

EDUARDO DE AZEVEDO SODRÉ FLORENCE

Pastejo Intensificado recupera ou degrada solo?

Dissertação de Mestrado

ALTA FLORESTA-MT

2019

	EDUARDO DE A. S. FLORENCE	Diss. MESTRADO	PPGBioAgro 2019

ALTA FLORESTA-MT

2019



**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
FACULDADE DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
BIODIVERSIDADE E AGROECOSSISTEMAS
AMAZÔNICOS**



EDUARDO DE AZEVEDO SODRÉ FLORENCE

Pastejo Intensificado recupera ou degrada solo?

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos, para a obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos.

Orientador: Prof. Dr. Getulio de Freitas Seben Junior
Co-orientadora: Profa. Dra. Muriel da Silva Folli Pereira

ALTA FLORESTA-MT

2019

F632p FLORENCE, Eduardo de Azevedo .
Pastejo Intensificado Recupera Ou Degrada Solo? / Eduardo de Azevedo Florence - Alta Floresta, 2019.
50 f.; 30 cm.(ilustrações) Il. color. (sim)

Trabalho de Conclusão de Curso
(Dissertação/Mestrado) - Curso de Pós-graduação Stricto Sensu
(Mestrado Acadêmico) Biodiversidade e Agroecossistemas
Amazônicos, Faculdade de Ciências Biológicas e Agrárias,
Câmpus de Alta Floresta, Universidade do Estado de Mato Grosso,
2019.
Orientador: Getulio de Freitas Seben Junior
Coorientador: Muriel da Silva Folli Pereira

1. Pecuária Sustentável. 2. Intensificação Pecuária. 3.
Estoque de Carbono. 4. Análise Multivariada. 5. Conservação do
Solo. I. Eduardo de Azevedo Florence. II. Pastejo Intensificado
Recupera Ou Degrada Solo?: .

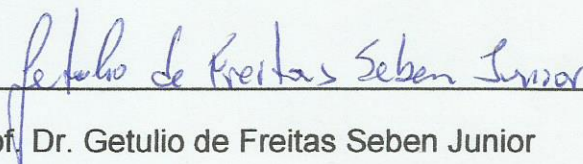
CDU 636

Pastejo intensificado recupera ou degrada solo?

EDUARDO DE AZEVEDO SODRÉ FLORENCE

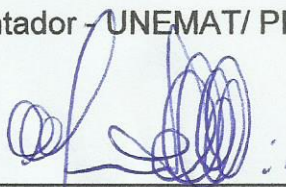
Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos, para a obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos.

Aprovada em 08/03/2019



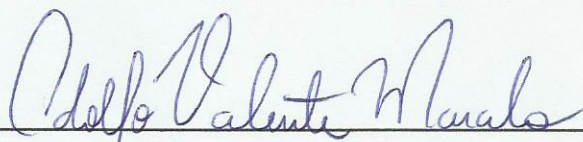
Prof. Dr. Getulio de Freitas Seben Junior

Orientador - UNEMAT/ PPGBioAgro



Prof. Dr. Marco Antonio Camillo de Carvalho

UNEMAT/ PPGBioAgro



Prof. Dr. Adolfo Valente Marcelo

UNIRP – Centro Universitário de Rio Preto

DEDICATÓRIA

À minha mãe Celina, porta desse mundo, e ao meu pai, Luiz Fernando (presente em memória) meu primeiro professor, incentivador e apresentador do mundo além da porteira do quintal. Sem esse casal, não seria possível ser e estar aqui.

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela criação de tudo, pelo milagre da vida e pela oportunidade de ser e estar.

À Universidade do Estado de Mato Grosso e ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Agroecossistemas Amazônicos, pela oportunidade de ampliar minha formação e conhecimento.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT) pelo apoio financeiro, através da concessão da bolsa de estudos.

Ao meu orientador Prof. Dr. Getulio de Freitas Seben Junior e a minha co-orientadora Profa. Dra. Muriel da Silva Folli Pereira.

Ao PPGBioAgro – coordenação, colegas, funcionários e professores – pela vivência e conhecimento compartilhados.

Ao Sr. Francisco Militão Matheus Brito, proprietário da Fazenda São Matheus e seus colaboradores Vânio e Fausto, pela boa vontade e por serem imprescindíveis ao desenvolvimento dessa pesquisa.

À equipe do Laboratório de Análises de Solo, Adubo e Foliar da UNEMAT – LASAF – em especial ao MSc. Guilherme Ferbonink, em nome de quem agradeço toda equipe.

À minha família: Simone, minha esposa, colega de mestrado, companheira nos momentos amargos e doces e aos meus filhos, Pedro Vinícius e Nauane por me ensinarem a ser companheiro e pai.

À José Gabriel da Costa (em memória) um amigo verdadeiro e bom professor, um Mestre, por quem sou grato a todos os professores que participaram de minha construção até aqui.

“O segredo da vida é o solo, porque do solo dependem as plantas, a água, o clima e nossa vida. Tudo está interligado. Não existe ser humano sadio se o solo não for sadio”.

Dra. Ana Maria Primavesi

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA.....	i
AGRADECIMENTOS	ii
SUMÁRIO.....	iv
LISTA DE TABELAS	v
LISTA DE FIGURAS	vi
LISTA DE SIGLAS	vii
RESUMO.....	viii
ABSTRACT	ix
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DA LITERATURA	3
2.1. Sustentabilidade e uso do solo na Amazônia.....	3
2.2. Indicadores de qualidade de solo	8
2.2.1. Matéria Orgânica (MO) e os Estoques de Carbono (C)	8
2.2.2. Indicadores físicos.....	13
2.2.3. Indicadores biológicos	14
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	16
3.1. Área de estudo:.....	16
3.2. Coleta das amostras:	17
3.3. Análises laboratoriais:	19
3.3.1. Análises físicas:.....	20
3.3.2. Análises químicas:	20
3.3.3. Análises biológicas:.....	21
3.3.4. Análises estatísticas	21
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	23
4.1. Estoques de Carbono Orgânico Total (COT) relacionados à Densidade e Porosidade no perfil do solo até a profundidade de 1,0 m	23
4.2. Atributos físicos, químicos e biológicos do solo determinados na camada de 0 a 0,10 m	28
4.3. Considerações finais:	39
5. CONCLUSÕES	40
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41

LISTA DE TABELAS

TABELAS	Página
1. Histórico de uso do solo nos respectivos ambientes de estudo: Pastejo Convencional (PC), Pastejo Intensificado (PI) e Floresta Nativa (FN).....	16
2. Textura de solo no perfil de 0,90 m, em camadas de 0,10 m, em três ambientes: Pastejo Convencional (PC), Pastejo Intensificado (PI) e Floresta Nativa (FN).....	17
3. Carbono Orgânico Total (COT), Estoque de Carbono Corrigido (ECC), Densidade Aparente (Ds) e Porosidade (MICRO, MACRO E TOTAL), em 5 camadas de 3 ambientes de uso de solo distintos: Pastejo Convencional (PC); Pastejo Intensificado (PI); e Floresta Nativa (FN).....	25
4. Médias das variáveis utilizadas nos dois grupos da análise K-média.....	32
5. Valores, quantidade de variância explicada, coeficientes de correlação e Vetores entre os atributos físicos, químicos e biológicos dos diferentes usos do solo e os três primeiros componentes principais.....	32

LISTA DE FIGURAS

FIGURAS	Página
1. Fazenda São Matheus - Mapa demonstrativo do gradiente topográfico e altitudes dos ambientes estudados: Pastagem Convencional, Pastagem Intensificada e Floresta Nativa.....	18
2. Pontos de coleta.....	18
3. Equipamento de perfuração e coletor de amostras indeformadas.....	19
4. Dendrograma da análise de cluster hierárquica e agrupamentos gerados para os usos do solo avaliados, de acordo com os atributos físicos, químicos e biológicos analisados.....	28
5. Análise Cluster não hierárquica K-média: Distância entre valores padronizados dos atributos selecionados e estudados, nos diferentes usos do solo: grupo 1 (PC e PI) e grupo 2 (FN).....	29
6. Dispersão (Gráfico biplot) das variáveis físicas, químicas e biológicas, correlacionadas com os componentes principais da PCA.....	33
7. Matriz de correlação entre atributos biológicos, físicos e químicos do solo. Os valores são destacados para coeficientes de correlação significativos (< 0,60) pelo teste-t com nível de significância de 5%.....	37

LISTA DE SIGLAS

- ABC** Agricultura de Baixo Carbono (Programa – BRASIL)
- BMS** Biomassa Microbiana do Solo
- β -Gluco** β -Glucosidase
- C** Carbono
- CBMS** Carbono da Biomassa Microbiana do Solo
- CH₄** Metano
- CO₂** Dióxido de Carbono
- COT** Carbono Orgânico Total
- CTC** Capacidade de Troca Catiônica
- Ds** Densidade
- ECC** Estoque de Carbono Corrigido
- F-AF** Fração Ácidos Fúlvicos
- F-AH** Fração Ácidos Húmicos
- F-HUM** Fração Humina
- FN** Floresta Nativa
- g kg⁻¹** Grama por Kilograma
- GEE** Gases de Efeito Estufa
- δ^{13}** Carbono Isótopo C¹³
- ha** Hectare
- IBGE** Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- ICV** Instituto Centro de Vida
- ILP** Integração Lavoura Pecuária
- ILPF** Integração Lavoura Pecuária Floresta
- IPCC** Intergovernmental Painel on Climate Change
- LASAF** Laboratório de Análises de Solo, Adubo e Foliar
- Mg ha⁻¹** Megagrama por hectare
- MO** Matéria Orgânica
- N₂O** Óxido Nitroso
- PC** Pastejo convencional
- PI** Pastejo Intensificado
- qCO₂** Quociente Metabólico de CO₂
- RBS** Respiração Basal do Solo
- SSP** Sistema Silvistoril

RESUMO

FLORENCE, Eduardo de Azevedo Sodré. MSc. Universidade do Estado de Mato Grosso, março de 2019. **Indicadores de sustentabilidade do solo em agrossistemas de pastagens na Amazônia Meridional matogrossense.** Orientador: Prof. Dr. Getulio de Freitas Seben Junior. Co-orientadora: Profa. Dra. Muriel da Silva Folli Pereira.

A Amazônia tem um elevado valor ambiental e ecológico, contudo, cerca de 70 milhões de ha estão ocupados pela pecuária extensiva com grande importância econômica, mas considerada responsável por emissões de gases de efeito estufa e degradação dos solos. Acredita-se que a adoção de conhecimento e tecnologia na pecuária, aumentando a produção, possa produzir conservação do solo e otimizar a gestão da atividade de forma mais sustentável, contendo novos desmatamentos e mitigando as mudanças climáticas. Assim, o objetivo deste estudo foi pesquisar e analisar atributos físicos, químicos e biológicos do solo sob pastejo convencional (PC) e do pastejo intensificado (PI), mantendo como referência um ambiente preservado em floresta nativa (FN) da Amazônia Meridional em Alta Floresta - MT. Foram avaliados os atributos físicos (densidade e porosidade), químicos (carbono orgânico total e frações húmicas) e biológicos (β -Glucosidase, respiração basal, carbono da biomassa microbiana e quociente metabólico do CO_2). Os dados foram analisados utilizando ambiente R. Considerando FN como área de referência, PI reduziu o estoque de carbono orgânico total em 21,80% ($48,89 \text{ Mg ha}^{-1}$) e PC em 13,92% ($31,22 \text{ Mg ha}^{-1}$), na camada de 1,0 m, após 28 anos de uso do solo, mas somente na camada de 0,10 a 0,30 houve diferença significativa entre PC e PI. Os resultados de densidade do solo e a distribuição de porosidade no perfil de 1,0 m revelam compactação característica até 0,30 m em PC e PI, porém, PI apresenta redução da macroporosidade e relação alterada com microporosidade em todas as camadas até 1,0 m. Na camada de 0,10 m a análise das variáveis físicas, químicas e biológicas agrupa PI e PC, distinguindo de FN. Após 4 anos, não é possível afirmar que a adoção da intensificação tenha promovido melhoria no pastejo intensificado em comparação com o pastejo convencional.

Palavras-chave: Pecuária Sustentável; Intensificação Pecuária; Estoque de Carbono; Análise Multivariada; Conservação do Solo.

ABSTRACT

FLORENCE, Eduardo de Azevedo Sodré. MSC. University of Mato Grosso state, March 2019. **Soil sustainability indicators in systems of pastures in Southern Mato Grosso Amazon.** Advisor: Prof. Dr. Getulio de Freitas Junior Seben. Co-Advisor: Profa. Dr. Muriel da Silva Pereira Folli.

The Amazon has a high environmental and ecological value, however, about 70 million hectares are occupied by extensive cattle raising with great economic importance, but considered responsible for greenhouse gas emissions and soil degradation. It is believed that the adoption of knowledge and technology consultant in animal husbandry, increasing production, can produce soil conservation and optimize the management of more sustainable activity, containing new mitigating deforestation and climate change. Thus, the objective of this study was to research and analyze physical, chemical and biological attributes of the soil under conventional grazing (PC) and the intensified grazing (PI), keeping as reference an environment preserved in native forest (FN) of the Southern Amazon in Alta Floresta-MT. physical attributes were evaluated (density and porosity), chemicals (total organic carbon and humic fractions) and biological (β -Glucosidase, basal respiration, microbial biomass and metabolic quotient of CO_2). The data were analyzed using environment r. Whereas FN as reference area, PI has reduced the stock of total organic carbon in 21.80% (48.89 Mg ha^{-1}) and PC in 13.92% (31.22 Mg ha^{-1}), 1.0 m layer, after 28 years of land use, but only in the 0.10 to layer 0.30 significant differences between PC and PI. The results of soil density and porosity distribution in 1.0 m profile reveal characteristic compression to 0.30 m in PC and PI, but PI presents reduced macroporosity and relationship changed with microporosity in all layers up to 1.0 m in layer of 0.10 m analysis of the physical, chemical and biological variables groups PI and PC, distinguishing of FN. 4 years After, it is not possible to say that the adoption of intensification has promoted improved pasture increased compared to the conventional grazing.

Keywords: Sustainable Livestock; Intensified Livestock; Carbon stocks; Multivariate Analysis; Soil conservation.

1. INTRODUÇÃO

A pecuária ocupa 2,8 bilhões de hectares no mundo enquanto outros 1,5 bilhões de hectares são ocupados por áreas agrícolas cultivadas. Diante da crescente demanda humana por alimentos e outros recursos, o grande desafio social e político para as próximas décadas é atender a esta demanda salvaguardando os ecossistemas naturais e a prestação de serviços ambientais, tais como: mitigação de emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) e dos efeitos climáticos, além da regulação de recursos hídricos (STRASSBURG et al., 2014).

Com a emergência do Brasil no cenário econômico mundial, entre as grandes potências agrícolas, é incontestável o aumento da pressão sobre a Amazônia (WALKER et al. 2009). O Brasil é o maior exportador mundial de carne bovina com o segundo maior rebanho, estimado de 215 milhões de cabeças, dos quais 29% estão na Amazônia (ZU ERMGASSEN et al., 2018). Mesmo que muitos avanços tecnológicos já tenham sido alcançados, ainda predominam sistemas extensivos de produção sobre grandes áreas de solo degradado ou em degradação (BARBOSA et al., 2017 e DIAS-FILHO, 2017) e os investimentos, quando feitos, se concentram sobre o melhoramento genético e a nutrição dos animais, pouco se atribuindo valor ao recurso básico, o solo (DIAS-FILHO, 2017).

Embora historicamente o sistema agropecuário brasileiro venha causando degradação dos solos, novas abordagens podem conduzir a um equilíbrio entre as adições e perdas de matéria e energia, levando à estabilidade dos agroecossistemas (MIELNICZUK, 2008; CERRI, FEIGL & CERRI, 2008). O solo não é imutável e estático, constitui um complexo ecológico de interação de múltiplos fatores (PRIMAVESI, 2002), é indispensável ao funcionamento dos ecossistemas terrestres e principalmente à produção de alimentos, fibras e energia para o consumo humano, merecendo atenção para que as formas de uso das terras adotem práticas conservacionistas do solo e garantam que tais usos sejam sustentáveis (MATSUMOTO & MARQUES, 2015). Quanto maior for a complexidade ecológica, maior a estabilidade e eficiência de cumprimento das funções do solo e do agroecossistema (SILVA et al., 2015).

Autores como Strassburg et al. (2014), Gibbs et al. (2015ab), Barbosa et al., (2017) e Zu Ermgassen et al. (2018) defendem que a adoção de tecnologia e conhecimento para a intensificação de pastagens em áreas de uso consolidado é capaz de conter novos desmatamentos, mitigar os efeitos de mudanças climáticas e promover serviços ecossistêmicos, suprimindo as demandas globais e promovendo sustentabilidade. Outros autores, como Rao et al. (2015) e Lerner et al. (2017) demonstram preocupação com a intensificação das pastagens supervalorizar a produtividade e a rentabilidade, em detrimento de critérios sócio ambientais mais amplos, questionando o conceito de sustentabilidade.

Mais que um termo ou um rótulo vendável, sustentabilidade é o resultado da gestão dos meios de produção visando ganhos mais sistêmicos e duráveis (HOFFMANN, 2011; ISBELL, 2017). É preciso uma visão mais sistêmica para não atenuar apenas causas marginais de degradação dos agroecossistemas, buscando promover benefícios mais amplos (PETERSEN & SNAPP, 2015). Diante disso, os indicadores de qualidade dos solos podem contribuir para distinguir sistemas produtivos com maior potencial de sustentabilidade efetiva e prestação de serviços ambientais (RACHWAL, et al., 2015).

A hipótese desse trabalho foi de que as práticas de reforma e manejo aplicadas no pastejo intensificado promovessem melhoria na conservação de solo e acumulação de Carbono, em comparação com a área de pastejo convencional. Assim, o objetivo foi pesquisar e analisar atributos físicos, químicos e biológicos, comparando as duas formas de uso do solo sob pastejo.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1. Sustentabilidade e uso do solo na Amazônia

No Brasil cerca de 220 milhões de hectares são ocupados pela atividade pecuária, dos quais cerca de 70 milhões se encontram no bioma Amazônico (BARBOSA et al, 2015). O avanço do uso e ocupação do solo no bioma amazônico foi realizado em grande parte pela agropecuária a partir da metade do século XX, quando o Brasil emergiu como uma das potências agrícolas mundiais, amparado pela expansão do setor agropecuário na Amazônia (Walker et al., 2009). Cerca de 29% do rebanho bovino brasileiro se encontra na Amazônia em sistemas extensivos de baixa produtividade que podem estar associados aos 40% das pastagens em degradação segundo Zu Ermgassen et al. (2018) ou 50% de acordo com Dias-Filho (2017).

Mato Grosso apresentava o maior rebanho bovino em 2016, com 30,30 milhões de cabeças de gado (13,9% do total brasileiro) e crescimento de 3,2% em relação a 2015 (IBGE, 2017). Segundo o IMEA (2015), entre 2014 e 2025, haverá uma expansão em área plantada de soja sobre áreas de pastagem degradada, de 8,63 para 13,81 milhões de hectares no estado de Mato Grosso, estimando um aumento de produção de 26,5 para 46,2 milhões de toneladas. Entretanto, na região norte mato-grossense (Alta Floresta e outros 11 municípios situados na Amazônia Legal), a previsão no mesmo período, é de um aumento em toneladas da produção de soja de 600.000 para 2.460.000, ou 410%. Ainda, nessa região, o estudo prevê 23,52% de aumento da produção de carne.

Dados disponíveis em Sojasat (2018), relacionados à safra 2017/2018, mostram que já há uma ocupação do solo para produção de soja no norte do estado. Alta Floresta tem 1,46% (13.118 ha) de área do município ocupados com lavoura de soja, enquanto Nova Canaã do Norte, 7,43% (44.291 ha). Em contra partida, Lucas do Rio Verde e Sorriso, no médio Norte, tem respectivamente 67,92% (250.197 ha) e 69,77% (650.955 ha) da área municipal plantado em soja, ocupação que ocorreu em cerca de 20 anos.

Considerando a contenção de novos desmatamentos, cerca de 500.000 hectares de pastagens degradadas serão destinados para a agricultura nessa região, enquanto o aumento de produção de carne se sustentará em

processo de intensificação da atividade pecuária (IMEA, 2015). A intensificação da atividade pecuária, com melhor uso do solo, elevará os índices de produtividade e rentabilidade, é uma alternativa para uma pecuária mais sustentável e maior equidade econômica comparada à agricultura (BARBOSA et al., 2015).

Enquanto Zu Ermgassen et al. (2018) defendem algumas iniciativas bem-sucedidas de intervenção sobre um quadro de degradação ambiental, através da intensificação pecuária e com larga disseminação do conhecimento, financiamento da implantação de melhores práticas e participação ativa e transparente do mercado, são formas de se alcançar sustentabilidade, porém, Claudino (2014) comenta que padronizar modelos de produção baseados em alto investimento e adoção tecnológica podem causar impactos sobre as atividades da agricultura familiar, valorização de terras e depreciação de formas diversificadas de produção.

Strassburg et al. (2014), Gibbs (2015ab) e Zu Ermgassen et al. (2018) defendem os termos “sustentabilidade” e “desenvolvimento sustentável”, como principais estratégias para contenção de conversão de florestas até o desmatamento “zero”, além da redução de emissões de GEE. Claudino (2014) destaca que além da contenção do desmatamento, preservação de florestas e redução de emissões de GEE, o desenvolvimento humano deve ser considerado nos processos de intensificação pecuária. A valorização do conhecimento tradicional, gestão e uso da força de trabalho familiar e relações ecossistêmicas complexas podem ser mais eficientes diante do cenário atual de uso e ocupação do solo.

Petersen & Snapp (2015) sugerem cuidado no uso do termo “sustentabilidade”, em especial pelos agentes de transformação e formuladores de políticas públicas. Claudino (2014) alerta para a disputa do termo “pecuária sustentável”, ainda em construção, entre as várias correntes de pensamento a respeito do tema. Pode estar mais ligado aos interesses mercadológicos, em detrimento de ganhos socioambientais reais. Segundo Petersen & Snapp (2015) podemos estar atuando apenas nas causas marginais da insustentabilidade dos sistemas produtivos, repetindo fórmulas e padrões que refletem aumento de produção, mas não necessariamente benefícios mais amplos.

Autores como Gibbs et al. (2015ab) e Zu Ermgassen et al. (2018) defendem processos de intensificação pecuária como caminhos para contenção do desmatamento, através de eficiência no uso do solo e aumento de produtividade, conseqüentemente, desinteresse por novas áreas de vegetação nativa. No entanto, outros autores como Lerner et al. (2017) questionam essa capacidade de mitigação, alegando um possível “efeito rebote” e estímulo a novos desmatamentos devido a fatores como, aumento de demanda de consumidores por diminuição de preços de commodities super produzidas e conseqüentemente, interesse em novas áreas valorizadas via benefícios de infraestrutura para acessibilidade de insumos (estradas), entre outros.

Vale (2014) aponta, em seu modelo, considerável correlação entre intensificação pecuária e controle do desmatamento, entretanto, concorda com possibilidade de um “efeito rebote”, onde a valorização da terra e das atividades econômicas sobre elas podem causar uma busca por novas áreas e conseqüentemente um deslocamento de produtores para a fronteira e desmatamento. Vale (2017) reflete ainda, que embora políticas de desmatamento zero estejam se mostrando eficazes contra o desflorestamento, faltam estudos sobre os impactos das políticas de preservação de florestas sobre o bem-estar humano, especialmente para famílias de baixa renda que praticam pecuária na Amazônia.

Rao et al. (2015) e Lerner et al. (2017) argumentam que maiores chances de preservação de florestas e contenção de desmatamento, considerando ganhos socioeconômicos, devem conter planejamento e políticas públicas que priorizem a valorização de serviços ambientais dentro dos próprios sistemas agrícolas. Rao et al. (2015) implementaram um conceito – LivestockPlus – de intensificação tecnológica, ecológica e socioeconômica, concomitantes, em detrimento de uma visão mais econômico-produtiva e supervalorização de produtividade e ganho econômico. Lerner et al. (2017) em concordância com o conceito de Rao, complementaram que ganhos socioambientais devem ser um objetivo, não uma consequência transversal do processo.

Hoffmann (2011) e Isbell et al. (2017) ressaltam a importância da biodiversidade nos sistemas de produção, assim como a diversidade dos

próprios sistemas, considerando a sustentabilidade, o resultado da gestão dos meios de produção. Segundo Rao et al. (2015) e Lerner et al. (2017) o conceito mais atual de sustentabilidade é quando o aumento de saídas (produção) ocorre em maior equilíbrio com a utilização eficiente das entradas (insumos), de forma duradoura e ao mesmo tempo reduzindo danos ambientais, construindo assim resiliência, capital natural e humano, incluindo os serviços ambientais.

A adoção de sistemas de integração constitui boa alternativa para incrementar maior diversidade aos agroecossistemas com ganhos de eficiência produtiva e ambiental, melhorando também a paisagem cênica e a imagem da atividade agropecuária. Dentre os ganhos, a adição de matéria orgânica no solo pode ser ampliada pela incorporação do componente florestal aos sistemas (BUNGENSTAB, 2012). A implantação desses sistemas tem viabilidade técnica, ambiental e socioeconômica, entretanto, mais complexos, exigem interdisciplinaridade de conhecimento e maiores investimentos iniciais (KICHEL et al., 2012).

Nicholls et al. (2015) e Isbell et al. (2017) reforçando a importância da biodiversidade, consideram ainda simplistas os modelos reduzidos à poucas espécies em consórcios integrados. Alegam que em cenários de mudanças globais ou regionais extremas, somente agroecossistemas biodiversos poderiam ser resilientes devido sua capacidade de resposta. A diversidade de espécies com redundância funcional aumenta a chance de adaptação a novas condições ambientais e continuidade do agroecossistema, pois caso uma espécie venha a falhar, outra assume a mesma função.

Diante à tendência de uso de sistemas mais integrados, Kichel et al. (2012) reconhecem um ambiente de inovação e sustentabilidade, excelente para que produtores assumam uma postura empreendedora, transformando desafios em oportunidades. No entanto, Bungenstab (2012) argumenta que embora os sistemas integrados estejam em franca expansão, ainda representam uma parcela pouco representativa da área ocupada para produção de alimentos, energia e fibras, em todo Brasil. Nicholls et al. (2015) alertam da necessidade de agroecossistemas desenvolvidos para agricultura familiar, pois sistemas com duas ou três espécies possam ser úteis para maiores agricultores, facilitando mecanização e outras práticas culturais, mas agroflorestas, policultivos e

sistemas “silvipastoris intensivos”, são mais adequados aos agricultores familiares.

Embora muitas sejam as linhas de entendimento a respeito da intensificação pecuária, uma visão é bastante comum, muitos dos ganhos produtivos advindos da “Revolução Verde” apresentam elevados custos ambientais, sendo preciso reduzir a pegada ambiental desses sistemas (RAO et al., 2015). Mielniczuk (2008) registra o interesse e grande preocupação da sociedade com a sustentabilidade dos sistemas de produção e do solo, pois o uso agrícola do solo no Brasil e no mundo todo vem causando rápida degradação, especialmente em países tropicais. Segundo Primavesi (2002) a cultura tradicional de agricultura tropical é predominantemente itinerante, alternando ciclos de plantio e de pousio, sendo que a substituição dos antigos modelos de produção tropical por práticas mecanizadas, reducionou a importância de um dos principais fundamentos de fertilidade dos solos tropicais, sua bioestrutura.

O solo não é imutável e estático, constitui um complexo ecológico de interação de múltiplos fatores (PRIMAVESI, 2002). O solo é um sistema natural não renovável, essencial a todos os ecossistemas, portanto, a manutenção de sua qualidade é de vital importância para a sobrevivência dos seres vivos (SEBEN JUNIOR, 2013). Compreende um sistema aberto, trocando matéria e energia com o ambiente e se torna estável quando as taxas de adição e perda se equivalem, porém, a perturbação antrópica normalmente causa mais perdas do que ganhos (MIELNICZUK, 2008; CERRI et al., 2008). É um recurso indispensável ao funcionamento dos ecossistemas terrestres, e principalmente à produção de alimentos, fibras e energia para o consumo humano. Dessa forma, deve ser dirigida atenção às formas de uso das terras e práticas conservacionistas do solo que garantam que tais usos sejam sustentáveis (MATSUMOTO & MARQUES, 2015).

Sob a vegetação nativa, os solos apresentam um equilíbrio entre as adições e as perdas de carbono (C), contudo, a cobertura do solo e a adição constante de material orgânico proporciona a proteção da superfície e cria um ambiente com menores oscilações de temperatura e umidade, favorecendo a proliferação de microrganismos. Estes fatores contribuem para a formação dos

agregados do solo, que são as menores unidades estruturais e que determinam o comportamento do solo quanto aos movimentos de ar, água e nutrientes, bem como o desenvolvimento radicular (SEBEN JUNIOR, 2013).

Um agroecossistema, além de suprir as necessidades humanas mais diretas de produção e renda, deve ser capaz de cumprir com suas funções ecossistêmicas. Essas funções são mais efetivas, quanto maior sua complexidade ecológica (SILVA et al., 2015). O clima e o solo (pedologia e formas de uso) são determinantes na prestação de serviços ambientais de suporte, regulação e provisão. Os indicadores de qualidade do solo, bem avaliados em suas potencialidades e fragilidades, permitem apontar sistemas produtivos com maior potencial de sustentabilidade e de prestação de serviços ambientais (RACHWAL et al., 2015).

Lal (2016) considera que o manejo de matéria orgânica (MO) do solo é de extrema importância, sendo a manutenção de seus níveis, um indicador de saúde ambiental, relaciona baixos níveis de MO com pobreza e fome, atribuindo à matéria orgânica, elo entre os atributos químicos, físicos e biológicos, desempenhando fundamentais funções. Mielniczuk (2008) elenca algumas importantes funções agroecossistêmicas da matéria orgânica e seu manejo adequado: capacidade de troca catiônica, agregação e resistência a erosão, melhoria de infiltração e retenção de água, disponibilização de nutrientes e retirada de dióxido de carbono (CO_2) da atmosfera.

2.2. Indicadores de qualidade de solo

2.2.1. Matéria Orgânica (MO) e os Estoques de Carbono (C)

Em escala global, há de duas a três vezes mais C nos solos, em relação ao estocado na vegetação (ROSENDO & ROSA, 2012) e cerca do dobro em comparação com a atmosfera (TRUMBORE & CAMARGO, 2009; CARVALHO et al., 2010; ROSENDO & ROSA, 2012). O solo é o maior reservatório de C orgânico em sistemas terrestres (CARVALHO et al., 2010; ASSAD, 2013), no entanto, manejos inadequados podem mineralizar a MO e mudar a capacidade do solo em funcionar como um reservatório de C, para um sistema emissor de GEE – Dióxido de Carbono (CO_2), Metano (CH_4) e Óxido Nitroso (N_2O) – transferindo grandes quantidades de GEE para a atmosfera

(FERNANDES & FERNANDES, 2008; ASSAD, 2013; LAL, 2016; FUJISAKI et al., 2018). Segundo IPCC (2014), aproximadamente 24% das emissões globais são derivadas de desflorestamento e uso agrícola do solo.

Zomer et al. (2016) determinaram, por meio de sensoriamento remoto, que cerca de 50% da superfície do planeta está convertida em área agrícola ou pecuária e 80% da expansão, está ocorrendo em áreas de florestas tropicais. IPCC (2014) e Zomer et al. (2016) recomendam esforços globais de incentivos para práticas que reduzam emissão de GEE. O Brasil é referência mundial na construção e aplicação de políticas públicas para estímulo e fomento de práticas agrícolas voltadas a redução de emissões de GEE e aumento de sequestro do C (ASSAD, 2013).

O Programa Agricultura de Baixo Carbono (Programa ABC) é uma política pública brasileira que recomenda a adoção de plantio direto, sistemas integrados entre culturas, plantio de florestas, fixação biológica de Nitrogênio e intensificação pecuária, entre outras proposições para redução de emissões de GEE (ASSAD, 2013a). Zomer et al. (2016) em análises de imageamento remoto, descrevem um crescimento de biomassa vegetal sobre áreas agrícolas no Brasil, entre outros locais, devido maior cobertura por árvores sugerindo uma possível relação com aumento de adesão às práticas recomendadas pelo programa.

No entanto, Rao et al. (2015) e Lerner et al. (2017) contrapõe alguns conceitos que embasam o Programa ABC e discutem criticamente argumentando que a visão mais imediatista focada na eficiência da produção pode não ser indicador para redução global, reduzindo as emissões por produtividade (carne ou leite), mas mantendo ou aumentando as emissões por hectare (área). Os mesmos autores defendem que além da redução de emissões de GEE, outros serviços ecossistêmicos devem ser valorizados dentro dos sistemas de produção e convergem com autores como Lal (2016) que explica a respeito da manutenção e incremento de MO nos sistemas, relacionando às suas múltiplas funções no solo.

A avaliação de estoques de carbono orgânico total (COT) e/ou MO é essencial na avaliação do desempenho ambiental dos sistemas de cultivo, porém, necessitam ser realizadas em profundidade mínima de 1,0 m ao invés de considerar apenas camadas superficiais, devendo ser avaliados em conjunto

com bom registro histórico de uso e alterações de manejo ao longo do tempo (FUJISAKI et al., 2015). Cunha et. al. (2009) complementam que além de emissões e clima, a fertilidade dos solos tropicais está intimamente relacionada à adição e manutenção de C, humificação e construção de MO mais estável, pois a disponibilidade de importantes minerais como nitrogênio e fósforo, entre outros, está diretamente ligada ao ciclo de MO. O desempenho ambiental dos sistemas de cultivo e preparo do solo é um tópico de investigação fundamental, melhor dirigida por experiências de longo prazo e acompanhamento de campo (WEBER, MIELNICZUK & TORNQUIST, 2016).

Costa Junior et al. (2013) e Fujisaki et al. (2015; 2018) explicam que as metodologias utilizadas para avaliar estoques de C podem ser sincrônicas, ou seja, assume-se uma área de menor antropização possível (mata nativa) como referência de comparação com as áreas de uso antrópico, ou diacrônicas (medições ao longo do tempo no mesmo local) e embora métodos sincrônicos sejam menos precisos que métodos diacrônicos, são úteis como comparação entre áreas de uso antrópico, além de apresentarem maior viabilidade de custo e tempo de estudo.

Até a década de 1970, apenas a concentração de COT ou MO do solo expressava o resultado de estoque em grama por kilograma (g kg^{-1}). Posteriormente, passaram a ser considerados a densidade aparente e a espessura da camada de solo estudado, expressando os resultados por unidade de área, em Megagrama por hectare (Mg ha^{-1} de Carbono) (VELDKAMP, 1994; FERNANDES & FERNANDES, 2013). Recentemente, esse cálculo é considerado insuficiente, uma vez que as práticas de uso do solo podem alterar diretamente a densidade e conseqüentemente a massa do solo, e comparar uma mesma profundidade de uma área cultivada e uma área sob vegetação nativa, pode levar a interpretações equivocadas, quando desconsiderada correção por massa equivalente (FERNANDES & FERNANDES, 2013; OLIVEIRA et al., 2014; ZANATTA, PULROLNIK & VIANA, 2015; LAL (2016) e FEARNISIDE, 2018).

Sisti et al. (2004) baseados nos trabalhos de Ellert & Bettany (1995) propõe uma metodologia de correção dos estoques pela massa equivalente, considerando uma área de referência, preferencialmente de mata nativa, referenciando essa correção ao mais próximo da condição anterior à

antropização. Essa correção é feita na última camada, considerando que essa é a que sofreu menos impacto da atividade sobre o terreno. Carvalho et al. (2009) propõe uma fórmula de mais simples aplicação, utilizada neste trabalho conforme descrita em material e métodos, fazendo a correção camada a camada.

Muitos trabalhos apontam pastagens cultivadas como grandes acumuladores de C, em especial pelo sistema radicular das gramíneas, no entanto, Assad et al. (2013), trabalhando com identificação isotópica de C (δ^{13}) e modelagem, demonstraram grande variação entre áreas estudadas, incluindo perda de estoques em 40% dos sítios, enquanto 60% apresentaram ganhos. Fearnside (2018) durante a realização de uma revisão ampliou a discussão para diversas variáveis relacionadas à estocagem de C, reforçando a importância da correção por massa equivalente, comparando massas de solo iguais na mesma camada, haja vista que diversos trabalhos anteriores não consideraram esse fato e trabalharam em camadas muito superficiais (0 a 0,30m).

Entre os fatores que Assad et al. (2013) relacionam com estocagem ou perda de C está principalmente o manejo das pastagens cultivadas, argumentando que há pouco registro das intervenções realizadas ao longo do tempo, dificultando a análise e entendimento mais preciso da condição atual. Fearnside (2018) aponta que a condição de proteção da MO, ou seja, interação com meio, sua gênese e a composição molecular influenciam em sua estabilidade e/ou disponibilidade à degradação microbiana e conseqüentemente, perda ou acumulação. A proteção da MO tem forte ligação com a mineralogia, sendo mais importante a qualidade do que a quantidade da argila componente do solo (MARIN-SPIOTTA et al., 2009; ASSAD et al., 2013; FERNISIDE, 2018). As condições ambientais de temperatura e umidade, associadas às condições mineralógicas, a qualidade e quantidade de material orgânico disponível e o manejo (forma de uso) do agroecossistema, determinam fracionamento, particulação e proteção da MO no solo (MARIN-SPIOTTA et al., 2009; MARQUES et al., 2017).

A composição molecular da MO varia de acordo com sua origem, tamanho, propriedades oxidativas e ligações minerais. Atividade de microrganismos, umidade e temperatura, entre outros fatores, determinam

variação muito grande de interação com o meio e conseqüentemente, sua decomposição. Formas mais lábeis ou hidrossolúveis, são mais comumente encontradas na superfície de solos amazônicos, constituindo em média 1/3 do total estocado. A MO lábil se torna extremamente sensível às alterações de uso do solo, portanto, a composição molecular influencia diretamente na acumulação ou perda de C (FERNISIDE, 2018).

O fracionamento químico é uma das formas de estimar a composição molecular da MO, através da determinação clássica de três frações: Fração Humina (F-HUM), Ácido Húmico (F-AH) e Ácido Fúlvico (F-AF) (BENITES, MADARI & MACHADO, 2003). A F-AF é a menos estável e mais hidrossolúvel, enquanto que F-HUM e F-AH são mais estáveis e menos sensíveis as alterações do ambiente (VALLADARES et al., 2016). A relação HUM/(AF+AH) tem sido proposta como indicadora da estabilidade estrutural da MO (ARAÚJO et al., 2010).

Em estudos comparativos de terra preta antropogenizada (terra preta de Índio) com sítios adjacentes, Cunha et al. (2009) e Baldotto (2015) encontraram forte correlação entre índices de fertilidade e teor de MO, maior proporção de F-AH em relação a F-AF e predominância de F-HUM nos Latossolos de terra preta antropogenizada estudados. Valladares et al. (2016) sugerem a avaliação do grau de humificação para determinar a importância das condições ambientais na manutenção de fatores como a umidade e a temperatura, que propiciam evolução plena desse processo. Cunha et al. (2009) e Baldotto (2015) recomendam que os solos de terra preta antropogenizada sejam usados como referência de estudo na construção de modelos de manejo de solos tropicais.

Muitas das propriedades chave do solo são controladas pela MO, em especial a disponibilidade de nutrientes como um todo, capacidade de retenção hídrica e fertilidade, além de seu papel no ciclo global de Carbono (TRUMBORE & CAMARGO, 2009). Lal (2016) sugere como parâmetro de sustentabilidade, um índice mínimo de 1,5 a 2,0% de COT na zona de rizosfera em solos sob cultivos agrícolas ou pastagens, considera níveis críticos abaixo desses valores e afirma que a manutenção da produtividade estável ao longo do tempo está intimamente ligada a manutenção do COT nos solos.

2.2.2. Indicadores físicos

A cobertura do solo por material orgânico em decomposição, sob boas condições de umidade e temperatura e maior diversidade de microrganismos, favorece a estabilidade de agregados e formação de macro poros contínuos em profundidade, conseqüentemente, melhor equilíbrio hídrico e boa drenagem, favorecendo o acúmulo de COT (STEFANOSKI et al., 2013 e NICODEMO; BORGES & DE SOUZA; 2018). Boa estrutura e distribuição equilibrada de micro e macroporosidade, melhora a retenção de formas solúveis de COT e outros nutrientes, mantendo o equilíbrio entre fonte e dreno no solo, (ZANCHI et al., 2015).

A manutenção ou degradação das características originais do agroecossistema resultam da forma de uso do solo e suas alterações ao longo do tempo (LERNER et al., 2017). A compactação é um grave problema em sistemas de produção com grande atividade mecanizada (CARNEIRO, 2009; SORACCO, 2015) e/ou sob intenso pisoteio animal (LANZANOVA et al., 2007; TORRES et al., 2014 e Soracco et al. 2015) exercendo influência sobre várias propriedades e processos do solo. Torres et al. (2014) descrevem que a degradação das pastagens geralmente está associada na literatura com a lotação animal, perda de vigor da planta e aos atributos químicos, porém, estão negligenciados os aspectos da degradação física do solo.

A densidade e a porosidade do solo são os atributos que determinam a compactação e conseqüentemente a massa do solo por área (STEFANOSKI et al., 2013). Menezes et al. (2009) e Pinheiro, Poeta-Teixeira & Kaufmann (2009) encontraram significativa influência dos atributos físicos do solo, em diferentes usos e cobertura vegetal, sobre a infiltração de água no solo e na dinâmica hídrica local e consideraram a Densidade (Ds) e a porosidade sensíveis indicadores de uso do solo. Yazdanpanah, Mahmoodabadi & Cerdá (2015) defendem que a condutividade hidráulica está correlacionada fortemente com meso e macro poros conectados em redes. Stefanoski et al. (2013) e Klein & Klein (2014) concordam com a mesma visão a respeito dos efeitos do manejo de solo, evidenciando que as práticas humanas influenciam nas taxas de absorção de água e atribuem às áreas de uso do solo importantes bacias de recarga de aquíferos e rios.

2.2.3. Indicadores biológicos

A manutenção e melhoria dos atributos físicos, químicos e biológicos, através de práticas conservacionistas, possibilitam melhores condições de crescimento das plantas e favorece a vida no solo (CARNEIRO, 2009) e as alterações físicas e químicas produzidas pela forma de uso influenciam vários processos do solo, incluindo os biológicos (SORACCO, 2015).

Correlações positivas entre matéria orgânica e Biomassa Microbiana do Solo (BMS) são comumente reportadas, mostrando ser essa uma relação bastante estreita. Alterações significativas na BMS podem ser detectadas com antecedência quando comparadas a alterações da MO. Assim, a avaliação da BMS tem sido proposta como um indicador do estado e das alterações da MO, sugerida como uma medida sensível de aumento ou decréscimo de sua quantidade. Seria possível, pelo uso deste bioindicador, adotar medidas de correção que evitassem perdas de MO, componente essencial de fertilidade dos solos brasileiros (REIS JUNIOR & MENDES, 2007).

Determinações da BMS, contudo, não fornecem informações sobre a atividade bacteriana do solo. Desse modo, torna-se importante utilizar outras análises, como, por exemplo, a taxa respiratória, que permite avaliar a atividade microbiana, pelo estado metabólico das comunidades (REIS JUNIOR & MENDES, 2007). A Respiração Basal do Solo (RBS) é definida como a soma total de todas as funções metabólicas nas quais o CO_2 é produzido. As bactérias e os fungos são os principais responsáveis pela maior liberação de CO_2 via degradação da MO. A RBS possui uma estreita relação com as condições abióticas do solo, entre elas, umidade, temperatura e aeração (SILVA, AZEVEDO & DE-POLLI, 2007).

A taxa de respiração por unidade de biomassa microbiana ($q\text{CO}_2$) representa a razão entre o Carbono da Biomassa Microbiana do Solo (CBMS) e a RBS (SILVA, AZEVEDO & DE-POLLI, 2007). Segundo Dos Santos Alves et al. (2011), altos valores do $q\text{CO}_2$ significam que a população microbiana está oxidando C de suas próprias células (respiração de manutenção dos microrganismos vivos) para a sua manutenção e adaptação ao solo, portanto, a população microbiana se encontra em condições adversas ou estressantes. Dos Santos & Maia (2015) consideraram que o declínio do quociente metabólico

pode ser interpretado como aumento da eficiência na utilização de C para conversão em BMS, indicando ambiente mais equilibrado.

As β -Glucosidases (β -Gluco) podem ser produzidas por diversos organismos, como bactérias, fungos, plantas e animais. Quando liberadas no solo pelos organismos podem ser metabolizadas por microrganismos ou se associar física ou quimicamente aos coloides do solo, tornando-se mais estáveis e inacessíveis a decomposição. Tem participação essencial na ciclagem do C no solo, especialmente na decomposição de componentes celulósicos de plantas. Como elas são sintetizadas principalmente pelos organismos do solo, as condições que favorecem a atividade microbiana, como um ambiente físico-químico equilibrado e aportes regulares de material orgânico, também favorecem a atividade enzimática (Pazutti & Chaer, 2012).

Dos Santos e Maia (2015) explicam que a hidrólise das ligações celulósicas de compostos de C, reduz as mesmas em moléculas menores e açúcares de baixo peso molecular, essenciais para nutrição de microrganismos do solo. A atividade das β -Gluco possui correlação significativa com a matéria MO, sendo rápida e intensamente alterada em função de mudanças no uso e manejo do solo. Segundo Pazutti & Chaer (2012) a mensuração da atividade dessa enzima é um bom indicador de qualidade dos solos, especialmente pela alta sensibilidade dessas enzimas às alterações causadas pelo seu uso, manejo e outras influências antrópicas.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo:

O estudo foi conduzido na Fazenda São Matheus (56°17'W e 9°45'S) município de Alta Floresta (MT). A região tem um clima tropical chuvoso, de acordo com a classificação de Köppen, com períodos secos curtos e chuvosos mais prolongados. As temperaturas variam de 25 a 27°C e a precipitação média é de 2.243 mm/ano (CAIONI et al., 2014). O solo das áreas estudadas foi classificado como Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico, textura argilosa. As áreas de estudo estão descritas abaixo, conforme seu histórico de uso do solo (Tabela 1).

Tabela 1: Histórico de uso do solo nos respectivos ambientes de estudo: Pastejo Convencional (PC), Pastejo Intensificado (PI) e Floresta Nativa (FN).

AMBIENTE	HISTÓRICO DE USO DO SOLO
PC	1986 a 1998 - lavoura de cacau; 1998 - desmate e formação de pastagem extensiva <i>Brachiaria brizantha</i> cultivar Marandú (Syn. <i>Urochloa brizantha</i>); histórico de síndrome da morte súbita a partir de 2005; regeneração espontânea por <i>Brachiaria humidicula</i> (Syn. <i>Urochloa humidicula</i>) que ocupa 70% da área atualmente. Obs: os 30% restantes ainda está em Marandú ou diversas gramíneas e outras ervas invasoras oportunistas.
PI	1986 a 1998 - lavoura de cacau; 1998 - desmate e formação de pastagem extensiva <i>Brachiaria brizantha</i> cultivar Marandú (Syn. <i>Urochloa brizantha</i>); histórico de síndrome da morte súbita a partir de 2005; 2012/13 - reforma, revolvimento (2 gradagens e nivelção), calagem (2.000 Kg ha ⁻¹) e Super Fosfato Triplo (200 Kg ha ⁻¹), implantação de <i>Panicum maximun</i> , cultivar Mombaça (Syn. <i>Megathyrsus Maximun</i>), cobertura anual (50 Kg ha ⁻¹ de Cloreto de Potássio e 200 Kg ha ⁻¹ de ureia); pastejo rotacinado. Trânsito sazonal de máquinas para adubação/calagem e roçadas periódicas.
FN	Floresta Nativa do tipo ombrófila aberta tropical, sem histórico de ocupação, porém, visível sinal de retirada de madeira há mais de 25 anos (sinais de entrada de máquinas, sulcos de pneu e troncos cortados em decomposição adiantada).

Fonte: Francisco Militão Matheus Brito e ICV

3.2. Coleta das amostras:

Foi realizada uma coleta prévia do solo para análise do perfil em 5 pontos de cada ambiente estudado. Foram colhidas 10 amostras (0,10 m) até 0,90 m de profundidade, em cada ponto, utilizando trado holandês. A análise granulométrica foi realizada pelo método do densímetro (Bouyoucos) conforme Embrapa (1997).

O perfil encontrado revelou coerência com um horizonte B Latossólico conforme Embrapa (2013). A variação da textura do solo foi pouco significativa entre as áreas de estudo, permanecendo no mesmo padrão textural dentro da camada (Tabela 2).

Tabela 2: Textura de solo no perfil de 0,90 m, em camadas de 0,10 m, em três ambientes: Pastejo Convencional (PC), Pastejo Intensificado (PI) e Floresta Nativa (FN).

PROFUNDIDADE	AMBIENTE	ARGILA (%)	SILTE (%)	AREIA (%)	TEXTURA
0-0,10 m	PC	41,83a	5,80a	52,38b	ARGILO ARENOSO
	PI	39,33ab	3,95a	56,73ab	ARGILO ARENOSO
	FN	37,25b	3,88a	58,88a	ARGILO ARENOSO
0,10-0,20 m	PC	46,83a	4,80a	48,38b	ARGILO ARENOSO
	PI	43,83ab	3,95a	52,23ab	ARGILO ARENOSO
	FN	41,25b	5,88a	52,88a	ARGILO ARENOSO
0,20-0,30 m	PC	50,33a	5,80ab	43,88b	ARGILOSO
	PI	48,33ab	3,45b	48,23ab	ARGILO ARENOSO
	FN	44,75b	6,38a	48,88a	ARGILO ARENOSO
0,30-0,40 m	PC	54,33a	3,30a	42,38a	ARGILOSO
	PI	53,33a	3,95a	42,73a	ARGILOSO
	FN	50,25a	5,38a	44,38a	ARGILOSO
0,40-0,50 m	PC	57,33a	3,30a	39,38a	ARGILOSO
	PI	55,83ab	2,95a	41,23a	ARGILOSO
	FN	52,25b	4,88a	42,88a	ARGILOSO
0,50-0,60 m	PC	58,83a	2,80a	38,38a	ARGILOSO
	PI	54,33b	4,45a	41,23a	ARGILOSO
	FN	54,25b	4,88a	40,88a	ARGILOSO
0,60-0,70 m	PC	56,83a	3,30b	39,88a	ARGILOSO
	PI	53,83a	4,95ab	41,23a	ARGILOSO
	FN	52,75a	6,38a	40,88a	ARGILOSO
0,70-0,80 m	PC	57,83a	2,30b	39,88a	ARGILOSO
	PI	54,33ab	4,45ab	41,23a	ARGILOSO
	FN	51,75b	6,38a	41,88a	ARGILOSO
0,80-0,90 m	PC	59,68a	3,98a	36,35a	ARGILOSO
	PI	59,83a	2,45a	37,73a	ARGILOSO
	FN	54,75b	4,88a	40,38a	ARGILOSO

Médias seguidas de letras minúsculas iguais na mesma coluna e camada de solo, não diferem entre si pelo teste Tukey a 5%.

Os pontos de amostragem exploratória para textura revelaram que os ambientes testados se encontram no mesmo gradiente topográfico, com variação de altitude entre 276 a 277 m (FN), 266 e 268 m (PI) e 264 e 267 m (PC) (Figura 1).

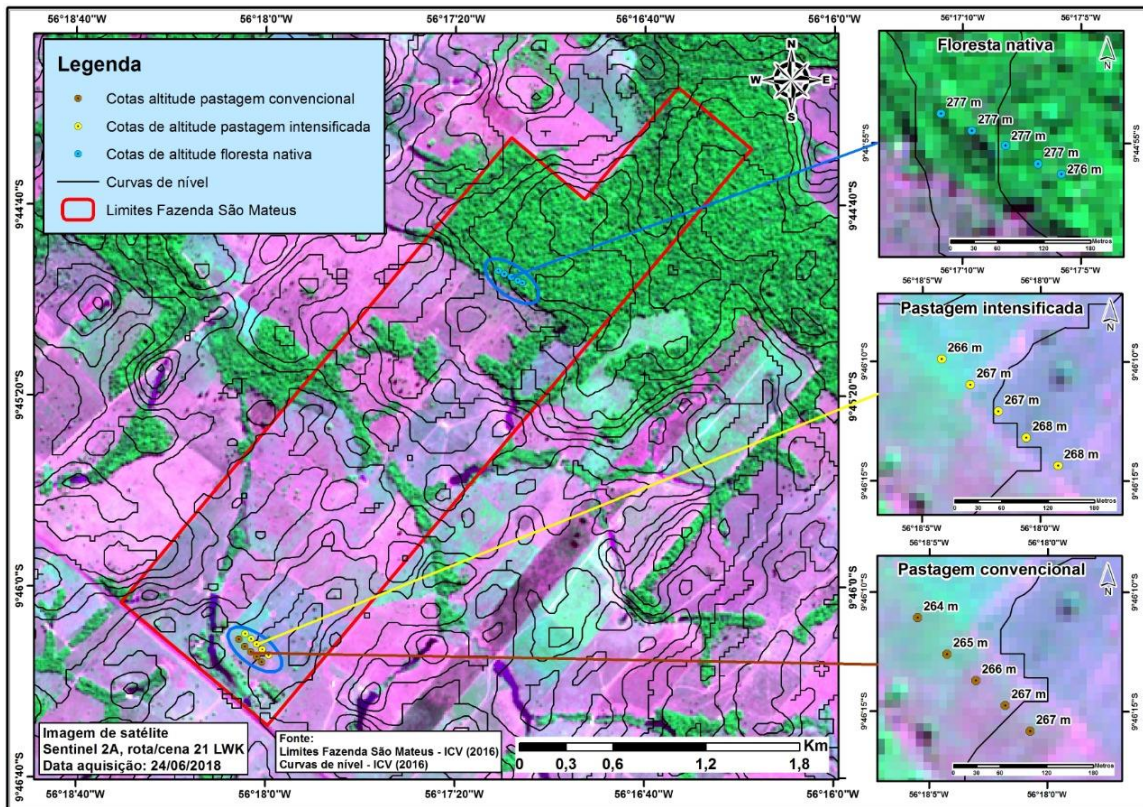


Figura 1: Fazenda São Mateus - Mapa demonstrativo do gradiente topográfico e altitudes dos ambientes estudados: Pastagem Convencional, Pastagem Intensificada e Floresta Nativa.

Cada área de estudo (ambiente) recebeu alocação de 15 pontos de coleta amostral com o mesmo espaçamento entre esses, estabelecendo uma mesma área retangular (Figura 2).

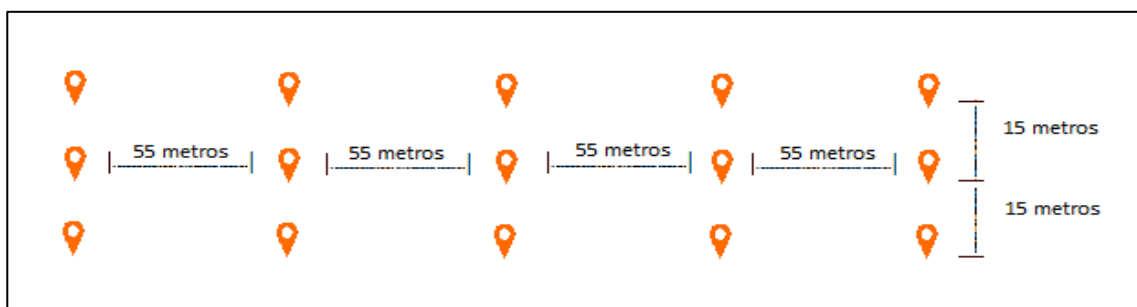


Figura 2: Pontos de coleta.

Em cada ponto, foram coletadas amostras deformadas e indeformadas em cinco camadas (m): 0,0 - 0,05; 0,05 - 0,10; 0,10 - 0,30; 0,30 - 0,60; e, 0,60 - 1,00. Para facilitar a coleta das amostras nas áreas PC e PI, um trator com broca furadeira (0,60 m de diâmetro) perfurou até 1,00 m de profundidade (Figura 3).



Figura 3: Equipamento de perfuração e coletor de amostras indeformadas.

As amostras foram retiradas nas bordas dessa escavação, desprezando 0,03 m da parede, evitando influência mecânica do equipamento. Em cada camada, uma fatia homogênea representou uma amostra deformada, enquanto que um anel volumétrico de Kopecky, com volume de 98 cm³ (5 cm de altura por 5 cm de diâmetro), centralizado na camada, representou a amostra indeformada. Alíquotas das amostras deformadas foram conservadas refrigeradas em 5°C, para as análises biológicas. Em FN, o procedimento foi executado com cavadeira manual.

3.3. Análises laboratoriais:

As análises de solo foram realizadas no Laboratório de Análises de Solo, Adubo e Foliar da UNEMAT (LASAF – Campus Alta Floresta), no período de maio de 2017 a setembro de 2018, conforme descritas abaixo.

3.3.1. Análises físicas:

A densidade do solo e a macroporosidade, microporosidade e porosidade total foram determinadas conforme a Embrapa (1997), utilizando mesa de tensão em 60 Kpa e estufa (105° C).

3.3.2. Análises químicas:

Os teores de Carbono foram determinados pelo método de Walkley-Black modificado, descrito em Embrapa (2009). Os estoques de C foram determinados conforme Veldkamp (1994):

$$\text{Estoque de Carbono} = \frac{CO \times DAP \times E}{10}$$

(Eq.1)

onde:

Estoque de C = estoque de C orgânico em determinada profundidade (Mg ha⁻¹);

CO = teor de C orgânico total na profundidade amostrada (g kg⁻¹);

Dap = densidade aparente do solo da profundidade (kg dm⁻³);

e = espessura da camada considerada (cm).

A correção dos estoques pela massa equivalente da camada foi determinada pela equação 2, descrita por Carvalho et al. (2009):

$$\text{Est CC} = \frac{Cs \times Ds \times \left(\frac{Dref}{Ds} \times e\right)}{10}$$

(Eq.2)

onde:

EstCC= estoque de C orgânico corrigido em determinada profundidade (Mg.ha⁻¹);

Cs = teor de C orgânico total na profundidade amostrada (g kg⁻¹);

Ds= densidade aparente do solo na profundidade amostrada (kg dm⁻³);

Dref = densidade do solo para profundidade amostrada na área de referência (kg dm⁻³);

e = espessura da camada considerada (cm).

O fracionamento químico da MO do solo foi realizado usando o método simplificado de Benites et al. (2017). A Humina foi precipitada em extrato alcalino (NaOH 0,1 M em pH 13) e separada por centrifugação a 5000 giros por 30 minutos. O sobrenadante foi acidificado em pH 1,0 com solução H₂SO₄

(20%), centrifugado a 5000 giros por 15 minutos, separando Ácidos Fúlvicos (precipitado) e Ácidos Húmicos (sobrenadante). A determinação do teor de COT de cada fração foi realizada por dicromatometria quente e colorimetria com sulfato ferroso amoniacal.

3.3.3. Análises biológicas:

A biomassa microbiana do solo (BMS) foi determinada iniciando pela utilização de irradiação por micro-ondas para perturbação da microbiota, conforme Islan & Weil (1998). Posterior à irradiação, seguiu a incubação pela metodologia de Jenkinson & Powlson (1976), modificada por Reis Junior & Mendes (2007). A determinação do C da BMS se deu pela diferença de fluxo de CO₂ entre amostras irradiadas e não irradiadas após 10 dias de incubação. O KOH 0,3 M foi utilizado como captador de CO₂ durante a incubação e a precipitação realizada com adição de BaCl₂. A colorimetria foi feita utilizando HCl 0,1 M e indicador Fenolftaleína 1%.

A respiração basal do solo (RBS) e o quociente metabólico do CO₂ (qCO₂) foram realizados conforme a metodologia de Anderson & Domsch (1993), descrita por Silva, Azevedo & De-Polli (2007). A RBS é resultado da diferença de volume de HCl gasto para titulação dos brancos e das amostras incubadas durante 9 dias. Para captação de CO₂ durante incubação usou-se NaOH 1 M, precipitado com BaCl₂ para titulação com HCl 0,5 M e indicador Fenolftaleína 1%. O qCO₂ é a razão entre o C da BMS e a RBS.

Para o estudo da enzima β -Glucosidase, foi utilizado o método de Tabatabai (1994), modificado por Pazzutti e Chaer (2012). Consiste na extração e determinação colorimétrica do p-nitrofenol (pNP) após incubação com solução tamponada de p-nitrofenil- β -D-glicopiranosídeo (PNG) a 37°C por 1 hora. A colorimetria é realizada em espectrofotômetro ajustado em 410 nm e curva padrão conhecida de pNP.

3.3.4. Análises estatísticas

As análises de variância de médias foram realizadas em Ambiente R (THE R FOUNDATION FOR STATISTICAL COMPUTING, 2017), versão 3.4.4, utilizando pacote ExpDes.pt e função psub2.dic. O teste de médias aplicado foi

Skott knott a 5% de probabilidade.

Para as análises multivariadas em ambiente R foi verificada a existência de valores enganosos (valores extremos multivariados) e aplicada a hipótese de normalidade multivariada. Aplicou-se os seguintes métodos estatísticos multivariados: análise de agrupamento hierárquico (Dendrograma) e não hierárquico (K-média), análise de componentes principais (PCA) e Matriz de correlação.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Estoques de Carbono Orgânico Total (COT) relacionados à Densidade e Porosidade no perfil do solo até a profundidade de 1,0 m

Os teores de COT demonstram diferença estatística na primeira e terceira camada, entre os três ambientes avaliados (Tabela 3). Entretanto, esses teores estão expressos em g Kg^{-1} e quando calculados como estoque por área (Mg ha^{-1}), considerando a densidade, a espessura da camada e corrigido pela massa da camada equivalente da área de referência, a diferença se mantém apenas na terceira camada. Fernandes & Fernandes (2013) e Fearnside (2018) destacam a importância da correção desses estoques pela massa da camada equivalente de uma área de referência.

O estoque de C corrigido (ECC) indicou que o pastejo intensificado (PI) e o pastejo convencional (PC) diferem entre si e da floresta nativa (FN) na terceira camada entre 0,10 e 0,30 m (Tabela 3). No perfil entre 0 e 0,30 m, PC e PI permanecem similares e diferem de FN. Em PI, o revolvimento e a exposição do solo durante a reforma em 2012/13 provavelmente ocasionaram aumento das taxas de mineralização devido à desestruturação dos agregados do solo, porém, a adição de material orgânico periódico (roçada mecânica) parece contribuir com os estoques nos primeiros 0,10 m e restringir a alteração significativa à camada de 0,10 a 0,30 m. Em PC, a menor perturbação e a dinâmica da cobertura vegetal, possivelmente contribuíram para o resultado.

Costa Junior et al. (2011) constataram em latossolos vermelhos distróficos argilosos no cerrado, que a conservação do C no interior dos macro e mesoagregados e o constante aporte de resíduos vegetais são os fatores que determinam o acúmulo de C nesse tipo de solo. Embora Signor et al. (2017) estudando áreas em Latossolo na Amazônia Oriental em perfil de 0,30 m afirmem que pastagens bem manejadas (“intensificadas”) tem potencial de acúmulo de C maior que áreas nativas, devido a grande atividade de raízes das gramíneas, Fujisaki et al. (2015) observam que curtos espaços de tempo (reforma 2012/13) mantém instabilidade no solo, gerada pela perturbação, sendo necessários vários anos para estabilização. Isernhagen et al. (2017) encontraram 20% de estoque reduzido (0,30 m) em sítios de Latossolo vermelho amarelo distrófico argiloso na transição cerrado Amazônia em Sinop (MT),

submetidos à conversão para sistemas agropecuários entre 1984 e 1990, semelhantes aos resultados desse trabalho.

O ECC no perfil total de 1,00 m, expressado numericamente, revela respectivamente em PC e PI, 13,92% (31,22 Mg ha⁻¹) e 21,80% (48,89 Mg ha⁻¹) de diferença significativa dos estoques em relação à FN, contudo, são similares entre si (Tabela 3). Mesmo não havendo diferença significativa entre PC e PI contabilizado todo perfil (1,0 m), PI apresentou diferença estatística expressiva na camada 0,10 a 0,30 m. O histórico e os destinos distintos que foram imputados à PC e PI entre 2012/13 podem ter causado maior perda de C em PI. Enquanto PC foi ocupada pela gramínea e ervas diversas (menor perturbação e maior atividade biológica), PI passou por intenso processo de mecanização e exposição do solo por longo período (12 meses), provavelmente causando intensa desestruturação e redução da atividade biológica. Os resultados sugerem que a alteração mais restrita à terceira camada (camada arável) está diretamente relacionada à mecanização exercida, com uma melhoria do ECC na camada superficial pela deposição de material orgânico em PI nesse período.

Estes resultados se sustentam nos resultados de Marques et al. (2017) que encontraram perdas de ECC de até 60% em conversão de florestas a pastagens sob clima tropical, variando com o tipo de solo, tempo de conversão e gestão. Assad et al. (2013) e Fujisaki et al. (2015; 2018) revendo diversos estudos na Amazônia, questionam avaliações em profundidades superficiais e encontraram grande dispersão de resultados positivos e negativos, relacionando principalmente com a gestão dos sistemas, tão importantes quanto o conjunto de informações edafoclimáticas. Bonini et al. (2018) afirmaram que as perdas líquidas de C ocasionadas pela conversão de florestas à sistemas agrícolas alcançam 121 Pentagramas de C (Pg C) em 140 anos e esses padrões alteram não somente o clima, mas também qualidade de solo, água e a biodiversidade. Assad et al. (2013) encontraram redução de ECC abaixo de 0,30 m, mesmo em estudos com ganho de estoque nas camadas superficiais de sistemas sob boas práticas de manejo. Fujisaki et al. (2015) não encontraram aumento de estoques de C em nenhuma das áreas (agricultura e/ou pecuária) que sofreram revolvimento de solo durante histórico de uso pós desmatamento.

Tabela 3: Carbono Orgânico Total (COT), Estoque de Carbono Corrigido (ECC), Densidade Aparente (Ds) e Porosidade (MICRO, MACRO E TOTAL), em 5 camadas de 3 ambientes de uso de solo: Pastejo Convencional (PC); Pastejo Intensificado (PI); e Floresta Nativa (FN).

USO	COT g Kg ⁻¹	ECC Mg ha ⁻¹	Ds Mg m ⁻³	MICRO (%)	MACRO (%)	TOTAL (%)
0 a 0,05 m						
PC	23,68c	12,52a	1,43a	27,99b	10,79b	38,78c
PI	28,71b	15,23a	1,37b	35,13a	6,77c	41,9b
FN	33,32a	17,30a	1,05c	33,71a	19,66a	53,37a
0,05 a 0,10 m						
PC	20,35a	11,77a	1,48a	28,16b	9,64b	37,80c
PI	19,97a	11,64a	1,41a	32,10a	9,14b	41,24b
FN	19,95a	11,44a	1,16b	33,75a	16,50a	50,25a
0,10 a 0,30 m						
PC	18,00b	42,91b	1,48a	24,85b	10,27b	35,12c
PI	12,55c	30,05c	1,41a	34,46a	8,82b	43,28b
FN	21,80a	52,14a	1,20b	34,44a	15,28a	49,73a
0 a 0,30 m						
PC	-	67,20b	-	-	-	-
PI	-	56,92b	-	-	-	-
FN	-	80,88a	-	-	-	-
0,30 a 0,60 m						
PC	15,74a	55,11a	1,30a	29,48b	16,38a	45,86a
PI	15,96a	55,89a	1,30a	36,05a	11,33b	47,39a
FN	18,29a	63,74a	1,16b	34,91a	14,65a	49,57a
0,60 a 1,00 m						
PC	15,17a	70,77a	1,30a	31,37b	15,55a	46,92a
PI	13,43a	62,59a	1,27a	37,32a	8,84b	46,16a
FN	16,95a	79,68a	1,17b	35,29a	14,06a	49,35a
0 a 1,00 m						
PC	-	193,08b	-	-	-	-
PI	-	175,40b	-	-	-	-
FN	-	224,30a	-	-	-	-
CV%	22,36	28,27	7,03	10,11	30,47	9,40

Médias seguidas de letras minúsculas iguais na mesma coluna e camada de solo, não diferem entre si pelo teste Scott Knott a 5%.

A FN proporcionou os menores valores de densidade do solo (Ds) em comparação com PC e PI nas camadas avaliadas (Tabela 3). Solos sob vegetação nativa tendem a ser mais bem estruturados (menos adensados) em comparação a solos cultivados devido ao equilíbrio entre as adições e perdas de materiais orgânicos. Stefanoski et al. (2013) e Nicodemo, Borges & de Souza (2018) afirmaram que o aumento no teor de MO está diretamente relacionado com a redução da densidade do solo. De acordo com Vezzani & Mielniczuk (2011) a formação de agregados estáveis no solo são diretamente influenciados

pelas formas de uso, pois além das características intrínsecas (textura e mineralogia), a dinâmica de MO, a atividade microbiana e o crescimento de raízes, compreendem os principais elementos agregadores destas estruturas.

A maior discrepância entre os valores de Ds ocorreu na camada mais superficial entre 0 e 0,05 m, intermediária entre 0,05 e 0,30 m, e menor, nas camadas abaixo de 0,30 m (Tabela 3). Esse resultado é coerente com a maior proteção do solo pela cobertura vegetal, deposição de material orgânico na superfície aumentado e crescimento de raízes em FN, em relação a PC e PI. Os efeitos do uso antrópico (pastejo e trânsito de máquinas) em PC e PI, corroboram com esse resultado. Ferreira, Tavares Filho & Ferreira (2010), em revisão de literatura, descrevem padrões de compactação até 0,30m, em especial nos primeiros 0,05 m, em experimentos sob diversos manejos de pastejo, e afirmam que o aumento da Ds converge, na maioria dos estudos, em conseqüente diminuição da porosidade total (PT) e macroporosidade, com conseqüente aumento da microporosidade. Torres et al. (2014), Soracco et al. (2015) e Nicodemo, Borges & de Souza (2018) encontraram resultados que sustentam este trabalho.

A maior microporosidade mostra uma similaridade entre FN e PI em todas as camadas, contrastando com PC, reduzida. No entanto, PI apresenta relação entre macro e micro poros superior a 1:3 em todas as camadas, superando 1:5 na primeira camada (Tabela 3). Em PI, a carga animal aumentada pela intensificação (4,5 UA/ha) e o trânsito de máquinas para calagem e adubação sazonais (chuvas) podem ser os fatores que estão influenciando esse resultado. O processo de reforma dessa área ocorrido em 2013 pode ter ocasionado a desestruturação dos agregados, contribuindo para esse quadro. Ferreira, Tavares Filho e Ferreira (2010) atribuem o aumento da microporosidade concomitante com a redução da macroporosidade, à alta lotação e trânsito de máquinas. Nicodemo, Borges & de Souza (2018) comentam que a desestruturação dos agregados pela mecanização reduz o tamanho dessas estruturas, contribuindo para a redução de macro poros e compactação.

A macroporosidade é reduzida em todas as camadas de PI, porém, na camada superficial (0 a 0,05 m) se destaca significativamente, diferenciando de FN e PC, representando a maior relação entre macro e micro poros,

conforme dito antes (1:5). Embora PC também apresente macroporosidade reduzida nas três primeiras camadas em comparação à FN, as relações entre macro e microporosidade permanecem mais próximas a 1:2 (Tabela 3). A pressão de pastejo é menor que 1,5 UA/ha em PC e o trânsito de máquinas reduzido às ocasiões esporádicas, reforçam o entendimento de maior pressão do manejo em PI, conseqüentemente maior perturbação antrópica. O hábito de crescimento da gramínea Humidícula em PC (hábito estolonífero ou gramado), provavelmente promove maior amortecimento do impacto, enquanto em PI, a gramínea Mombaça mantém maior entouceramento (hábito cespitoide ou ereto) com impacto mais direto do pisoteio animal com carga intensiva.

Ferreira, Tavares Filho & Ferreira (2010) afirmaram a relação ideal 1:2 entre micro e macro porosidade. Soracco et al. (2015) encontraram compactação expressiva por trânsito de máquinas em solos argilosos, com alterações da configuração porosa do solo, perda de macroporosidade e de conectividade vertical entre poros e conseqüências sobre condutividade hidráulica, no entanto, os efeitos persistiram por apenas 2 anos após suspenso o tráfego. Marchão et al. (2007) encontraram compactação superficial em áreas de pastagens de 4 anos de pastejo em Mombaça comparado a outros sistemas de rotação e atribuíram ao hábito de crescimento ereto do Mombaça, devido maior área de solo exposta e sob efeito direto do pisoteio animal.

FN apresenta porosidade total significativamente maior nas três primeiras camadas até 0,30 m em relação a PC e PI. Na camada entre 0,10 e 0,30 m, a porosidade total se mostra distinta nas três camadas, menor em PC e intermediária em PI, comparadas a FN (Tabela 3). A compactação subsuperficial entre 0,10 e 0,30 m, maior em PC, se justifica pelo uso do solo em como pastagem durante 20 anos e provavelmente foi desestruturada em PI durante as gradagens executadas entre 2012/13. Os resultados sugerem que PI já rerepresenta compactação com extensão em todas as camadas. Carneiro et al. (2009) e Ferreira, Tavares Filho & Ferreira (2010) respaldam esse resultado, demonstrando que ação antrópica sobre pastagens leva a compactação da superfície do solo, nos primeiros 0,20 a 0,30 m. Signor et al. (2017) também encontrou compactação em todas as camadas estudadas até 0,40 m em Latossolos amazônicos.

4.2. Atributos físicos, químicos e biológicos do solo determinados na camada de 0 a 0,10 m

O dendrograma apresentado abaixo (Figura 4) revela três grupos distintos a uma distância euclidiana 30, independentemente da profundidade das amostras (0 a 0,05 m e 0,05 a 0,10 m). O grupo I reuniu, em sua totalidade, 25 das 30 amostras originárias de Floresta Nativa (FN), enquanto Pastejo Convencional (PC) e Pastejo Intensificado (PI) se distribuíram entre os grupos II e III, não distinguindo tão claramente os ambientes. A Ds e a porosidade total são os atributos físicos que influenciaram fortemente essa segregação do grupo I, enquanto as demais variáveis analisadas determinaram a distribuição nos grupos II e III.

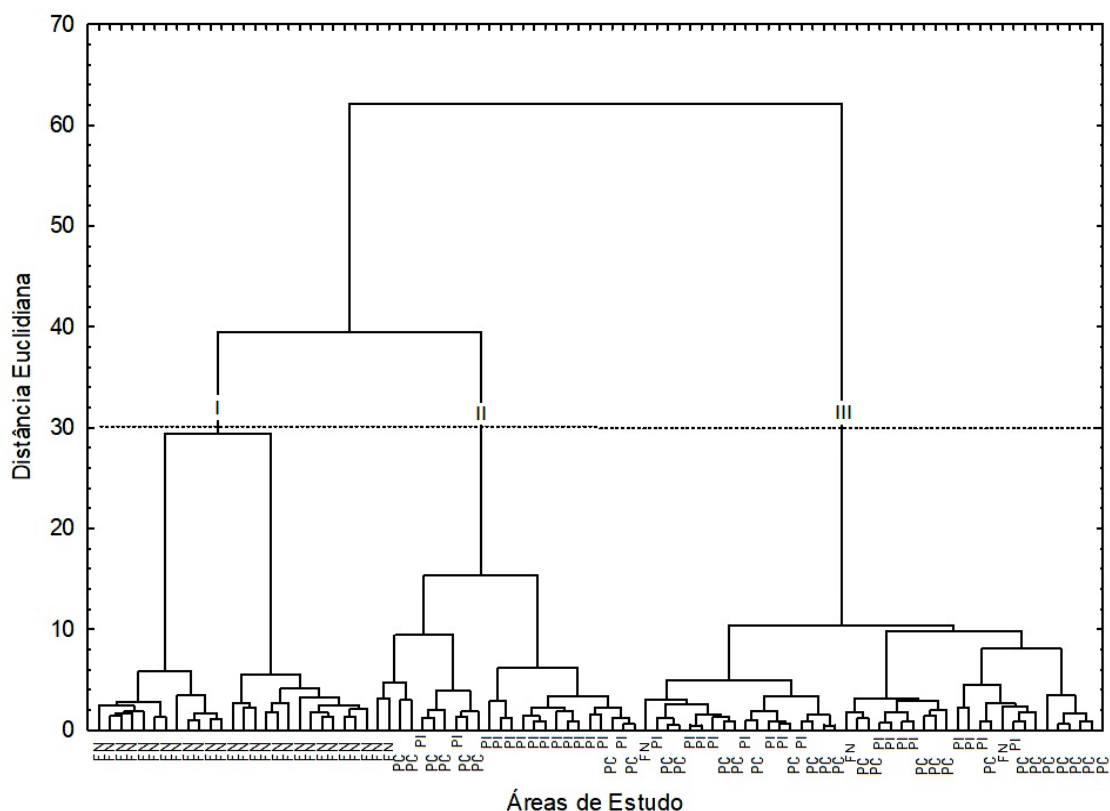


Figura 4: Análise de cluster hierárquica e agrupamentos gerados (Dendrograma) para os usos do solo avaliados, de acordo com os atributos físicos, químicos e biológicos analisados em três ambientes: Floresta Nativa (FN), Pestejo Convencional (PC) e Pestejo Intensificado (PI).

A cobertura vegetal, a quantidade de raízes, a oferta constante de material orgânico diversificado e abundante em FN, provavelmente mantém as características físicas melhores que PC e PI, indicando que os efeitos de

compactação parecem ser os principais discriminantes nessa análise. Lanzanova (2007); Carneiro et al. (2009); Ferreira, Tavares Filho & Ferreira (2010); Torres et al. (2014); e Soracco et al. (2015) atribuíram como principais causas de compactação do solo nas áreas de pecuária a lotação animal e trânsito de máquinas. Torres et. al. (2014) descrevem que a degradação geralmente está associada na literatura com a lotação animal, perda de vigor da planta e aos atributos químicos do solo, porém, estão negligenciados os aspectos da degradação física do solo. Seben Junior (2013) comenta da importância dos agregados de boa qualidade, mantendo a estrutura e espaço poroso adequados de circulação de água, ar e nutrientes.

A análise Cluster não hierárquica K-média apresenta a média padronizada das variáveis selecionadas analisadas, demonstrando que Ds, porosidade, CBMS e F-AF representaram as maiores distâncias entre o grupo 1 (PC e PI) e o grupo 2 (FN) (Figura 5).

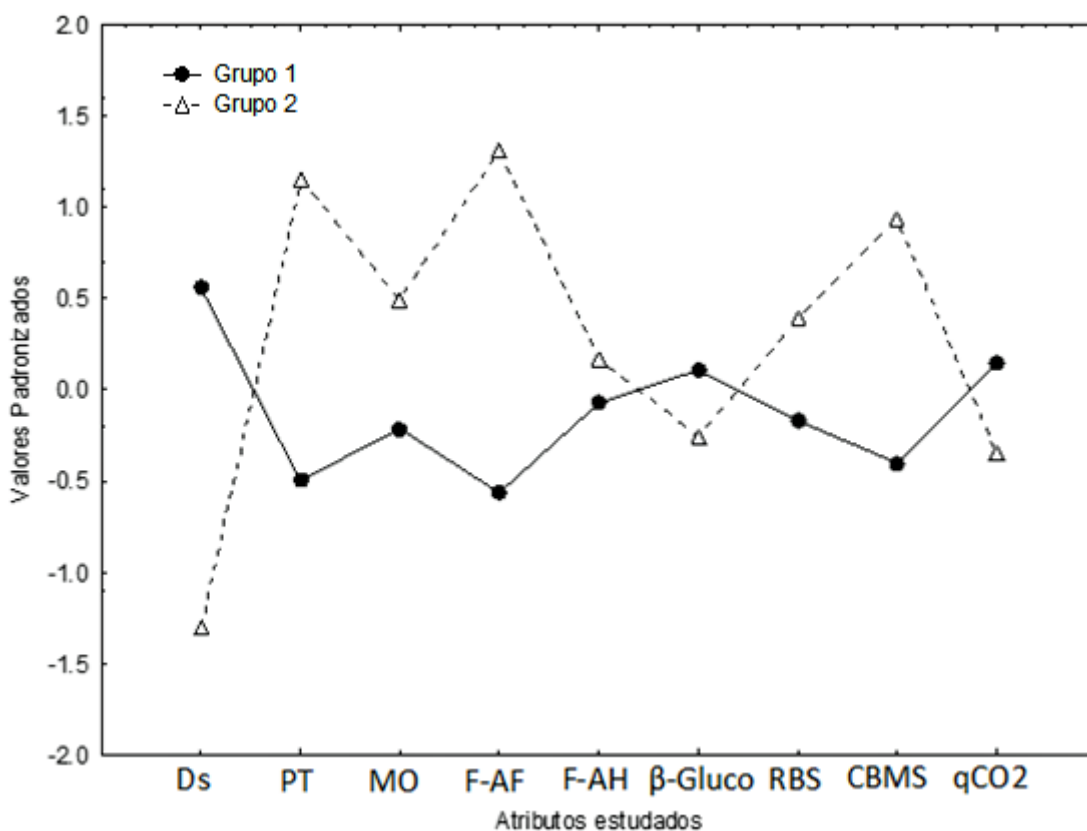


Figura 5: Análise Cluster não hierárquica K-média: Distância entre valores padronizados dos atributos selecionados e estudados, nos diferentes usos do solo: grupo 1 (PC e PI) e grupo 2 (FN).

As maiores distâncias apresentadas (Ds, porosidade, CBMS e F-AF) complementam a explicação do dendrograma, pois mantem coerência com a melhor condição estrutural do solo, propiciando melhor condição biológica e conseqüentemente, maior conversão/manutenção de C em CBMS e F-AF no ambiente FN, aparentemente mais estável. De Carvalho et al. (2018) sustentam os resultados deste trabalho, encontrando correlações positivas entre CBMS e a melhor estrutura de um latossolo em Alta Floresta (MT). Valladares et al. (2016) apontam F-AF como menos estável e mais hidrossolúvel, portanto, mais sensível às perturbações antrópicas e conseqüentemente mais disponível à degradação, o que justifica a maior distância entre os dois grupos.

Menores distâncias entre os dois grupos foram representadas para MO, β -Glucos, F-AH, (Figura 5). Esses resultados, embora expressem menor variação entre os grupos, analisadas em conjunto continuam coerentes com a maior efetividade e estabilidade de FN, em comparação com o grupo dos pastejos. A MO apresenta maior estoque em FN pelas melhores condições edáficas, microclimáticas e ciclagem de material orgânico. O F-AH é mais estável e provavelmente mais protegido em ambos os grupos, mantendo pequena distância entre as médias padronizadas. A β -Glucos, em maior teor no grupo dos pastejos (PC e PI) pode representar stress biológico e degradação de MO como fonte de energia.

Weber, Mielniczuk & Tornquist, (2016) sustentam os resultados encontrados para MO, relacionando condições ligadas à forma de uso e manutenção ou não de boas condições de humidade (drenagem) e temperatura. Fearnside (2018) discute em revisão bibliográfica aspectos da proteção da MO ligados a bioestrutura e boas condições sistêmicas. Costa Junior et al. (2011) destacam em seus resultados a conservação de C no interior de macro e meso agregados bem conservados, essencial para manutenção de estoques de MO.

Valladares et al. (2016) e Marques et al. (2017) atribuem a F-AH maior capacidade de ligação com minerais e agregados, constituindo estruturas mais estáveis e menos sensíveis às perturbações de uso e ataque de microrganismos, assim, mais resilientes. DOBBS et al. (2009) conferem a F-AH maior grau de humificação em relação à F-AF, e maior quantidade de sítios de ligação e agregação com outros componentes. Martins, Coringa & Weber (2011)

em estudos de latossolos em Juruena e Juara (MT) também encontraram indicativos de maior conservação de F-AH em conversões de Floresta a pastagens de sete anos.

As β -Glucosidases atuam principalmente na decomposição de componentes celulósicos de plantas (PAZUTTI & CHAER, 2012), liberando nutrientes, fontes importantes de energia para microrganismos (DOS SANTOS & MAIA, 2015). Resck et al. (2008) relatam em revisão bibliográfica, achados de outros pesquisadores que encontraram maiores níveis da enzima em solos sob plantio direto em relação a áreas de vegetação nativa e plantio convencional. Dos Santos & Maia (2015) encontraram aumento de β -Glucosidase em situações de stress e maior necessidade de C pela biota, corroborando com os resultados deste trabalho e atribuindo a PC e PI, ambientes menos estáveis.

RBS e qCO_2 também revelaram menores distâncias entre os grupos estudados expressando menores variações entre eles (Figura 5). Analisados em conjunto com CBMS, demonstram que a eficiência metabólica parece ser maior em FN, que mesmo com mais alta atividade metabólica microbiana (RBS), mantém maior conversão do C em BMS (CBMS) e conseqüentemente, menor qCO_2 . O inverso ocorre em PC e PI, que apresentam maior qCO_2 , representando maior emissão de CO_2 por unidade de CBMS. Estes resultados suportam de maneira coerente o estado atual das áreas de estudo, maior estabilidade de FN, ante a menor estabilidade e stress de PC e PI, similares.

Dos Santos & Maia (2015) alertam que RBS aumentada pode indicar tanto um distúrbio ecológico, quanto uma alta produtividade do sistema, precisando ser avaliada em cada caso e recomendam a utilização do qCO_2 como indicador de alterações antropogênicas sobre a biota. Silva, Azevedo & De-Polli (2007) relacionam maiores taxas de RBS com melhores condições abióticas como umidade, temperatura e aeração, ligando aos atributos físicos mais restritivos em PC e PI, conforme discutidos anteriormente. Ferreira, Stone & Martin-Didonet (2017) complementam que menores taxas de liberação de CO_2 por unidade de CBMS representam maior eficiência da biota, convertendo maior quantidade de C assimilada em BMS, o que é coerente com as melhores condições edafoclimáticas de FN.

As médias das variáveis (Tabela 4) foram padronizadas e compõe a análise K-média, discutida acima. Representam as distâncias entre os grupos apresentados na Figura 6, complementando o entendimento do gráfico.

Tabela 4: Médias das variáveis utilizadas nos dois grupos da análise K-média.

	Ds (g cm ⁻²)	PT (%)	MO (g Kg ⁻¹)	F-AF (g Kg ⁻¹)	F-AH (g Kg ⁻¹)	β-Gluco (μmol pNP g ⁻¹ h)	RBS (mg C- CO ₂ Kg solo h ⁻¹)	CBMS (μg C- CO ₂ g solo h ⁻¹)	qCO ₂ (%)
Grupo 1 (FN)	1,11	52,31	45,92	6,05	2,58	131,83	555,25	800,57	3,65
Grupo 2 (PC e PI)	1,43	40,01	39,96	3,19	2,43	175,36	424,13	121,5	4,65

A tabela 5 apresenta os coeficientes de correlação linear entre cada variável e o respectivo componente principal, a explicação da variância é 42,40% para o componente principal 1 (PC1), enquanto o segundo componente principal (PC2) foi explicado em 25,69%. Ambos componentes acumulam 68,9% de explicação das variâncias. Um terceiro componente (PC3) explicou mais 11,73%, totalizando 79,83% acumulação das variâncias.

Tabela 5: Valores, quantidade de variância explicada, coeficientes de correlação e Vetores entre os atributos físicos, químicos e biológicos dos diferentes usos do solo e os três primeiros componentes principais.

Componentes	PC1		PC2		PC3	
Auto valores	3.82		2.31		1.06	
Variância explicada	42.40		25.69		11.73	
Variância acumulada	42.40		68.09		79.83	
	Correlação* (auto vetores)					
Ds	0.87	(0.45)	-0.36	(-0.24)	-0.18	(-0.18)
PT	-0.83	(-0.43)	0.31	(0.20)	0.27	(0.26)
MO	-0.76	(-0.39)	-0.39	(-0.26)	-0.12	(-0.12)
F-AF	-0.73	(-0.37)	0.51	(0.33)	0.18	(0.17)
F-AH	-0.64	(-0.33)	-0.52	(-0.34)	-0.16	(-0.16)
B-Gluco	-0.43	(-0.22)	-0.65	(-0.43)	-0.44	(-0.43)
RBS	-0.73	(-0.37)	-0.44	(-0.29)	0.05	(0.05)
CBMS	-0.37	(-0.19)	0.69	(0.46)	-0.31	(-0.31)
qCO ₂	0.06	(0.03)	-0.55	(-0.36)	0.76	(0.74)
Interpretação	Densidade aparente contrasta PT, MO, AF, AH e RBS.		CBMS contrastando com β -Gluco		qCO ₂	

Analisando a tabela 5 podemos inferir que no CP1, os maiores coeficientes de correlação, em ordem de importância são: Ds (0,87), contrastando com PT (-0,83), MO (-0,76), F-AF (-0,73), RBS (-0,73) e F-AH (-0,64). Para CP2, encontramos: CBMS (0,69) em contraste à β -gluco (-0,65). O qCO_2 apresentou poder discriminante, apenas em CP 3 com coeficiente de correlação de 0,76. Esses coeficientes de correlação determinam a composição da Análise de Componentes Principais (PCA) demonstrada abaixo (Figura 6).

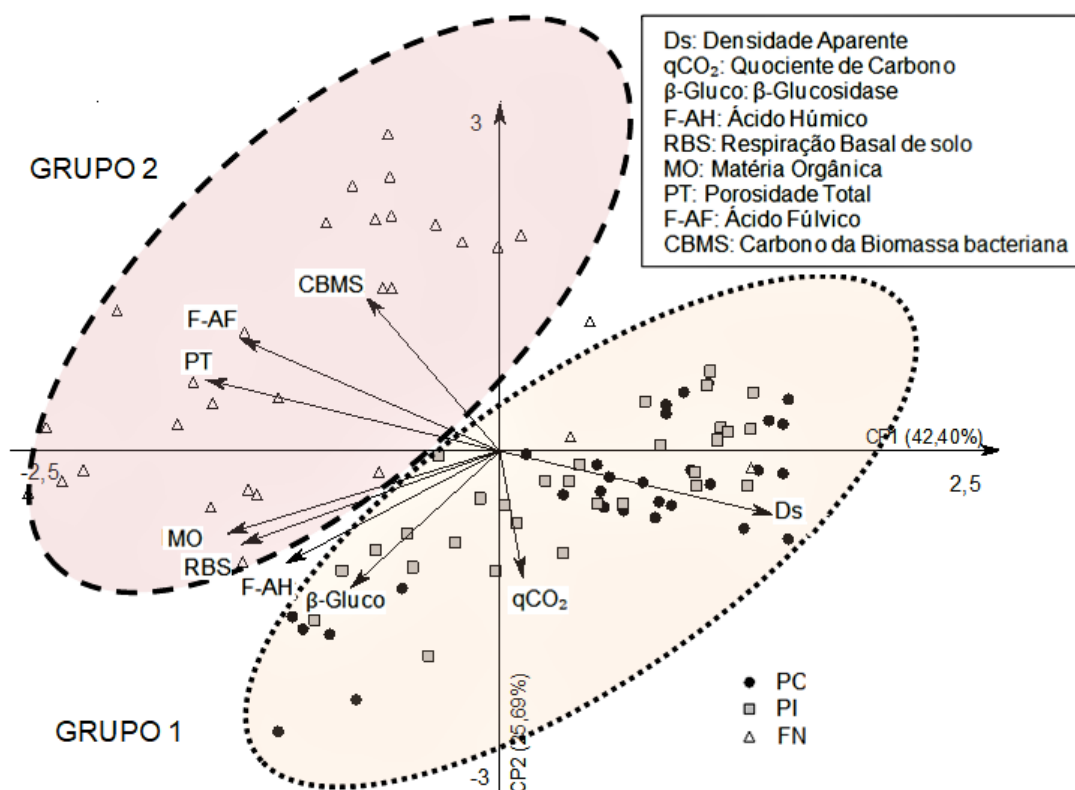


Figura 6: Dispersão (Gráfico biplot) das variáveis físicas, químicas e biológicas, correlacionadas com os componentes principais da PCA.

A Análise de Componentes Principais (PCA) representado pela dispersão amostral no gráfico biplot (Figura 6) destaca dois agrupamentos distintos, conforme a distância entre as médias. O grupo 1 reúne predominantemente as amostras de PC e PI, independentemente de profundidade (0 a 0,05 m e 0,05 a 0,10 m) enquanto o grupo 2 segrega apenas amostras de FN, em mesmas condições.

Das variáveis discriminantes relacionadas ao CP1 (Figura 6 e Tabela 5) destacam-se a Ds ortogonalmente disposta à PT e F-AF com os coeficientes de correlação e vetores significativos. Mais de 2/3 das amostras do grupo 1

estão menos dispersas e bem alinhadas com o vetor correspondente a Ds. Esses resultados demonstram que a Ds e a PT discriminaram fortemente os grupos 1 e 2 sem distinção clara entre PC e PI. Aporte contínuo de material orgânico diversificado e melhores condições microclimáticas em FN, provavelmente contribuíram com os maiores teores de F-AF nesse ambiente. Em contrapartida, as condições físicas do solo em PC e PI parecem fornecer menor proteção para F-AF e maior exposição ao ambiente e ataque de microrganismos. Mesmo com diferentes sistemas de gestão, as duas formas de pastejo parecem estar causando impactos similares.

Cunha et al. (2009) explicam que em Latossolos a degradação do material orgânico na superfície se transforma em substâncias pré-húmicas, percolam à sub superfície, e são precursoras da formação de substâncias húmicas, principalmente F-AF e menor parte estabilizam em F-AH e F-HUM. Lehmann & Kleber, (2015) consideram grande complexidade na avaliação da matéria orgânica do solo, pela diversidade de formas e interações desta com outros elementos como argilas, agregados e minerais. Lehmann & Kleber, (2015) e Fearnside (2018) exaltam a importância da estabilidade do C no solo para a permanência e resiliência sob perturbações e alteração da forma de uso. Valladares et al. (2016) e Marques et al. (2017) reforçam os argumentos, encontrando forte correlação entre atributos físicos e perda de C e relacionando os F-AF às frações físicas mais leves e mais sujeitas a lixiviação e perdas, enquanto que F-AH e F-HUM, mais estáveis, estão ligados a agregados e outras estruturas minerais, menos propensas a perdas.

As outras variáveis discriminantes em CP 1, MO, RBS e F-AH, (Figura 6 e Tabela 5) se apresentam menos ortogonais a DS, mas com coeficientes de correlação e vetores significativos. Sugerem uma aproximação entre parte do grupo 1 e parte do Grupo 2, o que justifica maior dispersão na PCA. Essas variáveis repetem o mesmo padrão já apresentado pelas menores distâncias na análise k-média (Figura 5) e explicam o agrupamento do dendrograma (Figura 5). A MO não difere significativamente nessa camada, conforme já discutido na análise univariada (Tabela 3) explicando essa aproximação entre as amostras na análise multivariada. Parece que a redução de MO (não significativa estatisticamente) ficou restrita a redução de F-AF, demonstrada na dispersão e

discutida acima e refletindo em menor variação de F-AH, mais recalcitrante e menos hidrosolúvel. A RBS demonstra intensa atividade microbiana em todos os ambientes, porém, provavelmente mais ligadas à condição de maior de estabilidade em FN, ante a menor estabilidade em PC e PI, reforçando as discussões anteriores.

Marques et al. (2017) amparam esses resultados, citando que fracionamento, particulação e proteção da MO determinam a mobilidade e dinâmica no ambiente. Lehmann & Kleber (2015) e Fearnside (2018) concordam, expressando que estabilidade, labilidade e recalcitrância, são condicionantes de acumulação ou perda, incluindo a maior ou menor disponibilidade à interação com a microbiota. Ferreira, Stone & Martin-Didonet (2017) encontraram maior RBS associada a aumento de CBMS em floresta preservada que em área de uso antrópico agrícola e atribuíram a maior oferta de material orgânico florestal, porém, nas áreas de uso antrópico avaliadas, mesmo havendo significativa RBS, seus resultados demonstraram menor CBMS. De Carvalho et al. (2018) sustentam os resultados desse trabalho, encontrando relação RBS e CBMS semelhantes em estudo sob Latossolo no município de Alta Floresta (MT) comparando pastagem degradada e floresta.

Quanto ao CP2 (Figura 6 e Tabela 5) as variáveis discriminantes foram a β -Glucosidase e CBMS. Correlacionadas nesse componente, se mostram opostas no gráfico e discriminaram respectivamente o grupo 1 e o grupo 2. A direção do vetor β -Glucosidase evidencia uma aproximação de parte do grupo 2 e parte do grupo 1 (PI e PC) repetindo o padrão já descrito para MO, RBS e F-AH (Figura 6). Esse resultado parece sinalizar que maior CBMS e menor β -Glucosidase em FN é coerente com o maior aporte de material orgânico abundante e diversificado, sob melhores condições microclimáticas, refletindo assim na maior efetividade da biota. Por outro lado, a maior concentração de β -Glucosidase no grupo 1 (PI e PC), em conjunto com o CBMS reduzido em comparação com FN, talvez esteja relacionada com condição de stress e consumo de C pela microbiota. Os teores de β -Glucosidase provavelmente não diferem muito entre os 3 grupos.

Dos Santos Alves et al. (2011) atribuem às condições de cobertura vegetal e microclima (umidade e temperatura) o maior teor de CBMS encontrado em áreas de mata nativa e sistemas integrados em comparação com pastagens.

Martins, Angers & Corá (2012) encontraram evidências de que a diversidade de plantas do sistema (fontes de C) e as diferentes composições químicas geradas pela sua decomposição influenciam positivamente na capacidade da BMS se reproduzir e produzir seus tecidos e resíduos (paredes celulares e secreções). Segundo Pazutti & Chaer (2012) as β -Glucosidases, produzidas principalmente por microrganismos, também são favorecidas pelas condições de cobertura vegetal e microclima, no entanto, Resck et al. (2008) encontraram citações de maiores concentrações atribuídas às condições de stress microbiano, explicando a proximidade entre os grupos.

No CP3 (Figura 6 e Tabela 5) a variável discriminante é o qCO_2 com alta correlação com o componente, vetor significativo e orientado para a dispersão amostral do grupo 1 (PI e PC), embora já tenha demonstrado pequena distância entre as médias padronizadas (Figura 6). O qCO_2 contribui na explicação de que em PC e PI a alta atividade microbiana (RBS) associada a uma baixa conversão de C em biomassa microbiana (CBMS) reflete um ambiente de baixa eficiência da biota com maior consumo de C e emissão de CO_2 . Em FN ocorre o contrário e mesmo com maior RBS devido alta ciclagem de material orgânico, o aumento de CBMS apresenta menor qCO_2 . Segundo Dos Santos Alves et al. (2011), altos valores do qCO_2 significam que a população microbiana está oxidando C de suas próprias células para a sua manutenção e adaptação ao solo, portanto, a população microbiana se encontra em condições adversas ou estressantes. Dos Santos & Maia (2015) consideraram que o declínio do quociente metabólico pode ser interpretado como aumento da eficiência na utilização de C para conversão em BMS, indicando ambiente mais equilibrado.

A matriz de correlação entre os atributos químicos, físicos e biológicos complementam as discussões acima. A Ds se correlacionou negativamente com a maioria dos atributos (Figura 7). A alta correlação negativa com PT (-0,90) ressalta a importância dos atributos físicos como principais indicadores de distúrbio nos ambientes estudados e discriminantes nas análises anteriores. A Ds e a PT são os atributos que determinam a compactação (STEFANOSKI et al., 2013) e a propriedade ecossistêmica dos solos integrando os atributos físicos, químicos e biológicos (SORACO et al., 2015; MARQUES et al., 2017). O

equilíbrio entre fonte e dreno de nutrientes do solo, depende de sua estrutura e boa distribuição de micro e macro porosidade (ZANCHI et al., 2015).

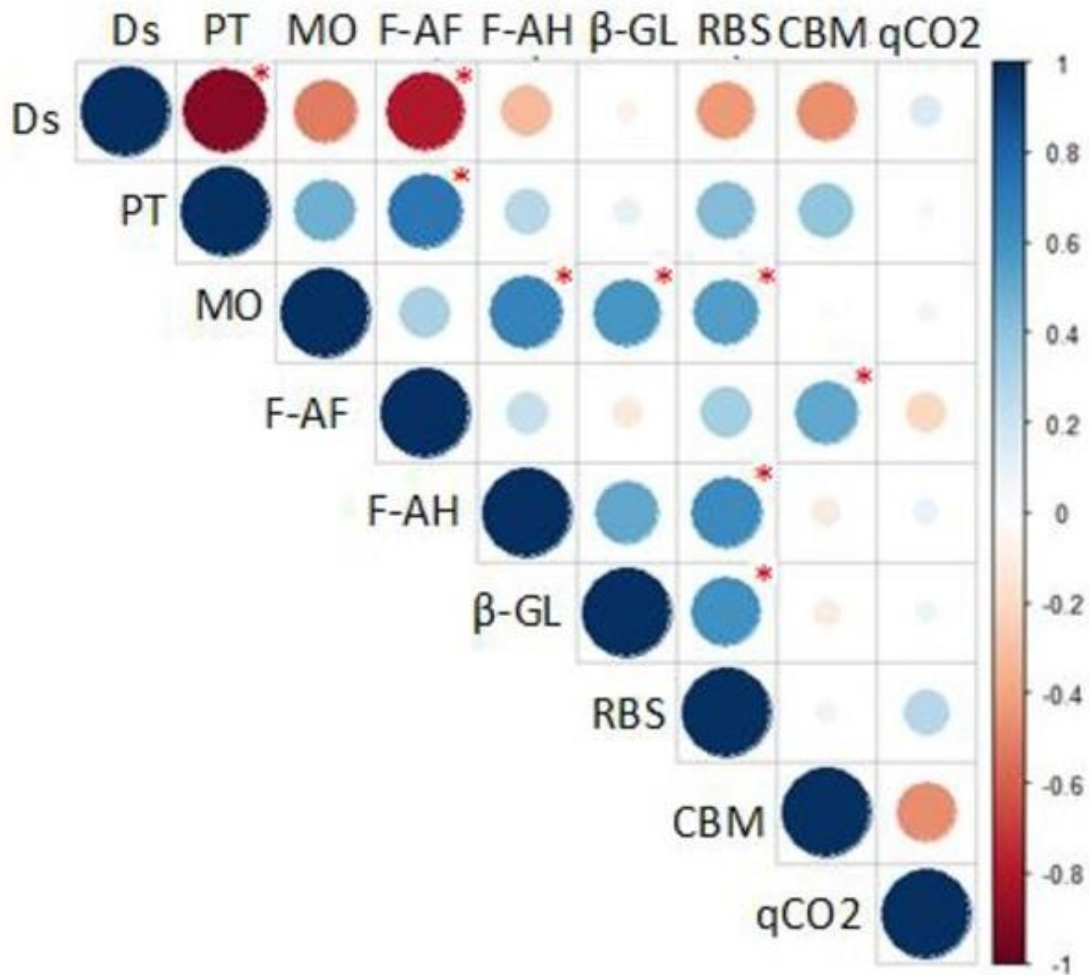


Figura 7: Matriz de correlação entre atributos biológicos, físicos e químicos do solo. Os valores são destacados para coeficientes de correlação significativos (< 0,60) pelo teste-t com nível de significância de 5%.

O F-AF se correlaciona negativamente (-0,79) com Ds e positivamente (0,72) com PT (Figura 7). F-AF demonstra ser um sensível indicador frente aos distúrbios de ocupação e uso do solo neste estudo. Provavelmente, a correlação positiva com a melhor condição estrutural em FN (Ds menor e PT maior) sugere que F-AF esteja mais ligada ou complexada a outras estruturas (agregados) enquanto sob condições mais restritivas de PC e PI, pode estar sendo utilizada como fonte de energia por microrganismos ou perdida por oxidação ou lixiviação. Essa argumentação é coerente também com

as melhores condições edafoclimáticas de FN, propiciando melhores condições de síntese e resíntese de F-AF.

A compreensão da dinâmica do C não deve ser restrita a MO, mas também devem ser considerados outros fatores que definem perdas ou acumulações, tais como a relação entre fracionamento, particulação e proteção da MO no solo (MARQUES et al., 2017), além da estabilidade, labilidade ou recalitrância, e disponibilidade à degradação pela biota do solo (LEHMANN & KLEBER, 2015; FERNISIDE, 2018). Os resultados de Martins, Coringa & Weber (2011) trabalhando em latossolos de Juruena e Juara (MT), também encontraram perdas maiores de F-AF em relação as demais substâncias húmicas em pastagens de 7 anos comparadas com floresta. Loss et al. (2011) encontraram em latossolos, relação de F-AF aumentada relacionada a Ds menor e porosidade maior, comparando sistemas de pastagem e SSP, corroborando com os resultados deste trabalho.

A MO, a β -Gluc, o F-AH e a RBS mantêm significativas correlações positivas entre si (Figura 7). Foram responsáveis pela maior aproximação entre os ambientes estudados (Figura 5 e Figura 6) e corroboram com as análises anteriores, pois representam as variáveis com menores variações entre FN e o agrupamento de PC e PI e provavelmente expressam a forte correlação entre atributos físicos e químicos ligados a MO e sua ciclagem nessa camada, independentemente do manejo adotado. Segundo Correia & Andrade (2008) e Alves et al. (2008) em solos tropicais bastante intemperizados e lixiviados e com baixa fertilidade natural (de maneira geral) a MO representa a maior fonte de nutrientes para o crescimento vegetal e os microrganismos são responsáveis por mecanismos de sua síntese e/ou degradação no solo, promovendo mineralização de compostos e disponibilidade no ambiente ou imobilização na própria biomassa. Quesada et al. (2011) atribuíram à MO a fertilidade e disponibilidade de nutrientes em latossolos hiperdistróficos na Amazônia mato-grossense. Dobbs et al. (2009) encontraram em estudos de caracterização química e espectroscópica de substâncias húmicas em latossolos, uma maior maturação (grau de humificação) de F-AH em relação a F-AF, explicando maior correlação de F-AH com a MO e de F-AF com CBMS.

F-AF e CBMS estão diretamente correlacionadas positivamente entre

si, mas com baixa correlação com a MO (Figura 7) mantendo maior discriminação entre FN e os pastejos (Figura 5 e Figura 6). Esses resultados sugerem que F-AF e a BMS se retroalimentem, ou seja, F-AF possivelmente seja uma importante fonte de compostos orgânicos mais prontamente disponíveis aos microrganismos e a BMS, quando degradada, uma importante fonte de compostos para reorganização de F-AF. O aporte de material orgânico e a manutenção de melhores condições edafoclimáticas, provavelmente contribuem para maior síntese de F-AF e conversão de C em BMS. Segundo Gama-Rodrigues e Gama-Rodrigues (2008) a BMS pode exercer função de reserva, mantendo a quantidade de nutrientes fornecida pela ciclagem microbiana menor que as entradas de nutrientes no sistema, função de fonte, liberando nutrientes em quantidade maior que as entradas, ou função catalizadora com entradas e saídas iguais (balanço nulo). Guerra et al. (2008) afirmaram que as substâncias húmicas se originam da decomposição de resíduos orgânicos e da atividade sintética da biota, mesmo mais complexadas e estáveis do que os materiais de origem, podem dar origem a formas simples e serem utilizadas pelos microrganismos do solo.

4.3. Considerações finais:

Os resultados do presente trabalho não permitem afirmar se os sistemas de pastejo caminham para a degradação ou para recuperação, refletindo apenas um retrato da situação encontrada. Porém, a condição física analisada, associada ao alto índice pluviométrico, apoia um questionamento sobre os sistemas de pastejo estudados quanto sua capacidade de captação de água (recarga hídrica), importante serviço ecossistêmico.

A evolução desses sistemas de pastejo depende das práticas conservacionistas de manejo adotadas e a implantação de sistemas integrados de produção, se mostra uma alternativa promissora para manutenção e melhoria das condições edáficas do solo. Estudos científicos devem ser dirigidos para avaliação de agroecossistemas, serviços ambientais e sustentabilidade, dentro de uma visão de indissociabilidade entre produção agropecuária e serviços ecossistêmicos.

5. CONCLUSÕES

A hipótese inicial não pode ser aceita, pois não houveram melhorias promovidas pelo pastejo intensificado sobre o pastejo convencional após 5 anos.

A determinação da porosidade do solo em todas as camadas do pastejo intensificado, até 1,0 m, deve ser reavaliada ao longo do tempo para verificar o desenvolvimento da gramínea e à dinâmica hídrica do solo.

Não é possível afirmar ainda que o pastejo intensificado é mais eficiente que o pastejo convencional na dinâmica e acumulação de Carbono.

A análise multivariada demonstrou ser uma ferramenta eficiente para análise integrada de atributos físicos, químicos e biológicos, indicando similaridade entre as áreas sob pastejo intensificado e convencional, relacionando de forma coerente as variáveis estudadas.

É precipitado afirmar que a “intensificação das pastagens” é uma prática “sustentável” e que não degrada solo, após 5 anos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, C. P.; JANTALIA, C. P.; BODDEY, R. M. Dinâmica de carbono em solos sob pastagens. In: Santos G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Editora metrópole, 2008. p. 561-568.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil biology and biochemistry**, v. 25, n.3, p. 393-395, 1993.

ARAÚJO, E. A.; KER, J. C.; MENDONÇA E. S.; SILVA I. R.; OLIVEIRA, E. K. Impacto da conversão floresta-pastagem nos estoques e na dinâmica do carbono e substâncias húmicas do solo no bioma Amazônico. **Acta amazônica**, v. 41, n. 1, p. 103-114, 2010.

ASSAD, E. D.; PINTO H. S.; MARTINS, S. C.; GROppo, J. D.; SALGADO, P. R.; EVANGELISTA, B.; VASCONCELOS, E.; SANO, E. E.; PAVÃO, E.; LUNA, R.; CAMARGO, P. B.; MARTINELLI, L. A. Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: paired site comparisons and a regional pasture soil survey. **Biogeosciences**, v. 10, n. 10, p. 6141-6160, 2013.

BALDOTTO, M. A. Estoque e frações de carbono orgânico e fertilidade de solo sob floresta, agricultura e pecuária. **Ceres**, v. 62, n. 3, P. 301-309, 2015.

BARBOSA, F.A.; SOARES FILHO, B. S.; MERRY, F. D.; AZEVEDO, H. O.; COSTA, W. L. S.; COE, M. T.; BATISTA, E. L. S.; MACIEL, T. G.; SHEEPERS, L. C.; OLIVEIRA, A. R.; RODRIGUES, H. O. **Cenários para a pecuária de corte amazônica**. 1. ed. Belo Horizonte: Ed. IGC / UFMG, 2015. Disponível em: <[HTTP://csr.ufmg.br/pecuaria/wpcontent/uploads/2015/03/relatorio_cenarios_para_pecuaria_corte_amazonica.pdf?2db211](http://csr.ufmg.br/pecuaria/wpcontent/uploads/2015/03/relatorio_cenarios_para_pecuaria_corte_amazonica.pdf?2db211)> Acesso em 07/04/2017.

BENITES, V. M.; MADARI, B.; MACHADO, P. L. O. A. **Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado de baixo custo**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2003.

BENITES, V. M.; MADARI, B.; MACHADO, P. L. O. A.; FONTANA, A. **Fracionamento químico da matéria orgânica**. In: TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. C.; FONTANA, W. G. Manual de métodos de análise de solo. 3. ed. Brasília, DF, 2017. p. 402-414.

BONINI, I.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; MATRICARDI, E.; PHILLIPS, O.; MARIMON, B. S. Collapse of ecosystem carbon stocks due to forest conversion to soybean plantations at the Amazon-Cerrado transition. **Forest Ecology and Management**, v. 414, p. 64-73, 2018.

BUNGENSTAB, D. J. A posição estratégica dos sistemas de integração no contexto da agropecuária e do meio ambiente. In: BUNGENSTAB, D. J. **Sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta: a produção sustentável**. Brasília, DF: Embrapa, 2012. p. 218-224.

CAIONI, C.; CAIONI, S.; DA SILVA, A. C. S.; PARENTE, T. de L.; DE ARAÚJO, O. S. Análise da distribuição pluviométrica e de ocorrência do fenômeno climático ENOS no município de Alta Floresta-MT. **Enciclopédia Biosfera**, v. 10, n. 19, p. 2656-2666, 2014.

CARNEIRO M. A. C.; SOUZA, E. D.; REIS, E. F.; PEREIRA, H. S.; AZEVEDO, W. R. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33; n. 1, p. 147-157, 2009.

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

CARVALHO, J. L. N.; RAUCCI, G. S.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; WRUCK, F. J.; CERRI, C. C. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 110, n. 1, p. 175-186, 2010.

CERRI C. E. P.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C. Dinâmica da matéria orgânica no solo da Amazônia. In: Santos G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Editora metrópole, 2008. p. 325-353.

CLAUDINO, L. S. D. Discursos e práticas sociais da sustentabilidade a partir da pecuária bovina brasileira. **Sustentabilidade em Debate**, v. 5, n. 3, p. 184-202, 2014.

CORREIA, M. E. F. e ANDRADE, A. G. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: Santos G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Editora metrópole, 2008. p. 137-154.

COSTA JUNIOR, C.; PICCOLO, M. C.; SIQUEIRA NETO, M.; CAMARGO, P. B.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Carbono total e $\delta^{13}C$ em agregados do solo sob vegetação nativa e pastagem no bioma cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 4, p. 1241-1252, 2011.

COSTA JUNIOR, C.; CORBEELS, M.; BERNOUX, M.; PICCOLO, M. C.; SIQUEIRA NETO, M.; FEIGL, B. J.; CERRI C. E. P.; CERRI, C. C.; SCOPEL, E.; LAL, R. Assessing soil carbon storage rates under no-tillage: Comparing the synchronic and diachronic approaches. **Soil and Tillage Research**, v. 134, p. 207-212, 2013.

CUNHA, T. J. F.; MADARI, B. E.; CANELLAS, L.P.; RIBEIRO, L. P.; BENITES, V. M.; SANTOS, G. A. Soil organic matter and fertility of anthropogenic dark earths (Terra Preta de Índio) in the Brazilian Amazon basin. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 1, p. 85-93, 2009.

DE CARVALHO, M. A. C.; PANOSSO, A. R.; TEIXEIRA, E. E. R.; ARAÚJO, E. G.; BRANCAGLIONI, V. A.; DALLACORT, R. Multivariate approach of soil attributes on the characterization of land use in the southern Brazilian Amazon. **Soil and Tillage Research**, v. 184, p. 207-215, 2018.

Dias-Filho, M. B. **Manejo profissional da pastagem: fundamento para uma pecuária empresarial**. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2017.

DOBBSS, L. B., RUMJANECK, V. M.; BALDOTTO, M. A.; VELLOSO, A. C. X.; CANELLAS, L. P. et al. Caracterização química e espectroscópica de ácidos húmicos e fúlvicos isolados da camada superficial de Latossolos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 1, 2009.

DOS SANTOS, V. M.; MAIA, L. C. Bioindicadores de Qualidade do Solo. **Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agronômica**, v. 10, p. 195-226, 2015.

DOS SANTOS ALVES, T.; CAMPOS, L. L.; ELIAS NETO, N.; MATSUOKA, M.; LOUREIRO, M. F. Biomassa e atividade microbiana de solo sob vegetação nativa e diferentes sistemas de manejos. **Acta Scientiarum: Agronomy**, v. 33, n. 2, p. 341-347, 2011.

ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 75, p. 529-538, 1995.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - Centro nacional de pesquisa de solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - Centro nacional de pesquisa de solos **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 2009.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - Centro nacional de pesquisa de solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 2013.

FEARNSIDE, P. M. Brazil's Amazonian forest carbon: the key to Southern Amazonia's significance for global climate. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 1, p. 47-61, 2018.

FERNANDES, F. A.; FERNANDES, A. H. B. M. **Cálculo dos estoques de carbono do solo sob diferentes condições de manejo**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2008.

FERNANDES, F. A.; FERNANDES, A. H. B. M.. **Atualização dos métodos de cálculo dos estoques de carbono do solo sob diferentes condições de manejo**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2013.

FERREIRA, E. P. B.; STONE, L. F.; MARTIN-DIDONET, C. C. G. Population and microbial activity of the soil under an agro-ecological production system. **Revista Ciência Agronômica**, v. 48, n. 1, p. 22-31, 2017.

FERREIRA, R. R. M.; TAVARES FILHO, J.; FERREIRA, V. M. Efeitos de sistemas de manejo de pastagens nas propriedades físicas do solo. **Semina: Ciências Agrárias**. v. 31, n. 4, p. 913-932, 2010.

FUJISAKI, K.; PERRIN A. S.; DESJARDINS, T.; BERNOUX, M.; BALBINO, L. C. From forest to cropland and pasture systems: a critical review of soil organic carbon stocks changes in Amazonia. **Global change biology**, v. 21, n. 7, p. 2773-2786, 2015.

FUJISAKI, K.; CHAPUIS-LARDY, L.; ALBRECHT, A.; RAZAFIMBELO, T.; CHOTTE, J. L.; CHEVALLIER, T. Data synthesis of carbon distribution in particle size fractions of tropical soils: Implications for soil carbon storage potential in croplands. **Geoderma**, v. 313, p. 41-51, 2018.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. In: Santos G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Editora metrópole, 2008. p. 159-170.

GIBBS, H. K.; RAUSCH, L.; MUNGER, J.; SCHELLY, I.; MORTON, D. C.; NOOJIPADY, P.; SOARES-FILHO, B.; BARRETO, P.; MICOL, L.; WALKER, N. F. Brazil's Soy Moratorium: Supply chain governance is needed to avoid deforestation. **Science**, v. 347, n. 6220, p. 377-378, 2015.

GIBBS, H. K.; MUNGER, J.; L'ROE, J.; BARRETO, P.; PEREIRA, R.; CHRISTIE, M.; AMARAL, T.; WALKER, N. F. Did Ranchers and Slaughterhouses Respond to Zero-Deforestation Agreements in the Brazilian Amazon? **Conservation Letters**, v. 9, n. 1, p. 32-34, 2015.

GUERRA, J. G. M.; SANTOS, G. S.; SILVA, L. S.; CAMARGO, F. A. O. In: Santos G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Editora metrópole, 2008. p. 19-26.

HOFFMANN, I. Livestock biodiversity and sustainability. **Livestock Science**, v. 139, p. 69-79, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa pecuária municipal**. Brasília-DF: IBGE, 2017. Disponível em: <<https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/16992-pecuaria-municipal-2016-centro-oeste-concentra-34-4-do-rebanho-bovino-do-pais>> Acesso em 15 de maio de 2018.

INSTITUTO MATOGROSSENSE DE ECONOMIA APLICADA. **AgroMT2025:Outlook**. Cuiabá-MT: IMEA, 2015. Disponível em: < http://imea.com.br/site/upload/pdf/arquivos/AgroMT_Outlook_2025_ENG.pdf > acessado em 10 de março de 2018.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Climate Change 2014: Synthesis Report**. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva Switzerland: IPCC, 2014. Disponível em < http://ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/syr/SYR_AR5_FINAL_full_wcover.pdf> acesso em 23/11/2018.

ISELL, F.; ADLER, P. R.; EISENHAEUER, N.; FORNARA, D.; KIMMEL, K.; KREMEN, C.; LETOURNEAU, D. K.; LIEBMAN, M.; POLLEY, H. W.; QUIJAS, S.; SCHERER-LORENZEN, M. Benefits of increasing plant diversity in sustainable agroecosystems. **Journal of Ecology**, v. 105, p. 871-879, 2017.

ISERNHAGEN E. C. C.; RODRIGUES R. A. R.; DIEL D.; MATOS E. S.; DA CONCEIÇÃO M. C. G. Estoques de carbono lábil e total em solo sob integração lavoura-pecuária-floresta na região de Transição Cerrado/Amazônia. **Nativa**, v. 5, p. 515-521, 2017.

ISLAN, K. R.; WEIL, R. R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbono. **Biol Fertil Soils**, v. 27, n. 4, p. 408-416, 1998.

JENKINSON, D. S.; POWLSON, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil - V: a method for measuring soil biomass. **Soil biology and biochemistry**, v. 8, n. 3, p. 209-213, 1976.

KICHEL, A. N.; BUNGENSTAB, D. J.; ZIMMER, A. H.; SOARES, C. O.; ALMEIDA, R. G. Sistemas de Integração lavoura-pecuária-floresta e o progresso do setor agropecuário brasileiro. In: BUNGENSTAB, D. J. **Sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta: a produção sustentável**. Brasília, DF: Embrapa, 2012. p. 28-48.

Klein C.; Klein V. A. Influência do manejo do solo na infiltração de água. Revista **Monografias Ambientais**, v.13, n. 5, p. 3915-3925, 2014.

LAL, Rattan. Soil health and carbon management. **Food and Energy Security**, v. 5, n. 4, p. 212-222, 2016.

LANZANOVA, M. E.; NICOLOSO, R. S.; LOVATO, T.; ELTZ, F. L. F.; AMADO, T. J. C.; REINERT, D. J. Atributos físicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 5, p. 1131-1140, 2007.

LEHMANN, J.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. **Nature**, v. 528, n. 7580, p. 60-68, 2015.

LERNER, A. M.; ZULUAGA, A. F.; CHARÁ, J.; ETTER, A.; SEARCHINGER, T. Sustainable cattle ranching in practice: Moving from theory to planning in Colombia's livestock sector. **Environmental management**, v. 60, n. 2, p. 176-184, 2017.

LOSS, A.; RIBEIRO, E. C.; FERREIRA M. G.; COSTA, E. M. Atributos físicos e químicos do solo em sistemas de consórcio e sucessão de lavoura, pastagem e silvipastoril em Santa Teresa, ES. **Bioscience Journal**, v. 30, n. 5, 2014.

MARCHÃO, R. L.; BALBINO, L. C.; SILVA, E. M.; SANTOS JUNIOR, J. D. G.; CAROLINO DE SÁ, M. A.; V, L.; BECQUER, T. Qualidade física de um Latossolo Vermelho sob sistemas de integração lavoura-pecuária no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 6, p. 873-882, 2007.

MARIN-SPIOTTA, E.; SILVER, W. L.; SWANSTON, C. W.; OSTERTAG, R. Soil organic matter dynamics during 80 years of reforestation of tropical pastures. **Global Change Biology**, v. 15, n. 6, p. 1584-1597, 2009.

MARQUES, J. D. O.; LUIZÃO, F. J.; TEIXEIRA, W. G.; NOGUEIRA, E. M.; FERNISIDE, P. M.; SERRAZIN, M. Soil Carbon Stocks under Amazonian Forest: Distribution in the Soil Fractions and Vulnerability to Emission. **Open Journal of Forestry**, v. 7, n. 02, p. 121-142, 2017.

MARTINS E. L.; CORINGA J. E. S.; WEBER O. L. S. Carbono orgânico nas frações granulométricas e substâncias húmicas de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico – LVAd sob diferentes agrossistemas. **Acta Amazônica**, v. 39, n. 3, p. 655-660, 2009.

MARTINS M. R.; Angers, D. A.; Corá J. E. Co-accumulation of microbial residues and particulate organic matter in the surface layer of a no-till Oxisol under different crops. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 50, n. 1, p. 208-213, 2012.

MATSUMOTO, L.S.; MARQUES, R.D. Bioindicadores de qualidade de solo. In: IV Reunião paranaense de ciência do solo. **Anais[...]** Cascavél-PR: Universidade do Oeste do Paraná e SBCS, 2015. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/278005673>> Acesso em 07 / 04 / 2017.

MENEZES, M. D.; JUNQUEIRA JUNIOR, J. A.; MELLO, C. R.; SILVA, A. M.; CURI, N.; MARQUES, J. J. Dinâmica hidrológica de duas nascentes, associada ao uso do solo, características pedológicas e atributos físico-hídricos na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Lavrinha-Serra da Mantiqueira (MG). **Scientia Forestalis**, v. 37, n. 82, p. 175-184, 2009.

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade dos sistemas agrícolas. In: SANTOS G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Editora metrópole, 2008. p. 1-5.

NICHOLLS, C. I.; HENAO, A.; ALTIERI, M. A. Agroecologia e o desenho de sistemas agrícolas resilientes às mudanças climáticas. **Revista Agriculturas: experiências em agroecologia**, v. 2, p. 1-36, 2015.

NICODEMO, M. L. F.; BORGES, W. L. B.; e De Souza, I. M. D. Atributos físicos do solo em quatro sistemas de uso da terra em São Carlos, SP. **Brazilian Journal of Agricultural Sciences/Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 13, n. 2, e5524, 2018. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/182729/1/AtributosFisicosSolo.pdf>. Acesso em 19/09/2018.

OLIVEIRA, P. P. A.; FERNANDES, F.; FERNANDE, A. H. B. M.; ALVES, B. J. R.; BAYER, C.; BODDEY, R. M. **Protocolo para quantificação dos estoques de carbono do solo da rede de pesquisa Pecuária Sudeste**. São Carlos, SP: Embrapa Pecuária Sudeste, 2014. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1006926/1/Documentos116.pdf>.

PAZUTTI, L.V.B.; CHAER G.M. **Desenvolvimento de metodologia de baixo custo para análise de β -glicosidase em solos**. Rio de Janeiro-Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2012.

PETERSEN, B.; SNAPP S.. What is sustainable intensification? Views from experts. **Land Use Policy**, v.46, p. 1-10, 2015.

PINHEIRO, A.; POETA TEIXEIRA, L.; KAUFMANN, V. Capacidade de infiltração de água em solos sob diferentes usos e práticas de manejo agrícola. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 2, p. 188-199, 2009.

PRIMAVESI, A. M. **Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais**. Rio de Janeiro: Editora Nobel, 2002.

QUESADA, C. A.; LLOYD, J.; ANDERSON, L. O. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. **Biogeosciences**, v. 8, p. 6, 2011.

RACHWAL, M. F. G.; DEDECEK, R. A.; MAIA, C. M. B. F.; PARRON, L. M. Uso e manejo da terra e aspectos pedológicos na avaliação de serviços ambientais. In: PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B.; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília, DF: Embrapa, 2015. p. 57-70.

RAO, I.; PETERS, M.; CASTRO, A.; SCHULTZE-KRAFT, R.; WHITE, D.; FISHER, M.; MILES, J.; LASCANO, C.; BLÜMMEL, M.; BUNGENSTAB, D.; TAPASCO, J.; HYMAN, G.; BOLLIGER, A.; PAUL, B.; VAN DER HOEK, R.; MAASS, B.; TIEMANN, T.; CUCHILLO, M.; DOUXCHAMPS, S.; VILLANUEVA, C.; RINCÓN, Á.; AYARZA, M.; ROSENSTOCK, T.; SUBBARAO, G.; ARANGO, J.; CARDOSO, J. A.; WORTHINGTON, M.; CHIRINDA, N.; NOTENBAERT, A.; JENET, A.; SCHMIDT, A.; VIVAS, N.; LEFROY, R.; FAHRNEY, K.; GUIMARÃES, E.; TOHME, J.; COOK, S.; HERRERO, M.; CHACÓN, M.; SEARCHINGER, T. LivestockPlus: The sustainable intensification of forage-based agricultural systems to improve livelihoods and ecosystem services in the tropics. **Tropical Grasslands-Forrajes Tropicales**, v. 3, n. 2, p. 59-82, 2015.

REIS JUNIOR, F. B.; MENDES, I. C. **Biomassa microbiana do solo**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2007.

RESCK, D. V. S.; FERREIRA, E. A. B.; FIGUEIREDO, C. C.; ZINN, Y. L. Dinâmica da matéria orgânica no cerrado. In: Santos G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Editora metrópole, 2008. p. 359-406.

ROSENDO, J. D. S.; ROSA, R. Comparação do estoque de C estimado em pastagens e vegetação nativa de Cerrado. **Sociedade & Natureza**, v. 24, n. 2, P.359-375, 2012.

SEBEN JUNIOR, G.F. **Sistemas De Uso e manejo do solo: acúmulo de carbono e atributos físicos**. 2013. Tese Doutorado - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, (UNESP), Jaboticabal, 2013.

SIGNOR, D.; DEON, M. D.; CAMARGO, P. B.,; CERRI, C. E. P. Quantity and quality of soil organic matter as a sustainability index under different land uses in Eastern Amazon. **Scientia Agricola**, v. 75, n. 3, p. 225-232, 2018.

SILVA, E. E.; AZEVEDO, P. H. S.; DE-POLLI, H. **Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO₂)**. Rio de Janeiro: Embrapa Agrobiologia, 2007.

SILVA, A. H.; FAVARETTO, N.; CAVALIERI, K. M. V.; DIECKOW, J.; VEZZANI, F. M.; PARRON, L. M.; CHEROBIN, V. F.; MARIOT, J.; FERRARI NETO, H. Atributos físicos do solo e escoamento superficial como indicadores de serviços ambientais. In: PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B.; BROWN, G. G.; PRADO, R. B **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica** – Brasília, DF: Embrapa, 2015. p. 71-83.

SISTI, C.P.J.; SANTOS, H. P.; KOHHANN, R.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**. v. 76, n. 1, p. 39-58, 2004.

SOJASAT. **Monitoring Soybean Areas Through Satellite Images**. Alta Floresta-MT, 2018. Análises e Relatórios. Disponível em: < <http://pesquisa.unemat.br/gaaf/uploads/publicacoes/relatorio-tecnico-cientifico-sojasat-17.pdf> > acessado em 15 de junho de 2018.

SORACCO, C. G.; LOZANO, L. A.; VILLARREAL, R.; PALANCAR, T. C.; COLLAZO, D. J.; SARLI, G. O.; FILGUEIRA, R. R. Effects of compaction due to machinery traffic on soil pore configuration. **Revista Brasileira de ciência do solo**. v. 39, n. 2, p. 408-415, 2015.

Stefanoski, D.C.; SANTOS, G. G.; MARCHÃO, R. L.; PETTER, F. A.; PACHECO, L. P. Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 12, p. 1301–1309, 2013.

STRASSBURG, B. B. N.; LATAWIEC, A.; BARIONI, L. G.; NOBRE, C. A.; SILVA, V. P.; JUDSON, F. V.; 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**, v. 28, p. 84-97, 2014.

TABATABAI, M. A. Soil enzymes. In: WEAVER, R. W.; ANGLE, J. S.; BOTTOMLEY P. S. **Methods of soil analysis**: microbiological and biochemical properties. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 755-833.

TORRES J. L. R.; RODRIGUES JUNIOR, D. J.; SENE, G. A.; JAIME, D. G.; VIEIRA, D. M. S. Resistência à penetração em área de pastagem de capim Tifton, influenciada pelo pisoteio e irrigação. **Bioscience Journal**. v. 28, n. 1, p. 232-239, 2012.

TRUMBORE, S.; CAMARGO, P. B. Dinâmica do carbono do solo. **Geophysical Monograph**, v. 451, p. 462, 2009.

VALE, P. M. The conservation versus production trade-off: does livestock intensification increase deforestation? Evidence from the Brazilian Amazon. **Grantham Research Institute on Climate Change and the Environment**, v. 1, n. 174, p. 1-36, 2014.

VALE, P. M. Pobreza, o elo perdido do desmatamento zero. **Nexo Jornal**, São Paulo, dez. 2017. Sessão Ensaio. Disponível em: <https://www.nexojornal.com.br/ensaio/2017/Pobreza-o-elo-perdido-do-desmatamento-zero>. Acesso em 05 de fevereiro de 2018.

VALLADARES, G. S. Et. al.; PEREIRA, M. G.; BENITES, V. M.; dos ANJOS, L. H. C.; EBELING, A. G.; GUARESCHI, R. F. Carbon and Nitrogen Stocks and Humic Fractions in Brazilian Organosols. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40: e0151317, 2016. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v40/0100-0683-rbcs-18069657rbcs20151317.pdf>. Acesso em 10/10/2018.

VELDKAMP, E. Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, n. 1, p. 175-180, 1994.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Agregação e estoque de carbono em argissolo submetido a diferentes práticas de manejo agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 1, p. 213-223, 2011.

WALKER, R.; DEFRIES, R.; VERA-DIAZ, M. D. C.; SHIMABUKURO, Y.; VENTURIERI, A. The expansion of intensive agriculture and ranching in Brazilian Amazonia. **Amazonia and global change**, v. 186, p. 61-81, 2009.

WEBER, M. A.; MIELNICZUK, J.; TORNQUIST, C. G. Changes in Soil Organic Carbon and Nitrogen Stocks in Long-Term Experiments in Southern Brazil Simulated with Century 4.5. **Revista Brasileira de Solo**, v. 40:e0151115, 2016. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v40/0100-0683-rbcs-18069657rbcs20151115.pdf>. Acesso em 10/10/2018.

YAZDANPANA, N.; MAHMOODABADI, M.; CERDÀ, A.. The impact of organic amendments on soil hydrology, structure and microbial respiration in semiarid lands. **Geoderma**, v. 266, p. 58-65, 2016.

ZANATTA, J. A.; PULROLNIK, K.; VIANA, J. H. M. **Protocolo para avaliação do estoque de carbono e de nitrogênio do solo em sistemas florestais—Projeto Saltus**. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2015.

ZANCHI, F. B.; WATERLOO, M. J.; TAPIA, A. P.; BARRIENTOS, M. S. A.; BOLSON, M. A.; LUIZÃO, F. J.; MANZI, A. O.; DOLMAN, A. J. Water balance, nutrient and carbon export from a heath forest catchment in central Amazonia, Brazil. **Hydrological Processes**, v. 29, n. 17, p. 3633-3648, 2015.

ZOMER, R. J.; NEUFELDT, H.; XU, J. AHREND, A.; BOSSIO, D.; TRABUCCO, A.; VAN NOORDWIJK, M.; WANG, M. Global Tree Cover and Biomass Carbon on Agricultural Land: The contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. **Scientific reports (Nature Publisher Group)**, v. 6:e29987, 2016. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/srep29987>. Acesso em 20/11/2018.

ZU ERMGASSEN, E. K. H. J.; ALCÂNTARA, M. P.; BALMFORD, A.; BARIONI, L.; BEDUSCHI NETO, F.; BETTARELLO, M. M. F.; BRITO, G.; CARRERO, G.; FLORENCE, E. A. S.; GARCIA, E.; GONÇALVES, E. T.; LUZ, C. T.; MALMANN, G. M.; STRASSBURG, B. B. N.; JUDSON, F. V.; LATAWIEC, A.; Results from on-the-ground efforts to promote sustainable cattle ranching in the Brazilian Amazon. **Sustainability**, v. 10, n. 4, p. 1301, 2018.