UNIVERSIDADE
EDUARDO
MONDLANE

FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL

MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

RAMO DE ECONOMIA E MANEIO FLORESTAL

Dissertação de Mestrado

Mudanças na Densidade do Carbono Orgânico e Nitrogênio Total do Solo Após a Conversão da Floresta Sempre Verde de Montanha em Agricultura

Supervisor:

Professor Doutor Tarquinio Mateus Magalhães

Estudante:

Edna Rita Bernardo Cossa

Maputo, abril de 2024

Edna Rita Bernardo Cossa

Mudanças na Densidade do Carbono Orgânico e Nitrogênio Total do Solo Após a Conversão da Floresta Sempre Verde de Montanha em Agricultura

Dissertação de mestrado apresentada ao curso de Ciências Florestais da Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal da Universidade Eduardo Mondlane, para à obtenção do grau de Mestre em Ciências Florestais no ramo de Economia e Maneio Florestal.

Supervisor: Professor Doutor Tarquinio M. Magalhães

RESUMO

Em Moçambique o desmatamento e a degradação florestal (DDF) representam as principais fontes de emissão de gases de efeito de estufa, principalmente devido a agricultura itinerante. Essas emissões envolvem a liberação de dióxido de carbono (CO_2) e óxido nitroso (N_2O) resultantes da perda e combustão de biomassa, do carbono orgânico do solo (COS) e do nitrogénio total do solo (NTS), respectivamente. É importante notar que as perdas de COS e NTS são agravadas em regiões de topografia complexa devido à erosão do solo. As florestas sempre-verdes de montanha (FSVM) estão sob crescente ameaça devido à expansão da agricultura, o que levanta preocupações significativas. No entanto, os efeitos das mudanças no uso da terra na qualidade do solo e nos estoques de COS e NTS em paisagens com topografia complexa ainda não foram totalmente compreendidos em Moçambique. O efeito do desmatamento da FSVM para plantações de bananas (PB) na qualidade do solo, no COS, no NTS e na densidade do solo (DS) foi avaliado por meio de procedimentos padrão que se baseiam na análise de perfis do solo. Foram escavados trinta e um (31) perfis de solo, cada um com uma profundidade de 100 cm, subdivididos em cinco camadas de 20 cm. Destes, 15 foram escavados na FSVM e 16 nas PB. Os principais resultados revelaram que a conversão da FSVM em PB teve como consequência uma notável perda nos estoques de COS. Essas reduções significativas foram particularmente pronunciadas nas camadas superficiais do solo, especificamente de 0-20 cm e 20-40 cm, onde observou-se uma diminuição de 37% e 36%, respectivamente. No entanto, é relevante notar que, ao considerar a profundidade total de 100 cm, não foi observada uma redução estatisticamente significativa nos estoques de COS. Quanto aos estoques de NTS, as reduções não se limitaram apenas às camadas superficiais. Pelo contrário, elas se estenderam até a profundidade de 40-60 cm, bem como quando avaliamos a profundidade total de 100 cm. Essas reduções nos estoques de NTS resultantes da conversão da FSVM em PB foram 43%, 51%, 35% e 36% nas profundidades de 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm e 0-100 cm, respectivamente. Não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas na densidade do solo entre a floresta e a plantação de bananeira. A qualidade do solo sofreu uma redução significativa de 19%. A ausência de árvores nas PB levou a uma perda significativa de aproximadamente 40.39 Mg ha^{-1} de estoque de carbono. As principais causas das perdas de COS e NTS foram hipotetizadas, incluindo a remoção do componente arbóreo, a erodibilidade dos solos em encostas íngremes, a susceptibilidade dos solos nus à erosão e o potencial das plantações de banana para aumentar a erosão devido ao impacto das gotas de chuva. No entanto, é necessário continuar a pesquisa para identificar o papel relativo de cada causa nas perdas de COS e NTS.

Palavras-chave: Carbono orgânico do solo, Nitrogénio total do solo, Agricultura, Floresta sempre verde de montanha, mudança de uso de terra

ABSTRACT

In Mozambique, deforestation and forest degradation (DDF) constitute the primary sources of greenhouse gas emissions, primarily due to shifting agriculture. These emissions involve the release of carbon dioxide (CO_2) and nitrous oxide (N_2O) resulting from biomass loss and burning, soil organic carbon (SOC) and total soil nitrogen (TSN) losses, respectively. It is worth noting that SOC and TSN losses are exacerbated in regions with hilly topography due to soil erosion. Mountain evergreen forests (MEF) are increasingly threatened due to agricultural expansion, raising significant concerns. However, the effects of land-use changes on soil quality, SOC, and TSN stocks in hilly topography landscapes in Mozambique have not been fully studied. The impact of deforestation of MEF for banana plantations (BP) on soil quality, SOC, TSN and in soil bulk density was assessed using standard procedures based on soil profile analysis. Thirty-one (31) 100-cm soil profiles were excavated, divided into five 20-cm layers. Of these, 15 were excavated in MEF and 16 in BP. The main findings revealed that MEF conversion to BP resulted in a notable loss in SOC stocks. These significant reductions were particularly pronounced in the surface soil layers, specifically 0-20 cm and 20-40 cm, where a decrease of 37% and 36% was observed, respectively. However, considering the total 100-cm depth, no statistically significant reduction in SOC stocks was observed. Contrarily, the reductions in TSN were not limited to the surface layers, they were extended to the depth of 40-60 cm, as well as the total 100-cm depth. These reductions in TSN stocks resulting from MEF conversion to BP were substantial, reaching 43%, 51%, 35%, and 36% at depths of 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, and 0-100 cm, respectively. No statistically significant differences were found in soil bulk density between the forest and the banana plantation. Soil quality experienced a significant reduction of 19% following MEF conversion to BP. The absence of trees in BP led to a significant loss of approximately 40.39 Mg ha^{-1} of carbon stock. The main causes of SOC and TSN losses were hypothesized, including the removal of the tree component, soil erodibility on steep slopes, bare soil susceptibility to erosion, and the potential for banana plantations to increase erosion due to rainfall impact. However, further research is needed to identify the relative role of each cause in SOC and TSN losses.

Keywords: Soil Organic Carbon, Total Soil Nitrogen, Agriculture, Mountain Evergreen Forest, Land use Change.

DEDICATÓRIA

À minha mãe, Amélia da Piedade Rafael, e ao meu pai, Bernardo Marcos Cossa, por todo o amor, apoio e incentivo ao longo da minha jornada. À minha irmã, Hristina Cossa, e ao meu irmão, Varsill Cossa, pelo constante apoio e companheirismo. E, especialmente, ao meu namorado, Délcio Munissa, por ser minha fonte de amor, inspiração e encorajamento em todos os momentos. Este trabalho é dedicado a vocês, com profunda gratidão e carinho.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, em primeiro lugar, ao Senhor nosso Deus, cuja infinita bondade, sabedoria e amor iluminaram e guiaram este trabalho. Suas bênçãos foram manifestadas através das pessoas que generosamente contribuíram para sua realização.

À Universidade Eduardo Mondlane, em especial à Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal, por promover programas que fortalecem a pesquisa e a formação académica. Sou grata também ao apoio financeiro do programa da Agência Sueca de Desenvolvimento Internacional (ASDI) e do Programa de Liderança para a Conservação da Biodiversidade em Moçambique (PLCM), que viabilizaram este estudo.

Expresso minha profunda gratidão ao Professor Valério Macandza, cuja orientação e incentivo foram fundamentais desde o início de meus estudos até a conclusão deste trabalho.

Ao meu estimado Supervisor, Professor Tarquinio Magalhães, agradeço sinceramente a orientação cuidadosa, valiosos ensinamentos, atenção e conselhos preciosos, que foram essenciais para a elaboração deste trabalho.

Às pessoas que colaboraram directamente com a coleta de dados, como a Amélia Muchanga, dr. Paulino, carinhosamente conhecido como Tsécuro, expresso minha sincera gratidão. O vosso apoio, ensinamentos e companhia foram fundamentais para o sucesso desta pesquisa. Aos meus guias Samuel, Mateus, António, Pita e demais, agradeço a dedicação e força que proporcionaram durante todo o processo.

Ao meu companheiro e futuro marido Délcio Munissa, o seu amor, carinho, incentivo e apoio incondicional foram minha fonte de força diária para concretizar este trabalho.

Aos técnicos do Laboratório de Solo, dr. Machava e dra. Ernestina, expresso minha gratidão pelos momentos de descontração e pelo suporte nas análises realizadas.

Por fim, agradeço a todos que, directa ou indirectamente, contribuíram para a conclusão deste trabalho e para minha formação acadêmica. Meu eterno agradecimento vai para o corpo docente, colegas, amigos e familiares, cujo apoio e encorajamento foram essenciais em cada etapa deste percurso.

ÍNDICE

RESUMO ii

LISTA DE FIGURAS viii

LISTA DE ACRÓNIMOS E ABREVIATURAS ix

1 INTRODUÇÃO 10

1.1 Problema e Justificativa do estudo 11

2 METODOLOGIA 13

2.1 Descrição da área de estudo 13

2.1.1 Caracterização do sistema agrícola praticado 14

2.2 Colecta de dados 15

2.3 Estimativa do estoque de carbono na biomassa das árvores 16

2.4 Métodos de preparação e análise de amostras de solo para a determinação de propriedades Físicas e Químicas 16

2.5 Análise estatística 17

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 18

3.1 Carbono Orgânico e Nitrogénio total do Solo 18

3.2 Efeitos das mudanças de cobertura e uso de terra no carbono orgânico e nitrogénio do solo 23

3.3 Efeitos da erosão sobre as propriedades do solo 26

3.4 Efeitos da Topografia sobre as propriedades do solo 27

4 RESULTADOS 28

4.1 Impacto da Mudança de Uso e Cobertura do Solo nos Estoques de Carbono na Biomassa Viva 28

4.2 Impacto da Mudança de Uso e Cobertura do Solo nos Estoques de COS e NTS 29

5 DISCUSSÃO 33

5.1 Impacto da Mudança de Uso e Cobertura do Solo nos Estoques de Carbono na Biomassa Viva, COS e NTS 33

6 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÃO 38

6.1 Conclusões 38
6.2 Recomendações 38
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 40

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa de localização geográfica da Reserva Florestal de Moribane (RFM).....13

Figura 2: Modelo digital de elevação do terreno (MDE) da Reserva florestal de Moribane .14

Figura 3: Estimativas dos estoques de carbono na biomassa das FSVM 28

Figura 4: Comparação das Médias de Uso e Cobertura do Solo em Relação aos Estoques de Carbono Orgânico do Solo.....29

Figura 5: Comparação das Médias de Uso e Cobertura do Solo em Relação aos Estoques de Nitrogénio Total do Solo.. 30

Figura 6: Comparação das Médias de Densidade do Solo entre o Uso e Cobertura da Terra.. 31

Figura 7: Comparação das Médias de RE do COS entre o Uso e Cobertura da Terra. 32

LISTA DE ACRÓNIMOS E ABREVIATURAS

C	Carbono
N_2	Nitrogénio
COS	Carbono orgânico do solo
NTS	Nitrogénio Total do solo
DS	Densidade do solo
AGB	Biomassa acima do solo
AGC	Carbono acima do solo
BGB	Biomassa abaixo do solo
TTB	Biomassa total arbórea
FSVM	Floresta sempre verde de montanha
IPCC	Painel Intergovernamental das Mudanças Climáticas
REDD+	Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação
CEAGRE	Centro de Estudos de Agricultura e Gestão de Recursos Naturais
$Mg\ ha^{-1}$	megagramas por hectare
g/cm^3	gramas por centímetro cúbico

1 INTRODUÇÃO

A vegetação florestal e os respectivos solos são importantes reservas e sumidouros de carbono (Wang *et al*., 2021). A maior parte do carbono (C) terrestre é armazenado nos solos (Wang *et al*., 2021). Em média, o C armazenado no solo é cerca do triplo do armazenado na vegetação e cerca do dobro que está presente na atmosfera (Twongyirwe *et al*., 2013). Moçambique é um dos poucos países africanos que ainda mantém uma proporção considerável da sua cobertura com florestas naturais, maioritariamente cobertas por *miombo*, ocupando cerca de 2/3 do território nacional (Machava, 2020). Sendo um dos países mais pobres do mundo, com 62% da sua população vivendo em áreas rurais e dependendo da agricultura e produtos florestais para sua subsistência (Nhantumbo e Izidine 2009), Moçambique torna-se altamente vulnerável ao desmatamento e degradação florestal (DDF) (Wertz-Kanounnikoff *et al*., 2011).

O DDF podem resultar na perturbação do balanço de armazenamento de carbono orgânico do solo (COS**)** e nitrogénio total do solo (NTS) (Williams *et al*., 2008) e consequente aumento na emissão de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) (Tinker *et al*., 1996). Os estoques de COS e NTS são afectados pelo uso da terra como resultado de diferentes quantidades de entrada de matéria orgânica (Wang *et al*., 2016). A conversão de florestas para agricultura pode reduzir os estoques de COS em uma média de 20-50% num período de 5 a 50 anos após a conversão (Akpa *et al*., 2016; Fujisaki *et al*., 2015), com a intensidade da perda dependendo do clima, tipo de solo, tipo de culturas e práticas de maneio do solo (Lal, 2021). A magnitude da perda é exacerbada pela erosão e o consequente declínio na qualidade do solo (Lal, 2021). Vários autores tais como Fujisaki *et al*., (2015); Wang *et al*., (2016) e Zhang *et al*., (2013) observaram que os estoques de COS nas florestas eram maior do que os das terras agrícolas na região tropical húmida e na região de baixa seca.

O estoque de COS e NTS é mantido em equilíbrio dinâmico com o meio ambiente e é igualmente afectado pelo mesmo (Tesfaye *et al*., 2016). Em larga escala, o clima é um dos principais factores ambientais que explicam a variabilidade do COS e do NTS a longo prazo, devido à sua influência no crescimento da floresta e na actividade microbiana e, consequentemente, na deposição e decomposição da liteira (Conforti *et al*., 2016; Fernández-Romero *et al*., 2014). Em escala local, os estoques de COS e NTS podem variar significativamente devido à influência de factores antropogénicos, como uso da terra ou práticas de maneio, bem como factores ambientais como material de origem, propriedades do solo e a topografia (Conforti *et al*., 2016; Twongyirwe *et al*., 2013). A topografia, em particular

foi identificada como uma variável importante para explicar os estoques de COS, uma vez que influencia a distribuição e a perda de matéria orgânica e nutrientes do solo (Conforti *et al*., 2016), as taxas de decomposição da liteira (Sariyildiz *et al.*, 2005), e a estabilidade do COS entre as posições do relevo (Conforti *et al*., 2016; Fernández-Romero *et al*., 2014). Além disso, afecta a intensidade da erosão do solo e a redistribuição dos sedimentos (Sun *et al*., 2015; Wan *et al*., 2023; Wei *et al.*, 2014).

Os escassos estudos realizados em Moçambique sobre armazenamento do C e N no solo geralmente se concentram na avaliação da variabilidade do COS e NTS após a conversão da floresta de *miombo* em agricultura itinerante (Magalhães e Mamugy, 2020; Williams *et al*., 2008; Magalhães, 2023; Nourtier *et al*., 2021; Ryan *et al*., 2011; Woollen *et al*., 2012), mas menos atenção tem sido dada aos outros tipos florestais, particularmente a floresta sempre verde de montanha (FSVM). Um estudo realizado por Wei *et al*., (2014), ressalta que é desafiador prever com precisão as mudanças no estoque de COS e NTS após a mudança do uso da terra devido às variações nos factores que influenciam a mineralização do COS e NTS, incluindo o tipo de floresta em questão. Compreender o impacto desse factor é de suma importância para a avaliação do fluxo de carbono entre o solo e a atmosfera, bem como para a compreensão das interacções no contexto do ciclo global do carbono.

Dado ao exposto acima este estudo tem como objectivo os seguintes:

i. analisar o impacto da conversão da FSVM em plantações de banana no estoque de carbono na biomassa viva.
ii. avaliar o impacto da conversão da FSVM em plantações de banana no COS, NTS, densidade do solo e na qualidade do solo;

1.1 Problema e Justificativa do estudo

Em Moçambique, o desmatamento é a principal fonte de emissões de gases de efeito estufa, com a agricultura itinerante sendo responsável por 65% dessas emissões (CEAGRE, Winrock International, 2016). Nos últimos sete anos, a floresta sempre verde de montanha (FSVM), tem experimentado um desmatamento significativo devido à expansão de plantações de banana, impulsionado pela construção de estradas, acentuando ainda mais a pressão sobre o ecossistema (Nicolau e Duarte, 2021). As mudanças no uso e cobertura da terra causam perturbação do ecossistema e afectam os estoques e fluxos de COS e NTS (Magalhães e Mamugy, 2020).

A resposta do COS e NTS após a conversão de florestas em agricultura itinerante, varia em função do tipo de floresta e do sistema agrícola praticado (Magalhães e Mamugy, 2020; Wei *et al*., 2014). Vários autores tais como Bruun *et al*., (2021); Magalhães, (2023); Magalhães e Mamugy, (2020), não encontraram diferenças significativas nos estoques de COS e NTS em floresta e em campos agrícolas arborizados. No entanto, a conversão de florestas para agricultura permanente, resulta em perdas de COS e NTS, bem como no aumento da densidade do solo (DS) (Magalhães e Mamugy 2020), devido à reduzida entrada de resíduos orgânicos e decomposição acelerada (Sun *et al*., 2015), resultando na redução da fertilidade e produtividade do solo e aumento na emissão de gases de efeito de estufa (Häring *et al*., 2013).

Estudos desta natureza, ainda são escassos em Moçambique, os poucos existentes estão focados às florestas de *miombo* e na agricultura itinerante, conduzidos em paisagens sem descontinuidade topográfica (Magalhães e Mamugy, 2020; Williams *et al*., 2008; Magalhães, 2023; Nourtier *et al*., 2021; Ryan *et al*., 2011; Woollen *et al*., 2012). Portanto, os impactos do uso e cobertura da terra nos estoques de COS e NTS de regiões com topografia complexa e montanhosas ainda estão por estudar. Além disso, nesses estudos, as mudanças do COS e NTS observadas foram atribuídas a decomposição e a restrita entrada de carbono no solo pela liteira. No entanto, em solos íngremes montanhosos, característica da FSVM de Moribane, além da decomposição, a erosão do solo, influenciada pela topografia, é a segunda maior via de perda de COS e NTS (Häring *et al*., 2013), ao contrário de paisagens planas ou levemente inclinadas onde a perda de COS e NTS devido à erosão do solo é insignificante em comparação com a decomposição (Diels *et al*., 2004). Portanto, os factores topográficos são determinantes nas mudanças das propriedades do solo (COS, NTS, DS) quando se converte uma floresta de montanha em agricultura do que quando se converte uma floresta de regiões planas em agricultura.

Com os avanços na mitigação das mudanças climáticas por meio da Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD+), muita ênfase foi colocada no carbono acima do solo (Cerbu *et al*., 2011; Harris *et al*., 2008), mas menos atenção dada ao COS (Cole e Ewel, 2006). Mas se o COS muda com a perda de floresta e varia com o uso da terra, esse carbono pode desempenhar um papel significativo nas quantidades de carbono locais, nacionais e globais. Portanto, precisamos de mais dados sobre o COS (Gibbs *et al*., 2007). Além disso, o COS e NTS são considerados as melhores medidas de reabilitação do solo e fertilidade em ecossistemas manejados e naturais (Magalhães e Mamugy, 2020).

2 METODOLOGIA

2.1 Descrição da área de estudo

O estudo foi realizado na Reserva Florestal de Moribane (RFM) localizada na Região Centro de Moçambique, ao Sul da Província de Manica, no Distrito de Sussundenga, Posto Administrativo de Dombe. A reserva faz parte da área de Conservação Transfronteiriça de Chimanimani, e suas coordenadas geográficas estão compreendidas entre 33° 18' a 33° 24' de longitude leste e 19° 39' a 19° 51' de latitude sul (Figura 1).

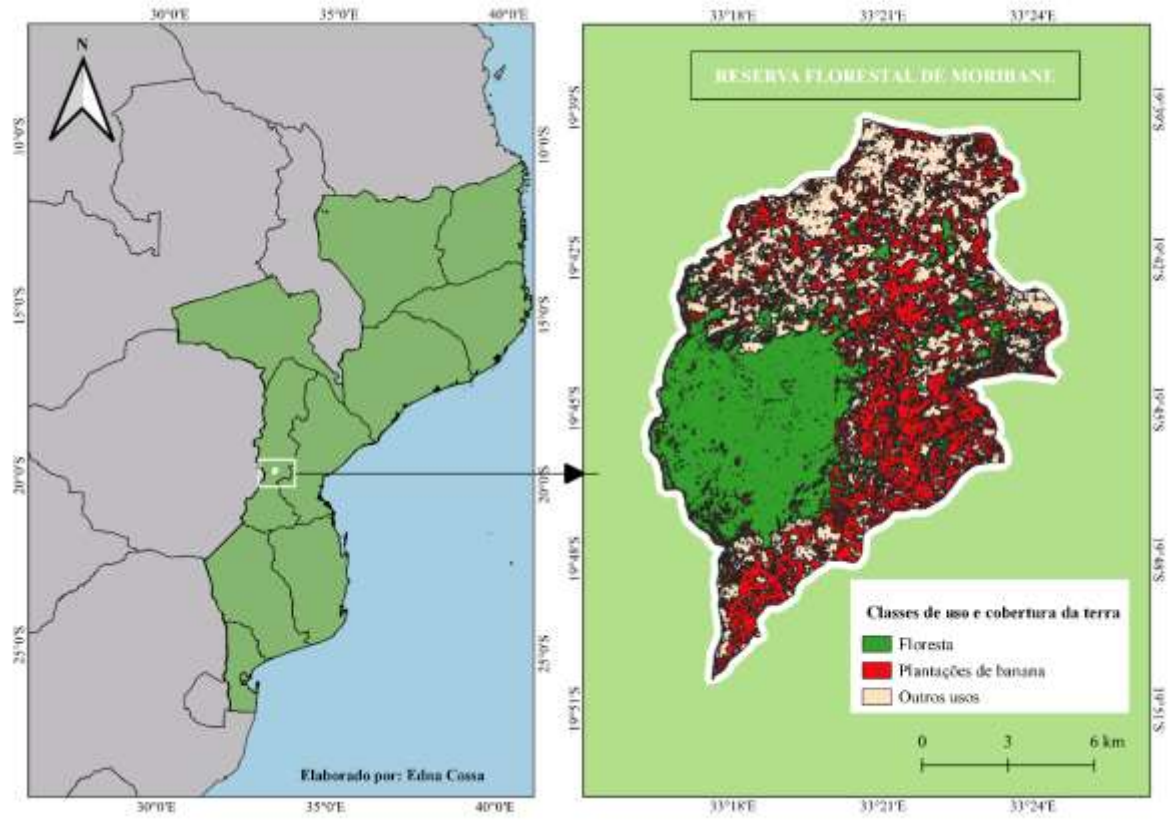

Figura 1: Mapa de localização geográfica e de uso e cobertura da terra da Reserva Florestal de Moribane (RFM) em Moçambique.

Esta área é caracterizada por uma topografia montanhosa, sendo descrita como planáltico-montanhosa por Guedes (2004); Muhate (2004), com altitudes variando de 151 a 638 metros acima do nível do mar (Figura 2). O relevo é íngreme, com declives que variam de 0% a 45% (Figura 2). Além disso, a reserva possui diversas bacias hidrográficas (Guedes, 2004; Muhate, 2004). A vegetação predominante na Reserva Florestal de Moribane é a floresta sempre verde de montanha. No entanto, nos últimos 20 anos, houve uma considerável modificação na composição florestal devido ao plantio de bananeiras.

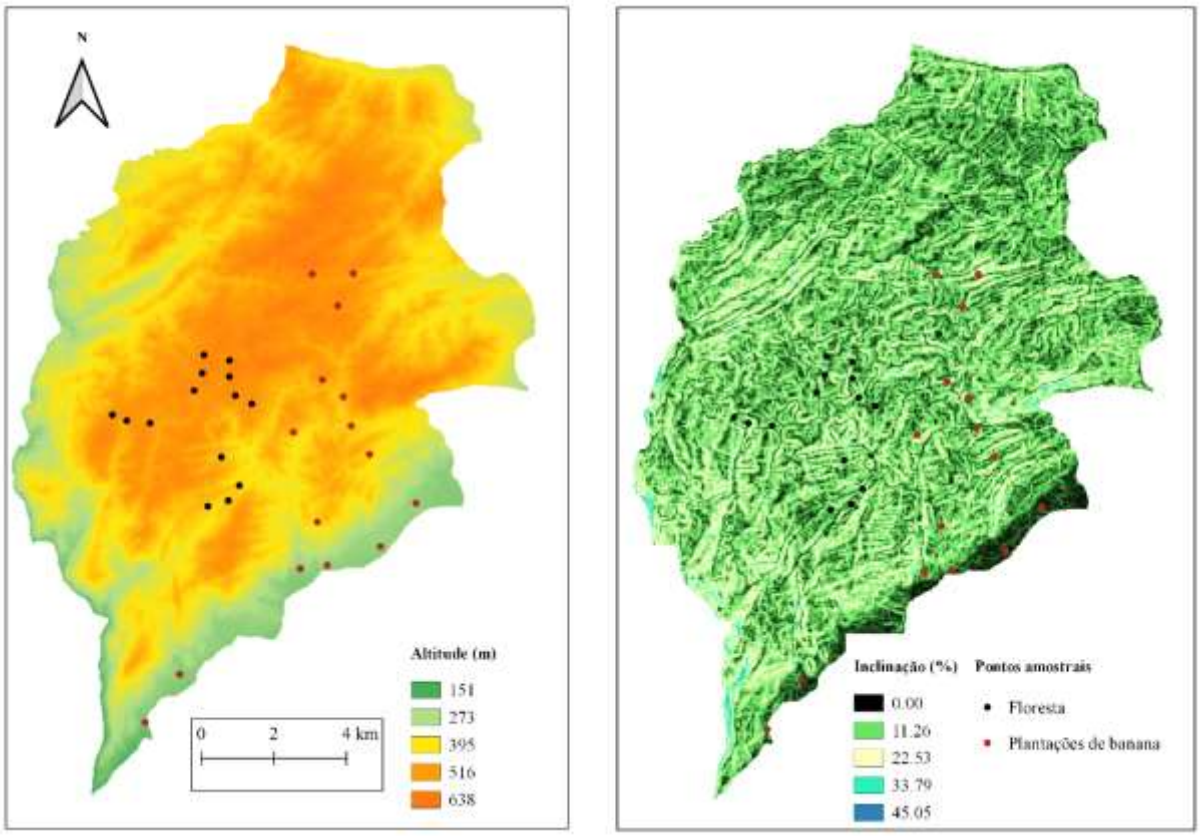

Figura 2: Modelo digital de elevação do terreno (MDE) da Reserva florestal de Moribane

O clima da região é tropical modificado pela altitude, conforme a classificação climática de Koppen (Seabra, 1961) citado por Guedes, (2004). A precipitação média anual varia de 1200 a 1400 mm, enquanto a temperatura média anual é de 24ºC (Guedes, 2004; Muhate, 2004). Durante a estação fria e seca, a temperatura pode cair para 9.2ºC (Guedes, 2004; Muhate, 2004). Os solos predominantes na área de estudo são avermelhados e têm uma textura que varia de franco-arenosa a franco-argiloso-arenosa, com conteúdo de matéria orgânica variando de baixo (0.9%) a alto (10%) (Guedes, 2004).

2.1.1 Caracterização do sistema agrícola praticado

O sistema agrícola praticado na RFM passou por uma transição ao longo do tempo. Inicialmente, a agricultura itinerante era predominante, o que envolvia a prática de deslocar os locais de cultivo à medida que a área se tornava improdutiva (Jesus *et al*., 1997). No entanto, actualmente, a agricultura permanente é o principal tipo de agricultura praticada pelos pequenos produtores na região.

Essa transição do sistema agrícola foi impulsionada por vários factores, incluindo o aumento da densidade populacional, melhorias no acesso às estradas e uma crescente demanda no mercado pela cultura da banana. Com essa mudança, a região testemunhou uma mudança nos padrões de cultivo, passando de policultura para monocultura, bem como da agricultura de subsistência para a agricultura comercial. Além disso, o tamanho das propriedades de terra também aumentou, o que resultou em um desmatamento significativo na região.

As técnicas e meios de produção na área de cultivo da RFM são rudimentares. A limpeza do terreno é realizada com práticas como queimadas, e as ferramentas tradicionais, como enxadas, machados e catanas, são comuns. Não há o uso de fertilizantes ou pesticidas, indicando um sistema agrícola de baixa intensidade tecnológica.

2.2 Colecta de dados

Para a colecta de dados a área de estudo foi estratificada com base no uso e cobertura de terra em i) Floresta sempre verde e ii) Plantações de banana. Trinta e um (31) pontos amostrais aleatórios foram proporcionalmente alocados aos estratos, com 15 pontos na floresta e 16 nas plantações de banana. No estrato florestal, parcelas de 20x20m (0.04 ha) foram estabelecidas ao redor dos pontos amostrais para o levantamento de árvores com diâmetro à altura do peito (DAP)≥5 cm. Esses dados foram usados para calcular a biomassa acima e abaixo do solo, e, posteriormente, as reservas de carbono na vegetação.

Na amostragem do solo, em cada ponto amostral foi aberto um perfil do solo, expondo uma secção vertical do solo. Ao longo dos perfis do solo, foram recolhidas amostras de solo perturbadas em cinco camadas de profundidade do solo (D) previamente divididas (D1: 0-20 cm, D2: 20-40 cm, D3: 40-60 cm, D4: 60-80 cm e D5: 80-100 cm), usando pás de jardim e espátulas. Em seguida, uma subamostra homogeneizada de cerca de 300 g, foi recolhida e colocada num saco de polietileno hermético, etiquetada e selada. Todas as 155 subamostras de solo foram levadas para o laboratório para a determinação da concentração de C e N no solo.

Além disso, foram colectadas amostras de solo não perturbadas perpendicularmente ao perfil do solo em cada uma das cinco camadas de profundidade, utilizando um anel volumétrico de 100 cm^3 (altura: 51 mm, diâmetro interior: 50 mm). As amostras de solo foram recolhidas no centro para garantir a representatividade da camada de solo. Todas as 155 amostras de solo foram transportadas para o laboratório para a determinação da densidade do solo.

2.3 Estimativa do estoque de carbono na biomassa das árvores

A biomassa arbórea acima do solo foi calculada usando a equação alométrica (Equação. 1) desenvolvida por Lisboa *et al*., (2018) para a área de investigação. A razão global raiz/parte aérea de 0.25 foi utilizado para calcular a biomassa abaixo do solo. Para obter a biomassa ao nível da parcela, foram adicionados os pesos secos de cada árvore individual.

$$\widehat{Y}_{AGB} = 0.0613 \times DBH^{2.7133} \qquad \text{(Equação 1)}$$

Onde: $\hat{Y}_{AGB}$ é a estimativa da biomassa arbórea acima do solo.

Para a determinação do estoque de carbono da floresta, multiplicou-se o valor da biomassa pelo valor do teor de carbono sugerido pela IPCC (2003) de 0.5**.**

2.4 Métodos de preparação e análise de amostras de solo para a determinação de propriedades Físicas e Químicas

Todas as amostras foram submetidas à secagem em uma estufa a uma temperatura controlada de 105 ± 2°C até que atingissem uma massa constante. Após a secagem, as amostras foram pesadas e peneiradas através de um crivo com aberturas de 2 milímetros. As amostras de solo perturbado foram utilizadas para determinar a concentração de carbono orgânico do solo (COS) e nitrogênio total do solo (NTS), bem como para quantificar a proporção de massa correspondente aos fragmentos de rocha com diâmetro superior a 2 mm. A concentração de COS e NTS foi determinada em uma alíquota do solo fino, que é definido como a fracção de solo que passa pelo crivo de 2 mm (Poeplau *et al*., 2017). A proporção de massa dos fragmentos rochosos (MFR, > 2 mm) foi calculada como a razão entre a sua massa e a massa seca total da amostra de solo (MS). A concentração de COS e NTS foi determinada usando o método de Walkley-Black (Nelson e Sommers, 1982) e o método de Kjeldahl (Bremner, 1996), respectivamente.

As amostras de solo não perturbado foram utilizadas para determinar a densidade do solo fino. Para o efeito, primeiro obteve-se a massa do solo fino (MSF) como a diferença entre a massa total do solo contido no anel (MS) e massa dos fragmentos rochosos (MFR), que são os fragmentos com diâmetro acima de 2 mm. A densidade do solo fino foi obtida pela razão entre a massa do solo fino (MSF) o volume do solo fino (VSF). VSF é a diferença entre o volume do cilindro (VC) e o volume dos fragmentos rochosos (VFR). VFR foi calculado como a razão

entre MFR e a densidade estimada dos fragmentos rochosos, que é de 2.6 g/cm³ (Don *et al*., 2011).

O estoque de COS e NTS de cada camada de profundidade foi calculada multiplicando a concentração de COS ou NTS, a densidade do solo fino, a profundidade (H) da respectiva camada do solo e a proporção de massa do solo fino (fragmentos de solo ≤ 2 mm, 1 - MFR) (Poeplau *et al*., 2017). O estoque de COS e NTS até 1 m de profundidade foi obtido através da soma dos estoques de COS e NTS das cinco camadas de solo. Além disso, foi calculada a razão de estratificação (RE) dividindo a concentração de COS da camada superficial (camada D1) pela das camadas inferiores (D2, D3, D4 e D5). Assim, foram definidas quatro RE (RE1 = D1/D2, RE2 = D1/D3, RE3 = D1/D4 e RE4 = D1/D5).

As massas de solo nas FSVM e nas plantações de bananeiras não foram corrigidas, uma vez que não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre as densidades de solo. A correção das massas de solo é justificada quando os usos de terra em questão apresentam densidades de solo diferentes. (Ellertl e Bettany, 1995; Lee *et al.*, 2009). Isso é fundamental para evitar que as diferenças na massa do solo confundam as análises, já que o uso e maneio do solo podem afectar a densidade do solo (Ellertl e Bettany, 1995; Lee *et al.*, 2009)

2.5 Análise estatística

O teste *t* de Welch foi usado para verificar se os parâmetros em estudo (COS, NTS, DS e RE) sofreram variação com a mudança do uso do solo, de floresta sempre verde de montanha para plantações de banana. O teste *t* de Welch é uma versão melhorada do teste *t* de Student, sendo mais adequado para lidar com dados que não seguem uma distribuição normal, especialmente quando há tamanhos de amostra desiguais (Wilcox 2002). Todas as análises estatísticas neste estudo foram conduzidas com um nível de significância de 5%, utilizando o software R

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Carbono Orgânico e Nitrogénio total do Solo

O estoque de carbono do solo é composto pelo carbono inorgânico (CIS) e pelos estoques de carbono orgânico (COS) (Batjes, 1996). O estoque de CIS consiste em carbonatos derivados do material parental e da formação do solo (Monger *et al*., 2015). O estoque de COS está contido em materiais derivados de uma variedade de fontes biológicas (Klaus e Rattan 2016), nomeadamente plantas (fonte primária), animais e microrganismos (fonte secundária) (Pinheiro, 2007). O termo COS é frequentemente usado de forma intercambiável com o termo matéria orgânica do solo (MOS), muitas vezes conhecida como húmus (Klaus e Rattan, 2016). O termo estoque de COS se refere à quantidade de carbono orgânico do solo presente em um reservatório ou sistema (Klaus e Rattan, 2016). Por outro lado, o termo armazenamento de COS se refere a um reservatório ou sistema que tem a capacidade de acumular ou liberar carbono (Klaus e Rattan, 2016).

O carbono é incorporado à biomassa por meio da fixação fotossintética do dióxido de carbono atmosférico (CO_2) pela vegetação (Burras *et al*., 2001). Durante os processos respiratórios, uma parte do carbono fixado é liberada na atmosfera na forma de CO_2 (Aduan *et al*., 2003). O restante é armazenado como biomassa nas folhas, caules, raízes e outras estruturas vegetais, formando a Produção Primária Líquida (PPL) (Smith e Smith, 2016). A PPL entra no solo por meio da rizodeposição e da decomposição da liteira, onde uma parte é convertida novamente em CO_2 pela respiração do solo, enquanto outra parte é perdida como metano (CH_4) (Klaus e Rattan, 2016; Smith e Smith, 2016). Além dos processos naturais, actividades antropogénicas, como a colheita de biomassa na agricultura e exploração madeireira, juntamente com as alterações causadas por queimadas, resultam em perdas de carbono do ecossistema (Aduan *et al*., 2003; Klaus e Rattan, 2016; Smith e Smith, 2016). Nessas actividades, as perdas são agravadas por processos como lixiviação e erosão (Aweto, 2013; Klaus e Rattan, 2016).

Ao contrário do CO_2, que pode ser absorvido pelas plantas durante a fotossíntese, o nitrogénio (N) em sua forma molecular (N_2) não pode ser directamente assimilado por elas (Filho, 2017). As plantas obtêm nitrogénio principalmente na forma de amónio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) (Martins *et al*., 2003; Reynaldo *et al*., 2016; Smith e Smith, 2016). A incorporação de nitrogénio no ecossistema terrestre ocorre por meio da deposição atmosférica e da fixação de nitrogénio (Martins *et al*., 2003; Reynaldo *et al*., 2016; Smith e Smith, 2016). A fixação

biológica é realizada por bactérias simbióticas que vivem em associação mutualística com plantas, por bactérias aeróbicas de vida livre e por cianobactérias (Reynaldo *et al*., 2016; Smith e Smith, 2016). Além disso, a decomposição microbiana da matéria orgânica recicla o nitrogénio por meio de um processo chamado mineralização (Smith e Smith, 2016). As perdas de nitrogénio dos solos estão associadas à volatilização, lixiviação e erosão (Silva, 2015; Smith e Smith, 2016).

O teor de MOS está intimamente relacionado ao teor de C no solo e a mineralização do nitrogénio está significativamente correlacionada com o teor de C no solo (Reynaldo *et al*., 2016). A liberação de nitrogénio durante a decomposição é directamente influenciada pelo teor de nitrogénio da matéria orgânica morta, conforme representado pela relação entre carbono e nitrogénio (C:N) (Reynaldo *et al*., 2016; Smith e Smith, 2016). Quando a razão C:N da matéria orgânica é alto, o teor de nitrogénio relativo ao carbono (fonte de energia) é insuficiente para atender às demandas dos decompositores e a taxa de imobilização excede a taxa de mineralização (Reynaldo *et al*., 2016; Smith e Smith, 2016). Isso pode cessar temporariamente a nitrificação, afectando a disponibilidade de nitrogénio para as plantas (Reynaldo *et al*., 2016; Smith e Smith, 2016). A relação C:N é, portanto, um indicador importante da decomposição da MOS e fornece informações sobre o estado de humificação do solo (Silva, 2015).

As taxas de produtividade primária e decomposição desempenham um papel fundamental na velocidade com que o carbono e o nitrogênio circulam pelo ecossistema (Smith e Smith, 2016). Esses processos são altamente influenciados por condições ambientais, como temperatura, precipitação, propriedades do solo e topografia (Batjes, 1996; Klaus e Rattan, 2016; Smith e Smith, 2016; Wang *et al*., 2012). Em ambientes quentes e húmidos, como uma floresta tropical, as taxas de produção e decomposição são elevadas, resultando em uma rápida circulação de carbono pelo ecossistema (Smith e Smith, 2016; Wang *et al*., 2012). Por outro lado, em ecossistemas frios e secos, esse processo é mais lento (Smith e Smith, 2016; Wang *et al*., 2012). Em regiões onde as temperaturas são muito baixas, a decomposição é retardada e o COS tende a se acumular (Smith e Smith, 2016; Wang *et al*., 2012).

A textura do solo desempenha um papel crucial nas entradas e saídas de matéria orgânica (Wang *et al*., 2012). Indiretamente, influencia a produtividade da vegetação, afectando a disponibilidade de água e a fertilidade do solo, conforme mencionado por Wang *et al*., (2012). Os solos das regiões tropicais são conhecidos por serem altamente intemperizados e, em geral, mais profundos do que os solos das regiões temperadas (Aweto, 2013; Don *et al*., 2011). Uma

consequência significativa dessa característica é que as fracções argilosas nesses solos tendem a ser dominadas por argilas de baixa actividade, que possuem uma capacidade de absorção de nutrientes relativamente fraca, como apontado por Aweto (2013). Além disso, os solos argilosos desempenham um papel fundamental no armazenamento de COS e NTS (Batjes, 1996; Roscoe e Machado, 2002; Silva, 2015). Isso ocorre devido à capacidade da matéria orgânica do solo em formar diferentes tipos de ligações com partículas de elevada superfície específica, como as argilas, favorecendo a proteção coloidal da matéria orgânica do solo, como destacado por Roscoe e Machado (2002).

O pH do solo regula as actividades microbianas, e valores de pH muito altos ou muito baixos têm um efeito negativo na decomposição da matéria orgânica do solo (Wan *et al*., 2023; Wang *et al*., 2012). A densidade do solo, como mencionado por Zhang *et al*., (2018), é outra propriedade que afecta indirectamente o COS e o NTS. Ela é considerada uma medida directa da compactação do solo, o que pode influenciar a porosidade do solo e, consequentemente, a capacidade de retenção de água e nutrientes (Don *et al*., 2011; Guo e Gifford, 2002; Murty *et al*., 2002).

A profundidade é um atributo físico do solo que varia com a inclinação, intemperismo, material parental e vegetação (Smith e Smith, 2016). A distribuição relativa do COS e NTS com a profundidade mostra que uma percentagem significativa está presente nas camadas superficiais dos ecossistemas (Batjes, 1996; Don *et al*., 2011; Harrison *et al*., 2011; Murty *et al*., 2002). Vários estudos mostraram que os solos de pastagens e pradarias naturais poderiam armazenar tanto, se não mais, carbono do que os solos florestais (Don *et al*., 2011; Guo e Gifford, 2002; Murty *et al*., 2002). Ao contrário das árvores, em que a maior parte da biomassa está concentrada no caule, as plantas herbáceas alocam a maior parte de sua biomassa no sistema radicular (Guo e Gifford, 2002; Laganiére *et al*., 2010; Smith e Smith, 2016). Além disso, a rotatividade dessa biomassa radicular é muito mais rápida do que em ambientes florestais (Guo e Gifford, 2002; Laganiére *et al*., 2010).

Em ecossistemas naturais, é comum observar uma estratificação dos reservatórios de COS e NTS em relação à profundidade do solo (Deng *et al*., 2016; Figueiredo *et al*., 2013; Sá e Lal, 2009). Esse processo é naturalmente regulado pela entrada contínua de carbono orgânico na forma de liteira na superfície do solo, que diminui à medida que se aprofunda no solo (Sá e Lal, 2009). A razão de estratificação (RS), que é a relação entre uma propriedade do solo na camada superficial e a mesma propriedade em camadas mais profundas, é frequentemente

usada como um indicador da qualidade do solo (Franzluebbers, 2002). Valores elevados de RS, geralmente acima de 2, são indicativos de boa qualidade do solo Franzluebbers (2002) e são amplamente utilizados na avaliação de terras agrícolas (Deng *et al*., 2016; Franzluebbers, 2002).

A topografia, pode afectar os estoques de COS e NTS por meio de sua influencia no clima (Griffiths *et al*., 2009; Wang *et al*., 2012; Smith e Smith, 2016). Factores topográficos, como elevação, inclinação e aspecto, influenciam os níveis de COS e NTS ao controlar o balanço hídrico do solo (mais água escorre e menos entra no solo em encostas íngremes do que em terrenos planos) e, portanto, a produção e decomposição de material vegetal, assim como os processos de erosão do solo e deposição geológica (Griffiths *et al*., 2009; Wang *et al*., 2012; Smith e Smith, 2016).

O estoque de COS desempenha um papel crítico na saúde, fertilidade, qualidade, produtividade e objectivos de serviços ecossistémicos do solo (Johnston *et al*., 2009). Portanto, muitos serviços ecossistémicos derivados do solo são melhorados com um aumento no estoque de COS (Franzluebbers, 2010). Por exemplo, solos com estoques de COS mais elevados são caracterizados por melhor estrutura, maior capacidade de fornecimento de nutrientes, capacidade aprimorada de resistir à seca e armazenamento de água na zona de enraizamento, maior resiliência a perturbações ambientais e abundante diversidade biológica para sustentar plantas vigorosas e serviços ecossistémicos sustentados (Franzluebbers, 2010).

O COS contém uma variedade de fracções que diferem em decomposição e são muito heterogêneas em estrutura (Nair *et al*., 2009), nomeadamente fracções lábeis e estáveis (Collins *et al*., 1997). A fracção lábil apresenta alta taxa de decomposição e um curto período de permanência no solo, e sua principal função é o fornecimento de nutrientes às plantas pela mineralização, além de energia e carbono aos microrganismos do solo (Da Silva *et al*., 2011). A fracção estável também conhecida como húmus, representa a maior parte do carbono orgânico da superfície terrestre (Da Silva *et al*., 2011). As substâncias húmicas são consideradas o estádio final da evolução dos compostos de carbono no solo, como também os componentes mais recalcitrantes da matéria orgânica e com maior período de permanência no solo (Da Silva *et al*., 2011). Sua principal função é actuar sobre as condições físicas e químicas do solo, além de ser importante no sequestro de carbono atmosférico (Da Silva *et al*., 2011).

A identificação dos compartimentos ou fracções do COS e NTS é de grande importância para a mensuração do grau de preservação dos ecossistemas naturais e os possíveis impactos causados em sistemas agrícolas com diferentes tipos de maneio do solo (Da Silva *et al*., 2011). Mudanças no COS podem afectar as ameaças à degradação do solo (Klaus e Rattan, 2016). Globalmente, as ameaças mais significativas aos solos são causadas por (i) erosão (vento e água), (ii) perda de matéria orgânica do solo, (iv) salinização, (v) perda de biodiversidade do solo, (vi) contaminação, (vii) acidificação e (viii) compactação (Klaus e Rattan, 2016). Perdas de COS para a atmosfera após um declínio na matéria orgânica do solo contribuem para as mudanças climáticas e também podem afectar as ameaças à degradação do solo (Batjes, 1996; Lal, 2005).

Mudanças no uso e cobertura de terra e o aquecimento global, podem afectar a produtividade primária líquida, a alocação de biomassa acima e abaixo do solo, a população microbiana e o armazenamento de carbono no solo (Lal, 2005). Prevê-se que o aquecimento global acelere a decomposição da matéria orgânica do solo, liberando CO_2 para a atmosfera e intensificando a tendência de aquecimento (Batjes, 1996; Lal, 2005). Estudos sobre o efeito de fertilização de CO_2 e a diminuição fisiológica associada na transpiração das plantas sugerem que a produção primária líquida pode aumentar (Batjes, 1996; Lal, 2005). Um aumento na concentração de carbono no solo acelerará os processos microbianos e reduzirá a mineralização dos nutrientes (Lal, 2005). Consequentemente, a qualidade geral e a degradabilidade da matéria orgânica vegetal podem diminuir, o que levaria a um acúmulo de matéria orgânica no solo (Lal, 2005).

O armazenamento de longo prazo de COS e a recarbonização da biosfera são essenciais para reduzir os riscos de acumulação excessiva de CO_2 atmosférico (Batjes, 1996; Lorenz e Lal, 2005; Lorenz e Lal, 2010). Além disso, o armazenamento de COS no subsolo tem um tempo de residência médio mais longo do que aquele armazenado em camadas superficiais (Lorenz e Lal, 2005). Alguns sistemas de uso e maneio da terra, como o plantio directo, sistemas agroflorestais, reflorestamentos, maneio de pastagens e práticas de maneio de resíduos culturais, entre outros, podem promover o aumento ou a preservação dos estoques de COS e NTS nos ecossistemas (Silva, 2015). Além disso, essas práticas também têm o potencial de reduzir a emissão de gases de efeito estufa do solo para a atmosfera (Silva, 2015).

As dinâmicas do COS não são completamente compreendidas, já que existem incertezas significativas sobre a distribuição vertical do COS nos perfis de solo, especialmente em profundidades abaixo de 30 cm (Klaus e Rattan, 2016). A maioria dos levantamentos de solo se limita a cerca de 30 cm de profundidade, e as medições de COS abaixo dessa profundidade são raras (Don *et al*., 2011; Klaus e Rattan, 2016). Por exemplo nas regiões tropicais, perdas de COS de 25% e 30% foram estimadas até uma profundidade de 36 cm e de 48 cm respectivamente após a conversão de floresta primária em terras agrícolas ou cultivos perenes, respectivamente (Don *et al*., 2011). Além disso, a profundidade do solo nem sempre é ajustada para contabilizar as mudanças na densidade do solo com a mudança no uso da terra (Don *et al*., 2011; Klaus e Rattan, 2016; Ellertl e Bettany (1995), por conseguinte a confiabilidade das estimativas de armazenamento de COS é afectada (Klaus e Rattan, 2016).

3.2 Efeitos das mudanças de cobertura e uso de terra no carbono orgânico e nitrogénio do solo

A mudança no uso de terra é uma das principais influências nas alterações dos estoques de carbono orgânico do solo (COS) e nitrogénio total do solo (NTS). Os estoques desses elementos dependem do equilíbrio entre suas entradas e saídas no solo (Don *et al*., 2011; Guo e Gifford, 2002; Lal, 2005; Murty *et al*., 2002). Durante o processo de transição de um ecossistema devido à mudança no uso da terra, o solo pode se comportar tanto como uma fonte quanto como um sumidouro de COS e NTS (Don *et al*., 2011; Guo e Gifford, 2002; Lal, 2005; Murty *et al*., 2002).

A mudança no uso de terra, como a conversão de florestas em terras agrícolas, é uma das transformações mais impactantes em ecossistemas (Don *et al*., 2011; Guo e Gifford, 2002; Lal, 2005; Murty *et al*., 2002; Wei *et al*., 2014). Quando um solo que anteriormente era coberto por florestas é convertido em solo cultivado, ocorre uma transição para um sistema em que uma grande quantidade de carbono orgânico é removida do local com a colheita anual, como evidenciado por estudos compilados por Murty *et al*., (2002). Os baixos estoques de COS nas terras agrícolas têm implicações cruciais para a produção das culturas (Don *et al*., 2011). Isso ocorre porque a matéria orgânica do solo fornece a maior parte do nitrogênio necessário para o crescimento das culturas, especialmente em solos não fertilizados (Don *et al*., 2011). Além disso, a presença de COS melhora a capacidade do solo de reter nutrientes, tornando-os disponíveis para as plantas, e também ajuda a reter a água no solo, o que é vital para o crescimento das culturas (Don *et al*., 2011).

As variações nas perdas de COS e NTS após a mudança no uso da terra são multifacetadas e dependem de diversos factores, como a vegetação nativa, o clima, o tipo de solo, as práticas de maneio, o tipo de cultura e o tempo desde a conversão (Don *et al*., 2011; Guo e Gifford, 2002; Lal, 2005; Murty *et al*., 2002; Wei *et al*., 2014). Em geral, observa-se que a maioria das alterações nos estoques de COS ocorre nos primeiros anos após a conversão da floresta, e a magnitude dessas mudanças varia de acordo com o tipo de floresta (Guo e Gifford, 2002; Murty *et al*., 2002; Wei *et al*., 2014).

Inicialmente, a diminuição percentual do COS está significativamente relacionada às condições climáticas, como a precipitação média anual e a temperatura média anual, bem como às propriedades do solo, como o teor de argila, o pH e as concentrações iniciais de COS e NTS (Guo e Gifford, 2002; Wei *et al*., 2014). Conforme o período de cultivo aumenta, a diminuição percentual do COS passa a ser mais influenciada pelas características do solo, como a densidade e as concentrações iniciais de COS e NTS em vez de depender principalmente do clima (Guo e Gifford, 2002; Wei *et al*., 2014). Adicionalmente, essas perdas tendem a ser mais pronunciadas em regiões tropicais devido às temperaturas médias anuais mais elevadas (Don *et al*., 2011; Guo e Gifford, 2002; Wei *et al*., 2014).

As práticas de maneio agrícola desempenham um papel fundamental na alteração dos estoques de carbono do solo (Don *et al*., 2011; Guo e Gifford, 2002; Lal, 2005; Murty *et al*., 2002; Wei *et al*., 2014). A queimada de resíduos de culturas ou vegetação natural, por exemplo, libera CO_2 na atmosfera, reduzindo o estoque de COS no solo (Murty *et al*., 2002). A lavoura intensiva danifica a estrutura dos agregados do solo, tornando o COS mais facilmente disponível para ataques microbianos aumentando assim, as taxas de decomposição e erosão, enquanto a não lavoura minimiza a erosão do solo e as perdas de carbono e nitrogênio total do solo (Don *et al*., 2011; Guo e Gifford, 2002; Murty *et al*., 2002). A adição de resíduos de culturas ao solo pode temporariamente aumentar o COS, e o uso adequado de fertilizantes pode aumentar a produtividade das plantas, levando a uma maior entrada de matéria orgânica no solo (Don *et al*., 2011; Guo e Gifford, 2002; Murty *et al*., 2002). No entanto, o uso excessivo ou inadequado de fertilizantes pode ter efeitos negativos, como a acidificação do solo, que afecta a decomposição da matéria orgânica (Don *et al*., 2011; Guo e Gifford, 2002; Murty *et al*., 2002).

A transformação de terras agrícolas em sistemas agroflorestais, pastagens ou reflorestamentos pode levar a um aumento nos estoques de COS e NTS (Don *et al*., 2011; Guo e Gifford, 2002; Murty *et al*., 2002). Por exemplo, o estudo de Magalhães (2023), em Moçambique, destacou mudanças significativas nos estoques de COS em função da presença ou ausência da componente arbórea após a conversão da floresta em agricultura itinerante. Similarmente, a pesquisa de Schroth *et al*., (2002) revelou que a conversão de floresta secundária em monoculturas arbóreas teve efeitos distintos em comparação com sistemas agroflorestais.

O sequestro de carbono através da implementação de práticas agroflorestais é considerado uma estratégia importante para a redução das emissões de CO_2 do sector agrícola (Dhillon e Van Rees, 2016; Lal, 2005; Montagnini e Nair, 2004; Nair *et al*., 2009). Os sistemas agroflorestais não apenas contribuem para a redução das emissões de CO_2, mas também sustentam ou aumentam a produtividade agrícola, auxiliam na conservação do solo, mantêm a fertilidade do solo, promovem a recuperação de ecossistemas degradados e melhoram a ciclagem e retenção de nutrientes e matéria orgânica nos solos (Dhillon e Van Rees, 2016; Lal, 2005; Montagnini e Nair, 2004; Nair *et al*., 2009).

O potencial de sequestro de carbono de sistemas agroflorestais (SAF) é baseado na premissa da incorporação de árvores em usos de terra sem árvore (Montagnini e Nair, 2004; Nair *et al*., 2009). Ao incluir árvores nos sistemas de produção agrícola, os sistemas agroflorestais podem, indiscutivelmente, aumentar a quantidade de carbono armazenado em terras agrícolas, enquanto ainda permite o cultivo de alimentos e/ou criação de animais (Lal, 2005; Montagnini e Nair, 2004; Pardon *et al*., 2017). As árvores modificam a qualidade e a quantidade das entradas de carbono da liteira abaixo do solo e modificam as condições microclimáticas, como a humidade do solo e os regimes de temperatura aumentando, assim o potencial de sequestro de COS (De Stefano e Jacobson, 2018; Montagnini e Nair, 2004; Pardon *et al*., 2017).

As entradas de carbono derivadas da raiz são fontes críticas para o estoque de COS em horizontes mais profundos do solo (Dhillon e Van Rees ; Lorenz e Lal, 2014). Além disso, as raízes das árvores também têm o potencial de recuperar nutrientes abaixo da zona de enraizamento da cultura (Dhillon e Van Rees ; Lorenz e Lal, 2014; Pardon *et al*., 2017).

Estoques mais altos de COS em sistemas agroflorestais podem ser particularmente alcançados por meio de práticas de maneio que afectam a quantidade e a qualidade das entradas de C, especialmente abaixo do solo por componentes arbóreos e não arbóreos (De Stefano e Jacobson, 2018; Dhillon e Van Rees, 2016; Pardon *et al*., 2017). Uma alta densidade de plantio,

diversidade de espécies e presença de árvores fixadoras de nitrogénio resultam em maiores conteúdos de COS em SAF (De Stefano e Jacobson, 2018; Dhillon e Van Rees, 2016; Lal, 2005; Lorenz e Lal, 2014; Montagnini e Nair, 2004). Nos horizontes superficiais do solo de sistemas de produção agrícolas intensivamente manejadas, as árvores e práticas agroflorestais que nunca deixam o solo sem vegetação reduzem potencialmente as perdas de COS por erosão (Lorenz e Lal, 2014; Montagnini e Nair, 2004).

3.3 Efeitos da erosão sobre as propriedades do solo

A erosão do solo é um fenómeno natural de desgaste e redistribuição do solo, através de factores naturais (chuvas, ventos e gravidade) (Berhe *et al*., 2018). A erosão acelerada por factores antropogénicos é responsável pela degradação dos solos (Zeng *et al*., 2020), destrói os agregados e a estabilidade estrutural do solo, levam ao engrossamento da textura do solo superficial, reduz a taxa de infiltração de água e pode reduzir a capacidade de retenção de nutrientes no solo, reduzindo assim a produtividade da planta (Berhe *et al*., 2018). A taxa de erosão do solo em áreas afectadas pelo desmatamento e práticas agrícolas intensivas pode ser de até 5 vezes maior do que as taxas de erosão natural (Lal, 2021).

A erosão do solo é um processo de três etapas, a saber: (i) o desprendimento de partículas ou agregados do solo; (ii) transporte e redistribuição de sedimentos na paisagem e (iii) deposição de material transportado (Berhe *et al*., 2018). A erosão do solo pela água e pelo vento e o subsequente transporte e deposição podem levar à perda de carbono orgânico do solo, especialmente de uma unidade de terra agrícola em declive (Olson *et al*., 2016).

A erosão do solo influencia a dinâmica do carbono orgânico através de seus efeitos sobre os agregados do solo que são desprendidos e dispersos pela acção das gotas de chuvas ou dos ventos, expondo e libertando o carbono até então encapsulado e tornando-o vulnerável à decomposição pelos microorganismos (Olson *et al*., 2016). A decomposição da área erodida pode aumentar devido a mudanças na humidade do solo e regimes de temperatura (Lal, 2021). A erosão severa do solo pela água ou pelo vento também leva ao truncamento do perfil do solo pela remoção da camada superficial e exposição do subsolo rico em carbonato (Lal, 2021). O COS é facilmente transportado pelo escoamento superficial ou pelo vento porque é de densidade relativamente baixa (< 1.8 Mg/m^3) e está concentrada nas proximidades da superfície do solo (Berhe *et al*., 2018). A distância a que as partículas são transportadas depende da densidade das partículas e da velocidade do vento ou água (Zeng *et al*., 2020).

3.4 Efeitos da Topografia sobre as propriedades do solo

Os padrões e processos nos ecossistemas são profundamente influenciados pelas características topográficas, as quais respondem directamente aos processos geomórficos. A topografia, que engloba o aspecto topográfico, elevação e inclinação, desempenha um papel fundamental na dinâmica do COS e do NTS, como mencionado por diversos estudos (Griffiths *et al*., 2009; Miller *et al*., 2015; Sun *et al*., 2015; Wan *et al*., 2023; Wei *et al*., 2014; Zhang *et al*., 2018).

O aspecto topográfico, por exemplo, influencia o microclima local devido à quantidade de radiação solar recebida (Sariyildiz *et al*., 2005; Yoo *et al*., 2006). Isso, por sua vez, afecta as temperaturas do ar e do solo, bem como a disponibilidade de água no solo, desempenhando um papel fundamental na distribuição da vegetação e nos processos biológicos e químicos do solo (Griffiths *et al*., 2009; Wan *et al*., 2023; Sun *et al*., 2015;). Embora estudos na China (Sun *et al*., 2015; Wan *et al*., 2023; Zhang *et al*., 2018), frequentemente indiquem estoques mais elevados de COS e NTS no aspecto norte, estudos na Alemanha (Miller *et al*., 2015), apresentaram resultados diferentes, atribuindo estoques menores no aspecto norte devido à menor insolação e, consequentemente, menor produtividade da planta e actividade microbiana.

A inclinação da encosta também desempenha um papel relevante na distribuição de COS e NTS. Encostas convexas, expostas a intensa radiação solar e altas velocidades de vento, tendem a experimentar erosão do solo, enquanto encostas côncavas, com menor exposição ao vento, favorecem o acúmulo de matéria orgânica e solo (Fernández-Romero *et al*., 2014; Sariyildiz *et al*., 2005). Estudos globais mostram consistentemente uma correlação negativa entre a inclinação e o estoque de COS e NTS (Fernández-Romero *et al*., 2014; Sun *et al*., 2015; Yoo *et al*., 2006). A elevação também influencia a temperatura e a precipitação, e a relação entre esses factores pode variar em regiões de topografia complexa (Wang *et al*., 2012). Em geral, os estoques de COS e NTS tendem a aumentar com a diminuição da temperatura e o aumento da precipitação (Griffiths *et al*., 2009; Wang *et al*., 2012).

Os factores topográficos acima mencionados, também desempenham um papel significativo na determinação de outras propriedades do solo, como densidade, pH e textura (Fernández-Romero *et al*., 2014;Griffiths *et al*., 2009; Lozano-García *et al*., 2016; Wang *et al*., 2012; Zhang *et al*., 2018). Essas propriedades do solo, por sua vez, têm implicações na dinâmica dos estoques de COS e NTS, criando uma rede complexa de interacções (Fernández-Romero *et al*., 2014;Griffiths *et al*., 2009; Lozano-García *et al*., 2016; Wang *et al*., 2012; Zhang *et al*., 2018).

4 RESULTADOS

4.1 Impacto da Mudança de Uso e Cobertura do Solo nos Estoques de Carbono na Biomassa Viva

Os campos de bananeira não apresentavam árvores em seu ambiente. Entretanto, nas FSVM, foi possível estimar os estoques de carbono na biomassa viva das árvores, obtendo um valor de 40.39 Mg ha $^{-1}$ (Figura 3). Nesse cálculo, a biomassa acima do solo (AGB) contribuiu com 80% desse total, enquanto a biomassa abaixo do solo (BGB) correspondeu à parcela restante. Portanto, a conversão das FSVM em plantações de bananeira teve como resultado uma notável perda de estoques de carbono na vegetação, totalizando cerca de 40.39 Mg ha $^{-1}$

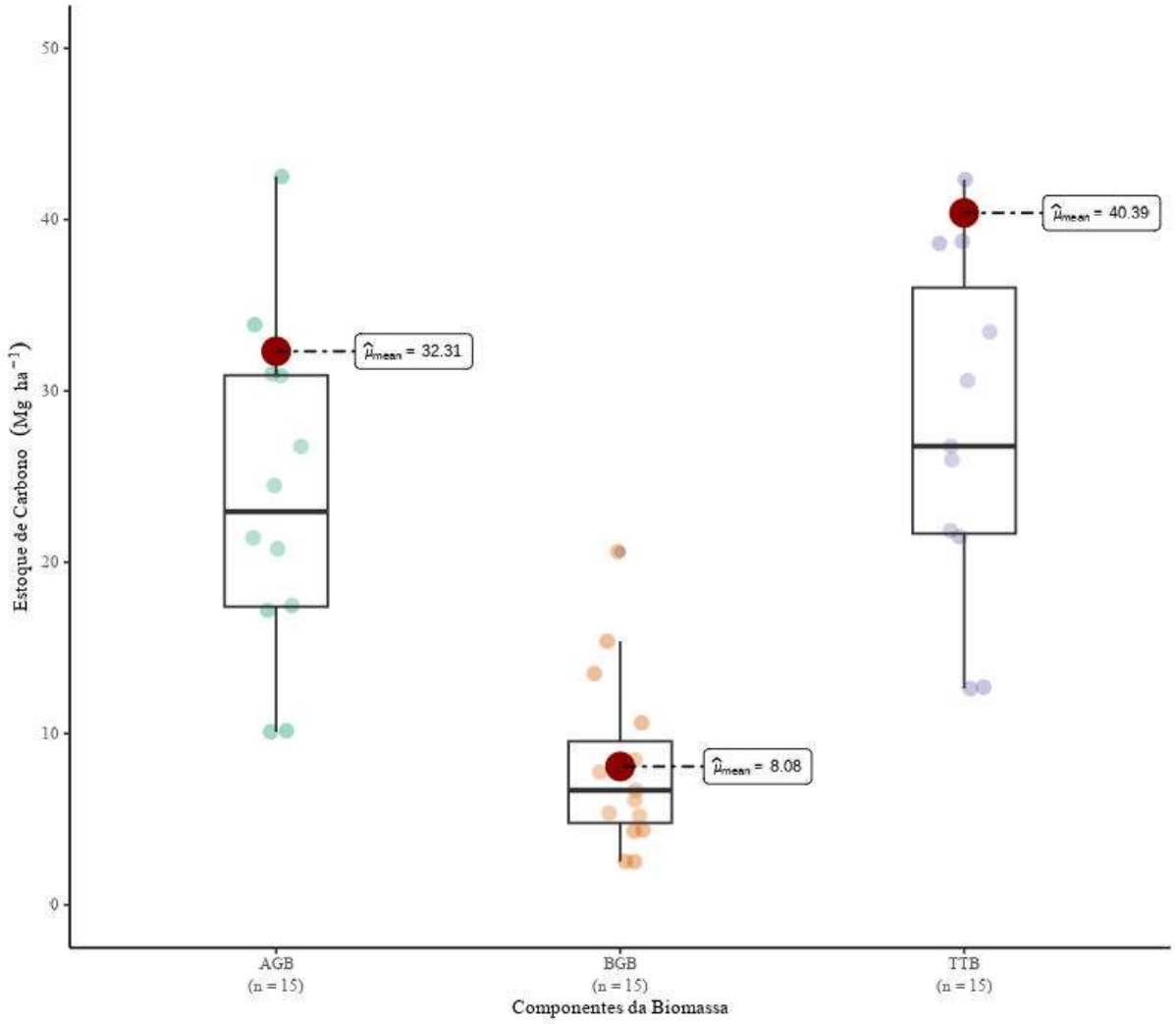

Figura 3: Estimativas dos estoques de carbono na biomassa das FSVM. AGB = Biomassa acima do solo, BGB = Biomassa abaixo do solo e TTB = Biomassa total das árvores.

4.2 Impacto da Mudança de Uso e Cobertura do Solo nos Estoques de COS e NTS

A conversão de florestas em bananal resultou em reduções estatisticamente significativas no COS das camadas superficiais de 0-20 cm e 20-40 cm (valor de $p < 0.05$, Figura 4). Nas demais camadas de profundidade, não houve diferenças estatisticamente significativas (valor de $p > 0.05$, Figura 4). Comparando com a floresta, o estoque de COS na plantação de bananeira foi reduzido em 37% e 36%, equivalente a uma média de –18.56 Mg ha^{-1} e –14.60 Mg nas profundidades de 0-20 cm e 20-40 cm, respectivamente. Ao considerarmos a profundidade de 100 cm, o estoque de COS na plantação de bananeira foi 20% mais baixo do que na floresta, porém tal diferença não foi estatisticamente significativa (valor de $p > 0.05$, Figura 4).

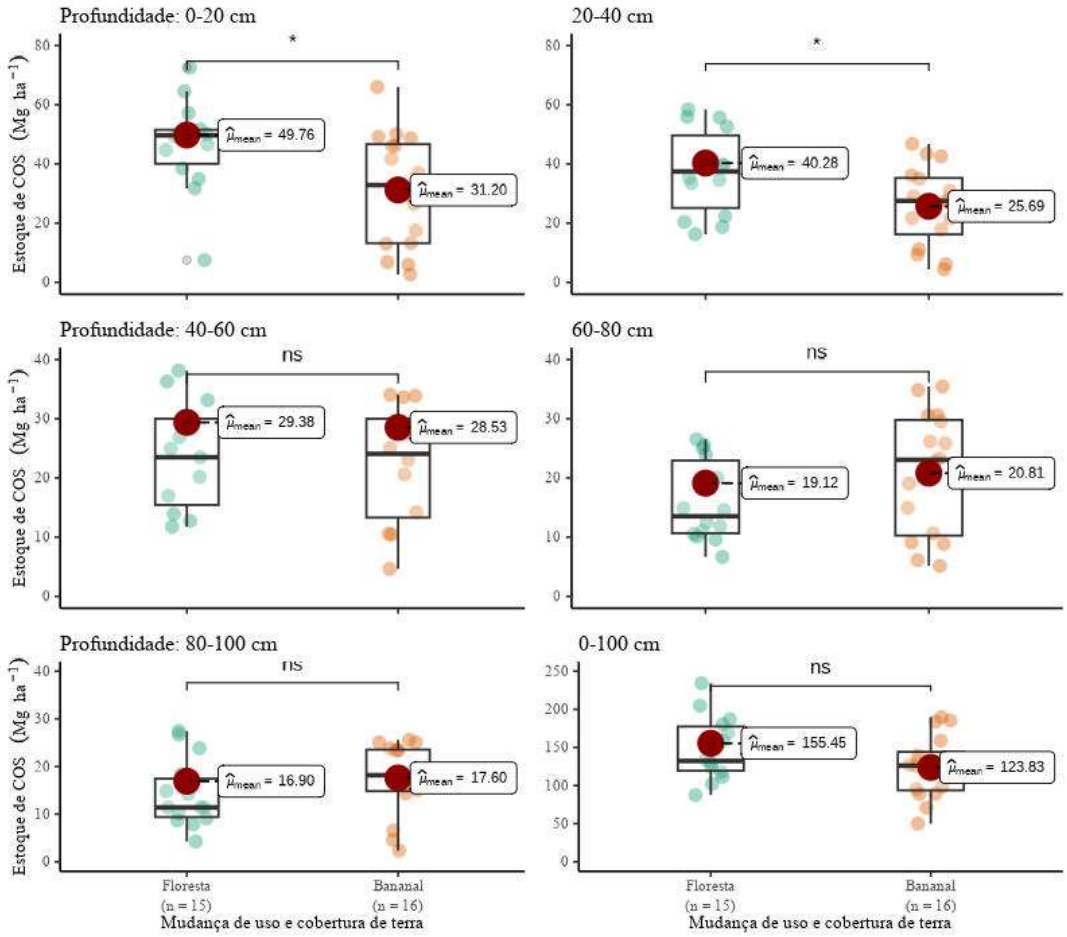

Figura 4: Comparação das Médias de Uso e Cobertura do Solo em Relação aos Estoques de Carbono Orgânico do Solo. Legenda: ns = não estatisticamente significativo, * = significativo ao nível de significância de 5%.

As diferenças nos estoques de NTS foram mais acentuadas (–36%) em comparação com as diferenças nos estoques de COS (–20%), após a conversão da floresta para plantação de bananeira. Contrariamente ao estoque de COS, foram encontradas diferenças estatisticamente significativas no estoque de NTS entre as áreas de floresta e plantação de bananeira, especialmente na profundidade de 0 a 60 cm (valor de $p < 0.05$, Figura 5). Nas demais profundidades, de 60 cm até 100 cm, os estoques de NTS não apresentaram diferenças estatisticamente significativas (valor de $p > 0.05$, Figura 5). Ao comparar os estoques de NTS da plantação de bananeira com os da floresta, observou-se uma redução de 43%, 51% e 35% nas profundidades de 0-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm, respectivamente. Isso equivale a uma diminuição média de 2.98 Mg ha $^{-1}$, 3.64 Mg ha $^{-1}$ e 1.68 Mg ha $^{-1}$ nessas profundidades. Ao considerarmos a profundidade total (0-100 cm), o estoque de NTS na plantação de bananeira foi 36% menor, com uma média de –9.52 Mg ha $^{-1}$.

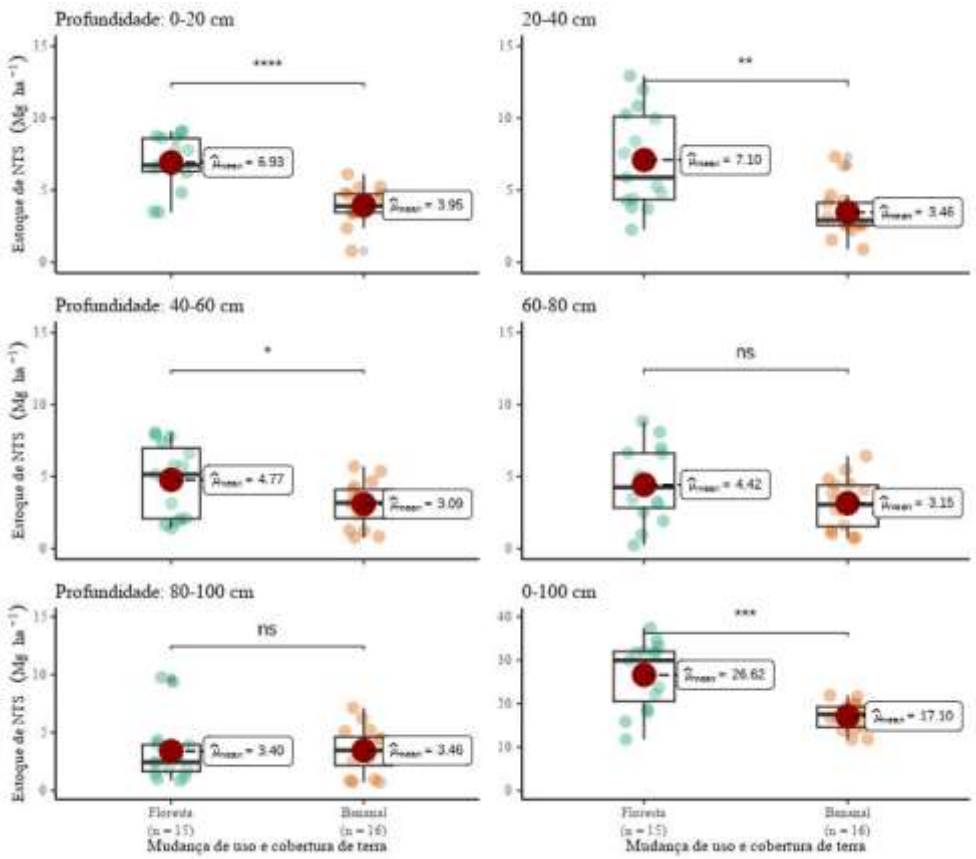

Figura 5: Comparação das Médias de Uso e Cobertura do Solo em Relação aos Estoques de Nitrogénio Total do Solo. Legenda: ns = não estatisticamente significativo, * = significativo ao nível de significância de 5%, ** = significativo ao nível de significância de 1%, *** = significativo ao nível de significância de 0.1%, **** = significativo ao nível de significância de 0.01%.

Não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas na densidade do solo entre a floresta e a plantação de bananeira (valor de $p > 0.05$, Figura 6). No entanto, observou-se que a densidade do solo na plantação de bananeira foi ligeiramente maior em comparação com a floresta: 6% maior a uma profundidade de 0-20 cm, 8% maior a 20-40 cm, 7% maior a 40-60 cm, 2% maior a 60-80 cm e 3% maior a 80-100 cm. Por outro lado, os estoques de COS e NTS desceram com a profundidade (Figuras 4 e 5), enquanto a densidade do solo aumentou com a profundidade.

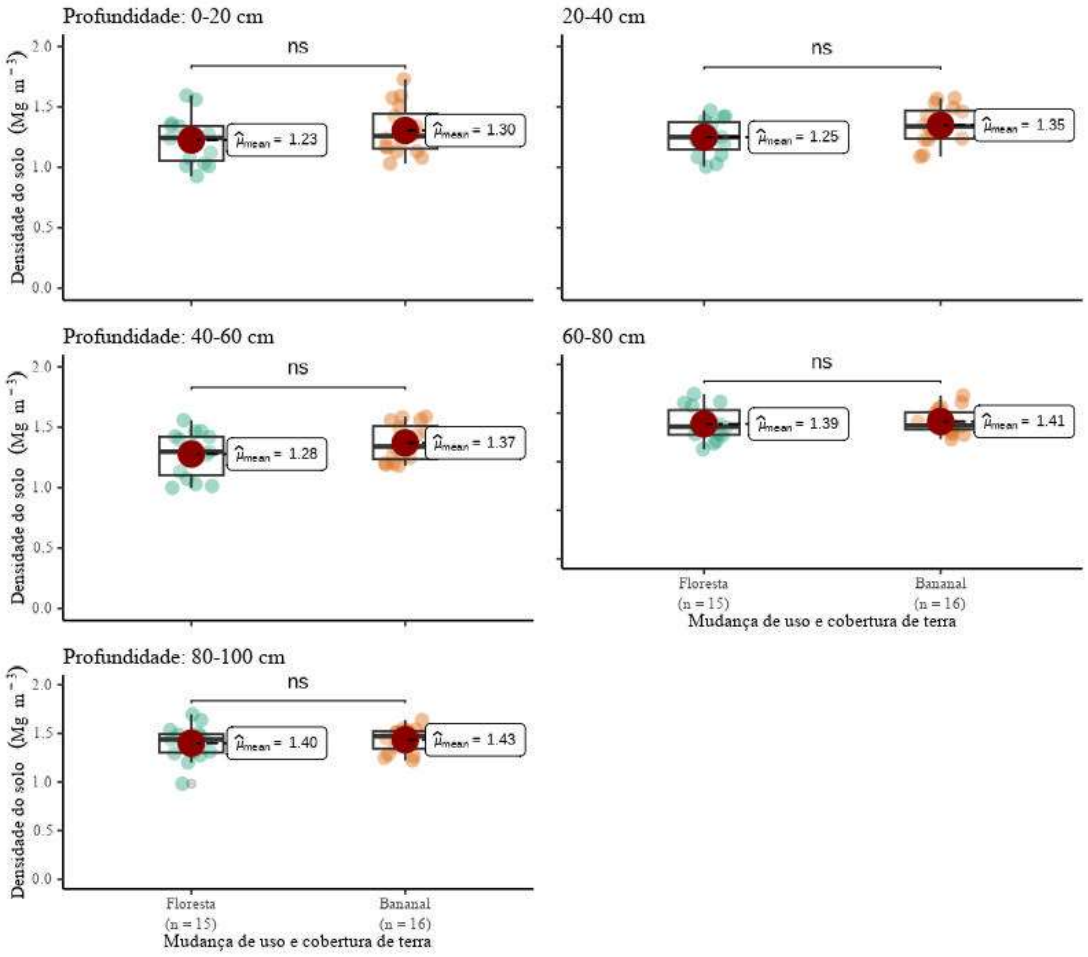

Figura 6: Comparação das Médias de Densidade do Solo entre o Uso e Cobertura da Terra. ns = não estatisticamente significativo.

Observou-se que a razão de estratificação (RE) do COS aumentou à medida que a profundidade do solo aumentava, tanto na floresta quanto na plantação de bananeira (Figura 7), embora os valores fossem geralmente mais baixos nas áreas agrícolas. Notavelmente, a RE do COS na floresta foi significativamente maior (valor de $p < 0.05$, Figura 7) em comparação com as plantações de bananeira para a razão D1/D3. A conversão resultou em uma redução de 19% na razão D1/D3. No entanto, não houve diferença significativa entre a floresta e a plantação de bananeira para as outras razões D1/D2, D1/D4 e D1/D5.

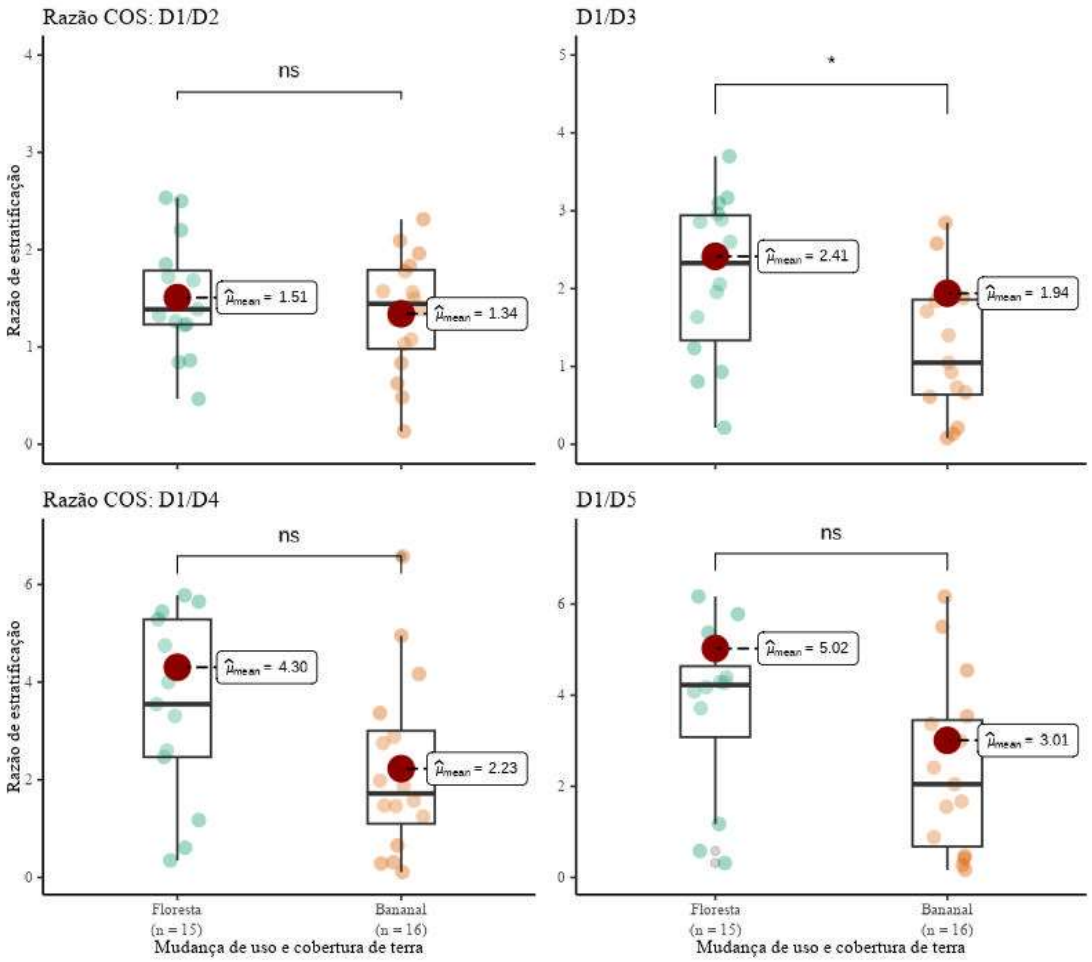

Figura 7: Comparação das Médias de RE do COS entre o Uso e Cobertura da Terra. ns = não estatisticamente significativo. * = significativo ao nível de significância de 5%.

5 DISCUSSÃO

5.1 Impacto da Mudança de Uso e Cobertura do Solo nos Estoques de Carbono na Biomassa Viva, COS e NTS

Neste estudo, verificamos que o solo tem a capacidade de armazenar uma quantidade significativamente maior de carbono em comparação com a vegetação, representando aproximadamente quatro vezes mais carbono (155.45 Mg ha $^{-1}$) do que o encontrado na vegetação (40.39 Mg ha $^{-1}$). Esses resultados estão em concordância com diversos estudos realizados em diferentes partes do mundo (Twongyirwe *et al*., 2013; Wang *et al*., 2021). Vale destacar que, embora nossos estoques totais de carbono orgânico do solo tenham superado os valores encontrados na floresta de *miombo* (55 Mg ha $^{-1}$ e 78 Mg ha $^{-1}$) estimados por Magalhães em 2021 e 2023, respectivamente, a uma profundidade de 30 cm e 60 cm, eles ainda são inferiores aos valores médios observados em FSVM da Etiópia a uma profundidade de 80 cm (320 e 412 Mg ha $^{-1}$) (Kassa *et al*., 2017), assim como à média global (254 Mg ha $^{-1}$ a uma profundidade de 100 cm) (Batjes, 1996).

As estimativas do presente estudo referentes à quantidade de carbono armazenado na biomassa (40.39 Mg ha $^{-1}$) e na parte aérea das árvores (AGC) (32. 31 Mg ha $^{-1}$), revelam-se superiores às estimativas realizadas para os bosques de *miombo* seco em Moçambique por Ribeiro *et al*., (2013) com um total de 28.88 Mg ha $^{-1}$, Woollen *et al*., (2012) com 20.7 ha $^{-1}$ para o AGC, Montfort *et al*., (2021) com 36 Mg ha $^{-1}$ para o carbono total das árvores, Ryan *et al*., (2011) com 32.10 Mg ha $^{-1}$ para o carbono total das árvores e 21. 20 Mg ha $^{-1}$ para o AGC e Magalhães (2018), com 40.92 Mg ha $^{-1}$ para o carbono total das árvores e 29.25 para o AGC. Apesar das florestas de *miombo* possuírem baixos estoques de carbono por unidade de área em relação aos outos tipos florestais, elas possuem maior capacidade de sequestro e armazenamento de carbono, devido à sua extensa cobertura no território nacional (Dewees *et al*., 2011; Lupala *et al*., 2014). Essas estimativas ainda se encontram abaixo das estimativas realizadas para bosques de mecrusse em Moçambique por Magalhães e Seifert (2015) e Magalhães (2017), onde foram obtidos valores de 75.37 Mg ha $^{-1}$ para o carbono total das árvores e 60.56 Mg ha $^{-1}$ para o AGC.

A conversão da floresta sempre verde de montanha em plantações de banana resultou em uma perda de COS e NTS nas camadas superficiais. Essa tendência é consistente com relatórios que indicam que a maior parte das perdas de COS e NTS ocorre nas camadas mais superficiais do solo após a conversão da floresta para agricultura (Don *et al*., 2011; Guo e Gifford, 2002; Magalhães, 2023; Murty *et al*., 2002; Schroth *et al*., 2002). Enquanto o estoque de COS não apresentou uma diferença estatisticamente significativa nessa profundidade, o estoque de NTS foi consideravelmente reduzido.

O resultado acima sugere que, em um ambiente tropical húmido, a principal influência da mudança no uso e cobertura do solo nos estoques de COS está concentrada nas camadas mais próximas à superfície, refletindo o impacto imediato da conversão da floresta para a agricultura. Por outro lado, a influência sobre os estoques de NTS é mais abrangente, afectando tanto as camadas superficiais quanto as camadas mais profundas até 100 cm. Estes resultados também ressaltam a importância de adoptar uma profundidade adequada na amostragem do solo ao investigar os efeitos da mudança no uso e cobertura do solo nos estoques de C e N no solo. Conforme destacado por Harrison *et al*., (2011), a amostragem superficial do solo pode levar a uma significativa subestimação do carbono orgânico e nitrogénio presentes no perfil do solo, bem como à incapacidade de mensurar adequadamente os impactos e outras alterações.

A conclusão de que a conversão de floresta para monocultura resulta na alteração dos estoques de COS nas camadas superficiais e não no perfil total está em consonância com os estudos realizados por Biazin *et al*., (2018) e Schroth *et al*., (2002). A falta de significância nos estoques de COS no estudo de Schroth *et al*., (2002), foi associada a mudanças na distribuição de massa de raízes no perfil do solo e às diferenças na abundância e actividade da fauna do solo entre tipos de vegetação e espécies de plantas. Biazin *et al*., (2018), também sugerem que prácticas de maneio aprimoradas, como a manutenção de resíduos de culturas e fertilização, contribuíram para a ausência de significância nos estoques de COS.

Semelhante ao estudo actual, outros estudos, como os de Blécourt *et al*., (2019); Kassa (*et al*., 2017); Xue e An,(2018); Lemenih, (2004), também observaram reduções significativas nos estoques de NTS nas camadas superficiais, bem como quando consideraram a profundidade total do solo. As florestas sempre-verde de montanha são conhecidas por abrigar espécies leguminosas fixadoras de nitrogênio, entretanto, sua conversão para espécies não fixadoras de nitrogénio reduz a disponibilidade de nitrogénio e outros nutrientes (Grandgirard *et al*., 2002; Kassa *et al*., 2017). Em contraste, no estudo conduzido por Magalhães e Mamugy, (2020), não

foram encontradas diferenças significativas nos estoques de NTS após a conversão da floresta em áreas de agricultura. Os autores justificam essa observação pelo facto de que mais de 80% das culturas cultivadas em áreas de cultivo itinerante serem plantas fixadoras de nitrogênio. Powers (2004), relata que culturas como a banana têm uma demanda muito elevada por nitrogênio, o que justifica o seu declínio quando as florestas são convertidas em bananal, como é o caso da área de estudo. Ademais, factores como a precipitação podem aumentar a taxa de lixiviação dos nutrientes para as camadas mais profundas do solo, conforme observado por Guo e Gifford (2002); Murty *et al*., (2002); Wei *et al*., (2014).

A discrepância nos estoques COS e NTS entre as camadas superficiais da floresta e as plantações de banana pode ser atribuída a uma série de factores cruciais. Na floresta, a presença de um maior estoque de COS e NTS nas camadas superficiais é resultado da acumulação mais significativa de matéria orgânica, proveniente tanto da queda de liteira quanto da menor taxa de oxidação dessa matéria (Dhillon e Van Rees, 2016; Guo e Gifford, 2002; Lemenih, (2004); Lorenz e Lal, 2014; Murty *et al*., 2002). Além disso, a riqueza e densidade das espécies na floresta promovem interacções complexas que favorecem a retenção de carbono e nitrogénio no solo (Dhillon e Van Rees, 2016; Kassa *et al*., 2017; Lorenz e Lal, 2014; Magalhães, 2023). Por outro lado, a baixa concentração de COS e NTS na plantação de banana pode ser explicada pela diminuição na produção de liteira e alterações na composição da comunidade microbiana, conforme mencionado por Dhillon e Van Rees (2016); Schroth *et al*., (2002).

Estudos prévios também apontaram que as plantações de bananeira têm o potencial de afectar significativamente o ciclo hidrológico local, bem como aumentar a erosão hídrica devido ao gotejamento das copas (Cooper, 2010; Zhang *et al*., 2021), o que agrava a perda de nutrientes, principalmente em terrenos íngremes. Por exemplo, em um estudo conduzido por Zhang *et al*., (2021) foram avaliados os efeitos do dossel das plantações de bananeira na redistribuição da água e erosão hídrica, tendo sido observado que aproximadamente 84% da precipitação incidente foi redirecionada através das copas das bananeiras. Além disso, a energia cinética das gotas de chuva que caíam sobre o dossel da bananeira foi 23,7 vezes maior do que nas áreas sem gotejamento do dossel e 2,7 vezes maior do que em campos abertos, evidenciando a capacidade do dossel das copas em aumentar a erosividade da precipitação e consequente perda de COS e NTS.

Foi notável que os estoques de COS no subsolo permanecem relativamente similares após a mudança de uso e cobertura da terra. Esse padrão é consequência da interacção menos intensa do ser humano com o subsolo, conforme apontado por Kassa *et al*., (2017). A decomposição gradual das raízes remanescentes de árvores e arbustos após a conversão da floresta, como também indicado por Kassa *et al*., (2017); Lemenih, (2004), contribui para a manutenção desses estoques. Como mencionado por Biazin *et al*., (2018); Don *et al*., (2011); Guo e Gifford (2002), a actividade agrícola aumenta a mistura do solo da superfície com o subsolo, o que pode homogeneizar os estoques de COS. Essa mistura resulta em uma distribuição mais uniforme de matéria orgânica e nutrientes, atenuando as variações nos estoques de COS entre as diferentes camadas.

A conversão da floresta sempre verde de montanha em plantações de banana não resultou em um aumento significativo na densidade do solo contrariando os resultados de estudos anteriores, como os de Don *et al*., (2011); Kassa *et al*., (2017); Lemenih (2004); Magalhães, (2023). Esses estudos demonstraram que perturbações regulares no solo, incluindo lavoura e colheita anual, aumentam a exposição da matéria orgânica aos factores climáticos, acelerando sua decomposição e, consequentemente, elevando a densidade do solo. Esse aumento na decomposição, causado pela temperatura elevada, torna o solo mais propenso à compactação (Magalhães, 2023). No entanto, as plantações de bananeiras têm características distintas, como uma lavoura realizada antes do plantio a cada 5-6 anos (Sierra e Causeret, 2018) e a colheita da cultura feita acima do solo (Murty *et al*., 2002). Como resultado, o solo não sofre perturbação regular devido à lavoura e à exposição após a colheita. Além disso, as plantações de bananeiras inicialmente homogêneas se tornam heterogêneas após alguns anos de cultivo. Portanto, essas características contribuem para a estabilidade da densidade do solo após a conversão da floresta para plantações de banana.

A razão de estratificação (RE) do COS entre as camadas superficiais da FSVM revelou-se menor que 2, enquanto nas camadas subsequentes foi maior que 2. A RE do COS é um indicador amplamente reconhecido da qualidade do solo e tende a refletir a preservação do solo não perturbado (Franzluebbers, 2002). Valores de RE superiores a 2 indicam alta qualidade do solo, enquanto valores inferiores a 2 estão frequentemente associados a solos degradados (Franzluebbers, 2002). No caso da FSVM, o COS entre as camadas superficiais parece estar uniformemente distribuído, resultando em valores de RE inferiores. Isso pode ser atribuído ao facto de a FSVM ser considerada um importante corredor para elefantes (Nicolau e Duarte

2021). A perturbação na camada superficial do solo devido ao pisoteio dos elefantes pode afectar a estabilidade do COS, contribuindo assim para esses valores baixos de RE entre as camadas superficiais subsequentes.

Na floresta sempre-verde de montanha, a razão de estratificação do COS foi consistentemente superior a 2, indicando alta qualidade de solo. Por outro lado, nas plantações de bananeira, as razões de estratificação do COS foram consistentemente inferiores a 2 nas camadas superficiais, mostrando uma clara degradação do solo com a mudança de uso e cobertura do solo.

A diferença estatisticamente significativa na razão de estratificação entre as FSVM e as plantações de bananeira indica que a qualidade do solo foi adversamente afectada após a conversão das FSVM em plantações de bananeira. Essa descoberta está em linha com estudos anteriores, como os de Figueiredo *et al*., (2013); Sá e Lal, (2009), que observaram impactos negativos na qualidade do solo após a substituição da vegetação natural por ecossistemas agrícolas. A práctica contínua de cultivo e a mistura das camadas superficiais do solo com o subsolo durante a preparação do terreno podem explicar os valores mais baixos de RE encontrados nas plantações de bananeira em comparação com as FSVM, conforme também destacado por Magalhães *et al*., (2021). Além disso, é relevante considerar que a RE após a substituição da vegetação natural pode variar ao longo dos anos Deng *et al*., (2016) demonstraram que a RE está correlacionada com o tempo decorrido desde a conversão.

6 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÃO

6.1 Conclusões

i. A conversão da floresta sempre verde de montanha em plantações de banana culminou com uma redução drástica nos estoques de carbono na vegetação arbórea. A ausência de árvores nas plantações de banana levou a uma perda significativa de aproximadamente 40,39 Mg ha $^{-1}$ de estoque de carbono.

ii. A conversão da floresta sempre verde de montanha em plantações de bananeiras teve um impacto negativo nas reservas de carbono orgânico do solo e nitrogénio total do solo, especialmente nas camadas superficiais do solo. Ao considerar a profundidade de 100 cm, observou-se que o nitrogénio total do solo sofreu uma redução significativa de 36%, enquanto o carbono orgânico do solo também experimentou uma diminuição de 20%, embora essa diminuição não tenha alcançado significância estatística. Vale destacar que a densidade do solo não apresentou diferenças significativas entre a floresta e as plantações de bananeira, embora tenha sido observado um ligeiro aumento na densidade do solo nas áreas de cultivo. Adicionalmente, a qualidade do COS foi negativamente afectada com a conversão de florestas para bananais.

6.2 Recomendações

Para Estudos Futuros:

Estudos de Longo Prazo: realizar estudos de longo prazo para monitorar as mudanças nos estoques de COS e NTS após a conversão da floresta para plantações de banana. Isso ajudará a entender como os impactos evoluem ao longo do tempo e quais práticas de maneio podem ser mais eficazes na mitigação dos efeitos negativos.

Inclusão de Factores Climáticos e Topográficos: avaliar a influência de variáveis climáticas, como precipitação e temperatura, e factores topográficos, como aspecto topográfico, elevação e inclinação na distribuição dos estoques de COS e NTS.

Para a Gestão da Floresta Sempre Verde de Montanha: Diversificação de Culturas: incentivar a diversificação de culturas nas plantações de bananeira. Isso pode incluir o cultivo intercalar com culturas de cobertura de solo, leguminosas fixadoras de nitrogênio ou outras culturas compatíveis com a conservação do solo e a redução da erosão.

Educação e Conscientização: promover a educação e a conscientização entre os agricultores e a comunidade local sobre os impactos da conversão da floresta em bananal e os benefícios da conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistémicos da floresta.

Monitoramento Contínuo: estabelecer programas de monitoramento contínuo para avaliar a saúde do solo, a biodiversidade e outros indicadores ambientais na FSVM. Isso permitirá ajustar as estratégias de gestão conforme necessário.

Políticas de Incentivo: desenvolver políticas e incentivos para recompensar práticas agrícolas sustentáveis e a conservação da floresta, como créditos de carbono ou programas de pagamento por serviços ambientais.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aduan, R. E., Vilela, M. D. F., & Klink, C. A. (2003). Ciclagem de Carbono em Ecossistemas Terrestres - O Caso do Cerrado Brasileiro. Embrapa Cerrados, 30.

Akpa, S. I. C., Odeh, I. O. A., Bishop, T. F. A., Hartemink, A. E., & Amapu, I. Y. (2016). Total soil organic carbon and carbon sequestration potential in Nigeria. Geoderma, 271, 202–215. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.02.021.

Aweto, A. O. (2013). Shifting Cultivation and Secondary Succession in the Tropics.

Batjes, N. H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. European Journal of Soil Science, 47(2), 151–163. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01386.x.

Berhe, A. A., Barnes, R. T., Six, J., & Mar, E. (2018). Role of Soil Erosion in Biogeochemical Cycling of Essential Elements: Carbon , Nitrogen , and Phosphorus. March, 521–548.

Biazin, B., Kim, D.-G., & Mengistu, T. (2018). Soil Organic Carbon and Nitrogen Stocks Following Land Use Changes in a Sub-Humid Climate. Environment and Natural Resources Research, 8(1), 70. https://doi.org/10.5539/enrr.v8n1p70.

Bruun, T. B., Ryan, C. M., de Neergaard, A., & Berry, N. J. (2021). Soil organic carbon stocks maintained despite intensification of shifting cultivation. Geoderma 388, 114804. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114804.

Burras, C. L., Kimble, J., Lal, R., Mausbach, M., Uehara, G., Cheng, H. H., Kissel, D., Luxmoore, R., Rice, C., & Wilding, L. (2001). Carbon Sequestration: Position of the Soil Science Society of America, 1–4. http://lib.dr.iastate.edu/agron_pubs/59.

CEAGRE, W. I. (2016). Identificação e análise dos agentes e causas directas e indirectas de desmatamento e degradação florestal em Moçambique. 1–36.

Cerbu, G. A., Swallow, B. M., & Thompson, D. Y. (2011). Locating REDD: A global survey and analysis of REDD readiness and demonstration activities. Environmental Science and Policy, 14(2), 168–180. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.09.007.

Cole, T. G., & Ewel, J. J. (2006). Allometric equations for four valuable tropical tree species. Forest Ecology and Management, 229(1–3), 351–360.

Collins, H. P., Paul, E. A., Paustian, K., e elliott, E. T. (1997). Characterization of soil organic carbon relative to its stability and turnover.

Conforti, M., Lucà, F., Scarciglia, F., Matteucci, G., & Buttafuoco, G. (2016). Soil carbon stock in relation to soil properties and landscape position in a forest ecosystem of southern Italy (Calabria region). Catena, 144, 23–33.

Cooper, M. (2010). Advanced Bash-Scripting Guide An in-depth exploration of the art of shell scripting Table of Contents, 2274(November 2008), 2267–2274.

Curtis Monger, H., Kraimer, R. A., Khresat, S., Cole, D. R., Wang, X., & Wang, J. (2015). Sequestration of inorganic carbon in soil and groundwater. Geology, 43(5), 375–378. https://doi.org/10.1130/G36449.1.

Da Silva, E. F., Lourente, E. P. R., Marchetti, M. E., Mercante, F. M., Ferreira, A. K. T., & Fujii, G. C. (2011). Frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica em solos sob integração lavoura-pecuária. Pesquisa Agropecuaria Brasileira, 46(10), 1321–1331. https://doi.org/10.1590/S0100-204X2011001000028.

de Blécourt, M., Gröngröft, A., Baumann, S., & Eschenbach, A. (2019). Losses in soil organic carbon stocks and soil fertility due to deforestation for low-input agriculture in semi-arid southern Africa. Journal of Arid Environments, 165(March), 88–96.

De Stefano, A., & Jacobson, M. G. (2018). Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis. Agroforestry Systems, 92(2), 285–299. https://doi.org/10.1007/s10457-017-0147-9.

Deng, J., Sun, P., Zhao, F., Han, X., Yang, G., Feng, Y., & Ren, G. (2016). Soil C, N, P and its stratification ratio affected by artificial vegetation in subsoil, Loess Plateau China. PLoS ONE, 11(3), 1–18. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0151446.

Dewees, P., Campbell, B., Katerere, Y., Sitoe, A., Cunningham, A. B., Angelsen, A., & Wunder, S. (2011). Managing the Miombo Woodlands of Southern Africa. Journal of Natural Resources Policy Research, 2(1), pp 1-77.

Dhillon, G. S., & Van Rees, K. C. J. (2016). Soil organic carbon sequestration by shelterbelt agroforestry systems in saskatchewan. Canadian Journal of Soil Science, 97(3), 394–409. https://doi.org/10.1139/cjss-2016-0094.

Diels, J., Vanlauwe, B., Van Der Meersch, M. K., Sanginga, N., & Merckx, R. (2004). Long-term soil organic carbon dynamics in a subhumid tropical climate: 13C data in mixed C3/C4 cropping and modeling with ROTHC. Soil Biology and Biochemistry, 36(11),

1739–1750. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.04.031.

Don, A., Schumacher, J., & Freibauer, A. (2011). Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks - a meta-analysis. Global Change Biology, 17(4), 1658–1670.

Durigan, M. R., Cherubin, M. R., de Camargo, P. B., Ferreira, J. N., Berenguer, E., Gardner, T. A., Barlow, J., Dias, C. T. dos S., Signor, D., de Oliveira, R. C., & Cerri, C. E. P. (2017). Soil organic matter responses to anthropogenic forest disturbance and land use change in the eastern Brazilian Amazon. Sustainability (Switzerland), 9(3). https://doi.org/10.3390/su9030379.

Ellert, B. H., Janzen, H. H., VandenBygaart, A. J., & Bremer, E. (2007). Measuring change in soil organic carbon storage: Soil Sampling and Methods of Analysis. Second Edition, June 2014, 25–38. https://doi.org/10.1201/9781420005271.ch3.

Ellertl, B. H., & Bettany, J. R. (1995). Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes.

Fernández-Romero, M. L., Lozano-García, B., & Parras-Alcántara, L. (2014). Topography and land use change effects on the soil organic carbon stock of forest soils in Mediterranean natural areas. Agriculture, Ecosystems and Environment, 195, 1–9.

Figueiredo, C. C., Resck, D. V. S., Carneiro, M. A. C., Ramos, M. L. G., & Sá, J. C. M. (2013). Stratification ratio of organic matter pools influenced by management systems in a weathered Oxisol from a tropical agro-ecoregion in Brazil. Soil Research, 51(2), 133–141. https://doi.org/10.1071/SR12186.

Filho, R. M. F. (2017). Frações Da Matéria Orgânica e Atributos Físicos de um Vertissolo em Sistemas De Consórcio de longa Duração. Universidade Federal Da Paraíba-Tese de Mestrado, 87(1,2), 149–200.

Franzluebbers, A J. (2002). Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. 66, 95–106.

Franzluebbers, Alan J. (2010). Will we allow soil carbon to feed our needs? Carbon Management, 1(2), 237–251. https://doi.org/10.4155/cmt.10.25.

Fujisaki, K., Perrin, A. S., Desjardins, T., Bernoux, M., Balbino, L. C., & Brossard, M. (2015). From forest to cropland and pasture systems: A critical review of soil organic carbon stocks changes in Amazonia. Global Change Biology, 21(7), 2773–2786.

Gibbs, H. K., Brown, S., Niles, J. O., & Foley, J. A. (2007). Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: Making REDD a reality. Environmental Research Letters, 2(4). https://doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045023.

Grandgirard, J., Poinsot, D., Krespi, L., Nénon, J. P., & Cortesero, A. M. (2002). Costs of secondary parasitism in the facultative hyperparasitoid Pachycrepoideus dubius: Does host size matter? Entomologia Experimentalis et Applicata, 103(3), 239–248. https://doi.org/10.1023/A.

Griffiths, R. P., Madritch, M. D., & Swanson, A. K. (2009). The effects of topography on forest soil characteristics in the Oregon Cascade Mountains (USA): Implications for the effects of climate change on soil properties. Forest Ecology and Management, 257(1), 1–7. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.010.

Guedes, B. (2004). Caracterização silvicultural e comparação das reservas florestais de Maronga, Moribane e Zomba, Província de Manica. Projecto Final Para o Grau de Licenciatura Em Engenharia Florestal, FAEF/UEM. Maputo., 85p.

Guo, L. B., & Gifford, R. M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: A meta analysis. Global Change Biology, 8(4), 345–360.

Häring, V., Fischer, H., Cadisch, G., & Stahr, K. (2013). Implication of erosion on the assessment of decomposition and humification of soil organic carbon after land use change in tropical agricultural systems. Soil Biology and Biochemistry, 65, 158–167. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.04.021.

Harris, N. L., Petrova, S., Stolle, F., & Brown, S. (2008). Identifying optimal areas for REDD intervention: East Kalimantan, Indonesia as a case study. Environmental Research Letters, 3(3). https://doi.org/10.1088/1748-9326/3/3/035006.

Harrison, R. B., Footen, P. W., & Strahm, B. D. (2011). Deep soil horizons: Contribution and importance to soil carbon pools and in assessing whole-ecosystem response to management and global change. Forest Science, 57(1), 67–76.

Jesus, M., Henriques, P., Laranjeira, P., & Narciso, V. (1997). shifting cultivation. 98–103.

Johnston, A. E., Poulton, P. R., & Coleman, K. (2009). Chapter 1 Soil Organic Matter. Its Importance in Sustainable Agriculture and Carbon Dioxide Fluxes. In Advances in Agronomy (1st ed., Vol. 101, Issue 08). Elsevier Inc. https://doi.org/10.1016/S0065-

2113(08)00801-8.

Kassa, H., Dondeyne, S., Poesen, J., Frankl, A., & Nyssen, J. (2017). Impact of deforestation on soil fertility, soil carbon and nitrogen stocks: the case of the Gacheb catchment in the White Nile Basin, Ethiopia. Agriculture, Ecosystems and Environment, 247(June), 273–282. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.034.

Klaus, L., & Rattan, L. (2016). Soil Organic Carbon – An Appropriate Indicator to Monitor Trends of Land and Soil Degradation within the SDG Framework? Carbon Management & Sequestration Center, May, 31–48.

Laganiére, J., Angers, D., & Paré, D. (2010). Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation a meta-analysis. Global Change Biology, 10, 439–453.

Lal, R. (2005). Forest soils and carbon sequestration. Forest Ecology and Management, 220(1–3), 242–258. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.015.

Lal, R. (2021). Soil erosion and the global carbon budget. 29(2003), 437–450.

Lal, R. (2009). Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicator of carbon sequestration in a tillage chronosequence on a Brazilian Oxisol Soil.

Lee, J., Hopmans, J. W., Rolston, D. E., Baer, S. G., & Six, J. (2009). Determining soil carbon stock changes : Simple bulk density corrections fail. Agriculture, Ecosystems and Environment, 134, 251–256. https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.07.006.

Lemenih, M. (2004). Effects of Land Use Changes on Soil Quality and Native Flora Degradation and Restoration in the Highlands of Ethiopia. In Sciences-New York (Issue June). https://doi.org/10.2307/3298564.

Lisboa SN, Guedes BS, Ribeiro N, Sitoe A. (2018). Biomass allometric equation and expansion factor for a mountain moist evergreen forest in Mozambique. Carbon Balance Manage, 13:1–17. Available from: https://doi.org/10.1186/s13021-018-0111-7.

Lorenz, K., e Lal, R. (2010). Carbon sequestration in forest ecosystems. In Carbon Sequestration in Forest Ecosystems. https://doi.org/10.1007-978-90-481-3266-9.

Lorenz, K., & Lal, R. (2014). Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. Agronomy for Sustainable Development, 34(2), 443–454.

Lupala, Z. J., Lusambo, L. P., & Ngaga, Y. M. (2014). Management, Growth, and Carbon

Storage in Miombo Woodlands of Tanzania. International Journal of Forestry *Research*, *2014*, 1–11. https://doi.org/10.1155/2014/629317

Machava, C. D. A. (2020). Modelagem Dinâmica do Desmatamento na Província de Manica - Moçambique. Programa de Pós-Graduação Em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais, 53(9), 1–88. https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/33558/1/Dissertacao Final _ Castigo Machava.pdf.

Magalhães, T. M. (2017). Carbon stocks in necromass and soil pools of a Mozambican tropical dry forest under different disturbance regimes. Biomass and Bioenergy, 105, 373–380. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.07.023.

Magalhães, T. M. (2018). Relatório do IV Inventário Florestal Nacional. (p. 118).

Magalhães, T. M. (2023). Trees in agricultural landscapes maintain soil organic carbon following miombo woodland conversion to shifting cultivation. Geoderma, 429(September 2022). https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116241.

Magalhães, T. M., Fanheiro, A. S. M., & Cossa, V. N. (2021). Miombo conversion to monoculture tree plantations: Changes in soil properties. In Land Degradation and Development (Vol. 32, Issue 16). https://doi.org/10.1002/ldr.4049.

Magalhães, T. M., & Mamugy, F. P. S. (2020). Fine root biomass and soil properties following the conversion of miombo woodlands to shifting cultivation lands. Catena, 194(April 2019), 104693. https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104693.

Magalhães, T. M., & Seifert, T. (2015). Tree component biomass expansion factors and root-to-shoot ratio of Lebombo ironwood: Measurement uncertainty. Carbon Balance and Management, 10(1). https://doi.org/10.1186/s13021-015-0019-4.

Martins, C. R., Pereira, P. A. de P., Lopes, W. A., & Andrade, J. B. de. (2003). Ciclos Globais de Carbono , Nitrogênio e Enxofre : a Importância na Química da Atmosfera. Caderno Temáticos de Química Nova Na Escola, 5, 28–41.

Miller, B. A., Koszinski, S., Wehrhan, M., & Sommer, M. (2015). Comparison of spatial association approaches for landscape mapping of soil organic carbon stocks. Soil, 1(1), 217–233. https://doi.org/10.5194/soil-1-217-2015.

Montagnini, F., & Nair, P. K. R. (2004). Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. Agroforestry Systems, 61–62(1–3), 281–

295. https://doi.org/10.1023/B:AGFO.0000029005.92691.79.

Montfort, F., Nourtier, M., Grinand, C., Mercier, C., Roelens, J., & Blanc, L. (2021). Forest Ecology and Management Regeneration capacities of woody species biodiversity and soil properties in Miombo woodland after slash-and-burn agriculture in Mozambique. 488(February). https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119039.

Muhate, A. B. (2004). Estudo da Composição e Estrutura arbórea ao longo de um gradiente altitudinal na Reserva Florestal de Moribane. Projecto Final de Licenciatura Em Engenharia Florestal. UEM/FAEF. Maputo., 48p.

Murty, Danuse, Kirschbaum, M. U. F., Mcmurtrie, R. E., & Mcgilvray, H. (2002). Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. Global Change Biology, 8(2), 105–123. https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2001.00459.x.

Nair, P. K. R., Nair, V. D., Kumar, B. M., & Haile, S. G. (2009). Soil carbon sequestration in tropical agroforestry systems: a feasibility appraisal. Environmental Science and Policy, 12(8), 1099–1111. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.01.010.

Nhantumbo, I., & Izidine, S. (2009). Preparing for REDD in dryland forests: investigating the options and potential synergy for REDD payments in the miombo eco-region: Mozambique country study. Londom.

Nicolau, D., & Duarte, E. (2021). Relatório da Visita de Campo ao Parque Nacional de Chimanimani e Zona Tampão, Província de Manica.

Nourtier, M., Grinand, C., Mercier, C., Roelens, J., & Blanc, L. (2021). Forest Ecology and Management Regeneration capacities of woody species biodiversity and soil properties in Miombo woodland after slash-and-burn agriculture in Mozambique. 488(February). https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119039.

Olson, K. R., Al-kaisi, M., Lal, R., & Cihacek, L. (2016). Impact of soil erosion on soil organic carbon stocks. May. https://doi.org/10.2489/jswc.71.3.61A.

Pardon, P., Reubens, B., Reheul, D., Mertens, J., De Frenne, P., Coussement, T., Janssens, P., & Verheyen, K. (2017). Trees increase soil organic carbon and nutrient availability in temperate agroforestry systems. Agriculture, Ecosystems and Environment, 247(January), 98–111. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.018.

Pinheiro, É. F. M. (2007). Fracionamento Físico e Caracterização da Matéria Orgânica do Solo sob Diferentes Coberturas Vegetais. 1–85.

Poeplau, C., Vos, C., & Don, A. (2017). Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content. Soil, 3(1), 61–66. https://doi.org/10.5194/soil-3-61-2017.

Powers, J. S. (2004). Changes in soil carbon and nitrogen after contrasting land-use transitions in northeastern Costa Rica. Ecosystems, 7(2), 134–146. https://doi.org/10.1007/s10021-003-0123-2.

Reynaldo, L. V., Piccolo, M., & Vargas, A. (2016). Ciclo do Nitrogénio, pp. 106–117. http://www.esalq.usp.br/departamentos/lso/arquivos_aula/LSO_400 LIVRO -

Roscoe, R., & Machado, P. (2002). Fracionamento Físico do Solo em Estudos da Matéria Orgânica.

Ryan, C. M., Williams, M., & Grace, J. (2011). Above - and Belowground Carbon Stocks in a Miombo Woodland Landscape. July. https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00713.x

Sá, J. C. de M., & Lal, R. (2009). Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicator of carbon sequestration in a tillage chronosequence on a Brazilian Oxisol. Soil and Tillage Research, 103(1), 46–56. https://doi.org/10.1016/j.still.2008.09.003.

Sariyildiz, T., Anderson, J. M., & Kucuk, M. (2005). Effects of tree species and topography on soil chemistry, litter quality, and decomposition in Northeast Turkey. Soil Biology and Biochemistry, 37(9), 1695–1706. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.02.004.

Schroth, G., D'Angelo, S. A., Teixeira, W. G., Haag, D., & Lieberei, R. (2002). Conversion of secondary forest into agroforestry and monoculture plantations in Amazonia: Consequences for biomass, litter and soil carbon stocks after 7 years. Forest Ecology and Management, 163(1–3), 131–150. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00537-0.

Sierra, J., & Causeret, F. (2018). Changes in soil carbon inputs and outputs along a tropical altitudinal gradient of volcanic soils under intensive agriculture. Geoderma, 320(November 2017), 95–104. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.01.025

Silva, L. J. (2015). Estoques de Carbono e Nitrogênio de Solos e sua relação com Atributos Químicos de Solos, Águas e Sedimentos Marginais como Indicadores de Manejo e Conservação de Ecossistemas na Bacia Do Rio Paraopeba-Mg. In Universidade Federal

de Viçosa-Tese de Mestrado.

Smith, T. M., & Smith, R. L. (2016). Elements of Ecology (9th ed.). Pearson.

Sun, W., Zhu, H., & Guo, S. (2015). Soil organic carbon as a function of land use and topography on the Loess Plateau of China. Ecological Engineering, 83, 249–257. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.06.030.

Tesfaye, M. A., Bravo, F., Ruiz-peinado, R., Pando, V., & Bravo-oviedo, A. (2016). Geoderma Impact of changes in land use , species and elevation on soil organic carbon and total nitrogen in Ethiopian Central Highlands. Geoderma, 261, 70–79.

Tinker, P. B., Ingram, J. S. I., & Struwe, S. (1996). Effects of slash-and-burn agriculture and deforestation on climate change. 8809. https://doi.org/10.1016/0167-8809(95)00651-6.

Twongyirwe, R., Sheil, D., Majaliwa, J. G. M., Ebanyat, P., Tenywa, M. M., Heist, M. Van, & Kumar, L. (2013). Geoderma uma paisagem afro-montana no sudoeste de Uganda. 194, 282–289. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.09.005.

Wan, H. S., Zhang, W. C., Wu, W., & Liu, H. Bin. (2023). Environmental factors affecting soil organic carbon, total nitrogen, total phosphorus under two cropping systems in the Three Gorges Reservoir area. Journal of Soils and Sediments, 23(2), 831–844. https://doi.org/10.1007/s11368-022-03373-y.

Wang, C., Li, L., Yan, Y., Cai, Y., Xu, D., Wang, X., & Chen, J. (2021). Agricultura, Ecossistemas e Meio Ambiente Efeitos do cultivo e do abandono agrícola no carbono, nitrogênio e fósforo do solo em uma estepe de campina no leste da Mongólia Interior. 309(12). https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107284

Wang, F., Li, Z., Xia, H., Zou, B., Li, N., LIu, J., & Zhu, W. (2010). Effects of nitrogen-fixing and non-nitrogen-fixing tree species on soil properties and nitrogen transformation during forest restoration in southern China. Soil Science and Plant Nutrition, 56(2), 297–306. https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2010.00454.x

Wang, S., Wang, X., & Ouyang, Z. (2012). Effects of land use, climate, topography and soil properties on regional soil organic carbon and total nitrogen in the Upstream Watershed of Miyun Reservoir, North China. Journal of Environmental Sciences, 24(3), 387–395. https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60789-4.

Wang, T., Kang, F., Cheng, X., Han, H., & Ji, W. (2016). Soil and Tillage Research Soil organic carbon and total nitrogen stocks under different land uses in a hilly ecological restoration area of North China. Soil and Tillage Research, 163, 176–184.

Wei, X., Shao, M., Gale, W., & Li, L. (2014). Global pattern of soil carbon losses due to the conversion of forests to agricultural land. Scientific Reports, 4, 6–11.

Wertz-Kanounnikoff, S., Sitoe. A., & Salomão, A. (2011). Como o REDD+ está a emergir nas florestas secas da África Austral? Um instantâneo de Moçambique.

Wilcox, R.R. (2002). Aplying Contemporary Statistical Techniques. 1st Edition.

Williams, M., Ryan, C. M., Rees, R. M., Sambane, E., Fernando, J., & Grace, J. (2008). Carbon sequestration and biodiversity of re-growing miombo woodlands in Mozambique. Forest Ecology and Management, 254(2), 145–155.

Woollen, E., Ryan, C. M., & Williams, M. (2012). Carbon Stocks in an African Woodland Landscape : Spatial Distributions and Scales of Variation. 804–818.

Xue, Z., & An, S. (2018). Changes in soil organic carbon and total nitrogen at a small watershed scale as the result of land use conversion on the Loess Plateau.Sustainability (Switzerland), 10(12). https://doi.org/10.3390/SU10124757.

Yoo, K., Amundson, R., Heimsath, A. M., & Dietrich, W. E. (2006). Spatial patterns of soil organic carbon on hillslopes: Integrating geomorphic processes and the biological C cycle. Geoderma, 130(1–2), 47–65. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.01.008

Zeng, Y., Fang, N., & Shi, Z. (2020). Effects of human activities on soil organic carbon redistribution at an agricultural watershed scale on the Chinese Loess Plateau. Agriculture, Ecosystems and Environment, 303(August), 107112.

Zhang, W., Liu, W., Li, W., Zhu, X., Chen, C., Zeng, H., Jiang, X., Singh, A. K., & Yang, B. (2021). Characteristics of throughfall kinetic energy under the banana (Musa nana Lour.) canopy: The role of leaf shapes. Catena, 197(March 2020), 104985. https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104985.

Zhang, X., Liu, M., Zhao, X., Li, Y., Zhao, W., Li, A., Chen, S., Chen, S., Han, X., & Huang, J. (2018). Topography and grazing effects on storage of soil organic carbon and nitrogen in the northern China grasslands. Ecological Indicators, 93(April), 45–53. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.068.