

CINTIA DAYRANE DUARTE MOREIRA

**MUDANÇAS NAS PROPRIEDADES DO SOLO EM UMA CRONOSSEQUÊNCIA DE
USO NA BACIA DO RIO DOCE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Teogenes Senna de Oliveira

Coorientador: Marcos Rogério Tótola

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2024**

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

T

M838m
2024
Moreira, Cintia Dayrane Duarte, 1998-
Mudanças nas propriedades do solo em uma
cronossequência de uso na bacia do Rio Doce / Cintia Dayrane
Duarte Moreira. – Viçosa, MG, 2024.
1 dissertação eletrônica (124 f.): il. (algumas color.).

Inclui apêndice.

Orientador: Teógenes Senna de Oliveira.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Solos, 2024.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2024.549>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Solo - Uso - Doce, Rio, Bacia (MG e ES) Diversidade
microbiana. 2. Eucalipto - Cultivo. 3. Pastagem. 4. Solos -
Manejo. I. Oliveira, Teógenes Senna de, 1961-. II. Universidade
Federal de Viçosa. Departamento de Solos. Programa de
Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas. III. Título.

CDD 22. ed. 631.43

CINTIA DAYRANE DUARTE MOREIRA

**MUDANÇAS NAS PROPRIEDADES DO SOLO EM UMA CRONOSSEQUÊNCIA DE
USO NA BACIA DO RIO DOCE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 26 de abril de 2024.



Documento assinado digitalmente
CINTIA DAYRANE DUARTE MOREIRA
Data: 31/08/2024 00:37:44-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Cintia Dayrane Duarte Moreira
Autor



Documento assinado digitalmente
TEOGENES SENNA DE OLIVEIRA
Data: 02/09/2024 15:51:46-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Teogenes Senna de Oliveira
Orientador

AGRADECIMENTOS

Agradeço profundamente aos meus pais e irmãos pelo suporte contínuo e confiança, que foram fundamentais em minha jornada. Sou grata aos amigos, colegas e companheiros que estiveram ao meu lado durante a pós-graduação, compartilhando momentos importantes. Destaco, especialmente, a contribuição de David Gabriel, Jeani Sandin, Naiara Figueiredo, Hugo Felipe e Luís Flávio, cujas amizades e colaborações foram inestimáveis.

Meu agradecimento a Gustavo Alves e Bianca Castro pelo apoio constante, afeto e parceria, que foram essenciais para a realização deste projeto. Expresso minha gratidão ao Professor Teogenes Oliveira pela orientação e confiança ao longo desses dois anos de intensa atividade acadêmica, e ao Professor João Ker, por seus valiosos conselhos e incentivo contínuo.

Aos colegas de laboratório, com especial menção a Murilo Mello, meu sincero agradecimento pela parceria ao longo deste projeto. À Universidade Federal de Viçosa (UFV), especialmente ao Departamento de Solos, ao Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas, e ao Laboratório de Matéria Orgânica e Resíduos, expresso meu reconhecimento pelo suporte técnico e infraestrutura. Agradeço à técnica Paloma Viana por sua assistência e orientação nas análises realizadas.

Sou grata ao Laboratório de Biotecnologia e Biodiversidade para o Meio Ambiente pelo auxílio e infraestrutura fornecidos, e ao técnico Alex de Castro pelo apoio prestado. Agradeço também ao Professor Marcos Tótola pela coorientação e ajuda valiosa ao longo do meu mestrado.

Finalmente, expresso minha gratidão à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pela concessão da bolsa, à empresa Celulose Nipo-Brasileira S/A (CENIBRA) pelo suporte financeiro e logístico que foram determinantes para o sucesso deste projeto, e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 pelo apoio fundamental à minha formação.

“Eu vivi mil vidas e amei mil amores. Andei por mundos distantes e vi o fim dos tempos. Porque eu li”. (George R. R. Martin)

RESUMO GERAL

MOREIRA, Cintia Dayrane Duarte, M. Sc, Universidade Federal de Viçosa, abril de 2024.

Mudanças nas propriedades do solo em uma cronosequência de uso na bacia do Rio Doce.

Orientador: Teogenes Senna de Oliveira. Coorientador: Marcos Rogério Tótola.

As mudanças no uso da terra podem exercer uma influência considerável sobre a vegetação e as propriedades do solo, variando de acordo com a duração, o tipo de uso e o manejo do solo empregado. Nesse contexto, a análise dos padrões e das mudanças temporais no uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do Rio Doce, entre os anos de 1985 e 2022, revelou que as principais conversões de áreas de floresta natural ocorreram para pastagens, florestas plantadas e áreas de mosaico agricultura/pastagem. Com o intuito de caracterizar e comparar a qualidade do solo em áreas de povoamentos florestais (naturais e plantados) com aquelas destinadas à pastagem, dentro dos limites da bacia do Rio Doce, foram avaliados indicadores biológicos e químicos de qualidade do solo. Amostras foram coletadas em áreas com dois períodos de conversão (22 e 9 anos), com três formas de uso da terra (sucessão natural, cultivo de eucalipto e pastagem abandonada) e quatro profundidades do solo (0,0-0,10 m; 0,10-0,30 m; 0,30-0,60 m e 0,60-1,0 m), utilizando-se cinco repetições. A análise estatística dos dados foi conduzida considerando um delineamento sistemático em que os tratamentos foram dispostos em esquema fatorial 2 x 3 x 4. Os resultados revelaram diferenças significativas entre os sistemas de uso da terra e os períodos de conversão. Observou-se a predominância de bactérias, seguidas por actinobactérias e fungos no solo, em todas as situações. Notavelmente, o cultivo de eucalipto conduziu a menor diversidade nas comunidades microbianas, bem como a menor biomassa radicular, densidade e volumes de raízes, além de menores atividades enzimáticas e taxas de respiração. Por outro lado, o cultivo de eucalipto apresentou a maior quantidade de serrapilheira e maiores estoques de C total e em frações orgânicas do solo, além de maiores estoques de N total. Em conclusão, este estudo ressalta a importância das mudanças no uso da terra para promover a saúde do solo e a produtividade dos ecossistemas.

Palavras-chaves: Diversidade microbiana; Manejo sustentável; Sucessão natural; Mudanças no uso da terra; Cultivo de eucalipto; Pastagem.

GENERAL ABSTRACT

MOREIRA, Cintia Dayrane Duarte, M. Sc, Federal University of Viçosa, April 2024. **Changes in soil properties in a land-use chronosequence in the Rio Doce Basin.** Advisor: Teogenes Senna de Oliveira. Co-advisor: Marcos Rogério Tótola.

Land-use changes can significantly influence vegetation and soil properties, varying according to the duration, type of use, and soil management employed. In this context, the analysis of patterns and temporal changes in land use and land cover in the Rio Doce watershed, between 1985 and 2022, revealed that the main conversions of natural forest areas occurred into pastures, planted forests, and mosaic agriculture/pasture areas. To characterize and compare soil quality in areas of forest stands (natural and planted) with those intended for pasture within the limits of the Rio Doce Basin, biological and chemical soil quality indicators were evaluated. Samples were collected in areas with two periods of conversion (22 and 9 years), with three forms of land use (natural succession, eucalyptus cultivation, and abandoned pasture) and four soil depths (0.0-0.10 m; 0.10-0.30 m; 0.30-0.60 m, and 0.60-1.0 m), using five replicates. Statistical analysis of the data was conducted considering a systematic design in which treatments were arranged in a 2 x 3 x 4 factorial scheme. The results revealed significant differences between land use systems and conversion periods. Bacteria were predominant, followed by actinobacteria and fungi in the soil, in all situations. Notably, eucalyptus cultivation led to lower diversity in microbial communities, as well as lower root biomass, density, and root volumes, and reduced enzymatic activities and respiration rates. On the other hand, eucalyptus cultivation exhibited the highest amount of litter and showed higher stocks of total C and organic fractions in the soil, as well as higher stocks of total N. In conclusion, this study highlights the importance of land-use changes in promoting soil health and ecosystem productivity.

Keywords: Microbial diversity; Sustainable management; Natural succession; Land-Use changes; Eucalyptus cultivation; Pasture.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO GERAL	9
2.	REVISÃO DE LITERATURA	11
2.1	Degradação do solo	11
2.2	Degradação do solo em bacias hidrográficas	12
2.3	Cobertura vegetal da Bacia do Rio Doce	12
2.4	Restauração de áreas degradadas	13
2.5	Uso do Eucalipto para restauração de áreas degradadas	15
2.6	Qualidade do solo.....	16
	REFERÊNCIAS	19
	CAPÍTULO I: Conversão de Uso da Terra na dinâmica dos Estoques de C e N do Solo	24
3.	INTRODUÇÃO.....	26
4.	MATERIAIS E MÉTODOS	28
4.1	Área de estudo e amostragem	28
4.2	Análises dos estoques de C e N.....	35
4.3	Análise estatística.....	38
5.	RESULTADOS	39
6.	DISCUSSÃO	58
7.	CONCLUSÃO	68
	REFERÊNCIAS	69
	CAPÍTULO II: Variações na Qualidade Biológica do Solo em Resposta às Mudanças no Uso da Terra	74
8.	INTRODUÇÃO.....	76
9.	MATERIAIS E MÉTODOS	79
9.1	Área de estudo e amostragem	79
9.2	Análises biológicas.....	85
9.3	Análise estatística.....	90
10.	RESULTADOS	91
11.	DISCUSSÃO	102
12.	CONCLUSÃO	111

REFERÊNCIAS	112
13. CONCLUSÃO GERAL.....	120
14. APÊNDICE – A.....	121

1. INTRODUÇÃO GERAL

Os ecossistemas terrestres desempenham um papel fundamental na sustentação da vida, no fomento do desenvolvimento econômico e na promoção do bem-estar humano (Pravãlie, 2021). No entanto, é comumente observado que a intervenção e a gestão humanas exercem uma influência significativa sobre esses ecossistemas, frequentemente resultando em sua degradação e afetando as propriedades do solo e os processos bioquímicos, especialmente em áreas sujeitas à agricultura intensiva (Jia *et al.*, 2022). Práticas como o uso excessivo de fertilizantes, a monocultura e o desmatamento têm repercussões significativas, tanto no contexto econômico quanto nas esferas socioambientais e ecológicas, contribuindo para o declínio dos serviços ecossistêmicos (Pravãlie, 2021).

Os solos ocupam uma posição central no paradigma da sustentabilidade para o desenvolvimento humano (Bouma *et al.*, 2019). Eles são considerados um dos fatores ambientais mais preponderantes, fornecendo nutrientes e substrato para o crescimento das plantas, além de representarem vastos reservatórios hídricos (Ghaemi *et al.*, 2014). Dada a íntima relação entre o solo e a economia, diversas atividades econômicas dependem direta e indiretamente da qualidade do solo. A agricultura, a indústria e o turismo dependem do desenvolvimento de métodos para avaliar, utilizar e conservar o solo, pois sua qualidade é essencial para a eficiência agrícola, a obtenção de recursos industriais e a atratividade turística (Bone *et al.*, 2010).

A qualidade do solo é frequentemente influenciada por fatores limitantes, tais como alta temperatura, baixa fertilidade, reduzido teor de C orgânico e elevadas concentrações de sais e pH (Ghaemi *et al.*, 2014). Esses elementos colocam as práticas estabelecidas de manejo do solo em uma posição crucial para assegurar a sustentabilidade ambiental e econômica dos sistemas agrícolas (Swanepoel *et al.*, 2014). A mudança indiscriminada do uso da terra, sem levar em consideração a capacidade máxima que os ecossistemas podem sustentar, resulta na perda de qualidade e funcionalidade do solo, assim como de suas funções ecossistêmicas (Clunes *et al.*, 2022), emergindo como uma das principais ameaças para a sustentabilidade dos ecossistemas (Safford; Vallejo, 2019).

A intervenção humana nos ecossistemas frequentemente desencadeia algum tipo de degradação. Com o aumento das atividades humanas, essas paisagens estão se fragmentando e sofrendo alterações significativas (Safford; Vallejo, 2019). Além disso,

as mudanças climáticas ameaçam diretamente a segurança alimentar, pois aumentam as perdas na produção agrícola e contribuem para a degradação do solo (Blum, 2013).

A produção sustentável de alimentos enfrenta crescentes ameaças decorrentes das atividades humanas, especialmente das mudanças no uso da terra em escalas locais e globais (Blum, 2013). Portanto, os desafios impostos pelas mudanças climáticas globais, pela escassez de água, pelo declínio da biodiversidade e pela crescente demanda por alimentos são enormes. A análise da qualidade do solo pode ser realizada considerando as alterações na funcionalidade do solo provocadas por diferentes sistemas de manejo ou usos da terra, comparando sistemas produtivos com indicadores de qualidade do solo (Clunes *et al.*, 2022).

Os efeitos da degradação e conversão de ecossistemas na biodiversidade e no clima têm impulsionado metas ambiciosas para a restauração ecossistêmica em níveis tanto nacional quanto global. A restauração em larga escala dos ecossistemas é considerada fundamental para mitigar as mudanças climáticas (Strassburg *et al.*, 2020). Uma alternativa para recuperar essas áreas degradadas é a restauração ativa, que envolve intervenções como o plantio de mudas, semeadura direta e/ou o manejo do uso da terra para acelerar o processo de recuperação (Crouzeilles *et al.*, 2017). Cultivos perenes, como o eucalipto, também podem ser considerados uma forma de restauração ativa, com impactos significativos no acúmulo de C no solo e na melhoria da qualidade do mesmo (De Moraes *et al.*, 2021).

O reflorestamento com eucalipto tem sido uma prática em expansão no Brasil, com grandes áreas de pastagens sendo convertidas em plantações nos últimos anos. Essas áreas frequentemente se encontram em diferentes estágios de degradação devido à falta de manejo adequado (Lima *et al.*, 2006). Solos florestais, como os das plantações de eucalipto, podem aumentar os estoques de carbono total e lábil, além de melhorar a biomassa e a atividade microbiana do solo, que são indicadores importantes para avaliar o manejo e a saúde do solo (Lima *et al.*, 2006; Lal, 2005; De Moraes *et al.*, 2021).

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Degradação do solo

Os solos representam uma base vital para a biodiversidade terrestre, sustentando uma variedade de habitats bióticos e reservatórios genéticos para a fauna, microrganismos e flora em todo o mundo (Pravālie, 2021). Ademais, constituem pilares fundamentais para mitigar o aquecimento global e evitar o aumento da instabilidade social, da pobreza, dos conflitos e da migração (Auclerc *et al.*, 2022; Bouma *et al.*, 2019). Devido às suas propriedades e processos intrínsecos e manejáveis, o solo desempenha funções específicas que mantêm um equilíbrio biológico entre os componentes do ecossistema (Ellili-Bargaoui *et al.*, 2021). Portanto, o solo não apenas abriga uma grande proporção da biodiversidade da Terra, mas também fornece o substrato físico para a maioria das atividades humanas (Barrios, 2007).

O papel multidimensional dos solos tem passado por alterações significativas nas últimas décadas (Pravālie, 2021), sobretudo devido às atividades humanas, como o manejo da terra para a produção agrícola (Heepngoem *et al.*, 2021), visando atender à crescente demanda por alimentos da população humana (Ojo *et al.*, 2022). A importância dos solos tem se tornado cada vez mais evidente, com a percepção de que nem todos os solos podem fornecer todos os serviços ecossistêmicos necessários para a biota do planeta. O declínio da saúde do solo, resultante da atividade humana, está comprometendo os serviços ecossistêmicos do ambiente (Bouma *et al.*, 2019).

A degradação do solo resulta em um declínio na qualidade do solo ao longo do tempo (Bone *et al.*, 2010). Este processo abrange uma variedade de processos ambientais que resultam em impactos negativos de longo prazo tanto nos ecossistemas naturais quanto nos sistemas produtivos (Pravālie, 2021). A degradação do solo emergiu como uma preocupação global significativa devido às suas ramificações para a segurança alimentar e o meio ambiente (Teferi *et al.*, 2016; Ojo *et al.*, 2022). Uma das principais causas da degradação do solo são as atividades humanas (Heepngoem *et al.*, 2021), as quais podem contribuir para o desmatamento, a remoção da vegetação natural, o sobrepastoreio e a prática agrícola desprovida de medidas de controle da erosão (Teferi *et al.*, 2016).

Os atributos físicos e ecológicos dos solos estão sendo comprometidos devido a uma variedade de atividades humanas e processos naturais que causam danos ao ambiente em diferentes escalas espaciais (Praválie, 2021). Dentre os principais processos de degradação dos solos destacam-se: erosão, salinização, capeamento, compactação, contaminação, acidificação, declínio na biodiversidade, perda de matéria orgânica, impermeabilização e alagamento (Bone *et al.*, 2010; Blum, 2013; Praválie, 2021). Estes processos de degradação do solo representam, portanto, ameaças fundamentais para a qualidade do solo (Bone *et al.*, 2010).

2.2 Degradação do solo em bacias hidrográficas

As bacias hidrográficas são sensíveis às mudanças no uso da terra e nos padrões de cobertura do solo (Alves *et al.*, 2021). Estudos que abordam as bacias hidrográficas são cruciais para compreender os processos que ocorrem em suas áreas de contribuição e as consequências desses processos na qualidade e na quantidade de água disponível. Entre esses processos degradativos, a erosão do solo se destaca, deslocando grandes volumes de sedimentos que afetam a qualidade da água dos corpos hídricos e aumentam os custos de tratamento (Lopes *et al.*, 2022).

A erosão do solo é mais intensa devido a uma série de fatores relacionados à estrutura do solo, à presença de cobertura vegetal e à topografia do terreno (Lopes *et al.*, 2022). Geralmente, esse processo é mais pronunciado em áreas com elevadas declividades, baixas taxas de infiltração de água e perda de cobertura vegetal, além de alterações no uso e cobertura do solo (Pimentel e Burgess, 2013). Minimizar a erosão do solo é uma questão crucial na gestão dos recursos naturais. As melhores práticas e estratégias de controle de erosão podem variar em função das características climáticas, topográficas e de cobertura do solo em cada região (Lopes *et al.*, 2022).

2.3 Cobertura vegetal da Bacia do Rio Doce

O Rio Doce é um dos principais cursos d'água do Brasil e um dos maiores da região sudeste, estendendo-se por mais de 888 km (Pires *et al.*, 2017; Ribeiro *et al.*, 2020). Sua bacia hidrográfica está situada na Região Hidrográfica do Atlântico Sudeste e abrange uma área de drenagem de aproximadamente 83.069 km², dos quais 86% pertencem ao estado de Minas Gerais (71.778 km²) e 14% ao estado do Espírito Santo (11.291 km²) (CBH Doce, 2005; Pires *et al.*, 2017). Esta bacia abrange 209 municípios e é habitada por

uma população de 3,6 milhões de pessoas (Consórcio ECOPLAN - LUME, 2010; Ribeiro *et al.*, 2020). A cobertura vegetal original da região era composta por dois hotspots globais de biodiversidade: a Mata Atlântica (98%) e o Cerrado (2%) (Ribeiro *et al.*, 2020).

Em razão de suas características físicas, a bacia do Rio Doce é subdividida em três áreas distintas, de acordo com o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (2005): (i) Alto Doce, que se estende desde as nascentes até a confluência com o Rio Piracicaba, um afluente do Rio Doce pela margem esquerda, nas proximidades da cidade de Ipatinga, em Minas Gerais; (ii) Médio Doce, que vai da confluência com o Rio Piracicaba até a divisa entre Minas Gerais e Espírito Santo, próximo à confluência com o Rio Guandu, no Espírito Santo; e (iii) Baixo Doce, que se estende desde a divisa entre Minas Gerais e Espírito Santo até a foz no Oceano Atlântico.

A bacia hidrográfica do Rio Doce possui um longo histórico de degradação do solo e uso não planejado da água (Pires *et al.*, 2017). Este contexto é caracterizado por elevadas taxas de desmatamento, seguidas por processos de erosão, sedimentação e eutrofização nos cursos d'água da região (Consórcio ECOPLAN - LUME, 2010). A alta declividade do terreno, combinada com a extensa remoção da vegetação nativa e práticas inadequadas de manejo do solo, contribuem para a suscetibilidade do terreno à erosão. Como resultado, grandes volumes de sedimentos são transportados para os cursos d'água, exacerbando os problemas de degradação (Consórcio ECOPLAN - LUME, 2010; Pires *et al.*, 2017).

Na Bacia Hidrográfica do Rio Doce, a classe de uso predominante é a pastagem, ocupando cerca de 50% da área total, seguida pela floresta natural, que abrange aproximadamente 22% da área, e pelo mosaico de agricultura/pastagem, presente em cerca de 19% da região. Adicionalmente, as florestas plantadas ocupam aproximadamente 5% da área, enquanto outros usos representam menos de 1,5% da bacia, conforme o Projeto MapBiomass (Sposito, 2021). Ao comparar as mudanças nos usos da terra ao longo do período de 1985 a 2018, Sposito (2021) observou que a pastagem, além de ser o uso com maior extensão (entre 50 e 61% da área total da bacia), manteve-se como o uso principal durante todo o período.

2.4 Restauração de áreas degradadas

A restauração ecológica é uma atividade que visa iniciar ou acelerar a recuperação de um ecossistema (Clewell *et al.*, 2004), consistindo essencialmente na manipulação de

processos ecológicos para favorecer o restabelecimento da trajetória sucessional desejada na área a ser restaurada (Brancalion *et al.*, 2015). Dessa forma, o objetivo da restauração é devolver o local degradado à sua condição de uso de acordo com um plano previamente estabelecido para o uso do solo, buscando alcançar a estabilidade ambiental (BRASIL, 1989).

A restauração ecológica passiva, muitas vezes denominada regeneração natural, é um processo de recuperação que ocorre sem intervenção humana ativa (Zahawi *et al.*, 2014). Nesta abordagem, espécies nativas colonizam e estabelecem-se espontaneamente em áreas degradadas ou alteradas (Crouzeilles *et al.*, 2017). A capacidade de um ecossistema degradado se regenerar naturalmente é denominada resiliência ambiental (Aumond, 2019; Brancalion *et al.*, 2015), definida como a capacidade de se recuperar rapidamente após perturbação ou de retornar ao seu estado original (pré-desmatamento) (Poorter *et al.*, 2016).

Por outro lado, a restauração ativa envolve intervenções como o plantio de mudas, semeadura direta e/ou o manejo do uso da terra para acelerar o processo de recuperação. Essa abordagem é frequentemente adotada em áreas onde a regeneração natural é dificultada, como locais isolados com desmatamento extensivo, baixas taxas de precipitação e um longo histórico de distúrbios intensivos ou usos da terra que resultaram em degradação severa do solo (Crouzeilles *et al.*, 2017).

Existem diversos processos de restauração ambiental, e todos os modelos e técnicas de restauração possuem sua importância tanto ambiental quanto socioeconômica (Martins, 2018). A escolha da abordagem de restauração mais adequada deve levar em consideração uma série de fatores bióticos e abióticos conhecidos por influenciar a recuperação de diferentes propriedades florestais durante o processo de restauração e regeneração. Entre esses fatores estão a quantidade e o tipo de cobertura florestal, a precipitação anual e a intensidade de perturbação passada ou uso anterior da terra (Crouzeilles *et al.*, 2017).

Devido à sua abundante biodiversidade e aos valiosos serviços ecossistêmicos que oferece, o Brasil desempenha um papel fundamental no alcance das metas globais de restauração de áreas degradadas. Em função dessas características, o país tem se destacado como pioneiro na regulamentação legal das atividades de restauração, o que resultou em um aumento significativo desses estudos ao longo dos últimos 15 anos.

Apesar do progresso observado, algumas lacunas de conhecimento em determinados biomas e restrições no uso de certas técnicas indicam a necessidade de um avanço no entendimento para alcançar a meta de restaurar 12 milhões de hectares estabelecida (Guerra *et al.*, 2020).

2.5 Uso do Eucalipto para restauração de áreas degradadas

As florestas plantadas têm se revelado uma alternativa promissora para mitigar o desmatamento de florestas nativas e amortecer os impactos das mudanças climáticas, ao mesmo tempo em que satisfazem a demanda e o consumo de produtos madeireiros (Reichert *et al.*, 2023). Especialmente em regiões tropicais, o cultivo de florestas plantadas tem sido destacado como um meio eficaz de sequestro de C devido à sua capacidade de acumular C na madeira e aumentar o estoque no solo (Pulrolnik *et al.*, 2009).

Entre as espécies florestais, o plantio de eucalipto tem experimentado uma expansão global devido à crescente demanda pela produção de madeira e celulose, destacando-se o Brasil como um dos principais produtores mundiais (Pulrolnik *et al.*, 2009; De Moraes *et al.*, 2021; Oliveira *et al.*, 2022; Zhu *et al.*, 2020). O gênero *Eucalyptus* é notório por sua ampla diversidade, apresentando uma notável capacidade de adaptação a diferentes condições edafoclimáticas e de solo, além de um rápido crescimento e alta produtividade (Fernandes *et al.*, 2018; Oliveira *et al.*, 2022; Reichert *et al.*, 2023; Zhang *et al.*, 2022). Além dos usos nas indústrias de madeira, papel, celulose e carvão vegetal, o eucalipto também pode contribuir para o sequestro de CO₂ da atmosfera (Zhang *et al.*, 2022; Pulrolnik *et al.*, 2009).

O cultivo de eucalipto pode contribuir para a preservação e manutenção dos microrganismos no solo, o que é fundamental para promover práticas de uso e manejo sustentáveis do solo (Oliveira *et al.*, 2022). Com o passar do tempo, esse cultivo pode resultar no acúmulo de serapilheira e no aumento da cobertura do dossel, melhorando as condições microambientais, o que exerce um impacto positivo na atividade da biomassa microbiana do solo (De Moraes *et al.*, 2021; Oliveira *et al.*, 2022).

Estudos têm demonstrado que o prolongamento dos anos de cultivo com eucalipto tem um efeito significativo na melhoria da qualidade física e química do solo, juntamente com aumentos na biomassa microbiana do solo, na respiração basal e na atividade enzimática do solo, em consonância com o aumento da matéria orgânica e dos estoques

de C em comparação com áreas de pastagem (Xu *et al.*, 2020; Pulrolnik *et al.*, 2009; De Morais *et al.*, 2021; Oliveira *et al.*, 2022).

Apesar da relevância do setor florestal para a economia brasileira, alguns aspectos relacionados às interações desse tipo de cultivo com o meio ambiente e os possíveis impactos que podem causar ainda não foram adequadamente estudados para os diferentes biomas do país, levando em consideração suas distintas características de solo (De Morais *et al.*, 2021). Além disso, há escassez de informações sobre a taxa de acumulação e a dinâmica da matéria orgânica do solo nos solos sob cultivo de eucalipto no Brasil, bem como sua comparação com outros sistemas de uso da terra (Pulrolnik *et al.*, 2009).

2.6 Qualidade do solo

A qualidade do solo é definida como a capacidade de um solo operar dentro dos limites do ecossistema, sustentar a produtividade de plantas e animais, manter ou melhorar a qualidade da água e do ar, e promover a saúde humana e a habitabilidade (Samaei *et al.*, 2022). O declínio da qualidade do solo resulta na diminuição de outros componentes dos recursos terrestres, como vegetação e água (Teferi *et al.*, 2016). Portanto, a preservação e a promoção da qualidade do solo são requisitos fundamentais para garantir a sustentabilidade do ecossistema (Saurabh *et al.*, 2021). A avaliação da qualidade do solo pode ser realizada tanto em agrossistemas, com foco na produtividade, quanto em ecossistemas naturais, onde os principais objetivos são a manutenção da qualidade ambiental e a conservação da biodiversidade (Bünemann *et al.*, 2018).

Os solos desempenham várias funções cruciais, cuja compreensão é essencial para quantificar sua qualidade de forma adequada (Swanepoel *et al.*, 2014), uma vez que isso envolve não apenas o potencial de desempenhar diversas funções, mas também a capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos (Bone *et al.*, 2010). Portanto, o desenvolvimento de um modelo de avaliação da qualidade do solo requer pesquisa em solos de diferentes áreas para obter informações sobre a distribuição e os níveis de vários indicadores de qualidade do solo (Swanepoel *et al.*, 2014).

A duração e o tipo de uso ou cobertura da terra, como floresta, agricultura e pastagem, influenciam as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (Yesilonis *et al.*, 2016). Compreender as alterações na qualidade do solo decorrentes de seu uso e das mudanças no manejo é crucial, pois oferece informações sobre a eficácia das diversas opções de cobertura da terra (Teferi *et al.*, 2016).

Portanto, a avaliação da qualidade do solo sob diferentes tipos de uso é essencial para quantificar e monitorar a sustentabilidade dos solos para a produção agrícola (Ojo *et al.*, 2022). Os efeitos das conversões da cobertura da terra nas propriedades do solo são altamente dependentes do tipo de solo em que o uso da terra é estabelecido, destacando a necessidade de avaliar as consequências das diversas conversões de cobertura sobre a qualidade do solo (Teferi *et al.*, 2016).

A seleção de um método adequado para avaliar a qualidade do solo é crucial, e existem várias abordagens possíveis, cada uma com suas próprias vantagens e limitações (Guo *et al.*, 2017). Um dos métodos mais relevantes para estudar a condição do solo em diferentes usos da terra é a avaliação quantitativa da qualidade do solo. No entanto, a qualidade do solo não pode ser medida diretamente e deve ser inferida a partir de indicadores pertinentes que abrangem seus processos físicos, biológicos e químicos (Samaei *et al.*, 2022; Saurabh *et al.*, 2021).

A indexação da qualidade do solo envolve três etapas principais: (i) seleção de indicadores apropriados, (ii) atribuição de pontuações aos indicadores e (iii) combinação das pontuações dos indicadores em um índice (Tótola e Chaer, 2002; Guo *et al.*, 2017; Swanepoel *et al.*, 2014). Os indicadores de qualidade do solo desempenham um papel crucial na avaliação da qualidade do solo em áreas em diferentes estágios de restauração (Viana *et al.*, 2014). Esses indicadores são selecionados levando em consideração a opinião de especialistas ou por meio de métodos estatísticos multivariados, como a análise de componentes principais (Tótola e Chaer, 2002; Bone *et al.*, 2010).

Com base no estudo conduzido por Chaer e Tótola (2007) e Bünemann *et al.* (2018), é comum incluir pelo menos um indicador de cada conjunto de propriedades do solo (físicas, químicas ou biológicas) em pesquisas sobre qualidade do solo. Dentre os indicadores físicos do solo destacam-se a estabilidade estrutural, profundidade, resistência à penetração, condutividade hidráulica, porosidade, agregação, infiltração, temperatura do solo, densidade de partículas, bioporos, armazenamento de água, densidade aparente e textura, sendo os três últimos indicadores os mais frequentemente utilizados em estudos (Bünemann *et al.*, 2018; Reynolds *et al.*, 2009).

Entre os indicadores químicos do solo, o teor de C orgânico do solo, pH, P e K disponíveis, N total, condutividade elétrica, capacidade de troca de cátions e N disponível são os mais frequentemente propostos, em comparação com metais pesados,

micronutrientes, C e N lábeis, salinidade, saturação de bases, P e K totais, poluentes orgânicos e relação C/N (Bünemann *et al.*, 2018). Da mesma forma, conforme Bünemann *et al.* (2018), a respiração do solo, a biomassa microbiana, o N mineralizável e a densidade das minhocas são os indicadores mais comuns entre os biológicos. Outros incluem atividade enzimática, densidade de raízes, nematóides, (micro) artrópodes, diversidade da biota do solo, quociente metabólico e atividade microbiana.

A inclusão de novos indicadores na avaliação da qualidade do solo é de grande interesse, especialmente aqueles que oferecem respostas mais sensíveis e específicas às condições locais e ambientais intrínsecas. Avanços recentes na ciência do solo, especialmente nas áreas da biologia do solo e espectroscopia, apresentam grande potencial para futuras metodologias de avaliação da qualidade do solo (Tótola e Chaer, 2002; Bünemann *et al.*, 2018). Por exemplo, os organismos do solo são fundamentais para o funcionamento dos ecossistemas terrestres. Eles são sensíveis às mudanças de uso da terra e possuem uma notável capacidade de responder às alterações nas condições ambientais, tornando-os indicadores valiosos na análise da saúde do solo (Tótola e Chaer, 2002; Bünemann *et al.*, 2018; Barrios, 2007).

Os índices de qualidade do solo (IQS) desempenham um papel crucial na avaliação da qualidade do solo em um determinado local ou ecossistema, permitindo comparações entre diferentes áreas e práticas de uso e manejo da terra (Tótola e Chaer, 2002; Saurabh *et al.*, 2021). Eles são amplamente utilizados devido à sua facilidade de aplicação, flexibilidade e capacidade de quantificação (Tótola e Chaer, 2002; Ghaemi *et al.*, 2014). A integração de várias propriedades do solo por meio dos IQS pode fornecer uma visão mais abrangente e precisa da qualidade do solo do que simplesmente considerar parâmetros individuais (Tótola e Chaer, 2002; Saurabh *et al.*, 2021). Esses índices oferecem uma maneira sistemática de avaliar e monitorar a saúde e a produtividade do solo, auxiliando na tomada de decisões relacionadas ao manejo da terra e conservação dos recursos naturais.

REFERÊNCIAS

ALVES, W. S.; MARTINS, A. P.; PÔSSA, É. M.; DE MOURA, D. M. B.; MORAIS, W. A., FERREIRA, R. S.; DOS SANTOS, L. N. S. Geotechnologies applied in the analysis of land use and land cover (LULC) transition in a hydrographic basin in the Brazilian Cerrado. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 22, p. 100495, 2021.

AUCLERC, A.; BEAUMELLE, L.; BARANTAL, S.; CHAUVAT, M.; CORTET, J.; DE ALMEIDA, T.; BLIGHT, O. Fostering the use of soil invertebrate traits to restore ecosystem functioning. **Geoderma**, v. 424, p. 116019, 2022.

AUMOND, J. J. **Restauração ambiental de sistemas complexos**. Curitiba: Appris, 2019. 303p.

BARRIOS, E. Soil biota, ecosystem services and land productivity. **Ecological economics**, v. 64, n. 2, p. 269-285, 2007.

BLUM, W. E. Soil and land resources for agricultural production: general trends and future scenarios-a worldwide perspective. **International soil and water conservation research**, v. 1, n. 3, p. 1-14, 2013.

BONE, J.; HEAD, M.; BARRACLOUGH, D.; ARCHER, M.; SCHEIB, C.; FLIGHT, D.; VOULVOULIS, N. Soil quality assessment under emerging regulatory requirements. **Environment International**, v. 36, n. 6, p. 609-622, 2010.

BOUMA, J.; MONTANARELLA, L.; EVANYLO, G. The challenge for the soil science community to contribute to the implementation of the UN Sustainable Development Goals. **Soil Use and Management**, v. 35, n. 4, p. 538-546, 2019.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. 1. Ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 434p. ISBN 978 -85 -7975 -019 -9.

BRASIL. **Decreto Nº 97.632, de 10 de abril de 1989**. Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2º, inciso VIII, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União, [1989]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/d97632.htm#:~:text=DECRETO%20No%2097.632%2C%20DE,1981%2C%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%Aancias. Acesso em: 14 mar. 2024.

BÜNEMANN, E. K.; BONGIORNO, G.; BAI, Z.; CREAMER, R. E.; DE DEYN, G.; DE GOEDE, R.; BRUSSAARD, L. Soil quality—A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 105-125, 2018.

CBH Doce – Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce, 2005. Diagnóstico Consolidado da Bacia. Disponível em: <http://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2015/02/diagnostico.pdf>. Acesso em: 14 mar. 2024.

CHAER, G. M.; TÓTOLA, M. R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1381-1396, 2007.

CLEWELL, A.; ARONSON, J.; WINTERHALDER, K. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. **The SER international primer on ecological restoration**, 2004.

CLUNES, J.; VALLE, S.; DÖRNER, J.; MARTÍNEZ, O.; PINOCHET, D.; ZÚÑIGA, F.; BLUM, W. E. Soil fragility: A concept to ensure a sustainable use of soils. **Ecological Indicators**, v. 139, p. 108969, 2022.

Consórcio ECOPLAN – LUME. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce e Planos de Ações para as Unidades de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce**. Governador Valadares: CHB-DOCE, 2010. Disponível em: <https://www.cbhdoce.org.br/pirh-parh-pap/pirh>. Acessado em: 19 abril 2024.

CROUZEILLES, R.; FERREIRA, M. S.; CHAZDON, R. L.; LINDENMAYER, D. B.; SANSEVERO, J. B.; MONTEIRO, L.; STRASSBURG, B. B. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science advances**, v. 3, n. 11, p. e1701345, 2017.

DE MORAIS, J. R.; CASTILHOS, R. M. V.; LACERDA, C. L.; PINTO, L. F. S.; CARLOS, F. S. Carbon and nitrogen stocks and microbiological attributes of soil under eucalyptus cultivation in the Pampa biome of southern Brazil. **Geoderma Regional**, v. 25, p. e00392, 2021.

ELLILI-BARGAOUI, Y.; WALTER, C.; LEMERCIER, B.; MICHOT, D. Assessment of six soil ecosystem services by coupling simulation modelling and field measurement of soil properties. **Ecological Indicators**, v. 121, p. 107211, 2021.

FERNANDES, J. D. S.; CONCEIÇÃO JÚNIOR, V.; BARRETO-GARCIA, P. A. B. Field Performance of Eucalyptus Hybrids at Planalto da Conquista, Bahia, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 25, 2018.

GHAEMI, M.; ASTARAEI, A. R.; EMAMI, H.; NASSIRI MAHALATI, M.; SANAEINEJAD, S. H. Determining soil indicators for soil sustainability assessment using principal component analysis of Astan Quds-east of Mashhad-Iran. **Journal of soil science and plant nutrition**, v. 14, n. 4, p. 1005-1020, 2014.

GUERRA, A.; REIS, L. K.; BORGES, F. L. G.; OJEDA, P. T. A.; PINEDA, D. A. M.; MIRANDA, C. O.; GARCIA, L. C. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest ecology and Management**, v. 458, p. 117802, 2020.

GUO, L.; SUN, Z.; OUYANG, Z.; HAN, D.; LI, F. A comparison of soil quality evaluation methods for Fluvisol along the lower Yellow River. **Catena**, v. 152, p. 135-143, 2017.

HEEPNGOEN, P.; THOUMAZEAU, A.; RENEVIER, M. S.; SAJJAPHAN, K.; GAY, F.; BRAUMAN, A. Relationships between physico-chemical, biological and functional

- approaches for soil quality assessment. A case study along a gradient of disturbance. **European Journal of Soil Biology**, v. 104, p. 103300, 2021.
- JIA, R.; ZHOU, J.; CHU, J.; SHAHBAZ, M.; YANG, Y.; JONES, D. L.; ZENG, Z. (2022). Insights into the associations between soil quality and ecosystem multifunctionality driven by fertilization management: A case study from the North China Plain. **Journal of Cleaner Production**, v. 362, p. 132265, 2022.
- LAL, R. Forest soils and carbon sequestration. **Forest ecology and management**, v. 220, n. 1-3, p. 242-258, 2005.
- LIMA, A. M.; SILVA, I. R.; NEVES, J. C.; NOVAIS, R. F.; BARROS, N. F.; MENDONÇA, E. S.; LEITE, F. P. Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 235, n. 1-3, p. 219-231, 2006.
- LOPES, T. R.; NASCIMENTO, J. G.; PACHECO, A. B.; DUARTE, S. N.; NEALE, C. M.; FOLEGATTI, M. V. Estimation of sediment production and soil loss in a water supply basin for the metropolitan region of São Paulo-Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 118, p. 103929, 2022.
- MARTINS, S. V. Alternative Forest restoration techniques. **New Perspectives in Forest Science, In: Tech, London**, p. 131-148, 2018.
- OJO, A. O.; ALIKU, O.; ALADELE, S. E.; OSHUNSANYA, S. O.; OLUBIYI, M. R.; OLOSUNDE, A. A.; ALOWONLE, A. A. Impacts of land-use types on soil physical quality: A case study of the National Centre for Genetic Resources and Biotechnology (NACGRAB), Nigeria. **Environmental Challenges**, v. 7, p. 100510, 2022.
- OLIVEIRA, M. F.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; DA CONCEIÇÃO JÚNIOR, V.; MONROE, P. H. M.; DE SOUZA GOMES, V.; SOUSA, J. P. Changes in microbial biomass and activity of tropical soil submitted to successive Eucalyptus rotations in the semi-arid region of Brazil. **Geoderma Regional**, v. 29, p. e00492, 2022.
- PIMENTEL, D.; BURGESS, M. Soil erosion threatens food production. **Agriculture**, v. 3, n. 3, p. 443-463, 2013.
- PIRES, A. P.; REZENDE, C. L.; ASSAD, E. D.; LOYOLA, R.; SCARANO, F. R. Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 15, n. 3, p. 187-193, 2017.
- POORTER, L.; BONGERS, F.; AIDE, T. M.; ALMEYDA ZAMBRANO, A. M.; BALVANERA, P.; BECKNELL, J. M.; ROZENDAAL, D. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, n. 7589, p. 211-214, 2016.
- PRĂVĂLIE, R. Exploring the multiple land degradation pathways across the planet. **Earth-Science Reviews**, v. 220, p. 103689, 2021.
- PULROLNIK, K.; BARROS, N. F. D.; SILVA, I. R.; NOVAIS, R. F.; BRANDANI, C. B. Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e cerrado no Vale do Jequitinhonha-MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1125-1136, 2009.

REICHERT, J. M.; MORALES, B.; LIMA, E. M.; DE BASTOS, F.; MORALES, C. A. S.; DE ARAÚJO, E. F. Soil morphological, physical and chemical properties affecting Eucalyptus spp. productivity on Entisols and Ultisols. **Soil and Tillage Research**, v. 226, p. 105563, 2023.

REYNOLDS, W. D.; DRURY, C. F.; TAN, C. S.; FOX, C. A.; YANG, X. M. Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. **Geoderma**, v. 152, n. 3-4, p. 252-263, 2009.

RIBEIRO, S. M. C.; RAJÃO, R.; NUNES, F.; ASSIS, D.; NETO, J. A.; MARCOLINO, C.; SOARES FILHO, B. A spatially explicit index for mapping Forest Restoration Vocation (FRV) at the landscape scale: Application in the Rio Doce basin, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 744, p. 140647, 2020.

SAFFORD, H. D.; VALLEJO, V. R. Ecosystem management and ecological restoration in the Anthropocene: integrating global change, soils, and disturbance in boreal and Mediterranean forests. In: **Developments in Soil Science**. Elsevier, 2019. p. 259-308.

SAMAEI, F.; EMAMI, H.; LAKZIAN, A. Assessing soil quality of pasture and agriculture land uses in Shandiz county, northwestern Iran. **Ecological Indicators**, v. 139, p. 108974, 2022.

SAURABH, K.; RAO, K. K.; MISHRA, J. S.; KUMAR, R.; POONIA, S. P.; SAMAL, S. K.; MALIK, R. K. Influence of tillage based crop establishment and residue management practices on soil quality indices and yield sustainability in rice-wheat cropping system of eastern Indo-Gangetic Plains. **Soil and Tillage Research**, v. 206, p. 104841, 2021.

SPOSITO, Elaine Caliman. **Uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Doce (MG/ES): inter-relações para a governança**. 2021. 201 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2021.

STRASSBURG, B. B.; IRIBARREM, A.; BEYER, H. L.; CORDEIRO, C. L.; CROUZEILLES, R.; JAKOVAC, C. C.; VISCONTI, P. Global priority areas for ecosystem restoration. **Nature**, v. 586, n. 7831, p. 724-729, 2020.

SWANEPOEL, P. A.; DU PREEZ, C. C.; BOTHA, P. R.; SNYMAN, H. A.; HABIG, J. Soil quality characteristics of kikuyu-ryegrass pastures in South Africa. **Geoderma**, v. 232, p. 589-599, 2014.

TEFERI, E.; BEWKET, W.; SIMANE, B. Effects of land use and land cover on selected soil quality indicators in the headwater area of the Blue Nile basin of Ethiopia. **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, n. 2, p. 1-12, 2016.

TÓTOLA, M. R.; CHAER, G. M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. **Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 2, p. 195-276, 2002.

VIANA, R. M.; FERRAZ, J. B.; NEVES JR, A. F.; VIEIRA, G.; PEREIRA, B. F. Soil quality indicators for different restoration stages on Amazon rainforest. **Soil and Tillage Research**, v. 140, p. 1-7, 2014.

XU, Y.; DU, A.; WANG, Z.; ZHU, W.; LI, C.; WU, L. Effects of different rotation periods of Eucalyptus plantations on soil physiochemical properties, enzyme activities, microbial biomass and microbial community structure and diversity. **Forest Ecology and Management**, v. 456, p. 117683, 2020.

YESILONIS, I.; SZLAVECZ, K.; POUYAT, R.; WHIGHAM, D.; XIA, L. Historical land use and stand age effects on forest soil properties in the Mid-Atlantic US. **Forest Ecology and Management**, v. 370, p. 83-92, 2016.

ZAHAWI, R. A.; REID, J. L.; HOLL, K. D. Hidden costs of passive restoration. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 3, p. 284-287, 2014.

ZHANG, D.; LI, J.; HUANG, Y.; GAO, S.; ZHANG, J. Root-soil facilitation in mixed Eucalyptus grandis plantations including nitrogen-fixing species. **Forest Ecology and Management**, v. 516, p. 120215, 2022.

ZHU, L.; WANG, J.; WENG, Y.; CHEN, X.; WU, L. Soil characteristics of *Eucalyptus urophylla* × *Eucalyptus grandis* plantations under different management measures for harvest residues with soil depth gradient across time. **Ecological Indicators**, v. 117, p. 106530, 2020.

CAPÍTULO I: CONVERSÃO DE USO DA TERRA NA DINÂMICA DOS ESTOQUES DE C E N DO SOLO

RESUMO

As mudanças no uso da terra impactam significativamente os estoques de C e N no solo, afetando os ciclos biogeoquímicos e a sustentabilidade dos ecossistemas terrestres. Este estudo investigou como diferentes sistemas de uso da terra (sucessão natural, cultivo de eucalipto e pastagem) e tempos de conversão (22 e 9 anos) influenciam os estoques de C e N no solo, as relações C/N e as abundâncias naturais de ^{13}C e ^{15}N . Amostras de solo foram coletadas em diferentes profundidades em cada sistema de uso da terra. Foram avaliados o fracionamento físico da matéria orgânica do solo, os estoques de C e N no solo, a análise isotópica e o carbono lábil. A análise estatística dos dados foi realizada utilizando um delineamento sistemático com tratamentos em esquema fatorial $2 \times 3 \times 4$, considerando dois tempos de conversão (22 e 9 anos), três formas de uso da terra (sucessão natural, cultivo de eucalipto e pastagem abandonada) e quatro profundidades (0,0-0,10 m, 0,10-0,30 m, 0,30-0,60 m e 0,60-1,0 m), com cinco repetições. Os resultados mostraram que o cultivo de eucalipto contribuiu para os maiores estoques de C total e nas frações MOP e MOAM, especialmente após 22 anos de conversão. Por outro lado, a sucessão natural demonstrou capacidade de recuperar os estoques de C no solo ao longo do tempo, especialmente em profundidades intermediárias. Em relação ao N total no solo, o cultivo de eucalipto proporcionou maiores estoques. A análise da relação C/N revelou que a sucessão natural apresentou consistentemente a menor relação C/N, especialmente após 9 anos. Além disso, o período de 22 anos resultou em valores mais negativos de ^{13}C e maiores valores de ^{15}N , indicando uma maior incorporação de matéria orgânica no solo ao longo do tempo. Este estudo destaca a complexidade das interações entre os sistemas de uso da terra, o tempo de conversão e a dinâmica dos estoques de C e N no solo. Os resultados ressaltam a importância do cultivo de eucalipto para os estoques de C e N no solo e a influência significativa do tempo de conversão na dinâmica desses estoques.

Palavras-chaves: Ciclagem de nutrientes; Cultivo de eucalipto; Manejo sustentável; Sucessão natural; Uso da terra.

CHAPTER I: LAND USE CONVERSION AND ITS IMPACT ON SOIL C AND N STOCKS

ABSTRACT

Land-use changes have significant impacts on soil C and N stocks, with implications for biogeochemical cycles and the sustainability of terrestrial ecosystems. This study investigated how different land-use systems (natural succession, eucalyptus cultivation, and pasture) and conversion times (22 and 9 years) influence soil C and N stocks, C/N ratios, and natural abundances of ^{13}C and ^{15}N . Soil samples were collected at various depths within each land-use system. Physical fractionation of soil organic matter, soil C and N stocks, isotopic analysis, and labile carbon were evaluated. Statistical analysis was conducted using a systematic design with treatments arranged in a 2 x 3 x 4 factorial scheme, considering two conversion times (22 and 9 years), three land-use systems (natural succession, eucalyptus cultivation, and abandoned pasture), and four soil depths (0.0-0.10 m, 0.10-0.30 m, 0.30-0.60 m, and 0.60-1.0 m), with five replicates. The results showed that eucalyptus cultivation contributed to the highest total C stocks and in MOP and MOAM fractions, especially after 22 years of conversion. On the other hand, natural succession demonstrated the ability to recover soil C stocks over time, particularly at intermediate depths. Regarding total soil N, eucalyptus cultivation resulted in higher N stocks. The C/N ratio analysis revealed that natural succession consistently exhibited the lowest C/N ratio, particularly after 9 years. Furthermore, the 22-year period resulted in more negative ^{13}C values and higher ^{15}N values, indicating greater incorporation of organic matter into the soil over time. This study highlights the complexity of interactions between land-use systems, conversion time, and the dynamics of soil C and N stocks. The results emphasize the importance of eucalyptus cultivation in soil C and N stocks and the significant influence of conversion time on the dynamics of these stocks.

Keyword: Nutrient cycling; Eucalyptus cultivation; Sustainable management; Natural succession; Land use.

3. INTRODUÇÃO

As mudanças no uso da terra têm sido identificadas como principais causas de alterações nos estoques de C e N do solo, conforme evidenciado por estudos anteriores (Sahoo *et al.*, 2019; Powers, 2004). Em particular, a conversão de áreas florestais nativas em sistemas agrícolas tem suscitado grande preocupação, dado o conseqüente decréscimo nos níveis de C e N do solo (Guo *et al.*, 2016; Powers, 2004). Essas mudanças exercem um impacto direto na matéria orgânica do solo (MOS), a qual representa o sustentáculo da vida terrestre, cuja dinâmica é influenciada por uma miríade de fatores bióticos, abióticos e antropogênicos (Jackson *et al.*, 2017). Vale ressaltar que a MOS é altamente sensível às intervenções de manejo e serve como um indicador preponderante da qualidade do solo (Thomazini *et al.*, 2015). Ademais, a degradação do solo não apenas ameaça o equilíbrio ecológico, mas também compromete a segurança ambiental (Obalum *et al.*, 2017). Os estoques de C e N do solo são influenciados pela disparidade entre as taxas de entrada e saída desses elementos (Jandl *et al.*, 2007; Pérez-Cruzado *et al.*, 2012; Vesterdal *et al.*, 2008). As árvores emergem como um elemento-chave na determinação das taxas de entrada e saída de C e N no solo. Isso ressalta a importância das mudanças na cobertura vegetal para a qualidade do solo (Vesterdal *et al.*, 2008; Yang *et al.*, 2005). Além disso, as relações C/N são parâmetros críticos na avaliação dos impactos das espécies arbóreas sobre o funcionamento do ecossistema (Vesterdal *et al.*, 2008).

As oscilações nos estoques de C e N do solo acarretam implicações significativas para as políticas de mitigação das mudanças climáticas, dado o papel fundamental desses elementos como indicadores de qualidade do solo (Dollinger & Jose, 2018; Sahoo *et al.*, 2019). Nesse contexto, a preservação e o armazenamento do C e N emergem como imperativos, especialmente face aos desafios impostos pelas alterações climáticas e pela insegurança alimentar (Pardo *et al.*, 2012; Sahoo *et al.*, 2019).

Vale ressaltar que a compreensão dos mecanismos que regulam a dinâmica dos estoques de C e N do solo é essencial para o desenvolvimento de estratégias eficazes de manejo da terra e conservação dos recursos naturais (Jobbágy & Jackson, 2000). Por exemplo, o reflorestamento de áreas previamente agrícolas pode representar uma oportunidade para o aumento dos estoques de C e N do solo, bem como para a recuperação de ecossistemas degradados (Jandl *et al.*, 2007; Pardo *et al.*, 2012). Todavia, a magnitude desses efeitos pode variar em função de diversos fatores, incluindo o tipo de vegetação,

as práticas de manejo adotadas e as condições climáticas locais (Pérez-Cruzado *et al.*, 2012).

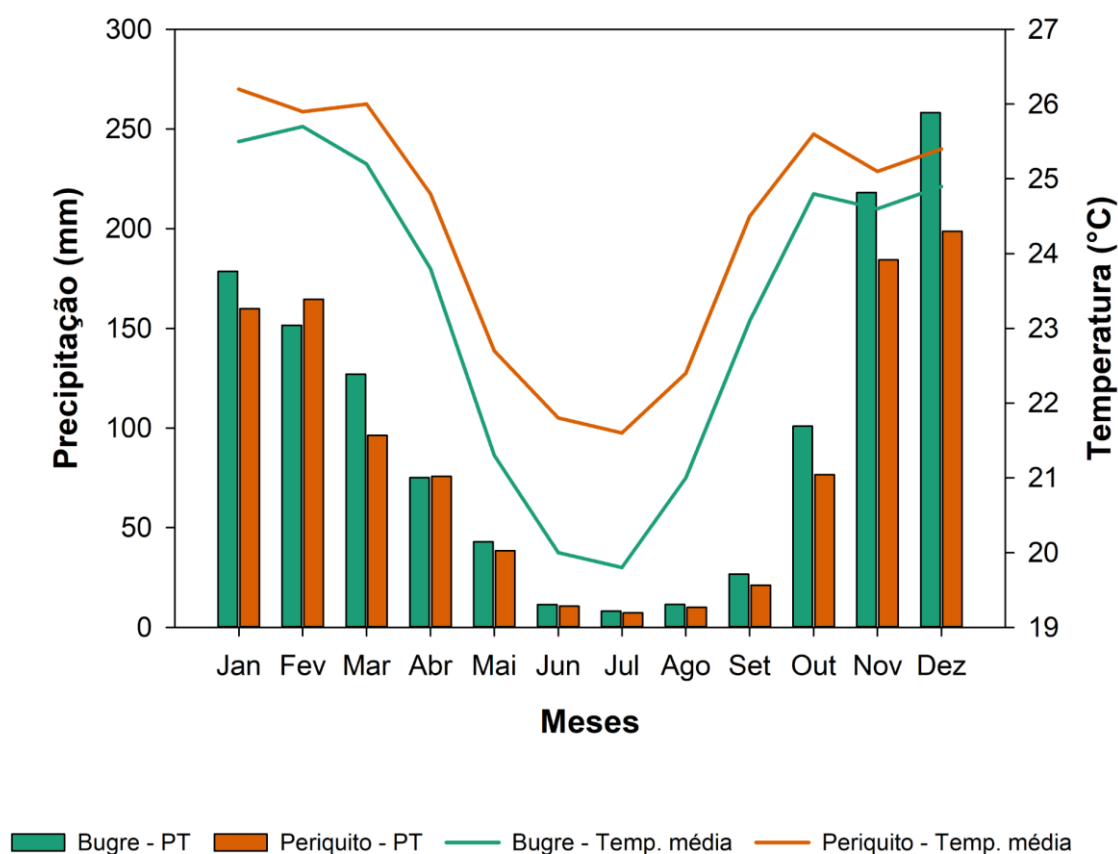
Dessa forma, foram avaliados os estoques de C e N do solo em profundidade, considerando diferentes frações da matéria orgânica e abundâncias naturais dos isótopos estáveis de C e N, em três diferentes sistemas de uso da terra (Sucessão Natural – SN, Pastagem Abandonada – PA e Cultivo de Eucalipto – EU) e dois tempos de conversão (22 e 9 anos). As hipóteses testadas foram: (i) Solos com conversão do uso para cultivo de eucalipto aumenta os estoques de C e N a longo prazo; (ii) Solos em sucessão natural recuperariam maiores estoques de C e N do que aqueles com cultivo de eucalipto. Assim, o estudo buscou contribuir para uma melhor compreensão das interações entre os diferentes sistemas de uso da terra e a qualidade do solo, identificando os principais fatores que impulsionam as mudanças nesses sistemas.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo e amostragem

O estudo foi conduzido nos municípios de Bugre e Periquito, localizados na bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD), situados na Mata Atlântica (Ribeiro *et al.*, 2020). Esta região caracteriza-se por um clima predominantemente tropical com estação seca, classificado de acordo com Köppen como Aw (Alvares *et al.*, 2013). A precipitação média anual é de aproximadamente 1.215,81 mm em Bugre e 961,8 mm em Periquito, enquanto as temperaturas médias do ar são de 23,3°C e 24,3°C, respectivamente (Figura 1).

Figura 1. Médias climáticas dos municípios de Periquito-MG e Bugre-MG para o período de janeiro de 2000 a dezembro de 2023



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A seleção das áreas de coleta baseou-se na análise de imagens de satélite e no histórico de mudanças de uso do solo, utilizando ferramentas como o Google Earth Engine e o QGIS. Foram identificadas e selecionadas áreas de propriedade da empresa

Celulose Nipo-Brasileira (CENIBRA), reconhecida por possuir vastas extensões de cultivo de eucalipto na região. Visitas de campo foram realizadas para a escolha final das áreas, considerando três cronossequências: (i) floresta natural - pastagem - cultivo de eucalipto; (ii) floresta natural - pastagem - sucessão natural; e (iii) floresta natural - pastagem.

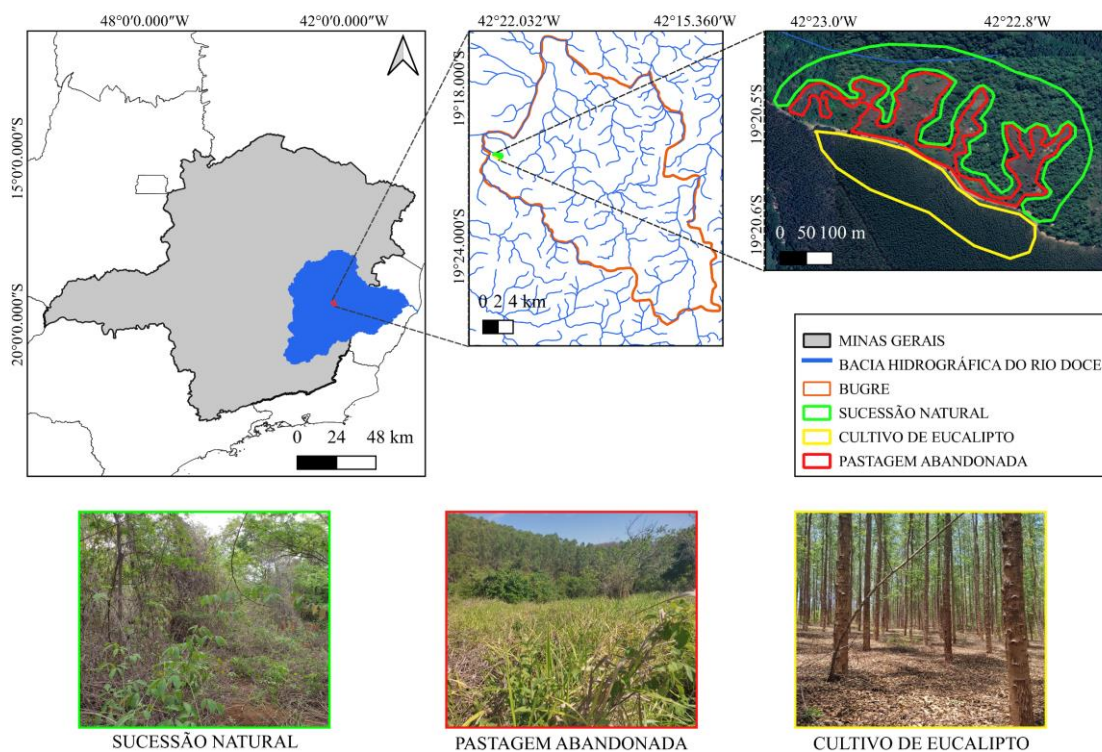
Duas propriedades da CENIBRA foram designadas para o estudo: Fazenda Rio Branco e Córrego Preto II. Na Fazenda Rio Branco, as áreas selecionadas possuem um histórico de 17 anos de conversão de floresta natural para pastagem (de 1985 até 2002) e 22 anos de conversão de pastagem abandonada para o cultivo de eucalipto ou para sucessão natural (de 2002 até 2024). Na Fazenda Córrego Preto II, as áreas selecionadas apresentam um período de 30 anos de conversão de floresta natural para pastagem (de 1985 a 2015) e 9 anos de conversão de pastagem abandonada para uso com eucalipto ou para sucessão natural (de 2015 a 2024). As áreas de pastagem selecionadas para comparação permaneceram sob o mesmo regime de uso por um período de 39 anos. No entanto, divergem significativamente em relação ao tempo de pousio, com períodos de 9 e 22 anos, respectivamente, sem a presença de animais.

A Fazenda Rio Branco (19°20'22.36"S e 42°22'07.54"W, a uma altitude de 304 m), localizada no município de Bugre-MG, foi adquirida pela CENIBRA no ano de 1994. O plantio de eucalipto teve início em 2002. No momento da coleta o plantio estava em seu terceiro ciclo de rotação, com as rotações durando de 7 a 8 anos, utilizando o híbrido de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus grandis*. Desde 2014, o processo de colheita em ambas as fazendas é realizado com harvester e forwarder no sistema de toras curtas, mantendo todos os resíduos de colheita nas áreas. A adubação na Fazenda Rio Branco inclui 1200 kg ha⁻¹ de calcário dolomítico (40 % CaO/11% MgO/2% umidade), 100 g planta⁻¹ do formulado de NPK 6-30-6 enriquecido com 0,25% B + 1,0% Zn + 1,0% Cu, e adubações de cobertura de 400 kg ha⁻¹ na primeira adubação e 200 kg ha⁻¹ na segunda adubação do formulado de NPK 6-10-29 enriquecido com 0,8% B + 0,5% Zn + 0,5%.

A propriedade possui uma extensão total de 1.723,12 hectares, distribuídos da seguinte maneira: plantios de eucalipto ocupam 756,79 hectares (43,92%); vegetação natural típica do bioma Mata Atlântica cobre 666,93 hectares (38,70%); áreas de preservação permanente abrangem 173,60 hectares (10,07%); aceiros ocupam 6,48 hectares (0,38%); estradas percorrem 66,57 hectares (3,86%); áreas destinadas a pesquisa totalizam 6,98 hectares (0,41%). Ainda restam 45,77 hectares (2,66%) com outros usos

não especificados pela empresa. Na fazenda, predominam os solos das ordens de Latossolos e Cambissolos, com um relevo que varia de suave ondulado a montanhoso.

Figura 2. Mapa de localização da Fazenda Rio Branco, no município de Bugre-MG

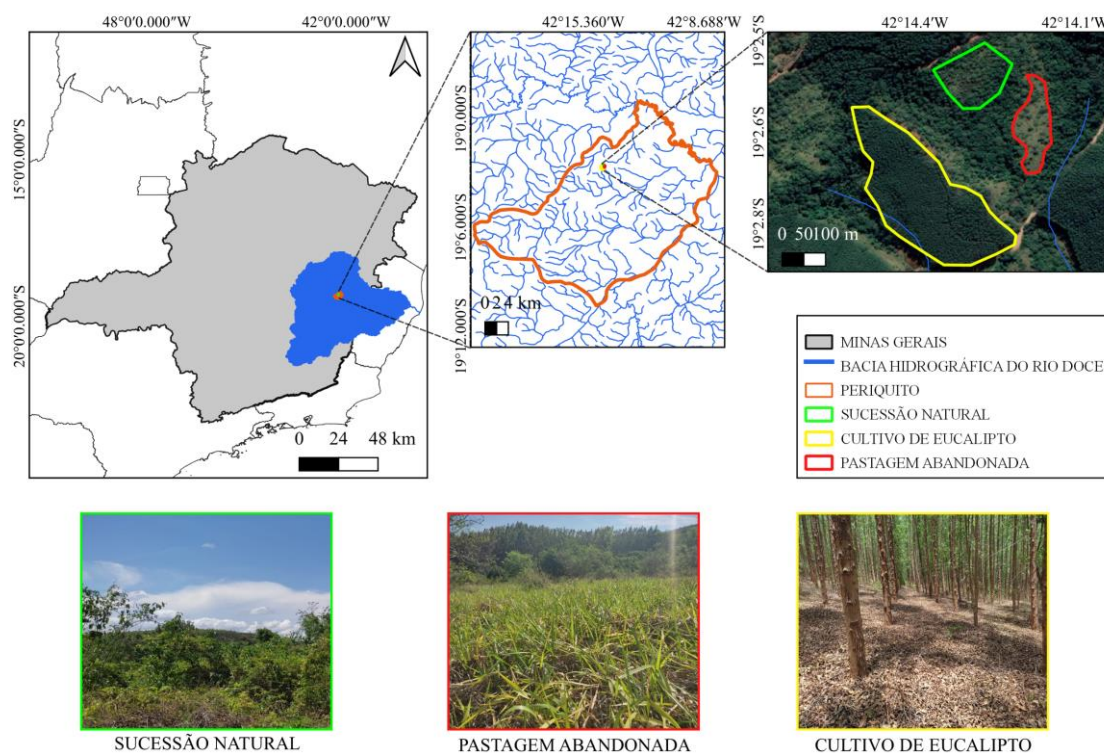


Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A Fazenda Córrego Preto II (19°03'22.55"S e 42°14'32.37"W, a uma altitude de 252 metros) está localizada no distrito de Pedra Corrida, no município de Periquito-MG, tendo sido adquirida no ano de 2013. A conversão de parte de suas áreas de pastagens para plantios de eucalipto teve início em 2015. No momento da coleta o plantio estava em seu primeiro ciclo de rotação, utilizando o híbrido de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus grandis*. Na Fazenda Córrego Preto II, a adubação é similar a fazenda Rio Branco, com ajustes na primeira adubação de cobertura utilizando 200 kg ha⁻¹ do formulado de NPK 6-10-29 enriquecido com 0,8% B + 0,5% Zn + 0,5%. A propriedade abrange uma área total de 397,13 hectares, distribuídos da seguinte forma: 167,46 hectares (42,17%) destinados ao cultivo de eucalipto; 126,29 hectares (31,80%) cobertos por vegetação natural do domínio da Mata Atlântica; 46,48 hectares (11,70%) reservados para preservação permanente; 13,77 hectares (3,47%) ocupados por estradas; 23,76 hectares (5,98%) disponíveis para plantio; e 19,37 hectares (4,88%) destinados a outros usos não especificados em levantamento de informações junto à CENIBRA. Assim como

na Fazenda Rio Branco, predominam os solos das ordens de Latossolos e Cambissolos, com um relevo que varia de suave ondulado a montanhoso.

Figura 3. Mapa de localização da Fazenda Córrego Preto II, no município de Periquito-MG



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

As áreas de estudo foram selecionadas com base em uma cronossequência de conversão de pastagens para uso florestal ou sucessão natural ao longo do tempo, levando em consideração similaridades físicas e temporais do ambiente, tais como declividade, posição e face do relevo, classe de solo, entre outros fatores relevantes. Essa seleção foi motivada pelo aumento observado, ao longo dos últimos 34 anos na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), das áreas com cultivo de eucalipto e em sucessão, conforme evidenciado por Sposito (2021) ao analisar dados do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil (Projeto MapBiomias, 2022).

As amostras de solo foram coletadas em três sistemas distintos: Cultivo de eucalipto (EU), Sucessão natural (SN) e Pastagem abandonada (PA). Essas amostras foram obtidas em Latossolo Vermelho-Amarelo em relevo suave ondulado em ambas as fazendas. Em cada ponto de coleta, a biomassa verde e morta presente sobre a superfície, como serrapilheira, foi colhida utilizando um quadrado de madeira de 0,16 m² e

quantificada quanto à sua massa seca. Posteriormente, o material vegetal foi submetido à secagem em estufa de circulação forçada a 60 °C por um período de 72 horas e então pesado para determinar a massa seca. Foi realizada a caracterização química do solo, conforme descrito na Tabela 1.

Tabela 1. Propriedades químicas e físicas de um Latossolo Vermelho-Amarelo nos municípios de Bugre – MG e Periquito – MG, Brasil.

Propriedades do solo	Sucessão natural (SN)				Pastagem abandonada (PA)				Cultivo de eucalipto (EU)			
	Tempo de conversão de 22 anos											
	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	60-100 cm	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	60-100 cm	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	60-100 cm
pH H ₂ O (1: 2,5)	4,67	4,47	4,38	4,25	4,47	4,27	4,17	4,25	4,65	3,99	4	4,05
P (mg dm ⁻³)	0,6	0,5	0,1	0,1	0,8	0,5	0,1	0,2	1,7	0,8	0,3	0,1
K ⁺ (mg dm ⁻³)	158	76	42	22	76	32	8	6	56	26	12	8
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	1,05	0,32	0,14	0,07	0,49	0,22	0,11	0,09	2,12	0,14	0,09	0,09
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,72	0,2	0,06	0,02	0,28	0,07	0	0	0,65	0,06	0,03	0,01
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,46	1,16	1,08	1,04	0,89	1,2	1,2	1,18	0,54	1,73	1,5	1,31
H + Al (cmol _c dm ⁻³)	6,2	6,2	4,8	4,1	5,8	5,5	4,3	4,3	7,1	7,1	5,1	4,2
SB (cmol _c dm ⁻³)	2,18	0,71	0,31	0,15	0,96	0,37	0,13	0,11	2,91	0,27	0,15	0,12
CTC _t (cmol _c dm ⁻³)	2,64	1,87	1,39	1,19	1,85	1,57	1,33	1,29	3,45	2	1,65	1,43
CTC _T (cmol _c dm ⁻³)	8,38	6,91	5,11	4,25	6,76	5,87	4,43	4,41	10,01	7,37	5,25	4,32
V (%)	26,0	10,3	6,1	3,5	14,2	6,3	2,9	2,5	29,1	3,7	2,9	2,8
m (%)	17,4	62	77,7	87,4	48,1	76,4	90,2	91,5	15,7	86,5	90,9	91,6
P-Rem (mg L ⁻¹)	28,2	23,6	22,4	19,9	26,9	22,2	17,5	18,4	29	23,6	23	21,7
C total (g kg ⁻¹)	19,4	14,6	10,5	7,4	13,3	11,5	8,5	8,8	18,4	13,5	8,1	6,4
Argila (kg kg ⁻¹)	0,64	0,65	0,70	0,70	0,67	0,71	0,69	0,69	0,61	0,67	0,67	0,65
Silte (kg kg ⁻¹)	0,05	0,09	0,05	0,05	0,04	0,06	0,05	0,06	0,07	0,05	0,06	0,06
Areia grossa (kg kg ⁻¹)	0,18	0,15	0,14	0,14	0,16	0,10	0,12	0,12	0,17	0,14	0,14	0,15
Areia fina (kg kg ⁻¹)	0,13	0,11	0,11	0,11	0,13	0,13	0,14	0,13	0,15	0,14	0,13	0,14
Textura	M. Arg	M. Arg	M. Arg	M. Arg	M. Arg	M. Arg	M. Arg	M. Arg	M. Arg	M. Arg	M. Arg	M. Arg
Al ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)	----	----	22,16	----	----	----	21,90	----	----	----	21,23	----
Fe ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)	----	----	9,42	----	----	----	9,07	----	----	----	8,83	----
SiO ₂ (g kg ⁻¹)	----	----	34,73	----	----	----	41,01	----	----	----	40,35	----

(continua)

Propriedades do solo	Sucessão natural (SN)				Pastagem abandonada (PA)				Cultivo de eucalipto (EU)			
	Tempo de conversão de 9 anos											
	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	60-100 cm	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	60-100 cm	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	60-100 cm
pH H ₂ O (1: 2,5)	6,38	5,9	5,63	5,5	5,26	4,89	4,85	4,9	5,12	4,62	4,74	4,81
P (mg dm ⁻³)	1	0,3	0,7	0,8	0,4	0,2	0,1	0,1	0,7	0,3	0,1	0,1
K ⁺ (mg dm ⁻³)	130	62	14	6	154	72	12	10	112	54	26	16
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	5,31	2,15	1,55	1,04	2,09	1,04	0,75	0,61	2,22	1,12	1,08	0,73
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	1,27	0,86	0,58	0,46	0,87	0,34	0,26	0,17	1,04	0,42	0,32	0,2
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0	0	0	0	0,06	0,27	0,35	0,23	0,06	0,56	0,35	0,29
H + Al (cmol _c dm ⁻³)	2,6	2,7	2,3	1,8	5	3,9	3,8	3,4	5,2	5,3	4,4	3,7
SB (cmol _c dm ⁻³)	6,91	3,17	2,17	1,52	3,35	1,56	1,04	0,81	3,55	1,68	1,47	0,97
CTC _t (cmol _c dm ⁻³)	6,91	3,17	2,17	1,52	3,41	1,83	1,39	1,04	3,61	2,24	1,82	1,26
CTC _T (cmol _c dm ⁻³)	9,51	5,87	4,47	3,32	8,35	5,46	4,84	4,21	8,75	6,98	5,87	4,67
V (%)	72,7	54	48,5	45,8	40,1	28,6	21,5	19,2	40,6	24,1	25	20,8
m (%)	0	0	0	0	1,8	14,8	25,2	22,1	1,7	25	19,2	23
P-Rem (mg L ⁻¹)	33,2	26,1	20,2	16	28,7	23,2	16	10,5	26,1	21,4	16,5	11,6
C total (g kg ⁻¹)	19,7	10,9	6,3	4,1	18,8	12,5	9,1	7,4	18,4	13,6	9,8	8,1
Argila (kg kg ⁻¹)	0,52	0,55	0,61	0,61	0,51	0,58	0,65	0,67	0,59	0,66	0,68	0,69
Silte (kg kg ⁻¹)	0,10	0,08	0,08	0,09	0,06	0,06	0,05	0,05	0,07	0,04	0,06	0,06
Areia grossa (kg kg ⁻¹)	0,29	0,28	0,23	0,22	0,35	0,27	0,22	0,20	0,23	0,20	0,17	0,16
Areia fina (kg kg ⁻¹)	0,09	0,09	0,08	0,08	0,08	0,09	0,08	0,08	0,11	0,10	0,09	0,09
Textura	Arg.	Arg.	M. Arg	M. Arg	Arg.	Arg.	M. Arg	M. Arg	Arg.	M. Arg	M. Arg	M. Arg
Al ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)	----	----	19,33	----	----	----	19,96	----	----	----	20,33	----
Fe ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)	----	----	11,40	----	----	----	10,83	----	----	----	11,72	----
SiO ₂ (g kg ⁻¹)	----	----	38,33	----	----	----	37,94	----	----	----	38,57	----

Nota: Potencial hidrogeniônico (pH) em água (razão solo/solução de 1:2,5) por potenciometria; P-Rem: Fósforo remanescente extraído por CaCl₂ e determinado por absorção molecular (Alvarez *et al.*, 2000); K e o P disponíveis: extraídos com solução de Mehlich-1 (Embrapa, 2017); Ca²⁺, Al³⁺ e Mg²⁺ extraídos com KCl 1 mol L⁻¹ (Embrapa, 2017); H+Al: extraídos com acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹, a pH 7,0 (Embrapa, 2017); SB = soma de bases trocáveis; CTC_T = capacidade de troca catiônica a pH 7,0; CTC_t = capacidade de troca catiônica efetiva; V = saturação por bases; m = saturação por alumínio; Argila, Areia fina e Grossa e Silte foram determinado pelo método da pipeta (Embrapa, 2017). Textura: M. Arg (Muito argilosa); Arg (Argiloso); Al₂O₃, Fe₂O₃ e SiO₂ extraídos por ataque sulfúrico (Donagemma *et al.*, 2011).

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

4.2 Análises dos estoques de C e N

O fracionamento da matéria orgânica do solo (MOS) foi conduzido de acordo com os procedimentos estabelecidos por Cambardella e Elliott (1992). Para tal, 10 g de solo liofilizado (< 2 mm) foram pesados em tubos de centrífuga de 50 ml e misturados com 30 mL de hexametáfosfato de sódio (5 g L⁻¹). A mistura foi agitada por 15 horas em um agitador horizontal a 120 rpm. Após o período de agitação, a suspensão resultante foi filtrada através de uma peneira com malha de 0,053 mm. O material retido na peneira foi designado como matéria orgânica particulada (MOP), enquanto o material que passou pela peneira foi denominado matéria orgânica associada aos minerais (MOAM). Ambas as frações foram submetidas à secagem em estufa a 60 °C para remoção da água. Posteriormente, o material seco foi pesado, triturado em almofariz de ágata e peneirado através de uma malha de 250 µm para a determinação dos teores de C e N da MOP e da MOAM.

Para a análise dos teores de C e N, nas frações MOP e MOAM, estas foram submetidas previamente a uma peneira de 0,149 mm (100 mesh). Os teores de C e N foram então determinados por combustão em um analisador elementar acoplado a um espectrômetro de massa de razão isotópica de fluxo contínuo (ANCA-GLS, Sercom, Crewe, Reino Unido).

Os estoques de C e N total foram calculados para as frações MOP e MOAM utilizando o método proposto por Ellert e Bettany (1995). Este método leva em consideração a massa de solo equivalente, corrigindo a espessura da camada de solo de acordo com variações na densidade do solo (D_s). A densidade média do solo na área de vegetação natural em cada respectiva profundidade é utilizada como referência. A massa do solo em cada profundidade e em cada tratamento é calculada através da seguinte equação:

$$M_{\text{solo}} = D_s \times E \times A$$

em que: M_{solo} é a massa do solo por unidade de área em cada camada avaliada (Mg ha⁻¹); D_s é a densidade do solo em cada camada coletada (g cm⁻³); E é a espessura de solo de cada camada (m); e A é unidade de área a ser utilizada (1 ha).

Posteriormente, procedeu-se ao cálculo da espessura da camada a ser adicionada ou subtraída nos diferentes tratamentos em relação à referência. Esse cálculo foi realizado utilizando a seguinte equação:

$$E_{(ad|sub)} = (M_{ref} - M_{\acute{a}rea}) \times fha / Ds_{\acute{a}rea}$$

em que: $E_{(ad|sub)}$ é a espessura da camada de solo a ser adicionada (+) ou subtraída (-) a camada da área (m); M_{ref} é a massa equivalente do solo do tratamento referência (Mg ha⁻¹); $M_{\acute{a}rea}$ é massa equivalente do solo de cada tratamento (Mg ha⁻¹); fha é fator de conversão de ha para m² (0,0001 ha m⁻²); e $Ds_{\acute{a}rea}$ é a densidade do solo na camada da área de estudo (Mg m⁻³).

A partir da determinação da espessura da camada de solo a ser adicionada ou subtraída, procedeu-se ao cálculo dos estoques de C e N conforme a seguinte equação:

$$ECS = C_{teor} \times Ds \times (E \pm E_{(ad|sub)}) \times 10$$

em que: ECS é o estoque de C ou N nas frações da MOS em Mg ha⁻¹; C_{teor} é o teor C ou N na fração da MOS da camada avaliada expresso (g kg⁻¹); E é a espessura da camada de solo (m); Ds é a densidade do solo na camada da área de estudo (Mg m⁻³); $E_{(ad|sub)}$ é a espessura da camada de solo a ser adicionada (+) ou subtraída (-) à camada da área (m); e 10 é o fator de conversão das unidades utilizadas para Mg ha⁻¹.

Os estoques totais de C e N do solo foram determinados pela soma dos estoques obtidos nas frações da MOS, levando em consideração a massa de C e N em cada uma das frações.

Para a análise da abundância natural do ¹³C e do ¹⁵N, a raiz, a serrapilheira e as frações de MOP e MOAM foram submetidas a uma peneira de 0,149 mm (100 mesh). A relação entre os isótopos ¹³C/¹²C e ¹⁵N/¹⁴N foi medida através da combustão da matéria orgânica em um analisador elementar acoplado a um espectrômetro de massa de razão isotópica de fluxo contínuo (ANCA-GLS, Sercom, Crewe, Reino Unido). A razão isotópica foi expressa em partes por mil (‰) em relação ao padrão internacional de Viena Pee Dee Belemnita (VPDB) como padrão da $\delta^{13}C$ e o N₂ atmosférico como padrão da $\delta^{15}N$, conforme Bernoux *et al.* (1998), de acordo com a equação:

$$\delta^{13}C \text{ e } \delta^{15}N = ((R \text{ amostra} - R \text{ padrão}) / R \text{ padrão}) \times 1000$$

em que: R amostras se refere à razão molar $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ou $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ na amostra; R padrão é a razão no padrão utilizado.

O cálculo da proporção do C do solo nas frações MOP e MOAM, e nas raízes e serrapilheira derivado de plantas C4 em cada camada foi realizado conforme descrito por Vitorello *et al.* (1989):

$$C_4 = (\delta - \delta_m) / (\delta_p - \delta_m)$$

em que: C_4 é o C derivado de plantas C4; δ é a abundância natural do ^{13}C na amostra de solo; δ_m é a abundância natural no solo sob mata nativa; e δ_p é a abundância natural de ^{13}C na serrapilheira da pastagem.

A partir do C derivado de plantas C4 calculou-se a contribuição de C derivado de plantas C3, conforme demonstrado abaixo:

$$C_3 = 1 - C_{C4}$$

em que: C_3 é a contribuição de C derivado de planta C3; C_{C4} é a contribuição de C derivado da pastagem.

O carbono (C) lábil, conforme descrito por Blair *et al.* (1995) e adaptado por Shang e Tiessen (1997) para solos tropicais, envolve a oxidação de formas lábeis de C no solo através de um agente oxidante, como o permanganato de potássio (KMnO_4). A quantificação do C é realizada por colorimetria, levando em consideração a perda de KMnO_4 à medida que o C do solo é oxidado, conforme descrito por Mendonça e Matos (2017).

Para calcular o teor de C lábil é necessário considerar a quantidade de KMnO_4 consumida durante a oxidação do C presente na amostra.

$$C \text{ lábil} = \frac{([\text{KMnO}_4] - [\text{Amostra}]) \times (R) \times (V_{\text{KMnO}_4})}{M_{\text{solo}}}$$

em que: $C \text{ lábil}$ é a quantidade de carbono lábil (mg g^{-1}); $[\text{KMnO}_4]$ é a concentração inicial do KMnO_4 (mol L^{-1}); $[\text{Amostra}]$ é a concentração final do KMnO_4 após oxidação da amostra (mol L^{-1}); R é 9, constante referente a massa de carbono (9 mg) oxidada para cada mmol de MnO_4 ; V_{KMnO_4} é o volume de KMnO_4 utilizado na oxidação da amostra (mL); M_{solo} é a massa da amostra (g).

4.3 Análise estatística

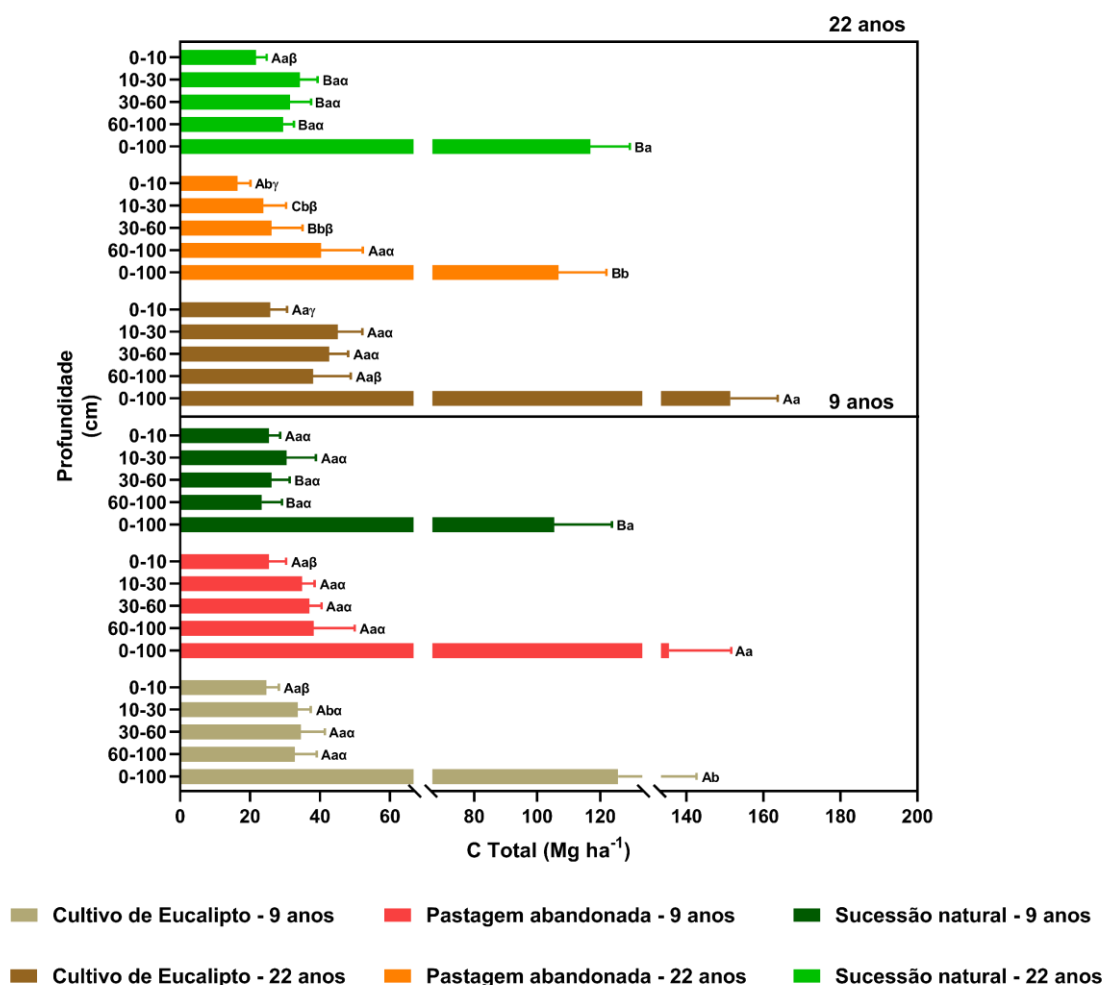
As formas de uso da terra (sucessão natural, cultivo de eucalipto e pastagem) foram distribuídas em um delineamento sistemático (Alvarez e Alvarez, 2013; Benza, 1970), considerando as cinco trincheiras como repetições. Para as análises de C e N, foi empregado um delineamento sistemático em esquema fatorial 3 x 2 x 4, considerando as três formas de uso do solo (sucessão natural, cultivo de eucalipto e pastagem), os dois tempos de conversão (22 anos e 9 anos) e quatro profundidades (0,0-0,10 m, 0,10-0,30 m, 0,30-0,60 m e 0,60-1,0 m). Já para a análise de abundância natural de ^{15}N e ^{13}C das raízes e serrapilheira, foi adotado o delineamento sistemático em esquema fatorial 3 x 2, sendo três formas de uso do solo (sucessão natural, cultivo de eucalipto e pastagem) e dois tempos de conversão (22 anos e 9 anos).

Os dados foram submetidos à análise de variância e as interações dos sistemas em cada profundidade foram desdobradas independentemente de significância pelo teste F, com um nível de significância de até 10%. As médias dos tratamentos em cada profundidade foram agrupadas pelo teste Scott-Knott, até 10% de probabilidade, utilizando o software R versão 4.1.2 com o pacote ExpDes.pt (Ferreira *et al.*, 2014). Os gráficos foram gerados utilizando o software Prisma versão 10.

5. RESULTADOS

Os estoques totais de C no solo na profundidade de 0-100 cm foram maiores ($p < 0,1$) em EU ao comparar os diferentes sistemas de uso, independentemente do tempo de conversão. A exceção aconteceu com 9 anos, quando PA mostrou-se similar à EU ($p > 0,1$). Nas profundidades de 30-60 cm e 60-100 cm, em ambos os tempos de conversão, tanto EU quanto PA exibiram os maiores estoques de C ($p < 0,1$), exceto no intervalo de 30-60 cm após 22 anos, onde PA foi similar à SN ($p > 0,1$), sendo ambas menores que EU ($p < 0,1$). Na profundidade de 10-30 cm após 22 anos, EU apresentou os maiores estoques de C, enquanto PA apresentou os menores ($p < 0,1$; Figura 4).

Figura 4. Estoques de C total em Latossolo Vermelho-Amarelo sob três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA) nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm e 60-100 cm, nos municípios de Bugre-MG e Periquito-MG, Brasil



Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam sistemas de uso para um mesmo tempo de conversão, minúsculas comparam os tempos de conversão para um mesmo sistema de uso, e letras gregas comparam as profundidades em um mesmo sistema de uso.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Em relação ao mesmo uso em diferentes tempos de conversão, na profundidade de 0-100 cm, PA mostrou médias mais elevadas ($p < 0,1$) após 9 anos de conversão, enquanto EU apresentou as maiores ($p < 0,1$) após 22 anos, com SN não demonstrando diferenças significativas. Ao analisar as camadas, PA revelou maiores estoques de C após 9 anos em comparação com 22 anos ($p < 0,1$), exceto na profundidade de 60-100 cm, onde as diferenças não foram significativas ($p > 0,1$). EU apresentou diferenças apenas na profundidade de 10-30 cm, com estoques maiores após 22 anos em comparação com 9 anos, enquanto SN não demonstrou diferenças ($p < 0,1$; Figura 4).

Ao comparar as diferentes profundidades, observou-se o esperado em relação aos estoques de C total. As camadas com maiores espessuras apresentaram os maiores estoques, com a profundidade de 0-10 cm apresentando os menores estoques ($p < 0,1$, Figura 4). No entanto, ao analisar os teores de C total, verificou-se o inverso, com os teores de C diminuindo com o aumento da profundidade, sendo a camada de 0-10 cm a que apresentou os maiores teores ($p < 0,1$), independentemente do uso e do tempo de conversão. Os teores variaram de 18,36 a 18,37 g kg⁻¹ para o uso com EU; 19,40 a 19,73 g kg⁻¹ para o uso com SN; e 13,28 a 18,84 g kg⁻¹ para o uso com PA, para tempos de conversão de 22 anos e 9 anos, respectivamente. A camada subsequente, de 10-30 cm, apresentou teores menores que a camada superficial, mas maiores que as duas camadas seguintes ($p < 0,1$), independentemente do uso e do tempo de conversão, variando de 13,47 a 13,61 g kg⁻¹ para EU; 14,60 a 10,93 g kg⁻¹ para SN; e 11,53 a 12,46 g kg⁻¹ para PA, para tempos de conversão de 22 anos e 9 anos, respectivamente. As duas últimas profundidades, de 30-60 cm e 60-100 cm, apresentaram os menores teores ($p < 0,1$) e foram semelhantes entre si ($p > 0,1$), variando de 8,11 a 9,81 g kg⁻¹ na profundidade de 30-60 cm e 6,42 a 8,14 g kg⁻¹ na profundidade de 60-100 cm para o uso com EU; 10,54 a 6,30 g kg⁻¹ na profundidade de 30-60 cm e 7,36 a 4,11 g kg⁻¹ na profundidade de 60-100 cm para SN; e 8,50 a 9,05 g kg⁻¹ na profundidade de 30-60 cm e 8,77 a 7,42 g kg⁻¹ na profundidade de 60-100 cm para PA, todos para os tempos de conversão de 22 e 9 anos, respectivamente.

No que diz respeito aos estoques de C no solo das frações MOAM e MOP, observou-se, na profundidade de 0-100 cm e no tempo de 22 anos, que EU apresentou os maiores ($p < 0,1$) estoques em ambas as frações, em contraste com os outros sistemas de uso, que não diferiram entre si ($p > 0,1$). Entretanto, após 9 anos de conversão, verificou-se que, na MOAM, SN demonstrou os menores estoques de C ($p < 0,1$), enquanto na MOP, tal comportamento foi observado para EU, comparativamente aos demais sistemas, semelhantes entre si ($p > 0,1$; Figura 5).

Ao analisar as diferentes camadas do solo, nas profundidades de 0-10 cm, em ambos os tempos, e 10-30 cm no tempo de 9 anos, não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,1$) na MOAM. Da mesma forma, nas profundidades de 30-60 cm no tempo de 9 anos e 60-100 cm em ambos os tempos, os sistemas não apresentaram diferenças ($p > 0,1$) na MOP (Figura 5).

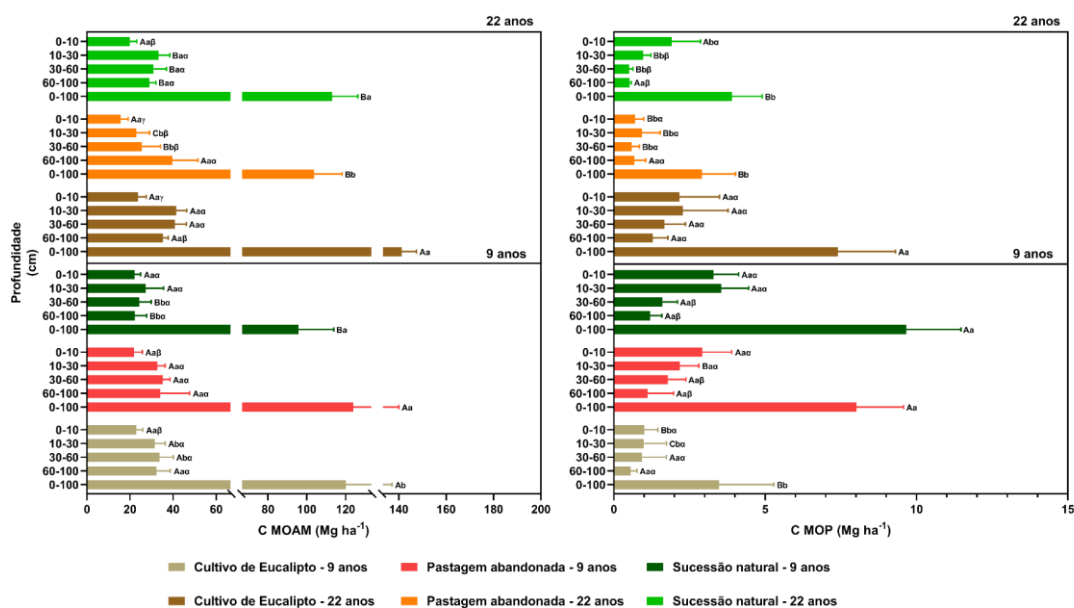
Nas profundidades de 10-30 cm, 30-60 cm e 60-100 cm, no período de 22 anos, EU exibiu os maiores estoques em comparação com os demais usos ($p < 0,1$) na MOAM. Entretanto, na camada de 60-100 cm, EU foi similar à PA ($p > 0,1$). Após 9 anos, nas camadas de 30-60 cm e 60-100 cm, tanto EU quanto PA demonstraram os maiores estoques em comparação com SN ($p < 0,1$), sendo que EU e PA não diferiram entre si ($p > 0,1$) na MOAM. Na MOP, após 22 anos, na camada de 0-10 cm, PA registrou os menores estoques em relação aos demais sistemas ($p < 0,1$), os quais não apresentaram diferenças significativas entre si ($p > 0,1$). Nas camadas de 10-30 cm e 30-60 cm, EU apresentou os maiores valores de estoque em relação aos demais usos ($p < 0,1$). Por outro lado, após 9 anos, na camada de 0-10 cm, EU apresentou os menores estoques em relação aos demais sistemas ($p < 0,1$), os quais não diferiram entre si ($p < 0,1$). Na camada de 10-30 cm, SN registrou as maiores médias em comparação com os demais sistemas ($p < 0,1$), enquanto EU apresentou os menores estoques ($p < 0,1$; Figura 5).

Em relação ao mesmo uso em diferentes tempos de conversão, na profundidade de 0-100 cm, PA apresentou os maiores estoques em ambas as frações ($p < 0,1$) após 9 anos de conversão, enquanto EU apresentou os maiores estoques ($p < 0,1$) após 22 anos, em ambas as frações. A SN apresentou os maiores estoques ($p < 0,1$) na MOP após 9 anos (Figura 5).

Ao analisar os estoques entre os tempos de conversão nas camadas, observou-se que SN, na MOAM, nas camadas de 30-60 cm e 60-100 cm, apresentaram maiores

estoques no tempo de 22 anos do que no tempo de 9 anos ($p < 0,1$). A PA, na MOAM, apresentou maiores estoques após 9 anos em comparação com 22 anos ($p < 0,1$), nas profundidades de 10-30 cm e 30-60 cm. Na MOP, tanto SN quanto PA apresentaram maiores estoques após 9 anos do que após 22 anos ($p < 0,1$), exceto na camada de 60-100 cm, onde não houve diferenças ($p > 0,1$) entre os tempos. O EU, na MOAM, apresentou diferenças significativas nas profundidades de 10-30 cm e 30-60 cm, onde o tempo de 22 anos demonstrou maiores estoques ($p < 0,1$) do que o tempo de 9 anos. Na MOP, EU apresentou o mesmo comportamento nas camadas de 0-10 cm e 10-30 cm, onde o tempo de 22 anos foi superior ($p < 0,1$) ao tempo de 9 anos (Figura 5).

Figura 5. Estoques de C da matéria orgânica associada aos minerais (MOAM) e particulada (MOP) em Latossolo Vermelho-Amarelo sob três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA) nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm e 60-100 cm, nos municípios de Bugre-MG e Periquito-MG, Brasil



Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam sistemas de uso para um mesmo tempo de conversão, minúsculas comparam os tempos de conversão para um mesmo sistema de uso, e letras gregas comparam as profundidades em um mesmo sistema de uso.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Em relação à profundidade, os estoques de C na MOAM seguiram a mesma tendência observada nos estoques de C total, apresentando os menores estoques ($p < 0,1$)

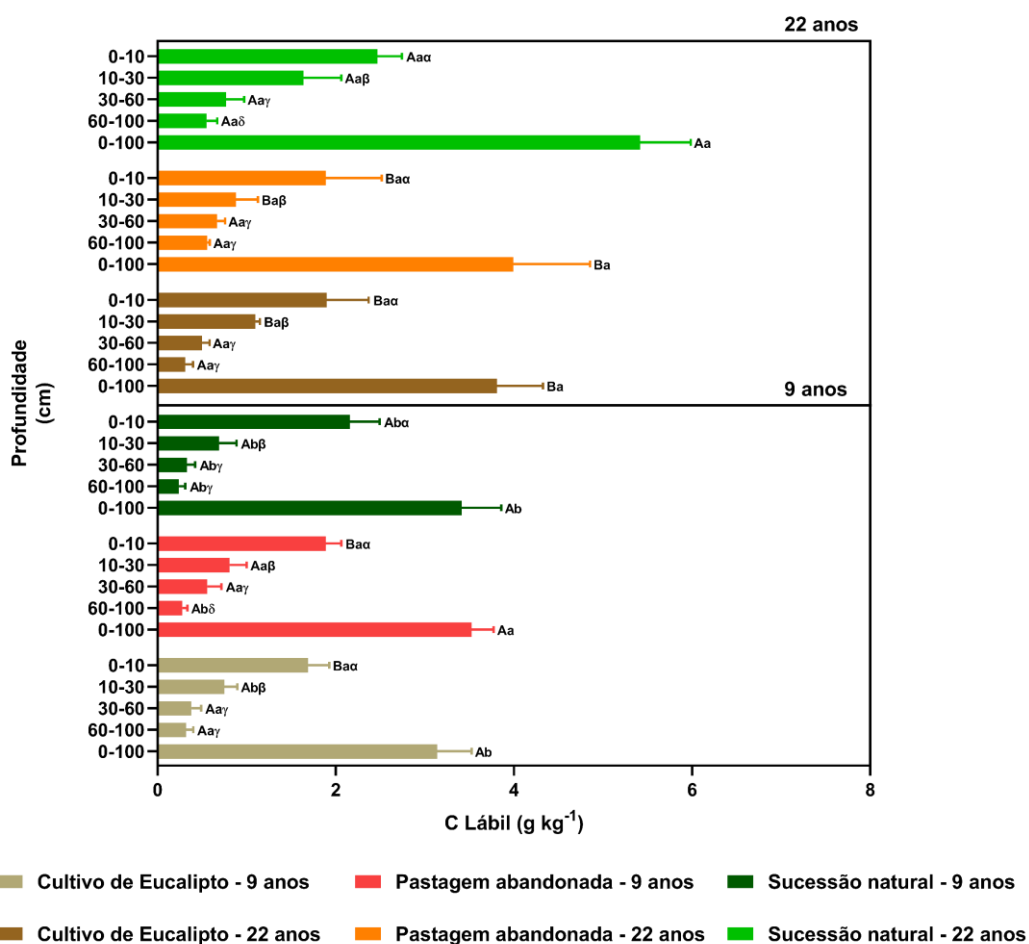
na profundidade de 0-10 cm, exceto no uso SN após 9 anos, onde não foram observadas diferenças significativas entre as camadas (Figura 5). Contudo, ao analisar os teores, assim como verificado para o C total, observa-se o oposto, onde os teores de C diminuem com a profundidade, com a camada de 0-10 cm exibindo os maiores teores ($p < 0,1$), independentemente do uso e do tempo de conversão. Os teores variaram de 16,79 a 17,02 g kg^{-1} para EU; 17,65 a 17,18 g kg^{-1} para SN; e 12,73 a 16,33 g kg^{-1} para PA, nos tempos de conversão de 22 anos e 9 anos, respectivamente. A camada de 10-30 cm apresentou teores menores que a camada superficial, mas superiores às camadas mais profundas ($p < 0,1$), com variações de 12,48 a 12,70 g kg^{-1} para o uso com EU; 14,18 a 9,81 g kg^{-1} para o uso com SN; e 11,07 a 11,68 g kg^{-1} para o uso com PA, para tempos de conversão de 22 anos e 9 anos, respectivamente. As profundidades de 30-60 cm e 60-100 cm exibiram os menores teores ($p < 0,1$) e foram semelhantes entre si ($p < 0,1$), variando de 7,80 a 9,55 g kg^{-1} na profundidade de 30-60 cm e 6,20 a 8,01 g kg^{-1} na profundidade de 60-100 cm para EU; 10,37 a 5,82 g kg^{-1} na profundidade de 30-60 cm e 7,22 a 3,90 g kg^{-1} na profundidade de 60-100 cm para SN; e 8,61 a 8,60 g kg^{-1} na profundidade de 30-60 cm e 8,30 a 7,19 g kg^{-1} na profundidade de 60-100 cm para PA, considerando tempos de conversão de 22 anos e 9 anos, respectivamente.

Na MOP, a camada de 0-10 cm apresentou os maiores estoques de C ($p < 0,1$) na SN, em ambos os tempos de conversão. Após 9 anos, o comportamento da camada de 0-10 cm foi similar ao da camada de 10-30 cm ($p > 0,1$). Na PA, após 9 anos, as camadas de 0-10 cm e 10-30 cm foram semelhantes entre si ($p > 0,1$) e superiores ($p < 0,1$) às demais profundidades (Figura 5). Quando se analisam os teores de C da MOP, verifica-se que a camada de 0-10 cm apresenta os maiores teores ($p < 0,1$), independentemente do uso e do tempo de conversão, exceto no uso com PA após 22 anos, onde não houve diferenças significativas entre as profundidades. Os teores variaram de 1,56 a 1,34 g kg^{-1} para EU; 1,75 a 2,55 g kg^{-1} para SN; e 0,55 a 2,50 g kg^{-1} para PA, considerando tempos de conversão de 22 anos e 9 anos, respectivamente. As camadas subsequentes foram semelhantes entre si ($p < 0,1$), exceto para EU em ambos os tempos de conversão, onde a camada de 10-30 cm foi similar ($p < 0,1$) à profundidade de 0-10 cm e superior às demais profundidades. Os teores variaram de 0,99 a 0,91 g kg^{-1} na profundidade de 10-30 cm, de 0,32 a 0,26 g kg^{-1} na profundidade de 30-60 cm e de 0,21 a 0,13 g kg^{-1} na profundidade de 60-100 cm para o uso com EU; de 0,42 a 1,12 g kg^{-1} na profundidade de 10-30 cm, de 0,17 a 0,47 g kg^{-1} na profundidade de 30-60 cm e de 0,13 a 0,21 g kg^{-1} na

profundidade de 60-100 cm para SN; e de 0,45 a 0,77 g kg⁻¹ na profundidade de 10-30 cm, de 0,19 a 0,45 g kg⁻¹ na profundidade de 30-60 cm e de 0,16 a 0,23 g kg⁻¹ na profundidade de 60-100 cm para PA, considerando tempos de conversão de 22 anos e 9 anos, respectivamente.

Quanto ao C lábil no solo, ao comparar diferentes sistemas de uso, verificou-se na profundidade de 0-100 cm que SN apresentou as maiores ($p < 0,1$) médias no tempo de conversão de 22 anos, em comparação com os demais usos. Nas profundidades de 0-10 cm, em ambos os tempos de conversão, e na camada de 10-30 cm no tempo de 22 anos, SN apresentou os maiores ($p < 0,1$) valores de C lábil em relação aos demais usos, enquanto nas demais profundidades não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,1$; Figura 6).

Figura 6. Teor de C lábil no solo em Latossolo Vermelho-Amarelo sob três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA) nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm e 60-100 cm, nos municípios de Bugre-MG e Periquito-MG, Brasil



Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam sistemas de uso para um mesmo tempo de conversão, minúsculas comparam os tempos de conversão para um mesmo sistema de uso, e letras gregas comparam as profundidades em um mesmo sistema de uso.

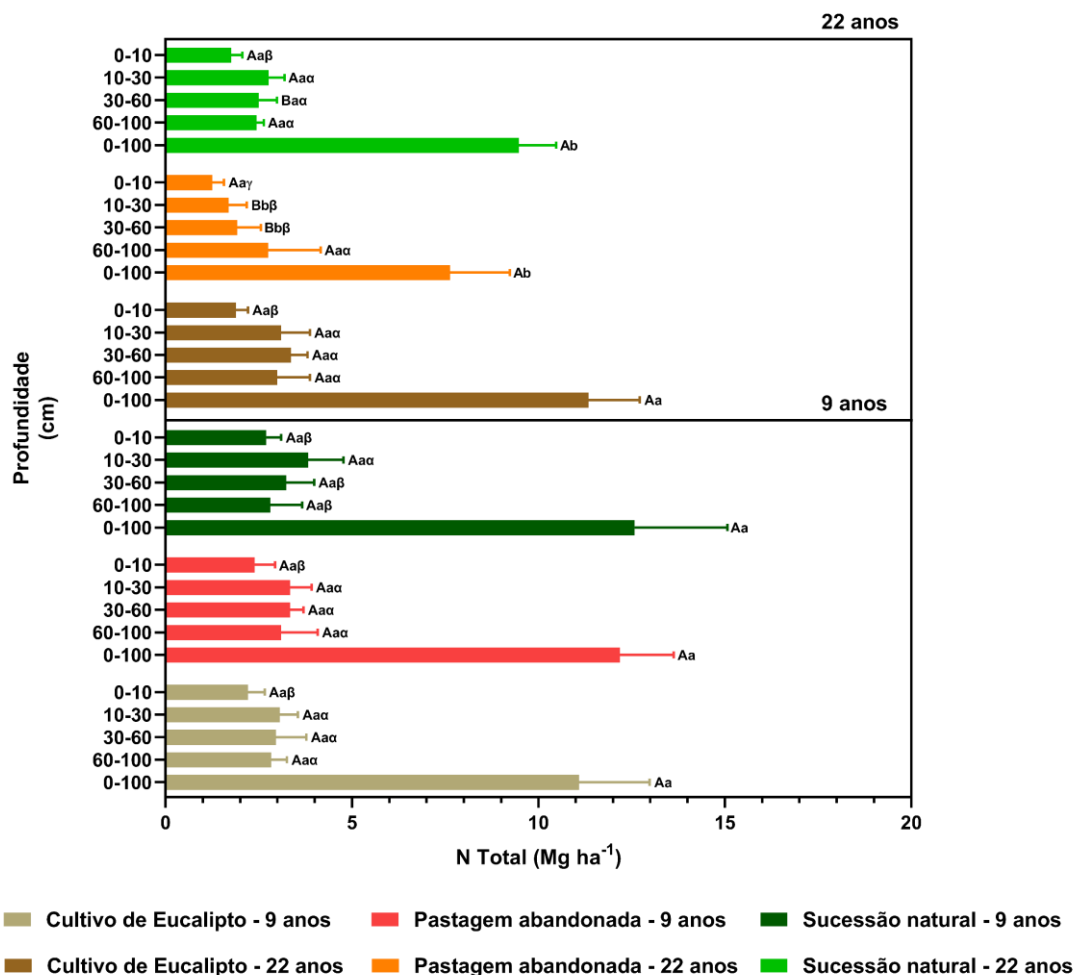
Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Quando se considerou o mesmo uso em diferentes tempos de conversão, na profundidade de 0-100 cm, tanto SN quanto EU, apresentaram valores elevados de C lábil ($p < 0,1$) no tempo de 22 anos de conversão em comparação com 9 anos. Já em relação às profundidades, em todas as camadas em SN, na camada de 60-100 cm em PA, e na camada de 10-30 cm em EU, o tempo de 22 anos demonstrou valores mais altos de C lábil ($p < 0,1$) em relação ao tempo de 9 anos de conversão. Não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,1$) entre os tempos em outras camadas (Figura 6). Nas comparações entre profundidades, constatou-se uma diminuição na quantidade de C lábil à medida que a profundidade aumentou, com a camada de 0-10 cm registrando os maiores teores ($p < 0,1$) em comparação com as demais camadas (Figura 6).

No que diz respeito aos estoques de N total no solo, ao comparar diferentes sistemas de uso, verificou-se que, na profundidade de 0-100 cm, não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,1$), independentemente do tempo de conversão (Figura 7). Esse comportamento foi consistente em todas as profundidades no tempo de 9 anos, e nas profundidades de 0-10 cm e 60-100 cm após 22 anos, onde os sistemas não apresentaram diferenças entre si ($p > 0,1$). No entanto, nas profundidades de 10-30 cm e 30-60 cm, no período de 22 anos, EU registrou as maiores médias de estoques de N total ($p < 0,1$) em relação aos demais usos, sendo que na profundidade de 10-30 cm SN foi similar ao EU ($p > 0,1$).

Considerando o mesmo uso em diferentes tempos de conversão, na profundidade de 0-100 cm, tanto em SN quanto PA, o tempo de 9 anos apresentou maiores estoques de N total ($p < 0,1$) em comparação com o tempo de 22 anos de conversão. Esse mesmo comportamento foi observado na PA, nas camadas de 10-30 cm e 30-60 cm, onde o tempo de 9 anos demonstrou maiores estoques de N total ($p < 0,1$) do que 22 anos de conversão. Não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,1$) entre os tempos nas outras profundidades avaliadas (Figura 7).

Figura 7. Estoque de N total em Latossolo Vermelho-Amarelo sob três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA) nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm e 60-100 cm, nos municípios de Bugre-MG e Periquito-MG, Brasil



Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam sistemas de uso para um mesmo tempo de conversão, minúsculas comparam os tempos de conversão para um mesmo sistema de uso, e letras gregas comparam as profundidades em um mesmo sistema de uso.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Entre as diferentes profundidades analisadas, observou-se o esperado em relação aos estoques de N total. Assim como nas situações previamente descritas, as camadas mais espessas apresentaram os maiores estoques, com a profundidade de 0-10 cm apresentando os menores estoques ($p < 0,1$, Figura 7). No entanto, ao considerar os teores de N total, observou-se o oposto: os teores de N diminuem com o aumento da profundidade, com a camada de 0-10 cm apresentando os maiores teores ($p < 0,1$), independentemente do uso e do tempo de conversão. Especificamente, os teores variaram

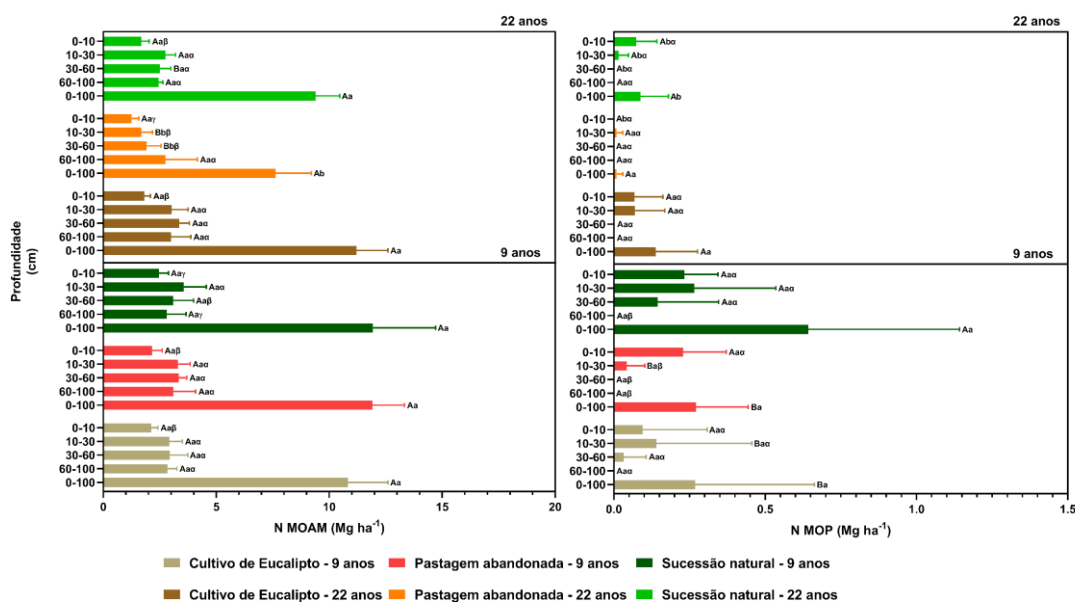
de 1,34 a 1,65 g kg⁻¹ para EU; 1,57 a 2,10 g kg⁻¹ para SN; e 1,02 a 1,78 g kg⁻¹ para PA, considerando tempos de conversão de 22 e 9 anos, respectivamente. A camada de 10-30 cm apresentou teores menores que a camada superficial, mas superiores às camadas mais profundas ($p < 0,1$), com variações de 1,00 a 1,24 g kg⁻¹ para EU; 1,18 a 1,37 g kg⁻¹ para SN; e 0,82 a 1,19 g kg⁻¹ para PA, também considerando tempos de conversão de 22 e 9 anos, respectivamente. As duas últimas profundidades, 30-60 cm e 60-100 cm, apresentaram os menores teores de N ($p < 0,1$), sendo semelhantes entre si ($p < 0,1$). Os teores variaram de 0,64 a 0,82 g kg⁻¹ na profundidade de 30-60 cm e de 0,50 a 0,69 g kg⁻¹ na profundidade de 60-100 cm para EU; de 0,84 a 0,78 g kg⁻¹ na profundidade de 30-60 cm e de 0,61 a 0,50 g kg⁻¹ na profundidade de 60-100 cm para SN; e de 0,67 a 0,81 g kg⁻¹ na profundidade de 30-60 cm e de 0,62 a 0,65 g kg⁻¹ na profundidade de 60-100 cm para PA, considerando tempos de conversão de 22 e 9 anos, respectivamente.

A análise dos estoques de N nas frações de MOAM e MOP na camada de 0-100 cm revelou que apenas na fração MOP, após 9 anos de conversão, foram observadas diferenças significativas entre os sistemas de uso. Nesse contexto, SN apresentou os maiores estoques de N ($p < 0,1$), enquanto os outros sistemas demonstraram valores semelhantes entre si ($p > 0,1$; Figura 8).

Na fração MAOM, no período de 22 anos, EU registrou os maiores estoques ($p < 0,1$) nas profundidades de 10-30 cm e 30-60 cm, em comparação com os demais sistemas. Na camada de 10-30 cm, SN foi similar à EU ($p > 0,1$). Em relação à MOP, no tempo de 9 anos, SN destacou-se apresentando os maiores estoques ($p < 0,1$) em comparação com os demais sistemas, os quais foram semelhantes entre si ($p > 0,1$). Não foram observadas diferenças significativas entre os sistemas em outras camadas e frações ($p > 0,1$; Figura 8).

Considerando o mesmo uso nos diferentes tempos de conversão, na profundidade de 0-100 cm, PA na MOAM e SN na MOP apresentaram os maiores estoques ($p < 0,1$) no tempo de 9 anos em comparação com o tempo de 22 anos. Ao analisar as camadas, observou-se que PA, na MOAM, nas camadas de 10-30 cm e 30-60 cm, e na MOP, na camada de 0-10cm, assim como SN na MOP, nas camadas de 0-10 cm, 10-30 cm e 30-60 cm, apresentaram maiores estoques de N ($p < 0,1$) no tempo de 9 anos, em comparação com o tempo de 22 anos de conversão. Não foram observadas diferenças significativas entre os tempos em outras camadas dentro dos sistemas de uso ($p > 0,1$; Figura 8).

Figura 8. Estoque de N nas frações da matéria orgânica associada aos minerais (MOAM) e particulada (MOP) em Latossolo Vermelho-Amarelo sob três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA), nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm e 60-100 cm, nos municípios de Bugre-MG e Periquito-MG, Brasil



Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam sistemas de uso para um mesmo tempo de conversão, minúsculas comparam os tempos de conversão para um mesmo sistema de uso, e letras gregas comparam as profundidades em um mesmo sistema de uso.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

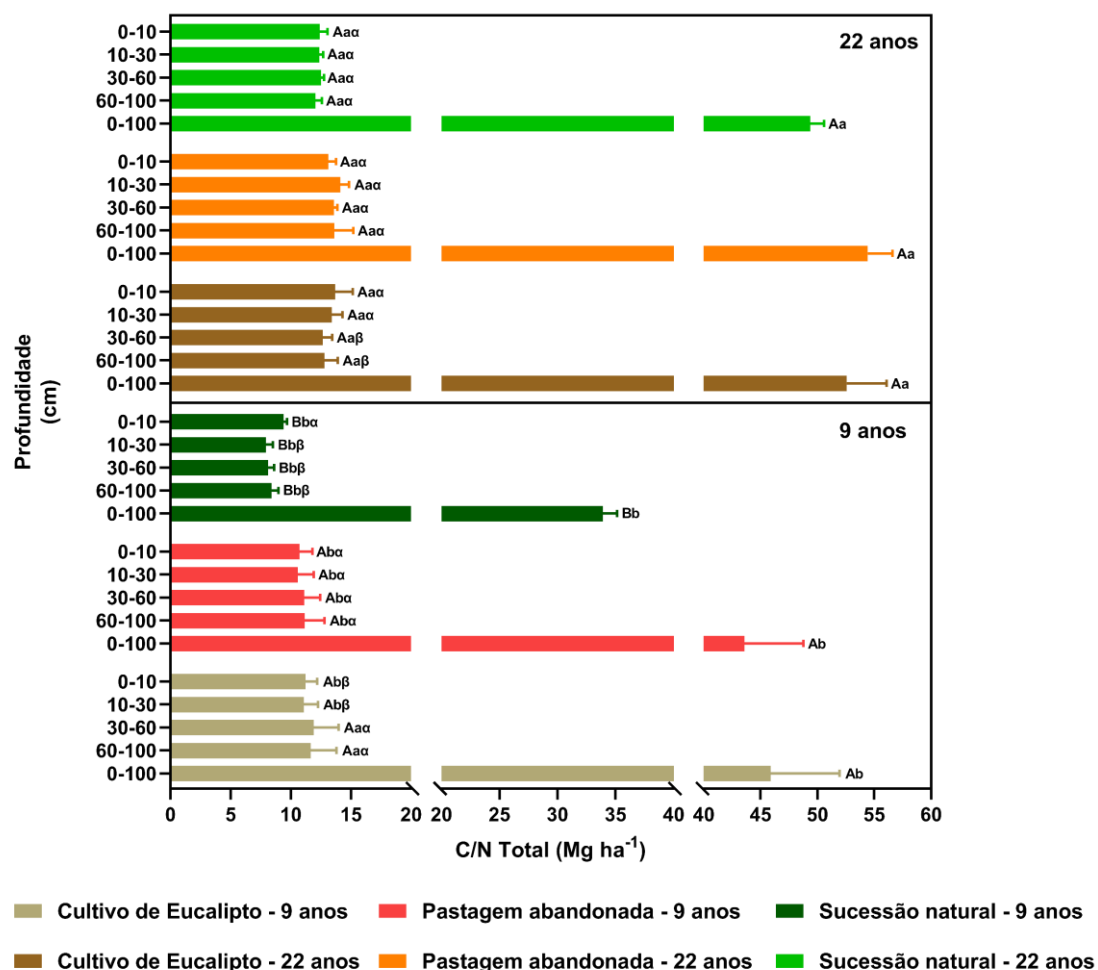
Em relação às profundidades na MOAM, a camada de 0-10 cm apresentou as menores médias ($p < 0,1$) em comparação com as demais. Tal como observado em situações anteriores, as camadas mais espessas corresponderam aos maiores estoques, com a profundidade de 0-10 cm apresentando os menores ($p < 0,1$, Figura 8). No entanto, ao analisar os teores de N na MOAM, observou-se que segue o mesmo padrão dos teores acima, com os teores de N diminuindo à medida que a profundidade aumenta. A camada de 0-10 cm exibiu os maiores teores ($p < 0,1$), independentemente do uso e do tempo de conversão, variando de 1,29 a 1,58 g kg⁻¹ para EU; 1,50 a 1,92 g kg⁻¹ para SN; e 1,02 a 1,62 g kg⁻¹ para PA, considerando tempos de conversão de 22 e 9 anos, respectivamente. A camada subsequente, de 10-30 cm, apresentou teores menores que a camada superficial, mas superiores às duas camadas mais profundas ($p < 0,1$), independentemente do uso e do tempo de conversão. A exceção foi PA no tempo de conversão de 22 anos, onde a camada de 10-30 cm foi semelhante ($p > 0,1$) às camadas de 30-60 cm e 60-100 cm, que

apresentaram teores menores ($p < 0,1$) que a camada superficial de 0-10 cm. Os teores de N na camada de 10-30 cm variaram de 0,98 a 1,18 g kg⁻¹ para EU; 1,17 a 1,28 g kg⁻¹ para SN; e 0,82 a 1,18 g kg⁻¹ para PA, considerando tempos de conversão de 22 e 9 anos, respectivamente. As profundidades de 30-60 cm e 60-100 cm exibiram os menores teores de N ($p < 0,1$) e foram semelhantes entre si ($p < 0,1$). Os teores variaram de 0,64 a 0,81 g kg⁻¹ na profundidade de 30-60 cm e de 0,50 a 0,69 g kg⁻¹ na profundidade de 60-100 cm para EU; de 0,84 a 0,74 g kg⁻¹ na profundidade de 30-60 cm e de 0,61 a 0,50 g kg⁻¹ na profundidade de 60-100 cm para SN; e de 0,67 a 0,81 g kg⁻¹ na profundidade de 30-60 cm e de 0,62 a 0,65 g kg⁻¹ na profundidade de 60-100 cm para PA, considerando tempos de conversão de 22 e 9 anos, respectivamente (Figura 8).

Na MOP, no período de 9 anos, a camada de 60-100 cm na SN apresentou os menores estoques ($p < 0,1$), enquanto as demais profundidades foram semelhantes entre si ($p > 0,1$). Na PA, também no período de 9 anos, a camada de 0-10 cm registrou as maiores médias ($p < 0,1$) em comparação com as outras camadas, que apresentaram valores semelhantes entre si ($p > 0,1$; Figura 8). No entanto, ao considerar os teores de N na MOP, observam-se diferenças significativas apenas em SN e PA no período de 9 anos. Nesses casos, a camada de 0-10 cm apresentou os maiores teores de N na MOP ($p < 0,1$) em relação às demais profundidades, as quais foram semelhantes entre si ($p > 0,1$). Os teores da camada de 0-10 cm foram de 0,18 g kg⁻¹ na SN; e de 0,16 g kg⁻¹ na PA, ambos no período de 9 anos. As demais camadas apresentaram valores semelhantes entre si, com teores de 0,09 g kg⁻¹ na profundidade de 10-30 cm, 0,03 g kg⁻¹ na profundidade de 30-60 cm e 0,00 g kg⁻¹ na profundidade de 60-100 cm para SN. Na PA, os teores foram de 0,01 g kg⁻¹ na profundidade de 10-30 cm, 0,00 g kg⁻¹ na profundidade de 30-60 cm e 0,00 g kg⁻¹ na profundidade de 60-100 cm (Figura 8).

A relação C/N total, ao comparar diferentes sistemas de uso, constatou-se que, na profundidade de 0-100 cm e no tempo de 9 anos, que SN apresentou a menor relação C/N ($p < 0,1$) em comparação com os demais sistemas, os quais foram semelhantes entre si ($p > 0,1$). Por outro lado, no tempo de conversão de 22 anos, não foram observadas diferenças significativas entre os sistemas ($p > 0,1$). Esse mesmo padrão foi identificado em todas as profundidades analisadas, no tempo de 9 anos, em todas as profundidades, SN registrou as menores médias de relação C/N ($p < 0,1$) em comparação com os demais sistemas, que foram semelhantes entre si ($p > 0,1$). No tempo de 22 anos, não foram observadas diferenças entre os sistemas ($p > 0,1$; Figura 9).

Figura 9. Relação C/N total em Latossolo Vermelho-Amarelo sob três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA) nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm e 60-100 cm, nos municípios de Bugre-MG e Periquito-MG, Brasil



Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam sistemas de uso para um mesmo tempo de conversão, minúsculas comparam os tempos de conversão para um mesmo sistema de uso, e letras gregas comparam as profundidades em um mesmo sistema de uso.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Entre os diferentes tempos de conversão, na profundidade de 0-100 cm, todos os sistemas de uso da terra no tempo de 22 anos apresentaram uma maior relação C/N ($p < 0,1$) em comparação com o tempo de 9 anos. Esse mesmo padrão foi observado em todas as profundidades analisadas, exceto no EU nas profundidades de 30-60 cm e 60-100 cm, onde não foram identificadas diferenças significativas ($p < 0,1$; Figura 9) entre os tempos.

Em relação à profundidade, constatou-se que, no tempo de 9 anos, SN apresentou na camada de 0-10 cm uma maior relação C/N ($p < 0,1$) em comparação com as demais camadas. Por outro lado, no EU, no tempo de 22 anos, as camadas de 0-10 cm e 10-30 cm registraram as maiores relações C/N ($p < 0,1$) em comparação com as demais camadas. No tempo de 9 anos, esse efeito foi inverso, com as camadas de 30-60 cm e 60-100 cm apresentando as maiores relações C/N ($p < 0,1$) em comparação com as camadas de 0-10 cm e 10-30 cm (Figura 9).

Quanto à relação C/N nas frações MOAM e MOP, ao comparar os diferentes sistemas de uso (Figura 10), na profundidade de 0-100 cm, observou-se que, aos 9 anos, SN apresentou a menor relação C/N ($p < 0,1$) na MOAM, enquanto na MOP, EU apresentou a menor relação C/N ($p < 0,1$), comparativamente aos demais sistemas, sendo estes semelhantes entre si ($p > 0,1$). No tempo de conversão de 22 anos, não foram identificadas diferenças significativas entre os sistemas em ambas as frações ($p > 0,1$).

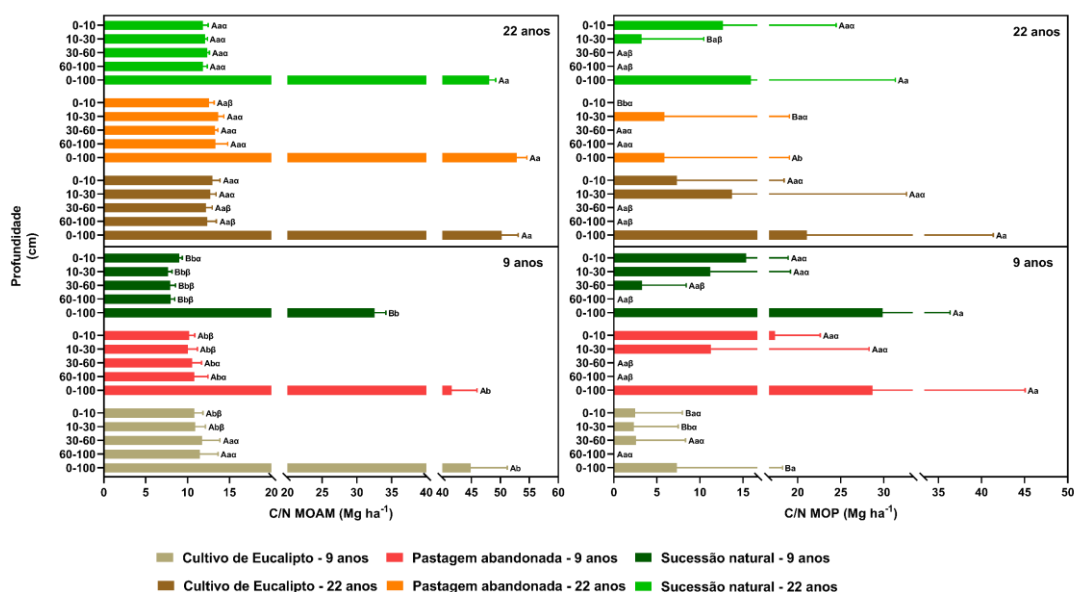
Em relação às camadas analisadas, o mesmo padrão foi observado: no tempo de 9 anos, SN apresentou a menor relação C/N ($p < 0,1$) na MOAM em todas as profundidades, enquanto aos 22 anos, não foram identificadas diferenças entre os sistemas ($p > 0,1$). Na fração MOP, após 22 anos, EU apresentou as maiores relações C/N nas camadas de 0-10 cm e 10-30 cm ($p < 0,1$) em comparação com os demais usos, exceto na camada de 0-10 cm, similar à SN ($p > 0,1$). Aos 9 anos após a conversão, EU apresentou as menores relações C/N ($p < 0,1$) nessas mesmas camadas em comparação com os demais usos. As camadas de 30-60 cm e 60-100 cm na MOP não apresentaram diferenças entre os sistemas em ambos os tempos de conversão ($p > 0,1$; Figura 10).

Na análise dos tempos de conversão para o mesmo uso da terra na profundidade de 0-100 cm, constatou-se que, para a fração MOAM, a relação C/N foi superior após 22 anos ($p < 0,1$) em comparação com 9 anos, independentemente do uso. Em contrapartida, na fração MOP, PA apresentou uma relação C/N mais baixa após 22 anos ($p < 0,1$) em comparação com 9 anos. Nos demais sistemas de uso, não foram observadas diferenças significativas entre os tempos de conversão ($p > 0,1$; Figura 10).

Ao analisar a relação C/N dentro das camadas consideradas, foi observado um padrão semelhante na MOAM: o tempo de 22 anos apresentou uma maior relação C/N ($p < 0,1$) em comparação com o tempo de 9 anos, independentemente do sistema de uso da terra e da profundidade, com exceção das camadas de 30-60 cm e 60-100 cm no EU, onde

não foram encontradas diferenças significativas ($p > 0,1$) entre os tempos de conversão. Na MOP, apenas a camada de 0-10 cm na PA e a camada de 10-30 cm no EU mostraram diferenças significativas ($p < 0,1$) entre os tempos de conversão. Na PA, o tempo de 9 anos apresentou uma maior relação C/N ($p < 0,1$) em comparação com o tempo de 22 anos, enquanto em EU ocorreu o oposto, com o tempo de 22 anos apresentando uma maior relação C/N ($p < 0,1$; Figura 10) em relação ao tempo de 9 anos.

Figura 10. Relação C/N nas frações da matéria orgânica associada aos minerais (MOAM) e particulada (MOP) em Latossolo Vermelho-Amarelo sob três diferentes sistemas de usos: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA) nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm e 60-100 cm, nos municípios de Bugre-MG e Periquito-MG, Brasil



Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam sistemas de uso para um mesmo tempo de conversão, minúsculas comparam os tempos de conversão para um mesmo sistema de uso, e letras gregas comparam as profundidades em um mesmo sistema de uso.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Quanto à profundidade, em ambas as frações, no tempo de 22 anos para EU, e na MOP no tempo de 9 anos para os sistemas SN e PA, as duas camadas mais superficiais, 0-10 cm e 10-30 cm, apresentaram uma maior relação C/N ($p < 0,1$) em comparação com as camadas de 30-60 cm e 60-100 cm. O padrão oposto foi observado na MOAM no tempo de 9 anos para PA e EU, onde as duas camadas mais superficiais apresentaram uma menor relação C/N ($p < 0,1$) em comparação com as camadas de 30-60 cm e 60-100 cm.

Em PA, na MOAM, após 22 anos, a camada de 0-10 cm apresentou a menor relação C/N ($p < 0,1$) em comparação com as demais camadas, que foram semelhantes entre si ($p > 0,1$). Esse padrão foi invertido na MOAM no tempo de 9 anos e na MOP no tempo de 22 anos para SN, onde a camada de 0-10 cm apresentou a maior relação C/N ($p < 0,1$) em comparação com as demais camadas, que foram semelhantes entre si ($p > 0,1$). Não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,1$) entre as profundidades nas demais situações (Figura 10).

Ao analisar a abundância de ^{13}C nas raízes e na serrapilheira, observou-se que PA, em ambos os períodos de conversão, apresentou valores de $\delta^{13}\text{C}$ menos negativos ($p < 0,1$), indicando a predominância de C proveniente de plantas C4 (Tabela 2). Em contraste, SN e EU, exibiram valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais negativos ($p > 0,1$), sugerindo maior contribuição de C oriundo de plantas C3.

Tabela 2. Abundância natural do ^{13}C e do ^{15}N e contribuição de plantas C3 nas raízes e serrapilheira extraídos de três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA) na profundidade de 0-10 cm em Latossolo Vermelho-Amarelo, nos municípios de Bugre-MG e Periquito-MG, Brasil.

Áreas	Abundância do ^{13}C (‰)	Abundância do ^{15}N (‰)	Contribuição C3
Raízes			
22 anos			
Sucessão natural	-27,86 ± 0,43 Ca	5,86 ± 1,77 Aa	1,00 ± 0,03 Aa
Pastagem abandonada	-15,33 ± 1,90 Aa	6,35 ± 0,88 Aa	0,09 ± 0,14 Ca
Cultivo de eucalipto	-25,93 ± 3,63 Ba	3,00 ± 2,47 Ba	0,86 ± 0,26 Bb
9 anos			
Sucessão natural	-27,97 ± 0,75 Ba	3,08 ± 1,35 Ab	1,03 ± 0,05 Aa
Pastagem abandonada	-15,11 ± 1,43 Aa	5,02 ± 1,36 Aa	0,12 ± 0,09 Ba
Cultivo de eucalipto	-28,51 ± 0,45 Bb	-0,54 ± 3,32 Bb	1,00 ± 0,03 Aa
Serrapilheira			
22 anos			
Sucessão natural	-29,26 ± 0,60 Ba	6,01 ± 1,87 Aa	1,00 ± 0,04 Aa
Pastagem abandonada	-14,03 ± 2,82 Aa	5,77 ± 2,70 Aa	0,00 ± 0,18 Ba
Cultivo de eucalipto	-26,04 ± 6,55 Ba	7,49 ± 0,73 Aa	0,97 ± 0,02 Aa
9 anos			
Sucessão natural	-29,01 ± 0,43 Ba	2,89 ± 1,54 Ab	1,05 ± 0,02 Aa
Pastagem abandonada	-13,32 ± 0,21 Aa	2,70 ± 1,19 Ab	0,00 ± 0,01 Ba
Cultivo de eucalipto	-29,92 ± 0,10 Bb	5,04 ± 0,43 Ab	1,00 ± 0,00 Aa

Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam sistemas de uso para um mesmo tempo de conversão, minúsculas comparam os tempos de conversão para um mesmo sistema de uso.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Em relação à abundância natural de ^{15}N nas raízes e na serrapilheira, SN e PA apresentaram valores significativamente mais altos ($p < 0,1$) do que EU em ambos os períodos analisados para as raízes. Na serrapilheira, porém, não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,1$) entre os sistemas. Ademais, a abundância de ^{15}N foi maior ($p < 0,1$) no período de 22 anos em comparação com 9 anos, tanto nas raízes quanto na serrapilheira, exceto na PA nas raízes, que não apresentaram diferenças ($p > 0,1$; Tabela 2).

Ao comparar a abundância de ^{13}C nas frações MOAM e MOP em diferentes sistemas de uso, constatou-se que PA, em várias situações, apresentou valores menos negativos de ^{13}C ($p < 0,1$; Tabela 3), indicando uma menor contribuição de C advindo de plantas C3 em relação aos demais sistemas. Em algumas situações específicas, PA e SN foram semelhantes entre si ($p > 0,1$) e apresentaram os menores valores de abundância de ^{13}C , refletindo uma contribuição maior de plantas C4 (Tabela 4). Por outro lado, EU apresentou predominantemente valores mais negativos na abundância natural de ^{13}C e uma contribuição predominante de C advindo de plantas C3.

Considerando o mesmo uso em diferentes tempos, observou-se que o tempo de conversão de 9 anos geralmente apresentou valores menos negativos de ^{13}C em comparação com 22 anos ($p < 0,1$; Tabela 3). De forma semelhante, ao analisar a contribuição de C de plantas C3 na MOP, constatou-se que o tempo de 9 anos apresentou maiores contribuições do que o tempo de 22 anos nas situações em que houve diferenças significativas ($p < 0,1$; Tabela 4).

Tabela 3. Abundância natural do ^{13}C nas frações MOAM e MOP em Latossolo Vermelho-Amarelo sob três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA) nas profundidades de 0-10, 10-30, 30-60 e 60-100 cm, nos municípios de Bugre-MG e Periquito-MG, Brasil.

Áreas	Profundidades			
	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	60-100 cm
Abundância do ^{13}C (‰)				
MOAM				
22 anos				
Sucessão natural	-24,01 ± 2,06 Bbα	-23,99 ± 0,89 Aaα	-24,76 ± 0,84 Aaβ	-25,15 ± 0,30 Abβ
Pastagem abandonada	-22,40 ± 1,72 Abα	-24,46 ± 0,90 Abβ	-24,88 ± 0,50 Aaβ	-24,91 ± 1,20 Aaβ
Cultivo de eucalipto	-24,83 ± 0,87 Cbα	-25,25 ± 0,44 Bbα	-25,43 ± 0,48 Aaα	-25,73 ± 0,22 Aaα
9 anos				

MOP				
22 anos				
Sucessão natural	-23,21 ± 0,71 Baα	-23,76 ± 0,27 Aaα	-24,32 ± 0,35 Aaβ	-24,27 ± 0,36 Aaβ
Pastagem abandonada	-21,79 ± 0,64 Aaα	-23,44 ± 0,77 Aaβ	-24,6 ± 0,88 Aaγ	-24,77 ± 1,03 Aaγ
Cultivo de eucalipto	-23,07 ± 0,85 Baα	-24,39 ± 0,92 Baβ	-25,41 ± 0,45 Bay	-25,22 ± 0,63 Aaγ
9 anos				
Sucessão natural	-22,30 ± 3,32 Baα	-22,63 ± 3,67 Aaα	-22,56 ± 3,34 Aaα	-23,89 ± 2,10 Aaβ
Pastagem abandonada	-19,21 ± 0,65 Aaα	-21,04 ± 1,57 Aaβ	-23,07 ± 1,78 Aaγ	-24,66 ± 1,68 Aaδ
Cultivo de eucalipto	-25,41 ± 1,34 Caα	-25,42 ± 0,92 Baα	-26,25 ± 1,16 Baα	-26,66 ± 0,57 Baα

Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam sistemas de uso para um mesmo tempo de conversão, minúsculas comparam os tempos de conversão para um mesmo sistema de uso, e letras gregas comparam as profundidades em um mesmo sistema de uso.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Quanto à profundidade, a camada de 0-10 cm geralmente apresentou os valores menos negativos de ^{13}C ($p < 0,1$) e as menores contribuições de C de plantas C3 em comparação com as demais profundidades. Por outro lado, as camadas mais profundas, de 30-60 cm e 60-100 cm, apresentaram, predominantemente, valores mais negativos de abundância de ^{13}C e maiores contribuições de C de plantas C3 (Tabelas 3 e 4).

Tabela 4. Contribuição de plantas C3 nas frações MOAM e MOP em Latossolo Vermelho-Amarelo sob três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA) nas profundidades de 0-10, 10-30, 30-60 e 60-100 cm, nos municípios de Bugre-MG e Periquito-MG, Brasil.

Contribuição C3				
MOAM				
22 anos				
Sucessão natural	1,00 ± 0,21 Baα	1,00 ± 0,09 Baα	1,00 ± 0,08 Aaα	1,00 ± 0,03 Aaα
Pastagem abandonada	0,84 ± 0,17 Caβ	1,05 ± 0,09 Baα	1,01 ± 0,05 Aaα	0,98 ± 0,11 Abα
Cultivo de eucalipto	1,08 ± 0,09 Aaα	1,13 ± 0,04 Aaα	1,06 ± 0,05 Aaα	1,05 ± 0,02 Aaα
9 anos				
Sucessão natural	1,00 ± 0,07 Aaα	1,00 ± 0,03 Aaα	1,00 ± 0,03 Baα	1,00 ± 0,03 Aaα
Pastagem abandonada	0,86 ± 0,06 Bay	0,97 ± 0,07 Abβ	1,03 ± 0,08 Baα	1,05 ± 0,09 Aaα
Cultivo de eucalipto	0,99 ± 0,09 Abβ	1,06 ± 0,09 Abα	1,10 ± 0,04 Aaα	1,09 ± 0,06 Aaα
MOP				
22 anos				
Sucessão natural	1,00 ± 0,12 Aaα	1,00 ± 0,05 Aaα	1,00 ± 0,05 Aaα	1,00 ± 0,02 Aaα
Pastagem abandonada	0,57 ± 0,16 Bay	0,75 ± 0,14 Baβ	0,71 ± 0,13 Bbβ	0,84 ± 0,05 Abα
Cultivo de eucalipto	0,89 ± 0,16 Abα	0,97 ± 0,09 Abα	0,90 ± 0,04 Abα	0,94 ± 0,07 Abα

9 anos				
Sucessão natural	1,00 ± 0,37 Baα	1,00 ± 0,39 Baα	1,00 ± 0,36 Baα	1,00 ± 0,20 Baα
Pastagem abandonada	0,66 ± 0,07 Cay	0,83 ± 0,17 Baβ	1,05 ± 0,19 Baα	1,07 ± 0,16 Baα
Cultivo de eucalipto	1,35 ± 0,15 Aaα	1,30 ± 0,10 Aaα	1,40 ± 0,13 Aaα	1,26 ± 0,05 Aaα

Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam sistemas de uso para um mesmo tempo de conversão, minúsculas comparam os tempos de conversão para um mesmo sistema de uso, e letras gregas comparam as profundidades em um mesmo sistema de uso.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A abundância natural de ^{15}N na fração MOAM revelou que, após 22 anos, EU apresentou os menores valores de $\delta^{15}\text{N}$ ($p < 0,1$) nas camadas de 0-10 cm e 10-30 cm, em comparação com SN e PA, que mostraram valores superiores e semelhantes entre si ($p > 0,1$; Tabela 5). Em contraste, nas camadas de 30-60 cm e 60-100 cm, PA exibiu os maiores valores de $\delta^{15}\text{N}$, enquanto SN e EU tiveram valores mais baixos e semelhantes entre si ($p > 0,1$). No período de 9 anos, SN apresentou os maiores valores de $\delta^{15}\text{N}$ ($p < 0,1$) nas camadas de 30-60 cm e 60-100 cm, em comparação com PA e EU, que exibiram valores semelhantes entre si ($p > 0,1$). Na camada de 10-30 cm, PA teve os menores valores de $\delta^{15}\text{N}$ ($p < 0,1$) em relação a SN e EU, que mostraram valores semelhantes ($p > 0,1$). Adicionalmente, o $\delta^{15}\text{N}$ foi maior no período de 22 anos ($p < 0,1$) em comparação com o período de 9 anos, exceto para SN na camada de 60-100 cm e EU na camada de 10-30 cm, onde não foram encontradas diferenças significativas ($p > 0,1$; Tabela 5).

Quanto à profundidade, em ambos os períodos de conversão, SN apresentou valores superiores de $\delta^{15}\text{N}$ ($p < 0,1$; Tabela 5) nas camadas intermediárias de 10-30 cm e 30-60 cm, em comparação com as camadas de 0-10 cm e 60-100 cm, que foram semelhantes entre si ($p > 0,1$). Para PA, no período de 22 anos, as camadas de 0-10 cm e 10-30 cm exibiram valores inferiores de $\delta^{15}\text{N}$ ($p < 0,1$) em relação às camadas mais profundas de 30-60 cm e 60-100 cm. No período de 9 anos, tanto para PA quanto para EU, a camada de 10-30 cm apresentou valores superiores ($p < 0,1$) em comparação com as outras camadas.

Na fração MOP, observaram-se diferenças significativas apenas na camada de 0-10 cm. Após 22 anos, PA apresentou os menores valores de $\delta^{15}\text{N}$ ($p < 0,1$), em comparação com SN e EU, que exibiram valores semelhantes ($p > 0,1$). No período de 9 anos, EU teve os menores valores de $\delta^{15}\text{N}$ ($p < 0,1$), em relação a SN e PA, que foram semelhantes ($p > 0,1$). Adicionalmente, somente na camada de 0-10 cm para PA houve diferenças significativas no tempo, com o período de 9 anos mostrando valores superiores ao período de 22 anos ($p < 0,1$; Tabela 5).

Quanto à profundidade, para SN no período de 22 anos e PA no período de 9 anos, a camada de 0-10 cm apresentou valores superiores ($p < 0,1$) em relação às demais camadas, que foram semelhantes entre si ($p > 0,1$). Na SN, no período de 9 anos, a camada de 60-100 cm exibiu valores inferiores ($p < 0,1$) em comparação com as outras camadas, que tiveram valores semelhantes entre si ($p > 0,1$). Em outras situações, não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,1$; Tabela 5).

Tabela 5. Abundância natural do ^{15}N nas frações MOAM e MOP em Latossolo Vermelho-Amarelo sob três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA) nas profundidades de 0-10, 10-30, 30-60 e 60-100 cm, nos municípios de Bugre-MG e Periquito-MG, Brasil.

Abundância do ^{15}N (%)				
MOAM				
22 anos				
Sucessão natural	14,65 ± 0,71 Aaβ	16,07 ± 0,81 Aaα	15,88 ± 0,63 Baα	13,81 ± 0,42 Baβ
Pastagem abandonada	15,26 ± 1,04 Aaβ	16,02 ± 1,62 Aaβ	17,39 ± 1,38 Aaα	16,76 ± 3,11 Aaα
Cultivo de eucalipto	13,36 ± 0,75 Baα	14,62 ± 1,13 Baα	15,12 ± 2,21 Baα	14,78 ± 3,04 Baα
9 anos				
Sucessão natural	12,15 ± 0,31 Abβ	14,12 ± 0,96 Abα	13,87 ± 1,37 Abα	12,89 ± 1,38 Aaβ
Pastagem abandonada	11,18 ± 0,67 Abβ	12,51 ± 0,69 Bbα	11,28 ± 0,42 Bbβ	10,07 ± 0,53 Bbβ
Cultivo de eucalipto	11,72 ± 0,37 Abβ	14,09 ± 1,00 Aaα	12,21 ± 0,49 Bbβ	10,37 ± 1,04 Bby
MOP				
22 anos				
Sucessão natural	6,09 ± 5,76 Aaα	2,17 ± 4,86 Aaβ	0,00 ± 0,00 Aaβ	0,00 ± 0,00 Aaβ
Pastagem abandonada	0,00 ± 0,00 Bbα	3,78 ± 8,46 Aaα	0,00 ± 0,00 Aaα	0,00 ± 0,00 Aaα
Cultivo de eucalipto	3,63 ± 5,15 Aaα	4,55 ± 6,24 Aaα	0,00 ± 0,00 Aaα	0,00 ± 0,00 Aaα
9 anos				
Sucessão natural	6,40 ± 2,78 Aaα	5,89 ± 3,75 Aaα	3,73 ± 5,40 Aaα	0,00 ± 0,00 Aaβ
Pastagem abandonada	7,80 ± 1,41 Aaα	3,14 ± 7,02 Aaβ	0,00 ± 0,00 Aaβ	0,00 ± 0,00 Aaβ
Cultivo de eucalipto	1,98 ± 4,43 Baα	2,43 ± 5,44 Aaα	1,94 ± 4,35 Aaα	0,00 ± 0,00 Aaα

Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam sistemas de uso para um mesmo tempo de conversão, minúsculas comparam os tempos de conversão para um mesmo sistema de uso, e letras gregas comparam as profundidades em um mesmo sistema de uso.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

6. DISCUSSÃO

A análise dos resultados apresentados revela uma dinâmica complexa nos estoques de C do solo em diferentes sistemas de uso da terra e em diferentes períodos de conversão. Vários padrões emergem desses dados, oferecendo informações importantes para a compreensão dos processos de sequestro e armazenamento de C no solo, bem como para o manejo sustentável da terra.

O cultivo de eucalipto resultou, na maioria dos casos, em maiores estoques de C total e nas frações MOP e MOAM em comparação com os outros sistemas de uso da terra, particularmente após 22 anos de conversão. Esses achados sugerem que o eucalipto pode promover a acumulação de C no solo, possivelmente devido à deposição de biomassa vegetal, à decomposição lenta dos resíduos orgânicos e ao desenvolvimento de um sistema radicular profundo (Jobbágy & Jackson, 2000). Ademais, a maior densidade de árvores e a contribuição de serapilheira no EU podem ter influenciado positivamente o estoque de C no mesmo (Sahoo *et al.*, 2019).

No entanto, é crucial observar que, após um período de 9 anos de conversão, a pastagem abandonada (PA) apresentou um aumento significativo em seus estoques totais de C, equiparando-se ao cultivo de eucalipto. Este fenômeno pode ser atribuído ao início dos processos de recuperação natural do solo após o abandono da pastagem, uma vez que o aumento dos estoques de C depende de uma combinação de condições que envolvem solo, vegetação, animais e atmosfera, incluindo fatores como clima, tipo de solo e quantidade e qualidade de resíduos orgânicos (Assman *et al.*, 2014).

Por outro lado, após 9 anos de conversão, SN registrou os menores estoques de C na MOAM e os maiores na MOP, indicando uma possível redução inicial na matéria orgânica associada aos minerais durante os estágios iniciais de recuperação da vegetação nativa, mas um aumento na matéria orgânica particulada. Estes menores estoques de C na MOAM pode ser atribuído às taxas mais lentas de sequestro de carbono no solo em comparação com as mudanças no carbono acima do solo, sendo necessárias décadas para ocorrerem ganhos líquidos em solos previamente utilizados para agricultura (Jandl *et al.*, 2007), como indicado pela fração da MOAM. Além disso, esses menores estoques implicam em uma redução de C devido à conversão no uso da terra, que pode afetar a decomposição da serapilheira e a dinâmica do carbono no solo (Sahoo *et al.*, 2019). Os solos florestais tendem a acumular carbono rapidamente, mas grande parte desse carbono

é de forma lábil e por um período limitado (Jandl *et al.*, 2007), explicando os maiores estoques na MOP. Esses resultados também podem ser explicados pelo papel crucial das espécies vegetais durante os primeiros anos de conversão, quando a entrada de serapilheira proveniente da vegetação herbácea pode compensar as perdas de carbono (Pérez-Cruzado *et al.*, 2012).

O cultivo de eucalipto e a pastagem abandonada apresentaram aumentos significativos em seus estoques de carbono após 22 anos de conversão, embora com ritmos distintos. Enquanto o eucalipto continuou a demonstrar um crescimento constante em seu estoque de carbono ao longo do período analisado, a pastagem abandonada parece ter alcançado um platô ou ponto de estabilização após um período inicial de recuperação.

Essa estabilização na pastagem ocorre devido à tendência observada em solos sob pastagem natural, onde os níveis de carbono permanecem relativamente estáveis ao longo do tempo, resultado do equilíbrio entre a quantidade de carbono adicionada pelas plantas e aquela perdida, principalmente por processos de oxidação microbiana e erosão (Nicoloso *et al.*, 2008). A pastagem em questão, abandonada há 39 anos e diferindo apenas no histórico de pastejo animal, pode ter adquirido características similares às pastagens naturais.

Essa disparidade observada no cultivo de eucalipto pode ser atribuída à dinâmica da sucessão ecológica, às mudanças na cobertura vegetal e à decomposição da matéria orgânica ao longo do tempo. Com o tempo, os sistemas tendem a alcançar seu potencial máximo de armazenamento de carbono à medida que se estabelecem e a matéria orgânica se acumula. De acordo com Pérez-Cruzado *et al.* (2012), é comum ocorrerem perdas substanciais de carbono do solo nos primeiros 10 anos após o florestamento em solos minerais superficiais, seguidas por ganhos subsequentes que podem resultar na recuperação dos níveis iniciais após cerca de 20 anos. Estes ganhos podem estar relacionados ao estímulo da mineralização da matéria orgânica do solo pelo plantio, embora tais perdas não sejam necessariamente compensadas pela baixa entrada de carbono pela queda de serapilheira em plantações jovens (Jandl *et al.*, 2007). É importante ressaltar que a perda de carbono pode ocorrer em um curto período após o florestamento, especialmente quando há um desequilíbrio entre a perda de carbono devido à respiração microbiana do solo e o ganho de carbono pela serrapilheira (Jandl *et al.*, 2007).

A distribuição vertical dos teores de C e N no solo é um aspecto fundamental a ser considerado ao avaliar as variações desses elementos em diferentes profundidades. Observou-se que a camada superficial (0-10 cm) apresenta os maiores teores de C e N totais, bem como nas frações MOAM e MOP, em contraste com as camadas mais profundas. Essa disparidade pode ser atribuída a diversos fatores, como a produção de serrapilheira, renovação radicular, respiração do solo e atividade enzimática (Capítulo 1). Ademais, a distribuição das raízes das plantas, especialmente aquelas com alta capacidade de enraizamento profundo, influencia significativamente a alocação vertical do carbono no solo, afetando tanto a quantidade de carbono presente na superfície quanto em camadas mais profundas. Esses processos impactam diretamente a quantidade relativa de carbono proveniente de detritos vegetais que eventualmente alcança a superfície do solo (Assmann et al., 2014; Jobbágy & Jackson, 2000). Adicionalmente, o carbono do solo na camada superficial pode ser ainda mais afetado pelo uso anterior da terra, dada a sua maior suscetibilidade a alterações. Essa dinâmica evidencia a importância de considerar não apenas a profundidade do solo, mas também o histórico de uso da terra ao se analisar as variações nos teores de C e N, corroborando a ideia de que a camada superficial do solo é mais suscetível a mudanças em resposta ao manejo e à cobertura da terra (Sokolowska et al., 2022).

Os resultados evidenciam variações significativas na quantidade de carbono lábil em relação aos diferentes sistemas de uso do solo, períodos de conversão e profundidades, refletindo a influência complexa de fatores bióticos e abióticos na ciclagem do carbono no solo. Observou-se que SN apresentou os maiores valores médios de carbono lábil em comparação com outros sistemas de uso, especialmente após 22 anos de conversão. Esses achados sugerem que a recuperação natural da vegetação pode favorecer a acumulação de carbono lábil no solo ao longo do tempo, possivelmente devido à maior diversidade de resíduos e atividade biológica associadas à vegetação nativa (Chen *et al.*, 2009). Isso se deve ao contínuo aporte de serrapilheira facilmente decomponível ao longo do ano na sucessão natural, o que pode ter resultado em altos valores de carbono lábil (Sahoo *et al.*, 2019).

Os resultados apontam que o tempo de conversão exerce uma influência significativa sobre o teor de carbono lábil no solo. Em geral, foi observado que após um período de 22 anos, houve teores mais elevados de carbono lábil em comparação com o período de 9 anos, tanto na SN quanto no EU. Este resultado pode ser explicado pela

mudança no uso da terra, onde há uma diminuição inicial nos níveis de carbono do solo logo após a conversão. Durante os primeiros anos de sucessão ou cultivo de eucalipto, a entrada de carbono da parte aérea é relativamente baixa devido à escassa biomassa florestal e à taxa reduzida de queda de serapilheira. No entanto, o carbono dos resíduos da pastagem anterior continua a se decompor durante este período. Assim, a diminuição inicial no carbono do solo é atribuída à perda de carbono por decomposição, que supera os ganhos de carbono provenientes da produção de serapilheira. A subsequente acumulação de carbono indica que as entradas anuais de carbono por meio da produção primária excederam a quantidade perdida por decomposição (Paul *et al.*, 2002).

Foi observada uma redução na quantidade de carbono lábil à medida que a profundidade do solo aumentou, sendo que a camada superficial (0-10 cm) registrou os maiores valores. Esse padrão está em conformidade com a distribuição usual de matéria orgânica e raízes das plantas, as quais tendem a se concentrar nas camadas superficiais do solo (Ferraz de Almeida *et al.*, 2019; Zhao *et al.*, 2022).

Os resultados revelam padrões interessantes na distribuição do N total, destacando a influência dos sistemas de uso do solo, tempos de conversão e profundidades na dinâmica desse elemento no solo. Foi observado que, de modo geral, não foram identificadas diferenças significativas nos estoques de N total entre os diferentes sistemas de uso do solo na profundidade de 0-100 cm. Isso sugere que, independentemente do sistema de uso, a quantidade total de N no solo permaneceu relativamente consistente.

No entanto, em algumas profundidades do solo, como de 10-30 cm e 30-60 cm, EU apresentou os maiores estoques de N total após 22 anos de conversão, em comparação com outros usos da terra. Essa diferença pode estar associada à maior entrada de N proporcionada pelas raízes do EU ou à sua eficiência na retenção de nitrogênio no solo (Smethurst *et al.*, 2004; Whitehead & Beadle, 2004; Stape *et al.*, 2004).

Dentro das frações da MOS, SN se destacou como um sistema que consistentemente exhibe altos estoques de N, especialmente na MOP, após 9 anos de conversão. Esse achado sugere que a regeneração natural da vegetação pode contribuir significativamente para o acúmulo de nitrogênio no solo, particularmente na forma de matéria orgânica particulada, devido à acumulação de folhas superficiais e serapilheira (Ma *et al.*, 2020).

Por outro lado, após 22 anos de conversão, EU apresentou maiores estoques de N na MOAM em algumas profundidades do solo. Esses resultados estão alinhados com o estoque total de N, evidenciando a capacidade dessa espécie arbórea de aumentar os estoques de N em profundidade. Os resultados apontam que o tempo de conversão exerceu influência sobre a quantidade de N total e nas frações no solo, sendo que geralmente o período de 9 anos demonstrou maiores estoques em comparação com o período de 22 anos. Esse comportamento foi observada em diversos sistemas de uso do solo, sugerindo a possibilidade de um equilíbrio entre as entradas de nitrogênio (por exemplo, deposição atmosférica de nitrogênio, fixação biológica de nitrogênio) e as saídas (por exemplo, absorção de nitrogênio pelas plantas, emissão de nitrogênio para a atmosfera) (Li *et al.*, 2012).

A relação C/N no solo é um indicador importante da qualidade e disponibilidade de nutrientes para os organismos do solo e para as plantas (Wang & Zheng, 2021; Yao *et al.*, 2022). Os resultados revelam que SN consistentemente exibiu a menor relação C/N em comparação com os demais sistemas de uso do solo, especialmente após 9 anos, tanto na relação C/N total quanto na MOAM. Este resultado está em consonância com os dados de carbono, os quais indicam que SN apresentou os menores estoques, e corrobora a ideia de que a mudança no uso da terra resulta em um desequilíbrio entre as entradas e saídas de carbono, afetando seu potencial de sequestro (Pérez-Cruzado *et al.*, 2012).

No período de 9 anos, EU apresentou a menor relação C/N na MOP em diferentes profundidades do solo, incluindo a profundidade de 0-100 cm, bem como as camadas mais superficiais de 0-10 cm e 10-30 cm. Essa observação confirma que as espécies de árvores diferem em seu potencial de sequestro de carbono e que a mudança no uso da terra altera a composição das espécies, a densidade das árvores e a estrutura da floresta, impactando seu potencial de sequestro (Ngaba *et al.*, 2019) e sua composição química, o que conseqüentemente afeta sua relação C/N.

Por outro lado, no período de 22 anos, não foram identificadas diferenças significativas entre os sistemas na relação C/N total, o que pode indicar uma estabilização nos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes ao longo do tempo. Isso pode ocorrer à medida que a matéria orgânica se acumula no solo e as condições se tornam mais uniformes nos sistemas. Entretanto, nas frações, no período de 22 anos, o cultivo de eucalipto demonstrou as maiores relações C/N em algumas camadas. Esses dados

corroboram com os estoques de carbono, onde o eucalipto apresentou os maiores valores. Tal observação indica que a matéria orgânica está se acumulando mais rapidamente do que se decompõe (Fazhu et al., 2015). Esse acúmulo pode ser resultado de processos de decomposição e estabilização mais complexos associados ao longo período de conversão (Mao et al., 2010). No entanto, é importante ressaltar que outros fatores, como o manejo do solo e as condições ambientais, também podem influenciar a relação C/N ao longo do tempo.

Ficou evidente que o tempo de conversão do solo influencia a relação C/N total e na MOAM, com todos os sistemas apresentando uma maior relação C/N após 22 anos em comparação com 9 anos. Esse padrão sugere uma possível diminuição na taxa de decomposição da matéria orgânica e um aumento na sua acumulação (Small & Olszewska, 2008). Por outro lado, na MOP, especificamente na PA, foi observado o oposto, o tempo de 22 anos resultou em uma menor relação C/N em comparação com o tempo de 9 anos. Essa constatação pode indicar uma mudança na qualidade da matéria orgânica ao longo do tempo de conversão, onde a matéria orgânica se torna mais degradada ou enriquecida em N na MOP em pastagens abandonadas após 22 anos.

A análise das diferentes profundidades revelou padrões variados na relação C/N total, dependentes do sistema de uso do solo e do tempo de conversão. Na SN, a camada superficial de 0-10 cm apresentou consistentemente a maior relação C/N, em consonância com os dados de estoque de carbono e N nessa camada, sugerindo uma possível mudança na qualidade da serrapilheira associada à alteração do uso da terra nesta camada (Small & Olszewska, 2008). Por outro lado, no cultivo de eucalipto, as camadas superficiais e intermediárias registraram as maiores relações C/N após 22 anos, indicando possíveis efeitos do manejo florestal nas características da matéria orgânica do solo em diferentes profundidades.

A análise da abundância de ^{13}C nas raízes e na serrapilheira fornece informações valiosas sobre as fontes de carbono e os processos de ciclagem de nutrientes nos diferentes sistemas de uso da terra. Em ambos os tempos de conversão, PA apresentou valores menos negativos de abundância de ^{13}C , indicando uma maior contribuição de carbono advindo de plantas C4. Essa característica é atribuída à composição da vegetação predominante na pastagem abandonada, composta principalmente por gramíneas e outras plantas C4, as quais possuem a enzima-chave PEP (Fosfoenolpiruvato) na via metabólica

dessas plantas (Taiz *et al.*, 2017), resultando em uma assinatura isotópica de ^{13}C menos negativa, variando de -5,6 a -18,6‰ (Smith e Epstein, 1971; Bieluczyk *et al.*, 2020), o que está em concordância com os dados encontrados no estudo.

Tanto na SN quanto no EU, os valores de abundância de ^{13}C foram mais negativos, sugerindo contribuições de plantas C3. Esse padrão pode ser atribuído à predominância de vegetação composta por árvores e outras plantas C3, que possuem uma assinatura isotópica de ^{13}C mais negativa devido à sua via metabólica de fixação de carbono pela enzima rubisco (Taiz *et al.*, 2017) com valores que pode variar de -23,2 a -34,3‰ (Smith e Epstein, 1971; Bieluczyk *et al.*, 2020).

A comparação da abundância de ^{13}C nas frações MOAM e MOP entre diferentes sistemas de uso do solo fornece informações cruciais sobre a origem e o processamento do carbono no solo. A PA geralmente apresentou valores menos negativos de ^{13}C em comparação com os demais sistemas. Essa assinatura isotópica resultou das gramíneas (plantas C4) misturadas com a assinatura de carbono dos resíduos da vegetação natural anterior. No entanto, é importante observar que esses valores correspondem à assinatura isotópica de plantas C3. Esse fenômeno pode ser explicado pela presença de carvão em todas as áreas de coleta em profundidade, indicando que a vegetação natural foi submetida a queimadas, naturais ou causadas pelo homem, antes da implantação da pastagem nas áreas. Ao analisar a abundância natural das pastagens, obteve-se a interferência da vegetação anterior. Esses dados corroboram com os resultados encontrados por Rumpel (2008), que comparou os efeitos da queima de resíduos a longo prazo com a incorporação de resíduos tanto nos estoques de carbono do solo quanto na composição de carbono do solo. Mesmo depois de trinta e um anos, os estoques de carbono do solo e a composição química da MOS permaneceram inalterados. Em algumas situações específicas, PA e SN foram semelhantes entre si e mostraram os menores valores de abundância de ^{13}C . No entanto, mesmo esses valores sendo menos negativos, ainda estão dentro do intervalo típico destinado a plantas C3.

Por outro lado, EU apresentou predominantemente valores mais negativos na abundância natural de ^{13}C , sugerindo uma contribuição predominante de carbono advindo de plantas C3. Essa característica pode ser atribuída às características da vegetação de eucalipto, que é composta por plantas C3. Isso indica que as assinaturas isotópicas de carbono da pastagem foram ofuscadas após a mudança no uso da terra. As diferenças

observadas entre SN e EU, mesmo ambos sendo predominantemente de plantas C3, são causadas principalmente pela diferença na composição florística, no aporte de serrapilheira orgânica e na irradiância, o que conseqüentemente promove variações de temperatura e umidade, afetando processos como assimilação de carbono e decomposição (Teixeira *et al.*, 2020).

Os valores de ^{13}C menos negativos, observados após 9 anos de conversão em comparação com 22 anos, na MOP da SN, sugerem uma alteração na composição isotópica do carbono no solo ao longo do tempo. Por outro lado, a constatação de maiores contribuições de carbono de plantas C3 na MOP após 9 anos em comparação com 22 anos, no EU, indica que as práticas de manejo e as características da vegetação podem influenciar a entrada e a ciclagem de carbono no solo ao longo do tempo. Essa mudança na contribuição de carbono de plantas C3 pode estar relacionada a diferentes estágios de sucessão ecológica, alterações na cobertura vegetal, decomposição da serrapilheira e outros processos que afetam a dinâmica do carbono no solo.

A observação de valores menos negativos de ^{13}C na camada superficial de 0-10 cm sugere uma menor contribuição de carbono de plantas C3 nessa profundidade. Essa tendência pode ser atribuída à influência predominante da serrapilheira recentemente depositada e das raízes superficiais das plantas, as quais possuem uma composição isotópica diferente em comparação com as camadas mais profundas do solo. Por outro lado, o aumento dos valores negativos de ^{13}C nas camadas mais profundas, especialmente nas camadas de 30-60 cm e 60-100 cm, sugere uma maior contribuição de carbono de plantas C3 nessas profundidades. Esse fenômeno pode ser resultado da decomposição da matéria orgânica mais antiga, do acúmulo de produtos de decomposição ao longo do tempo e da migração vertical de matéria orgânica decomposta das camadas superficiais para as camadas mais profundas do solo.

A análise da abundância natural de ^{15}N nas raízes e serrapilheira fornece insights importantes sobre os processos de ciclagem de nitrogênio nos diferentes sistemas de uso da terra. Observou-se que tanto na SN quanto na PA, os valores de abundância natural de ^{15}N foram mais elevados em comparação com EU, tanto nas raízes quanto na serrapilheira. Isso sugere que a distribuição das raízes no solo pode influenciar os padrões naturais de abundância de ^{15}N nos ecossistemas, uma vez que a absorção de nitrogênio pelas raízes pode contribuir para as diferenças de abundância de ^{15}N na folhagem das

plantas e, conseqüentemente, na serrapilheira. Espécies vegetais com maior quantidade de raízes mais superficiais, como a pastagem e a sucessão natural, podem absorver mais N com uma proporção menor do isótopo estável de ^{15}N , visto que o $\delta^{15}\text{N}$ do solo tende a aumentar com a profundidade do solo (Sheng *et al.*, 2014).

Considerando que o eucalipto é comumente cultivado como uma cultura destinada ao ciclo de plantio e colheita, quantidades significativas de ^{15}N são removidas com a colheita da cultura e não são incorporadas ao solo, resultando em perdas, o que pode explicar as menores abundâncias observadas no cultivo de eucalipto. A abundância de ^{15}N na serrapilheira é particularmente relevante para as plantas, pois representa o ponto de partida do caminho de mineralização (Högberg *et al.*, 1996).

A abundância natural de ^{15}N no período de 22 anos foi significativamente mais elevada do que no período de 9 anos, tanto nas raízes quanto na serrapilheira, com exceção da PA nas raízes, onde não foram observadas diferenças significativas. Essa diferença temporal na abundância de ^{15}N sugere uma dinâmica do nitrogênio ao longo do tempo, com um enriquecimento progressivo devido às perdas de ^{14}N , que é o isótopo mais leve. Quando o nitrogênio é removido do sistema, seja por lixiviação, perdas gasosas, entre outros processos, os estoques remanescentes de nitrogênio, como solo, vegetação e reservatórios inorgânicos de nitrogênio (NH_4^+ e NO_3^-), tendem a se tornar enriquecidos em ^{15}N (Pardo *et al.*, 2012).

Esse fenômeno é atribuído ao fracionamento e ao subsequente enriquecimento dos estoques de nitrogênio no solo durante a decomposição mediada por microrganismos. Os processos de mineralização, volatilização e desnitrificação tendem a discriminar o ^{14}N mais leve, resultando em um enriquecimento do reservatório de NH_4^+ no solo (Conrad *et al.*, 2018). Esse padrão de enriquecimento crescente de ^{15}N ao longo do tempo sugere uma mudança na dinâmica do nitrogênio no solo, com implicações significativas para os ciclos biogeoquímicos e a disponibilidade de nitrogênio para os ecossistemas em estudo.

Os resultados revelam que o tempo de conversão do solo exerceu uma influência significativa sobre a abundância natural de ^{15}N , com diferenças observadas entre os períodos de 9 anos e 22 anos em alguns casos. Esse achado sugere que as práticas de manejo do solo ao longo do tempo têm o potencial de afetar a dinâmica do nitrogênio no ambiente edáfico. As disparidades na abundância de ^{15}N entre os diferentes sistemas de uso do solo e entre as diversas profundidades podem ser atribuídas a uma variedade de

fatores, incluindo práticas de manejo distintas, taxas variáveis de decomposição da matéria orgânica, processos de ciclagem de nutrientes específicos e a atividade de fixação de nitrogênio por organismos do solo (Mendonça *et al.*, 2010).

Os resultados destacam a importância de considerar não apenas o sistema de uso do solo, mas também a profundidade do solo ao avaliar a dinâmica dos nutrientes, especialmente o nitrogênio, em ecossistemas terrestres. É fundamental reconhecer que a variação na abundância natural de ^{15}N entre os diferentes sistemas de uso do solo e as profundidades do solo pode ser influenciada por uma série de mecanismos complexos. Estes incluem diversas fontes de entrada de nitrogênio, como a fixação de nitrogênio atmosférico, deposição atmosférica e aplicação de fertilizantes, além de processos internos, como a mineralização, que podem resultar em fracionamento isotópico. Além disso, os múltiplos processos de perda de nitrogênio, como a volatilização, nitrificação e desnitrificação, também desempenham um papel significativo na determinação dos padrões de $\delta^{15}\text{N}$ observados (Mgelwa *et al.*, 2019). Portanto, são necessários estudos adicionais para uma compreensão mais completa dos mecanismos subjacentes responsáveis pelas diferenças na dinâmica do nitrogênio nos ecossistemas terrestres. Essa compreensão mais aprofundada é crucial para uma gestão eficaz e sustentável dos recursos naturais e agrícolas.

7. CONCLUSÃO

Este estudo avaliou os estoques de C e N do solo, além das abundâncias naturais de isótopos estáveis de C e N, em três diferentes sistemas de uso da terra: cultivos de eucalipto, pastagens abandonadas e sucessão natural.

As análises indicaram que os cultivos de eucalipto, após 22 anos de conversão, apresentaram maiores estoques de C e N em comparação a outros sistemas de uso da terra. Esse aumento, acompanhado por valores mais negativos de $\delta^{13}\text{C}$ e maiores valores de $\delta^{15}\text{N}$, confirmou a hipótese de que o eucalipto, a longo prazo, pode melhorar a qualidade do solo e contribuir significativamente para o sequestro de carbono.

Em contraste, a hipótese de que a sucessão natural recuperaria maiores estoques de C e N do que os cultivos de eucalipto foi refutada, uma vez que as áreas de eucalipto demonstraram uma recuperação mais expressiva dos estoques de C e N após 22 anos de conversão. Observou-se também que a sucessão natural, apesar de ter apresentado menores relações C/N iniciais, resultou em um aumento do C lábil após mais de duas décadas, mas foi menos eficiente no armazenamento de C e N em comparação às áreas manejadas. No entanto, o estabelecimento de espécies arbóreas na sucessão natural favoreceu uma melhor qualidade do solo em relação à continuidade do uso com pastagem.

Concluindo, este estudo alcançou seus objetivos ao fornecer uma análise abrangente dos estoques de C e N do solo nos três sistemas de uso da terra investigados. Os resultados destacam o potencial dos cultivos de eucalipto para o sequestro de C e o enriquecimento de N a longo prazo, ao mesmo tempo em que ressaltam a importância da sucessão natural nas frações mais lábeis da matéria orgânica e na manutenção da saúde do ecossistema. Essas informações são essenciais para orientar práticas de gestão da terra que busquem otimizar os ciclos biogeoquímicos nos ecossistemas terrestres.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. DE M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [s.l.], v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ALVAREZ, V. D.; NOVAIS, R. D.; DIAS, L. E.; OLIVEIRA, J. D. Determinação e uso do fósforo remanescente. B. **Inf. SB-CS**, v. 25, n. 27-34, 2000.
- ALVAREZ, V. V. H.; ALVAREZ, G. A. M. Reflexões sobre a utilização de estatística para pesquisa em ciência do solo. **Bol Inf SB-CS**, v. 38, p. 28-35, 2013.
- ASSMANN, J. M.; ANGHINONI, I.; MARTINS, A. P.; DE ANDRADE, S. E. V. G.; CECAGNO, D.; CARLOS, F. S.; DE FACCIO CARVALHO, P. C. Soil carbon and nitrogen stocks and fractions in a long-term integrated crop–livestock system under no-tillage in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 190, p. 52-59, 2014.
- BENZA, J. C. **Métodos estadísticos para la investigación**. Distribuidor: Editorial Jurídica, 1970.
- BERNOUX, M., CERRI, C. C., NEILL, C., DE MORAES, J. F. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. **Geoderma**, v. 82, n. 1-3, p. 43-58, 1998.
- BIELUCZYK, W.; DE CÁSSIA PICCOLO, M.; PEREIRA, M. G.; DE MORAES, M. T.; SOLTANGHEISI, A.; DE CAMPOS BERNARDI, A. C.; CHERUBIN, M. R. Integrated farming systems influence soil organic matter dynamics in southeastern Brazil. **Geoderma**, v. 371, p. 114368, 2020.
- BLAIR, G. J.; LEFROY, R. D. B.; LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Australian Journal of Agricultural Research*, [s.l.], v. 46, n. 7, p. 1459, 1995.
- CHEN, F.; ZHENG, H.; ZHANG, K.; OUYANG, Z.; LAN, J.; LI, H.; SHI, Q. Changes in soil microbial community structure and metabolic activity following conversion from native *Pinus massoniana* plantations to exotic Eucalyptus plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 291, p. 65-72, 2013.
- CHEN, H.; HOU, R.; GONG, Y.; LI, H.; FAN, M.; KUZYAKOV, Y. Effects of 11 years of conservation tillage on soil organic matter fractions in wheat monoculture in Loess Plateau of China. **Soil and Tillage Research**, v. 106, n. 1, p. 85-94, 2009.
- CONRAD, K. A.; DALAL, R. C.; DALZELL, S. A.; ALLEN, D. E.; FUJINUMA, R.; MENZIES, N. W. Soil nitrogen status and turnover in subtropical leucaena-grass pastures as quantified by $\delta^{15}\text{N}$ natural abundance. **Geoderma**, v. 313, p. 126-134, 2018.
- DOLLINGER, J.; JOSE, S. Agroforestry for soil health. **Agroforestry systems**, v. 92, p. 213-219, 2018.
- DONAGEMMA, G. K.; DE CAMPOS, D. V. B.; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. Manual de métodos de análise de solo. 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230p.

ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 75, n. 4, p. 529–538, 1995. DOI: <https://doi.org/10.4141/cjss95-075>

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Manual de métodos de análises de solos**. 3.ed. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 574p.

FAROOQ, T. H.; CHEN, X.; SHAKOOR, A.; LI, Y.; WANG, J.; RASHID, M. H. U.; YAN, W. Unraveling the influence of land-use change on $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, and soil nutritional status in coniferous, broadleaved, and mixed forests in southern china: a field investigation. **Plants**, v. 10, n. 8, p. 1499, 2021.

FAZHU, Z.; JIAO, S.; CHENGJIE, R.; DI, K.; JIAN, D.; XINHUI, H.; GUANGXIN, R. Land use change influences soil C, N and P stoichiometry under ‘Grain-to-Green Program’ in China. **Scientific reports**, v. 5, n. 1, p. 10195, 2015.

FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P.; NOGUEIRA, D. A. ExpDes: an R package for ANOVA and Experimental Designs. **Applied Mathematics**, v. 5, n. 19, p. 2952, 2014.

FERRAZ, A., R.; RODRIGUES M. J. E.; OLIVEIRA F., F.; FONSECA, S. L. M.; WENDLING, B. Measuring the labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in forested and agricultural soils: A study under tropical conditions. **Forests**, v. 10, n. 7, p. 544, 2019.

GUO, J.; YANG, Z.; LIN, C.; LIU, X.; CHEN, G.; YANG, Y. Conversion of a natural evergreen broadleaved forest into coniferous plantations in a subtropical area: effects on composition of soil microbial communities and soil respiration. **Biology and Fertility of Soils**, v. 52, p. 799-809, 2016.

HÖGBERG, P.; HÖGBOM, L.; SCHINKEL, H.; HÖGBERG, M.; JOHANNISSON, C.; WALLMARK, H. ^{15}N abundance of surface soils, roots and mycorrhizas in profiles of European forest soils. **Oecologia**, v. 108, p. 207-214, 1996.

JACKSON, R. B.; LAJTHA, K.; CROW, S. E.; HUGELIUS, G.; KRAMER, M. G.; PIÑEIRO, G. The ecology of soil carbon: pools, vulnerabilities, and biotic and abiotic controls. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 48, p. 419-445, 2017.

JANDL, R.; LINDNER, M.; VESTERDAL, L.; BAUWENS, B.; BARITZ, R.; HAGEDORN, F.; BYRNE, K. A. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? **Geoderma**, v. 137, n. 3-4, p. 253-268, 2007.

JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. **Ecological applications**, v. 10, n. 2, p. 423-436, 2000.

KRAMER, M. G.; SOLLINS, P.; SLETTEN, R. S.; SWART, P. K. N isotope fractionation and measures of organic matter alteration during decomposition. **Ecology**, v. 84, n. 8, p. 2021-2025, 2003.

KUMADA, S.; KAWANISHI, T.; HAYASHI, Y.; HAMANO, H.; KAWARASAKI, S.; AIKAWA, S. I.; YAMADA, K. Effects of different mobilities of leaf and woody litters on litter carbon dynamics in arid ecosystems in Western Australia. **Ecological modelling**, v. 220, n. 20, p. 2792-2801, 2009.

- LI, D.; NIU, S.; LUO, Y. Global patterns of the dynamics of soil carbon and nitrogen stocks following afforestation: a meta-analysis. **New Phytologist**, v. 195, n. 1, p. 172-181, 2012.
- MA, R.; HU, F.; LIU, J.; WANG, C.; WANG, Z.; LIU, G.; ZHAO, S. Shifts in soil nutrient concentrations and C:N:P stoichiometry during long-term natural vegetation restoration. **PeerJ**, v. 8, p. e8382, 2020.
- MAO, R.; ZENG, D. H.; HU, Y. L.; LI, L. J.; YANG, D. Soil organic carbon and nitrogen stocks in an age-sequence of poplar stands planted on marginal agricultural land in Northeast China. **Plant and Soil**, v. 332, p. 277-287, 2010.
- MENDONÇA, L. A.; FRISCHKORN, H.; SANTIAGO, M. F.; CAMARGO, P. B. D.; DE LIMA, J. O.; MENDES FILHO, J. Identificação de mudanças florestais por ^{13}C e ^{15}N dos solos da Chapada do Araripe, Ceará. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 314-319, 2010.
- MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. Matéria orgânica do solo: métodos de análises 2. ed. **Viçosa, MG: UFV**, 2017.
- MGELWA, A. S.; HU, Y. L.; LIU, J. F.; QIU, Q.; LIU, Z.; NGABA, M. J. Y. Differential patterns of nitrogen and $\delta^{15}\text{N}$ in soil and foliar along two urbanized rivers in a subtropical coastal city of southern China. **Environmental pollution**, v. 244, p. 907-914, 2019.
- NGABA, M. J. Y.; HU, Y. L.; BOL, R.; MA, X. Q.; JIN, S. F.; MGELWA, A. S. Effects of land use change from natural forest to plantation on C, N and natural abundance of ^{13}C and ^{15}N along a climate gradient in eastern China. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 16516, 2019.
- NICOLOSO, R. D. S.; LOVATO, T.; AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; LANZANOVA, M. E. Balanço do carbono orgânico no solo sob integração lavoura-pecuária no Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2425-2433, 2008.
- OBALUM, S. E.; CHIBUIKE, G. U.; PETH, S.; OUYANG, Y. Soil organic matter as sole indicator of soil degradation. **Environmental monitoring and assessment**, v. 189, p. 1-19, 2017.
- PARDO, L. H.; SEMAOUNE, P.; SCHABERG, P. G.; EAGAR, C.; SEBILO, M. Patterns in $\delta^{15}\text{N}$ in roots, stems, and leaves of sugar maple and American beech seedlings, saplings, and mature trees. **Biogeochemistry**, v. 112, p. 275-291, 2013.
- PAUL, K. I.; POLGLASE, P. J.; NYAKUENGAMA, J. G.; KHANNA, P. K. Change in soil carbon following afforestation. **Forest ecology and management**, v. 168, n. 1-3, p. 241-257, 2002.
- PÉREZ-CRUZADO, C.; MANSILLA-SALINERO, P.; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R.; MERINO, A. Influence of tree species on carbon sequestration in afforested pastures in a humid temperate region. **Plant and soil**, v. 353, p. 333-353, 2012.
- POWERS, J. S. Changes in soil carbon and nitrogen after contrasting land-use transitions in northeastern Costa Rica. **Ecosystems**, v. 7, p. 134-146, 2004.

PROJETO MAPBIOMAS. Coleção 2022 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. 2022. Disponível em: <http://mapbiomas.org>. Acesso em: 18 de abril de 2024.

RIBEIRO, S. M. C.; RAJÃO, R.; NUNES, F.; ASSIS, D.; NETO, J. A.; MARCOLINO, C.; SOARES FILHO, B. A spatially explicit index for mapping Forest Restoration Vocation (FRV) at the landscape scale: Application in the Rio Doce basin, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 744, p. 140647, 2020.

RUMPEL, C. Does burning of harvesting residues increase soil carbon storage. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 8, n. 2, p. 44-51, 2008.

SAHOO, U. K.; SINGH, S. L.; GOGOI, A.; KENYE, A.; SAHOO, S. S. Active and passive soil organic carbon pools as affected by different land use types in Mizoram, Northeast India. **PloS one**, v. 14, n. 7, p. e0219969, 2019.

SHANG, C.; TIESSSEN, H. Organic matter lability in a tropical oxisol: evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, density, and magnetic fractionations. **Soil Science**, v. 162, n. 11, p. 795-807, 1997.

SHENG, W.; YU, G.; FANG, H.; LIU, Y.; WANG, Q.; CHEN, Z.; ZHANG, L. Regional patterns of ¹⁵N natural abundance in forest ecosystems along a large transect in eastern China. **Scientific Reports**, v. 4, n. 1, p. 4249, 2014.

SMAL, H.; OLSZEWSKA, M. The effect of afforestation with Scots pine (*Pinus silvestris* L.) of sandy post-arable soils on their selected properties. II. Reaction, carbon, nitrogen and phosphorus. **Plant and Soil**, v. 305, p. 171-187, 2008.

SMETHURST, P.; HOLZ, G.; MORONI, M.; BAILLIE, C. Nitrogen management in *Eucalyptus nitens* plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 193, n. 1-2, p. 63-80, 2004.

SMITH, B. N.; EPSTEIN, S. Two categories of ¹³C/¹²C ratios for higher plants. **Plant physiology**, v. 47, n. 3, p. 380-384, 1971.

SOFI, J. A.; BHAT, A. G.; KIRMAI, N. A.; WANI, J. A.; LONE, A. H.; GANIE, M. A.; DAR, G. I. H. Soil quality index as affected by different cropping systems in northwestern Himalayas. **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, p. 1-13, 2016.

SOKOŁOWSKA, J.; JÓZEFOWSKA, A.; ZALESKI, T. Impact of natural forest succession on changes in soil organic carbon in the polish *Carpathian mountains*. **Forests**, v. 13, n. 5, p. 744, 2022.

SPOSITO, Elaine Caliman. **Uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Doce (MG/ES): inter-relações para a governança**. 2021. 201 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2021.

STAPE, J. L.; BINKLEY, D.; RYAN, M. G. Eucalyptus production and the supply, use and efficiency of use of water, light and nitrogen across a geographic gradient in Brazil. **Forest ecology and management**, v. 193, n. 1-2, p. 17-31, 2004.

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MOLLER, I. M.; MURPH, A. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. 6. ed. Porto Alegre: Artmed Editora, 2017. 858 p.

- TEIXEIRA, M. C.; VITÓRIA, A. P.; DE REZENDE, C. E.; DE ALMEIDA, M. G.; NARDOTO, G. B. Consequences of removal of exotic species (eucalyptus) on carbon and nitrogen cycles in the soil-plant system in a secondary tropical Atlantic forest in Brazil with a dual-isotope approach. **PeerJ**, v. 8, p. e9222, 2020.
- THOMAZINI, A.; MENDONÇA, E. S.; CARDOSO, I. M.; GARBIN, M. L. SOC dynamics and soil quality index of agroforestry systems in the Atlantic rainforest of Brazil. **Geoderma Regional**, v. 5, p. 15-24, 2015.
- VESTERDAL, L.; SCHMIDT, I. K.; CALLESEN, I.; NILSSON, L. O.; GUNDERSEN, P. Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 1, p. 35-48, 2008.
- VIERA, M.; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R. A complete assessment of carbon stocks in above and belowground biomass components of a hybrid eucalyptus plantation in Southern Brazil. **Forests**, v. 10, n. 7, p. 536, 2019.
- VITORELLO, V. A., CERRI, C. C., ANDREUX, F., FELLER, C., & VICTÓRIA, R. L. Organic matter and natural carbon-13 distribution in forested and cultivated Oxisols. **Soil Science Society of America Journal**, v. 53, n. 3, p. 773-778, 1989.
- WANG, Z.; ZHENG, F. Impact of vegetation succession on leaf-litter-soil C: N: P stoichiometry and their intrinsic relationship in the Ziwuling Area of China's Loess Plateau. **Journal of Forestry Research**, v. 32, n. 2, p. 697-711, 2021.
- WHITEHEAD, D.; BEADLE, C. L. Physiological regulation of productivity and water use in Eucalyptus: a review. **Forest ecology and management**, v. 193, n. 1-2, p. 113-140, 2004.
- YANG, Y. S.; GUO, J.; CHEN, G.; XIE, J.; GAO, R.; LI, Z.; JIN, Z. Carbon and nitrogen pools in Chinese fir and evergreen broadleaved forests and changes associated with felling and burning in mid-subtropical China. **Forest Ecology and Management**, v. 216, n. 1-3, p. 216-226, 2005.
- YAO, Z.; YAN, G.; MA, L.; WANG, Y.; ZHANG, H.; ZHENG, X.; BUTTERBACH-BAHL, K. Soil C/N ratio is the dominant control of annual N₂O fluxes from organic soils of natural and semi-natural ecosystems. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 327, p. 109198, 2022.
- ZHAO, M.; WANG, M.; ZHAO, Y.; HU, N.; QIN, L.; REN, Z.; JIANG, M. Soil microbial abundance was more affected by soil depth than the altitude in peatlands. **Frontiers in Microbiology**, v. 13, p. 1068540, 2022.

CAPÍTULO II: VARIAÇÕES NA QUALIDADE BIOLÓGICA DO SOLO EM RESPOSTA ÀS MUDANÇAS NO USO DA TERRA

RESUMO

A compreensão das interações entre diferentes sistemas de uso da terra e a qualidade do solo é essencial para o manejo sustentável. Este estudo teve como objetivo analisar como a qualidade biológica do solo é influenciada ao longo do tempo em três formas de uso da terra. Amostras foram coletadas em áreas com dois períodos de conversão (22 e 9 anos), com três formas de uso da terra (sucessão natural, cultivo de eucalipto e pastagem abandonada) e quatro profundidades do solo (0,0-0,10 m; 0,10-0,30 m; 0,30-0,60 m e 0,60-1,0 m), utilizando cinco repetições. A análise estatística dos dados foi conduzida em um delineamento sistemático. Foram avaliados diversos indicadores biológicos do solo, incluindo biomassa radicular, atributos morfológicos, quantidade de serrapilheira, respiração basal, atividade enzimática do solo e perfil de ácidos graxos de fosfolipídios (PLFA). Os resultados revelaram que as áreas de sucessão natural e pastagem abandonada apresentaram maiores quantidades de biomassa radicular, densidade e volume de raízes, enquanto o cultivo de eucalipto apresentou maior quantidade de serrapilheira. Além disso, a atividade enzimática do solo variou entre os sistemas, com a sucessão natural apresentando as maiores atividades, seguida pela pastagem abandonada, enquanto o cultivo de eucalipto apresentou as menores. As taxas de respiração do solo também foram influenciadas pelo tipo de uso da terra, período de conversão e profundidade do solo, com as áreas de sucessão natural e pastagem abandonada apresentando taxas mais altas em comparação ao cultivo de eucalipto. A partir da análise de PLFAs nos solos, observou-se a predominância de bactérias, seguidas por fungos, e mostrou que solos sob cultivo de eucalipto apresentaram menor diversidade microbiana em comparação aos solos em áreas de sucessão natural. A análise em diferentes profundidades revelou que a camada superficial possui maior diversidade e quantidade de microrganismos em comparação com a camada subsuperficial. Este estudo destaca a importância da preservação de áreas em sucessão natural e sob pastagem abandonada na melhoria da qualidade do solo e na mitigação dos impactos ambientais associados à conversão do uso da terra para fins agrícolas ou florestais.

Palavras-chaves: Impacto ambiental; PLFA; Diversidade microbiana; Cultivo de eucalipto; Pastagem abandonada; Bacia do Rio Doce.

CHAPTER II: VARIATIONS IN SOIL BIOLOGICAL QUALITY IN RESPONSE TO LAND USE CHANGES

ABSTRACT

Understanding the interactions between different land use systems and soil quality is essential for sustainable management. This study aimed to analyze how soil biological quality is influenced over time in three land use forms. Samples were collected from areas with two conversion periods (22 and 9 years), with three land use forms (natural succession, eucalyptus cultivation, and abandoned pasture) and four soil depths (0.0-0.10 m; 0.10-0.30 m; 0.30-0.60 m and 0.60-1.0 m), using five replications. Statistical analysis of the data was conducted in a systematic design. Various soil biological indicators were evaluated, including root biomass, morphological attributes, litter quantity, basal respiration, soil enzymatic activity, and phospholipid fatty acid (PLFA) profiles. The results revealed that natural succession and abandoned pasture areas showed higher amounts of root biomass, root density, and volume, while eucalyptus cultivation presented a higher amount of litter. Moreover, soil enzymatic activity varied among the systems, with natural succession showing the highest activities, followed by abandoned pasture, while eucalyptus cultivation had the lowest. Soil respiration rates were also influenced by land use type, conversion period, and soil depth, with natural succession and abandoned pasture areas showing higher rates compared to eucalyptus cultivation. From the analysis of PLFAs in soils, a predominance of bacteria, followed by fungi, was observed, with soils under eucalyptus cultivation showing lower microbial diversity compared to soils in natural succession areas. The analysis at different depths revealed that the surface layer has higher diversity and quantity of microorganisms compared to the subsurface layer. This study highlights the importance of preserving natural succession and abandoned pasture areas in improving soil quality and mitigating the environmental impacts associated with land use conversion for agricultural or forestry purposes.

Keyword: Environmental impact; PLFA; Microbial diversity; Eucalyptus cultivation; Abandoned pasture; Rio Doce basin.

8. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, tem sido amplamente reconhecido que a terra desempenha um papel fundamental na sustentação da vida humana, fornecendo alimentos, água doce e uma variedade de serviços ecossistêmicos, além de abrigar uma rica biodiversidade (IPCC, 2019). No entanto, o aumento da transformação do uso da terra em todo o mundo tem suscitado preocupações significativas sobre seus impactos nos ecossistemas terrestres e na qualidade do solo (Guo *et al.*, 2016; Jackson *et al.*, 2017).

Essas transformações frequentemente envolvem a conversão de áreas nativas em áreas cultiváveis (Cornejo *et al.*, 2023). Essa conversão é motivada por diversas razões, incluindo o rápido crescimento da população humana e a demanda crescente por recursos naturais, como madeira e alimentos (Guo *et al.*, 2016). No entanto, estudos têm mostrado que essas mudanças no uso da terra podem ter consequências significativas para o ciclo do C e do N e na composição das comunidades microbianas do solo (Guo *et al.*, 2016; Saiz *et al.*, 2006; Peters *et al.*, 2019; Powers, 2004).

Por exemplo, a conversão da floresta nativa em sistemas agrícolas pode levar à diminuição do armazenamento de C no solo, com consequências para a mitigação das emissões de gases de efeito estufa (Guo *et al.*, 2016). Adicionalmente, as mudanças no uso da terra podem impactar significativamente a abundância e composição dos microrganismos do solo, exercendo uma pressão seletiva sobre as comunidades microbianas, levando a adaptações ao longo do tempo (Azene *et al.*, 2023).

As florestas plantadas desempenham um papel significativo na paisagem brasileira, cobrindo uma extensa área de 9,94 milhões de hectares, dos quais 7,6 milhões de hectares são dedicados ao cultivo de eucalipto (IBA, 2023).

O gênero *Eucalyptus* pertence à família Myrtaceae e é nativo da Austrália, sendo amplamente plantado em escala global (Li *et al.*, 2018) devido a sua diversidade e capacidade de adaptação a diferentes condições edafoclimáticas, além de seu rápido crescimento e alta produtividade (Fernandes *et al.*, 2018; Li *et al.*, 2018; Oliveira *et al.*, 2022; Reichert *et al.*, 2023; Zhang *et al.*, 2022). Essas plantações desempenham papéis importantes na mitigação das mudanças climáticas, na conservação do solo, no sequestro de CO₂ e na proteção da biodiversidade (Cuer *et al.*, 2018). O plantio de eucalipto, embora seja uma prática comum para a produção de biomassa, levanta preocupações significativas em relação à diversidade do sub-bosque, à fertilidade e à biodiversidade do

solo. Essas preocupações derivam dos impactos ecológicos associados, tais como a degradação do solo e a diminuição da diversidade vegetal no sub-bosque, resultantes da liberação de compostos químicos pelas folhas e raízes do eucalipto, fenômeno conhecido como alelopatia (Cao *et al.*, 2010; Zhang & FU, 2009; Fang *et al.*, 2009).

Embora a monocultura de eucalipto possa gerar lucros econômicos consideráveis, ela também pode acarretar prejuízos aos serviços ecossistêmicos como a estruturado solo, habitat para fauna, adaptação às mudanças climáticas, qualidade do ar, interações na rizosfera e beleza paisagística (Zhang & FU, 2009; Fang *et al.*, 2009).

De maneira similar, o impacto causado pela alelopatia do eucalipto reduz a diversidade microbiana, inibindo importantes táxons microbianos (Bertin *et al.*, 2003). Os exsudatos radiculares, contendo metabólitos específicos, afetam tanto a macro quanto a microbiota do solo, influenciando a resistência a pragas, modificando as propriedades químicas e físicas do solo e suprimindo o crescimento de plantas concorrentes (Bertin *et al.*, 2003).

A compreensão dos efeitos das diferentes práticas de uso da terra na qualidade do solo, especialmente em áreas degradadas, reveste-se de uma importância indiscutível, uma vez que proporciona informações sobre a eficácia das diferentes opções de cobertura da terra (Teferi *et al.*, 2016). À medida que os sistemas de uso da terra sofrem alterações, seja pela conversão de florestas em terras agrícolas ou pela intensificação das práticas agrícolas, torna-se essencial compreender como tais modificações impactam a saúde e a funcionalidade do solo (Ojo *et al.*, 2022).

A qualidade do solo desempenha um papel fundamental na sustentabilidade dos ecossistemas terrestres (Saurabh *et al.*, 2021), influenciando tanto a biodiversidade de plantas e animais quanto a capacidade de manter ou melhorar a qualidade da água e do ar, apoiando assim a saúde humana e a habitação (Samaei *et al.*, 2022). Para avaliar esses impactos, diversas métricas são empregadas, incluindo a atividade enzimática, a respiração do solo, a análise de atributos radiculares e a decomposição da serrapilheira (Bünemann *et al.* 2018). Essas medidas oferecem informações valiosas sobre a saúde do solo e sua capacidade de sustentar a vida vegetal e microbiana, bem como seu potencial para mitigar os efeitos adversos das mudanças climáticas.

Assim, foram avaliados os atributos biológicos do solo em três diferentes sistemas de uso da terra: Sucessão Natural (SN), Pastagem Abandonada (PA) e Cultivo de

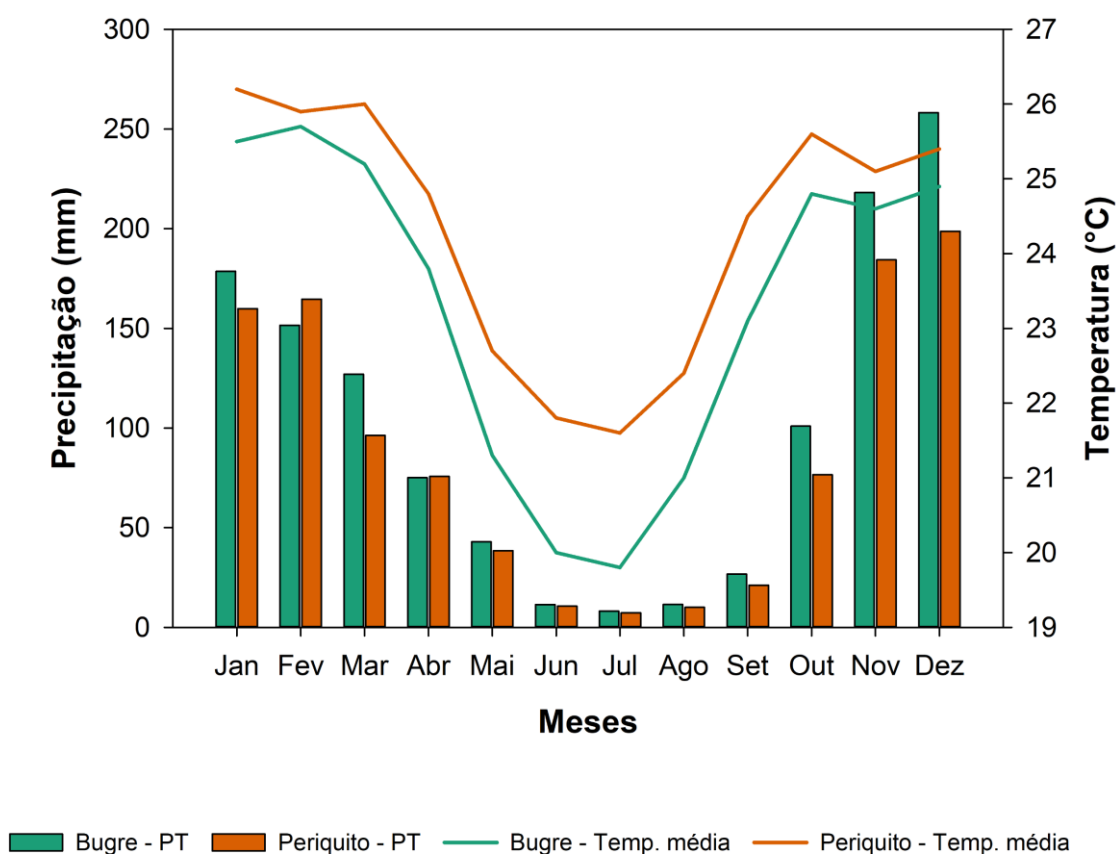
Eucalipto (EU), considerando dois períodos de conversão (22 e 9 anos). As hipóteses testadas foram: (i) Solos com maior tempo de conversão para o uso florestal ou sucessão natural (22 anos) apresentariam melhor qualidade biológica do que aqueles com menor tempo (9 anos); (ii) Solos com menos tempo de uso com pastagem exibiriam melhores atributos biológicos; (iii) Solos em sucessão natural teriam maior atividade microbiana do que solos com cultivos de eucalipto. Portanto, este estudo busca contribuir para o entendimento das interações entre diferentes sistemas de uso da terra e a qualidade do solo, analisando como a qualidade biológica do solo é influenciada ao longo do tempo nesses três sistemas.

9. MATERIAIS E MÉTODOS

9.1 Área de estudo e amostragem

O estudo foi conduzido nos municípios de Bugre e Periquito, localizados na bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD), situados na Mata Atlântica (Ribeiro *et al.*, 2020). Esta região caracteriza-se por um clima predominantemente tropical com estação seca, classificado de acordo com Köppen como Aw (Alvares *et al.*, 2013). A precipitação média anual é de aproximadamente 1.215,81 mm em Bugre e 961,8 mm em Periquito, enquanto as temperaturas médias do ar são de 23,3°C e 24,3°C, respectivamente (Figura 1).

Figura 1. Médias climáticas dos municípios de Periquito-MG e Bugre-MG para o período de janeiro de 2000 a dezembro de 2023



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

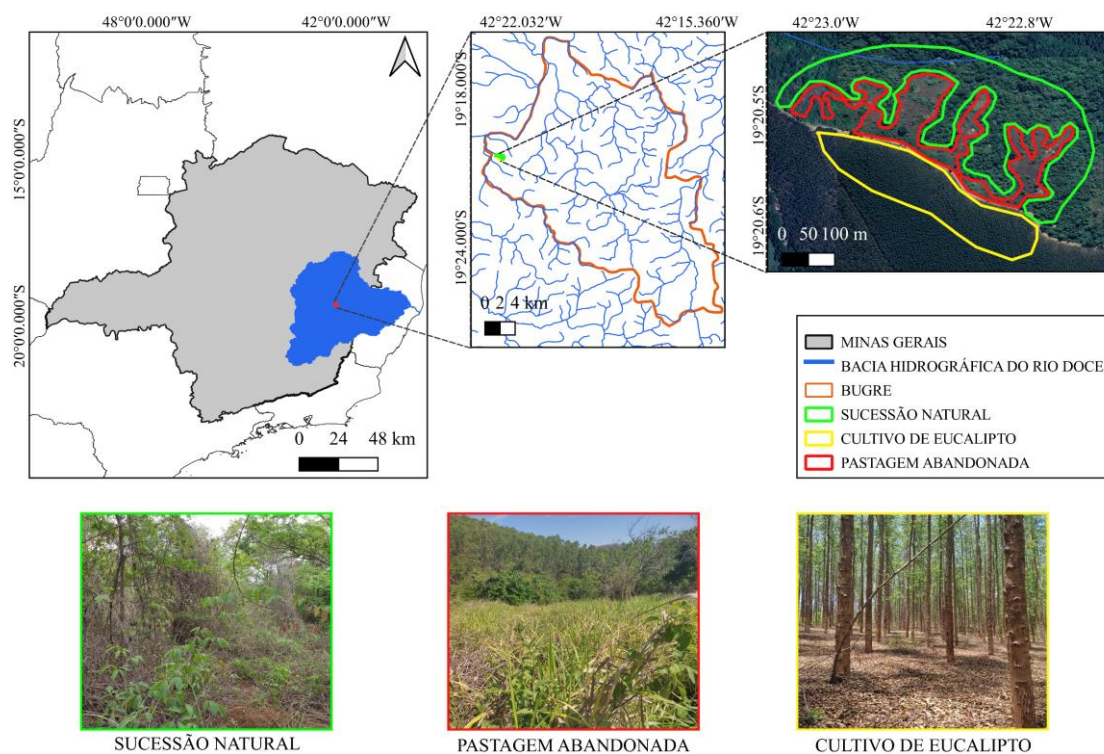
A seleção das áreas de coleta baseou-se na análise de imagens de satélite e no histórico de mudanças de uso do solo, utilizando ferramentas como o Google Earth Engine e o QGIS. Foram identificadas e selecionadas áreas de propriedade da empresa

Celulose Nipo-Brasileira (CENIBRA). Visitas de campo foram realizadas para a escolha final das áreas, considerando três cronossequências: (i) floresta natural - pastagem - cultivo de eucalipto; (ii) floresta natural - pastagem - sucessão natural; e (iii) floresta natural - pastagem.

Duas propriedades da CENIBRA foram designadas para o estudo: Fazenda Rio Branco e Córrego Preto II. Na Fazenda Rio Branco, as áreas selecionadas possuem um histórico de 17 anos de conversão de floresta natural para pastagem (de 1985 até 2002) e 22 anos de conversão de pastagem abandonada para o cultivo de eucalipto ou para sucessão natural (de 2002 até 2024). Na Fazenda Córrego Preto II, as áreas selecionadas apresentam um período de 30 anos de conversão de floresta natural para pastagem (de 1985 a 2015) e 9 anos de conversão de pastagem abandonada para uso com eucalipto ou para sucessão natural (de 2015 a 2024). As áreas de pastagem selecionadas para comparação permaneceram sob o mesmo regime de uso por um período de 39 anos. No entanto, divergem significativamente em relação ao tempo de pousio, com períodos de 9 e 22 anos, respectivamente, sem a presença de animais.

A Fazenda Rio Branco (19°20'22.36"S e 42°22'07.54"W, a uma altitude de 304 m), localizada no município de Bugre-MG, foi adquirida pela CENIBRA no ano de 1994. O plantio de eucalipto teve início em 2002. No momento da coleta o plantio estava em seu terceiro ciclo de rotação, com as rotações durando de 7 a 8 anos, utilizando o híbrido de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus grandis*. Desde 2014, o processo de colheita em ambas as fazendas é realizado com harvester e forwarder no sistema de toras curtas, mantendo todos os resíduos de colheita nas áreas. A adubação na Fazenda Rio Branco inclui 1200 kg ha⁻¹ de calcário dolomítico (40 % CaO/11% MgO/2% umidade), 100 g planta⁻¹ do formulado de NPK 6-30-6 enriquecido com 0,25% B + 1,0% Zn + 1,0% Cu, e adubações de cobertura de 400 kg ha⁻¹ na primeira adubação e 200 kg ha⁻¹ na segunda adubação do formulado de NPK 6-10-29 enriquecido com 0,8% B + 0,5% Zn + 0,5%. A propriedade possui uma extensão total de 1.723,12 hectares, distribuídos da seguinte maneira: plantios de eucalipto ocupam 756,79 hectares (43,92%); vegetação natural típica do bioma Mata Atlântica cobre 666,93 hectares (38,70%); áreas de preservação permanente abrangem 173,60 hectares (10,07%); aceiros ocupam 6,48 hectares (0,38%); estradas percorrem 66,57 hectares (3,86%); áreas destinadas a pesquisa totalizam 6,98 hectares (0,41%). Ainda restam 45,77 hectares (2,66%) com outros usos não especificados pela empresa.

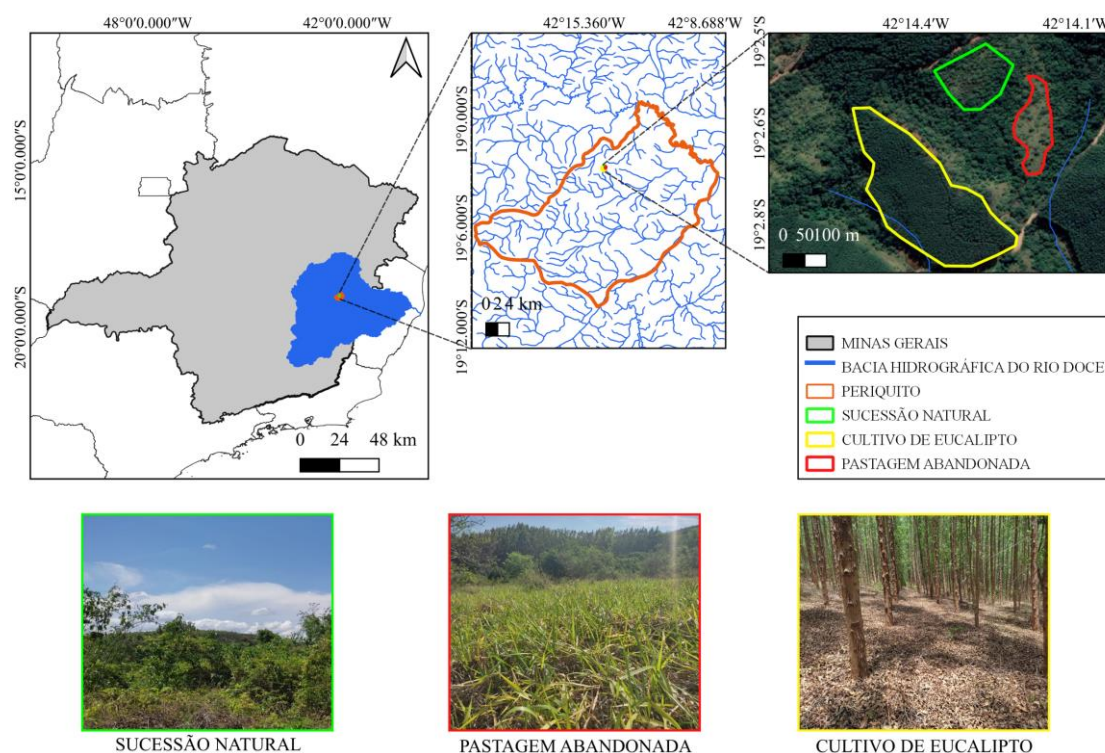
Figura 2. Mapa de localização da Fazenda Rio Branco, no município de Bugre-MG



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A Fazenda Córrego Preto II (19°03'22.55"S e 42°14'32.37"W, a uma altitude de 252 metros) está localizada no distrito de Pedra Corrida, no município de Periquito-MG, tendo sido adquirida no ano de 2013. A conversão de parte de suas áreas de pastagens para plantios de eucalipto teve início em 2015. No momento da coleta o plantio estava em seu primeiro ciclo de rotação, utilizando o híbrido de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus grandis*. Na Fazenda Córrego Preto II, a adubação é similar a fazenda Rio Branco, com ajustes na primeira adubação de cobertura utilizando 200 kg ha⁻¹ do formulado de NPK 6-10-29 enriquecido com 0,8% B + 0,5% Zn + 0,5%. A propriedade abrange uma área total de 397,13 hectares, distribuídos da seguinte forma: 167,46 hectares (42,17%) destinados ao cultivo de eucalipto; 126,29 hectares (31,80%) cobertos por vegetação natural do domínio da Mata Atlântica; 46,48 hectares (11,70%) reservados para preservação permanente; 13,77 hectares (3,47%) ocupados por estradas; 23,76 hectares (5,98%) disponíveis para plantio; e 19,37 hectares (4,88%) destinados a outros usos não especificados em levantamento de informações junto à CENIBRA. Assim como na Fazenda Rio Branco, predominam os solos das ordens de Latossolos e Cambissolos, com um relevo que varia de suave ondulado a montanhoso.

Figura 3. Mapa de localização da Fazenda Córrego Preto II, no município de Periquito-MG



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

As áreas de estudo foram selecionadas com base em uma cronossequência de conversão de pastagens para uso florestal ou sucessão natural ao longo do tempo, levando em consideração similaridades físicas e temporais do ambiente, tais como declividade, posição e face do relevo, classe de solo, entre outros. Essa seleção foi motivada pelo aumento observado, ao longo dos últimos 34 anos na BHRD, das áreas com cultivo de eucalipto e em sucessão (Sposito, 2021) ao analisar dados do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil (Projeto MapBiomias, 2022).

As amostras de solo foram coletadas em três sistemas distintos: Cultivo de eucalipto (EU), Sucessão natural (SN) e Pastagem abandonada (PA). Essas amostras foram obtidas em Latossolo Vermelho-Amarelo em relevo suave ondulado em ambas as fazendas. Em cada ponto de coleta, toda a biomassa verde e morta presente sobre a superfície foi colhida utilizando um quadrado de madeira de 0,16 m². Posteriormente, o material vegetal foi submetido à secagem em estufa de circulação forçada a 60 °C por um período de 72 horas e então pesado para determinar a massa seca. Foi realizada a caracterização química do solo, conforme descrito na Tabela 1.

Tabela 1. Propriedades químicas e físicas de um Latossolo Vermelho-Amarelo nos municípios de Bugre – MG e Periquito – MG, Brasil.

Propriedades do solo	Sucessão natural (SN)				Pastagem abandonada (PA)				Cultivo de eucalipto (EU)			
	Tempo de conversão de 22 anos											
	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	60-100 cm	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	60-100 cm	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	60-100 cm
pH H ₂ O (1: 2,5)	4,67	4,47	4,38	4,25	4,47	4,27	4,17	4,25	4,65	3,99	4	4,05
P (mg dm ⁻³)	0,6	0,5	0,1	0,1	0,8	0,5	0,1	0,2	1,7	0,8	0,3	0,1
K ⁺ (mg dm ⁻³)	158	76	42	22	76	32	8	6	56	26	12	8
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	1,05	0,32	0,14	0,07	0,49	0,22	0,11	0,09	2,12	0,14	0,09	0,09
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,72	0,2	0,06	0,02	0,28	0,07	0	0	0,65	0,06	0,03	0,01
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,46	1,16	1,08	1,04	0,89	1,2	1,2	1,18	0,54	1,73	1,5	1,31
H + Al (cmol _c dm ⁻³)	6,2	6,2	4,8	4,1	5,8	5,5	4,3	4,3	7,1	7,1	5,1	4,2
SB (cmol _c dm ⁻³)	2,18	0,71	0,31	0,15	0,96	0,37	0,13	0,11	2,91	0,27	0,15	0,12
CTC _t (cmol _c dm ⁻³)	2,64	1,87	1,39	1,19	1,85	1,57	1,33	1,29	3,45	2	1,65	1,43
CTC _T (cmol _c dm ⁻³)	8,38	6,91	5,11	4,25	6,76	5,87	4,43	4,41	10,01	7,37	5,25	4,32
V (%)	26,0	10,3	6,1	3,5	14,2	6,3	2,9	2,5	29,1	3,7	2,9	2,8
m (%)	17,4	62	77,7	87,4	48,1	76,4	90,2	91,5	15,7	86,5	90,9	91,6
P-Rem (mg L ⁻¹)	28,2	23,6	22,4	19,9	26,9	22,2	17,5	18,4	29	23,6	23	21,7
C total (g kg ⁻¹)	19,4	14,6	10,5	7,4	13,3	11,5	8,5	8,8	18,4	13,5	8,1	6,4
Argila (kg kg ⁻¹)	0,64	0,65	0,70	0,70	0,67	0,71	0,69	0,69	0,61	0,67	0,67	0,65
Silte (kg kg ⁻¹)	0,05	0,09	0,05	0,05	0,04	0,06	0,05	0,06	0,07	0,05	0,06	0,06
Areia grossa (kg kg ⁻¹)	0,18	0,15	0,14	0,14	0,16	0,10	0,12	0,12	0,17	0,14	0,14	0,15
Areia fina (kg kg ⁻¹)	0,13	0,11	0,11	0,11	0,13	0,13	0,14	0,13	0,15	0,14	0,13	0,14
Textura	M. Arg	M. Arg	M. Arg	M. Arg	M. Arg	M. Arg	M. Arg	M. Arg	M. Arg	M. Arg	M. Arg	M. Arg
Al ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)	----	----	22,16	----	----	----	21,90	----	----	----	21,23	----
Fe ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)	----	----	9,42	----	----	----	9,07	----	----	----	8,83	----
SiO ₂ (g kg ⁻¹)	----	----	34,73	----	----	----	41,01	----	----	----	40,35	----

(continua)

Propriedades do solo	Sucessão natural (SN)				Pastagem abandonada (PA)				Cultivo de eucalipto (EU)			
	Tempo de conversão de 9 anos											
	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	60-100 cm	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	60-100 cm	0-10 cm	10-30 cm	30-60 cm	60-100 cm
pH H ₂ O (1: 2,5)	6,38	5,9	5,63	5,5	5,26	4,89	4,85	4,9	5,12	4,62	4,74	4,81
P (mg dm ⁻³)	1	0,3	0,7	0,8	0,4	0,2	0,1	0,1	0,7	0,3	0,1	0,1
K ⁺ (mg dm ⁻³)	130	62	14	6	154	72	12	10	112	54	26	16
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	5,31	2,15	1,55	1,04	2,09	1,04	0,75	0,61	2,22	1,12	1,08	0,73
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	1,27	0,86	0,58	0,46	0,87	0,34	0,26	0,17	1,04	0,42	0,32	0,2
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0	0	0	0	0,06	0,27	0,35	0,23	0,06	0,56	0,35	0,29
H + Al (cmol _c dm ⁻³)	2,6	2,7	2,3	1,8	5	3,9	3,8	3,4	5,2	5,3	4,4	3,7
SB (cmol _c dm ⁻³)	6,91	3,17	2,17	1,52	3,35	1,56	1,04	0,81	3,55	1,68	1,47	0,97
CTC _t (cmol _c dm ⁻³)	6,91	3,17	2,17	1,52	3,41	1,83	1,39	1,04	3,61	2,24	1,82	1,26
CTC _T (cmol _c dm ⁻³)	9,51	5,87	4,47	3,32	8,35	5,46	4,84	4,21	8,75	6,98	5,87	4,67
V (%)	72,7	54	48,5	45,8	40,1	28,6	21,5	19,2	40,6	24,1	25	20,8
m (%)	0	0	0	0	1,8	14,8	25,2	22,1	1,7	25	19,2	23
P-Rem (mg L ⁻¹)	33,2	26,1	20,2	16	28,7	23,2	16	10,5	26,1	21,4	16,5	11,6
C total (g kg ⁻¹)	19,7	10,9	6,3	4,1	18,8	12,5	9,1	7,4	18,4	13,6	9,8	8,1
Argila (kg kg ⁻¹)	0,52	0,55	0,61	0,61	0,51	0,58	0,65	0,67	0,59	0,66	0,68	0,69
Silte (kg kg ⁻¹)	0,10	0,08	0,08	0,09	0,06	0,06	0,05	0,05	0,07	0,04	0,06	0,06
Areia grossa (kg kg ⁻¹)	0,29	0,28	0,23	0,22	0,35	0,27	0,22	0,20	0,23	0,20	0,17	0,16
Areia fina (kg kg ⁻¹)	0,09	0,09	0,08	0,08	0,08	0,09	0,08	0,08	0,11	0,10	0,09	0,09
Textura	Arg.	Arg.	M. Arg	M. Arg	Arg.	Arg.	M. Arg	M. Arg	Arg.	M. Arg	M. Arg	M. Arg
Al ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)	----	----	19,33	----	----	----	19,96	----	----	----	20,33	----
Fe ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)	----	----	11,40	----	----	----	10,83	----	----	----	11,72	----
SiO ₂ (g kg ⁻¹)	----	----	38,33	----	----	----	37,94	----	----	----	38,57	----

Nota: Potencial hidrogeniônico (pH) em água (razão solo/solução de 1:2,5) por potenciometria; P-Rem: Fósforo remanescente extraído por CaCl₂ e determinado por absorção molecular (Alvarez *et al.*, 2000); K e o P disponíveis: extraídos com solução de Mehlich-1 (Embrapa, 2017); Ca²⁺, Al³⁺ e Mg²⁺ extraídos com KCl 1 mol L⁻¹ (Embrapa, 2017); H+Al: extraídos com acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹, a pH 7,0 (Embrapa, 2017); SB = soma de bases trocáveis; CTC_T = capacidade de troca catiônica a pH 7,0; CTC_t = capacidade de troca catiônica efetiva; V = saturação por bases; m = saturação por alumínio; Argila, Areia fina e Grossa e Silte foram determinado pelo método da pipeta (Embrapa, 2017). Textura: M. Arg (Muito argilosa); Arg (Argiloso); Al₂O₃, Fe₂O₃ e SiO₂ extraídos por ataque sulfúrico (Donagemma *et al.*, 2011).

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

9.2 Análises biológicas

A biomassa radicular foi determinada a partir da coleta de um monólito (0,2 m de comprimento x 0,2 m de largura x 0,1 m de altura) próximo a cada trincheira. O bloco de solo foi desagregado e peneirado para melhor separação das raízes. As raízes foram separadas manualmente do solo, lavadas em água corrente e posteriormente em água destilada, sendo armazenadas em álcool 30% em geladeira para avaliação subsequente. Para sua quantificação foi utilizado um scanner Epson XL 10000, equipado com uma unidade de luz adicional (TPU), juntamente com o software Win-RHIZO Pro 2009.

A densidade de raízes (g dm^{-3}), considerando a espessura de solo coletada, foi obtida pela fórmula:

$$Dr = \frac{RDM \times Ds}{V} \times 1000$$

em que: Dr = densidade de raízes (g dm^{-3}); RDM = massa seca da raiz (g); V = volume de solo seco (cm^3); e Ds = densidade do solo (g cm^{-3}) na camada de 0,0-0,10 m.

A coleta de solo para a análise de respiração do solo foi estabelecida seguindo o critério de cinco pontos de amostragem em quatro profundidades (0,0-0,10; 0,10-0,30; 0,30-0,60 e 0,60-1,0 m). Para isso, trincheiras foram abertas nos pontos selecionados para a coleta de amostras. As amostras foram resfriadas ($\sim 4^\circ\text{C}$) ainda no campo, sendo mantidas armazenadas dessa forma até análise. Antes da análise, as amostras foram trituradas e peneiradas (< 2 mm).

A respiração foi avaliada por meio de um respirômetro (*Sable Systems, Las Vegas, USA*) equipado com um detector de CO_2 por infravermelho CA-10. Em frascos respirométricos de 125 mL, foram acondicionadas aproximadamente 20 gramas de solo com teor de umidade corrigido para 60% da capacidade máxima de retenção de água. Os frascos foram mantidos em banho-maria a 25°C e acoplados ao equipamento, que operou com um fluxo de ar de 500 mL min^{-1} e realizou leituras de CO_2 a cada 3,14 horas. As leituras foram realizadas até que as taxas de emissão de CO_2 se estabilizassem, caracterizando o estado de respiração basal do solo.

A coleta de solo para a análise da atividade enzimática foi estabelecida seguindo o critério de cinco pontos de amostragem em duas profundidades (0,0-0,10; 0,10-0,30 m). Para realizar essa coleta foram abertas trincheiras nos pontos selecionados para obtenção das amostras deformadas, as quais foram resfriadas ($\sim 4^\circ\text{C}$) ainda no campo, sendo mantidas armazenadas dessa forma até a análise. Antes da análise, as amostras foram trituradas,

peneiradas (<2 mm) para determinação das atividades das enzimas arilsulfatase, β -glicosidase e fosfatase ácida (SILVEIRA *et al.*, 2022).

Para a determinação das atividades das enzimas arilsulfatase, β -glicosidase e fosfatase ácida, uma subamostra de solo de 1 g foi pesada em tubos de ensaio, realizando-se em duas repetições e um controle de branco para cada enzima. Em seguida, foram adicionados 4 mL de tampão acetato 0,5 mol L⁻¹ para a arilsulfatase, solução do tampão universal modificado (MUB) a pH 6,0 para a β -glicosidase e MUB a pH 6,5 para a fosfatase ácida, seguido por 1 mL da solução substrato específica: p-nitrofenil sulfato de potássio (PNS) para a arilsulfatase, p-nitrofenil- β -D-glicosídeo (PNG) para a β -glicosidase e p-nitrofenil fosfato dissódico (PNP) para a fosfatase ácida. Posteriormente, as amostras foram incubadas em estufa a 37 °C por 1 hora.

Após a incubação, foram adicionados 1 mL de CaCl₂ 0,5 mol L⁻¹ para todas as enzimas e 4 mL de NaOH 0,5 mol L⁻¹ para a arilsulfatase, solução Tris pH 12 0,1 mol L⁻¹ para a β -glicosidase e NaOH 0,5 mol L⁻¹ para a fosfatase ácida, respectivamente. No controle de branco, o substrato específico foi adicionado após a incubação. As misturas foram agitadas em agitador do tipo vórtex e a suspensão do solo foi filtrada em papel filtro de filtragem lenta. O filtrado, apresentando coloração amarela devido à liberação de p-nitrofenol (PNF), foi utilizado para a determinação da absorbância em espectrofotômetro no comprimento de onda de 410 nm. Cabe ressaltar que o espectrofotômetro foi previamente calibrado de acordo com a curva de calibração da solução padrão diluída de PNF.

Para a análise de perfil de ácidos graxos de fosfolipídios (PLFA) seguiu o critério de cinco pontos de amostragem em duas profundidades (0,0-0,10; 0,10-0,30 m), sendo realizada apenas na Fazenda Rio Branco, correspondente ao tempo de conversão maior (22 anos). Para garantir a integridade das amostras, foram adotadas medidas rigorosas de assepsia e as amostras foram refrigeradas ainda no campo, mantendo-as a uma temperatura de aproximadamente 4°C. No laboratório, as amostras foram submetidas à liofilização utilizando o equipamento FreeZone LABCONCO® 6 L e, posteriormente, armazenadas em temperatura ambiente para preservação da sua estabilidade e integridade.

Para a análise de perfil de ácidos graxos de fosfolipídios (PLFA), os procedimentos de extração, separação de lipídios e metilação alcalina foram realizados conforme modificações dos métodos propostos por Bligh e Dyer (1959), Fernandes e Chaer (2010), Frostegard e Baath (1996) e Quideau *et al.* (2016).

Na fase de extração dos lipídios totais do solo, foram empregados três gramas de solo (< 1,00 mm), os quais foram acondicionados em tubos de centrífuga de 35 mL. Realizou-se um controle branco, sem solo, para correção de eventuais interferências. Em seguida, foram adicionados 1,5 mL de água deionizada e 1,5 mL de tampão fosfato 0,1 mol L⁻¹ pH 6,8-7,0 aos tubos. Após uma breve agitação de 5 segundos, procedeu-se à adição de 4 mL de clorofórmio e 8 mL de metanol. Os tubos foram então homogeneizados em agitador tipo vórtex por 10 segundos. As amostras foram submetidas a uma mesa agitadora horizontal, operando por 15 horas a 140 rpm e à temperatura de 18 °C.

Posteriormente, as amostras foram novamente agitadas em vórtex por 10 segundos e submetidas a centrifugação por 18 minutos a 2800 rpm. O sobrenadante resultante foi cuidadosamente transferido para filtros de filtração lenta previamente posicionados em funis de vidro dispostos em erlenmeyer de 50 mL. Adicionalmente, as quantidades equivalentes de clorofórmio e metanol foram adicionadas aos tubos originais, os quais foram novamente centrifugados por 12 minutos a 2500 rpm. Este procedimento foi repetido por mais duas vezes. Para a separação de fases, foi adicionado 12 mL de NaCl 2 M ao material filtrado. A fase orgânica (fase do fundo), composta principalmente por clorofórmio, foi transferida para tubos de ensaio, os quais foram secados a 38°C sob fluxo de N ultrapuro (99,9%).

Na segunda etapa, destinada à separação dos lipídios, foram empregadas colunas de cromatografia de adsorção contendo sílica, com capacidade de 3 mL cada uma. Inicialmente, em cada coluna, adicionaram-se 2 mL de clorofórmio. Os lipídios previamente secos foram então dissolvidos em três alíquotas de 0,5 mL de clorofórmio e transferidos para as colunas. Para a separação dos lipídios neutros, procedeu-se à adição de 2 mL de clorofórmio por três vezes em cada coluna. Da mesma forma, para a separação dos glicolipídios, foram adicionados 2 mL de acetona em três repetições em cada coluna. Os volumes acumulados de clorofórmio e acetona utilizados na eluição das colunas foram descartados. Posteriormente, os tubos de ensaio foram substituídos para a coleta dos fosfolipídios. Para isso, foram adicionados 2 mL de metanol por três vezes em cada coluna. O metanol contendo os fosfolipídios foi então seco a 38°C sob fluxo de N ultrapuro (99,9%).

Na terceira etapa, que consistiu na metilação alcalina branda dos fosfolipídios, os fosfolipídios previamente secos foram dissolvidos pela adição de 1 mL de uma solução metanol:tolueno em proporção 1:1. Após a dissolução, os tubos foram agitados e em seguida adicionou-se 1 mL de solução de KOH 0,2 M. Os tubos foram então aquecidos em banho-maria

a 37°C por 15 minutos. Após o tempo de reação, adicionaram-se 2 mL de água deionizada, seguido de 0,3 mL de ácido acético 1 M e 0,5 mL de hexano. O conteúdo dos frascos foi homogeneizado em um agitador tipo vórtex e deixado em repouso para permitir a separação das fases. O hexano foi removido e transferido para novos tubos. Esta adição de hexano foi repetida mais duas vezes, com a adição de 50 µL de padrão interno nonadecanoato de metila (19:0) após cada remoção do hexano. Posteriormente, o extrato de hexano foi seco a 38°C sob fluxo de N ultrapuro (99,9%). Os ésteres metílicos resultantes foram redissolvidos em 100 µL de hexano e transferidos para inserts de 250 µL dispostos dentro de vials de 2 mL. Este processo de lavagem com hexano foi repetido por mais uma vez. Em seguida, o volume total dos inserts foi completado com hexano e os frascos foram fechados com tampas dotadas de proteção de teflon.

Os ácidos graxos de fosfolipídios (PLFA) foram identificados e quantificados utilizando um cromatógrafo a gás Agilent Technologies 7890A, equipado com um detector de ionização de chama e uma coluna Ultra 2 de (5%-fenil) -metilpolissiloxano com dimensões de 25 m x 200 µm x 0,33 µm. Para cada amostra, foi injetado um volume de 2 µL.

As condições cromatográficas foram ajustadas da seguinte maneira: a temperatura inicial foi de 190 °C, aumentando gradualmente a uma taxa de aquecimento de 10 °C min⁻¹ até atingir 285 °C. Posteriormente, a temperatura foi aumentada para 310 °C a uma taxa de aquecimento de 60 °C min⁻¹ e mantida por 2 minutos, alcançando então a temperatura máxima de 325 °C. Em todas as análises, utilizou-se uma mistura de hidrogênio e ar sintético como gás de arraste.

O programa Sherlock® Microbial Identification System (MIDI), versão 6.2, foi empregado para configurar os parâmetros operacionais do cromatógrafo gasoso, bem como para a identificação e quantificação dos picos nos cromatogramas.

As concentrações de cada PLFA foram determinadas com base nas concentrações do padrão interno 19:0. A abundância relativa de cada ácido graxo individual foi expressa como a proporção (%) da soma de todos os ácidos graxos identificados.

As bactérias gram-positivas (G+) foram identificadas pelos biomarcadores: i11:0, a11:0, a12:0, a13:0, a14:0, i14:0, a15:0, i15:0, a16:0, i16:0, a17:0, i17:0, i18:0, a19:0, i19:0, i22:0, i15:1 w6c, a17:1 w7c, i17:1 w9c (Liu *et al.*, 2019; Li *et al.*, 2022; Veum *et al.*, 2019; Willers *et al.*, 2015), onde os prefixos “i” e “a” indicam ramificação iso e anteiso. As bactérias gram-

negativas (G-) foram identificadas pelos biomarcadores: 11:0, 10:0 2OH, 12:0 2OH, 12:1 w8c, 13:1 w3c, 14:0 2OH, 14:1 w5c, 14:1 w8c, 14:1 w9c, 15:1 w5c, 15:1 w6c, 15:1 w7c, 16:0 2OH, 16:1 w6c, 16:1 w7c, 16:1 w9c, 17:0 cyclo w7c, 17:1 w8c, 18:1 w5c, 18:1 w7c, 19:0 cyclo w7c, 19:0 cyclo w9c, 19:1 w6c, 19:1 w8c, 20:1 w6c, 20:1 w8c, 20:1 w9c, 21:1 w4c, 21:1 w8c, 22:1 w3c, 22:1 w6c, 22:1 w9c (Liu *et al.*, 2019; Veum *et al.*, 2019; Yao *et al.*, 2018; Willers *et al.*, 2015); e as bactérias não específicas (BNE) foram identificadas pelos PLFAs saturados de cadeia linear: 14:0, 15:0, 16:0, 17:0, 18:0, 20:0, 21:0, 22:0, 23:0, 24:0 (Pasayat *et al.*, 2017; Willers *et al.*, 2015; Yao *et al.*, 2018), e pelos biomarcadores: 16:1 w9c aldehyde, 16:0 N alcohol (Lord *et al.*, 2023; Yao *et al.*, 2018). As actinobactérias (ACT) foram identificadas por: 16:0 10-methyl, 17:0 10-methyl, 17:1 w7c 10-methyl, 18:0 10-methyl, 18:1 w7c 10-methyl, 19:1 w7c 10-methyl (Liu *et al.*, 2019; Veum *et al.*, 2019; Willers *et al.*, 2015). A metanobactéria (MB) foi identificada pelo biomarcador 16:1 w8c (Willers *et al.*, 2015). Já os fungos (F) foram identificados pelos PLFAs 18:1 ω 9c, 18:2 ω 6c, 18:3 ω 6c (Cutler, 2016; Liu *et al.*, 2019; Yao *et al.*, 2018; Willers *et al.*, 2015), e o 16:1 ω 5c (Liu *et al.*, 2019; Yao *et al.*, 2018; Willers *et al.*, 2015) foi utilizado como marcador para fungos micorrízicos arbusculares (FMA).

Os microrganismos anaeróbios (A) foram identificados pelos biomarcadores: 12:0 DMA, 15:0 DMA, 16:1 w7c DMA, 18:0 DMA, 18:1 w7c DMA, 18:1 w9c DMA, 18:2 DMA, 19:0 cyclo 9,10 DMA (Cutler, 2016). Os microrganismos eucariotos (E) foram identificados pelos PLFAs: 15:4 w3c, 16:4 w3c, 19:3 w6c, 19:4 w6c, 20:5 w3c, 21:3 w3c, 22:2 w6c, 22:4 w6c, 22:5 w3c, 23:1 w4c, 23:3 w6c, 24:3 w3c (Chen *et al.*, 2022). Os protozoários (PT) foram identificados pelos PLFAs: 20:2 w6c, 20:3 w6c, 20:4 w6c (Cutler, 2016; Yao *et al.*, 2018).

A proporção de fungos para bactérias (F/B) foi determinada utilizando os dados de PLFA. Para a biomassa fúngica, foram considerados os biomarcadores 18:2 ω 6c e 18:1 ω 9c, enquanto para os biomarcadores bacterianos foram utilizados i14:0, i15:0, a15:0, i16:0, 16:1 ω 7c, 16:0, i17:0, 18:1 ω 7c e cy19:0. A conversão desses valores foi realizada utilizando um fator de conversão de 1,4 para bactérias e 0,05 para fungos, conforme descrito por Frostegård e Bååth (1996). A proporção de bactérias Gram-positivas para Gram-negativas (G + /G -) foi avaliada com base na biomassa de PLFAs de cada grupo. O índice de diversidade de Shannon (H) foi determinado pelo software Past 4.03, considerando a diversidade de biomarcadores por área.

9.3 Análise estatística

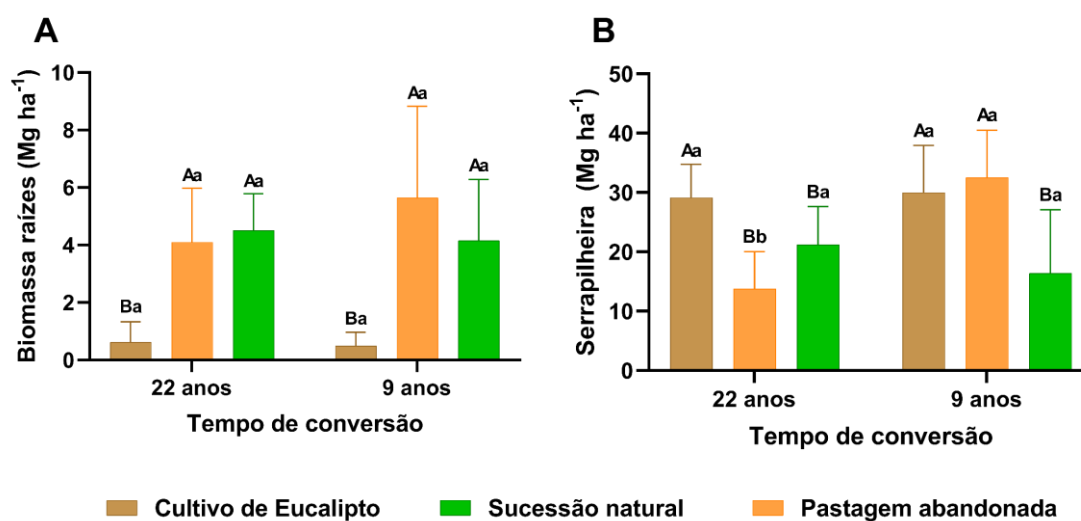
As formas de uso da terra (sucessão natural, cultivo de eucalipto e pastagem) foram distribuídas em um delineamento sistemático (Alvarez e Alvarez, 2013; Benza, 1970), considerando as cinco trincheiras como repetições. Para a análise das raízes e serrapilheira, foi adotado um delineamento sistemático em esquema fatorial 3 x 2, sendo três formas de uso do solo (sucessão natural, cultivo de eucalipto e pastagem) e dois tempos de conversão (22 anos e 9 anos). Para avaliar a respiração do solo, foi empregado um delineamento sistemático em esquema fatorial 3 x 2 x 4, considerando as três formas de uso do solo, os dois tempos de conversão e quatro profundidades (0,0-0,10 m, 0,10-0,30 m, 0,30-0,60 m e 0,60-1,0 m). Já para a análise da atividade enzimática, o delineamento sistemático foi conduzido em um fatorial 3 x 2 x 2, sendo as três formas de uso do solo e os dois tempos de conversão e duas profundidades (0,0-0,10 m, 0,10-0,30 m). Para a análise de PLFA, adotou-se um delineamento sistemático em esquema fatorial 3 x 2, contemplando três formas de uso do solo e duas profundidades (0,0-0,10 m, 0,10-0,30 m).

Os dados foram submetidos à análise de variância e as interações dos sistemas em cada profundidade foram desdobradas independentemente de significância pelo teste F, com um nível de significância de até 10%. As médias dos tratamentos em cada profundidade foram agrupadas pelo teste Scott-Knott, até 10% de probabilidade, utilizando o software R versão 4.1.2 com o pacote ExpDes.pt (Ferreira *et al.*, 2014). Os gráficos foram gerados utilizando o software Prisma versão 10.

10. RESULTADOS

A interação entre as formas de uso do solo (FUS) x tempo de conversão (TC), evidenciou diferenças significativas entre as quantidades de biomassa radicular e serrapilheira. As áreas de SN e PA destacaram-se por exibir os maiores valores de médias de biomassa radicular ($p < 0,1$) em relação ao EU, em ambos os tempos de conversão (Figura 4A). No que concerne à serrapilheira, observou-se que as maiores médias ($p < 0,1$) foram registradas para EU em ambos os tempos de conversão, exceto aos 9 anos, quando PA apresentou valores semelhantes aos de EU ($p > 0,1$; Figura 4B). Analisando os diferentes tempos de conversão, constatou-se que as médias da biomassa radicular e da serrapilheira foram similares entre os diferentes períodos de conversão ($p > 0,1$; Figura 4).

Figura 4. Biomassa de raízes e serrapilheira em Latossolo Vermelho-Amarelo sob três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA) na profundidade de 0-10 cm, nos municípios de Bugre-MG e Periquito-MG, Brasil

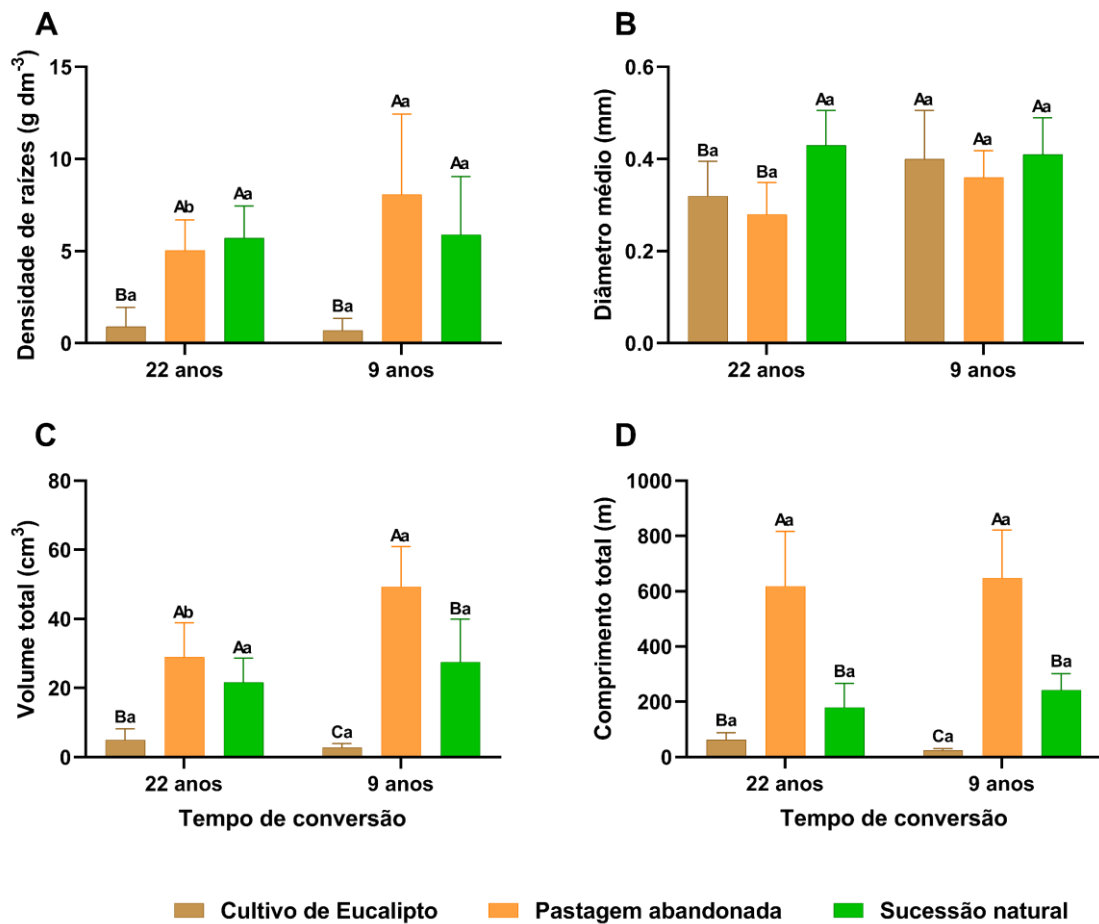


Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam sistemas de uso para um mesmo tempo de conversão, e minúsculas comparam os tempos de conversão para um mesmo sistema de uso.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Ao analisar a densidade das raízes, foi observado que as áreas com SN e PA apresentaram densidades significativamente maiores ($p < 0,1$) em comparação com EU, em ambos os tempos de conversão. Ao examinar os diferentes períodos, notou-se que a média da densidade radicular foi superior apenas em PA, com o tempo de 9 anos ($p < 0,1$) sendo superior a 22 anos, enquanto os demais sistemas não apresentaram diferenças significativas (Figura 5A).

Figura 5. Atributos morfológicos radiculares em Latossolo Vermelho-Amarelo sob três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA) na profundidade de 0-10 cm, nos municípios de Bugre-MG e Periquito-MG, Brasil



Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam sistemas de uso para um mesmo tempo de conversão, e minúsculas comparam os tempos de conversão para um mesmo sistema de uso.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Em relação ao diâmetro médio das raízes após 22 anos de conversão, observou-se que SN apresentou médias de diâmetro significativamente maiores ($p < 0,1$) em comparação com os demais usos (Figura 5B). No entanto, no período de 9 anos de conversão, não foram observadas diferenças significativas no diâmetro médio das raízes entre os diferentes sistemas de uso ($p > 0,1$). Da mesma forma, ao comparar os tempos de conversão, as médias de diâmetro permaneceram estatisticamente semelhantes ($p > 0,1$; Figura 5B).

Ao analisar o volume total de raízes e o comprimento total radicular, constatou-se que PA apresentou as maiores médias em ambos os tempos de conversão ($p < 0,1$) em comparação com os demais usos, com exceção do volume total após 22 anos, onde SN foi semelhante a PA

($p > 0,1$) (Figura 5C). Observou-se que EU apresentou as menores médias ($p < 0,1$), sendo similar à SN ($p > 0,1$) apenas no comprimento total no tempo de 22 anos (Figura 5D). Considerando os diferentes tempos de conversão, houve diferenças significativas apenas para PA no volume total de raízes, com o tempo de 9 anos ($p < 0,1$) sendo superiores a 22 anos de conversão de uso (Figura 5C).

Ao analisar os atributos morfológicos radiculares por classes de diâmetros, foi observado que, especificamente para o comprimento das raízes, apenas as muito finas apresentaram diferenças significativas entre os diferentes sistemas de uso da terra. Tanto no período de 22 quanto no de 9 anos de conversão do uso, constatou-se que PA registrou as maiores médias de comprimento, seguida pela SN, enquanto EU apresentou as menores médias de comprimento em ambos os tempos de conversão ($p < 0,1$; Tabela 2). Em relação às diferenças entre os períodos de conversão de uso, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre os tempos.

Tabela 2. Atributos morfológicos radiculares divididos em classes de diâmetros extraídos de três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA) na profundidade de 0-10 em Latossolo Vermelho-Amarelo, nos municípios de Bugre-MG e Periquito-MG, Brasil.

Áreas	Classes de diâmetro			
	Muito fina (0-0,05mm)	Fina (0,5-2,0 mm)	Média (2,0-4,0mm)	Grossa (> 4,0mm)
Comprimento de raízes (m)				
22 anos				
Sucessão natural	151,29 Ba α	26,44 Aa β	1,29 Aa β	0,29 Aa β
Pastagem abandonada	583,8 Aa α	33,63 Aa β	0,47 Aa β	0,14 Aa β
Cultivo de eucalipto	81,93 Ca α	7,56 Aa β	0,17 Aa β	0,01 Aa β
9 anos				
Sucessão natural	203,06 Ba α	37,45 Aa β	1,05 Aa β	0,32 Aa β
Pastagem abandonada	586,37 Aa α	60,24 Aa β	1,11 Aa γ	0,20 Aa γ
Cultivo de eucalipto	19,58 Ca α	3,7 Aa α	0,17 Aa α	0,10 Aa α
Volume de raízes (cm³)				
22 anos				
Sucessão natural	6,67 Ba β	13,57 Aa α	7,43 Aa β	6,90 Aa β
Pastagem abandonada	15,90 Aa α	13,70 Ab α	2,60 Ba β	3,73 Aa β
Cultivo de eucalipto	2,11 Ba α	3,98 Ba α	0,76 Ba α	0,06 Aa α
9 anos				
Sucessão natural	8,51 Ba γ	17,64 Ba α	6,53 Aa γ	11,77 Aa β
Pastagem abandonada	21,32 Aa β	30,10 Aa α	6,14 Aa γ	4,21 Ba γ
Cultivo de eucalipto	0,65 Ca α	2,40 Ca α	0,90 Aa α	2,16 Ba α

Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam sistemas de uso para um mesmo tempo de conversão, minúsculas comparam os tempos de conversão para um mesmo sistema de uso, e letras gregas comparam as classes de diâmetro em um mesmo sistema de uso.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Entre as classes de diâmetros, as raízes muito finas demonstraram ser superiores ($p < 0,1$) em relação às demais classes, sendo estas últimas semelhantes entre si ($p > 0,1$), o que sugere que predominaram raízes muito finas nos sistemas. Apenas para EU, no período de 9 anos, não foram identificadas diferenças significativas ($p > 0,1$) entre as classes de diâmetros. Para PA, no período de 9 anos, as raízes muito finas foram superiores ($p < 0,1$), seguidas pelas raízes finas, enquanto as raízes médias e grossas foram semelhantes entre si ($p > 0,1$; Tabela 2).

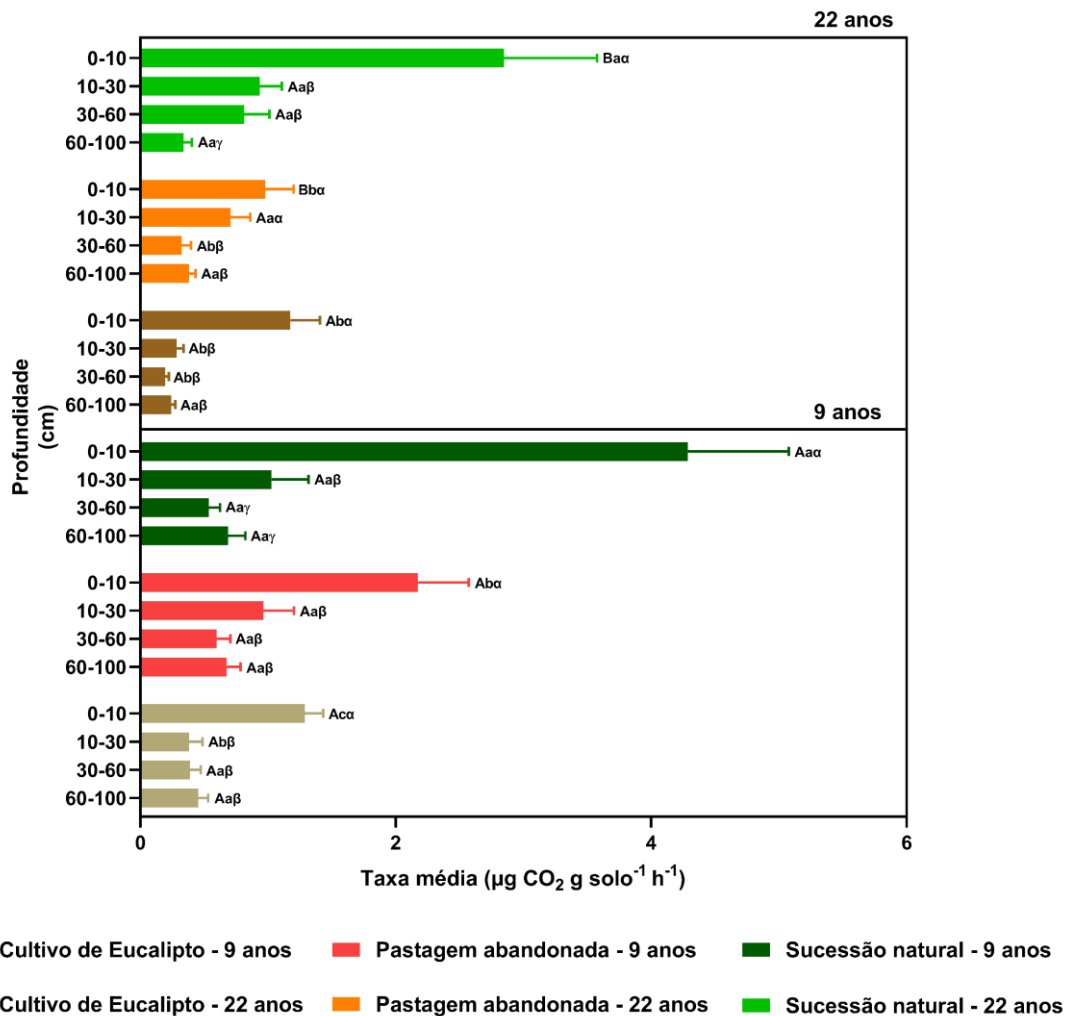
Em relação ao volume de raízes por classes de diâmetro, observou-se que PA e SN apresentaram os maiores ($p < 0,1$) volumes em grande parte das classes de diâmetro. A SN demonstrou superioridade ($p < 0,1$) em relação aos demais sistemas no tempo de 22 anos na classe média de diâmetro e no tempo de 9 anos na classe grossa de diâmetro. Por sua vez, PA mostrou-se superior ($p < 0,1$) no tempo de 22 anos na classe muito fina e no tempo de 9 anos nas classes fina e muito fina. Não foram observadas diferenças significativas no tempo de 22 anos na classe grossa e no tempo de 9 anos na classe média de diâmetro. No tempo de 22 anos, na classe fina, PA e SN registraram os maiores volumes e foram superiores ($p < 0,1$) ao EU. Em todos os períodos, EU apresentou os menores volumes de raízes (Tabela 2).

Considerando as diferenças entre os períodos de conversão, verificou-se diferenças significativas apenas para PA na classe de diâmetro de raízes finas, em que o tempo de 9 anos de conversão foi superior ao tempo de 22 anos de conversão de uso. Quanto às diferenças entre as classes de diâmetro das raízes, as raízes finas foram superiores ($p < 0,1$) às demais classes, com exceção do cultivo de eucalipto com 22 e 9 anos de tempo de conversão, nos quais não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,1$; Tabela 2).

A taxa média de respiração do solo foi analisada levando-se em consideração as variações entre os períodos de conversão (Figura 6). Notou-se que somente na profundidade de 0-10 cm, tanto em SN quanto em PA exibiram diferenças estatisticamente significativas. Em ambas as situações, o período de conversão de 9 anos demonstrou uma taxa de respiração superior ao período de 22 anos ($p < 0,1$). Ao examinar as diferenças entre os sistemas de uso da terra para um mesmo intervalo temporal, verificou-se que SN apresentou taxas médias de respiração mais elevadas, enquanto EU revelou as taxas mais baixas ($p < 0,1$). No que tange às

profundidades, constatou-se que a camada de 0-10 cm registrou as médias mais altas ($p < 0,1$) em comparação com as demais profundidades.

Figura 6. Taxa média respiratória do solo em Latossolo Vermelho-Amarelo sob três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA) nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm e 60-100 cm, nos municípios de Bugre-MG e Periquito-MG, Brasil



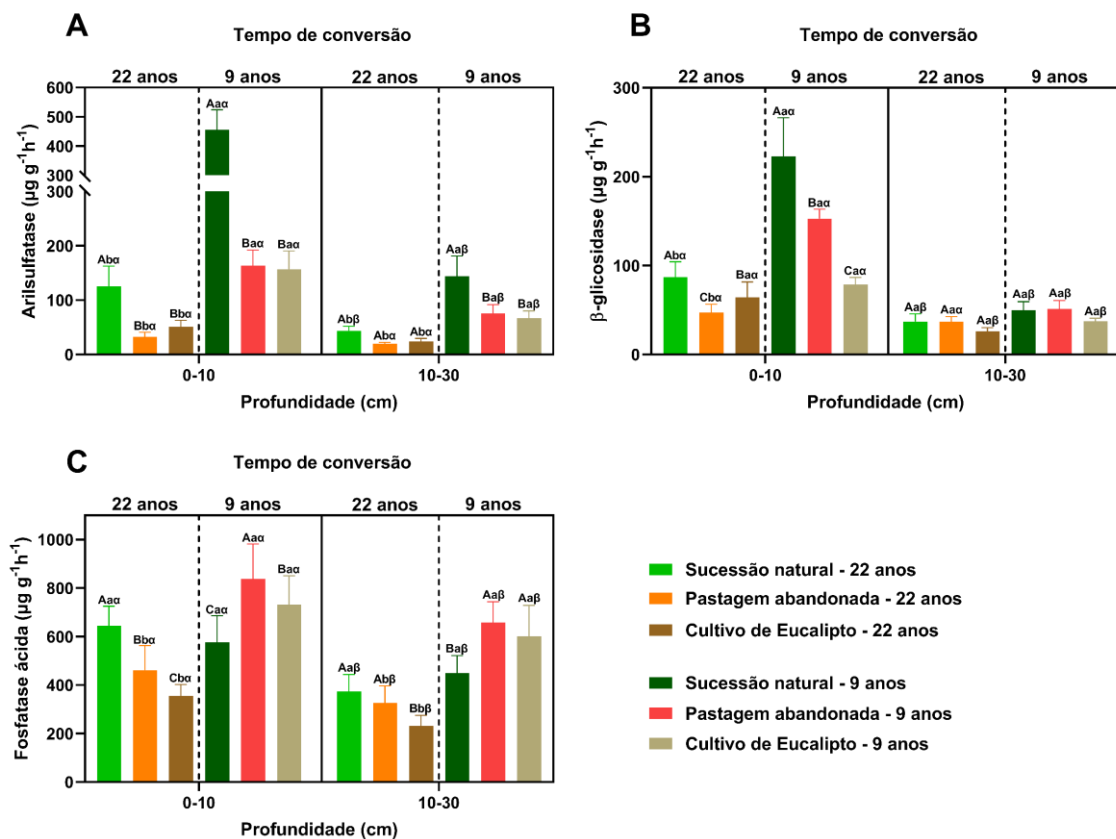
Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam os tempos de conversão para um mesmo sistema de uso, minúsculas comparam sistemas de uso para um mesmo tempo de conversão, e letras gregas comparam as profundidades em um mesmo sistema de uso.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

No que se refere à enzima arilsulfatase, relacionada ao ciclo do enxofre (S), ao comparar os diferentes tempos de conversão, foi constatado que as áreas com 9 anos apresentaram uma atividade enzimática superior ($p < 0,1$) às áreas com 22 anos de conversão. Entre as camadas

de solo analisadas, verificou-se que a de 0-10 cm exibiu uma atividade maior ($p < 0,1$) do que a de 10-30 cm, com exceção da PA e do EU no período de 22 anos de conversão, onde não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,1$) entre elas. Além do mais, notou-se que SN foi superior ($p < 0,1$) em todos os tempos em comparação com outras formas de uso da terra, exceto no período de 22 anos na profundidade de 10-30 cm, onde as áreas não apresentaram diferenças significativas entre si. As áreas de PA e EU foram estatisticamente semelhantes ($p > 0,1$) entre si (Figura 7A).

Figura 7. Atividade enzimática do solo em Latossolo Vermelho-Amarelo sob três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA) nas profundidades de 0-10 cm e 10-30 cm, nos municípios de Bugre-MG e Periquito-MG, Brasil



Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam sistemas de uso para um mesmo tempo de conversão, minúsculas comparam os tempos de conversão para um mesmo sistema de uso, e letras gregas comparam as profundidades em um mesmo sistema de uso.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

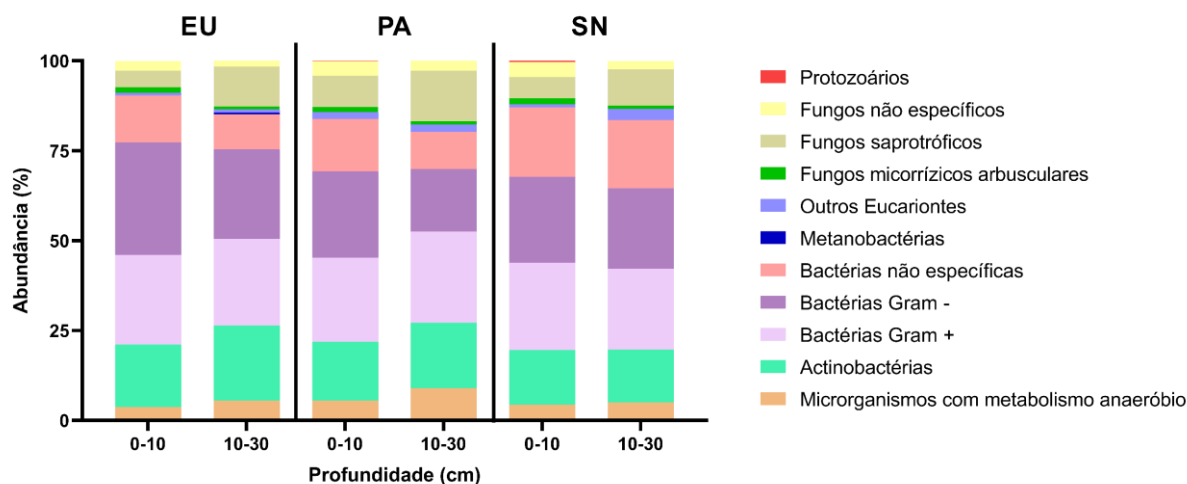
Quanto à enzima β -glicosidase, associada ao ciclo do carbono (C), observou-se que as áreas com menor tempo de conversão (9 anos) apresentaram maiores ($p < 0,1$) atividades enzimáticas do que as áreas com maior tempo de conversão para SN e PA na profundidade de

0-10 cm, enquanto as demais não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,1$) entre si. Em relação às profundidades, a atividade enzimática na profundidade de 0-10 cm foi maior ($p < 0,1$) do que na profundidade de 10-30 cm, com exceção da PA no período de 22 anos de conversão, onde não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,1$) entre elas. De forma adicional, constatou-se que SN foi superior ($p < 0,1$) nos dois tempos de conversão na profundidade de 0-10 cm, em comparação com outras formas de uso da terra. Nas áreas de 10-30 cm de profundidade, não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,1$) entre elas (Figura 7B).

No que concerne à atividade enzimática da fosfatase ácida, relacionada ao fósforo (P), observou-se que as áreas com menor tempo de conversão (9 anos) apresentaram maiores ($p < 0,1$) atividades do que as áreas com maior tempo de conversão, exceto para SN em ambas as profundidades, onde não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,1$) entre elas. Analisando as profundidades, verificou-se que a profundidade de 0-10 cm exibiu uma atividade enzimática maior ($p < 0,1$) do que a profundidade de 10-30 cm. Em relação aos sistemas, no período de 9 anos de conversão, PA demonstrou uma atividade superior ($p < 0,1$) aos demais usos da terra, enquanto na profundidade de 10-30 cm foi similar ao EU ($p > 0,1$), e SN apresentou os menores valores ($p < 0,1$). Já no período de 22 anos de conversão, SN apresentou as maiores médias ($p < 0,1$) em relação aos demais, sendo similar à PA na profundidade de 10-30 cm ($p > 0,1$), enquanto EU exibiu as menores atividades ($p < 0,1$, Figura 7C).

Na análise das comunidades microbianas, observou-se uma predominância de bactérias. Esses grupos representaram 82,56% e 76,61% do total médio de PLFAs nas profundidades de 0-10 cm e 10-30 cm, respectivamente, em cada área investigada. Dentre as bactérias identificadas, 26,41% e 21,55% foram gram-negativas (G-), enquanto 24,23% e 23,99% foram gram-positivas (G+). As actinobactérias (ACT) representaram 16,30% e 17,92%, e as bactérias não específicas (BNE) corresponderam a 15,61% e 13,01%, nas profundidades de 0-10 cm e 10-30 cm, respectivamente. As metanobactérias foram encontradas apenas na profundidade de 10-30 cm, com uma média de 0,15% (Figura 8).

Figura 8. Abundância relativa (%) das comunidades microbianas em Latossolo Vermelho-Amarelo sob três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA) nas profundidades de 0-10 cm e 10-30 cm, no município de Bugre MG, Brasil



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

O grupo microbiano de fungos (F) emergiu como o segundo mais abundante, com 11,62% (0-10 cm) e 14,88% (10-30 cm) do total médio de PLFAs de cada área por profundidade. Dentro desse grupo, 6,43% (0-10 cm) e 11,71% (10-30 cm) corresponderam aos fungos saprotroficos (FS), 1,55% (0-10 cm) e 0,91% (10-30 cm) foram atribuídos aos fungos micorrizicos arbusculares (FMA), enquanto 3,64% (0-10 cm) e 2,27% (10-30 cm) envolveram os fungos não específicos (Figura 8).

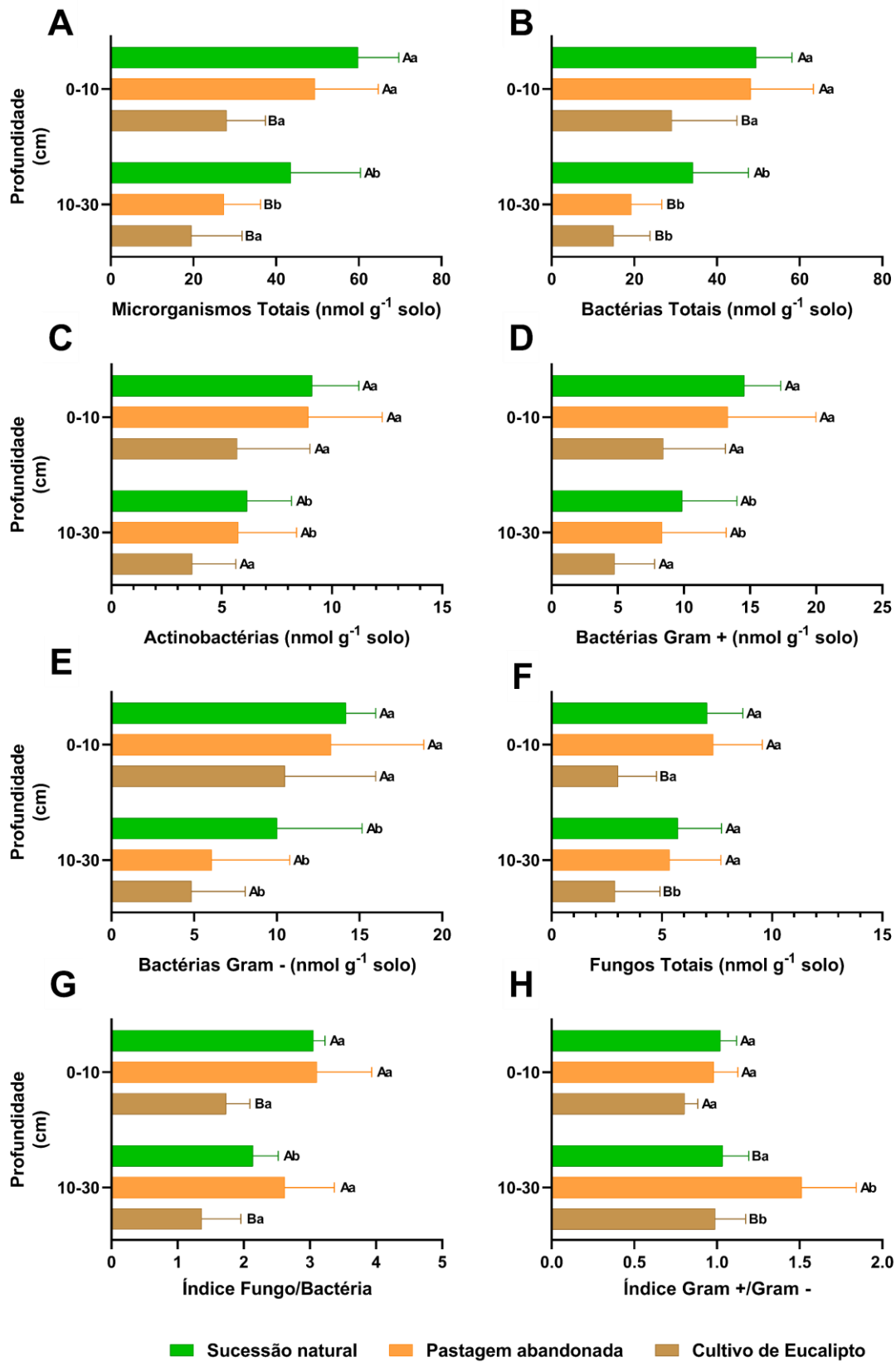
As quantidades de microrganismos totais diferiram significativamente entre as formas de uso do solo (FUS) e profundidades (P). As áreas de SN e PA apresentaram os maiores valores médios ($p < 0,1$) em comparação ao EU, exceto na profundidade de 10-30 cm, em que PA e EU foram semelhantes ($p > 0,1$; Figura 9A). Analisando as diferentes profundidades, constatou-se que as médias das quantidades de microrganismos totais foram superiores na camada de 0-10 cm para SN e PA ($p < 0,1$), enquanto para EU, essas foram comparáveis ($p > 0,1$; Figura 9A).

Os resultados mostraram que não houve diferenças estatísticas significativas entre os sistemas de uso da terra para os grupos de ACT, G+ e G-, independentemente da profundidade considerada. Entretanto, ao comparar as profundidades, observou-se que, em geral, os valores foram mais elevados ($p < 0,1$) na camada de 0-10 cm, com exceção das ACT e bactérias G+ nos EU, quando essas profundidades foram semelhantes entre si ($p > 0,1$; Figuras 9C a 9E).

Já ao analisar as bactérias totais (G+, G-, ACT e BNE), os maiores valores foram observados em SN ($p < 0,1$), comparativamente às demais formas de uso do solo, exceto na profundidade de 0-10 cm onde esta foi similar ($p > 0,1$) a PA. Adicionalmente, constatou-se valores mais elevados ($p < 0,1$) na profundidade de 0-10 cm em comparação com a profundidade de 10-30 cm (Figura 9B). Os fungos totais (F) e o índice F/B apresentaram os menores valores em EU ($p < 0,1$), comparativamente às demais formas de uso do solo que foram semelhantes entre si ($p > 0,1$). Quanto as profundidades, observou-se que os maiores valores foram encontrados na profundidade de 0-10 cm ($p < 0,1$), no EU para os fungos totais e na SN para o índice F/B (Figura 9F e 9G).

O índice G+/G-, revelou semelhanças entre as formas de uso do solo na profundidade de 0-10cm, já para a profundidade de 10-30 cm observou-se que PA apresentou o maior índice ($p < 0,1$) em relação a SN e EU, semelhantes entre si ($p > 0,1$). Entre as profundidades, observou-se que os maiores valores foram encontrados em PA e EU na profundidade de 0-10 cm ($p < 0,1$; Figura 9H).

Figura 9. Concentrações e índices de perfis de ácidos graxos de fosfolipídios (PLFA) em Latossolo Vermelho-Amarelo sob três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA) nas profundidades de 0-10 cm e 10-30 cm, no município de Bugre MG, Brasil

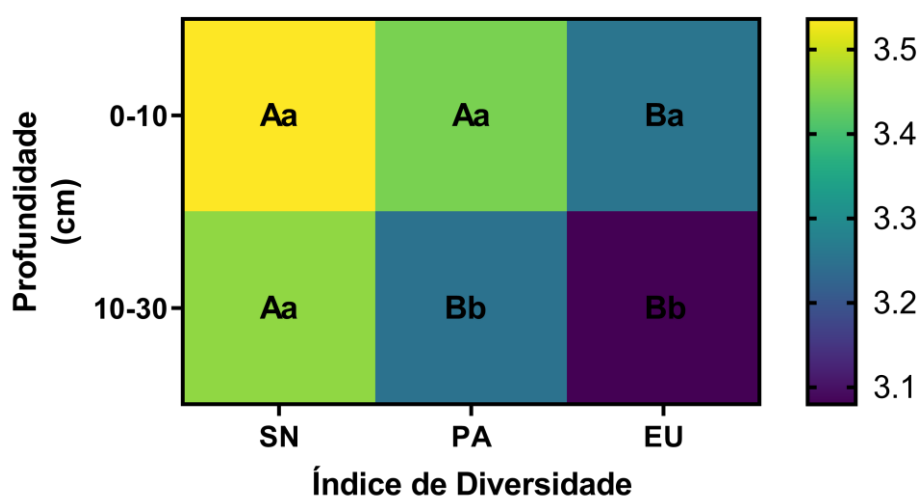


Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam sistemas de uso para uma mesma profundidade e minúsculas comparam profundidades em um mesmo sistema de uso.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A análise do índice de diversidade de Shannon (H) revelou variações significativas nos biomarcadores microbianos dos diferentes sistemas de uso da terra, em relação à profundidade e à cobertura vegetal (Figura 10). Notavelmente, o solo sob sucessão natural apresentou a maior diversidade de biomarcadores, com índices H em torno de 3,5 em ambas as profundidades avaliadas ($p < 0,1$). Por outro lado, EU exibiu os menores índices de diversidade em ambas as profundidades, sendo semelhantes à pastagem abandonada apenas na profundidade de 10-30 cm ($p > 0,1$; Figura 10). Ao comparar as profundidades, observou-se que o índice H foi significativamente superior na camada superficial do solo (0-10 cm) para as áreas com EU e PA, enquanto SN não apresentou diferenças significativas entre as profundidades ($p > 0,1$; Figura 10).

Figura 10. Índice de diversidade de Shannon baseado na proporção de ácidos graxos fosfolipídios (PLFA) de origem microbiana extraídos de um Latossolo Vermelho-Amarelo sob três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA) nas profundidades de 0-10 cm e 10-30 cm, no município de Bugre MG, Brasil



Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam sistemas de uso para uma mesma profundidade e minúsculas comparam profundidades em um mesmo sistema de uso.

11. DISCUSSÃO

As áreas de SN e PA apresentaram maiores quantidades de biomassa radicular e densidade de raízes em comparação com EU, independentemente do tempo decorrido desde a conversão. Esses resultados sugerem que a sucessão natural e a pastagem oferecem um ambiente mais favorável ao desenvolvimento radicular, estabelecendo sistemas radiculares mais robustos. Essa propensão pode ser atribuída, em parte, à interrupção das perturbações antrópicas no uso da terra (Leuschner *et al.*, 2009), à maior diversidade e densidade de espécies (Mommer *et al.*, 2010; Tasser *et al.*, 2021), e à melhor estruturação do solo (Suzuki *et al.*, 2022). No entanto, a análise deste estudo foi limitada à camada superficial de 0-10 cm, o que pode explicar a menor quantidade de raízes observada nas áreas de cultivo de eucalipto, já que essa espécie frequentemente desenvolve sistemas radiculares mais profundos (Germon *et al.*, 2020). Ademais, a predominância de raízes mais finas nas áreas de eucalipto, que tendem a se deteriorar rapidamente (Bieluczyk *et al.*, 2023), também pode ter influenciado os resultados.

Por outro lado, em relação à serrapilheira, observou-se uma dinâmica distinta. O cultivo de eucalipto (EU) apresenta as maiores médias de serrapilheira em ambos os períodos de conversão. Esta predominância pode ser atribuída às taxas de decomposição mais lentas (Inkotte *et al.*, 2023), influenciadas pelo pH ácido e pela elevada concentração de Al trocável no solo (De Souza *et al.*, 2016), bem como pela composição do resíduo, caracterizado por altas concentrações de lignina e fenóis (Corbeels *et al.*, 2003). Por outro lado, PA exhibe valores comparáveis aos do eucalipto após 9 anos de conversão. Este fenômeno sugere uma rápida restauração da cobertura vegetal e da produção de serrapilheira após a cessação do pastoreio (Zhao *et al.*, 2016a), implicando numa possível mudança na composição da serrapilheira associada à alteração do uso da terra, que por sua vez pode influenciar a composição e a atividade da comunidade microbiana, desempenhando um papel relevante nos ciclos de C e N (Cornejo *et al.*, 2023). No que diz respeito ao diâmetro médio das raízes, os resultados revelam que SN resultou em médias de diâmetro radicular significativamente maiores em comparação com outros usos do solo. Esses achados sugerem que a sucessão natural, devido à sua maior diversidade de espécies, tende a apresentar uma maior variabilidade nos diâmetros radiculares, podendo resultar em diâmetros maiores. A importância do diâmetro da raiz reside no seu impacto significativo na sobrevivência e longevidade das raízes (Baddeley & Watson, 2004), uma vez que raízes com diâmetros maiores tendem a ter uma vida útil mais longa (Wang *et al.*, 2005; Ma *et al.*, 2018). Ademais, raízes com diâmetros maiores geralmente têm uma capacidade maior de abrigar e sustentar uma maior quantidade de micorrizas (McCormack *et al.*, 2012).

Durante o processo de sucessão natural, o solo tem a oportunidade de se regenerar, acumulando nutrientes e possibilitando o desenvolvimento de uma rede radicular mais robusta, uma vez que raízes com diâmetros maiores investem mais carbono do que raízes mais finas (McCormack *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2005). Essa rede radicular mais extensa e densa pode contribuir para a absorção eficiente de nutrientes e água (Wang *et al.*, 2005), além de promover a biodiversidade no subsolo. É importante destacar que, de acordo com Bieluczyk *et al.* (2023), o diâmetro da raiz foi a característica radicular mais significativa que influenciou a taxa de decomposição, com raízes mais espessas durando no solo de 243 a 261 dias a mais do que raízes mais finas. Arbustos de crescimento mais lento tendem a apresentar raízes mais espessas, alto conteúdo de massa seca radicular (RDMC) e alta relação lignina:N, fatores que provavelmente contribuem para uma maior longevidade, maior tolerância ao estresse e herbívoros e menor taxa de decomposição (Roumet *et al.*, 2016). Foi descoberto também que a colonização micorrízica diminui à medida que as raízes se tornam mais finas (Ma *et al.*, 2018).

A constatação de que PA apresentou maiores volumes e comprimentos totais de raízes, bem como maior comprimento de raízes na categoria de raízes muito finas, sugere que solos em áreas de pastagem abandonada podem se beneficiar de um aumento na matéria orgânica e de uma redução na compactação, o que proporciona um ambiente mais propício para o desenvolvimento radicular. Estimar a produtividade e a renovação das raízes é crucial para compreender a alocação de carbono em toda a planta, a biogeoquímica terrestre, além de permitir a parametrização de modelos da biosfera terrestre (McCormack *et al.*, 2015), especialmente considerando que raízes de gramíneas com diâmetros mais finos tendem a ter uma maior longevidade do que as raízes de eucalipto (Bieluczyk *et al.*, 2023). De forma similar, a vegetação que se estabelece ao longo do tempo nessas áreas pode apresentar sistemas radiculares mais extensos e diversificados, contribuindo para o aumento do volume e comprimento das raízes. Essas raízes finas desempenham um papel crucial na absorção de água e nutrientes do solo, além de estabilizar o solo contra a erosão (Cornejo *et al.*, 2023; McCormack *et al.*, 2015). Ademais, as raízes finas das gramíneas podem desempenhar um papel importante no armazenamento de carbono no solo (Rendin *et al.*, 2014). O aumento do comprimento das raízes finas nessas áreas pode ser atribuído a fatores como a presença de vegetação diversificada, maior teor de matéria orgânica no solo e menor compactação do solo.

Em contrapartida, EU demonstrou as menores médias de volume e comprimento de raízes, sugerindo uma redução na densidade e extensão radicular, especialmente na classe de raízes mais finas. Estes resultados podem ser atribuídos às mudanças ou perturbações antrópicas

no uso da terra, que podem causar uma diminuição na biomassa, produção e renovação de raízes finas (Cornejo *et al.*, 2023), tais como a remoção de vegetação e a compactação do solo devido ao tráfego de maquinário. Tais fatores tendem a limitar o desenvolvimento das raízes, resultando em sistemas radiculares menos diversificados e adaptáveis às condições do solo. Sob um sistema manejo florestal, as árvores podem ter substituído raízes superficiais, desenvolvendo raízes verticais profundas (Bieluczyk *et al.*, 2023).

Houve predominância de maiores volumes de raízes em classes de diâmetro específicas em PA e SN. Esses resultados sugerem que a interrupção do uso agrícola pode promover um aumento inicial no volume de raízes, à medida que o solo se recupera e a vegetação se restabelece. Por outro lado, EU consistentemente apresentou os menores volumes de raízes em todas as classes de diâmetro, refletindo os efeitos negativos das práticas de manejo associadas a essa cultura, como as perturbações antrópicas no uso da terra, tais como a remoção da vegetação e a compactação do solo (Cornejo *et al.*, 2023). É importante ressaltar que as raízes dos eucaliptos tendem a se decompor mais rapidamente em distâncias maiores dos troncos, onde suas raízes laterais são mais distais (Bieluczyk *et al.*, 2023), o que pode explicar os menores volumes encontrados, considerando que os locais de coleta foram nas linhas e entrelinhas do eucalipto, e não junto aos troncos e considerando a camada analisada no estudo.

As diferenças na densidade radicular, quantidade de serrapilheira, volume total e volume na classe de diâmetro com raízes finas, entre os diferentes tempos de conversão dentro do sistema de pastagem abandonada é um achado de interesse. Foi observado que o período de 9 anos apresentou resultados superiores em comparação com o período de 22 anos nessas variáveis. Essa observação sugere que após um período inicial de abandono da pastagem, pode ocorrer um aumento inicial no desenvolvimento radicular e na acumulação de serrapilheira, possivelmente devido à recuperação natural do solo e à colonização por uma variedade de plantas. No entanto, à medida que o tempo de abandono aumenta, é possível que ocorram mudanças na composição da vegetação, variações na disponibilidade de nutrientes ou outros processos ambientais que ocorrem ao longo de um período mais longo. Essa variação pode ser explicada pela degradação mais rápida de raízes finas em espécies de gramíneas ao longo do tempo (Bieluczyk *et al.*, 2023). É relevante observar que, apesar dessas diferenças, não foram identificadas variações significativas nos diferentes tempos de conversão para os demais usos em relação às demais variáveis radiculares. Sugere-se que os efeitos do manejo do solo sobre esses aspectos específicos da ecologia do solo podem persistir ao longo do tempo, mesmo após a interrupção da prática original de manejo.

Observou-se uma tendência geral para a predominância de raízes mais finas nos sistemas estudados. Em ambientes como PA e SN, onde as condições do solo são menos perturbadas, as plantas tendem a investir em raízes finas e ramificadas para explorar eficientemente os recursos disponíveis no solo, como água e nutrientes. As raízes finas desempenham um papel crucial nos ciclos de C e N (Cornejo *et al.*, 2023) e recebem uma porção substancial de carbono fixo, portanto, são um componente importante para a produtividade primária líquida (NPP) em ecossistemas florestais (McCormack *et al.*, 2015). Elas também desempenham um papel importante na ciclagem de água, nutrientes e C nos ecossistemas terrestres, contribuindo para a fertilidade do solo e a saúde do ecossistema (McCormack *et al.*, 2015). Além disso, as raízes finas, absorventes da maioria das plantas perenes, formam associações simbióticas com fungos micorrízicos. Essas associações aumentam a área total de absorção das raízes e melhoram a disponibilidade e absorção de nutrientes pela planta (McCormack *et al.*, 2015). Essas raízes finas também demonstram uma elevada plasticidade em resposta às mudanças nas condições do solo (Germon *et al.*, 2020), adaptando-se para facilitar o desenvolvimento da planta. À medida que as raízes ficam mais finas, as plantas podem explorar volumes significativamente maiores de solo por unidade de C investido (Ma *et al.*, 2018).

Por outro lado, no EU, a predominância de raízes muito finas pode ter sido influenciada pela profundidade escolhida para o estudo, que foi de 0 a 10 cm. O eucalipto é uma árvore conhecida por seu rápido crescimento, o que exige uma aquisição rápida e eficiente de recursos, tanto na parte aérea quanto nas raízes. Esse crescimento acelerado frequentemente leva ao desenvolvimento de sistemas radiculares que se estendem mais profundamente no solo (Germon *et al.*, 2020). Portanto, ao analisar apenas a camada superficial do solo, é possível que a amostragem tenha capturado principalmente raízes mais finas, e esta predominância é uma resposta interessante, uma vez que são as principais impulsionadoras no acúmulo de C no solo em sistemas agrícolas (Bieluczyk *et al.*, 2023). A distribuição vertical das raízes finas do eucalipto é crucial para evitar a competição entre espécies, pois a co-ocorrência de raízes de diferentes espécies nas camadas superiores indica estratégias semelhantes de exploração do solo (Sarto *et al.*, 2020). Ademais, as raízes finas desempenham um papel importante na ciclagem do carbono nos ecossistemas florestais (Germon *et al.*, 2020). No entanto, observou-se uma prevalência de raízes mais finas em grupos de eucaliptos que se deterioraram rapidamente. Assim, além da influência do diâmetro da raiz, parece que as árvores de eucalipto adaptam sua

estratégia de crescimento radicular com o tempo, possivelmente para evitar a competição (Bieluczyk *et al.*, 2023).

Os resultados apresentados sugerem que a respiração do solo é influenciada por uma série de fatores, incluindo o tipo de uso da terra, o período de conversão e a profundidade do solo. Observou-se que as taxas de respiração do solo foram significativamente mais altas no período de conversão mais curto, especialmente na camada superficial. Esse resultado pode ser atribuído à maior atividade do sistema radicular nos estágios iniciais de conversão (Saiz *et al.*, 2006), já que as taxas de respiração do solo estão estreitamente relacionadas à biomassa radicular, com 30-90% dessas taxas atribuídas à respiração das raízes (Raich *et al.*, 2000; Wu *et al.*, 2020). Ademais, o aumento da taxa de respiração do solo após um período de nove anos pode estar relacionado à recuperação dos processos biológicos no solo após a interrupção do pastoreio (Zhao *et al.*, 2016a). Isso significa que, após a interrupção do pastoreio, a atividade microbiana e a decomposição da matéria orgânica no solo aumentam, elevando a respiração do solo. No entanto, com o passar do tempo, essa taxa de respiração tende a diminuir. Esse padrão de aumento inicial, seguido por uma redução subsequente, também foi observado por Wu *et al.* (2020) em plantações agrícolas e por Saiz *et al.* (2006) em florestas plantadas. A perturbação do solo é um fator importante a ser considerado ao se explicar a diminuição na respiração do solo à medida que as plantações envelhecem (Zhao *et al.*, 2016b). Em plantações mais antigas, a maior densidade de copa reduz a quantidade de radiação solar que atinge a superfície do solo. Essa menor exposição ao sol causa uma diminuição na temperatura do solo e um aumento nos teores de água, levando a taxas mais baixas de respiração do solo (Wu *et al.*, 2020). Portanto, a respiração do solo tende a diminuir com a idade da plantação devido a mudanças na densidade da copa, na quantidade de biomassa das raízes finas e nas características dos substratos do solo (Zhao *et al.*, 2016b).

Quanto às diferenças entre os sistemas de uso da terra, foi observado que SN exiba taxas mais altas de respiração do solo em comparação com EU. Esse efeito pode ser atribuído à influência da vegetação na respiração do solo, afetando o microclima e a estrutura do solo (Raich *et al.*, 2000). Além disso, na SN, a diversidade de resíduos orgânicos que compõem a serrapilheira contribui significativamente para o aumento da respiração do solo (Zhao *et al.*, 2016b). Outra possível explicação é a relação entre as taxas de respiração do solo e a biomassa radicular, sendo que quanto maior a biomassa, maior a taxa (Wu *et al.*, 2020), o que é consistente com os resultados dos atributos radiculares mencionados anteriormente, que mostram que SN apresenta, em sua maioria, elevados valores de biomassa, densidade e volume de raízes do solo.

Embora o EU apresente as menores taxas de respiração do solo, ele exibe a maior quantidade de serrapilheira, que pode estar relacionada ao acúmulo de carbono recalcitrante no solo, que é influenciado pela qualidade do material que compõe a serrapilheira (Zhao *et al.*, 2016b). O C recalcitrante é uma forma de carbono que se decompõe mais lentamente, contribuindo para a maior estabilidade das partículas minerais do solo. Essa maior estabilidade das partículas minerais reduz a atividade microbiana e, conseqüentemente, diminui a respiração do solo (Belay-Tedla *et al.*, 2009).

A influência da profundidade do solo nas taxas de respiração mostrou ser significativa, destacando-se a camada superficial (0-10 cm) por apresentar as taxas mais elevadas em comparação com as camadas mais profundas. Este fenômeno pode ser atribuído, em grande medida, à produção de serrapilheira pela vegetação, que serve como fonte de alimento para os organismos do solo (Raich *et al.*, 2000), um processo intimamente ligado à camada superior do solo. De forma complementar, a respiração do solo em um determinado povoamento é influenciada pela presença tanto de raízes finas quanto pela qualidade dos estoques de C do solo (Saiz *et al.*, 2006), explicando, assim, a observação de maiores taxas na camada de 0-10 cm. Adicionalmente, fatores como a matéria orgânica, a biomassa microbiana e a diversidade microbiana são diretamente afetadas pela profundidade do solo, contribuindo para a complexidade da comunidade microbiana do solo (Zhao *et al.*, 2022) e, conseqüentemente, para a respiração do solo.

Os resultados indicam que as áreas com menor tempo de conversão (9 anos) apresentaram atividades enzimáticas significativamente maiores em comparação com aquelas com maior tempo de conversão, com algumas exceções. Isso sugere que a atividade dessas enzimas pode ser mais elevada em estágios mais iniciais, corroborando com os dados obtidos em estudo sobre respiração do solo e atributos radiculares.

No que concerne à profundidade do solo, observou-se que a atividade enzimática na camada superficial (0-10 cm) foi consistentemente superior àquela na camada mais profunda (10-30 cm), com exceção de algumas condições específicas. Esta tendência decrescente ao longo da profundidade do solo, com os menores valores nas profundidades inferiores, está alinhada com as descobertas de Mir *et al.* (2023) e Ansari *et al.* (2022). Esse padrão reflete a distribuição diferencial de matéria orgânica ao longo do perfil do solo, com uma concentração maior de substratos disponíveis para as atividades enzimáticas na camada superficial (Mir *et al.*, 2023).

Quanto aos diferentes sistemas de uso da terra, observa-se que a sucessão natural demonstrou uma atividade enzimática superior em relação a outras formas de uso da terra na maioria das situações estudadas. Os solos em sucessão natural apresentaram maior atividade enzimática, biomassa radicular e taxa de respiração do solo devido à menor perturbação antrópica e maior diversidade de resíduos orgânicos, o que corrobora com os dados encontrados por Sofi et al. (2016). Este aspecto enfatiza o papel crucial da sucessão natural na promoção da atividade enzimática e, por extensão, na ciclagem de nutrientes e na saúde do solo. Destaca-se que a presença de vegetação nativa pode contribuir significativamente para a maior atividade radicular, promovendo assim a atividade enzimática (Meena & Rao, 2021). No entanto, é importante notar que, em alguns casos, na profundidade de 10-30 cm, as diferenças entre os usos da terra não foram significantes, sugerindo que outros fatores além do tempo e do tipo de uso da terra podem influenciar a atividade enzimática nessa profundidade específica.

A análise revelou que, após 9 anos de conversão, PA apresentou uma atividade superior de fosfatase ácida em relação aos outros usos da terra. Este resultado sugere que diferentes práticas de manejo da terra podem influenciar de maneira diferente a atividade da fosfatase ácida ao longo do tempo, devido à variabilidade do substrato, à matéria orgânica do solo (MOS), ao pH do solo e à diversidade microbiana (Mir *et al.*, 2023).

A análise das comunidades microbianas por meio da técnica PLFA evidenciou a predominância de bactérias, as quais compõem mais de 75% da abundância relativa referente à biomassa microbiana total do solo. As bactérias são frequentemente os primeiros colonizadores, desempenhando um papel crucial no início de processos-chave que possibilitam o estabelecimento de ecossistemas, além de fornecerem recursos essenciais para o subsequente estabelecimento de fungos, plantas e animais (Ni *et al.*, 2023). Em áreas onde houve conversão de uso da terra e que estão em sucessão natural, essas bactérias podem ser especialmente importantes para facilitar o estabelecimento de outros microrganismos, ajudando a restaurar a saúde e a funcionalidade do solo após a mudança de uso.

Os fungos em conjunto com as bactérias, compreendem cerca de 90% da abundância relativa em relação à biomassa microbiana total do solo. Estes microrganismos desempenham papéis fundamentais na decomposição e na regulação da dinâmica da matéria orgânica do solo, bem como na disponibilidade de nutrientes (Sarto *et al.*, 2020; Osburn *et al.*, 2023). Igualmente, são essenciais na ciclagem e no armazenamento de C, sendo que mudanças em sua abundância e atividade podem ter um impacto significativo nessas funções, devido às suas fisiologias distintas e às interações com as propriedades físicas do solo (Six *et al.*, 2006).

Os microrganismos do solo apresentam variações e respostas distintas às práticas de manejo das plantações (Pereira *et al.*, 2019). A influência das comunidades vegetais na composição da comunidade microbiana do solo é uma questão central na ecologia do solo. Neste estudo, observou-se que área em sucessão natural exibiu maiores quantidades médias de PLFAs e de bactérias totais em comparação com as áreas cultivadas com eucalipto e pastagem abandonada. Essas diferenças são atribuídas a variações na estrutura da comunidade microbiana decorrentes de diferenças nas propriedades do solo entre os diferentes sistemas de uso da terra (Cuer *et al.*, 2018).

As mudanças no uso da terra podem ter um impacto significativo na estrutura e na diversidade da comunidade microbiana do solo. A redução observada na quantidade de microrganismos totais, bactérias totais e fungos totais em áreas cultivadas com eucalipto pode ser resultado desse impacto, indicando um ambiente menos propício para o desenvolvimento microbiano (Chen *et al.*, 2013). Essa redução pode ser causada pela liberação de compostos específicos pelas raízes das árvores, que podem ter um efeito inibitório sobre as comunidades microbianas do solo (Bertin *et al.*, 2003; Cao *et al.*, 2010; Zhang & FU, 2009; Fang *et al.*, 2009), ou pelas práticas de manejo associadas a essa cultura (Six *et al.*, 2006).

A análise do índice Gram-positivas/Gram-negativas (G+/G-) proporcionou percepções significativas sobre as diferenças na composição e proporção dos grupos microbianos em diferentes formas de uso do solo e profundidades. Inicialmente, os resultados evidenciaram semelhanças entre as formas de uso do solo em relação ao índice na primeira profundidade. Por outro lado, o índice G+/G- revelou que PA e EU apresentaram os maiores valores na profundidade de 0-10 cm, indicando uma proporção maior de bactérias G+ em comparação com as G-, nessas condições específicas. Essa disparidade pode estar relacionada a diversos fatores, como o tipo de vegetação predominante, as práticas de manejo do solo e a disponibilidade de nutrientes, os quais têm potencial para influenciar a proporção relativa desses grupos microbianos (Pereira *et al.*, 2019; Cuer *et al.*, 2018).

Os resultados da presente pesquisa revelaram diferenças significativas na composição dos PLFAs entre as profundidades do solo investigadas. Observou-se uma clara tendência, em todos os grupos microbianos e na contagem total de microrganismos, assim como no índice utilizado, de uma diminuição significativa à medida que se aumenta a profundidade do solo. Esses achados corroboram descobertas anteriores sobre a distribuição vertical da biomassa microbiana no solo (Fierer *et al.*, 2003; Li *et al.*, 2017; Zhao *et al.*, 2022). A variação na composição dos PLFAs ao longo das diferentes profundidades do solo sugere que fatores como

matéria orgânica, biomassa microbiana e diversidade microbiana são influenciados diretamente pela profundidade do solo, contribuindo para a complexidade da comunidade microbiana do solo (Zhao *et al.*, 2022).

A análise do índice de diversidade de Shannon proporcionou informações valiosas sobre as variações na composição microbiana em diferentes sistemas de uso da terra, levando em consideração tanto a profundidade quanto a cobertura vegetal. Os resultados revelaram que os solos sob sucessão natural apresentaram a maior diversidade de biomarcadores, em ambas as profundidades avaliadas. Essa descoberta sugere que a sucessão natural está associada a uma maior heterogeneidade microbiana, possivelmente devido à diversidade, quantidade e composição da serrapilheira, a qual desempenha um papel determinante na formação da matéria orgânica do solo, o que por sua vez afeta diretamente a diversidade e a atividade microbiana no solo (Cao *et al.*, 2010; Myers *et al.*, 2001; Rajaniemi *et al.*, 2009). A maior diversidade na composição da serrapilheira proporciona ainda uma maior variedade de habitats e nichos ecológicos. Assim, em locais onde o solo não tem sido explorado, como nas áreas em sucessão natural ou sob pastagem abandonada, a ausência de intervenção direta e, conseqüentemente, o menor distúrbio no solo, podem explicar os maiores índices de diversidade nessas áreas em comparação com os solos sob eucalipto.

Por outro lado, EU exibiu os menores índices de diversidade em ambas as profundidades, sendo semelhantes à PA apenas na profundidade de 10-30 cm. Possivelmente devido à homogeneização do ambiente e à simplificação da comunidade microbiana em resposta às práticas de manejo intensivo associadas a esse tipo de cultura (Six *et al.*, 2006).

12. CONCLUSÃO

A investigação sobre os diferentes sistemas de uso da terra e os tempos de conversão revelou como esses fatores influenciam os atributos biológicos do solo, oferecendo uma compreensão abrangente dos impactos no funcionamento do ecossistema. Os resultados destacaram o desempenho superior das áreas em sucessão natural e pastagens abandonadas em relação à biomassa de raízes, densidade de raízes, volume total de raízes e atividades enzimáticas do solo, quando comparados aos cultivos de eucalipto. Notavelmente, os cultivos de eucalipto apresentaram a maior quantidade de serrapilheira, ressaltando seu papel na entrada de matéria orgânica no solo.

Embora se esperasse que solos com maior tempo de conversão para o uso florestal ou sucessão natural (22 anos) apresentassem melhor qualidade biológica, os dados mostraram que o período de conversão de 9 anos geralmente resultou em maiores atividades enzimáticas e taxas respiratórias. Isso sugere que as florestas atingem uma estabilização na estrutura de microrganismos e em suas atividades ao longo do tempo.

Além disso, os resultados mostraram que áreas de pastagem abandonada, apesar de suas expectativas, exibiram propriedades biológicas do solo superiores em comparação com cultivos de eucalipto, mesmo após 22 anos de conversão. Essa observação refuta a ideia de que pastagens abandonadas teriam atributos biológicos inferiores aos de cultivos de eucalipto.

Em contraste, a análise confirmou que solos em sucessão natural possuem maior atividade microbiana do que aqueles cultivados com eucalipto. A sucessão natural demonstrou consistentemente as maiores atividades enzimáticas, taxas respiratórias e diversidade microbiana, evidenciando seu papel benéfico na promoção da saúde do solo.

Em síntese, a sucessão natural e as pastagens abandonadas se mostraram mais eficazes na manutenção da qualidade biológica do solo e na promoção da diversidade microbiana. Esses achados ressaltam a importância de preservar e gerenciar áreas de sucessão natural e pastagens abandonadas para sustentar a saúde do solo e os serviços ecossistêmicos. As descobertas contribuem para uma compreensão mais aprofundada das interações entre uso da terra e qualidade do solo, especialmente no que diz respeito aos efeitos das propriedades biológicas do solo ao longo do tempo.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. DE M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [s.l.], v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ALVAREZ, V. D.; NOVAIS, R. D.; DIAS, L. E.; OLIVEIRA, J. D. Determinação e uso do fósforo remanescente. B. **Inf. SBCS**, v. 25, n. 27-34, 2000.
- ALVAREZ, V. V. H.; ALVAREZ, G. A. M. Reflexões sobre a utilização de estatística para pesquisa em ciência do solo. **Bol Inf SBCS**, v. 38, p. 28-35, 2013.
- ANSARI, M. A.; BABU, S.; CHOUDHARY, J.; RAVISANKAR, N.; PANWAR, A. S. Soil quality restoration and yield stabilization in acidic soils of northeastern Himalayas: five years impact of green manuring and crop residue management. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, p. 940349, 2022.
- AZENE, B.; ZHU, R.; PAN, K.; SUN, X.; NIGUSSIE, Y.; GRUBA, P.; ZHANG, L. Land use change alters phosphatase enzyme activity and phosphatase-harboring microbial abundance in the subalpine ecosystem of southeastern Qinghai-Tibet Plateau, China. **Ecological Indicators**, v. 153, p. 110416, 2023.
- BADDELEY, J. A.; WATSON, C. A. Influences of root diameter, tree age, soil depth and season on fine root survivorship in *Prunus avium*. **Plant and Soil**, v. 276, p. 15-22, 2005.
- BELAY-TEDLA, A.; ZHOU, X., SU, B.; WAN, S.; LUO, Y. Labile, recalcitrant, and microbial carbon and nitrogen pools of a tallgrass prairie soil in the US Great Plains subjected to experimental warming and clipping. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, n. 1, p. 110-116, 2009.
- BELL, S. M.; BARRIOCANAL, C.; TERRER, C.; ROSELL-MELÉ, A. Management opportunities for soil carbon sequestration following agricultural land abandonment. **Environmental Science & Policy**, v. 108, p. 104-111, 2020.
- BENZA, J. C. **Métodos estadísticos para la investigación**. Distribuidor: Editorial Jurídica, 1970.
- BERTIN, C.; YANG, X.; WESTON, L. A. The role of root exudates and allelochemicals in the rhizosphere. **Plant and soil**, v. 256, p. 67-83, 2003.
- BIELUCZYK, W.; DE CÁSSIA PICCOLO, M.; PEREIRA, M. G.; LAMBAIS, G. R.; GERMON, A.; DE MORAES, M. T.; CHERUBIN, M. R. Fine root dynamics in a tropical integrated crop-livestock-forestry system. **Rhizosphere**, v. 26, p. 100695, 2023.
- BLIGH, E. G.; DYER, W. J. A rapid method for total lipid extraction and purification. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology*, [S. l.], v. 37, p. 911-917, 1959.
- BÜNEMANN, E. K.; BONGIORNO, G.; BAI, Z.; CREAMER, R. E.; DE DEYN, G.; DE GOEDE, R.; BRUSSAARD, L. Soil quality—A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 105-125, 2018.
- CAO, Y.; FU, S.; ZOU, X.; CAO, H.; SHAO, Y.; ZHOU, L. Soil microbial community composition under Eucalyptus plantations of different age in subtropical China. **European Journal of Soil Biology**, v. 46, n. 2, p. 128-135, 2010.

CHEN, F.; ZHENG, H.; ZHANG, K.; OUYANG, Z.; LI, H.; WU, B.; SHI, Q. Soil microbial community structure and function responses to successive planting of Eucalyptus. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, n. 10, p. 2102-2111, 2013.

CHEN, S.; JIANG, C.; BAI, Y.; WANG, H.; JIANG, C.; HUANG, K.; WANG, S. Effects of Forest Gap on Soil Microbial Communities in an Evergreen Broad-Leaved Secondary Forest. **Forests**, v. 13, n. 12, p. 2015, 2022.

Consórcio ECOPLAN – LUME. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce e Planos de Ações para as Unidades de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce**. Governador Valadares: CHB-DOCE, 2010. Disponível em: <https://www.cbhdoce.org.br/pirh-parh-pap/pirh>. Acessado em: 19 abril 2024.

CORBEELS, M.; O'CONNELL, A. M.; GROVE, T. S.; MENDHAM, D. S.; RANCE, S. J. Nitrogen release from eucalypt leaves and legume residues as influenced by their biochemical quality and degree of contact with soil. **Plant and Soil**, v. 250, n. 1, p. 15-28, 2003.

CORNEJO, N. S.; BECKER, J. N.; HEMP, A.; HERTEL, D. Effects of land-use change and disturbance on the fine root biomass, dynamics, morphology, and related C and N fluxes to the soil of forest ecosystems at different elevations at Mt. Kilimanjaro (Tanzania). **Oecologia**, v. 201, n. 4, p. 1089-1107, 2023.

CUER, C. A.; RODRIGUES, R. D. A.; BALIEIRO, F. C.; JESUS, J.; SILVA E. P.; ALVES, B. J. R.; RACHID, C. T. Short-term effect of Eucalyptus plantations on soil microbial communities and soil-atmosphere methane and nitrous oxide exchange. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 15133, 2018.

CUTLER, Anya, M. Sc, University of Vermont, 2016. **Ecological dynamics in compost-amended soils and the resulting effects on Escherichia coli survival**. Advisor: Deborah Neher. Disponível em: <https://scholarworks.uvm.edu/graddis/603>. Acessado em: 18 mar. 2024.

DE SOUZA, I. F.; DE BARROS, N. F.; DA SILVA, I. R.; RENIER, R. F.; DE ÁVILA SILVA, L.; DE NOVAIS, R. F. Decomposition of eucalypt harvest residues as affected by management practices, climate and soil properties across southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 374, p. 186-194, 2016.

DONAGEMMA, G. K.; DE CAMPOS, D. V. B.; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. Manual de métodos de análise de solo. 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230p.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Manual de métodos de análises de solos**. 3.ed. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 574p.

FANG, B.; YU, S.; WANG, Y.; QIU, X.; CAI, C.; LIU, S. Allelopathic effects of *Eucalyptus urophylla* on ten tree species in south China. **Agroforestry systems**, v. 76, p. 401-408, 2009.

FERNANDES, J. D. S.; CONCEIÇÃO JÚNIOR, V.; BARRETO-GARCIA, P. A. B. Field Performance of Eucalyptus Hybrids at Planalto da Conquista, Bahia, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 25, 2018.

- FERNANDES, M. F.; CHAER, G. M. Análise de perfis de ácidos graxos como ferramenta para estudos em microbiologia do solo. **Embrapa Agrobiologia-Documentos (INFOTEC-A-E)**, 2010.
- FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P.; NOGUEIRA, D. A. ExpDes: an R package for ANOVA and Experimental Designs. **Applied Mathematics**, v. 5, n. 19, p. 2952, 2014.
- FIERER, N.; SCHIMEL, J. P.; HOLDEN, P. A. Variations in microbial community composition through two soil depth profiles. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 35, n. 1, p. 167-176, 2003.
- FROSTEGARD, A.; BAATH, E. The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. *Biology and Fertility of Soils*, [S. l.], v. 22, n. 1, p. 59–65, 1996. DOI: 10.1007/s003740050076.
- GERMON, A.; LACLAU, J. P.; ROBIN, A.; JOURDAN, C. Tamm Review: Deep fine roots in forest ecosystems: Why dig deeper? **Forest Ecology and Management**, v. 466, p. 118135, 2020.
- GUO, J.; YANG, Z.; LIN, C.; LIU, X.; CHEN, G.; YANG, Y. Conversion of a natural evergreen broadleaved forest into coniferous plantations in a subtropical area: effects on composition of soil microbial communities and soil respiration. **Biology and Fertility of Soils**, v. 52, p. 799-809, 2016.
- INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES - IBÁ. Relatório Anual de Florestas Plantadas 2023 - IBÁ. São Paulo, p. 91, 2023. Disponível em: <https://www.iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/relatorio-anual-iba2023-r.pdf>. Acessado em: 14 mar. 2023.
- INKOTTE, J.; BOMFIM, B.; DA SILVA, S. C.; VALADÃO, M. B. X.; DA ROSA, M. G.; VIANA, R. B.; PEREIRA, R. S. Litter removal impacts on soil biodiversity and eucalypt plantation development in the seasonal tropics. **Journal of Forestry Research**, v. 34, n. 3, p. 735-748, 2023.
- IPCC, 2019: Summary for Policymakers. In: Shukla, P.R. et al. **Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems**. Genebra: Nações Unidas – IPCC, 2019.
- JACKSON, R. B.; LAJTHA, K.; CROW, S. E.; HUGELIUS, G.; KRAMER, M. G.; PIÑEIRO, G. The ecology of soil carbon: pools, vulnerabilities, and biotic and abiotic controls. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 48, p. 419-445, 2017.
- LEUSCHNER, C.; HARTEVELD, M.; HERTEL, D. Consequences of increasing forest use intensity for biomass, morphology and growth of fine roots in a tropical moist forest on Sulawesi, Indonesia. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 129, n. 4, p. 474-481, 2009.
- LI, J.; LIN, J.; PEI, C.; LAI, K.; JEFFRIES, T. C.; TANG, G. Variation of soil bacterial communities along a chronosequence of Eucalyptus plantation. **PeerJ**, v. 6, p. e5648, 2018.

- LI, P.; JU, N.; ZHANG, S.; WANG, Y.; LUO, Y. Evaluation of microbial diversity of Jiangshui from the Ningxia Hui autonomous region in China. **Food Biotechnology**, v. 36, n. 2, p. 173-190, 2022.
- LI, X.; SUN, J.; WANG, H.; LI, X.; WANG, J.; ZHANG, H. Changes in the soil microbial phospholipid fatty acid profile with depth in three soil types of paddy fields in China. **Geoderma**, v. 290, p. 69-74, 2017.
- LIU, M.; SUI, X.; HU, Y.; FENG, F. Microbial community structure and the relationship with soil carbon and nitrogen in an original Korean pine forest of Changbai Mountain, China. **BMC microbiology**, v. 19, p. 1-14, 2019.
- LORD, S.; VEUM, K. S.; SULLIVAN, L.; ANDERSON, S. H.; ACOSTA-MARTINEZ, V.; CLARK, K. Ancient Prairies as a Reference for Soil Organic Carbon and Microbial Community Health. **Available at SSRN 4635869**, 2023.
- MA, Z.; GUO, D.; XU, X.; LU, M.; BARDGETT, R. D.; EISSENSTAT, D. M.; HEDIN, L. O. Evolutionary history resolves global organization of root functional traits. **Nature**, v. 555, n. 7694, p. 94-97, 2018.
- MCCORMACK, M. L.; ADAMS, T. S.; SMITHWICK, E. A.; EISSENSTAT, D. M. Predicting fine root lifespan from plant functional traits in temperate trees. **New Phytologist**, v. 195, n. 4, p. 823-831, 2012.
- MCCORMACK, M. L.; DICKIE, I. A.; EISSENSTAT, D. M.; FAHEY, T. J.; FERNANDEZ, C. W.; GUO, D.; ZADWORNÝ, M. Redefining fine roots improves understanding of below-ground contributions to terrestrial biosphere processes. **New Phytologist**, v. 207, n. 3, p. 505-518, 2015.
- MEENA, A.; RAO, K. S. Assessment of soil microbial and enzyme activity in the rhizosphere zone under different land use/cover of a semiarid region, India. **Ecological Processes**, v. 10, p. 1-12, 2021.
- MIR, Y. H.; GANIE, M. A.; SHAH, T. I.; BANGROO, S. A.; MIR, S. A.; SHAH, A. M.; RAHMAN, S. U. Soil microbial and enzyme activities in different land use systems of the Northwestern Himalayas. **PeerJ**, v. 11, p. e15993, 2023.
- MOMMER, L.; VAN RUIJVEN, J.; DE CALUWE, H.; SMIT-TIEKSTRA, A. E.; WAGEMAKER, C. A.; JOOP OUBORG, N.; DE KROON, H. Unveiling below-ground species abundance in a biodiversity experiment: a test of vertical niche differentiation among grassland species. **Journal of Ecology**, v. 98, n. 5, p. 1117-1127, 2010.
- MYERS, R. T.; ZAK, D. R.; WHITE, D. C.; PEACOCK, A. Landscape-level patterns of microbial community composition and substrate use in upland forest ecosystems. **Soil Science Society of America Journal**, v. 65, n. 2, p. 359-367, 2001.
- NI, G.; LAPPAN, R.; HERNÁNDEZ, M.; SANTINI, T.; TOMKINS, A. G.; GREENING, C. Functional basis of primary succession: Traits of the pioneer microbes. **Environmental Microbiology**, v. 25, n. 1, p. 171, 2023.
- OJO, A. O.; ALIKU, O.; ALADELE, S. E.; OSHUNSANYA, S. O.; OLUBIYI, M. R.; OLOSUNDE, A. A.; ALOWONLE, A. A. Impacts of land-use types on soil physical quality:

A case study of the National Centre for Genetic Resources and Biotechnology (NACGRAB), Nigeria. **Environmental Challenges**, v. 7, p. 100510, 2022.

OLIVEIRA, M. F.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; DA CONCEIÇÃO JÚNIOR, V.; MONROE, P. H. M.; DE SOUZA GOMES, V.; SOUSA, J. P. Changes in microbial biomass and activity of tropical soil submitted to successive Eucalyptus rotations in the semi-arid region of Brazil. **Geoderma Regional**, v. 29, p. e00492, 2022.

OSBURN, E. D.; YANG, G.; RILLIG, M. C.; STRICKLAND, M. S. Evaluating the role of bacterial diversity in supporting soil ecosystem functions under anthropogenic stress. **ISME Communications**, v. 3, n. 1, p. 66, 2023.

PASAYAT, M.; PATEL, A. K. PLFA Profiling of Microbial Community Structure Influencing Ecosystem Restoration in Chronosequence Iron Mine Overburden Spoil. **Int. J. Innov. Eng. Technol**, v. 8, p. 81-96, 2017.

PEREIRA, A. P.; DURRER, A.; GUMIERE, T.; GONÇALVES, J. L.; ROBIN, A.; BOUILLET, J. P.; CARDOSO, E. J. Mixed Eucalyptus plantations induce changes in microbial communities and increase biological functions in the soil and litter layers. **Forest ecology and management**, v. 433, p. 332-342, 2019.

PETERS, M. K.; HEMP, A.; APPELHANS, T.; BECKER, J. N.; BEHLER, C.; CLASSEN, A.; STEFFAN-DEWENTER, I. Climate–land-use interactions shape tropical mountain biodiversity and ecosystem functions. **Nature**, v. 568, n. 7750, p. 88-92, 2019.

PIRES, A. P.; REZENDE, C. L.; ASSAD, E. D.; LOYOLA, R.; SCARANO, F. R. Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 15, n. 3, p. 187-193, 2017.

PROJETO MAPBIOMAS. Coleção 2022 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. 2022. Disponível em: <http://mapbiomas.org>. Acesso em: 18 de abril de 2024.

PULROLNIK, K.; BARROS, N. F. D.; SILVA, I. R.; NOVAIS, R. F.; BRANDANI, C. B. Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e cerrado no Vale do Jequitinhonha-MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1125-1136, 2009.

QUIDEAU, S. A.; MCINTOSH, A. C. S.; NORRIS, C. E.; LLORET, E.; SWALLOW, M. J. B.; HANNAM, K. Extraction and Analysis of Microbial Phospholipid Fatty Acids in Soils. **Journal of Visualized Experiments**, [S. l.], v. 18, n. 114, p. 22280, 2016. DOI: 10.3791/54360.

RAICH, J. W.; TUFEKCIOGUL, A. Vegetation and soil respiration: correlations and controls. **Biogeochemistry**, v. 48, p. 71-90, 2000.

RAJANIEMI, T. K.; ALLISON, V. J. Abiotic conditions and plant cover differentially affect microbial biomass and community composition on dune gradients. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, n. 1, p. 102-109, 2009.

REDIN, M.; GUÉNON, R.; RECOUS, S.; SCHMATZ, R.; DE FREITAS, L. L.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Carbon mineralization in soil of roots from twenty crop species, as

affected by their chemical composition and botanical family. **Plant and soil**, v. 378, p. 205-214, 2014.

REICHERT, J. M.; MORALES, B.; LIMA, E. M.; DE BASTOS, F.; MORALES, C. A. S.; DE ARAÚJO, E. F. Soil morphological, physical and chemical properties affecting Eucalyptus spp. productivity on Entisols and Ultisols. **Soil and Tillage Research**, v. 226, p. 105563, 2023.

RIBEIRO, S. M. C.; RAJÃO, R.; NUNES, F.; ASSIS, D.; NETO, J. A.; MARCOLINO, C.; SOARES FILHO, B. A spatially explicit index for mapping Forest Restoration Vocation (FRV) at the landscape scale: Application in the Rio Doce basin, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 744, p. 140647, 2020.

ROUMET, C.; BIROUSTE, M.; PICON-COCHARD, C.; GHESTEM, M.; OSMAN, N.; VRIGNON-BRENAS, S.; STOKES, A. Root structure–function relationships in 74 species: evidence of a root economics spectrum related to carbon economy. **New Phytologist**, v. 210, n. 3, p. 815-826, 2016.

SAIZ, G.; BYRNE, K. A.; BUTTERBACH-BAHL, K. L. A. U. S.; KIESE, R.; BLUJDEA, V.; FARRELL, E. P. Stand age-related effects on soil respiration in a first rotation Sitka spruce chronosequence in central Ireland. **Global Change Biology**, v. 12, n. 6, p. 1007-1020, 2006.

SAMAEI, F.; EMAMI, H.; LAKZIAN, A. Assessing soil quality of pasture and agriculture land uses in Shandiz county, northwestern Iran. **Ecological Indicators**, v. 139, p. 108974, 2022.

SARTO, M. V.; BORGES, W. L.; SARTO, J. R.; PIRES, C. A.; RICE, C. W.; ROSOLEM, C. A. Soil microbial community and activity in a tropical integrated crop-livestock system. **Applied Soil Ecology**, v. 145, p. 103350, 2020.

SARTO, M. V.; BORGES, W. L.; SARTO, J. R.; RICE, C. W.; ROSOLEM, C. A. Root and shoot interactions in a tropical integrated crop–livestock–forest system. **Agricultural Systems**, v. 181, p. 102796, 2020.

SAURABH, K.; RAO, K. K.; MISHRA, J. S.; KUMAR, R.; POONIA, S. P.; SAMAL, S. K.; MALIK, R. K. Influence of tillage based crop establishment and residue management practices on soil quality indices and yield sustainability in rice-wheat cropping system of eastern Indo-Gangetic Plains. **Soil and Tillage Research**, v. 206, p. 104841, 2021.

SILVEIRA, A. P. D.; ABREU, M. F.; CANTARELLA, H.; ZAMBROSI, F. C. B. **Determinação da atividade de enzimas em solos**. 2022.

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

SOFI, J. A.; BHAT, A. G.; KIRMAI, N. A.; WANI, J. A.; LONE, A. H.; GANIE, M. A.; DAR, G. I. H. Soil quality index as affected by different cropping systems in northwestern Himalayas. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, p. 1-13, 2016.

SPOSITO, Elaine Caliman. **Uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Doce (MG/ES): inter-relações para a governança**. 2021. 201 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2021.

- SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J.; SECCO, D.; FENNER, P. T.; REICHERT, J. M. Soil structure under forest and pasture land-uses affecting compressive behavior and air permeability in a subtropical soil. **Soil Systems**, v. 6, n. 4, p. 98, 2022.
- TASSER, E.; GAMPER, S.; WALDE, J.; OBOJES, N.; TAPPEINER, U. Evidence for the importance of land use, site characteristics and vegetation composition for rooting in European Alps. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 11246, 2021.
- TEFERI, E.; BEWKET, W.; SIMANE, B. Effects of land use and land cover on selected soil quality indicators in the headwater area of the Blue Nile basin of Ethiopia. **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, n. 2, p. 1-12, 2016.
- TERVONEN, K.; OLDÉN, A.; TASKINEN, S.; HALME, P. The effects of grazing history, soil properties and stand structure on the communities of saprotrophic fungi in wood-pastures. **Fungal Ecology**, v. 60, p. 101163, 2022.
- VEUM, K. S.; LORENZ, T.; KREMER, R. J. Phospholipid fatty acid profiles of soils under variable handling and storage conditions. **Agronomy Journal**, v. 111, n. 3, p. 1090-1096, 2019.
- WANG, H.; LIU, S.; MO, J. Correlation between leaf litter and fine root decomposition among subtropical tree species. **Plant and Soil**, v. 335, p. 289-298, 2010.
- WANG, X. R.; WANG, Z. Q.; HAN, Y. Z.; GU, J. C.; GUO, D. L.; MEI, L. Variations of fine root diameter with root order in Manchurian ash and Dahurian larch plantations. **Chinese Journal of Plant Ecology**, v. 29, n. 6, p. 871, 2005.
- WILLERS, C.; JANSEN V. R. P. J.; CLAASSENS, S. Phospholipid fatty acid profiling of microbial communities—a review of interpretations and recent applications. **Journal of applied microbiology**, v. 119, n. 5, p. 1207-1218, 2015.
- WU, X.; XU, H.; TUO, D.; WANG, C.; FU, B.; LV, Y.; LIU, G. Land use change and stand age regulate soil respiration by influencing soil substrate supply and microbial community. **Geoderma**, v. 359, p. 113991, 2020.
- YAO, X.; ZHANG, N.; ZENG, H.; WANG, W. Effects of soil depth and plant–soil interaction on microbial community in temperate grasslands of northern China. **Science of the total environment**, v. 630, p. 96-102, 2018.
- ZHANG, C.; FU, S. Allelopathic effects of eucalyptus and the establishment of mixed stands of eucalyptus and native species. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 7, p. 1391-1396, 2009.
- ZHANG, D.; LI, J.; HUANG, Y.; GAO, S.; ZHANG, J. Root-soil facilitation in mixed Eucalyptus grandis plantations including nitrogen-fixing species. **Forest Ecology and Management**, v. 516, p. 120215, 2022.
- ZHAO, J.; LI, X.; LI, R.; TIAN, L.; ZHANG, T. Effect of grazing exclusion on ecosystem respiration among three different alpine grasslands on the central Tibetan Plateau. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 599-607, 2016a.

ZHAO, M.; WANG, M.; ZHAO, Y.; HU, N.; QIN, L.; REN, Z.; JIANG, M. Soil microbial abundance was more affected by soil depth than the altitude in peatlands. **Frontiers in Microbiology**, v. 13, p. 1068540, 2022.

ZHAO, X.; LI, F.; ZHANG, W.; AI, Z.; SHEN, H.; LIU, X.; MANEVSKI, K. Soil respiration at different stand ages (5, 10, and 20/30 years) in coniferous (*Pinus tabulaeformis* Carrière) and deciduous (*Populus davidiana* Dode) plantations in a sandstorm source area. **Forests**, v. 7, n. 8, p. 153, 2016.

13. CONCLUSÃO GERAL

A preocupação global com o impacto das atividades humanas sobre a biodiversidade e a ciclagem de nutrientes ressalta a importância de compreender como as mudanças no uso da terra afetam o equilíbrio ambiental. Este estudo forneceu informações cruciais sobre os efeitos das mudanças de uso da terra sobre o C, o N, os microrganismos e suas atividades.

O cultivo de eucalipto foi associado à menor diversidade microbiana, o que pode restringir a resiliência e a funcionalidade dos ecossistemas do solo. No entanto, destacou-se pela maior produção de serrapilheira e pelos significativos estoques de C e N, tanto totais quanto nas frações de MOP e MOAM. Esses achados sugerem que, embora o cultivo de eucalipto contribua para o acúmulo de nutrientes e matéria orgânica, ele pode não sustentar o mesmo nível de diversidade microbiana observado em outros sistemas.

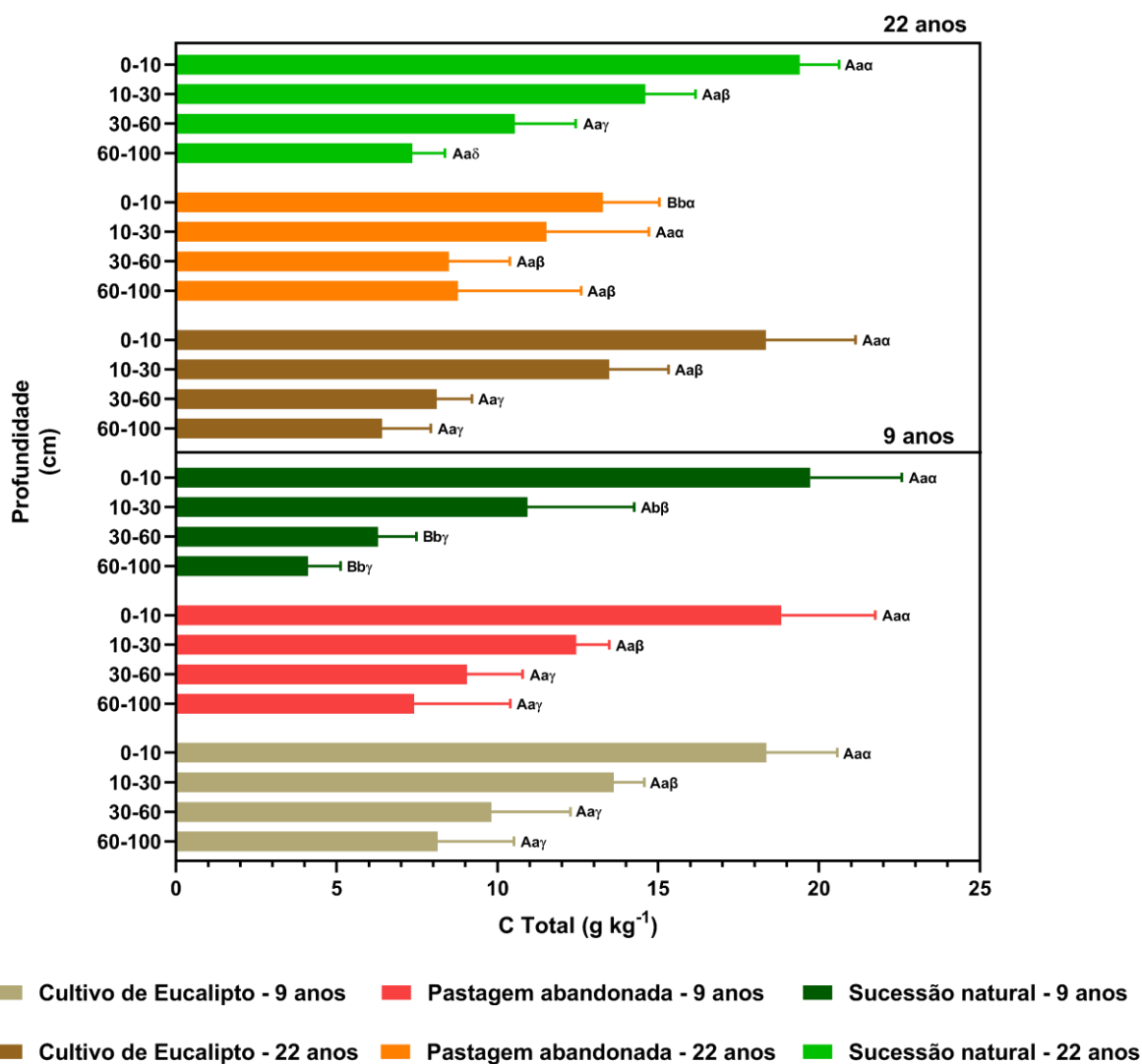
Em contraste, a sucessão natural apresentou maior diversidade microbiana, níveis mais elevados de C lábil e atividades enzimáticas mais acentuadas. Essas características indicam que os sistemas de sucessão natural são mais eficazes na promoção de uma comunidade microbiana dinâmica e diversa, essencial para a ciclagem de nutrientes e a saúde do solo.

Tanto a sucessão natural quanto a pastagem abandonada mostraram indicadores superiores de qualidade do solo, como maiores quantidades de biomassa radicular, densidade de raízes, volume de raízes e taxas de respiração do solo. Esses resultados corroboram as hipóteses do estudo e indicam que esses sistemas são mais eficazes na manutenção das propriedades biológicas do solo em comparação com os cultivos de eucalipto.

Em síntese, os resultados destacam a importância de preservar e gerenciar áreas de sucessão natural e pastagens abandonadas para melhorar a saúde do solo e os serviços ecossistêmicos. Embora o cultivo de eucalipto ofereça estoques substanciais de C e N, seu impacto na diversidade microbiana e na qualidade biológica do solo enfatiza a necessidade de estratégias de manejo da terra que priorizem a biodiversidade do solo e o equilíbrio ecológico.

14. APÊNDICE – A

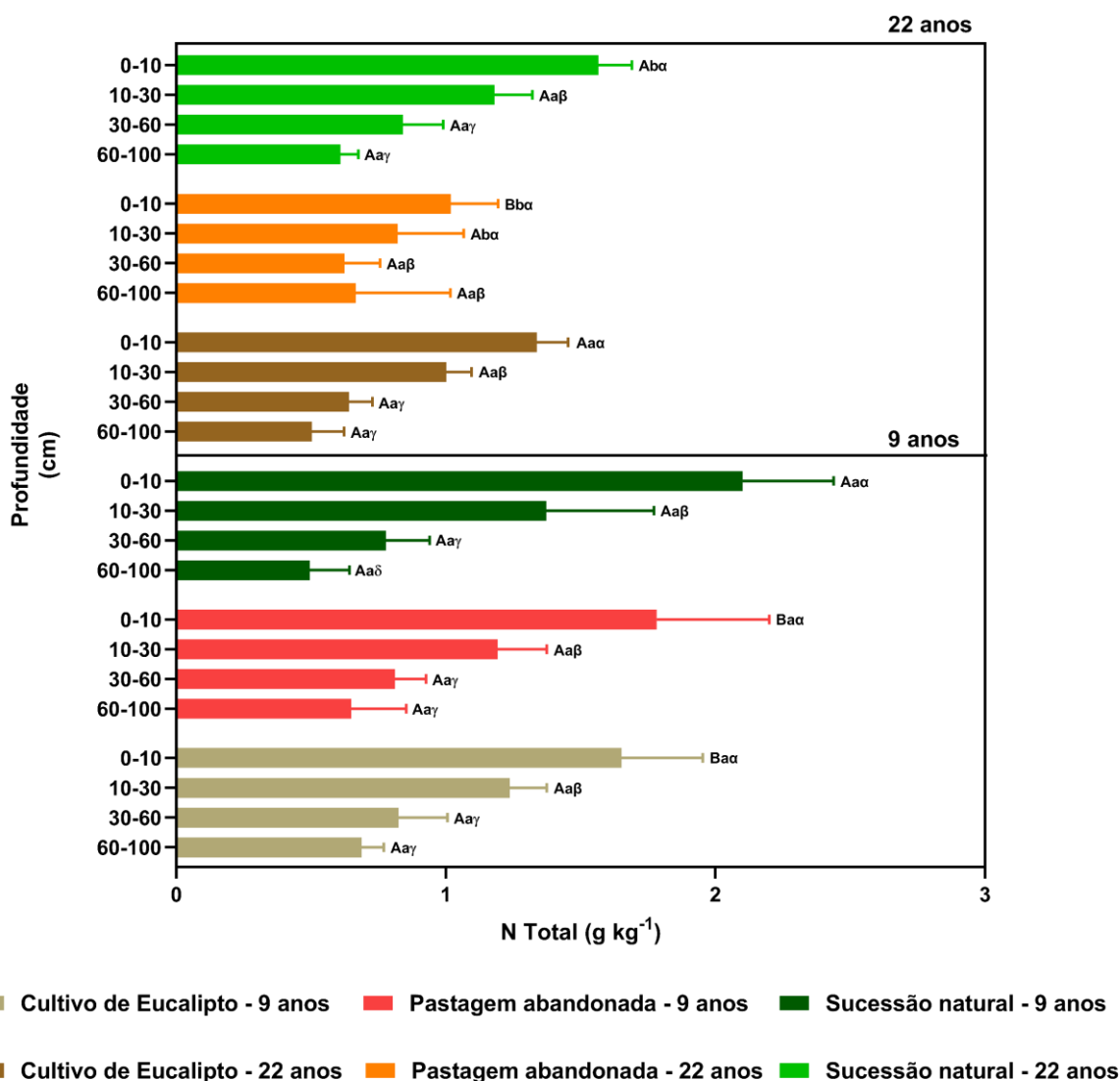
Figura 1. Teor de C total em Latossolo Vermelho-Amarelo sob três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA) nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm e 60-100 cm, nos municípios de Bugre-MG e Periquito-MG, Brasil



Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam sistemas de uso para um mesmo tempo de conversão, minúsculas comparam os tempos de conversão para um mesmo sistema de uso, e letras gregas comparam as profundidades em um mesmo sistema de uso.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

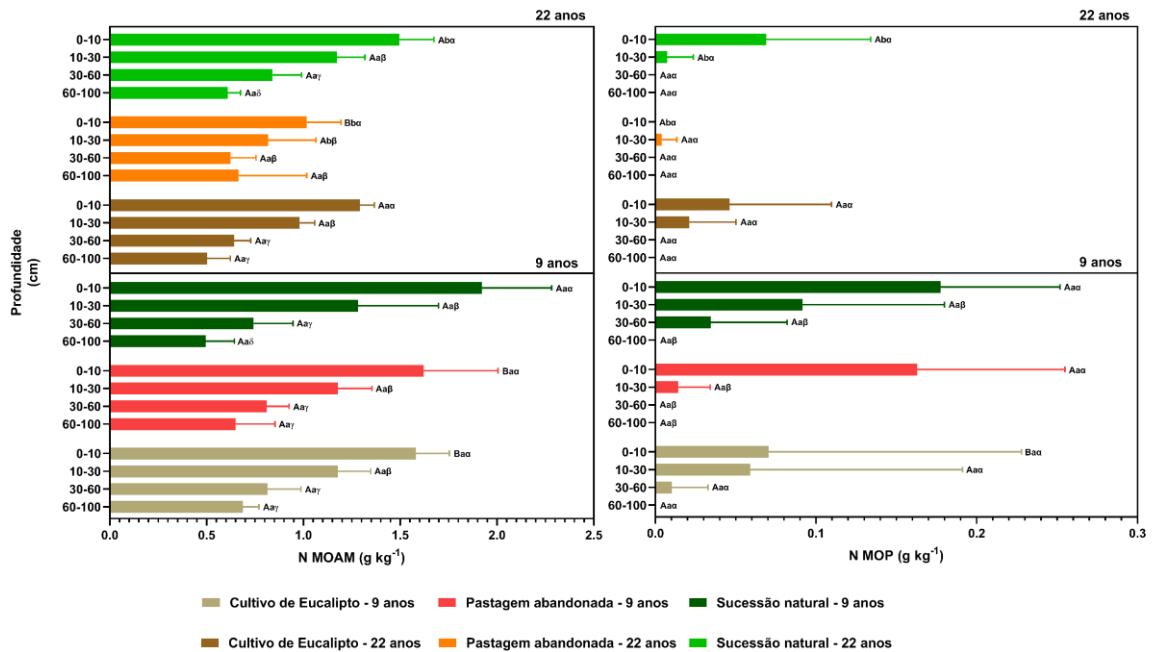
Figura 3. Teor de N total em Latossolo Vermelho-Amarelo sob três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA) nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm e 60-100 cm, nos municípios de Bugre-MG e Periquito-MG, Brasil



Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam sistemas de uso para um mesmo tempo de conversão, minúsculas comparam os tempos de conversão para um mesmo sistema de uso, e letras gregas comparam as profundidades em um mesmo sistema de uso.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Figura 4. Teor de N nas frações da matéria orgânica associada aos minerais (MOAM) e particulada (MOP) em Latossolo Vermelho-Amarelo sob três usos da terra: Sucessão natural (SN), Cultivo de Eucalipto (EU) e Pastagem abandonada (PA), nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm e 60-100 cm, nos municípios de Bugre-MG e Periquito-MG, Brasil



Nota: Médias seguidas por mesma letra não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 10 % de probabilidade. Letras maiúsculas comparam sistemas de uso para um mesmo tempo de conversão, minúsculas comparam os tempos de conversão para um mesmo sistema de uso, e letras gregas comparam as profundidades em um mesmo sistema de uso. Fonte: Elaborado pelo autor (2024).