população; a perda da biodiversidade, que direta e indiretamente compromete a sobrevivência das gerações futuras, e as mudanças climáticas. Dentre estes problemas, as mudanças climáticas são um desafio global sem fronteiras, e que tem afetado diretamente o desenvolvimento econômico, na saúde, segurança alimentar e ecossistemas terrestres e marinhos (FLOYD, 2008; TOLLEFSON, 2021).

Um ponto importante a se destacar sobre a crise climática é a era antropoceno. Há um consenso científico onde estudos mostram que o aquecimento atual do planeta é antropogênico por natureza. Flutuações naturais no clima sempre existiram, mas cientistas têm apontado que as temperaturas estão aumentando rapidamente frente a outras épocas. A temperatura média da Terra é cerca de 15 ºC, e, de acordo com modelos climáticos, a temperatura do planeta pode aumentar até 4 ºC em algumas décadas. Porém, o aumento de 1 ºC já é comprovado há quase duas décadas (TOLLEFSON, 2021).

Segundo dados da NASA, do inglês, *"National Aeronautics and Space Administration"*, a mudança da temperatura global da terra e da superfície do oceano em 2020 foram estimadas, respectivamente, em 1,59 ºC e 0,67 ºC (Figura 1). Temperaturas estas acima da média estimada referente ao final do século XIX, período frequentemente utilizado como linha de base pré-industrial para metas de temperatura global (NASA, 2021).

Figura 1- Mudança de temperatura média anual sobre o solo e oceano entre os anos 1880-2020.



Fonte: Editado (NASA, 2021)

2.1.1 Emissão de gases do efeito estufa

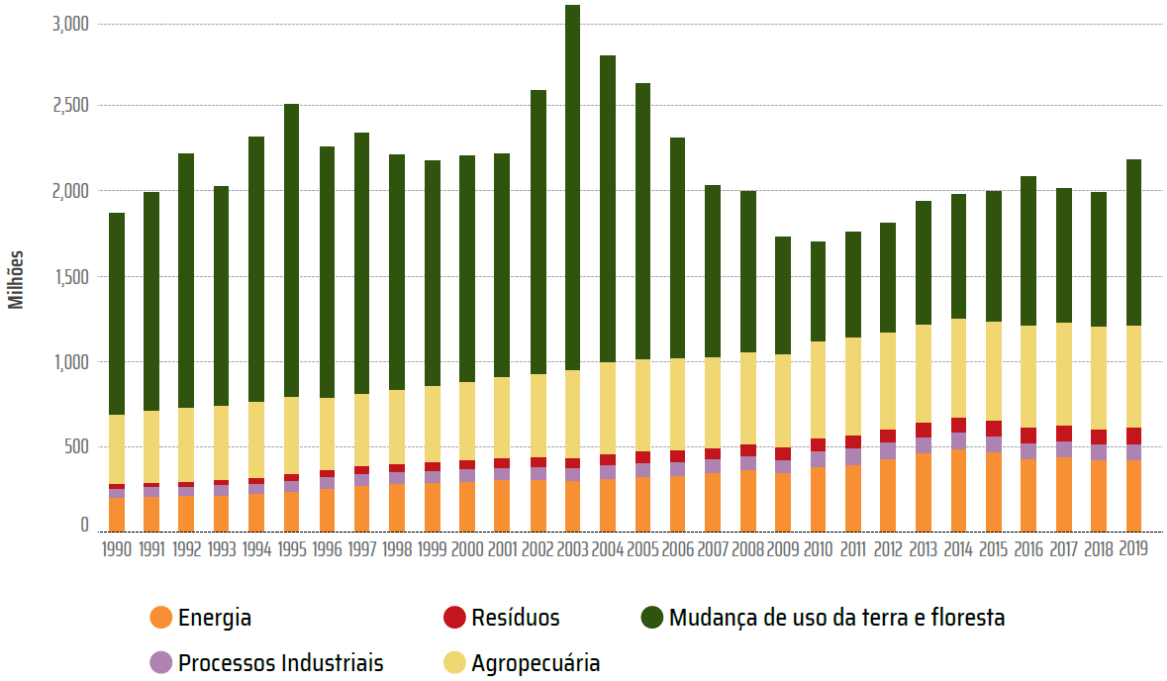
Os gases do efeito estufa (GEE) absorvem parte da radiação do sol e aquecem o planeta em um fenômeno chamado efeito estufa. Os principais GEE são: dióxido de carbono (CO_2), óxido nitroso (N_2O), metano (CH_4), ozônio (O_3), vapor de água e halocarbonos. O efeito estufa é um fenômeno natural que permite existência de vida na Terra. Por outro lado, a intensificação da emissão destes gases para a atmosfera tem causado diversos problemas para a humanidade, e com sinais físicos reveladores das mudanças climáticas, tais como o derretimento das calotas polares, ciclones, tsunamis e mudanças no regime de chuvas, por exemplo. Esta intensificação se deve a queima de combustíveis fósseis, emissão por parte de indústrias e automóveis, queimadas em florestas, pecuária, etc. Como consequência, contribuem para o aquecimento global (AUDI; ALI; KASSEM, 2020).

Processos ligados a produção de energia, emissões dos combustíveis fósseis, processos industriais e resíduos, mudanças no uso da terra (incluindo o desmatamento) e agropecuária são os principais responsáveis por grande parte das emissões de GEE (ALBUQUERQUE *et al*, 2020). Nesta conjuntura, as mudanças no uso da terra e agropecuária possuem considerável contribuição, atrás apenas do setor de energia (PARKS, 2007). Dentre os GEE, os mais emitidos pela agropecuária estão o CO_2, CH_4 e o N_2O (TANG *et al.*, 2019). As emissões de CO_2 são

produzidas como resultados de processos microbianos e oxidação da matéria orgânica (HERNÁNDEZ *et al.*, 2019). Dentre as fontes de emissão de CH_4, as fezes, eructação e flatulência dos ruminantes são responsáveis por grande parte deste gás liberado na atmosfera (CARDOSO *et al.*, 2019). O CH_4 possui menor tempo de residência comparado ao CO_2, porém seu potencial de aquecimento é 21 vezes maior. Ademais, por mais que o N_2O possua baixa emissão frente aos demais gases, sua capacidade de absorver calor é cerca de 296 vezes maior que a do CO_2. Sua liberação na agropecuária é devido ao uso de fertilizantes nitrogenados e a produção animal (emitida pela urina) e são produzidos durante o processo de desnitrificação (DE KLEIN *et al.*, 2020). Neste sentido, as degradações dos solos, incluindo pastagens mal manejadas, os tornam menos produtivos, e podem levar a redução do conteúdo de matéria orgânica, atuando como fonte emissora de carbono para a atmosfera. A literatura científica tem relatado que as emissões de CO_2 provenientes desde a geração das pastagens até o consumo da carne, associadas com as emissões de CH_4 e N_2O, tendem a aumentar cerca de 80% até 2050 (TILMAN; CLARK, 2014).

A Figura 2 abaixo traz as emissões de GEE no Brasil entre os anos de 1990 a 2019. É notório observar o aumento das emissões pela agropecuária de 1990 até meados de 2014. Desta data até 2019 observa-se estabilidade. Por outro lado, nem o aumento, como a estabilidade é recomendado, mas sim a diminuição da emissão de GEE pra atmosfera. Adiante, através da relação causa-consequência, estudos mostram que a maior problemática quanto à emissão de GEE não está ligada diretamente ao crescimento da agropecuária, mas sim ao desmatamento, queimadas e manejo inadequado do solo (LAL, 2018).

Figura 2- Emissões de gases de efeito estufa no Brasil de 1990 a 2019 ($MtCO_2eq$).



Fonte: (ALBUQUERQUE *et al*, 2020)

2.2 O agronegócio e o meio ambiente

Os Estados Unidos da América é o maior exportador de alimentos do mundo, seguido pela União Europeia (conjunto de 27 países), e em terceiro lugar, o Brasil. Por outro lado, segundo documento publicado pela Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico (OCDE), em 2016, a tendência é o Brasil ocupar a primeira posição, e ser o maior exportador de alimentos nos próximos anos. Como consequência disto, o que se espera para o futuro próximo é o aumento da produção de alimentos e uma maior utilização de recursos, como água, energia e transporte (PASTOR *et al.*, 2019).

Adicionalmente, a agropecuária desempenha papel importante na economia de países, em especial no Brasil, o maior exportador de carne bovina no mundo e segundo maior produtor mundial (ZU ERMGASSEN *et al.*, 2020). A atividade agropecuária é um dos pilares da economia brasileira, sendo caracterizada por sistemas de monocultura e pecuária extensiva. A prática gera empregos para a população, bem como renda e mercado consumidor para bens industrializados.

Por outro lado, o uso abundante dos recursos naturais e de forma inadequada resultou em danos ao meio ambiente. A derrubada de árvores para criação de pastagens é um efeito silencioso, mas que todos sentem. De início, o desmatamento provoca emissão de CO_2 e interferem no ciclo do carbono. Posteriormente, quando a área é ocupada pelo gado, a sequência nociva de danos se completa, com a emissão de CH_4 e N_2O. Com isso, o desmatamento e a agropecuária respondem por grande parte das emissões de GEE responsáveis pelo aquecimento global (ALBUQUERQUE *et al*, 2020).

Com isso, países têm enfrentado o dilema de manter o agronegócio concomitantemente com a diminuição do desmatamento e emissão de GEE para atmosfera. Por outro lado, cabe constatar que não existe dicotomia entre preservação ambiental e economia. Para ter renda é necessária a preservação, pois, quando mal manejado, um solo pode ser compactado e degradado, e aos poucos não mais acessível para agricultura e pecuária. e gerar capital. Desta forma, programas de prevenção aliados ao manejo adequado do solo, tanto para agricultura e pecuária tem mostrado serem meios eficazes para reduzir ou mitigar a emissão dos GEE (SEGNINI *et al.*, 2019).

2.2.1 Uso e manejo do solo

O solo como um recurso natural apresenta o potencial de sequestrar carbono, onde a relação solo-vegetação-clima define a quantidade de carbono estocado. Um levantamento referente à distribuição do carbono nos diferentes compartimentos ambientais pode ser feito. Cerca de 1505 Pg de carbono são armazenados nos solos em todo o mundo até a profundidade de 1m, onde este valor é aproximadamente duas vezes maior que o carbono atmosférico (867 Pg de C) (LAL, 2018). O uso inadequado do solo juntamente com a falta de práticas de conservação tem causado um desequilíbrio em suas funções, prejudicando sua atividade, diminuindo sua conservação e produção para atender às necessidades globais (LAL, 2001, 2015, 2018). Estudos mostram que estas áreas emitem CO_2 para atmosfera em quantidades superiores ao sequestro de carbono no solo que ocorre em áreas manejadas (SEGNINI *et al.*, 2019).

Apesar do Brasil ser o maior produtor de carne bovina no mundo, é insuficiente com relação à produtividade em pasto (STRASSBURG *et al.*, 2014). Em seu trabalho, Strassburg *et al.* (2014) relata que as pastagens cultivadas no país estão aproximadamente 70% abaixo do seu

real potencial. Tal uso ineficiente das pastagens é, em grande parte, devido à degradação dos solos em larga escala, com cerca de 20% das pastagens consideradas degradadas seja por sobrepastejo, compactação ou erosão. O manejo inadequado do solo, caracterizados pela baixa diversidade de espécies vegetais, excesso de lotação animal, dentre outros fatores têm causado a deterioração das qualidades químicas, físicas e biológicas dos solos (DIAS-FILHO, 2016).

Estudos têm evidenciado, com veemência, o protagonismo que o manejo do solo pode ter na agropecuária (CONGIO *et al.*, 2018; DE SOUZA *et al.*, 2019; OLIVEIRA *et al.*, 2020; SEGNINI *et al.*, 2019). Na agricultura dos trópicos é relevante a busca dos chamados manejos conservacionistas, que visam evitar processos erosivos, isto devido às elevadas e muitas vezes concentradas precipitações pluviométricas. Importante contribuição, por exemplo, foi a adoção maciça pelos produtores rurais do chamado plantio direto que, além de atenuar significativamente os processos erosivos, trouxe outros benefícios, incluindo o aumento da matéria orgânica do solo e que, em muitas situações, configuraram sequestro de carbono no solo (BAYER *et al.*, 2006; VELOSO *et al.*, 2018).

Manter a qualidade do solo é essencial para assegurar a sustentabilidade dos ecossistemas (ZHENG *et al.*, 2019). Várias definições para qualidade têm sido propostas ao longo dos anos, onde a concepção de DORAN e PARKIN (1994) tem ganhado destaque: “A capacidade de um solo em funcionar, dentro dos limites do ecossistema e do uso da terra, para sustentar a produtividade, manter a qualidade ambiental e promover a saúde vegetal e animal”. Neste sentido, a análise da qualidade do solo é indispensável, e há um crescente interesse global na avaliação do uso do solo e dos efeitos de manejos em suas propriedades químicas, físicas e biológicas.

Manter a biodiversidade é uma agenda desafiadora, sendo um bom produtor ao mesmo tempo. Para isso, a ciência, pesquisa e inovação são determinantes para conciliar essa agenda, produzir com sustentabilidade, com o objetivo de ao mesmo tempo manter a força do agronegócio e diminuir a degradação dos solos e as emissões de gases que causam o aquecimento global.

2.2.2 Manejo intensivo de pastagens

A degradação de pastagens além de diminuir a produtividade do solo, compromete a produção animal (CARVALHO *et al.*, 2009). Estima-se que o Brasil detém cerca de 180 milhões de hectares em pastagens, das quais mais da metade apresentam algum estado de degradação (DIAS-FILHO, 2014). Por outro lado, áreas pouco produtivas, ou até improdutivas, podem ser restauradas através do manejo sustentável das pastagens.

Além do plantio direto, o manejo intensivo de pastagens também tem sido uma estratégia na redução da emissão de gases do efeito estufa (OLIVEIRA *et al.*, 2020). Esta tecnologia é composta por técnicas que aumentam a produtividade das pastagens, onde há maiores investimentos em insumos, forrageiras, correção e fertilização do solo, irrigação e rotação do pastejo. As pastagens são divididas em piquetes, onde o gado é confinado ou semiconfinado de maneira que haja aumento da produção por área e controle de todas as etapas do ciclo produtivo (BADGERY *et al.*, 2017; SEGNINI *et al.*, 2019).

Quando se objetiva a integração com produção animal, forrageiras são inseridas no sistema por um, dois ou três anos, visando à produção animal, e torna possível a produção de carne e leite em solos de baixa produtividade (BADGERY *et al.*, 2017). No Brasil, a maioria das forrageiras utilizadas são as do gênero *Brachiaria*, *Panicum* e *Andropogon*, onde a primeira possui destaque por se adaptar a diversas condições de clima e solo, e por possuir boa tolerância ao pastejo (SIMEÃO *et al.*, 2016). O gênero *Brachiaria* tem mostrado boa adaptação a estresses bióticos e abióticos, auxiliando positivamente na atividade biológica, bom valor nutritivo, com uso eficiente de nutrientes e no aumento da matéria orgânica do solo (MORETA *et al.*, 2014**).** Além disso, a *Bracharia* tem sido foco de muito interesse de pesquisa por auxiliar na redução da emissão de N_2O, um GEE (BYRNES *et al.*, 2017). Isto ocorre pois esta forrageira possui a capacidade de reduzir e/ou inibir a nitrificação biológica do solo por meio da secreção de exsudatos radiculares específicos, como a braquilactona (SUBBARAO *et al.*, 2009).

Iniciativa importante desenvolvida pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), o projeto PECUS é fruto da ação conjunta de diversas instituições a fim de avaliar a dinâmica dos GEE e o balanço de carbono em sistemas agropecuários dos seis biomas brasileiros. Através dos levantamentos feitos, buscam uma série de medidas de forma a mitigar ou compensar a produção destes gases (CONGIO *et al.*, 2018). Neste contexto, estudos de longa duração pertencente a este projeto tem revelado que sistemas de produção de gado de corte com pastagens

e animais bem manejados têm potencial de apresentar um balanço de carbono positivo, mesmo sem a implementação de árvores (OLIVEIRA *et al.*, 2020). OLIVEIRA *et al.* (2020) ainda avaliaram o efeito da taxa de lotação animal e concluiu que seu ajuste também é ponto chave, e deve ser regulado de acordo com a oferta de forragem e eficiência da pastagem. Neste contexto, COSTA *et al.* (2020) mostraram que a conversão de pastagens degradadas em bem manejadas promoveu a recuperação dos estoques de carbono e nitrogênio logo nos primeiros três anos de implementação no Cerrado brasileiro.

Ademais, o uso de modelos matemáticos para a simulação do sequestro de carbono no solo tem ganhado destaque com o passar dos anos, principalmente na agricultura (GOLLANY *et al.*, 2020; NASH; GOLLANY; SAINJU, 2018), mas com grande potencial de uso na agropecuária. Através destes modelos é possível simular o efeito do clima e práticas de manejo na dinâmica da matéria orgânica do solo a curto e longo prazo. Na prática, seria fornecer subsídios ao produtor sobre cenários futuros do investimento e manejo empregado. Nesse contexto, a chamada intensificação dos sistemas de produção significa obter o maior rendimento possível por unidade de recurso produtivo disponível. Os sistemas intensivos resultam em maior sequestro de carbono da atmosfera, maior produção de forragem, que permite maior taxa de lotação e menor emissão de GEE por quilo de produto animal. Consequentemente, maior produtividade e rentabilidade de forma menos prejudicial ao meio ambiente (OLIVEIRA *et al.*, 2020).

2.2.3 Sistemas Integrados de Produção

Sistemas integrados de produção também têm sido destacados como estimulantes para uma agropecuária mais sustentável e de baixa emissão de GEE quando comparada aos sistemas convencionais. Foram destacados no plano ABC como potenciais sumidouros de carbono no solo (BRASIL, 2012). O sistema integrado lavoura-pecuária-floresta (ILPF), também conhecido como sistema agrossilvipastoril, pode ser entendido como um modelo de uso do solo através da introdução ou retenção intencional de espécies arbóreas ou lenhosas em associação com culturas agrícolas e/ou pecuária em uma mesma unidade de manejo, fazendo-se uso de arranjos temporais e espaciais atrelada às técnicas de cultivo, e obtendo-se como resultado o mútuo benefício entre as culturas. A espécie tipicamente florestal pode ser arborescente ou arbustiva, apresentando presença temporária ou permanente no sistema agroflorestal, e tornando possível uma ampla

gama de combinações possíveis de culturas e espécies florestais (DE SOUZA *et al.*, 2019; PEZZOPANE *et al.*, 2019; STIEVEN *et al.*, 2014; TADINI *et al.*, 2021).

Os sistemas integrados pode ser implementados em quatro configurações diferentes, combinando dois ou três componentes, sendo estes: o sistema integrado pecuária-floresta (IPF), também conhecido como sistema silvipastoril, que integram o componente pecuário (animal e pastagem) e florestal, em consórcio; o sistema integrado lavoura-pecuária (ILP), também conhecido como agropastoril, que integram o componente pecuário e agrícola, em sucessão; o sistema integrado lavoura-floresta (ILF), também conhecido como silviagrícola, que integram o componente agrícola e florestal, em consórcio e o próprio ILPF em si, que integram o componente agrícola e pecuário de forma simultânea ou alternada, e em planos de rotação ou sucessão de culturas, ambos incluindo o componente florestal na mesma área (BALBINO *et al.*, 2011). Destaca-se que a sinergia entre os elementos dentro do sistema dependem das condições edafoclimáticas, arranjos temporais e espaciais, fertilização e lotação animal no local (GIL; SIEBOLD; BERGER, 2015).

Segundo estimativas da Embrapa e parceiros do setor privado, dentro do território brasileiro (área tropical e subtropical) já existem cerca de 11,5 milhões de hectares cultivados sob sistemas integrados (CORTNER *et al.*, 2019; REDE DE FOMENTO ILPF, 2017). Além disso, tem sido empregados em áreas temperadas, como na América do Norte (SULC; FRANZLUEBBERS, 2021), Europa (PEYRAUD; TABOADA; DELABY, 2014) e Ásia (HOU, 2014). A adoção e implementação destes sistemas têm mostrado uma nova perspectiva no meio rural, na qual solos sob sistemas integrados tem apresentado uso mais eficiente de recursos naturais (solo e água) e artificiais (fertilizantes, por exemplo) e potencial de sequestrar e estocar carbono no solo, e por consequência desta ação, atuar na mitigação da emissão de gases de efeito estufa, e tornar o sistema mais resiliente e sustentável a longo prazo (BOGAERTS *et al.*, 2017; CORTNER *et al.*, 2019).

Além da intensificação de pastagens, pesquisadores da Rede PECUS também analisaram o potencial nos sistemas integrados como forma de sequestrar carbono (CONCEIÇÃO *et al.*, 2017; SOUZA *et al.*, 2019). SOUZA *et al.* (2019) destacaram o potencial de sistemas ILPF no Cerrado brasileiro. Os autores destacaram que o sistema integrado foi capaz neutralizar as emissões de N_2O e CH_4 produzidas pela pecuária. Complementarmente, informaram que a destinação de 15% da área total de pastagem seria o suficiente para este feitio. Os autores ainda

destacaram que o excedente de carbono sequestrado pode “neutralizar” a emissão de metano emitido pelo gado, quando se analisa a relação absorção-emissão de CO_{eq}, e, portanto, balanço favorável por parte do sistema de produção como um todo.

O consórcio da pecuária com o plantio de árvores, especialmente o eucalipto tem mostrado resultados positivos na neutralização de CH_4 entérico pelo sequestro de carbono no solo (RESENDE *et al.*, 2020). Na integração, os eucaliptos são dispostos de modo a propiciar o crescimento das pastagens. Além disso, possuem ciclo relativamente curto (cerca de seis anos), e um grande aproveitamento comercial. Ou seja, a integração acaba proporcionado diversificação de renda. Segundo o livro “*Drawdown*: o mais abrangente plano já proposto para reverter o aquecimento global”, originalmente do inglês “*Drawdown: The Most Comprehensive Plan Ever Proposed to Reverse Global Warming”,* mostra que a coexistência de animais e o verde chega em torno de 142 milhões de hectares de terra no mundo, com estimativa de atingir a 224 milhões de hectares até 2050 se as medidas se expandirem. Uma agenda desafiadora, e que pode reduzir a emissão de CO_2 em 3,2 Gt (HAWKEN, 2017).

A magnitude das mudanças químicas, físicas e biológicas não variam somente com o manejo adotado, mas a duração/longevidade possui grande influência nas propriedades do solo (MAIGA *et al.*, 2019; SEKARAN *et al.*, 2020). LAL (2018) mostrou que sistemas integrados promovem o aumento no teor de carbono no solo, onde a magnitude deste processo depende das espécies utilizadas, tipo de solo, clima e o tempo de implementação. Em seu trabalho, WENDLING *et al.* (2011) reportaram que ambos os teores de carbono e nitrogênio diminuíram nos primeiros anos de instalação do sistema, mas observaram grande aumento após os dez primeiros anos. Já VERGUTZ *et al.* (2010) retrataram que o estoque de carbono no solo ocorreu apenas após 12 anos de adoção e boas práticas de manejo. Por outro, COSTA *et al.* (2020) relataram que a conversão de pastagens degradadas em sistemas ILPF promoveu aumento nos estoques de carbono e nitrogênio já em três anos de implementação no Cerrado brasileiro.

De forma resumida, para o sucesso da implementação destes manejos, devem-se conhecer as interações e fatores que influenciam a dinâmica neste sistema. O componente arbóreo distribuído pela área de pastejo promovem sombreamento parcial, o que traz conforto térmico para os animais. Até certo ponto isto melhora a qualidade da pastagem, mas por outro lado, a medida que há excesso de sombra a pastagem perde o vigor (DE SOUZA *et al.*, 2019). Além disso, à medida que a pastagem fornece alimento para o gado, este devolve matéria orgânica,

como nitrogênio prontamente disponível para as plantas e microrganismos via fezes e urina. Por outro lado, causam compactação do solo se a taxa de lotação não estiver em equilíbrio com os demais componentes. A interação árvore-forragem se dá pela competição por nutrientes, água, luz e matéria orgânica, onde estudos buscam propor meios de arranjar espacialmente as árvores de maneira adequada (REDE DE FOMENTO ILPF, 2017).

O estabelecimento adequado de um sistema integrado é uma tarefa laboriosa que exige conhecimento multidisciplinar e planejamento, e avaliações periódicas. É possível notar os benefícios ambientais, econômicos e sociais associados à implementação de sistemas integrados de produção para a conservação do solo, quando bem planejada e executada. Têm promovido o aumento de habitats para algumas espécies da fauna, auxiliam na manutenção de habitats naturais através da diminuição do uso agressivo da terra para a produção agropecuária, tem impactos na qualidade do ar, das chuvas regionais e no sequestro de carbono sendo uma alternativa produtiva e sustentável para a exploração dos recursos naturais (MARTINS; RANIERI, 2014).

2.3 Solo como uma entidade viva

De longe é sedimentado a importância dos três componentes do solo para o bom desenvolvimento do vegetal, o químico, o físico e o biológico (ZHENG *et al.*, 2019). Os dois primeiros há décadas já são bem estabelecidos suas mensurações, e como usar essas informações na tomada de decisão. Por outro lado, o componente biológico tem ganhado destaque, pois grandes ganhos para a produção tem sido verificados quando se trabalha dentro deste elemento (MENDES *et al.*, 2020; ZHENG *et al.*, 2019). De maneira geral, o estudo deste componente é papel chave no entendimento da comunicação química entre a microbiota, solo e planta, para detectar, com maior antecedência, alterações que ocorrem no solo (CARDOSO *et al.*, 2013; MENDES *et al.*, 2021).

O solo como um recurso vivo e dinâmico é habitat para uma diversidade de microrganismos, como bactérias, fungos, protozoários, actinomicetos e arqueias, que compõem a biomassa microbiana do solo (KUDEYAROV; JENKINSON, 1976). Esses microrganismos desempenham papel fundamental na sustentação dos serviços ecossistêmicos do solo, como na decomposição e mineralização de materiais orgânicos. Além disso, possuem elevada contribuição

em diversos processos bioquímicos, como na ciclagem de nutrientes e na degradação de xenobióticos (KRÜGER *et al.*, 2018; ZHENG *et al.*, 2019).

A biomassa microbiana do solo pode corresponder por até 5% do carbono orgânico presente no solo, e, por liberar carbono para o sistema, também contribui para formação e estabilização de microagregados do solo (JENKINSON; POWLSON, 1976). A quantificação destes microrganismos no solo geralmente é estimada pelo seu conteúdo de carbono, referido como carbono da biomassa microbiana (CBM). Em um agroecossistema, o CBM é geralmente comparado com uma área de referência, como uma mata nativa, sendo possível através deste parâmetro identificar características intrínsecas de um solo em funcionamento (ZHAO *et al.*, 2017). Atualmente, a metodologia proposta por VANCE e colaboradores (1987) de longe é a mais empregada para determinação do CBM. O método fumigação-extração consiste na fumigação do solo com clorofórmio (para que haja lise microbiana), com posterior extração do carbono orgânico. Após sua extração, o carbono orgânico do solo fumigado (F) e não fumigado (NF) é oxidado por via úmida, por aquecimento com dicromato de potássio em meio ácido, e o excesso de dicromato titulado com sulfato ferroso amoniacal. A quantidade de dicromato consumido é equivalente a quantidade de carbono orgânico facilmente oxidável na amostra de solo. O CBM é obtido por diferença, ou seja, carbono orgânico do solo NF pelo F.

A biomassa microbiana é considerada a força motriz no processo de decomposição. Parte do CO_2 emitido para a atmosfera é proveniente da ação de microrganismos decompondo matéria orgânica para obter energia e manter seu crescimento e funcionamento (BLAGODATSKAYA; KUZYAKOV, 2013). Este fenômeno é conhecido como a respiração basal do solo (RBS) (LEWANDOWSKI *et al.*, 2019). A comunidade microbiana no solo é diversificada, contendo tanto organismos aeróbios, como anaeróbios. Microrganismos aeróbios utilizam O_2 como aceptor de elétrons, decompõem a matéria orgânica, e liberam nutrientes pelo processo de mineralização, juntamente com CO_2, H_2O e energia, sendo a reação responsável pela maior parte da decomposição de matéria orgânica do solo. Por outro lado, a decomposição por microrganismos anaeróbios é mais lenta, ocorre na ausência de O_2, e resultam na liberação de álcoois, CO_2 e CH_4 (LEITE *et al.*, 2010). Atualmente, a metodologia proposta por JENKISON e POWLSON (1976) de longe é a mais empregada para determinação da RBS. Segundo a metodologia, as amostras de solo são incubadas por um determinado tempo com uma solução básica, geralmente o hidróxido de sódio. O CO_2 liberado pelo solo é capturado pelo hidróxido e o carbonato formado precipitado

após adição de excesso de cloreto de bário. A RBS é determinada posteriormente pela titulação com ácido clorídrico.

Os elementos e energia contidos nos resíduos orgânicos são reciclados para manter o equilíbrio na Terra (DOTANIYA *et al.*, 2018). A decomposição e mineralização são processos realizados por enzimas liberadas pelos organismos vivos do solo (microrganismos e vegetais), e com grande contribuição da microbiota (GHOSH *et al.*, 2020; ZHOU; STAVER, 2019). Além do mais, o componente abiótico também contribui para o somatório total da atividade enzimática, provenientes de gerações passadas de organismos que viveram no local (células não viáveis). Tais enzimas se acumulam no solo e são protegidas da ação de proteases por meio da adsorção em argilas e na matéria orgânica. A respeito disso, cerca de 40 a 60% da atividade enzimática pode vir de enzimas estabilizadas, e não necessariamente estar relacionada com a biomassa microbiana ou respiração (WALLENSTEIN; BURNS, 2015). De maneira geral, as enzimas do solo têm demonstrado capacidade de responder rapidamente às mudanças no manejo muito antes que outras mudanças químicas e físicas sejam detectadas, e tem sido consideradas importantes como indicadores da qualidade do solo (DOS SANTOS *et al.*, 2022; MENDES *et al.*, 2021).

As enzimas do solo desempenham papel importante na decomposição da matéria orgânica e na ciclagem de nutrientes, onde algumas enzimas apenas facilitam a quebra da matéria orgânica, como as celulases, lignases e glucosidases, e outras envolvidas na mineralização de nutrientes, como as ureases, fosfatases e sulfatases (SINGHANIA *et al.*, 2013). No solo, a decomposição da celulose é realizada de maneira sinergética entre três celulases (do grupo das hidrolases), sendo a endoglucanase, a exoglucanase e a β-glicosidase (BGL). As duas primeiras enzimas atuam na clivagem de polissacarídeos, e a BGL completa a etapa final de hidrólise convertendo celobiose em glicose (SATYAMURTHY *et al.*, 2011; SINGHANIA *et al.*, 2013). Este processo ocorre, pois, um polímero de alta massa molecular não consegue ultrapassar a membrana celular e manter o nível de síntese de proteínas. Tendo estes processos em mente, grande destaque tem sido dado para a BGL, uma das enzimas mais encontradas no solo, que atua na etapa final de degradação da celulose, e decide a taxa de conversão de compostos celulósicos em glicose (TABATABAI, 1994).

Vários métodos convencionais têm sido utilizados para descrever o mecanismo catalítico para os diferentes tipos de BGL (WANG *et al.*, 1995; WITHERS *et al.*, 1992). A hidrólise enzimática da ligação glicosídica ocorre por meio de dois mecanismos principais a depender da

configuração do átomo de carbono anomérico da glicose liberada. O primeiro é a (i) inversão da configuração anomérica, com o resíduo de glicose apresentando configuração α, e o segundo a (ii) retenção da configuração anomérica no local de hidrólise, com o resíduo de glicose apresentando configuração β (DAVIES; HENRISSAT, 1995). Mas, cabe ressaltar que a maioria das enzimas BGL já caracterizadas catalisam as reações pelo segundo mecanismo.

Assim como o carbono, o enxofre é um macronutriente essencial para o desenvolvimento das plantas (PIOTROWSKA-DŁUGOSZ *et al.*, 2017). Este elemento faz parte da estrutura de aminoácidos importantes nos tecidos vegetais, como a cistina, cisteína e metionina, que compõem a estrutura de diversas proteínas, coenzima A, glutationa, etc. Portanto, para garantir o bom desenvolvimento do vegetal, o fornecimento adequado de enxofre é importante para garantir a qualidade proteica das plantas (KLOSE *et al.*, 2011). Além disso, como mais de 90% do enxofre contido no solo encontra-se em sua forma orgânica e as raízes das plantas absorvem apenas a forma inorgânica, é necessário que ocorra a mineralização da matéria orgânica do solo para que este elemento se torne disponível para as raízes dos vegetais (TABATABAI; BREMNER, 1972). Este processo é mediado pela enzima arilsulfatase (ARIL), que hidrolisa ligações do tipo ésteres de sulfato, liberando íons SO_4^{2-} para solução do solo (TABATABAI; BREMNER, 1972). A ARIL pode ser encontrada em vegetais, fungos e bactérias, mas acredita-se que os microrganismos sejam a principal fonte dessa enzima no solo (KOVAR; GRANT, 2015). O mecanismo de reação desta enzima segue como para BGL, uma substituição nucleofílica bimolecuar (S_N2), agindo por meio da retenção ou inversão da configuração anomérica (TOESCH; SCHOBER; FABER, 2014).

Pesquisa de longa duração avaliou diversas enzimas do solo e mostrou que a BGL e ARIL foram as duas enzimas que apresentaram maior sensibilidade para detectar alterações no solo. Além da sensibilidade, possuíram como característica intrínseca a precisão e reprodutibilidade analítica (MENDES *et al.*, 2021). Ademais, estas enzimas são integradoras, pois estão presentes tanto nos componentes bióticos como abióticos, estando adsorvidas e complexadas em argilas e na matéria orgânica, respectivamente, onde a BGL hidrolisa compostos de carbono, gerando glicose como fonte de energia para os microrganismos e ARIL hidrolisando ligações de enxofre, liberando sulfato disponível para os vegetais.

Um agroecossistema compreende o conjunto de componentes bióticos, como animais, plantas e microrganismos, e abióticos, como a umidade, temperatura e luminosidade, organizadas

em um sistema complexo para alavancar a produção. A manutenção de cada função no compartimento depende da diversidade e relação entre os componentes (BAIRD; CANN, 2012). A microbiota do solo responde rapidamente às práticas de manejo adotadas, auxiliam no processo de gênese, decomposição, ciclagem, biorremediação e a negligência do estudo deste componente pode resultar mais cedo ou mais tarde em expressivas perdas na produtividade dos solos.

2.4 Matéria orgânica do solo

A matéria orgânica é um componente amplamente distribuído nos diversos compartimentos ambientais, apresentando características bastante diversificadas e exercendo importante influência nos diversos processos ambientais (BOT; BENITES, 2005; LAL, 2018). A matéria orgânica do solo (MOS) é composta por vários reservatórios, conhecidos como "*pools*", que apresentam diferentes graus de decomposição e estabilidade (RAMESH *et al.*, 2019). Representa um dos principais reservatórios de carbono na Terra, superior aos reservatórios na biota e na atmosfera do planeta (BOT; BENITES, 2005; LAL, 2004) e possui papel fundamental no ciclo do carbono e nutrientes (KHESHGI; JAIN, 2003). É um importante indicador da qualidade, responsável por uma série de serviços ecossistêmicos, pois influencia tanto nas propriedades químicas, como físicas e biológicas do solo (LAL, 2015).

Dentre os estudos da MOS, nacional e internacionalmente, há uma predominância pela componente sólida (solo intacto) e de suas frações húmicas, bem como as obtidas por fracionamentos físico, baseado em tamanho de partículas ou por densidade (CANELLAS; FAÇANHA, 2004; DOS SANTOS *et al.*, 2020a,b; NEBBIOSO; PICCOLO, 2011; STEVENSON, 1994; TADINI, A. M.; MOUNIER, S.; MILORI, 2019). O estudo da matéria orgânica dissolvida vem ganhando destaque com os passar dos anos, principalmente no contexto internacional. Por outro lado, a abordagem deste componente da MOS ainda é incipiente em solos brasileiros, de clima tropical.

2.4.1 Matéria orgânica dissolvida

A matéria orgânica dissolvida (MOD) sendo um dos reservatórios *("pools")* da MOS, tem importante papel no ciclo global de carbono e demais elementos (KALBITZ *et al.*, 2000). Embora represente uma pequena porção da MOS (MCGILL *et al.*, 1986), é a fração de matéria orgânica com maior mobilidade e reatividade no solo, influenciando um espectro de processos químicos, físicos e biológicos no ecossistema (KALBITZ *et al.*, 2000; ZSOLNAY, 2003). Embora não haja uma definição química específica, operacionalmente a MOD têm sido compreendida como a fração de matéria orgânica em solução que passa por um filtro com porosidade de 0,45 μm. E, como o elemento carbono representa a maior parte da composição da MOD, o termo carbono orgânico dissolvido (COD) também tem sido utilizado para se referir ao material que passa através de um filtro com esta porosidade (ZSOLNAY, 2003). Além disso, outro ponto a destacar é que grande parte das moléculas presentes na MOD não compõem uma "solução verdadeira", mas sim uma dispersão coloidal (1nm a 1μm), representando o estado intermediário entre uma solução verdadeira (<1nm) e uma suspensão (>1μm) (YAN *et al.*, 2018).

A MOD é uma mistura heterogênea de compostos orgânicos solúveis, de diferentes massas moleculares, nas quais vários conjuntos de materiais a base de carbono em um ecossistema representam suas fontes (GMACH *et al.*, 2020). Neste sentido, destacam-se a serrapilheira; exsudatos de raízes; raízes em decomposição; metabólitos microbianos; dejetos de animais; carbono atmosférico dissolvido na chuva; entre outros, que compõem fontes de carbono recente (MCDOWELL, 2003), como também uma porção advinda das substâncias húmicas, como fonte de carbono mais antigo (SANDERMAN; BALDOCK; AMUNDSON, 2008). Já as perdas da MOD no ambiente podem ser devido a oxidação microbiana, com liberação de CO_2 para atmosfera; a lixiviação, onde em solos bem drenados a MOD pode atingir o lençol freático, liberando possíveis nutrientes, mas também poluentes; e o escoamento, transportando consigo todo o material orgânico dissolvido, mas para outras áreas, como rios e lagos (SPARLING *et al.*, 2016).

Além disso, a MOD pode ser classificada em lábil, semi-lábil e recalcitrante, a depender da sua taxa de decomposição (VON LÜTZOW *et al.*, 2007). O carbono lábil é compreendido por componentes alifáticos, provindos de aminoácidos, carboidratos, fenóis e ácidos orgânicos, mas também aromáticos de baixa massa molecular, onde ambos possuem tempo de meia vida "baixo", em torno de horas a semanas, e são mais facilmente degradados pelos microrganismos (KAISER

et al., 2001). Já os produtos da decomposição da celulose e hemicelulose compõem a fração semi-lábil, e as substâncias húmicas, a fração recalcitrante e mais resistente a decomposição microbiana, com tempo de meia vida que pode durar anos (DE TROYER *et al.*, 2011; SANDERMAN; BALDOCK; AMUNDSON, 2008; WANG *et al.*, 2016). Portanto, consiste em muitas substâncias bioativas que são facilmente metabolizadas por microrganismos e frações onde a biodegradação são dificultadas (ROMERO *et al.*, 2017).

Sua dinâmica é regulada pelas taxas de incorporação, bem como fatores bióticos (atividade microbiana) e abióticos (pH do solo, teor de argilas, carbono orgânico, te mperatura, umidade, etc) (BOLAN *et al.*, 2011). Seu reservatório é resultado de diversos processos, sejam químicos (adsorção e complexação), físicos (lixiviação e eluviação) e biológicos (biodegradação e biotransformação), onde a intensidade destes processos variam de acordo com o uso e manejo do solo (BOLAN *et al.*, 2011; GMACH *et al.*, 2020; KAISER; KALBITZ, 2012; KALBITZ *et al.*, 2000).

Estudos investigaram a dinâmica da MOD em diferentes ecossistemas, como na agricultura, na pecuária e na floresta (ROMERO *et al.*, 2017; SCOTT; ROTHSTEIN, 2014). Esses estudos relataram que, verticalmente, a MOD variava em quantidade e qualidade, independente do sistema. Por exemplo, ROMERO *et al.* (2017) mostraram que o COD diminuiu com a profundidade do solo em sistemas de cultivo. Além disso, estudos clássicos mostraram que a concentração do COD diminuiu fortemente com a profundidade do solo, com perda de até 90% no primeiro metro de profundidade (MICHALZIK *et al.*, 2001).

Solos de clima tropical tendem a transportar maiores concentrações de MOD, principalmente após períodos de seca, onde os solos secos acumularam produtos microbianos (KALBITZ *et al.*, 2000). Em solos deste tipo de clima, as altas temperaturas e umidade do solo foram positivamente correlacionadas com a decomposição da matéria orgânica, e a liberação da MOD nas camadas superficiais (ZHOU *et al.*, 2015), Além disso, sendo sensível as mudanças nos usos e manejos do solo, a conversão de matas nativas em sistemas agrícolas pode aumentar a atividade microbiana, liberando maiores concentrações de MOD em curto prazo, e induzindo maior rotatividade das frações de carbono (GMACH *et al.*, 2020). Solos cobertos são importantes para manter o insumo de carbono e consequente MOS, onde solos sem cobertura podem sofrer perdas significativas de carbono na forma de CO_2 (SOUSA JUNIOR *et al.*, 2018).

Por possuir grupos funcionais reativos a MOD pode atuar como agente quelante e complexar com íons metálicos. Com isto, a dinâmica de metais (sejam nutrientes ou não) e poluentes orgânicos no solo são governados em grande parte pelas reações de complexação, que influenciam na biodisponibilidade, toxicidade e translocação destes compostos ao longo do perfil do solo (CHIEN *et al.*, 2021).

Além disso, as camadas do solo orgânico são fontes importantes de MOD transportada para as camadas mais profundas do solo. Durante a passagem pelas camadas minerais, tanto a qualidade quanto a quantidade da matéria orgânica mudam acentuadamente. Além de reações de complexação, a MOD também pode sofrer reações de adsorção com minerais do solo, como nas argilas e nos óxidos hidratados de ferro e alumínio (KOTHAWALA; MOORE; HENDERSHOT, 2009; SAIDY *et al.*, 2015). Quando adsorvidas nos minerais, a mobilidade e degradação da matéria orgânica dissolvida são retardadas, tornando-a, assim, menos biodisponível contra o ataque microbiano (KALKS *et al.*, 2020). Além disso, a MOD adsorvida nos minerais se decompõe mais lentamente e em menor extensão do que a MOD livre e não adsorvida (KALBITZ *et al.*, 2005). Tendo isto em mente, este processo de adsorção na fase sólida do solo tem sido descrito como um dos mecanismos que contribui para o acúmulo e estabilização da matéria orgânica no solo (KAISER; GUGGENBERGER, 2000; SAIDY *et al.*, 2015).

Muitos solos de regiões tropicais apresentam excesso de cargas positivas devido a protonação de hidroxilas dos óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, em condições de pH baixo. Neste sentido, os óxidos e hidróxidos podem interagir tanto com os minerais de argila, quanto com a MOD para formar associações organo-mineral, o que pode aumentar a concentração da MOD resistente a biodegradação. Levando isso em consideração, a fração da MOD estabilizada torna-se uma maneira importante de sequestrar carbono e diminuir a perda por lixiviação, e na forma de CO_2 (KALBITZ; KAISER, 2008; LAL, 2004; SAIDY *et al.*, 2015).

A adsorção da MOD na superfície mineral é forte e parcialmente reversível, com apenas uma pequena porção extraível com água ou soluções salinas (KAHLE; KLEBER; JAHN, 2004). A dessorção varia de acordo com o mineral, onde, por exemplo, a MOD quando adsorvida pode ser completamente dessorvida pela caulinita, mas apenas 30% de dessorção é observada pelos óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio (SINGH *et al.*, 2016). KAISER e GUGGENBERGER (2003) ainda mostraram que a capacidade de argilas em adsorver é menor que a dos óxidos e hidróxidos, onde TOMBÁCZ *et al.* (2004) mostrou que alguns óxidos de ferro, como a hematita

e magnetita, adsorveram maiores concentrações de matéria orgânica do que argilas, a caulinita (1:1) e a montmorilonita (2:1).

KAISER e KALBITZ (2012) propuseram um modelo para explicar a dinâmica da MOD ao longo do perfil do solo. Os autores propuseram que a concentração da MOD no perfil do solo é resultado da adsorção contínua combinada com o processamento microbiano e subsequente dessorção, onde as argilas e os óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio são os adsorventes da MOD mais importantes, especialmente em solos tropicais. ROTH *et al.* (2019) avançaram ainda mais no entendimento da produção e transporte da MOD ao longo do perfil do solo utilizando a Espectrometria de Massa de Ressonância de Íon Cíclotron com Transformada de Fourier. Os autores observaram que moléculas de baixa massa molecular diminuíram com o perfil do solo e de média massa molecular aumentou. Foi sugerido que houve a degradação dessas pequenas moléculas derivadas de plantas, na superfície, tais como polifenóis e ácidos orgânicos, que posteriormente foram ressintetizadas em compostos de maior massa molecular, os metabólitos microbianos, em profundidade. A diminuição da aromaticidade e grau de insaturação ao longo do perfil do solo indicou degradação dos polifenóis, como taninos, transformados em açúcares e moléculas alicíclicas ricas em carboxila, semelhantes a produtos de degradação microbiana. Neste sentido, constata-se que a dinâmica da MOD depende tanto de fatores abióticos, como bióticos, e que a MOD em profundidade não é resultado da simples diluição de moléculas derivadas de vegetais da superfície. Os autores ao final comprovaram a teoria antes proposta por KAISER e KALBITZ (2012), mostrando que a MOD persiste no solo como resultado do seu consumo, transformação e formação simultânea, onde os microrganismos desempenham papel importante nesse processo.

Devido à escassez de trabalhos que envolvem a MOD de áreas tropicais, principalmente no Brasil, região onde a rotatividade deste material orgânico é intensificada pelas práticas de manejo na agricultura e pastagem, estudos são necessários para avaliar sua biogeoquímica e dinâmica do solo, dado sua importância ambiental em ambientes terrestres em diferentes ecossistemas. Em sua revisão, GMACH *et al.* (2020) avaliaram o número de estudos (segundo a Web of Science) sobre a MOD desde quando foram introduzidos em meados de 1980. Os termos “matéria orgânica dissolvida” ou “carbono orgânico dissolvido” entre os anos de 1990 e 2017 gerou em torno de 14.000 publicações. Quando a palavra “solo” foi adicionada, o número total caiu para 4.000 mil. Quando se restringiu ao “Brasil”, os termos “DOC” e “Brasil” apresentaram

apenas 134 publicações. Por outro lado, ao trocar “Brasil” por “USA” o número de trabalhou quintuplicou. Já trocando por “Alemanha”, duplicou, o que é um número expressivo para um país com extensão territorial 23 vezes menor que o Brasil. Ao restringir mais ainda, com os termos “DOC”, “Brasil” e “solo”, apenas 14 publicações foram encontradas envolvendo experimentos com MOD em solos. Neste disso, levando em consideração tudo o que já foi exposto, nota-se que a MOD do solo pode ser um indicador sensível de mudanças nos processos que ocorrem solo e mais estudos, principalmente no Brasil, devem ser desenvolvidos.

3. HIPÓTESES

i) Diferentes estratégias de manejo, como presença/ausência de irrigação, fertilização, mudanças na taxa de lotação animal, e integração de pastagens com árvores promoveriam mudanças distintas nos atributos químicos, físicos e biológicos do solo;

ii) Atributos biológicos poderiam responder a essas mudanças mais cedo do que os atributos químicos e físicos.

4. OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste estudo foi avaliar como manejos afetam os atributos químicos, físicos e biológicos de solos em pastagens sob condições de clima tropical, em experimentos de longa duração.

4.1 Objetivos específicos

i) Investigar a influência dos sistemas na densidade, quantidade e qualidade do carbono total na camada superficial do solo;

ii) Analisar atributos biológicos na camada superficial do solo como bioindicadores para avaliar efeitos de manejos de pastagens;

ii) Avaliar a quantidade e qualidade química da MOD nos diferentes sistemas a 1 m de profundidade;

iii) Comparar os resultados de pastagens manejadas com uma pastagem degradada (controle negativo) e uma mata nativa (controle positivo);

iv) Avaliar qual atributo foi mais sensível às mudanças no manejo do solo.

5. MATERIAL E MÉTODO

5.1 Área experimental

O experimento de campo foi instalado na Embrapa Pecuária Sudeste (21°57′S; 47°50′O), localizada em São Carlos, São Paulo, Brasil. O clima da região é considerado tropical de altitude, onde, segundo a classificação de Köppen, é o Cwa, apresentando clima subtropical de inverno seco e verão quente. A região apresenta temperatura média de 20 ºC e precipitação média anual de 1360 mm.

5.2 Histórico do experimento e descrição dos tratamentos utilizados

Cinco diferentes sistemas de pastejo foram avaliados, com duas repetições por área, mais uma mata nativa, aqui denominados: i) pastagem irrigada com alta taxa de lotação animal (IAL); ii) pastagem de sequeiro com alta taxa de lotação animal (SAL); iii) pastagem de sequeiro com moderada taxa de lotação animal (SML); iv) sistema integrado pecuária-floresta com moderada taxa de lotação animal (IPF); v) pastagem degradada (DEG) e vi) mata nativa (MN).

As pastagens no sistema DEG foram estabelecidas em 1996 com *Brachiaria decumbens* cv. Basilisk. O sistema DEG é considerado referência de áreas de produção comercial, com baixo custo de manutenção e baixa produtividade, promovendo alguns anos após sua adoção, degradação do solo (área de referência negativa). Já as pastagens no sistema SML foram estabelecidas no mesmo ano (1996) com a mistura das espécies forrageiras *Brachiaria brizantha* cv. Marandu e *Brachiaria decumbens* cv. Basilisk. Mais à frente, os sistemas IAL e SAL foram estabelecidos em 2002 com a espécie *Panicum maximum* cv. Tanzânia. As pastagens no sistema IPF foram estabelecidas em 1996 com *Brachiaria decumbens* cv. Basilisk, porém arborizadas com espécies florestais nativas em 2008. Portanto, em relação à data de coleta das amostras de solo (2020), o manejo nos sistemas IAL e SAL tiveram duração de 18 anos, os sistemas SML e

DEG tiveram 24 anos, e o sistema IPF duração de 12 anos, visto que a integração pecuária-floresta se iniciou apenas em 2008.

Além disso, todas as pastagens continham novilhos *Nellore*, com ciclos de pastejo de 36 dias, e submetidas a ajustes na taxa de lotação pela técnica *"put and take"* para manter a altura específica de cada forrageira. Os sistemas IAL, SAL, SML e IPF estiveram sob pastejo rotacionado (manejo intensivo) e o sistema DEG, pastejo contínuo (sistema extensivo). Neste contexto, segue abaixo maiores detalhes referente aos manejos avaliados:

i) Pastagem irrigada com alta taxa de lotação animal (IAL): As pastagens no sistema IAL foram manejadas em sistema de pastejo rotacionado com 3 dias de ocupação e 33 dias de descanso, com taxa lotação animal igual a 6,6 UA/ha (1 UA = bovino de 454 kg de peso vivo). Este sistema foi corrigido com calcário e fertilizado com superfosfato e cloreto de potássio para atingir saturação por bases de 70% e 20 mg/dm^3 de P e 4% de K na capacidade de troca catiônica do solo (CTC). Cada unidade de pastejo (réplica) do sistema compreendeu 1,75 ha, abrangendo 12 piquetes. As unidades receberam cinco aplicações de 80 kg ha^{-1} de N durante a estação chuvosa e cinco aplicações de 40 kg ha^{-1} de N durante a estação seca (600 kg de N-ureia ha^{-1} ano^{-1}). Além disso, foram sobressemeadas com *Avena byzantina* cv. São Carlos (60 kg de sementes por hectare) e *Loliun multifloram* Lan. cv. BRS Ponteio (30 kg de sementes por hectare) durante a estação seca, a fim de reduzir o efeito da sazonalidade na produção de forragem. Além disso, as pastagens no IAL foram irrigadas com um pivô central de acordo com a meteorologia local.

ii) Pastagem de sequeiro com alta taxa de lotação animal (SAL): Assim como para o IAL, as pastagens no SAL foram manejadas em sistema de pastejo rotacionado com 3 dias de ocupação e 33 dias de descanso, bem como corrigidas com calcário e fertilizadas com fósforo e potássio. Cada unidade de pastejo (réplica) do sistema também compreendeu 1,75 ha, abrangendo 12 piquetes. Por outro lado, as unidades recebem apenas cinco aplicações de 80 kg ha^{-1} de N no período das chuvas (400 kg de N-ureia ha^{-1} ano^{-1}), e contaram com taxa lotação animal igual a 4,2 UA/ha.

iii) Pastagem de sequeiro com moderada taxa de lotação animal (SML): Assim como para o IAL e SAL, as pastagens no SML foram corrigidas com calcário e fertilizadas com fósforo

e potássio. Por outro lado, cada unidade de pastejo (réplica) compreendeu 3,3 ha divididos em 6 piquetes, manejados em sistema rotativo com 6 dias de ocupação e 30 dias de descanso, recebendo cinco aplicações de 40 kg de N-ureia ha^{-1} durante o período chuvoso (200 kg de N-ureia ha^{-1} ano^{-1}), e taxa de lotação animal igual a 3,3 AU/ha.

iv) Sistema integrado pecuária-floresta com moderada taxa de lotação animal (IPF): As pastagens no sistema IPF foram estabelecidas nas mesmas condições que o sistema DEG. Porém, em 2008 foram arborizadas com espécies florestais nativas, onde iniciou-se o pastejo rotacionado, correção química com calcário e fertilização com P e K. Assim como para o SML, a taxa de lotação animal foi igual a 3,3 AU/ha, com cada unidade de pastejo (réplica) compreendendo 3,3 ha divididos em 6 piquetes, manejados em sistema de pastejo rotacionado com 6 dias de ocupação e 30 dias de descanso, e recebendo cinco aplicações de 40 kg de N-ureia ha^{-1} durante o período chuvoso (200 kg de N-ureia ha^{-1} ano^{-1}). As árvores neste sistema foram plantadas em conjuntos de três linhas (fileiras), com distância entre árvores de 2,5 m x 2,5 m, e distanciadas umas das outras em 17 m, resultando em 545 árvores por ha^{-1}. As espécies nativas utilizadas foram: “Angico-Branco” (*Anadenanthera colubrina*); “Canafístula” (*Peltophorum dubium*); “Ipê-Felpudo” (*Zeyheria tuberculosa*); “Jequitibá-Branco” (*Cariniana estrellensis*) e “Pau-Jacaré” (*Piptadenia gonoacantha*). Para garantir que essas árvores crescessem em troncos retos com um mínimo de ramos mais baixos, as espécies “mutambo” (*Guazuma ulmifolia*) e “capixingui” (*Croton floribundus*) foram plantadas em sequência alternada nas duas linhas externas de cada faixa arbórea. Em julho de 2016 foi realizado um desbaste, que consistiu no corte de 50% das árvores em cada fileira externa, resultado em 350 árvores ha^{-1}.

v) Pastagem degradada (DEG): As pastagens neste sistema mantiveram-se sob pastejo contínuo e não foram fertilizadas e corrigidas com calcário. Além disso, contaram com taxa de lotação animal igual a 1,4 UA/ha.

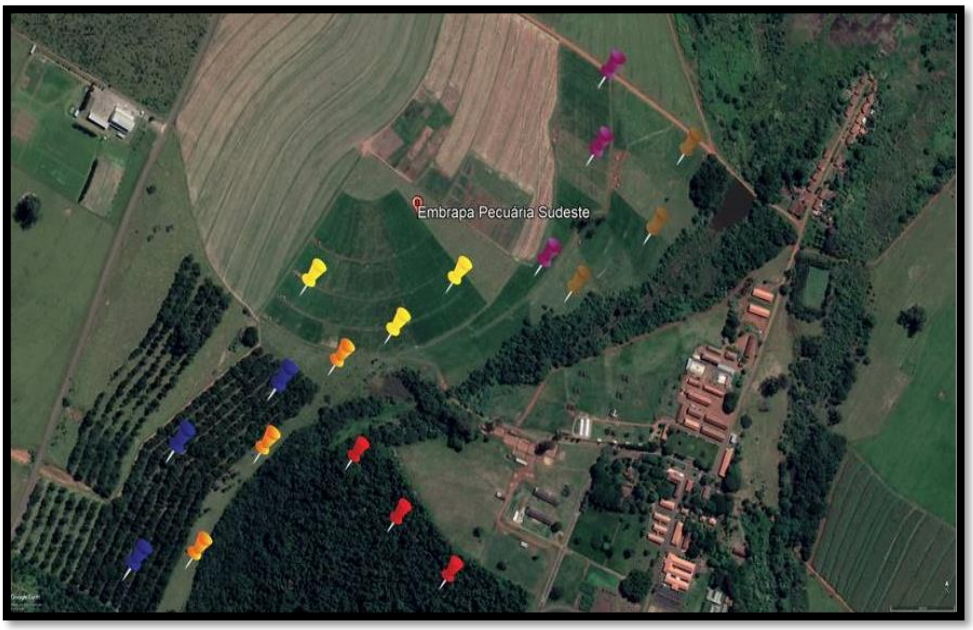
vi) Mata nativa (MN): Os cinco sistemas de pastagem também foram comparados com uma área de vegetal natural, a Mata Atlântica (Floresta Tropical Subcaducifólia).

5.3 Amostragem dos solos

As coletas foram realizadas entre os meses de julho e agosto de 2020. As amostragens dos solos ocorreram a partir de trincheiras abertas no campo, cada uma com largura de 100 cm e profundidade de 120 cm. No sistema IPF, as trincheiras foram abertas nas linhas das árvores (amostras denominadas de IPF-L) e entrelinhas das árvores (distância de 8,5 m da linha das árvores, o ponto central), amostras denominadas IPF-EL. Para as análises da MOD, três pontos de amostragem de solo foram selecionados aleatoriamente para cada área, e seis profundidades de solo foram coletadas para cada ponto de amostragem (0-5; 5-10; 10-20; 20-40; 40-60; 60-100 cm). Assim, houve um total de 126 amostras de solos (7 áreas x 3 pontos de amostragem x 6 profundidades). Todas as amostras foram secas ao ar e peneiradas em malha de 2 mm. Já para as análises do solo intacto, as amostras foram coletadas somente na profundidade de 0-10 cm, mas também em três pontos para cada área. Assim, houve um total de 21 amostras (7 áreas x 3 pontos de amostragem x 1 profundidade). As amostras de solo também foram secas ao ar e passadas por uma malha de 2 mm. Em seguida, foram armazenadas sob refrigeração a ± 4 ºC até serem analisadas.

Através da Figura 3 é possível observar os pontos de coleta das amostras das áreas avaliadas.

Figura 3- Foto aérea das cinco áreas de pastagem e mata nativa localizadas na Embrapa Pecuária Sudeste, em São Carlos/SP. Os marcadores em amarelo, roxo, marrom, laranja, azul e vermelho representam os sistemas IAL, SAL, SML, DEG, IPF e MN, respectivamente.



Fonte: Editado Google Maps

5.4 Análise do solo

5.4.1 Densidade aparente (DA)

A densidade aparente (DA) do solo foi determinada utilizando amostras indeformadas retiradas de um anel de aço Kopecky (volume interno de 100 cm^3). Para tanto, determinou-se a massa da amostra seca em estufa a 110 ºC por 24h. Os resultados foram expressos em g cm^{-3} (SEGNINI *et al.*, 2019).

5.4.2 Carbono total (CT)

Os teores de carbono total (CT) foram determinados por combustão a seco utilizando um analisador elementar (2400 Series II, Perkin Elmer).

5.4.3 Fluorescência induzida por laser (LIF)

As análises de fluorescência induzida por laser (LIF) foram realizadas de acordo com MILORI *et al.* (2006) e TADINI *et al.* (2021). Essa técnica foi utilizada para avaliar a aromaticidade da MOS. Amostras de solo (0,5 g) foram submetidas a 5 ton de pressão por 1 min por prensagem em prensa hidráulica. Duas pastilhas foram preparadas para cada amostra, onde todas as faces (4) foram analisadas. Para adquirir os espectros, as amostras de solo (pastilhas) foram excitadas com um laser de diodo em 405 nm, emissão de 465-800 nm, tempo de integração de 1000 ms e boxcar (suavização dos ruídos) igual a 8. Os espectros foram obtidos para cada face da amostra e os resultados corresponderam às médias. O índice de humificação (H_{FIL}) foi calculado como a razão da área integrada do espectro de emissão de fluorescência pelo teor de carbono total.

5.4.4 Análise enzimática

A atividade das enzimas β-glicosidase (BGL) e arilsulfatase (ARI) foram determinadas de acordo com os procedimentos descritos por TABATABAI (1994). Estes procedimentos são baseados na determinação do p-nitrofenol liberado após adição de substratos específicos para cada enzima. Devido aos seus curtos períodos de incubação (uma hora), o tolueno foi omitido dos ensaios. Essas determinações foram realizadas diretamente em amostras de solo secos ao ar, conforme MENDES *et al.* (2019).

Para quantificação da atividade da BGL, a um grama de solo foram adicionados 4 mL de solução tamponante universal MUB pH 6,0 e 0,25 mL de p-nitrofenil-β-D-glicopiranosídeo (PNG) 0,05 mol L^{-1} como substrato. As misturas foram incubadas a 37 ºC por 1h. Após o tempo de incubação, a reação foi interrompida pela adição de 1 mL de $CaCl_2$ 0,5 mol L^{-1}. O controle diferiu-se pela adição da solução tamponante MUB em substituição do substrato. Posteriormente, adicionou-se 4 mL da solução tamponante tris hidroximetil aminometano (THAM) 0,1 mol L^{-1} a pH 12,0 e a suspensão de solo foi filtrada através de um papel de filtro Whatman Nº2. A intensidade da coloração amarela do p-nitrofenol formado a partir da reação foi mensurada utilizando um Espectrofotômetro de Absorção UV-Vis (UV-1601PC, Shimadzu) a 420 nm.

Já para quantificação da atividade da ARI, a um grama de solo foram adicionados 4 mL de solução tamponante de acetato de sódio 0,5 mol L^{-1} pH 5,8 e 0,25 mL de p-nitrofenil sulfato 0,05 mol L^{-1} como substrato. As misturas foram incubadas a 37 ºC por 1h. Após o tempo de

incubação, a reação foi interrompida pela adição de 1 mL de $CaCl_2$ 0,5 mol L^{-1} e 4 mL de NaOH 0,5 mol L^{-1}. A suspensão de solo foi filtrada através de um papel de filtro Whatman Nº2 e a intensidade da coloração amarela do p-nitrofenol formado a partir da reação foi mensurada a 420 nm.

A atividade enzimática das duas enzimas foi expressa em µg p-nitrofenol g^{-1} solo h^{-1} (µg de p-nitrofenol liberado por grama de solo seco por hora) e estimada com base em uma curva padrão preparada com concentrações conhecidas de p-nitrofenol.

5.4.5 Carbono da biomassa microbiana (CBM)

O carbono da biomassa microbiana (CBM) foi determinado pelo método fumigação-extração proposto por VANCE *et al.* (1987). De maneira geral, nesta metodologia o CBM é estimado com base na diferença do carbono orgânico de solos fumigados com clorofórmio (F) e não fumigados (NF). Após a coleta no campo, 20 g de solos foram pesados, e o teor de umidade das amostras foram ajustadas para 70% da capacidade de campo. Posteriormente, as amostras foram incubadas por sete dias, no escuro, a temperatura ambiente. No sexto dia de pré-incubação, as amostras F foram fumigadas por 48h em um dessecador acoplado a uma bomba de vácuo, que continha 25 mL de clorofórmio isento de etanol.

Em seguida, o carbono orgânico de cada amostra (F e NF) foi extraído pela adição de 50 mL de solução extratora (K_2SO_4 0,5 mol L^{-1}) e agitados por 40 min a 150 rpm. Posteriormente, as suspensões foram filtradas usando papel de filtro Whatman Nº2, e a concentração do carbono orgânico nos extratos dos solos foram quantificados por meio de oxidação úmida, com $K_2Cr_2O_7$ em meio ácido, e sob aquecimento a 180 ºC por 30 min. Posteriormente, o dicromato residual foi determinado por titulação com $Fe(NH_4)_2(SO_4).6H_2O$ 0,033 mol L^{-1} em H_2SO_4 na presença do indicador fenantrolina.

O CBM foi calculado a partir da diferença entre o carbono orgânico dos solos fumigados e não fumigados. Um fator de correção (Kc) de 0,41 foi usado para converter o fluxo de carbono para CBM. Os resultados do CBM foram expressos em mg Cmic kg^{-1} solo.

5.4.6 Respiração basal (RB)

A respiração basal (RB) do solo foi estimada de acordo com JENKINSON e POWLSON (1976), pela quantificação do dióxido de carbono ($C\text{-}CO_2$) liberado pelas amostras não fumigadas durante período de incubação. Para isto, paralelamente as medições do CBM, os solos das amostras NF foram transferidos para recipientes herméticos, contendo um vial com 10 mL de KOH 0,3 mol L^{-1}, e incubadas no escuro por seis dias a temperatura ambiente. O CO_2 liberado pelos solos foi capturado pela base, e determinado por titulação com HCl 0,1 mol L^{-1} e fenolftaleína 1% como indicador. Para isto, foram adicionados previamente 3 mL de $BaCl_2$ 0,5 mol L^{-1} para precipitação do carbonato de sódio (Na_2CO_3). Como controle utilizou-se um recipiente hermético sem solo que continha apenas um vial com 10 mL da solução de KOH 0,3 mol L^{-1}. A RBS foi expressa em mg $C\text{-}CO_2$ kg^{-1} solo h^{-1}.

5.5 Análise da matéria orgânica dissolvida

5.5.1 Extração da matéria orgânica dissolvida (MOD)

A matéria orgânica dissolvida (MOD) dos solos foram extraídas utilizando a proporção 1:10 (m/v) para solo e água deionizada, respectivamente. A mistura foi agitada a 200 rpm por 16h. Posteriormente, a suspensão foi centrifugada a 6000 rpm por 30 min, e em seguida filtrada utilizando papel filtro microfibra de vidro com porosidade igual a 0,45 µm. Os filtrados foram armazenados a -20 ºC até as análises (JIANG *et al.*, 2017).

5.5.2 Quantificação e caracterização espectroscópica da matéria orgânica dissolvida

5.5.2.1 Determinação do carbono orgânico total (COT)

A concentração do carbono orgânico total na MOD, expressa em carbono orgânico dissolvido ([COD]; mg L^{-1}), foi quantificada empregando um analisador de carbono orgânico total (TOC-L, Shimadzu).

5.5.2.2 Espectrofotometria de absorção no ultravioleta-visível (UV-Vis)

Os espectros de varredura na região do ultravioleta-visível (UV-Vis) foram obtidos empregando um espectrofotômetro UV-Vis (UV-1601PC, Shimadzu) na faixa de 200 a 700 nm. Utilizou-se uma cubeta de quartzo de 1 cm de caminho óptico e água deionizada como branco. A partir dos espectros obtidos, dois índices foram calculados, o $SUVA_{254}$ e o S_R. A absorbância específica a 254 nm (índice $SUVA_{254}$, L $mg^{-1}C$ m^{-1}) foi utilizada para avaliar a natureza aromática da MOD (WEISHAAR *et al.*, 2003), e foi calculada normalizando o coeficiente de absorção decadal de UV, a(λ), no comprimento de onda específico (254 nm) pela concentração de COD, conforme as Equações 1 e 2. Posteriormente, os parâmetros de inclinação espectral (S) (do inglês, *spectral slope*) foram calculados nas faixas de comprimento de onda de 275-295 nm ($S_{275\text{-}295}$) e 350-400 nm ($S_{350\text{-}400}$) usando um ajuste não linear de uma função exponencial no espectro de absorção, conforme Equação 3. Em seguida, a razão da inclinação espectral (S_R) (do inglês, *spectral slope ratio*) foi calculada pela razão entre $S_{275\text{-}295}$ e $S_{350\text{-}400}$, conforme a Equação 4, e foi utilizada como indicador da massa molecular da MOD (HELMS *et al.*, 2008).

Definições: $A_{(\lambda)}$ e $\alpha_{(\lambda)}$ são a absorbância e o coeficiente de absorção (m^{-1}) no comprimento de onda λ (nm), respectivamente; *l* é o comprimento do caminho óptico da cubeta (cm); [COD] é a concentração do carbono orgânico dissolvido (mg C L^{-1}); S é a inclinação espectral (nm^{-1}) e λ_{ref} é o comprimento de onda de referência (nm).

$$\alpha_{(\lambda)} = \frac{2{,}303 * A(\lambda)}{l} \quad (1)$$

$$SUVA_{254} = \frac{\alpha(\lambda)}{[COD]} \quad (2)$$

$$\alpha_{(\lambda)} = \alpha_{(\lambda_{ref})}\, e^{-S(\lambda - \lambda_{ref})} \quad (3)$$

$$S_R = \frac{S_{(275-295)}}{S_{(350-400)}} \quad (4)$$

5.5.2.3 Espectrometria de fluorescência molecular

Os espectros de fluorescência molecular na modalidade matriz excitação-emissão (MEE) foram obtidos empregando um espectrômetro de fluorescência (LS 50B, Perkin Elmer). Anteriormente as análises, as concentrações do COD de todas as amostras foram ajustadas para 4 mg C L^{-1} para minimizar os efeitos de filtro interno, e tornar as amostras comparáveis entre si. Os espectros de fluorescência MEE foram adquiridos na faixa de varredura de 240 a 700 nm para emissão e 220 a 510 nm para excitação. A velocidade de varredura foi fixada em 1200 nm min^{-1} e a voltagem da fotomultiplicadora em 700 V. Os espectros foram obtidos com filtro de corte em 290 nm para o feixe de emissão, e o incremento de excitação foi de 10 nm, totalizando 30 varreduras, e largura de fenda de 10 nm tanto para emissão quanto excitação.

Alguns índices adimensionais foram calculados a partir dos espectros MEE, incluindo o índice de fluorescência (FI), o índice de humificação (HIX) e o índice biológico (BIX). O índice de fluorescência (FI) foi calculado como a razão da intensidade de emissão em 470 nm para aquela em 520 nm sob o comprimento de onda de excitação de 370 nm (CORY; MCKNIGHT, 2005; MCKNIGHT *et al.*, 2001), como segue na Equação 5. O índice de humificação (HIX) foi calculado pela razão da área integrada da banda na faixa de comprimentos de onda de emissão de 435–480 nm para 300–345 nm, sob o comprimento de onda de excitação em 255 nm (ZSOLNAY *et al.*, 1999), como mostrado na Equação 6. Já o índice biológico (BIX) inicialmente proposto por PARLANTI *et al.* (2000) e modificado por HUGUET *et al.* (2009) foi calculado como a razão da intensidade de fluorescência de emissão em 380 nm para aquela em 430 nm, sob o comprimento de onda de excitação em 310 nm (HUGUET *et al.*, 2009), como segue na Equação 7.

Definições: *fI* é a intensidade de fluorescência em um determinado comprimento de onda; *fA* é a área da banda de emissão de fluorescência; Ex é o comprimento de onda de excitação (nm) e Em é o comprimento de onda de emissão (nm).

$$\mathrm{FI} = \frac{fI\ (\mathrm{Ex{=}370\ nm;\ Em{=}470\ nm})}{fI\ (\mathrm{Ex{=}370\ nm;\ Em{=}520\ nm})} \tag{5}$$

$$\mathrm{HIX} = \frac{fA\ (\mathrm{Ex{=}255\ nm;\ Em{=}435{-}480\ nm})}{fA\ (\mathrm{Ex{=}255\ nm;\ Em{=}300{-}345\ nm})} \tag{6}$$

$$\mathrm{BIX} = \frac{fI\ (\mathrm{Ex{=}310\ nm;\ Em{=}380\ nm})}{fI\ (\mathrm{Ex{=}310\ nm;\ Em{=}430\ nm})} \tag{7}$$

Além dos índices espectrais, todos os espectros MEE obtidos foram tratados utilizando a ferramenta estatística análise dos fatores paralelos (PARAFAC). Esta técnica permitiu decompor o sinal complexo dos espectros de fluorescência em componentes simples e independentes. O número de componentes que melhor se ajustou ao modelo deveria apresentar um valor de CORCONDIA (do inglês, *Core Consistency Diagnostic*) maior que 60% (MOUNIER *et al.*, 2011). A contribuição de cada componente para a fluorescência total foi expressa em porcentagem relativa (%).

5.5.3 Caracterização química da MOD pela Espectrometria de Massas de Ressonância Ciclotrônica de Íons por Transformada de Fourier com Ionização por Eletrospray no modo negativo (ESI(-) FT-ICR MS)

Os extratos de MOD foram diluídos na proporção 1:10, MOD:AM, onde AM é uma mistura 1:1 de MeOH:H_2O. Os extratos foram analisados pelo modo de íons negativos, ESI(-), usando uma fonte Apollo II ESI em um fluxo contínuo de 120 µL hr^{-1} em um Bruker Daltonics 12T Apex Qe FT-ICR-MS. Anteriormente as análises, foi realizada a calibração do equipamento com polietilenoglicol e padrão sugerido pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas, o ácido fúlvico extraído do rio Suwannee, para garantir medições precisas na razão massa/carga (m/z) desejada (300-800 Da). Brancos analíticos foram realizados entre as amostras para garantir que não houvesse efeito de memória, e as voltagens ESI e o acúmulo de íons foram otimizados para cada amostra.

Posteriormente as análises, foi realizada a calibração dos espectros de massas usando ácidos graxos, ácidos dicarboxílicos e séries homólogas de CH_2 (SLEIGHTER; HATCHER, 2008). Através do software MATLAB, os picos que apareceram nos brancos foram removidos, juntamente com picos de sais, íons duplamente carregados e isotopólogos (^{13}C). Apenas fórmulas moleculares com erro de ± 0,5 ppm e razão sinal/ruído (S/R) ≥ 3 foram atribuídas. C, H, N, O, S e P, representam o número de átomos de carbono, hidrogênio, nitrogênio, oxigênio, enxofre e fósforo, respectivamente, e foram considerados como elementos potenciais. A designação da fórmula molecular foi restrita à composição elementar de $^{12}C_{5-\infty}$, $^{1}H_{1-\infty}$, $^{16}O_{0-30}$, $^{14}N_{0-5}$, $^{32}S_{0-2}$, $^{31}P_{0-2}$. Com base nos resultados, as fórmulas moleculares foram caracterizadas usando suas razões

atômicas H/C e O/C e plotadas em diagramas de van Krevelen (vK). As fórmulas químicas foram divididas em oito subcategorias: CHO, CHON, CHO, CHOP, CHONS, CHONP, CHOSP e CHONSP. Também foram categorizadas em onze classes bioquímicas: compostos aromáticos condensados (ConAc), pequenos aromáticos condensados (SCA), lignina, taninos, ácido sulfônico, amino açúcar, açúcar, proteína, ácido graxo, lipídio e insaturados. Uma vez que as composições elementares são atribuídas, algumas métricas foram calculadas usando a estequiometria das fórmulas moleculares. As métricas foram: massa molecular (MM), ligação dupla equivalente (DBE), e índice de aromaticidade modificado (AI_{mod}) (KOCH; DITTMAR, 2006). Definições: MM: massa molecular média de todas as fórmulas moleculares; DBE: mede o grau de insaturação e o número total de ligações duplas; AI_{mod}: mede a densidade de dupla ligação em uma molécula.

5.5.4 Análise isotópica de carbono ($\delta^{13}C$)

As amostras de MOD foram analisadas em duplicata em um analisador elementar (Thermo Scientific Flash Elemental Analyzer, 1112 Series) conectado a um espectrômetro de massa de razão isotópica (Thermo Scientific Delta V Plus). As razões isotópicas para o carbono ($^{13}C/^{12}C$) foram medidas e usadas para calcular os valores de $\delta^{13}C$ relativos a pulsos de gases de referência-CO_2. Os dados de $\delta^{13}C$ foram então calibrados contra um padrão interno de quitina de cascas de camarão (Sigma Chemical C9752, $\delta^{13}C$ = -20,08 ± 0,13 ‰). O padrão substituto de quitina foi previamente calibrado contra padrões isotópicos primários do NIST ácido glutâmico (USGS 40) e sacarose (IAEA-CH-6). As incertezas das medições foram calculadas propagando o desvio padrão das medições da amostra duplicada com o desvio padrão das medições replicadas do padrão substituto de quitina (WAGNER *et al.*, 2017). Os brancos analíticos foram analisados em toda a sequência analítica para garantir que não houvesse efeito de memória e nenhuma deterioração da coluna. A contribuição de plantas C_3 e C_4 foi estimada com base em duas áreas de referência utilizando-se o $\delta^{13}C$. Para as plantas C_3 a mata nativa foi a referência, e para as plantas C_4 a pastagem degradada, conforme mostram as Equações 8 e 9.

$$C_3(\%) = \left(\frac{\delta 13C\ MOD\ area - \delta 13C\ MOD\ ref\ C4}{\delta 13C\ MOD\ ref\ C3 - \delta 13C\ MOD\ ref\ C4}\right) \times 100 \quad (8)$$

$$C_4(\%) = \left(\frac{\delta 13C\ MOD\ area - \delta 13C\ MOD\ ref\ C3}{\delta 13C\ MOD\ ref\ C4 - \delta 13C\ MOD\ ref\ C3}\right) \times 100 \quad (9)$$

5.6 Análise estatística

Todos os resultados são apresentados como média e desvio padrão. As comparações dos sistemas de pastejo foram realizadas usando a ANOVA e o teste de comparação múltipla de Duncan para casos de homogeneidade de variância. Para casos de heterogeneidade de variância, foram utilizados a ANOVA não paramétrica e o teste de comparações múltiplas de Kruskal-Wallis. A homogeneidade de variância foi obtida pelo teste de Bartlett e a normalidade dos resíduos dos modelos por Shapiro-Wilk. Por fim, as relações entre as variáveis foram avaliadas pela correlação de Pearson (r) e pela análise de componentes principais (ACP). O nível de significância estatística foi estabelecido em 5% e todas as análises foram realizadas usando o software R studio 4.1.2 (R CORE TEAM, 2021).

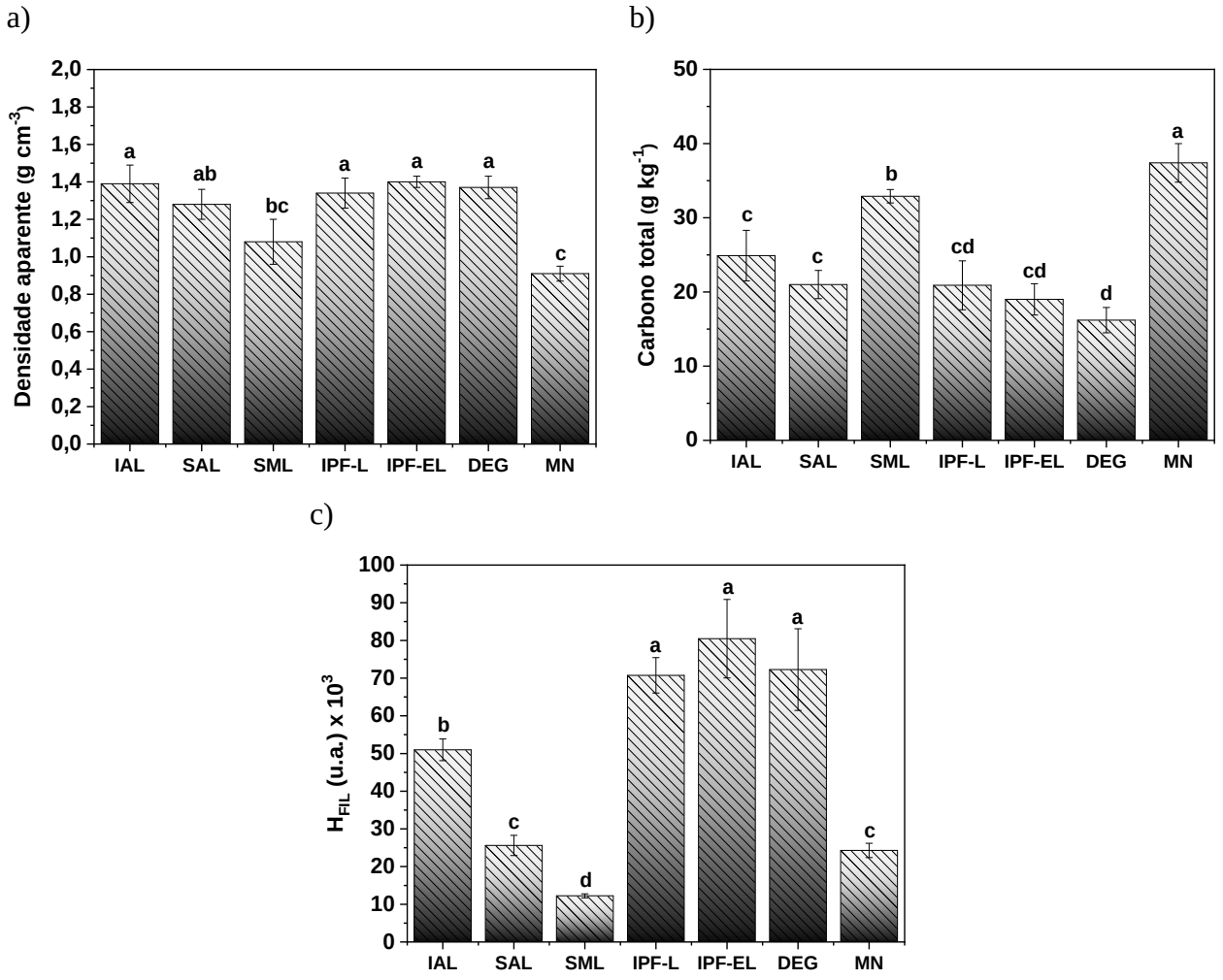
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Análise do solo

6.1.1 Análise físico-química

Os efeitos dos sistemas de manejo na densidade aparente (DA), carbono total (CT) e índice de humificação (H_{LIF}), na camada superficial do solo (0-10 cm), são apresentados nas Figuras 4a, 4b e 4c, respectivamente.

Figura 4- Densidade do solo (a), carbono total (b) e índice de humificação (H_{LIF}) (c) nos diferentes manejos de pastagens. Médias com as mesmas letras não diferem ao nível de significância de 5%. Nota: i) pastagem irrigada com alta taxa de lotação animal (IAL); ii) pastagem de sequeiro com alta taxa de lotação animal (SAL); iii) pastagem de sequeiro com moderada taxa de lotação animal (SML); iv) sistema integrado pecuária-floresta com moderada taxa de lotação animal, amostra coleta nas linhas das árvores (IPF-L); v) sistema integrado pecuária-floresta com moderada taxa de lotação animal, amostra coleta entrelinhas das árvores (IPF-EL); vi) pastagem degradada (DEG) e vii) mata nativa (MN).



Fonte: Autoria própria

A menor DA foi observada na MN (0,91±0,04 g cm^{-3}), provavelmente uma consequência da baixa perturbação do solo no local (Figura 4a). O SML apresentou valor de DA

estatisticamente semelhante ao solo na MN, valores intermediários no SAL e os sistemas IAL, IPF e DEG apresentaram a maior densidade do solo. O aumento da DA no SAL em relação ao SML, está provavelmente relacionado à alta taxa de lotação (4,2 animais ha^{-1}), que causa um pisoteio mais intenso dos animais. Além disso, a adição de irrigação no sistema IAL pode ter aumentado a compactação do solo em relação ao SAL (SEGNINI *et al.*, 2019). A conversão do sistema DEG em IPF (ambas as subáreas) não alterou a densidade aparente. A baixa taxa de lotação animal, mas com alta DA na pastagem degradada pode ser devido à combinação do solo mais exposto, com maior erosão superficial e menor teor de matéria orgânica (RAMOS *et al.*, 2015) (como visto na Figura 4b).

Os teores de CT variaram de acordo com o uso e manejo do solo (Figura 4b). O maior teor foi encontrado na MN e o menor na DEG, com 37,4 ± 2,6 g kg^{-1} e 16,2 ± 1,7 g kg^{-1}, respectivamente. Além disso, destacou-se o sistema SML com 32,9 ± 0,9 g kg^{-1}, com valor médio próximo ao da mata nativa. Não obstante, o baixo teor de CT na pastagem degradada em comparação com outros sistemas reflete a perda de MO promovida pela baixa produção de matéria seca da pastagem (sem correção do solo ou adubação) e o sobrepastejo. Por outro lado, o maior CT na MN reflete a entrada contínua de matéria orgânica e impactos antrópicos reduzidos nessas áreas (QIAO *et al.*, 2014). O aumento da taxa de lotação animal diminuiu o carbono do solo nos sistemas IAL e SAL em relação ao SML (ressaltando que apenas a profundidade de 0-10 cm foi considerada nesta discussão). Nesta perspectiva, o impacto do pastejo no carbono do solo tem sido amplamente relatado na literatura (BAUDRACCO; HOLMES; MACDONALD, 2010; EDUARDO *et al.*, 2013; MCCARTHY *et al.*, 2012; NAWAZ; BOURRIÉ; TROLARD, 2013). Por exemplo, MCCARTHY *et al.* (2012) mostraram que o aumento da taxa de lotação foi um fator determinante na redução da produtividade do solo em sistemas de pastagem para bovinos leiteiros, onde EDUARDO *et al.* (2013) ainda observaram que o aumento da lotação animal interferiu na rebrota das forrageiras e diminuiu a oferta de forragem para o gado.

O CT em ambas as subáreas no sistema IPF não apresentaram diferença estatística frente a DEG, mostrando que com 12 anos de manejo não foi possível aumentar o teor de carbono do solo. Ressalta-se que a variação temporal entre a implantação do manejo e a amostragem de solo nos sistemas IAL e SAL foi maior, ambos 18 anos, enquanto para o SML, 24 anos, fator que também contribuiu para maiores níveis de CT nessas pastagens. Além disso, o sistema integrado é mais complexo que as demais pastagens, pois há mais de um componente de vegetação (árvores

e forrageiras), que interagem no espaço e no tempo (PEZZOPANE *et al.*, 2019). Além disso, efeitos alelopáticos entre componentes do sistema, sombras de árvores no pasto, bem como competição por água e nutrientes também podem influenciar o CT dos solos em sistemas integrados (CARVALHO *et al.*, 2015).

Maiores H_{LIF} foram encontrados nas pastagens DEG, IPF-R e IPF-BR, onde não houveram diferenças estatísticas (Figura 4c). Posteriormente, IAL com valores intermediários e menores para MN, SML e SAL. Diferentemente do CT, este índice fornece pistas sobre a qualidade da MOS, em termos de aromaticidade e resistência à degradação microbiana; sugerindo que moléculas com dupla ligação de carbono podem ser termodinamicamente mais resistentes à degradação microbiana do que uma simples ligação (SEGNINI *et al.*, 2019; TADINI *et al.*, 2021). O aumento do H_{LIF} na pastagem degradada e no sistema integrado indicou a presença de carbono mais recalcitrante, seja por insaturação em compostos orgânicos ou anéis aromáticos condensados. Isso indica maior estabilidade da MO na camada superficial do solo desses manejos e, em algumas situações, maior resistência à degradação microbiana. Neste sentido, embora existam estudos que indiquem que toda MOS pode ser processada microbiologicamente (LEHMANN; KLEBER, 2015), a teoria da complexidade funcional sugere que os microorganismos primeiro consomem compostos semelhantes à sua via metabólica, depois adquirem energia para assimilar aqueles com maior custo energético (LEHMANN *et al.*, 2020).

Por outro lado, a diminuição do H_{LIF} nos sistemas SML e SAL, bem como MN, foi associada a maior quantidade de carbono mais lábil (mais provavelmente com grupos alifáticos) de vegetação de cobertura, resíduos vegetais e animais (SEGNINI *et al.*, 2019). Isto sugere que a atividade biológica e a decomposição de resíduos orgânicos nessas três áreas podem ser mais efetivas, principalmente no sistema SML, uma vez que as estruturas químicas possuem cadeias mais curtas e fácil acesso ao ataque microbiano.

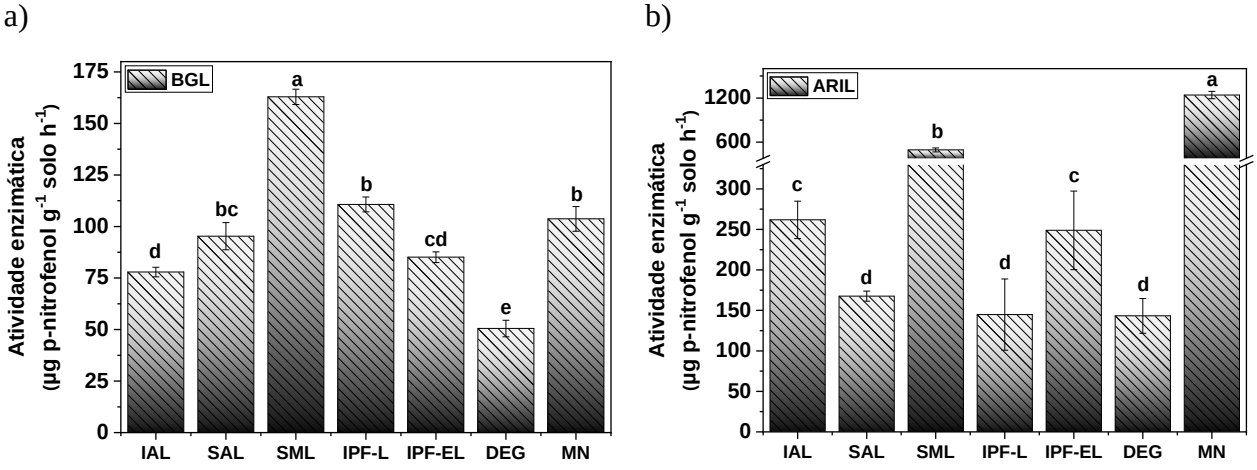
O estoque de carbono do solo está relacionado ao equilíbrio entre a razão de formação e decomposição (SEGNINI *et al.*, 2019). Portanto, o estoque de carbono deve aumentar ao longo do tempo para manter o nível mais próximo da área original (BAYER *et al.*, 2006). SEGNINI *et al.* (2019) avaliaram em profundidade (até 1 m) o teor do CT, o estoque de carbono e o índice H_{LIF} nas mesmas pastagens deste estudo (amostragem em 2011), exceto para o sistema integrado pecuária-floresta. Comparando os resultados obtidos pelos autores com os do presente estudo, houve um aumento do teor de carbono na camada superficial do solo entre 2011 e 2020, com

destaque para o sistema SML com maior percentual de aumento. O maior teor de CT nesta pastagem próximo ao observado para a MN, e menor H_{LIF}, indica acúmulo de carbono e que mesmo um carbono orgânico mais recente, menos transformado, lábil, que pode ser posteriormente transformado em carbono orgânico mais recalcitrante no solo, pode ser resiliente como demonstrado pelo tempo experimental.

6.1.2 Atividade enzimática do solo

A maioria das reações bioquímicas que ocorrem no solo são dependentes ou relacionadas à atividade de enzimas (GHOSH *et al.*, 2020; ZHOU; STAVER, 2019). Devido à sua sensibilidade, as determinações das atividades enzimáticas do solo têm sido úteis para indicar diferenças entre os sistemas de manejo que estão intimamente relacionadas à qualidade do solo (MENDES *et al.*, 2021). A Figura 5 mostra as atividades das enzimas β-glicosidase (BGL) e arilsulfatase (ARIL), responsáveis pela liberação de glicose e sulfato para o sistema, fontes de energia para o metabolismo microbiano e crescimento da planta, respectivamente (TABATABAI, 1994; TABATABAI; BREMNER, 1972).

Figura 5- Atividades de β-glicosidase (BGL) (a) e arilsulfatase (ARIL) (b) nos diferentes manejos de pastagens. Médias com as mesmas letras não diferem ao nível de significância de 5%.



Fonte: Autoria própria

O sistema SML apresentou a maior atividade da BG (163±4 µg p-nitrofenol g^{-1} solo h^{-1}), seguido pelos sistemas IPF-L, MN, SAL, IPF-EL, IAL, e, por último, a DEG, que apresentou o menor valor de atividade da BG (50±4 µg p-nitrofenol g^{-1} solo h^{-1}) (Figura 5a). Conforme mostrado na Figura 5b, o sistema SML apresentou maior teor de CT frente os demais manejos. Essa condição proporciona um ambiente favorável aos microrganismos, contribuindo para uma estrutura de comunidade microbiana mais diversificada, capazes de secretar a BGL (STOTT *et al.*, 2010). Embora em solos de mata nativa haja maior diversidade vegetal e microbiana, isso não resultou em maior atividade enzimática da BGL na MN comparado ao sistema SML. Conforme apontado por LOPES *et al.* (2013), essa observação, que pode ser considerada uma anomalia, está relacionada à qualidade e quantidade dos resíduos vegetais decompostos, que são mais complexos nas áreas de mata nativa do que aqueles comumente encontrados em ambientes de agropecuária (PEIXOTO *et al.*, 2010). Resíduos mais complexos, com maior teor de lignina (como aromáticos e estruturas condensadas), podem resultar na diminuição da atividade da BGL, uma enzima do solo que atua na etapa final da degradação da celulose (TABATABAI, 1994). Nesse sentido, a qualidade do carbono teve um papel importante, onde a pastagem (SML) apresentou menor H_{LIF} do que a mata nativa e, portanto, matéria orgânica lábil mais facilmente acessível. O manejo na DEG, sem correção do pH do solo e adubação, e pastejo contínuo, não possibilitou tanto a renovação da pastagem quanto maior aporte de resíduos vegetais, o que diminuiu a atividade microbiana evidenciada pela menor atividade enzimática do BGL em relação aos demais sistemas. Além disso, o carbono orgânico remanescente neste sistema parece ser mais aromático (maior H_{LIF}), o que também explica a menor atividade do BGL, que atua, como já mencionado, na etapa final da degradação da celulose.

Na literatura há discussões sobre os mecanismos e partes críticas que regulam a produção e atividade das enzimas do solo (BURNS *et al.*, 2013). Por exemplo, ALLISON e VITOUSEK (2005) relataram que a demanda por recursos energéticos e nutricionais tende a ser um dos principais fatores para o aumento da atividade enzimática no solo. Por outro lado, outros autores destacaram o papel da estrutura e composição da biomassa microbiana (SIX *et al.*, 2006; STRES; TIEDJE, 2006). Além disso, estudos recentes mostraram que alterações na matéria orgânica podem levar anos para serem detectadas, enquanto a atividade enzimática pode fornecer resultados confiáveis de alterações em um período mais curto (MENDES *et al.*, 2021). Embora o

IPF-L tenha apresentado menor teor de CT e maior H_{LIF} em relação a MN, ambos os solos apresentaram atividade da BG semelhante. Isso mostra que o carbono recalcitrante em algumas situações não explica a resistência à degradação microbiana, consequentemente, à atividade enzimática (LEHMANN; KLEBER, 2015). Por outro lado, o aumento da atividade da enzima BGL no IPF-L reflete o aumento da atividade biológica neste solo. A longo prazo, indica que o sistema pode favorecer o acúmulo de carbono, mesmo que o aumento da atividade enzimática nos estágios iniciais não esteja atrelado ao aumento efetivo do teor de matéria orgânica (MENDES *et al.*, 2021; MENDES *et al.*, 2020).

Foi observada diferença significativa para BGL entre as subáreas do sistema IPF (IPF-L e IPF-EL), mas esse efeito sobre o teor de CT e o índice H_{LIF} foi praticamente desprezível. Compostos mais facilmente oxidáveis liberados por exsudatos de árvores e que apresentam menor grau de lignificação podem ter ajudado a aumentar a atividade desta enzima no sistema IPF-L do que no IPF-EL. UPSON e BURGESS (2013) destacaram que sistemas integrados, como o IPF, apresentam árvores com maior volume de raízes finas, nas quais essas raízes finas controlam a qualidade e os liberação de exsudatos. Este cenário possivelmente poderia ter aumentado a atividade enzimática no IPF-L. Outra possibilidade é que a adoção posterior desse sistema (IPF) em relação aos demais, que pode ter contribuído para que a diferença química não tenha sido observada em relação à biológica.

Além disso, segundo NAWAZ e colaboradores (2013), sistemas de pastagem com altas taxas de lotação animal desfavorecem o desenvolvimento de algumas classes de microrganismos do solo e reduzem a excreção e atividade de enzimas específicas. O pisoteio intenso dos animais causa compactação do solo e alterações nas propriedades químicas e físicas. A compactação envolve um rearranjo microscópico que aproxima as partículas sólidas. Esse fenômeno causa a redução dos macroporos, diminui a aeração do solo e causa deficiências de oxigênio, afetando negativamente a atividade de alguns microrganismos mais sensíveis (TAN; CHANG; KABZEMS, 2008). A atividade do BGL no SML foi aproximadamente o dobro da observada nos sistemas IAL e SAL, mostrando que a maior taxa de lotação diminuiu a atividade da BGL. A combinação desses fatores pode não apenas ter diminuído a atividade dessa enzima, mas também afetar a ciclagem do carbono e a produtividade da forragem em comparação com áreas não compactadas ou menos compactadas. O sistema irrigado com pivô central, acionado esporadicamente, pode causar compactação do solo; além disso, a secagem-reumedecimento

dessa área pode causar estresse a microrganismos específicos, afetando suas funções e diminuindo a atividade de classes de enzimas, como a BG (KHAN *et al.*, 2019).

A maior atividade da enzima ARIL foi observada na MN (1241±49 µg p-nitrofenol g^{-1} solo h^{-1}), seguido pelo SML, IAL, IPF-EL, SAL, IPF-L, e, por último, a DEG, que como para BGL, apresentou a menor média (143±21 µg p-nitrofenol g^{-1} solo h^{-1}) (Figura 5b). Ao contrário da enzima BGL, a quantidade, e não a qualidade da matéria orgânica pareceu desempenhar papel significativo no aumento da atividade da ARIL. De modo geral, o aumento da atividade enzimática foi diretamente proporcional ao aumento do carbono total do solo nos diferentes manejos. O maior o teor de CT, grande contribuição de resíduos orgânicos e alta produção de biomassa vegetal resultaram em maior atividade da ARIL na MN e SML. Este processo resulta na entrada de maiores quantidades de substratos contribuindo para o aumento das atividades da ARIL. Além disso, tanto a BGL, quanto a ARIL, diminuíram suas atividades com o aumento da lotação animal, o que pode ser observado nos sistemas IAL e SAL frente ao SML.

A atividade enzimática pode indicar processos metabólicos específicos no solo (NANNIPIERI *et al.*, 2012). A β-glicosidase intervém no ciclo biogeoquímico do carbono e atua nos carboidratos de cadeia curta, catalisando a liberação de glicose, e a arilsulfatase na conversão de enxofre orgânico em inorgânico.

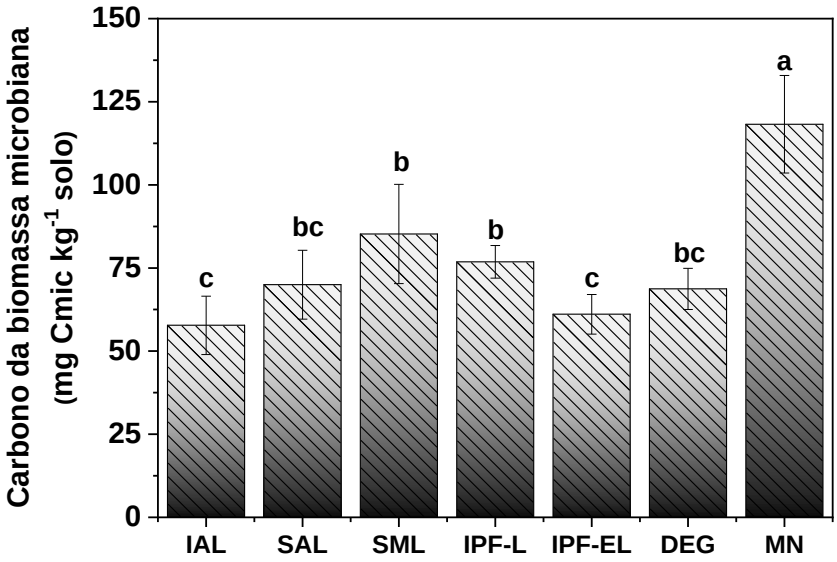
Os resultados obtidos no presente estudo mostraram que o SML se destacou em relação aos outros sistemas, com maiores atividades enzimáticas para BGL e ARIL (por exemplo, 2,6 e 3,4 vezes maiores do que os níveis de atividade observadas na pastagem DEG), demonstrando que o manejo da pastagem influencia consideravelmente o ciclo do carbono e enxofre. Esses resultados estão de acordo com DAMIAN *et al.* (2021), que também observaram aumento das atividades enzimáticas do solo (β-glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida) em sistemas de manejo de pastagens intensivas e sistemas IPF, em comparação ao manejo convencional de pastagens em ambientes tropicais/subtropicais.

6.1.3 Carbono de biomassa microbiana

O carbono da biomassa microbiana (CBM) também tem sido sugerido como indicador da qualidade do solo, pois está associado ao carbono contido no componente vivo da MOS, cuja composição varia de acordo com o tipo de solo, idade, vigor fisiológico e metabólico (PABST;

KÜHNEL; KUZYAKOV, 2013; REN *et al.*, 2019; VANCE; BROOKES; JENKINSON, 1987; WU, 2020). No entanto, o CBM não é uma estimativa de atividade, apenas da massa viva total de microrganismos, estejam em estado latente ou não (VANCE; BROOKES; JENKINSON, 1987). Segue na Figura 6 a concentração do CBM dos diferentes manejos e mata nativa.

Figura 6- Carbono da biomassa microbiana (CBM) nos diferentes manejos de pastagens. Médias com as mesmas letras não diferem ao nível de significância de 5%.



Fonte: Autoria própria

Neste estudo, a variação do CBM frente à análise enzimática foi sutil, mostrando que este parâmetro foi menos sensível para diferenciar os manejos do solo. Os valores do CBM variaram de 57,7 ± 8,8 a 118,2 ± 14,7 mg C microbiana kg^{-1} solo nos diferentes sistemas (Figura 6), em que a menor média foi observada para o IAL e IPF-EL e a maior para a mata nativa, mas apenas a MN apresentou diferença estatisticamente significativa em relação a todos os outros sistemas. Além disso, o sistema ILF-L apresentou maior CBM do que o IPF-EL, o que pode estar relacionado aos exsudatos das raízes das árvores, promovendo maior desenvolvimento de biomassa microbiana próxima às árvores. GUILLOT *et al.* (2019) observaram o mesmo comportamento em um IPF do agroecossistema mediterrâneo e destacaram o papel fundamental do carbono lábil liberado pelas raízes das árvores.

Estudos na literatura relataram maior teor do CBM sob vegetação de floresta nativa em comparação com áreas agrícolas (ARAUJO *et al.*, 2010; RAIESI; BEHESHTI, 2015). Em áreas sob vegetação nativa há ausência de preparo do solo. Isso favorece a preservação das hifas fúngicas e o acúmulo de serrapilheira. Também resulta em maior presença de raízes, que aumentam a entrada de substratos orgânicos no sistema, via exsudatos radiculares (BLAGODATSKAYA; KUZYAKOV, 2013). Isso pode justificar o aumento do CBM na MN em relação a outras áreas, indicando maior equilíbrio da microbiota do solo no sistema.

O CBM no sistema SML apresentou diferença estatística apenas para o IAL e IPF-EL. Por outro lado, foi observada média superior em relação a todas as outras pastagens. Isso provavelmente se deve à presença de plantas forrageiras com sistemas radiculares mais largos, que proporcionam maior liberação de exsudatos e, consequentemente, aumento da população de microrganismos. Isso pode ser comprovado em parte pelo teor de CT (Figura 4b). Além disso, tanto o sistema IAL quanto o SAL apresentaram menores valores de CBM em relação ao sistema SML, mas apenas o sistema irrigado com alta taxa de lotação animal apresentou diferença estatística. Autores relataram um efeito adverso da compactação do solo sobre este parâmetro (FREY *et al.*, 2009; PUPIN; FREDDI; NAHAS, 2009), onde a redução da aeração do solo tem sido a principal causa desse fenômeno. Além disso, o efeito da secagem-reumedecimento do solo no sistema IAL pode ter causado efeitos perturbadores na biomassa microbiana do solo, como também destacado por KHAN *et al.* (2019).

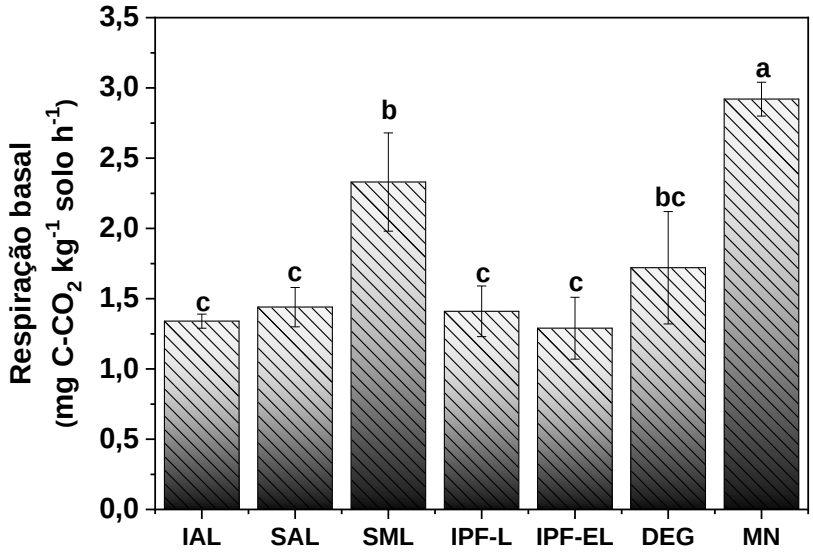
Não foi observada diferença estatística entre o CBM na DEG e as pastagens manejadas. Ao longo dos anos de implantação, o sistema DEG foi invadido pela espécie forrageira *Paspalum,* e atualmente vive em consórcio com *Brachiaria brizantha* instalada no início do experimento. HUNGRIA *et al.* (2009) relataram que plantas invasoras influenciaram a biomassa microbiana em solo em pousio. Por outro lado, conforme observado na Figura 4b, a pastagem degradada apresentou baixo teor de carbono em relação aos demais sistemas, duas vezes menor que o SML, por exemplo. Até certo ponto, o que poderia explicar esse resultado é que a biomassa microbiana se estabilizou no solo. Se um solo estiver sob condições estabilizadas por um período prolongado, a biomassa microbiana também pode atingir um equilíbrio com o suprimento de substrato (WANG *et al.*, 2003). Como a atividade microbiana é limitante devido a vários fatores, incluindo a disponibilidade de carbono, alguns dos microrganismos neste solo provavelmente estariam em estado de latência (BLAGODATSKAYA; KUZYAKOV, 2013). Assim, o CBM não

pode ser utilizado apenas como um indicador para avaliar a qualidade biológica do solo, pois não é uma estimativa da atividade, mas sim da massa viva total. Nesse contexto, a atividade enzimática teve um papel importante para que essa diferenciação fosse observada.

6.1.4 Respiração basal

A respiração basal (RB) é uma medida geral da atividade dos microrganismos do solo (KHAN *et al.*, 2019; LEITE *et al.*, 2010). A Figura 7 mostra a RB nas áreas de estudo.

Figura 7- Respiração basal (RB) do solo em diferentes sistemas de manejo de pastagens. Médias com as mesmas letras não diferem ao nível de significância de 5%.



Fonte: Autoria própria

Em geral, este parâmetro seguiu uma tendência semelhante à observada para o CBM. A MN apresentou a maior média (2,88 ± 0,11 mg C-CO_2 kg^{-1} solo h^{-1}), seguido dos sistemas SML e DEG. Os demais sistemas apresentaram emissões de CO_2 semelhantes, sem diferenças estatísticas. Valores mais altos para RB ocorrem em áreas com maior atividade biológica, e está diretamente relacionado à disponibilidade de carbono do solo e biomassa microbiana (KHAN *et al.*, 2019). A curto prazo, uma alta taxa de RB pode ser interpretada como algo favorável, pois a

decomposição da MOS fornece nutrientes para as plantas. Por outro lado, indica perda de carbono orgânico do solo para a atmosfera (NOVAK *et al.*, 2017). No ano de amostragem do solo, os sistemas SML e DEG estiveram instalados por 24 anos, os sistemas IAL e SAL por 18 anos e o IPF instalado por 12 anos, ou seja, sistemas sob experimentos de longa duração. Portanto, alguns cuidados devem ser tomados na interpretação da RB dessas áreas e devem estar estritamente ligadas a outros parâmetros já avaliados.

A liberação mais significativa de CO_2 na MN está associada à constante incorporação de resíduos vegetais na superfície e ao baixo revolvimento do solo, estimulando assim os microrganismos do solo. Essa combinação com o maior teor de CT fornece um estado estacionário para o carbono orgânico para suportar a biomassa microbiana mais alta do que os solos de pastagem (MGANGA; RAZAVI; KUZYAKOV, 2016). Portanto, através da convergência dos resultados até o momento, é possível inferir que o solo na MN apresenta maiores quantidades de biomassa microbiana, acúmulo de matéria orgânica e atividade biológica em resíduos orgânicos na camada superficial do solo, como esperado.

Quanto às análises enzimática e CBM, o RB foi menor com o aumento da lotação animal com diferenças significativas entre o efluxo de CO_2 do sistema SML em relação aos sistemas IAL e SAL. A rápida ciclagem de nutrientes e a renovação da biomassa vegetal no sistema SML podem ter promovido os maiores índices de RB. Em contraste, a compactação do solo nos sistemas IAL e SAL pode ter afetado a liberação de CO_2 e a mineralização do carbono orgânico do solo (BEYLICH *et al.*, 2010). Além disso, CHAPPELL e JOHNSON (2015) investigaram o efeito da densidade do solo no efluxo de CO_2. Os autores descobriram que a liberação de dióxido de carbono aumentou com a diminuição da densidade aparente, o que causou maior difusividade do gás. Neste estudo, foi observada uma menor densidade do solo no SML em relação às demais pastagens e corrobora com o exposto acima de maior efluxo de CO_2 dos solos neste sistema.

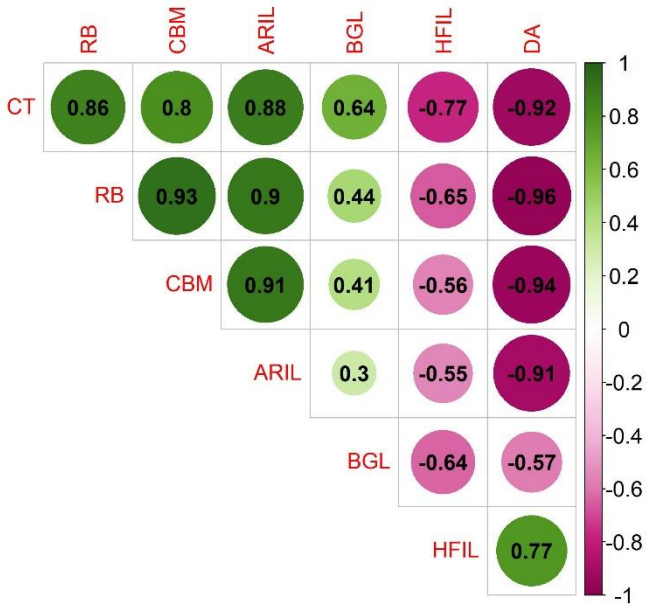
A pastagem degradada não apresentou diferença estatística para RB em relação às demais pastagens. Esta descoberta indicaria atividade biológica considerável no sistema DEG. Analisando os teores de DA, CT, H_{LIF} e enzimas, foi possível entender a real condição desse tratamento, com baixo teor de matéria orgânica e atividade enzimática, configurando seu estágio de degradação. Na pastagem degradada não há nenhum tipo de adição de nutrientes. Combinado com a destruição da proteção física pelo gado, isso expõe o solo a agentes erosivos que reduzem a matéria orgânica disponível (BORIE *et al.*, 2006). Todos esses eventos podem ter levado a um

desequilíbrio no ambiente, onde a atividade microbiana aumentou devido a condições estressantes. Assim, nota-se que as análises isoladas de CBM e RB subestimariam a real condição dos solos no sistema DEG, destacando assim a importância de analisar diversos parâmetros para inferir sobre a real qualidade do solo, como a análise enzimática, que apresentou maior sensibilidade para diferentes gestões. Além disso, IAL, SAL, IPF-L e IPF-EL apresentaram comportamentos diferentes para as atividades enzimáticas, mas CBM e RB semelhantes. Portanto, neste caso, CBM e BR não parecem ser um bom discriminador nestes manejos.

6.1.5 Análise bivariada e multivariada

A Figura 8 mostra os coeficientes de correlação de Pearson entre todas as variáveis.

Figura 8- Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre as variáveis do solo. As variáveis são densidade aparente (DA), carbono total (CT), índice de humificação (H_{LIF}), atividade das enzimas β-glicosidase (BGL) e arilsulfatase (ARIL), carbono da biomassa microbiana (CBM) e respiração basal (RB). Valores ≥ |0,70| foram considerados como correlações fortes.

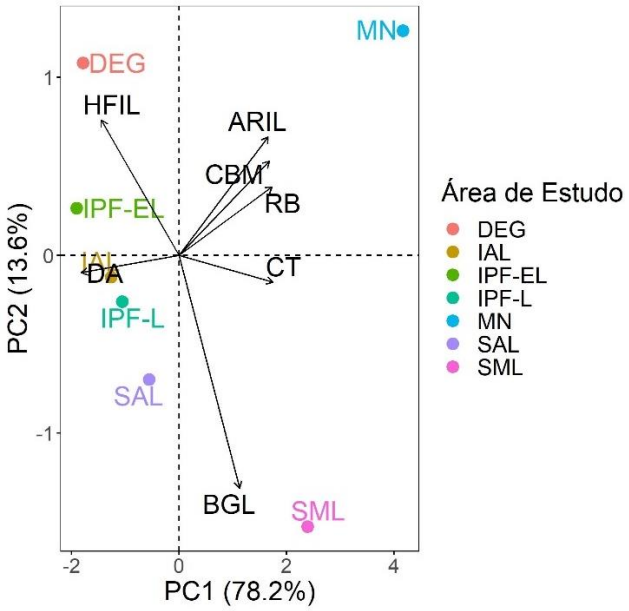


Fonte: Autoria própria

Os resultados mostraram correlações positivas e negativas, fracas e fortes. O aumento nos valores da DA e do índice H_{LIF} mostraram uma diminuição na atividade biológica do solo, conforme observado pelas correlações negativas com o CT, BGL, ARIL, CBM e RB. O maior valor do CT está relacionado à maior atividade das enzimas BGL e ARIL, conforme demonstrado por correlações positivas e fortes. O carbono é a fonte primária de substrato para os microrganismos e seu teor está intrinsecamente relacionado às propriedades biológicas do solo, que é fonte de energia para o metabolismo dos microrganismos, resultando em aumento da população e de sua atividade (STOTT *et al.*, 2010). A atividade da ARIL teve uma correlação positiva, mas fraca em comparação com o CBM. Esta falta de correlação pode ser devido ao componente abiótico das enzimas. As enzimas abióticas estão associadas à fração não viva e se acumulam no solo protegidas da ação de proteases por meio de sua adsorção em partículas de argila e MO (WALLENSTEIN; BURNS, 2011). A capacidade do solo de estabilizar e proteger enzimas está relacionada à sua capacidade de armazenar e estabilizar a MOS (afinal, a enzima é uma molécula orgânica), além de outras propriedades estruturais associadas, como agregação e porosidade (MENDES *et al.*, 2020).

A análise de componentes principais (ACP) explicou a relação das variáveis nos diferentes manejos das pastagens, conforme mostrado na Figura 9.

Figura 9- Análise de Componentes Principais para os atributos dos sistemas avaliados.



Fonte: Autoria própria

Os resultados mostraram que os dois primeiros componentes explicaram 88,2% da variância total, onde o componente 1 (CP1) explicou 77,3% dos resultados e o componente 2 (CP2) explicou 10,9%. Assim, CP1 pode explicar mais sobre todos os atributos avaliados, ou seja, químicos, físicos e biológicos. O CP1 separou as áreas em dois grupos, os manejos IAL, SAL, IPF-L, IPF-EL e DEG do lado esquerdo e SML do lado direito, sendo o grupo esquerdo separado com a DA e H_{LIF}. Por outro lado, o sistema SML permaneceu isolado à direita, associado ao CT e a todos os parâmetros biológicos analisados, ou seja, BGL, ARIL, CBM e RB. A proximidade entre o sistema SML e os atributos ao longo do eixo x (o que explica a principal diferença) demonstrou que o manejo adotado na pastagem de sequeiro resultou em melhores condições para o estabelecimento e desenvolvimento da microbiota local e melhor qualidade do solo em geral.

6.1.6 Importância ambiental

Os microrganismos desempenham diversas funções no solo, como ciclagem de nutrientes e transformação de moléculas orgânicas. Portanto, a chave para o manejo de solos em sistemas pecuários é criar um ambiente favorável ao desenvolvimento da atividade biológica. Este estudo mostrou que na pastagem com pastejo convencional contínuo (isto é, na DEG) há um baixo aporte de matéria orgânica devido à não renovação das espécies forrageiras, o que implica em redução de carbono neste sistema, resultando em um aumento relativo de carbono orgânico termodinamicamente mais estável (índice H_{LIF} mais alto). Além disso, a ausência de adubação contribuiu para a redução da MOS. Por outro lado, o SML com adubação, taxa de lotação moderada e rotação de animais permitiu a renovação das pastagens e maior aporte de matéria orgânica lábil de resíduos vegetais no sistema. Assim, os microrganismos processaram a matéria orgânica, evidenciado pelos maiores níveis dos parâmetros biológicos e teor de CT.

As práticas de manejo mostraram a importância de acumular matéria orgânica, mesmo que a qualidade da matéria orgânica acumulada seja mais lábil (menor H_{LIF}) devido ao insumo fresco e maior atividade microbiana. Além disso, permite maior ciclagem de C e nutrientes, aumentando os parâmetros de qualidade do solo, por exemplo, enzimas do solo e diminuindo a

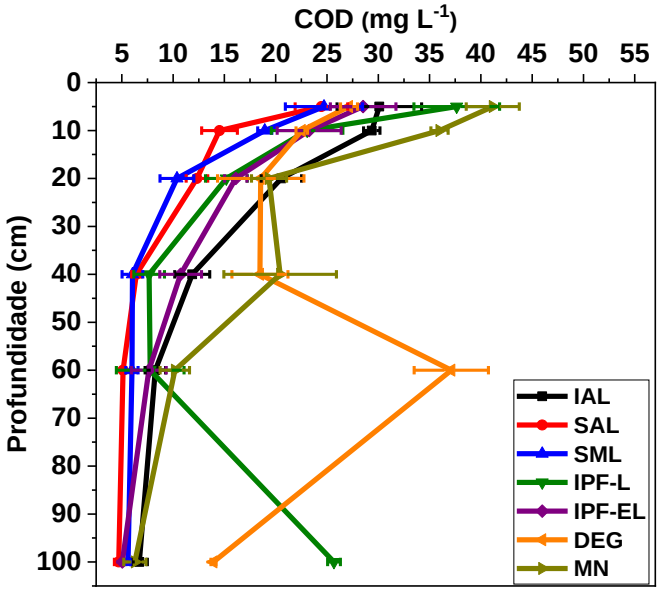
DA. Assim, evidenciou-se o potencial das pastagens em armazenar carbono ao longo do tempo, onde estratégias que incentivam esses processos são pontos vitais para o melhor desenvolvimento de toda a cadeia agroprodutiva, de forma sustentável. Portanto, a adoção de tecnologias sustentáveis e boas práticas, como a recuperação de pastagens degradadas (na forma de pastagem intensiva) e o uso de sistemas integrados podem compensar as emissões geradas pela pecuária e tornar o sistema produtivo mais resiliente, trazendo vantagens econômicas, e contribuindo para a descarbonização da agricultura brasileira.

6.2 Análise da matéria orgânica dissolvida

6.2.1 Variação na concentração do carbono orgânico dissolvido

A distribuição vertical das concentrações do carbono orgânico dissolvido (COD) nos perfis dos solos é mostrada na Figura 10.

Figura 10- Variação das concentrações do carbono orgânico dissolvido (COD) ao longo dos perfis do solo. Nota: i) pastagem irrigada com alta taxa de lotação animal (IAL); ii) pastagem de sequeiro com alta taxa de lotação animal (SAL); iii) pastagem de sequeiro com moderada taxa de lotação animal (SML); iv) sistema integrado pecuária-floresta com moderada taxa de lotação animal, amostra coleta nas linhas das árvores (IPF-L); v) sistema integrado pecuária-floresta com moderada taxa de lotação animal, amostra coleta entrelinhas das árvores (IPF-EL); vi) pastagem degradada (DEG) e vii) mata nativa (MN).



Fonte: Autoria própria

A variação do COD foi semelhante nos diferentes manejos, onde a concentração diminuiu rapidamente ao longo do perfil do solo. Isso indicou que a MOD é mais presente nas camadas superiores, com maiores contribuições de plantas, serapilheira e raízes (GMACH *et al.*, 2020; LI *et al.*, 2019). A diminuição com a profundidade do solo pode ser devido à menor entrada de materiais orgânicos como na superfície, mas também à adsorção do COD nas partículas minerais do solo (KAISER; GUGGENBERGER, 2000). Essa tendência é comum em diferentes tipos de solo e vegetação (MATIASEK; HERNES, 2019; MUSADJI *et al.*, 2020; SEIFERT *et al.*, 2016; SHARMA *et al.*, 2017).

A vegetação nos sistemas IAL, SAL, SML e DEG foram compostas apenas por espécies forrageiras, enquanto a MN teve árvores e o IPF a combinação de forrageiras e árvores. O efeito da serapilheira sobre o COD foi nítido, principalmente na primeira camada, sobre o IPF-L e MN,

com aumento em sua concentração. Além disso, a pastagem irrigada (IAL) apresentou maior concentração de COD que os sistemas SAL e SML (sequeiros), sem irrigação. O aumento do teor de água do solo via irrigação pode ter influenciado na degradação dos resíduos vegetais em compostos orgânicos mais solúveis.

Os sistemas SAL e SML apresentaram duas camadas de solo características. As concentrações do COD diminuíram nos primeiros 40 cm, e permaneceram basicamente estáveis de 40 a 100 cm. A menor concentração do COD em ambas as pastagens, nas camadas superficiais, pode ser causada pelo consumo superior à taxa de produção, uma vez que a degradação da matéria orgânica é a principal fonte de COD nessas camadas e nenhum outro insumo orgânico foi adicionado. SEGNINI *et al.* (2019) avaliaram o carbono total dos solos dessas pastagens em amostras coletadas em 2011 e observaram maiores valores desse parâmetro nos sistemas SAL e SML, da camada superficial ao subsolo. Relacionando esses resultados com o deste estudo, é possível sugerir que a MO nesses manejos pode ser menos solúvel e compor, em maior extensão, a parte mais estabilizada da MOS.

Os sistemas DEG e IPF-L apresentaram um pico incomum (aumento da concentração do COD) em determinada profundidade (40-60 cm para DEG e 60-100 cm para IPF-L). Alguns fatores podem ter causado isso, como a lixiviação da MOD, ou também a liberação de exsudatos radiculares em perfis profundos (SCOTT; ROTHSTEIN, 2014; WANG *et al.*, 2015). Ambas as teorias poderiam ter aumentado o COD na camada específica no sistema IPF-L, mas o efeito das raízes no DEG não ocorreria, pois este sistema segue os preceitos de pastagem extensiva (convencional), sem correção química do pH do solo (uso do calcário) e adubação anual, com possível baixo desenvolvimento radicular.

TOOSI *et al.* (2012) avaliaram a MOD extraída de solos sob pastagem extensiva. Os autores mostraram que não houve diferença significativa na concentração do COD do solo superficial para o subsolo, como também observado neste estudo para a DEG. Sugeriram que isso se devia à maior proporção da MOD ao longo do perfil do solo estar mais fracamente associada à fase mineral, onde a concentração da MOD livre foi maior que a adsorvida. Nesse contexto, HEROLD *et al.* (2014) descobriram que concentrações mais altas do COD em solo arenoso do que em solo argiloso levaram à conjectura de que a MOD foi mais fortemente adsorvida em partículas de tamanho menor, como em argilas e óxidos de ferro e alumínio e oxi-hidróxidos, do que em tamanhos maiores, como areia. SEGNINI *et al.* (2019) também avaliaram a textura dos

mesmos solos/manejo utilizados neste estudo (exceto IPF), e mostraram que a pastagem DEG apresentou maiores teores de areia. Como visto na Figura 10, a diminuição da concentração do COD no sistema DEG com o perfil do solo foi menos pronunciada em comparação com outras pastagens, e maior estabilidade do solo superficial ao subsolo, o que sugere maiores concentrações de carbono orgânico dissolvido livre (prontamente solúvel) e pouco adsorvida, contribuindo assim em menor grau para o acúmulo da MOS em profundidade.

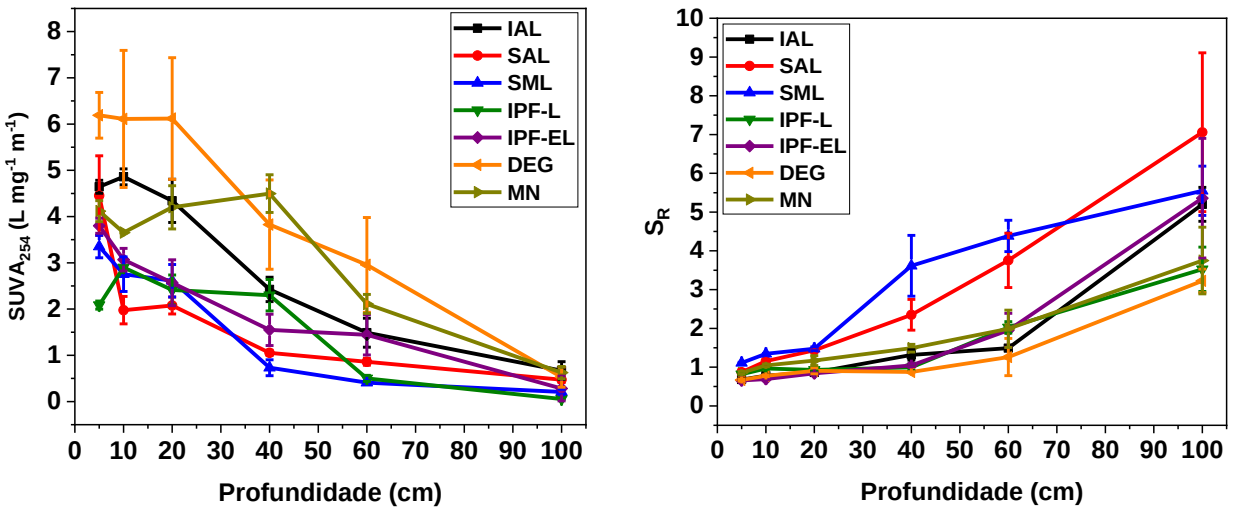
6.2.2 Caracterização óptica da matéria orgânica dissolvida

6.2.2.1 Índices de absorção de UV-Vis: $SUVA_{254}$ e S_R

A análise qualitativa da MOD do solo proporciona um melhor entendimento de suas características estruturais, bem como de suas origens e papel como componente da MOS. Os parâmetros espectrais UV-Vis, ou seja, $SUVA_{254}$ e S_R foram utilizados para avaliar as características estruturais da MOD de todos os sistemas, conforme mostrado nas Figuras 11a e 11b, respectivamente.

Figura 11- Variações nos índices $SUVA_{254}$ (a) e S_R (b) nos perfis dos solos.

a) b)



Fonte: Autoria própria

O índice $SUVA_{254}$ tem uma relação diretamente proporcional à aromaticidade (WEISHAAR *et al.*, 2003), enquanto o índice S_R é um indicativo geral que possui relação inversamente proporcional a massa molecular da MOD (HELMS *et al.*, 2008). Em geral, uma tendência foi observada para todas as amostras. Os valores do índice $SUVA_{254}$ diminuíram com a profundidade do solo, enquanto para o índice S_R houve um aumento. Em outras palavras, a MOD na camada superficial do solo apresentou maior aromaticidade e massa molecular, onde seu acúmulo em profundidade representou uma porção da MOS com menor massa e possivelmente maior alifaticidade (MITCHELL *et al.*, 2013; SCOTT; ROTHSTEIN, 2014). Por outro lado, vale ressaltar que o valor numérico inicial e a taxa de aumento para o S_R e diminuição para $SUVA_{254}$ com a profundidade do solo foram diferentes entre as pastagens, ou seja, por mais que tenham apresentado tendências comuns, as características estruturais da MOD foram diferentes entre os manejos e profundidades.

Para os sistemas de pastagem IAL, IPF-L, IPF-L, DEG e também MN, os valores de S_R não aumentaram significativamente até os primeiros 60 cm do solo, com pouca variação de uma camada para outra. Isso mostra que até esta profundidade a massa molecular da MOD nestes sistemas é maior, e varia pouco em relação aos sistemas SAL e SML, que apresentaram massas moleculares menores desde a superfície. No entanto, o mesmo comportamento não ocorreu para o índice $SUVA_{254}$. Através de uma análise global e comparativa, em todas as profundidades, o SAL e SML apresentaram menor massa molecular e aromaticidade, enquanto os sistemas IPF-L e IPF-EL apresentaram maior massa molecular, mas baixa aromaticidade, o sistema IAL apresentou maior massa molecular e aromaticidade intermediária e a pastagem DEG tanto de maior massa molecular, quanto aromaticidade, nas estruturas de sua MOD.

Estudos anteriores mostraram que um $SUVA_{254}$ maior ou igual a 4,0 representaria um componente principalmente hidrofóbico e especialmente aromático. Os sistemas SML e IPF-L apresentaram valores para $SUVA_{254}$ em torno de 2,0-3,0 a partir da primeira camada de solo (0-5 cm) e SAL e IPF-EL a partir da segunda (5-10 cm), com valores ainda menores ao longo da profundidade, sugerindo que a MOD possui caráter mais lábil. O sistema DEG apresentou maiores valores para $SUVA_{254}$, persistindo até 60 cm. Na decomposição da MOS, pequenas estruturas com maior labilidade são mais acessíveis pelos microrganismos, consumidos mais rapidamente, deixando mais porções aromáticas, o que é termodinamicamente desfavorável ao consumo microbiano. Isso sugere que a MOD da pastagem DEG é majoritariamente recalcitrante,

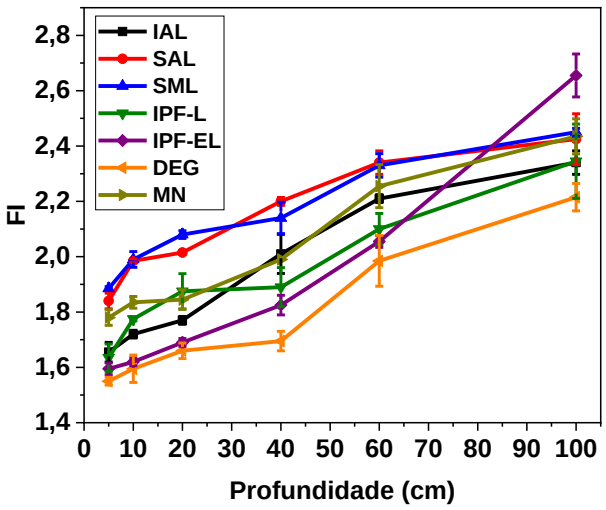
com diminuição das porções alifáticas, concentrando mais aromáticos em suas estruturas, IAL intermediário, e o SAL, SML, IPF-L e IPF-EL, mais lábeis.

6.2.2.2 Índices de fluorescência: FI, HIX e BIX

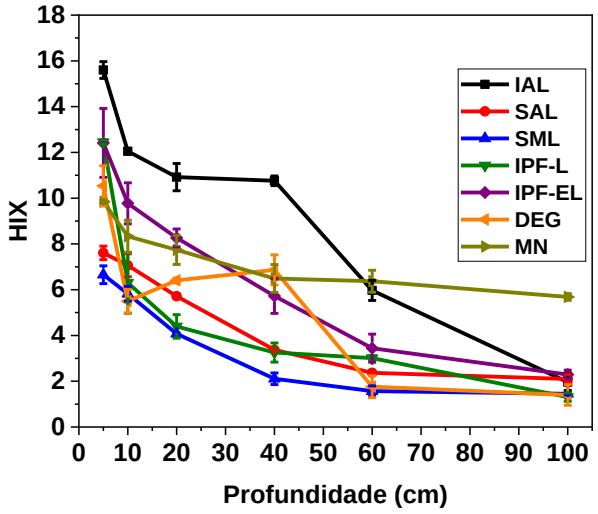
Complementarmente aos índices de UV-Vis, os índices de fluorescência FI, HIX e BIX também foram utilizados para avaliar as fontes e qualidade da MOD, e são mostrados nas Figuras 12a, 12b e 12c, respectivamente.

Figura 12- Variações no índice FI, HIX e BIX nos perfis dos solos. Letras diferentes indicam diferenças significativas (p<0,05) de acordo com o teste de Tukey.

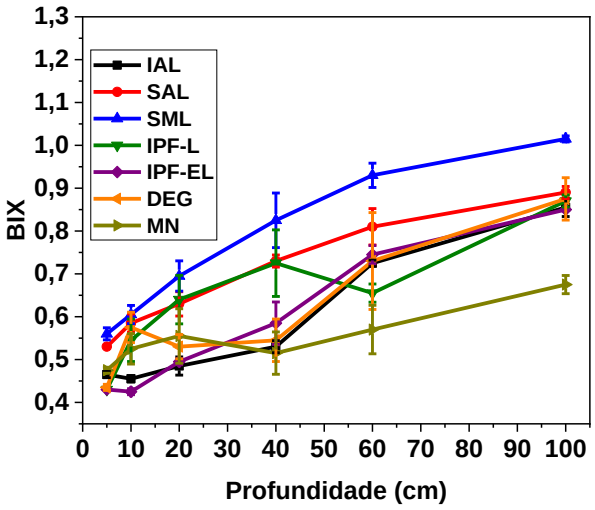
a)



b)



c)



Fonte: Autoria própria

O índice FI tem sido utilizado para diferenciar a origem da MOD, seja de origem autóctone (microbiana), quando FI é maior ou igual a 1,8, ou alóctone (terrestre; contribuição de plantas), quando FI é menor ou igual a 1,2 (HUGUET *et al.*, 2009). Valores intermediários sugerem contribuições de uma combinação de fontes. Como visto na Figura 12a, os valores mais baixos para o índice FI apareceram na camada superficial do solo, aumentando gradativamente

com a profundidade, mostrando que a contribuição das plantas terrestres diminui nas camadas profundas. Os sistemas IAL, IPF-L e IPF-EL apresentaram índices na faixa de 1,6-1,9 nas três primeiras camadas do solo (até os primeiros 20 cm), sugerindo contribuição mútua de fontes alóctones e autóctones para as estruturas da MOD. Já os sistemas SAL e SML nas mesmas camadas apresentaram índices acima de 1,9 e a pastagem DEG valores entre 1,5-1,6, indicando maiores contribuições para a microbiota em ambas as pastagens de sequeiro desde as primeiras camadas na composição da MOD e em menor extensão para a pastagem degradada, a qual contou com maiores contribuições de origem terrestre.

O índice HIX é determinado pela razão de emissão de fluorescência integrada em comprimentos de onda mais longos (quarto quadrante (QQ); emissão em 435-480nm) sobre o comprimento de onda mais curto (segundo quadrante (SQ); emissão em 300-345nm). O QQ reflete a fluorescência de anéis aromáticos condensados *(redshift)*, enquanto o SQ reflete a fluorescência de substâncias menos condensadas e de menor complexidade estrutural *(blueshift)*, como as liberadas por microrganismos. Portanto, maiores valores de HIX indicam compostos com maior complexidade, aromaticidade e grau de humificação (ZSOLNAY *et al.*, 1999). Os valores do índice HIX diminuíram significativamente com a profundidade do solo, indicando que a MOD nos diferentes manejos apresentou maior humificação na camada superficial, onde o húmus acumulado foi gradualmente decomposto, transformado por microrganismos em moléculas orgânicas mais simples, e provavelmente lixiviadas com a profundidade (CUSS; GUÉGUEN, 2015).

O BIX é um índice complementar ao FI e um indicador da contribuição relativa da MOD recém-produzida por meio de atividades microbianas. Valores iguais ou superiores a 1,0 corresponderiam a uma MOD de origem predominantemente autóctone, enquanto que com valores decrescentes a contribuição de fontes alóctones aumentaria (HUGUET *et al.*, 2009). Os valores de BIX seguiram praticamente o mesmo comportamento do índice FI, com aumento da superfície para o subsolo. Além disso, outro ponto comum foi a maior contribuição de fontes autóctones no sistema SML desde as primeiras camadas, mostrando que neste manejo a atividade microbiológica pode ser melhorada pela qualidade química da MOD, onde o sistema SAL apresentou tendência semelhante.

A diminuição dos índices HIX e $SUVA_{254}$ com a profundidade do solo pode ser atribuída em parte à retenção preferencial de compostos orgânicos com maior aromaticidade e derivados

solúveis de lignina durante o transporte para o subsolo (KAISER, GUGGENBERGER; HAUMAIER, 2004). Essas alterações também podem ser decorrentes da formação *in situ* de substâncias solúveis pelos microrganismos, conforme observado pelo aumento dos índices BIX e FI, que posteriormente podem ter sido lixiviadas para camadas mais profundas. Mais especificamente, a MOD nos sistemas SAL e SML apresentaram menores valores de HIX e $SUVA_{254}$ e maiores valores de FI e BIX nas três primeiras camadas (0 até 20 cm) das áreas avaliadas. Isso sugere que a MOD nesses manejos e profundidade possuem características mais simples (menos aromáticas e condensadas), autóctones e maiores contribuições de microrganismos no processamento da MO (GAO *et al.*, 2017).

6.2.2.3 Componentes de fluorescência obtidas por PARAFAC

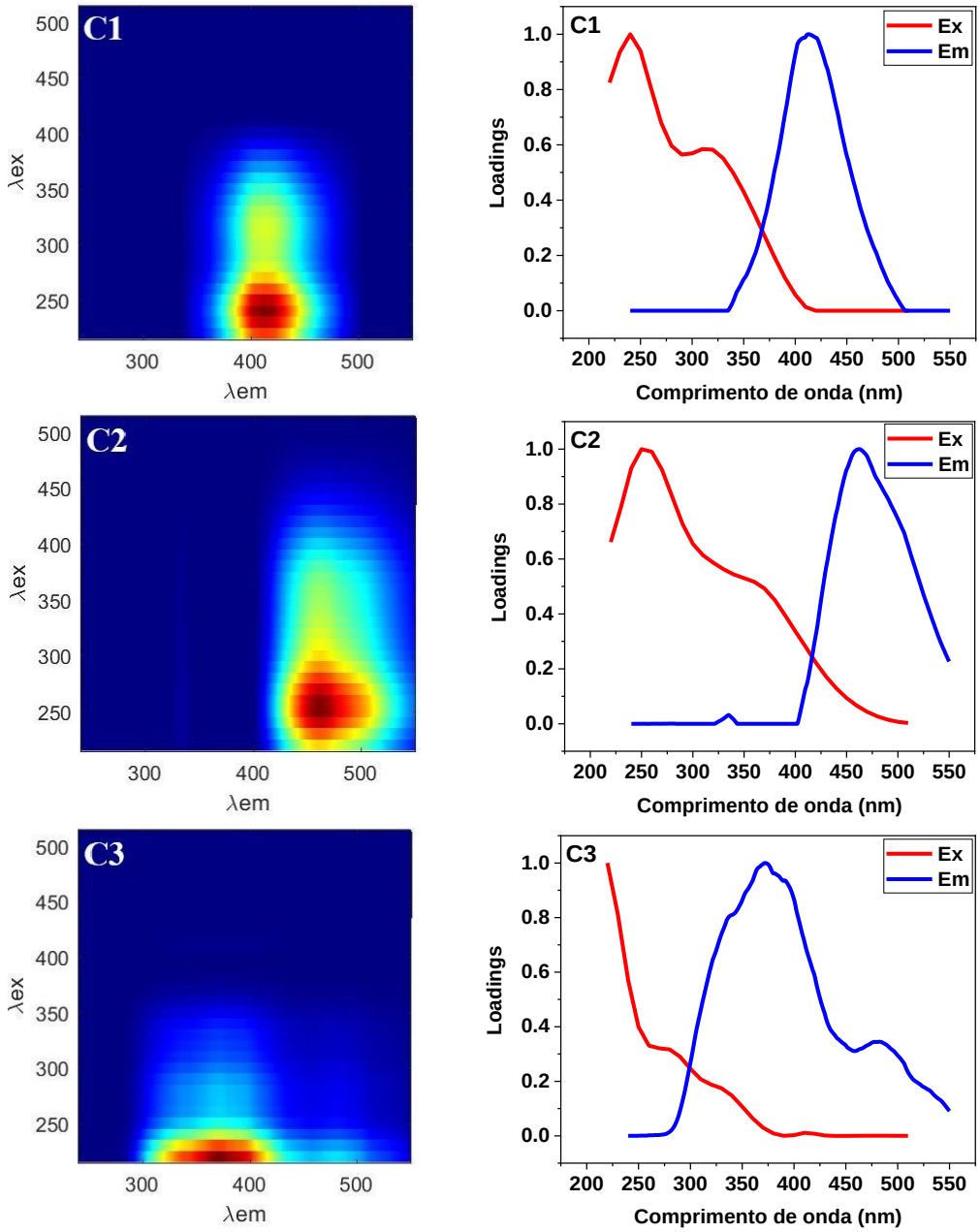
Como a MOD é uma mistura de moléculas orgânicas que podem fluorescer em regiões sobrepostas nos comprimentos de onda de emissão e excitação, os espectros no modo Excitação-Emissão (MEE) foram combinados com a ferramenta estatística Análise dos Fatores Paralelos (PARAFAC), na qual o sinal complexo dos espectros foi decomposto em componentes simples e independentes, conforme mostrado na Figura 13. Neste sentido, um modelo de três componentes foi obtido para as amostras das MOD com CORCONDIA (*Core Consistency Diagnostic*) de 76,54%. Afrente, e com base em estudos clássicos, regiões específicas são atribuídas nos espectros de acordo com as intensidades máximas de excitação e emissão, que refletem as características estruturais intrínsecas de cada amostra (CHEN, W *et al.*, 2003; COBLE, 1996).

O componente 1 (C1) foi caracterizado por um pico principal em [λ_{Ex} 240 nm / λ_{Ex} 410 nm] e um secundário em [λ_{Ex} 310 nm / λ_{Em} 410 nm], onde ambos representam estruturas semelhantes a ácidos húmicos (ISHII; BOYER, 2012). Este componente pode ser identificado como semelhante ao ácido húmico de origem terrestre, mais especificamente aqueles de menor massa molecular, que é amplamente distribuído em áreas úmidas e ambientes agrícolas (CORY; MCKNIGHT, 2005; STEDMON; MARKAGER, 2005). O componente 2 (C2) foi caracterizado por um único pico principal em [λ_{Ex} 250 nm / λ_{Em} 462 nm], e também representa estruturas semelhantes aos ácidos húmicos terrestres, mas de maior massa molecular (ISHII; BOYER, 2012). Este componente tem sido amplamente encontrado em MOD liberada de fontes terrestres, como plantas (SHANG *et al.*, 2018; STEDMON; MARKAGER; BRO, 2003). O componente 3

(C3) também foi caracterizado por um pico único, sendo na região [λ_{Ex} 220 nm / λ_{Em} 372 nm], associado a compostos de menor complexidade, e de origem microbiana (matéria orgânica autóctone) (LU *et al.*, 2013; SINGH *et al.*, 2017; STEDMON; MARKAGER; BRO, 2003). Este componente tem sido associado à produção da MOD in situ, com caráter mais lábil e estruturas simples em comparação com componentes semelhantes aos ácidos húmicos terrestres (C1 e C2), com estruturas mais complexas (SINGH *et al.*, 2017).

Através da intensidade de emissão de fluorescência é possível avaliar o arranjo estrutural das moléculas orgânicas na MOD. Quando o espectro de emissão é deslocado para o vermelho na região do espectro eletromagnético, isso implica a fluorescência de compostos com maior massa molecular, como estruturas aromáticas e condensadas, enquanto o deslocamento para o azul indica a presença de compostos orgânicos simples, com menor massa molecular (HUGUET *et al.*, 2009). Nesse contexto, C1 e C2 abrangeram compostos mais complexos quimicamente, destacando-se a C2 que apresentou pico de emissão em maiores comprimentos de onda (aromáticos mais condensados), e C3, caracterizada pela presença de compostos mais simples (STEDMON; MARKAGER, 2005).

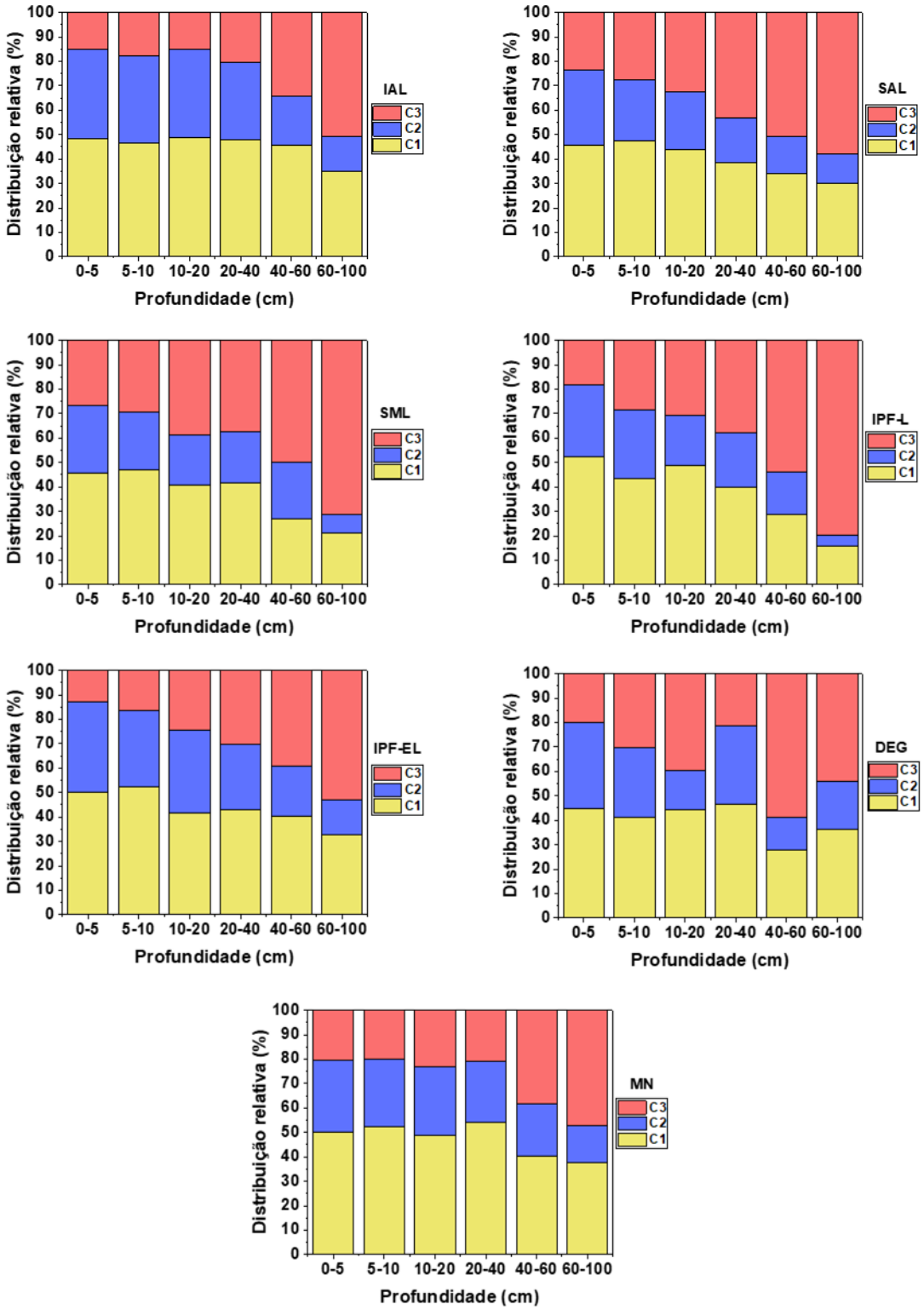
Figura 13- Componentes 1, 2 e 3 de fluorescência (C1, C2 e C3) e seus loadings identificados pela modelagem PARAFAC nas amostras de MOD dos diferentes manejos de solo.



Fonte: Autoria própria

A análise do PARAFAC pode fornecer mais informações sobre a contribuição dos componentes individuais da MOD. As concentrações dos três componentes, expressas por sua distribuição relativa (%), são mostradas na Figura 14.

Figura 14- Intensidade de fluorescência relativa (%) dos componentes 1, 2 e 3 obtidos por PARAFAC.



Fonte: Autoria própria

A distribuição relativa dos três componentes (Figura 14) indicou que C1 e C2 diminuíram com a profundidade do solo, enquanto C3 exibiu a tendência oposta, ou seja, aumentou ao longo do perfil do solo. A distribuição de compostos semelhantes a ácidos húmicos de menor massa molecular (C1) foi maior que a proporção de compostos semelhantes a ácidos húmicos de maior massa molecular (C2), e a proporção de C3 foi igual ou superior a 50% na última camada (60-100 cm). Isso indicou que a MOD no solo superficial era composta principalmente por compostos mais complexos, semelhantes aos ácidos húmicos de fontes terrestres, enquanto os compostos alifáticos, de origem microbiana, aumentaram gradualmente com a profundidade, corroborando tanto com os índices de fluorescência e UV-Vis.

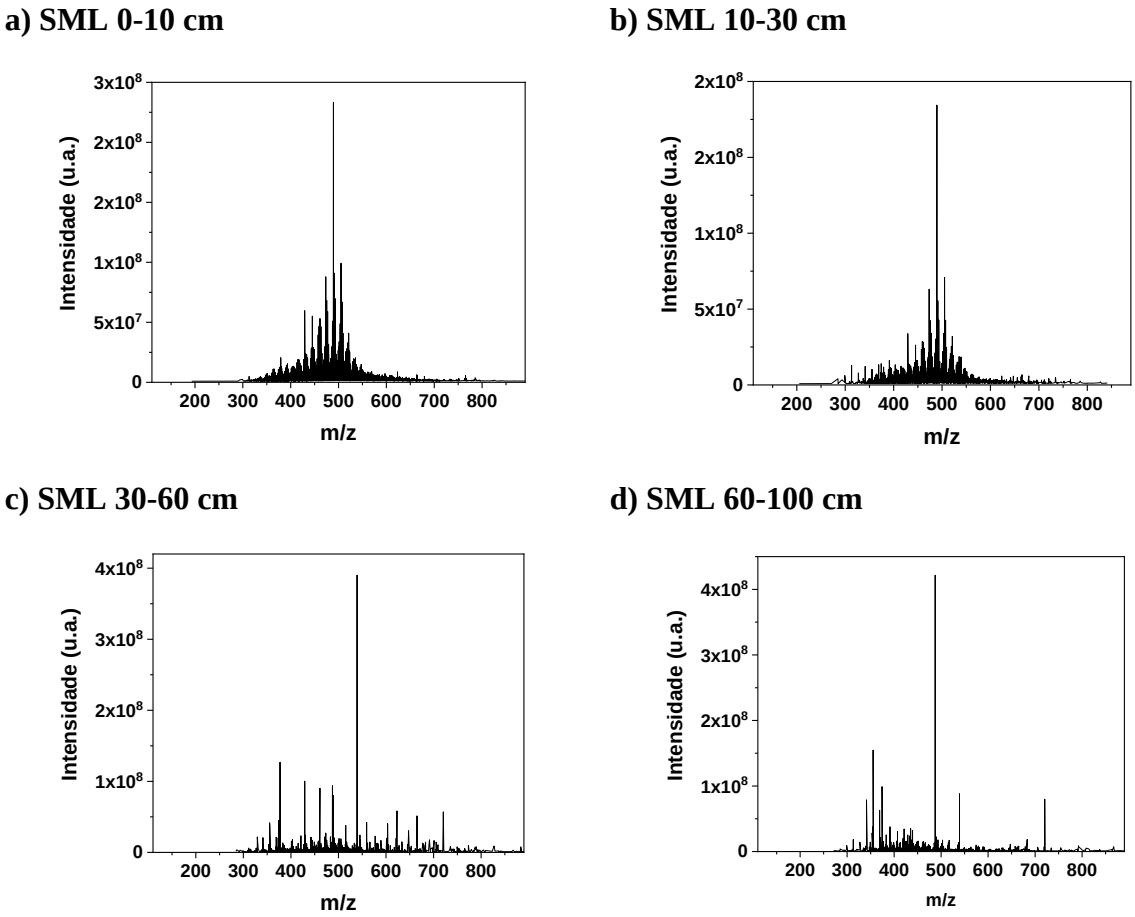
A dinâmica da MOD com o perfil do solo vem sendo discutida ao longo do tempo. O consenso atual mostra que a MOD na superfície é composta por moléculas orgânicas derivadas de plantas, com alto nível de insaturação, como polifenóis e outros compostos com alta aromaticidade (devido ao maior teor de lignina nos tecidos vegetais) que são adsorvidos em minerais e sofrem processamento microbiano. A MOD profunda, resultado da dessorção e percolação da superfície, é altamente insaturada, mas não aromática, e vem de moléculas derivadas de microrganismos, como compostos alicíclicos ricos em carboxila (BOLAN *et al.*, 2011; GMACH *et al.*, 2020; KAISER; KALBITZ, 2012; KALBITZ *et al.*, 2000; MCDOWELL, 2003; ROTH *et al.*, 2019).

6.2.3 Caracterização química da MOD pela Espectrometria de Massas de Ressonância Ciclotrônica de Íons por Transformada de Fourier com Ionização por Eletrospray no modo negativo (ESI(-) FT-ICR MS)

Os dados obtidos dos espectros de massa na ESI(-) FT-ICR MS possuem precisão de massa de até quatro casas decimais para as massas atribuídas, nas quais, para cada um ou a maioria dos picos, fórmulas únicas podem ser calculadas. A Figura 15 mostra os espectros de massa ESI(-) FT-ICR MS de quatro profundidades para o sistema SML, da superfície a o solo mais profundo, nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm e 60-100 cm. De maneira geral, os espectros diferiram entre si na intensidade, e razão m/z. De 0-10 cm e 10-30 cm, os picos foram concentrados entre 400 e 600 m/z, enquanto nas frações de 30-60 cm e 60-100 cm estes apresentaram-se mais dispersos com uma tendência de deslocamento para compostos de

menores m/z, sugerindo a presença de uma MOD com menor estrutura molecular em profundidade. De acordo com a abundância de picos, mais de três mil fórmulas moleculares foram detectadas na camada superficial (0-10 cm), e mais de mil e novecentas na última camada avaliada (60-100 cm), conforme apresentado na Tabela 1. Nesta mesma tabela também é apresentado o número de picos (fórmulas) para os demais sistemas e profundidades, bem como as massas moleculares médias, razões atômicas médias, e as métricas médias DBE, e AI_{mod}.

Figura 15- Espectros de massa ESI(-) FT-ICR MS das amostras de MOD no sistema SML nas profundidades: a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm e d) 60-100 cm.



Fonte: Autoria própria

Tabela 1- Número de picos, e média ($\bar{x}$) das razões atômicas H/C e O/C, massas moleculares (MM), ligação dupla equivalente (DBE), e índice de aromaticidade modificado (AI_{mod}) para composição molecular das amostras de MOD obtidas por ESI(-) FT-ICR MS.

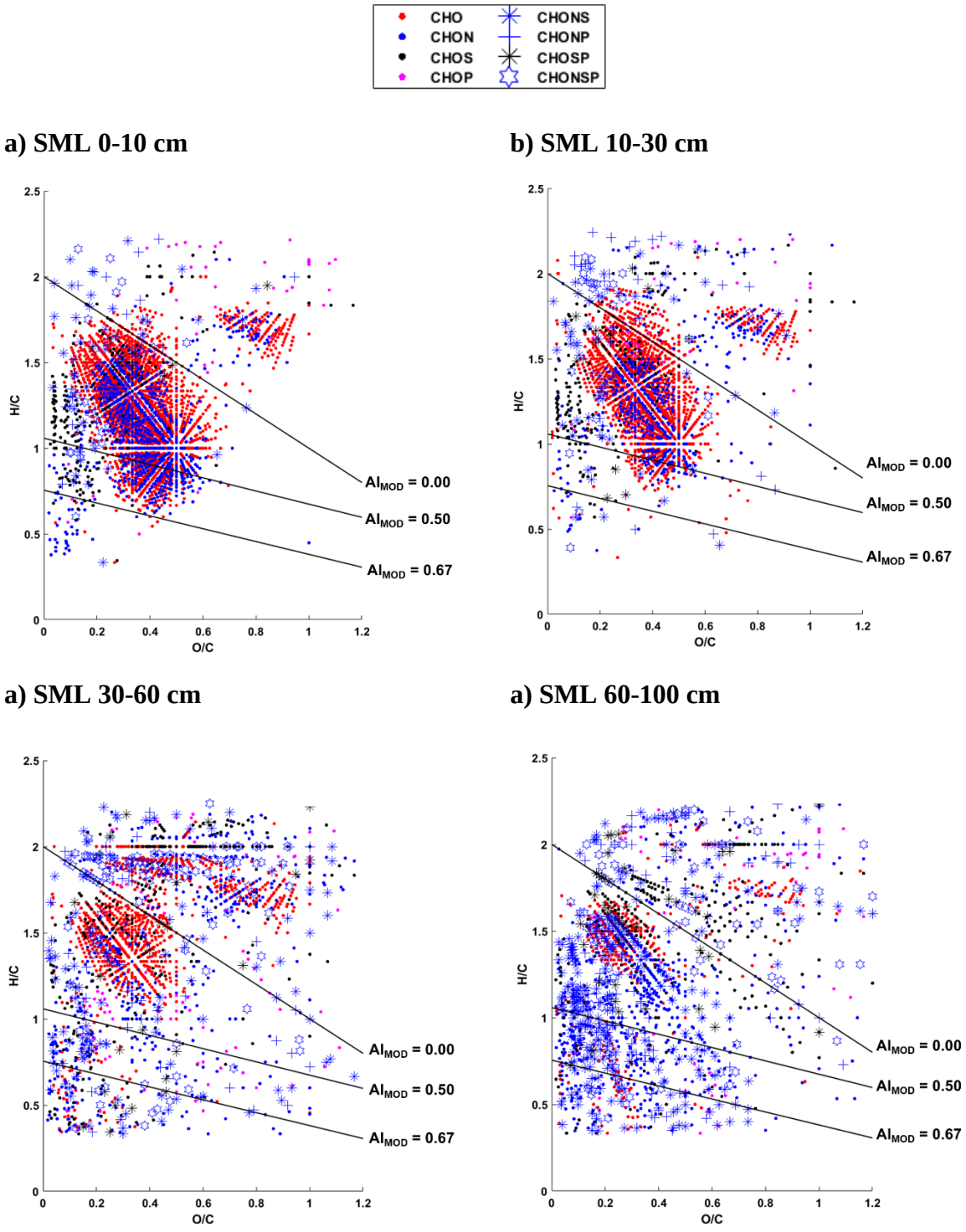
	IAL 0-10	**IAL 10-30**	**IAL 30-60**	**IAL 60-100**	**SAL 0-10**	**SAL 10-30**	**SAL 30-60**	**SAL 60-100**
Nº de picos	2057	2346	2076	1696	1900	1930	1666	1278
$\bar{x}$ H/C	1.35	1.41	1.43	1.50	1.34	1.42	1.61	1.54
$\bar{x}$ O/C	0.40	0.46	0.45	0.45	0.37	0.37	0.42	0.35
$\bar{x}$ MM	487.4929	495.5706	483.3357	480.3381	485.0542	481.4417	482.6879	473.0849
$\bar{x}$ DBE	9.40	8.59	8.42	7.65	9.49	8.64	6.40	7.53
$\bar{x}$ AI_{mod}	0.24	0.19	0.19	0.17	0.24	0.20	0.13	0.17
	SML 0-10	**SML 10-30**	**SML 30-60**	**SML 60-100**	**IPF-L 0-10**	**IPF-L 10-30**	**IPF-L 30-60**	**IPF-L 60-100**
Nº de picos	3384	2475	2060	1760	3414	3737	3764	2739
$\bar{x}$ H/C	1.31	1.39	1.53	1.39	1.23	1.25	1.23	1.31
$\bar{x}$ O/C	0.34	0.36	0.47	0.36	0.42	0.42	0.44	0.48
$\bar{x}$ MM	495.5453	492.3091	511.4122	481.5024	501.9288	500.8411	491.6544	478.2087
$\bar{x}$ DBE	10.18	9.07	7.87	9.46	11.00	10.72	10.61	9.39
$\bar{x}$ AI_{mod}	0.24	0.20	0.13	0.17	0.29	0.27	0.27	0.24
	IPF-EL 0-10	**IPF-EL 10-30**	**IPF-EL 30-60**	**IPF-EL 60-100**	**DEG 0-10**	**DEG 10-30**	**DEG 30-60**	**DEG 60-100**
Nº de picos	2421	3404	2521	3218	3595	2924	2947	2743
$\bar{x}$ H/C	1.34	1.26	1.20	1.34	1.23	1.24	1.33	1.36
$\bar{x}$ O/C	0.39	0.42	0.51	0.47	0.39	0.48	0.50	0.49
$\bar{x}$ MM	489.7109	491.0245	482.4535	487.8924	549.3669	570.2185	550.0656	485.5884
$\bar{x}$ DBE	9.58	10.43	10.48	9.29	12.35	11.91	10.49	9.01
$\bar{x}$ AI_{mod}	0.24	0.27	0.28	0.23	0.30	0.26	0.22	0.22
	MN 0-10	**MN 10-30**	**MN 30-60**	**MN 60-100**				
Nº de picos	2772	3073	2059	2149				
$\bar{x}$ H/C	1.30	1.35	1.35	1.45				
$\bar{x}$ O/C	0.39	0.39	0.43	0.46				
$\bar{x}$ MM	527.2583	533.4963	533.1388	505.0307				
$\bar{x}$ DBE	10.88	10.35	10.20	8.49				
$\bar{x}$ AI_{mod}	0.25	0.24	0.22	0.18				

Fonte: Autoria própria

Os valores médios para as massas moleculares das amostras de MOD aparentemente foram semelhantes da superfície ao subsolo, no mesmo sistema de pastejo, mas diferiram substancialmente em sua estrutura. IAL, SAL, SML e ambos os sistemas IPF apresentaram menores valores de MM, MN intermediários, e a pastagem DEG apresentou massa molecular maior em toda a profundidade avaliada. Os índices H/C, DBE e AI_{mod} têm sido usados como métricas para avaliar a insaturação e aromaticidade de compostos químicos (YUAN *et al.*, 2017). A MOD das superfícies dos solos exibiu menores valor para a razão atômica H/C e maior DBE e AI_{mod}, sugerindo que a MOD contém maior presença de compostos insaturados e aromáticos em superfície. A maior razão atômica O/C com a profundidade do solo pode ser um indicativo de uma maior oxidação da MOD em profundidade. Por outro lado, é de comum senso a maior presença de compostos oxigenados na superfície do solo. Uma explicação inicial pode ser reações de Fenton entre a MOD com o Fe do solo nas camadas mais profundas, aumentando as reações de oxidação, e, portanto, aumento da razão atômica O/C.

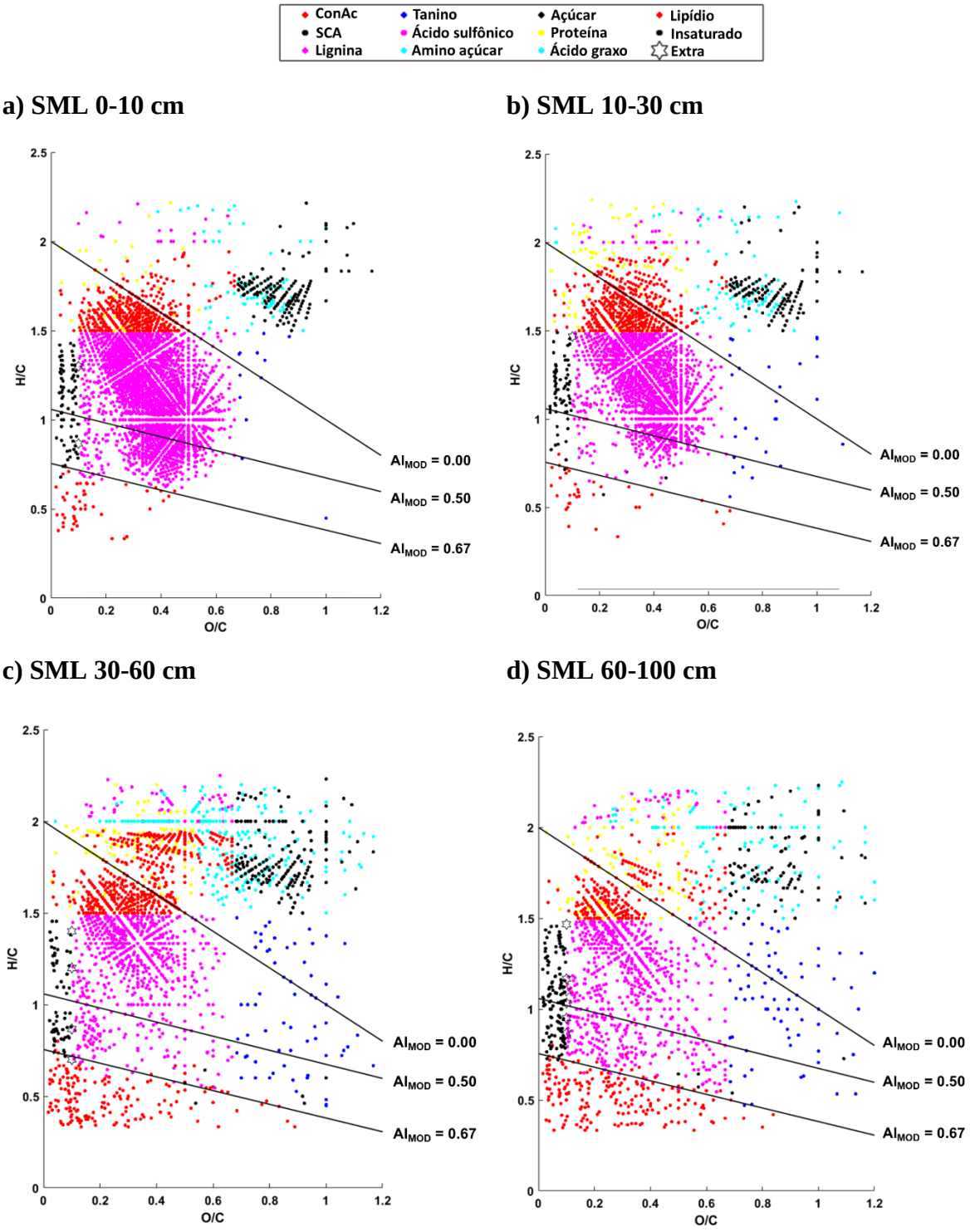
Os milhares de picos (fórmulas moleculares) detectados foram avaliados usando sua razão atômica H/C e O/C em um diagrama de van Kreleven (vK), possibilitando classificar as diferentes fórmulas em classes de compostos conhecidos, que estão presentes em regiões características. Neste estudo, as fórmulas moleculares foram classificadas em oito subcategorias: CHO, CHON, CHO, CHOP, CHONS, CHONP, CHOSP e CHONSP com base em seus átomos de C, H, O, N, S e P. Também foram categorizadas em onze classes bioquímicas: compostos aromáticos condensados (ConAc), pequenos aromáticos condensados (SCA), lignina, taninos, ácido sulfônico, amino açúcar, açúcar, proteína, ácido graxo, lipídio e insaturados. Para o sistema SML, as Figuras 16a, 16b, 16c, e 16d, mostram o diagrama de van Krevelen (vK) das 8 subcategorias para as profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm, e 60-100 cm, respectivamente, Já as Figuras 17a, 17b, 17c, e 17d, as mesmas fórmulas químicas, só que agora categorizados de acordo com as onze classes bioquímicas, também para as profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm e 60-100 cm, respectivamente.

Figura 16- Diagrama de van Krevelen (vK) referente as principais subcategorias (fórmulas químicas) da MOD do sistema SML nas profundidades de a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm, e d) 60-100 cm.



Fonte: Autoria própria

Figura 17- Diagrama de van Krevelen (vK) referente as principais classes bioquímicas da MOD do sistema SML nas profundidades de a) 0-10 cm, b) 10-30 cm, c) 30-60 cm, e d) 60-100 cm.

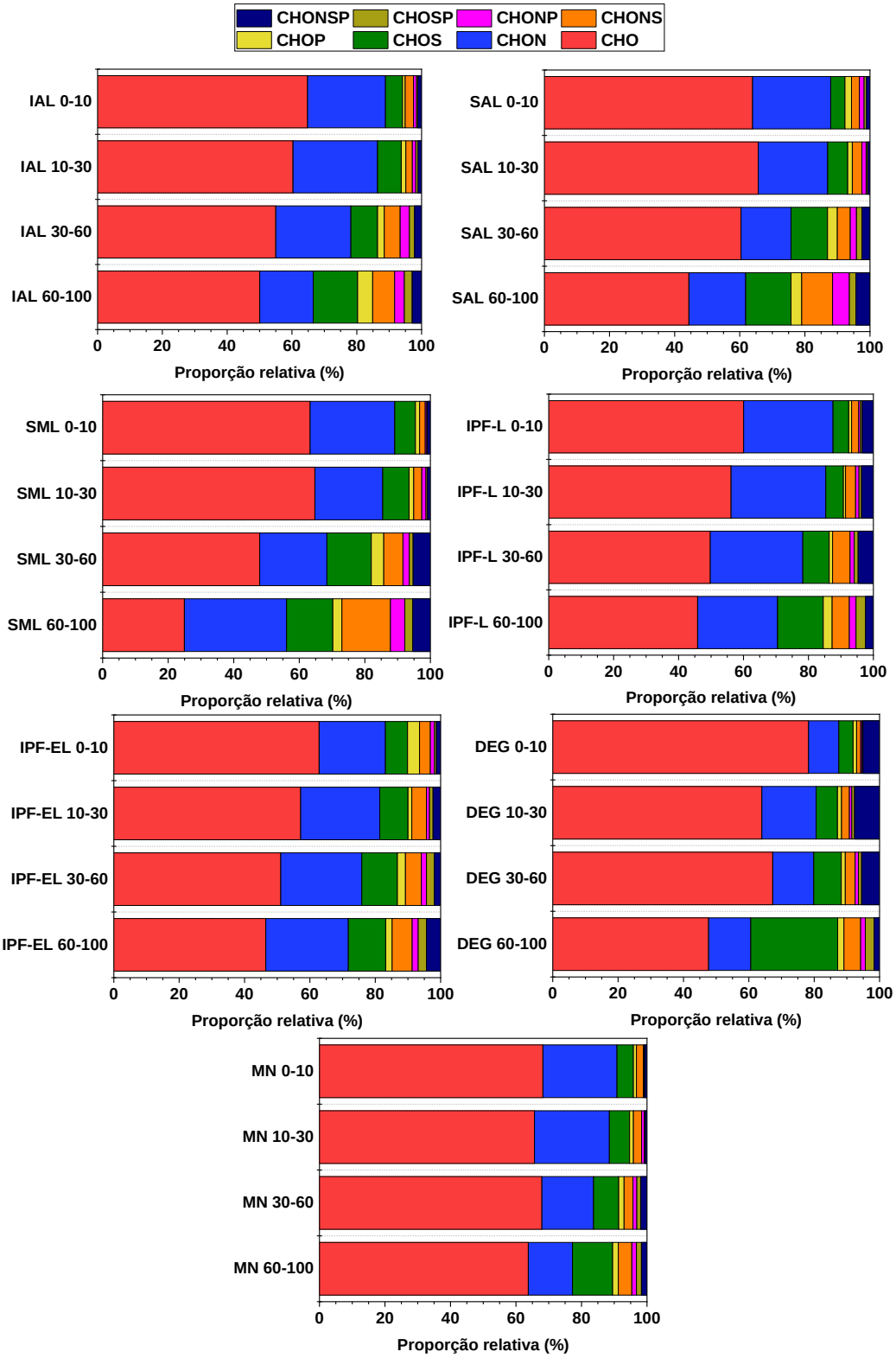


Fonte: Autoria própria

À medida que a profundidade do solo aumentou, as fórmulas que antes formavam um aglomerado central começaram a se dissipar (Figuras 16). Isso mostra uma composição molecular mais estruturalmente diversa e quimicamente alterada da MOD em profundidade em comparação as primeiras camadas. Na superfície do solo, o grupo majoritário foram as moléculas do tipo CHO, que diminuíram ao longo do perfil do solo. Em segundo lugar, o grupo CHON. Alternativamente, o número de fórmulas dos tipos CHONS mostrou a tendência oposta. Desde 0-10 cm, alguns compostos de nitrogênio mantiveram-se no centro do diagrama de vK, nas regiões semelhantes à lignina e mais dispersos com o aumento da profundidade (Figura 17). Parte dessas moléculas de CHON parecem não ser proteínas, pois estão plotadas na região atribuída a compostos de lignina, indicando que representam moléculas contendo N que possuem composição semelhante à lignina, algo bastante incomum. Uma vez que são tipicamente plotadas na região semelhante à proteína, esses compostos podem ter sido resultado de processos abióticos. Apesar de possuírem razões atômicas H/C e O/C semelhantes a essa classe química, os componentes “do tipo” lignina podem ser derivados de materiais que não são de origem da lignina (WAGGONER *et al.*, 2015).

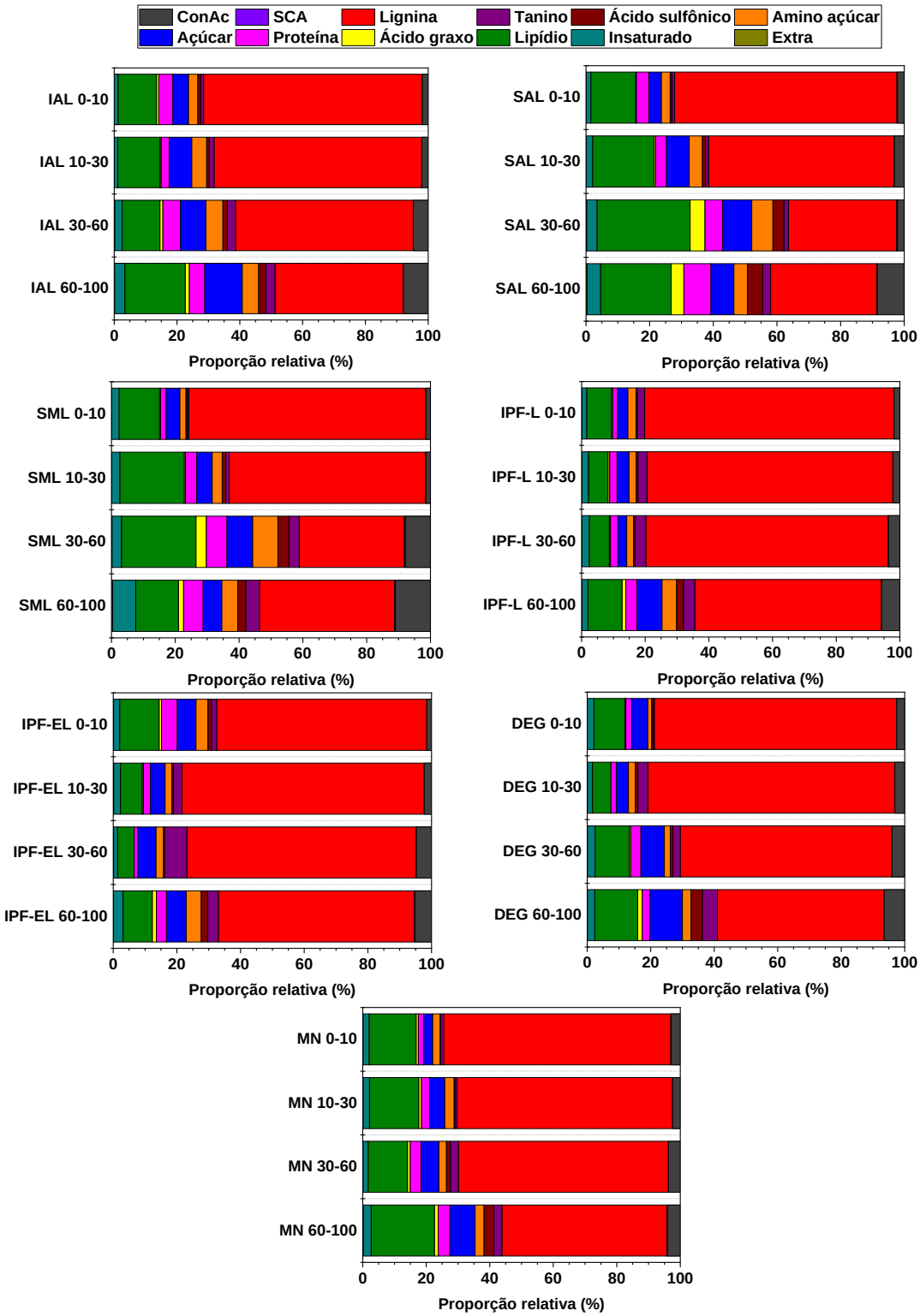
As contribuições das oito subcategorias de fórmulas químicas e as porcentagens dos onze grupos bioquímicos da MOD em todos os sistemas avaliados, em profundidade, são mostradas nas Figuras 18 e 19, respectivamente.

Figura 18- Contribuição das principais subcategorias (fórmulas químicas) da MOD em todos os sistemas avaliados nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm, e 60-100 cm.



Fonte: Autoria própria

Figura 19- Contribuição das principais classes bioquímicas da MOD em todos os sistemas avaliados nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm, e 60-100 cm.



Fonte: Autoria própria

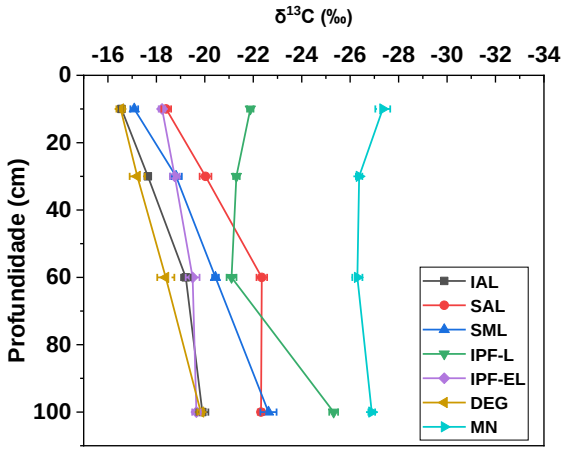
Como já observado na Figura 17, as estruturas de lignina foram os compostos que mais prevaleceram em todas as amostras de MOD. Esse tipo de comportamento é comum em solos, e as estruturas de lignina estão sempre presentes em níveis elevados, e representam a parte mais estável da MOD (CHEN *et al.*, 2018). A tendência mais notável foi a diminuição de moléculas altamente oxigenadas derivadas de componentes de lignina. Esta diminuição sugere que os microrganismos estão agindo sobre o carbono orgânico dissolvido durante o transporte através do perfil do solo. Também é possível que a lignina esteja sofrendo transformação abiótica via reação de Fenton, como sugerido por DIDONATO *et al.* (2016) e WAGGONER *et al.* (2015). Além disso, novas fórmulas moleculares também estão sendo produzidas durante este processo, quando se analisa o conjunto das Figuras 16 e 17. Isso sugere que a rápida diminuição das substâncias aromáticas dissolvidas nos sistemas IAL, SAL e SML indicou maior degradação da MO derivada de plantas frescas, ou seja, maior processamento e transformação por microrganismos. No entanto, a persistência dessas fórmulas (CHO de lignina) mesmo em profundidade, e principalmente ambos IPF e DEG, indica que parte da MOD é provavelmente mais resistente à degradação microbiana.

Neste estudo, foram demonstradas as diferentes composições de MOD em relação aos diferentes manejos das pastagens e suas profundidades de solo. Existem muitos outros fatores importantes que contribuem para as diferenças destacadas, mas é um avanço para o estudo da MOD do solo de pastagens em clima tropical, como o Brasil.

6.2.4 Análise isotópica de carbono ($\delta^{13}C$)

A análise do isótopo de carbono estável é útil para distinguir a origem da MOD do solo. O $\delta^{13}C$ é sensível a fontes de carbono isotopicamente diferentes, por exemplo, C_3, principalmente devido à vegetação nativa terrestre vs C_4, principalmente devido à forragem da pastagem (BIELUCZYK *et al.*, 2020). A Figura 20 retrata a composição isotópica $\delta^{13}C$ da MOD em todos os sistemas avaliados.

Figura 20- Composição isotópica δ13C da MOD em todos os sistemas avaliados nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm, e 60-100 cm.

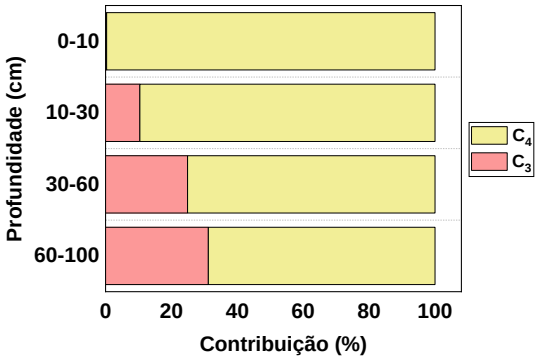


Fonte: Autoria própria

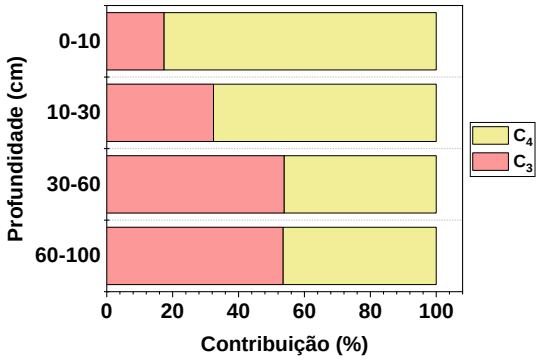
Para a MOD da mata nativa observa-se maior contribuição de plantas C_3 (maiores valores para $\delta^{13}C$). Já a MOD das pastagens é mais enriquecida com ^{13}C, e, portanto, maiores contribuições de plantas C_4. Já a Figura 21 mostra o percentual isotópico de C_3 e C_4 na composição da MOD. Para fins de cálculos, DEG e MN foram considerados como referência de plantas C_3 e C_4, respectivamente.

Figura 21- Percentual isotópico de plantas C_3 e C_4 na composição da MOD nos sistemas avaliados.

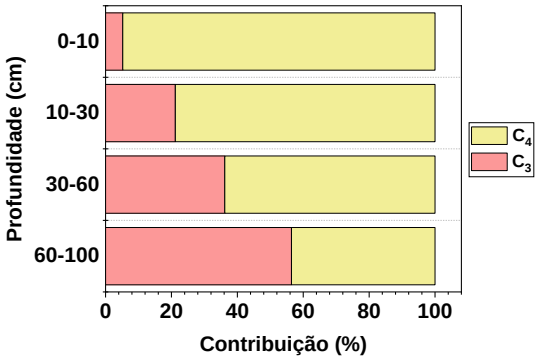
a) IAL



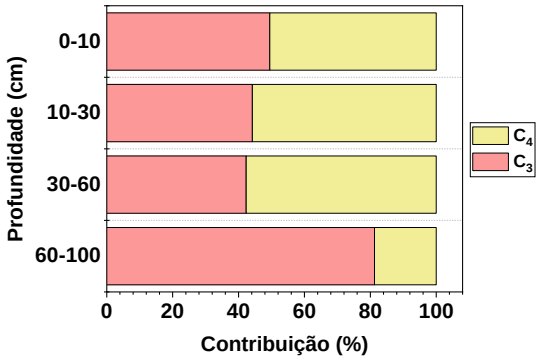
b) SAL



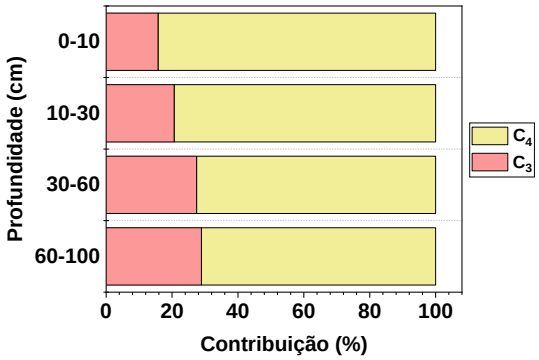
c) SML



d) IPF-L



e) IPF-EL



Fonte: Autoria própria

As pastagens IAL, SAL e SML apresentaram maior contribuição de plantas C_4 na superfície, com leve aumento de C_3 com a profundidade do solo. O $\delta^{13}C$ mais baixo na superfície do solo é devido as gramíneas, enquanto a MO preservada da floresta nativa pode ter levado ao leve aumento do $\delta^{13}C$ no subsolo. Aveia (*Avena byzantina* cv. São Carlos) e azevém (*Loliun multifloram* Lan. cv. BRS Ponteio) possuem assinatura C_3. Aparentemente, a sobressemeadura na pastagem IAL não apresentou contribuição na fonte da MOD do solo em sua pastagem do que no SAL e SML. Assim, mesmo com o aumento da assinatura de C_3 com a profundidade, a MOD no IAL predomina assinaturas isotópicas de C_4. No entanto, maiores contribuições de C_3, com mais de 50%, foram observadas no pasto SAL a partir de 30 cm, e SML a partir de 60 cm.

Notou-se o importante papel das árvores na composição da MOD no IPF-L, tanto na superfície, quanto no subsolo, destacando a contribuição da assinatura C_3. Ao contrário das pastagens em sistemas intensivos, que possuem apenas a contribuição da floresta nativa para assinaturas de C_3, as entradas de raízes enriquecidas com ^{13}C podem aumentar a assinatura de $\delta^{13}C$ neste sistema com o aumento da profundidade do solo, juntamente com a queda de folhas de árvores e folhas na superfície. As raízes contribuem para a liberação de carbono de exsudatos, bem como a necromassa de células e tecidos radiculares (SAIZ *et al.*, 2015). Por outro lado, a MOD no IPF-EL mostrou contribuição praticamente inexistente das árvores.

7. CONCLUSÃO

Este estudo mostrou a importância de dados complementares, como a combinação de análises químicas, física e biológicas, para apoiar a interpretação dos resultados em pastagens tropicais. A quantificação do carbono, grau de humificação da MOS, densidade aparente, análise enzimática, biomassa microbiana e medidas de respiração na superfície do solo foram capazes de identificar que o aumento da taxa de lotação animal foi um fator que afetou negativamente o teor de carbono e a atividade biológica dos solos sob os diferentes manejos. Além disso, que a área experimental de pastagem irrigada não confirmou alguns benefícios inicialmente esperados em relação a alguns indicadores de qualidade do solo, devendo ser cuidadosamente considerada. No entanto, a combinação de taxa de lotação média em área de sequeiro com intensificação do manejo, com adição de calcário e fertilizantes, e rotação de pastejo, gerou resultados muito positivos, incluindo aumento do carbono do solo e altos valores para análise enzimática,

semelhante a um solo de referência de uma floresta nativa. Entretanto, para áreas de pastagens comerciais típicas, com manejo limitado do solo, denominadas neste estudo como “pastagem degradada (DEG)’’, não acumularam carbono e não preservaram a qualidade do solo, condição que deve ser evitada.

A quantidade e qualidade da MOD em solos sob manejo intensivo de pastagens e sistema integrado de produção (no caso, pecuária-floresta) foram investigadas. A MOD diminuiu em profundidade e está provavelmente relacionada com a diminuição da entrada de MO, somado a sua adsorção na fase mineral do solo. Além disso, sua aromaticidade e massa molecular diminuiu com o perfil do solo, onde no subsolo maiores foram as contribuições dos microrganismos na composição da MOD transformada e lixiviada. A combinação dos resultados permitiu inferir que a diminuição mais expressiva do COD com o perfil do solo nos sistemas IAL e SML sugeriram que nesses sistemas possa haver maior adsorção nos minerais do solo. Neste contexto, a pastagem DEG aparentou reter menor carbono orgânico nas partículas do solo, com mais concentrações na sua forma livre, e possivelmente contribuir com menor extensão para o acúmulo de carbono estabilizado no solo. Os resultados da ESI(-) FT-ICR MS mostraram que as características da MOD mudaram com os diferentes manejos e consideravelmente com a profundidade do solo. Essas análises qualitativas revelaram que as amostras são quimicamente complexas, com grande heterogeneidade de composições moleculares, e estão em diferentes estágios de oxidação no perfil do solo. Já a análise isotópica de carbono mostrou a contribuição das árvores na composição da MOD no sistema integrado (IPF-L). Desta forma, essa caracterização forneceu uma visão inicial da dinâmica da MOD em solos de pastagens sob diferentes manejos de clima tropical.

Em solos tropicais, como o deste estudo, a renovação de nutrientes e biomassa microbiana ocorre mais rapidamente do que em solos temperados e, por isso, é fundamental implementar estratégias de manejo que minimizem a perturbação do solo, promovendo o aumento da produção e da atividade biológica, de forma sustentável. Pastagens tropicais bem manejadas têm uma enorme capacidade de sequestro de carbono do solo. Assim, novas bases de dados sobre manejos de pastagens tropicais, baseadas em experimentos de campo de longa duração e, também em áreas comerciais devem ser obtidas, para auxiliar no melhor entendimento deste complexo sistema, ditando os pontos positivos, os limitantes, para racionalizar o processo de produção, tornando-o mais eficiente de maneiras combinadas: econômica, social e ambientalmente.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBUQUERQUE, I.; ALENCAR, A.; ANGELO, C.; BARCELLOS, T. A. F.; COLUNA, I.; JUNIOR, C. C.; CREMER, M.; PIATTO, M.; POTENZA, R.; QUINTANA, G.; SHIMBO, J.; TSAI, D.; ZIMBRES, B. (eds.). **SEEG.** Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas de clima do Brasil 1970-2019. 2020. p. 41. Disponível em: http://energiaeambiente.org.br/produto/analise-das-emissoes-brasileiras-de-gases-de-efeito-estufa-2020. Acesso em: 23 jun. 2022.

ALLISON, S. D.; VITOUSEK, P. M. Responses of extracellular enzymes to simple and complex nutrient inputs. **Soil Biology and Biochemistry**, Kidlington, v. 37, n. 5, p. 937–944, 2005.

ARAUJO, A. S. F.; SILVA, E. F. L.; NUNES, L. A. P. L.; CARNEIRO, R. F. V. The effect of converting tropical native savanna to Eucalyptus grandis forest on soil microbial biomass. **Land degradation and development**, Hoboken, v. 21, p. 540–545, 2010.

AUDI, M.; ALI, A.; KASSEM, M. Greenhouse gases: a review of losses and benefits. **International Journal of Energy Economics and Policy**, Mersin, v. 10, n. 1, p. 403–418, 2020.

BADGERY, W. B.; MILLAR, G. D.; BROADFOOT, K.; MICHALK, D. L.; CRANNEY, P.; MITCHELL, D.; VAN DE VEN, R. Increased production and cover in a variable native pasture following intensive grazing management. **Animal Production Science**, Wellington, v. 57, n. 9, p. 1812–1823, 2017.

BAIRD, C.; CANN, M. **Environmental chemistry**. 5th Edition, New York: W. H. Freeman, 2012.

BALBINO, L. C.; CORDEIRO, L. A. M.; PORFIRIO DA SILVA, V.; DE MORAES, A.; MARTÍNEZ, G. B.; ALVARENGA, R. C.; KICHEL, A. N.; FONTANELI, R. S.; DOS SANTOS, H. P.; FRANCHINI, J. C.; GALERANI, P. R. Evolução tecnológica e arranjos produtivos de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta no Brasil. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, Brasília, v. 46, n. 10, p. 1–12, 2011.

BAUDRACCO, J.; HOLMES, C. W.; MACDONALD, K. A. Effects of stocking rate , supplementation , genotype and their interactions on grazing dairy systems : a review. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, Oxon, v. 53, p. 109-133, 2010.

BAYER, C.; LOVATO, T.; DIECKOW, J.; ZANATTA, J. A.; MIELNICZUK, J. A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 91, n. 1–2, p. 217–226, 2006.

BAYER, C.; MARTIN NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian cerrado soils under no-till. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 86, n. 2, p. 237–245, 2006.

BEYLICH, A.; OBERHOLZER, H. R.; SCHRADER, S.; HÖPER, H.; WILKE, B. M. Evaluation of soil compaction effects on soil biota and soil biological processes in soils. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 109, n. 2, p. 133–143, 2010.

BIELUCZYK, W.; PICCOLO, M. C.; PEREIRA, M. G.; MORAES, M. T.; SOLTANGHEISI, A.; BERNARDI, A. C. C.; PEZZOPANE, J. R. M.; OLIVEIRA, P. P. A.; MOREIRA, M. Z.; CAMARGO, P. B.; DIAS, C. T. S.; BATISTA, I.; CHERUBIN, M. R. Integrated farming systems influence soil organic matter dynamics in southeastern Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 371, n. Apr. l, p. 114368, 2020.

BLAGODATSKAYA, E.; KUZYAKOV, Y. Active microorganisms in soil: critical review of estimation criteria and approaches. **Soil Biology and Biochemistry**, Kidlington, v. 67, p. 192–211, 2013.

BOGAERTS, M.; CIRHIGIRI, L.; ROBINSON, I.; RODKIN, M.; HAJJAR, R.; COSTA JUNIOR, C.; NEWTON, P. Climate change mitigation through intensified pasture management: estimating greenhouse gas emissions on cattle farms in the Brazilian Amazon. **Journal of Cleaner Production**, Kidlington, v. 162, p. 1539–1550, 2017.

BOLAN, N. S.; ADRIANO, D. C.; KUNHIKRISHNAN, A.; JAMES, T.; MCDOWELL, R.; SENESI, N. Dissolved organic matter. biogeochemistry, dynamics, and environmental significance in soils. **Advances in Agronomy,** San Diego, v. 110, p. 1-75, 2011.

BOMMARCO, R.; KLEIJN, D.; POTTS, S. G. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. **Trends in Ecology and Evolution**, London, v. 28, n. 4, p. 230–238, 2013.

BORIE, F.; RUBIO, R.; ROUANET, J. L.; MORALES, A.; BORIE, G.; ROJAS, C. Effects of tillage systems on soil characteristics, glomalin and mycorrhizal propagules in a Chilean Ultisol. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 88, n. 1–2, p. 253–261, 2006.

BOT, A.; BENITES, J. **The importance of soil organic matter**: key to drought-resistant soil and sustained crop production. Rome: FAO Soils Bulletin, 2005.

BRASIL. **Plano Setorial de Mitigação e Adaptação às Mudanças Climáticas para Consolidação da Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura – PLANO ABC**, 2012.

BURNS, R. G.; DEFOREST, J. L.; MARXSEN, J.; SINSABAUGH, R. L.; STROMBERGER, M. E.; WALLENSTEIN, M. D.; WEINTRAUB, M. N.; ZOPPINI, A. Soil enzymes in a changing environment: Current knowledge and future directions. **Soil Biology and Biochemistry**, Kidlington, v. 58, p. 216–234, 2013.

BYRNES, R. C.; NÙÑEZ, J.; ARENAS, L.; RAO, I.; TRUJILLO, C.; ALVAREZ, C.; ARANGO, J.; RASCHE, F.; CHIRINDA, N. Biological nitrification inhibition by Brachiaria grasses mitigates soil nitrous oxide emissions from bovine urine patches. **Soil Biology and Biochemistry**, Kidlington, v. 107, p. 156–163, 2017.

CANELLAS, L. P.; FAÇANHA, A. R. Chemical nature of soil humified fractions and their bioactivity. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, n. 3, p. 233–240, 2004.

CARDOSO, A. S.; OLIVEIRA, S. C.; JANUSCKIEWICZ, E. R.; BRITO, L. F.; MORGADO, E. da S.; REIS, R. A.; RUGGIERI, A. C. Seasonal effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions for beef cattle excreta and urea fertilizer applied to a tropical pasture. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 194, jun., p. 104341, 2019.

CARDOSO, E. J. B. N.; VASCONCELLOS, R. L. F.; BINI, D.; MIYAUCHI, M. Y. H.; DOS SANTOS, C. A.; ALVES, P. R. L.; DE PAULA, A. M.; NAKATANI, A. S.; PEREIRA, J. M.; NOGUEIRA, M. A. Soil health: Looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? **Scientia Agricola**, São Paulo, v. 70, n. 4, p. 274–289, 2013.

CARVALHO, F. P.; MELO, C. A. D.; MACHADO, M. S.; DIAS, D. C. F. S.; ALVARENGA, E. M. The Allelopathic Effect of Eucalyptus Leaf Extract on Grass Forage Seed. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 33, p. 193–201, 2015.

CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PÍCCOLO, M. C.; GODINHO, V. P.; CERRI, C. C. Carbon sequestration in agricultural soils in the cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 103, n. 2, p. 342–349, 2009.

CHAPPELL, C.; JOHNSON, A. Influence of ph and bulk density on carbon dioxide efflux in three urban wetland types. **Professional Agricultural Workers Journal**, Tuskegee, v. 3, n. 1, p. 5, 2015.

CHEN, H.; YANG, Z.; CHU, R. K.; TOLIC, N.; LIANG, L.; GRAHAM, D. E.; WULLSCHLEGER, S. D.; GU, B. Molecular insights into arctic soil organic matter degradation under warming. **Environmental Science and Technology**, Washington, v. 52, n. 8, p. 4555–4564, 2018.

CHEN, W.; WESTERHOFF, P.; LEENHEER, J. A; BOOKSH, K. Fluorescence excitation - emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter. **Environmental Science and Technology**, Washington, v. 37, n. 24, p. 5701–5710, 2003.

CHIEN, S. W. C.; WANG, H. H.; CHEN, Y. M.; WANG, M. K.; LIU, C. C. Removal of heavy metals from contaminated paddy soils using chemical reductants coupled with dissolved organic carbon solutions. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 403, p. 123549, 2021.

COBLE, P. G. Characterization of marine and terrestrial DOM in the seawater using exciting-emission matrix. **Marine Chemistry**, Amsterdam, v. 51, p. 325–346, 1996.

CONGIO, G. F. S.; BATALHA, C. D. A.; CHIAVEGATO, M. B.; BERNDT, A.; OLIVEIRA, P. P. A.; FRIGHETTO, R. T. S.; MAXWELL, T. M. R.; GREGORINI, P.; DA SILVA, S. C. Strategic grazing management towards sustainable intensification at tropical pasture-based dairy systems. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 636, p. 872–880, 2018.

CORTNER, O.; GARRETT, R. D.; VALENTIM, J. F.; FERREIRA, J.; NILES, M. T.; REIS, J.; GIL, J. Perceptions of integrated crop-livestock systems for sustainable intensification in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, Kidlington, v. 82, p. 841–853, 2019.

CORY, R. M.; MCKNIGHT, D. M. Fluorescence spectroscopy reveals ubiquitous presence of oxidized and reduced quinones in dissolved organic matter fluorescence spectroscopy reveals ubiquitous presence of oxidized and reduced quinones in dissolved organic matter. **Environmental Science and Technology**, Washington, v. 39, p. 8142–8149, 2005.

COSTA, I.; FREITAS, D.; MARTINS, J.; CHRISTINA, N.; ARAÚJO, A.; VITÓRIA, M.; ARRUDA, R.; ARNALDO, L. Agrosilvopastoral systems and well-managed pastures increase soil carbon stocks in the brazilian cerrado. **Rangeland Ecology and Management**, Lakewood, Colorado, v. 73, n. 6, p. 776–785, 2020.

CUSS, C. W.; GUÉGUEN, C. Characterizing the labile fraction of dissolved organic matter in leaf leachates: methods, indicators, structure, and complexity. *In*: ZHONGQI, HE ; FENGCHANG, WU (ed.). **Labile Organic Matter** — chemical compositions, function, and significance in soil and the environment. London: Soil Science Society of America. 2015. v. 62, p. 237–274.

DAMIAN, J. M.; DA SILVA MATOS, E.; E PEDREIRA, B. C.; DE FACCIO CARVALHO, P. C.; DE SOUZA, A. J.; ANDREOTE, F. D.; PREMAZZI, L. M.; CERRI, C. E. P. Pastureland intensification and diversification in Brazil mediate soil bacterial community structure changes and soil C accumulation. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 160, 2021.

DAVIES, G.; HENRISSAT, B. Structures and mechanisms of glycosyl hydrolases. **Structure**, Cambridge, v. 3, n. 9, p. 853–859, 1995.

DE KLEIN, C. A. M.; VAN DER WEERDEN, T. J.; LUO, J.; CAMERON, K. C.; DI, H. J. A review of plant options for mitigating nitrous oxide emissions from pasture-based systems. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, Oxon, v. 63, n. 1, p. 29–43, 2020.

DE SOUZA, E. C.; SALMAN, A. K. D.; DA CRUZ, P. G.; VEIT, H. M.; DE CARVALHO, G. A.; DA SILVA, F. R. F.; SCHMITT, E. Thermal comfort and grazing behavior of Girolando heifers in integrated crop-livestock (ICL) and crop-livestock-forest (ICLF) systems. **Acta Scientiarum -** animal sciences, Maringá, v. 41, n. 1, p. 1–10, 2019.

DE TROYER, I.; AMERY, F.; VAN MOORLEGHEM, C.; SMOLDERS, E.; MERCKX, R. Tracing the source and fate of dissolved organic matter in soil after incorporation of a 13C labelled residue: A batch incubation study. **Soil Biology and Biochemistry**, Kidlington, v. 43, n. 3, p. 513–519, 2011.

DHALIWAL, J. K.; KUMAR, S. Hydro-physical soil properties as influenced by short and long-term integrated crop–livestock agroecosystems. **Soil Science Society of America Journal**, Hoboken, v. 85, n. 3, p. 789–799, 2021.

DIAS FILHO, M. B. **Diagnóstico das pastagens no Brasil**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2014. p. 36..

DIAS FILHO, M. B. **Uso de pastagens para a produção de bovinos de corte no Brasil**: passado, presente e futuro. Belém: Embrapa Amazônia Oriental. 2016. p. 42,

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. *In*: DORAN, J. W.; CELEMAN, D.; BEZDICEK, D. F. STEWART, B. A. (ed.). **Defining soil quality for sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, 1994, p. 3–21.

DOS SANTOS, J. V.; FREGOLENTE, L. G.; MOREIRA, A. B.; FERREIRA, O. P.; MOUNIER, S.; VIGUIER, B.; HAJJOUL, H.; BISINOTI, M. C. Humic-like acids from hydrochars: Study of the metal complexation properties compared with humic acids from anthropogenic soils using PARAFAC and time-resolved fluorescence. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 722, p. 137815, 2020a.

DOS SANTOS, J. V.; FREGOLENTE, L. G.; MOUNIER, S.; HAJJOUL, H.; FERREIRA, O. P.; MOREIRA, A. B.; BISINOTI, M. C. Fulvic acids from Amazonian anthropogenic soils: Insight into the molecular composition and copper binding properties using fluorescence techniques. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, San Diego, v. 205, n. 111173, 2020b.

DOS SANTOS, J. V.; BENTO, L. R.; BRESOLIN, J. D.; MITSUYUKI, M. C.; OLIVEIRA, P. P. A.; PEZZOPANE, J. R. M.; BERNARDI, A. C. C.; MENDES, I. C.; MARTIN-NETO, L. The long-term effects of intensive grazing and silvopastoral systems on soil physicochemical properties, enzymatic activity, and microbial biomass. **Catena**, Amsterdam, v. 219, n. Aug., 2022.

DOTANIYA, M. L.; APARNA, K.; DOTANIYA, C. K.; SINGH, M.; REGAR, K. L. Role of soil enzymes in sustainable crop production. *In*: KUDDUS, M. (ed.). **Enzymes in Food Biotechnology**: production, applications, and future prospects. New York: Academic Press, 2018, p. 569–589.

EDUARDO, M.; SANTOS, R.; MIRANDA, D.; GOMES, V. M.; PIMENTEL, R. M.; ALBINO, R. L.; PEDRO, S. Signal grass structure at different sites of the same pasture under three grazing intensities. **Acta Scientiarum.** animal sciences, Maringá, v. 35, p. 73–78, 2013.

FLOYD, R. The environmental security debate and its significance for climate change. **International Spectator**, Oxon, v. 43, n. 3, p. 51–65, 2008.

FREY, B.; KREMER, J.; RÜDT, A.; SCIACCA, S.; MATTHIES, D.; LÜSCHER, P. Compaction of forest soils with heavy logging machinery affects soil bacterial community structure. **European Journal of Soil Biology**, Issy-les-Moulineaux, v. 45, n. 4, p. 312–320, 2009.

GAO, J.; LIANG, C.; SHEN, G.; LV, J.; WU, H. Spectral characteristics of dissolved organic matter in various agricultural soils throughout China. **Chemosphere**, Kidlington, v. 176, p. 108–116, 2017.

GHOSH, A.; SINGH, A. B.; KUMAR, R. V.; MANNA, M. C.; BHATTACHARYYA, R.; RAHMAN, M. M.; SHARMA, P.; RAJPUT, P. S.; MISRA, S. Soil enzymes and microbial elemental stoichiometry as bio-indicators of soil quality in diverse cropping systems and nutrient management practices of Indian Vertisols. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 145, p. 103304, 2020.

GIL, J.; SIEBOLD, M.; BERGER, T. Adoption and development of integrated crop-livestock-forestry systems in Mato Grosso, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 199, p. 394–406, 2015.

GMACH, M. R.; CHERUBIN, M. R.; KAISER, K.; CERRI, C. E. P. Processes that influence dissolved organic matter in the soil: a review. **Scientia Agricola**, São Paulo, v. 77, n. 3, 2020.

GOLLANY, H. T.; NASH, P. R.; JOHNSON, J. M. F.; BARBOUR, N. W. Predicted annual biomass input to maintain soil organic carbon under contrasting management. **Agronomy Journal**, Hoboken, v. 112, n. 6, p. 4822–4835, 2020.

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 Biology and Biochemistry**, Kidlington, v. 129, n. jun. 2018, p. 122–135, 2019.

HAWKEN, P. **Drawdown:** the most comprehensive plan ever proposed to reverse global warming. New York: Penguin Books, 2017.

HELMS, J. R.; STUBBINS, A.; RITCHIE, J. D.; MINOR, E. C.; KIEBER, D. J.; MOPPER, K. Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. **Limnology and Oceanography**, Hoboken, v. 53, p. 955–969, 2008.

HERNÁNDEZ, E.; QUESTAD, E. J.; MEYER, W. M.; SUDING, K. N. The effects of nitrogen deposition and invasion on litter fuel quality and decomposition in a Stipa pulchra grassland. **Journal of Arid Environments**, London, v. 162, p. 35–44, 2019.

HEROLD, N.; SCHÖNING, I.; MICHALZIK, B.; TRUMBORE, S.; SCHRUMPF, M. Controls on soil carbon storage and turnover in German landscapes. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 119, n. 1–3, p. 435–451, 2014.

HERTKORN, N.; HARIR, M.; CAWLEY, K. M.; SCHMITT-KOPPLIN, P.; JAFFÉ, R. Molecular characterization of dissolved organic matter from subtropical wetlands: a comparative study through the analysis of optical properties, NMR and FTICR/MS. **Biogeosciences**, Gottingen, v. 13, n. 8, p. 2257–2277, 2016.

HOU, F. J. Adaptation of mixed crop– livestock systems in asia. *In*: FUHRER, J., GREGORY, P. (ed). **Climate change impact and adaptation in agricultural systems**. CABI, 2014, p. 155–166. E-book.

HUGUET, A.; VACHER, L.; RELEXANS, S.; SAUBUSSE, S.; FROIDEFOND, J. M.; PARLANTI, E. Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary. **Organic Geochemistry**, Kidlington, v. 40, n. 6, p. 706–719, 2009.

HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J. C.; BRANDÃO-JUNIOR, O.; KASCHUK, G.; SOUZA, R. A. Soil microbial activity and crop sustainability in a long-term experiment with three soil-tillage and two crop-rotation systems. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 42, n. 3, p. 288–296, 2009.

ISHII, S. K. L.; BOYER, T. H. Behavior of reoccurring PARAFAC components in fluorescent dissolved organic matter in natural and engineered systems: a critical review. **Environmental Science and Technology**, Washington, v. 46, p. 2006–2017, 2012.

JENKINSON, D. S.; POWLSON, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-VI. Fumigation with carbon disulphide. **Soil Biology and Biochemistry**, Kidlington v. 8, n. 5, p. 375–378, 1976.

JIANG, T.; KAAL, J.; LIANG, J.; ZHANG, Y.; WEI, S.; WANG, D.; GREEN, N. W. Composition of dissolved organic matter (dom) from periodically submerged soils in the three gorges reservoir areas as determined by elemental and optical analysis, infrared spectroscopy, pyrolysis-gc–ms and thermally assisted hydrolysis and methylation. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 603–604, p. 461–471, 2017.

KAHLE, M.; KLEBER, M.; JAHN, R. Retention of dissolved organic matter by phyllosilicate and soil clay fractions in relation to mineral properties. **Organic Geochemistry**, Kidlington, v. 35, n. 3, p. 269–276, 2004.

KAISER, K.; GUGGENBERGER, G. Mineral surfaces and soil organic matter. **European Journal of Soil Science**, Hoboken, v. 54, p. 219–236, 2003.

KAISER, K.; GUGGENBERGER, G. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. **Organic Geochemistry**, Kidlington, v. 31, n. 7–8, p. 711–725, 2000.

KAISER, K.; GUGGENBERGER, G.; HAUMAIER, L. Changes in dissolved lignin-derived phenols, neutral sugars, uronic acids, and amino sugars with depth in forested Haplic arenosols and rendzic leptosols. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 70, n. 1, p. 135–151, 2004.

KAISER, K.; GUGGENBERGER, G.; HAUMAIER, L.; ZECH, W. Seasonal variations in the chemical composition of dissolved organic matter in organic forest floor layer leachates of old-growth Scots pine (Pinus sylvestris L.) and European beech (Fagus sylvatica L.) stands in northeastern Bavaria, Germany. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 55, p. 103–143, 2001.

KAISER, K.; KALBITZ, K. Cycling downwards - dissolved organic matter in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Kidlington, v. 52, p. 29–32, 2012.

KALBITZ, K.; SOLINGER, S.; PARK, J. H.; MICHALZIK, B.; MARTZNER, E. Controls on the dynamics of organic matter in soils: a review. **Soil Science**, Philadelphia, v. 165, p. 277–304, 2000.

KALBITZ, K.; KAISER, K. Contribution of dissolved organic matter to carbon storage in forest mineral soils. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 171, n. 1, p. 52–60, 2008.

KALBITZ, K; SCHWESIG, D.; RETHEMEYER, J.; MATZNER, E. Stabilization of dissolved organic matter by sorption to the mineral soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Kidlington, v. 37, n. 7, p. 1319–1331, 2005.

KALKS, F.; LIEBMANN, P.; WORDELL DIETRICH, P.; GUGGENBERGER, G.; KALBITZ, K.; MIKUTTA, R.; HELFRICH, M.; DON, A. Fate and stability of dissolved organic carbon in topsoils and subsoils under beech forests. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 148, n. 2, p. 111–128, 2020.

KHAN, S. U.; HOODA, P. S.; BLACKWELL, M. S. A.; BUSQUETS, R. Microbial biomass responses to soil drying-rewetting and phosphorus leaching. **Frontiers in Environmental Science**, Lausanne, v. 7, p. 1–9, 2019.

KHESHGI, H. S.; JAIN, A. K. Projecting future climate change: implications of carbon cycle model intercomparisons. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 17, n. 2, p. 1-17, 2003.

KLOSE, S.; BILEN, S.; ALI TABATABAI, M.; DICK, W. A. Sulfur cycle enzymes. *In:* DICK, R. P. (ed). **Methods of soil enzymology**. Madison: Soil Science Society of America, 2011. p. 125–159.

KOCH, B. P.; DITTMAR, T. From mass to structure: an aromaticity index for high-resolution mass data of natural organic matter. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, Hoboken, v. 20, n. 5, p. 926–932, 2006.

KOTHAWALA, D. N.; MOORE, T. R.; HENDERSHOT, W. H. Soil properties controlling the adsorption of dissolved organic carbon to mineral soils. **Soil Science Society of America Journal**, Hoboken, v. 73, n. 6, p. 1831–1842, 2009.

KOVAR, J. L.; GRANT, C. A. Nutrient cycling in soils: sulfur. *In*: HATFIELD , J. L.; SAUER, T. J. (ed.). **Soil Management**: building a stable base for agriculture. London: American Society of Agronomy. 2015, p. 103-115.

KRÜGER, I.; CHARTIN, C.; VAN WESEMAEL, B.; CARNOL, M. Defining a reference system for biological indicators of agricultural soil quality in Wallonia, Belgium. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 95, p. 568–578, 2018.

KUDEYAROV, V. N.; JENKINSON, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-VI. fumigation with carbon disulphide. **Soil Biology and Biochemistry**, Kidlington, v. 8, n. 5, p. 375–378, 1976.

LAL, R. Potential of desertification control to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. **Climatic Change**, Dordrecht, v. 51, n. 1, p. 35–72, 2001.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, Washington, D. C., v. 304, n. 5677, p. 1623–1627, 2004.

LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Sustainability**, Basel, Switzerland, vol. 7, no. 5, p. 5875–5895, 2015.

LAL, R. Digging deeper: a holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. **Global Change Biology**, Oxon, v. 24, n. 8, p. 3285–3301, 2018.

LEITE, L. F. C.; OLIVEIRA, F. C.; ARAJO, A. S. F.; GALVO, S. R. S.; LEMOS, J. O.; SILVA, E. F. L. Soil organic carbon and biological indicators in an Acrisol under tillage systems and organic management in north-eastern Brazil. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 48, n. 3, p. 258–265, 2010.

LEWANDOWSKI, T. E.; FORRESTER, J. A.; MLADENOFF, D. J.; D'AMATO, A. W.; FASSNACHT, D. S. A.; PADLEY, E.; MARTIN, K. J. Do biological legacies moderate the effects of forest harvesting on soil microbial community composition and soil respiration. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 432, n. May 2018, p. 298–308, 2019.

LI, W.; JIA, X.; LI, M.; WU, H. Insight into the vertical characteristics of dissolved organic matter in 5-m soil profiles under different land-use types on the Loess Plateau. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 692, p. 613–621, 2019.

LOPES, A. A. C ; SOUSA, D. M. G. ; CHAER, G. M.; JUNIOR, F. B. R. ; GOEDERT, W. J. MENDES, I. C. Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and organic carbon. **Soil Science Society of America Journal**, Hoboken, v. 77, n. 2, p. 461–472, 2013.

LU, Y.; BAUER, J. E.; CANUEL, E. A.; YAMASHITA, Y.; CHAMBERS, R. M.; JAFFÉ, R. Photochemical and microbial alteration of dissolved organic matter in temperate headwater streams associated with different land use. **Journal of Geophysical Research:** biogeosciences, Washington, v. 118, n. 2, p. 566–580, 2013.

MAIGA, A.; ALHAMEID, A.; SINGH, S.; POLAT, A.; SINGH, J.; KUMAR, S.; OSBORNE, S. Responses of soil organic carbon, aggregate stability, carbon and nitrogen fractions to 15 and 24 years of no-till diversified crop rotations. **Soil Research**, Melbourne, v. 57, n. 2, p. 149–157, 2019.

MATIASEK, S. J.; HERNES, P. J. The chemical fingerprint of solubilized organic matter from eroded soils and sediments. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, Kidlington, v. 267, p. 92–112, 2019.

MCCARTHY, B.; PIERCE, K. M.; DELABY, L.; BRENNAN, A.; HORAN, B. The effect of stocking rate and calving date on reproductive performance, body state , and metabolic and health parameters of Holstein-Friesian dairy cows. **Journal of Dairy Science**, New York, v. 95, n. 3, p. 1337–1348, 2012.

MCDOWELL, W. H. Dissolved organic matter in soils - future directions and unanswered questions. **Geoderma**, Amsterdam, v. 113, n. 3–4, p. 179–186, 2003.

MCGILL, W. B.; CANNON, K. R.; ROBERTSON, J. A.; COOK, F. D. Dynamics of soil microbial biomass and water-soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping to two rotations. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 66, n. 1, p. 1–19, 1986.

MCKNIGHT, D. M.; BOYER, E. W.; WESTERHOFF, P. K.; DORAN, P. T.; KULBE, T.; ANDERSEN, D. T. Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. **Limnology and Oceanography**, Hoboken, v. 46, n. 1, p. 38–48, 2001.

MENDES, I. C.; SOUZA, L. M.; SOUSA, D. M. G.; LOPES, A. A. C.; REIS JUNIOR, F. B.; LACERDA, M. P. C.; MALAQUIAS, J. V. Critical limits for microbial indicators in tropical Oxisols at post-harvest: The FERTBIO soil sample concept. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 139, p. 85–93, 2019.

MENDES, I. C.; SOUSA, D. M. G.; DANTAS, O. D.; LOPES, A. A. C.; REIS JUNIOR, F. B. ; OLIVEIRA, M. I.; CHAER, G. M. Soil quality and grain yield: a win–win combination in clayey tropical oxisols. **Geoderma** , Amsterdam, v. 388, n. nov. 2020, 2021.

MENDES, I. C.; CHAER, G. M.; SOUSA, D. M. G.; REIS JUNIOR, F. B.; DANTAS, O. D.; OLIVEIRA, M. I. L.; LOPES, A. A. C.; SOUZA, L. M. Bioanálise de solo: a mais nova aliada para a sustentabilidade agrícola. **Nutrição de Plantas Ciência e Tecnologia**, Piracicaba, v. 8, p. 1–11, 2020.

MENDES, I. C.; SOUSA, D. M. G.; DANTAS, O. D.; LOPES, A. A. C.; REIS JUNIOR, F. B. ; OLIVEIRA, M. I.; CHAER, G. M. Soil quality and grain yield: A win–win combination in clayey tropical oxisols. **Geoderma**, Amsterdam, v. 388, n. June 2020, 2021.

MGANGA, K. Z.; RAZAVI, B. S.; KUZYAKOV, Y. Land use affects soil biochemical properties in Mt. Kilimanjaro region. **Catena**, Amsterdam, v. 141, p. 22–29, 2016.

MICHALZIK, B.; KALBITZ, K.; PARK, J. H.; SOLINGER, S.; MATZNER, E. Fluxes and concentrations of dissolved organic carbon and nitrogen - a synthesis for temperate forests. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 52, n. 2, p. 173–205, 2001.

MILORI, D. M. B. P.; GALETI, H. V. A.; MARTIN NETO, L.; DIECKOW, J.; GONZÁLEZ-PÉREZ, M.; BAYER, C.; SALTON, J. Organic matter study of whole soil samples using laser-induced fluorescence spectroscopy. **Soil Science Society of America Journal**, Hoboken, v. 70, n. 1, p. 57–63, 2006.

MITCHELL, P. J.; SIMPSON, A. J.; SOONG, R.; OREN, A.; CHEFETZ, B.; SIMPSON, M. J. Solution-state NMR investigation of the sorptive fractionation of dissolved organic matter by alkaline mineral soils. **Environmental Chemistry**, Melbourne, v. 10, n. 4, p. 333–340, 2013.

MORETA, D. E.; ARANGO, J.; SOTELO, M.; VERGARA, D.; RINCÓN, A.; ISHITANI, M.; CASTRO, A.; MILES, J.; PETERS, M.; TOHME, J.; SUBBARAO, G. V.; RAO, I. M. Biological nitrification inhibition (BNI) in Brachiaria pastures: a novel strategy to improve eco-efficiency of crop-livestock systems and to mitigate climate change. **Tropical Grasslands-Forrajes Tropicales**, Cali, v. 2, n. 1, p. 88–91, 2014.

MOUNIER, S.; ZHAO, H.; GARNIER, C.; REDON, R. Copper complexing properties of dissolved organic matter: PARAFAC treatment of fluorescence quenching. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 106, n. 1, p. 107–116, 2011.

MUSADJI, N. Y.; LEMÉE, L.; CANER, L.; POREL, G.; POINOT, P.; GEFFROY RODIER, C. Spectral characteristics of soil dissolved organic matter: long-term effects of exogenous organic matter on soil organic matter and spatial-temporal changes. **Chemosphere**, Kidlington, v. 240, p. 124808, 2020.

NANNIPIERI, P.; GIAGNONI, L.; RENELLA, G.; PUGLISI, E.; CECCANTI, B.; MASCIANDARO, G.; FORNASIER, F.; MOSCATELLI, M. C.; MARINARI, S. Soil enzymology: classical and molecular approaches. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 48, n. 7, p. 743–762, 2012.

NASA. **GISS Surface Temperature Analysis.** 2021. Disponível em: https://data.giss.nasa.gov/gistemp/. Acesso em: 31 mar. 2021.

NASH, P. R.; GOLLANY, H. T.; SAINJU, U. M. CQESTR-Simulated response of soil organic carbon to management, yield, and climate change in the northern great plains region. **Journal of Environmental Quality**, Hoboken, v. 47, n. 4, p. 674–683, 2018.

NAWAZ, M. F.; BOURRIÉ, G.; TROLARD, F. Soil compaction impact and modelling. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, Paris, v. 33, n. 2, p. 291–309, 2013.

NEBBIOSO, A.; PICCOLO, A . Basis of a humeomics science: chemical fractionation and molecular characterization of humic biosuprastructures. **Biomacromolecules**, Washingnton, D. C., v. 12, n. 4, p. 1187–1199, 2011.

NOVAK, E.; CARVALHO, L. A.; SANTIAGO, E. F.; PORTILHO, I. I. R. Atributos químicos e microbiológicos sob diferentes coberturas de solo. **Cerne**, Lavras, v. 23, n. 1, p. 19–30, 2017.

OLIVEIRA, P. P. A.; BERNDT, A.; PEDROSO, A. F.; ALVES, T. C.; PEZZOPANE, J. R. M.; SAKAMOTO, L. S.; HENRIQUE, F. L.; RODRIGUES, P. H. M. Greenhouse gas balance and carbon footprint of pasture-based beef cattle production systems in the tropical region (Atlantic Forest biome). **Animal**, Amsterdam, v. 14, p. s427–s437, 2020.

PABST, H.; KÜHNEL, A.; KUZYAKOV, Y. Effect of land-use and elevation on microbial biomass and water extractable carbon in soils of Mt. Kilimanjaro ecosystems. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 67, p. 10–19, 2013.

PARKS, N. Livestock's long shadow. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Hoboken, v. 5, n. 1, p. 7, 2007.

PARLANTI, E.; WÖRZ, K.; GEOFFROY, L.; LAMOTTE, M. Dissolved organic matter fluorescence spectroscopy as a tool to estimate biological activity in a coastal zone submitted to anthropogenic inputs. **Organic Geochemistry**, Kidlington, v. 31, n. 12, p. 1765–1781, 2000.

PASTOR, A. V.; PALAZZO, A.; HAVLIK, P.; BIEMANS, H.; WADA, Y.; OBERSTEINER, M.; KABAT, P.; LUDWIG, F. The global nexus of food–trade–water sustaining environmental flows by 2050. **Nature Sustainability**, Berlin, v. 2, n. 6, p. 499–507, 2019.

PEIXOTO, R. S.; CHAER, G. M.; FRANCO, N.; REIS JUNIOR, F. B.; MENDES, I. C.; ROSADO, A. S. A decade of land use contributes to changes in the chemistry, biochemistry and bacterial community structures of soils in the Cerrado. **Antonie van Leeuwenhoek, International Journal of General and Molecular Microbiology**, Dordrecht, v. 98, n. 3, p. 403–413, 2010.

PEYRAUD, J.; TABOADA, M.; DELABY, L. Integrated crop and livestock systems in Western Europe and South America : a review. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v. 57, p. 31–42, 2014.

PEZZOPANE, J. R. M.; BERNARDI, A. C. C.; BOSI, C.; OLIVEIRA, P. P. A.; MARCONATO, M. H.; DE FARIA PEDROSO, A.; ESTEVES, S. N. Forage productivity and nutritive value during pasture renovation in integrated systems. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 93, n. 1, p. 39–49, 2019.

PIOTROWSKA DŁUGOSZ, A.; SIWIK ZIOMEK, A.; DŁUGOSZ, J.; GOZDOWSKI, D. Spatio-temporal variability of soil sulfur content and arylsulfatase activity at a conventionally managed arable field. **Geoderma**, Amsterdam, v. 295, p. 107–118, 2017.

PUPIN, B.; FREDDI, O. S.; NAHAS, E. Microbial alterations of the soil influenced by induced compaction. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 5, p. 1207–1213, 2009.

QIAO, Y.; MIAO, S.; SILVA, L. C. R.; HORWATH, W. R. Understory species regulate litter decomposition and accumulation of C and N in forest soils: A long-term dual-isotope experiment. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 329, p. 318–327, 2014.

TEAM., R. C. **R:** A language and environment for statistical computing**.** Vienna, Austria, 2021. Disponível em: https://www.r-project.org/. Acesso em: 23 jun. 2022.

RAIESI, F.; BEHESHTI, A. Microbiological indicators of soil quality and degradation following conversion of native forests to continuous croplands. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 50, p. 173–185, 2015.

RAMESH, T.; BOLAN, N. S.; KIRKHAM, M. B.; WIJESEKARA, H.; KANCHIKERIMATH, M.; SRINIVASA RAO, C.; SANDEEP, S.; RINKLEBE, J.; OK, Y. S.; CHOUDHURY, B. U.; WANG, H.; TANG, C.; WANG, X.; SONG, Z.; FREEMAN, O. W. Soil organic carbon dynamics: Impact of land use changes and management practices: A review. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 156, n. jan. 2021, p. 1–107, 2019.

RAMOS, M. R.; FAVARETTO, N.; UHLMANN, A.; DIECKOW, J.; VEZZANI, F.; ALMEIDA, L.. Produção de hortaliças no sistema orgânico: efeito nos atributos físicos do solo. **Revista de Ciências Agrarias -** amazon journal of agricultural and environmental sciences, Amazonas, v. 58, n. 1, p. 45–51, 2015.

REDE DE FOMENTO ILPF. **ILPF em Números - Portal Embrapa.** 2017. Disponível em: https://www.embrapa.br/web/rede-ilpf/ilpf-em-numeros. Acesso em: 23 jun. 2022.

REN, F.; SUN, N.; XU, M.; ZHANG, X.; WU, L.; XU, M. Changes in soil microbial biomass with manure application in cropping systems: a meta-analysis. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 194, n. jan., p. 104291, 2019.

RESENDE, L. O.; MÜLLER, M. D.; KOHMANN, M. M.; PINTO, L. F. G.; CULLEN JUNIOR, L.; DE ZEN, S.; REGO, L. F. G. Silvopastoral management of beef cattle production for neutralizing the environmental impact of enteric methane emission. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 94, n. 3, p. 893–903, 2020.

ROMERO, C. M.; ENGEL, R. E.; D'ANDRILLI, J.; CHEN, C.; ZABINSKI, C.; MILLER, P. R.; WALLANDER, R. Bulk optical characterization of dissolved organic matter from semiarid wheat-based cropping systems. **Geoderma**, Amsterdam, v. 306, n. May, p. 40–49, 2017.

ROTH, V. N.; LANGE, M.; SIMON, C.; HERTKORN, N.; BUCHER, S.; GOODALL, T.; GRIFFITHS, R. I.; MELLADO VÁZQUEZ, P. G.; MOMMER, L.; ORAM, N. J.; WEIGELT, A.; DITTMAR, T.; GLEIXNER, G. Persistence of dissolved organic matter explained by molecular changes during its passage through soil. **Nature Geoscience**, Berlin, v. 12, n. 9, p. 755–761, 2019.

SAIDY, A. R.; SMERNIK, R. J.; BALDOCK, J. A.; KAISER, K.; SANDERMAN, J. Microbial degradation of organic carbon sorbed to phyllosilicate clays with and without hydrous iron oxide coating. **European Journal of Soil Science**, Hoboken, v. 66, n. 1, p. 83–94, 2015.

SAIZ, G.; BIRD, M.; WURSTER, C.; QUESADA, C. A.; ASCOUGH, P.; DOMINGUES, T.; SCHRODT, F.; SCHWARZ, M.; FELDPAUSCH, T. R.; VEENENDAAL, E.; DJAGBLETEY, G.; JACOBSEN, G.; HIEN, F.; COMPAORE, H.; DIALLO, A.; LLOYD, J. The influence of C3 and C4 vegetation on soil organic matter dynamics in contrasting semi-natural tropical ecosystems. **Biogeosciences**, Dordrecht, v. 12, n. 16, p. 5041–5059, 2015.

SANDERMAN, J.; BALDOCK, J. A.; AMUNDSON, R. Dissolved organic carbon chemistry and dynamics in contrasting forest and grassland soils. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 89, n. 2, p. 181–198, 2008.

SATYAMURTHY, P.; JAIN, P.; BALASUBRAMANYA, R. H.; VIGNESHWARAN, N. Preparation and characterization of cellulose nanowhiskers from cotton fibres by controlled microbial hydrolysis. **Carbohydrate Polymers**, Kidlington, v. 83, n. 1, p. 122–129, 2011.

SCOTT, E. E.; ROTHSTEIN, D. E. The dynamic exchange of dissolved organic matter percolating through six diverse soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Kidlington, v. 69, p. 83–92, 2014.

SEGNINI, A.; XAVIER, A. A. P.; OTAVIANI JUNIOR, P. L.; OLIVEIRA, P. P. A.; PEDROSO, A. F.; PRAES, M. F. F. M.; RODRIGUES, P. H. M.; MILORI, D. M. B. P. Soil carbon stock and humification in pastures under different levels of intensification in Brazil. **Scientia Agricola**, São Paulo, v. 76, n. 1, p. 33–40, 2019.

SEIFERT, A. G.; ROTH, V. N.; DITTMAR, T.; GLEIXNER, G.; BREUER, L.; HOUSKA, T.; MARXSEN, J. Comparing molecular composition of dissolved organic matter in soil and stream water: Influence of land use and chemical characteristics. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 571, p. 142–152, 2016.

SEKARAN, U.; SAGAR, K. L.; DENARDIN, L. G. D. O.; SINGH, J.; SINGH, N.; ABAGANDURA, G. O.; KUMAR, S.; FARMAHA, B. S.; BLY, A.; MARTINS, A. P. Responses of soil biochemical properties and microbial community structure to short and long-term no-till systems. **European Journal of Soil Science**, Hoboken, v. 71, n. 6, p. 1018–1033, 2020.

SHANG, P.; LU, Y. H.; DU, Y. X.; JAFFÉ, R.; FINDLAY, R. H.; WYNN, A. Climatic and watershed controls of dissolved organic matter variation in streams across a gradient of agricultural land use. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 612, p. 1442–1453, 2018.

SHARMA, P.; LAOR, Y.; RAVIV, M.; MEDINA, S.; SAADI, I.; KRASNOVSKY, A.; VAGER, M.; LEVY, G. J. ; BAR-TAL, A.; BORISOVER, M. Compositional characteristics of organic matter and its water-extractable components across a profile of organically managed soil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 286, p. 73–82, 2017.

SIMEÃO, R.; SILVA, A.; VALLE, C.; RESENDE, M. D.; MEDEIROS, S. Genetic evaluation and selection index in tetraploid Brachiaria ruziziensis. **Plant Breeding**, Hoboken, v. 135, n. 2, p. 246–253, 2016.

SINGH, M.; SARKAR, B.; BISWAS, B.; CHURCHMAN, J.; BOLAN, N. S. Adsorption-desorption behavior of dissolved organic carbon by soil clay fractions of varying mineralogy. **Geoderma**, Amsterdam, v. 280, p. 47–56, 2016.

SINGH, S.; DASH, P.; SILWAL, S.; FENG, G.; ADELI, A.; MOORHEAD, R. J. Influence of land use and land cover on the spatial variability of dissolved organic matter in multiple aquatic environments. **Environmental Science and Pollution Research**, Heidelberg, v. 24, n. 16, p. 14124–14141, 2017.

SINGHANIA, R. R.; PATEL, A. K.; SUKUMARAN, R. K.; LARROCHE, C.; PANDEY, A. Role and significance of beta-glucosidases in the hydrolysis of cellulose for bioethanol production. **Bioresource Technology**, Kidlington, v. 127, p. 500–507, 2013.

SIX, J.; FREY, S. D.; THIET, R. K.; BATTEN, K. M. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. **Soil Science Society of America Journal**, Hoboken, v. 70, n. 2, p. 555–569, 2006.

SLEIGHTER, R. L.; HATCHER, P. G. Molecular characterization of dissolved organic matter (DOM) along a river to ocean transect of the lower Chesapeake Bay by ultrahigh resolution electrospray ionization Fourier transform ion cyclotron resonance mass spectrometry. **Marine Chemistry**, Amsterdam, v. 110, n. 3–4, p. 140–152, 2008.

SOUSA JUNIOR, J. G. D. A.; CHERUBIN, M. R.; OLIVEIRA, B. G.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C.; FEIGL, B. J. Three-year soil carbon and nitrogen responses to sugarcane straw management. **Bioenergy Research**, New York, v. 11, n. 2, p. 249–261, 2018.

SOUZA, K. W.; PULROLNIK, K.; VILELA, L.; CARVALHO, A. M.; MACIEL, G. A.; OLIVEIRA, A. D. Integração lavoura-pecuária- floresta como estratégia para compensação das emissões de gases de efeito estufa. **Circular Técnica 39**, p. 1–12, 2019.

SPARLING, G. P.; CHIBNALL, E. J.; PRONGER, J.; RUTLEDGE, S.; WALL, A. M.; CAMPBELL, D. I.; SCHIPPER, L. A. Estimates of annual leaching losses of dissolved organic carbon from pastures on allophanic soils grazed by dairy cattle, waikato, New Zealand. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, Oxon, v. 59, n. 1, p. 32–49, 2016.

STEDMON, C. A.; MARKAGER, S. Resolving the variability in dissolved organic matter fluorescence in a temperate estuary and its catchment using PARAFAC analysis. **Limnology and Oceanography**, Hoboken, v. 50, n. 2, p. 686–697, 2005.

STEDMON, C. A.; MARKAGER, S.; BRO, R. Tracing dissolved organic matter in aquatic environments using a new approach to fluorescence spectroscopy. **Marine Chemistry**, Amsterdam, v. 82, n. 3–4, p. 239–254, 2003.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry:** genesis, composition, and reactions**.** New York: John Wiley, 1994.

STIEVEN, A. C.; OLIVEIRA, D. A.; SANTOS, J. O.; WRUCK, F. J.; DANIELA, D. T. Impacts of integrated crop-livestock-forest on microbiological indicators of soil. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 9, n. 1, p. 53–58, 2014.

STOTT, D. E.; ANDREWS, S. S.; LIEBIG, M. A.; WIENHOLD, B. J.; KARLEN, D. L. Evaluation of β-glucosidase activity as a soil quality indicator for the soil management assessment framework. **Soil Science Society of America Journal**, Hoboken, v. 74, n. 1, p. 107–119, 2010.

STRASSBURG, B. B. N.; LATAWIEC, A. E.; BARIONI, L. G.; NOBRE, C. A.; DA SILVA, V. P.; VALENTIM, J. F.; VIANNA, M.; ASSAD, E. D. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. **Global Environmental Change**, Kidlington, v. 28, n. 1, p. 84–97, 2014.

STRES, B.; TIEDJE, J. M. New Frontiers in Soil Microbiology: how to link structure and function of microbial communities? **Nucleic Acids and Proteins in Soil**, Berlin, v. 8, p. 1–22, 2006.

SUBBARAO, G. V.; NAKAHARA, K.; HURTADO, M. P.; ONO, H.; MORETA, D. E.; SALCEDO, A. F.; YOSHIHASHI, A. T.; ISHIKAWA, T.; ISHITANI, M.; OHNISHI KAMEYAMA, M.; YOSHIDA, M.; RONDON, M.; RAO, I. M.; LASCANO, C. E.; BERRY, W. L.; ITO, O. Evidence for biological nitrification inhibition in Brachiaria pastures. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 106, n. 41, p. 17302–17307, 2009.

SULC, R. M.; FRANZLUEBBERS, A. J. Exploring integrated crop – livestock systems in different ecoregions of the United States. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v. 57, n. 2014, p. 21–30, 2021.

TABATABAI, M. A. Soil enzymes. *In*: WEAVER, R. W.; ANGLE, S.; BOTTOMLEY, P.; BEZDICEK, D.; SMITH, S.; TABATABAI, A.; WOLLUM, A. (eds.). **Methods of soil analysis:** microbiological and biochemical properties Madison: Soil Science Society of America, p. 778–835, 1994.

TABATABAI, M. A.; BREMNER, J. M. Distribution of total and available sulfur in selected soils and soil profiles 1. **Agronomy Journal**, Hoboken, v. 64, n. 1, p. 40–44, 1972.

TADINI, A. M.; MOUNIER, S.; MILORI, D. M. B. P. Modeling the quenching of fluorescence from organic matter in Amazonian soils. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 698, p. 134067, 2019.

TADINI, A. M.; MARTIN NETO, L.; GORANOV, A. I.; MILORI, D. M. B. P.; BERNARDI, A. C. C.; OLIVEIRA, P. P. A.; PEZZOPANE, J. R. M.; COLNAGO, L. A.; HATCHER, P. G. Chemical characteristics of soil organic matter from integrated agricultural systems in southeastern Brazil. **European Journal of Soil Science**, Hoboken, p. 1–18, 2021.

TADINI, A. M.; XAVIER, A. A. P.; MILORI, D. M. B. P.; OLIVEIRA, P. P. A.; PEZZOPANE, J. R.; BERNARDI, A. C. C.; MARTIN NETO, L. Evaluation of soil organic matter from integrated production systems using laser-induced fluorescence spectroscopy. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 211, 2021.

TAN, X.; CHANG, S. X.; KABZEMS, R. Soil compaction and forest floor removal reduced microbial biomass and enzyme activities in a boreal aspen forest soil. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 44, n. 3, p. 471–479, 2008.

TANG, S.; WANG, K.; XIANG, Y.; TIAN, D.; WANG, J.; LIU, Y.; CAO, B.; GUO, D.; NIU, S. Heavy grazing reduces grassland soil greenhouse gas fluxes: a global meta-analysis. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 654, p. 1218–1224, 2019.

TILMAN, D.; CLARK, M. Global diets link environmental sustainability and human health. **Nature**, Berlin, v. 515, n. 7528, p. 518–522, 2014.

TOESCH, M.; SCHOBER, M.; FABER, K. Microbial alkyl- and aryl-sulfatases: mechanism, occurrence, screening and stereoselectivities. **Applied Microbiology and Biotechnology**, New York, v. 98, n. 4, p. 1485–1496, 2014.

TOLLEFSON, J. IPCC climate report: Earth is warmer than it's been in 125,000 years. **Nature**, Berlin, v. 596, n. 7871, p. 171–172, 2021.

TOMBÁCZ, E.; LIBOR, Z.; ILLÉS, E.; MAJZIK, A.; KLUMPP, E. The role of reactive surface sites and complexation by humic acids in the interaction of clay mineral and iron oxide particles. **Organic Geochemistry**, Kidlington, v. 35, n. 3, p. 257–267, 2004.

TOOSI, E. R.; CASTELLANO, M. J.; SINGER, J. W.; MITCHELL, D. C. Differences in soluble organic matter after 23 years of contrasting soil management. **Soil Science Society of America Journal**, Hoboken, v. 76, n. 2, p. 628–637, 2012.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. **Soil Biology and Biochemistry**, Kidlington, v. 19, n. 6, p. 703–707, 1987.

VERGUTZ, L.; NOVAIS, R. F.; DA SILVA, I. R.; DE BARROS, N. F.; NUNES, T. N.; PIAU, A. A. M. Changes in soil organic matter along a chronosequence of an agrosilvipastoral system of eucalypt cultivation. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 1, p. 43–57, 2010.

VON LÜTZOW, M.; KÖGEL KNABNER, I.; EKSCHMITT, K.; FLESSA, H.; GUGGENBERGER, G.; MATZNER, E.; MARSCHNER, B. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. **Soil Biology and Biochemistry**, Kidlington, v. 39, n. 9, p. 2183–2207, 2007.

WAGGONER, D. C.; CHEN, H.; WILLOUGHBY, A. S.; HATCHER, P. G. Formation of black carbon-like and alicyclic aliphatic compounds by hydroxyl radical initiated degradation of lignin. **Organic Geochemistry**, Kidlington, v. 82, p. 69–76, 2015.

WAGNER, S.; BRANDES, J.; GORANOV, A. I.; DRAKE, T. W.; SPENCER, R. G. M.; STUBBINS, A. Online quantification and compound-specific stable isotopic analysis of black carbon in environmental matrices via liquid chromatography-isotope ratio mass spectrometry. **Limnology and Oceanography:** methods, Hoboken, v. 15, n. 12, p. 995–1006, 2017.

WALLENSTEIN, M. D.; BURNS, R. G. Ecology of extracellular enzyme activities and organic matt er degradation in soil: a complex community-driven process. **Methods of Soil Enzymology**, Madison, v. 80523, n. 9, p. 35–55, 2011.

WALLENSTEIN, M. D.; BURNS, R. G. Ecology of extracellular enzyme activities and organic matter degradation in soil: a complex community-driven process. **Methods of Soil Enzymology**, Madison, n. 9, p. 35–55, 2015.

WANG, Q.; TRIMBUR, D.; GRAHAM, R.; WARREN, R. A. J.; WITHERS, S. G. Identification of the acid/base catalyst in agrobacterium faecalis β-glucosidase by kinetic analysis of mutants. **Biochemistry**, Dordrecht, v. 34, n. 44, p. 14554–14562, 1995.

WANG, W. J.; DALAL, R. C.; MOODY, P. W.; SMITH, C. J. Relationships of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. **Soil Biology and Biochemistry**, Kidlington, v. 35, n. 2, p. 273–284, 2003.

WANG, X. G.; LI, C. S.; LUO, Y.; HUA, K. K.; ZHOU, M. H. The impact of nitrogen amendment and crop growth on dissolved organic carbon in soil solution. **Journal of Mountain Science**, Beijing, v. 13, n. 1, p. 95–103, 2016.

WANG, Y.; SHAO, M.; ZHANG, C.; LIU, Z.; ZOU, J.; XIAO, J. Soil organic carbon in deep profiles under Chinese continental monsoon climate and its relations with land uses. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 82, p. 361–367, 2015.

WEISHAAR, J. L.; AIKEN, G. R.; BERGAMASCHI, B. A.; FRAM, M. S.; FUJII, R.; MOPPER, K. Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. **Environmental Science and Technology**, Washington, v. 37, n. 20, p. 4702–4708, 2003.

WENDLING, B.; JUCKSCH, I.; MENDONÇA, E. S.; VINHAL FREITAS, I. C. Mudanças no carbono e nitrogênio em diferentes compartimentos da matéria orgânica sob sistema agrossilvipastoril. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 4, p. 641–653, 2011.

WITHERS, S. G.; RUPITZ, K.; TRIMBUR, D.; WARREN, R. A. J. Mechanistic consequences of mutation of the active site nucleophile glu 358 in agrobacterium β-glucosidase. **Biochemistry**, Dordrecht, v. 31, n. 41, p. 9979–9985, 1992.

WU, J. Change in soil microbial biomass and regulating factors in an alpine meadow site on the Qinghai-Tibetan Plateau. **Soil Science and Plant Nutrition**, Oxon, v. 66, n. 1, p. 177–194, 2020.

YAN, J.; MANELSKI, R.; VASILAS, B.; JIN, Y. Mobile colloidal organic carbon: An underestimated carbon pool in global carbon cycles? **Frontiers in Environmental Science**, Lausanne, v. 6, n. dez, p. 1–12, 2018.

YUAN, Z.; HE, C.; SHI, Q.; XU, C.; LI, Z.; WANG, C.; ZHAO, H.; NI, J. Molecular insights into the transformation of dissolved organic matter in landfill leachate concentrate during biodegradation and coagulation processes using esi ft-icr ms. **Environmental Science and Technology**, Washington, v. 51, n. 14, p. 8110–8118, 2017.

ZHAO, H.; SUN, J.; XU, X.; QIN, X. Stoichiometry of soil microbial biomass carbon and microbial biomass nitrogen in China's temperate and alpine grasslands. **European Journal of Soil Biology**, Issy-les-Moulineaux, v. 83, p. 1–8, 2017.

ZHENG, Q.; HU, Y.; ZHANG, S.; NOLL, L.; BÖCKLE, T.; DIETRICH, M.; HERBOLD, C. W.; EICHORST, S. A.; WOEBKEN, D.; RICHTER, A.; WANEK, W. Soil multifunctionality is affected by the soil environment and by microbial community composition and diversity. **Soil Biology and Biochemistry**, Kidlington, v. 136, n. jun, p. 107521, 2019.

ZHOU, W. J.; SHA, L. Q.; SCHAEFER, D. A.; ZHANG, Y. P.; SONG, Q. H.; TAN, Z. H.; DENG, Y.; DENG, X. B.; GUAN, H. L. Direct effects of litter decomposition on soil dissolved organic carbon and nitrogen in a tropical rainforest. **Soil Biology and Biochemistry**, Kidlington, v. 81, p. 255–258, 2015.

ZHOU, Y.; STAVER, A. C. Enhanced activity of soil nutrient-releasing enzymes after plant invasion: a meta-analysis. **Ecology**, Hoboken, v. 100, n. 11, p. 1–11, 2019.

ZSOLNAY, Á. Dissolved organic matter: artefacts, definitions, and functions. **Geoderma**, Amsterdam, v. 113, n. 3–4, p. 187–209, 2003.

ZSOLNAY, A.; BAIGAR, E.; JIMENEZ, M.; STEINWEG, B.; SACCOMANDI, F. Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying. **Chemosphere**, Kidlington, v. 38, n. 1, p. 45–50, 1999.

ZU ERMGASSEN, E. K. H. J.; GODAR, J.; LATHUILLIÈRE, M. J.; LÖFGREN, P.; GARDNER, T.; VASCONCELOS, A.; MEYFROIDT, P. The origin, supply chain, and deforestation risk of Brazil's beef exports. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 117, n. 50, p. 31770–31779, 2020.