

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

PAULO ROBERTO DIAS MARQUES JÚNIOR

**COMPARTIMENTOS DE CARBONO, QUALIDADE DO SOLO E DA
SERAPILHEIRA EM ÁREAS SOB DIFERENTES USOS NO
SEMIÁRIDO**

RECIFE

2024

Paulo Roberto Dias Marques Júnior
Bacharel em Ciências Biológicas
Bacharel em Engenharia Agrônômica

**Compartimentos de carbono, qualidade do solo e da serapilheira em áreas sob
diferentes usos no semiárido**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Orientadora: Profa. Dra. Maria Betânia Galvão dos Santos Freire

Coorientador: Dr. Luiz Fernando Carvalho Leite

**Recife
2024**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Bibliotecário(a): Auxiliadora Cunha –CRB-4 1134

J95c Marques Júnior, Paulo Roberto Dias.

Compartimentos de carbono, qualidade do solo e da serapilheira em áreas sob diferentes usos no semiárido / Paulo Roberto Dias Marques Júnior. – Recife, 2024.
139 f.; il.

Orientador(a): Maria Betânia Galvão dos Santos Freire.
Co-orientador(a): Luiz Fernando Carvalho Leite.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Recife, BR-PE, 2024.

Inclui referências e anexo(s).

1. Funções ecossistêmicas do solo. 2. Floresta nativa. 3. Manejo do solo. 4. Produção e composição da serapilheira 5. Propriedades microbiológicas da serapilheira. I. Freire, Maria Betânia Galvão dos Santos, orient. II. Leite, Luiz Fernando Carvalho, coorient. III. Título

CDD 631.4

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

PAULO ROBERTO DIAS MARQUES JÚNIOR

Compartimentos de carbono, qualidade do solo e da serapilheira em áreas sob diferentes usos no semiárido

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Aprovado em 09 de agosto de 2024.

Profa. Dra. Maria Betânia Galvão dos Santos Freire
Orientadora
Universidade Federal Rural de Pernambuco

BANCA EXAMINADORA

Pesquisador Dr. Luiz Fernando Carvalho Leite
EMBRAPA Meio-Norte

Prof. Dr. Ademir de Oliveira Ferreira
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Aos meus pais, irmãos, sobrinhos e ao grande
companheiro que me acompanha vorazmente nessa
imensa jornada da vida, dedico.

AGRADECIMENTOS

Inicialmente gostaria de agradecer aos meus pais, Paulo e Vera, por terem me dado a importante capacidade de viver e poder conhecer mais sobre os segredos desse pequeno universo em que vivemos, sem vocês certamente nada disso faria sentido. Aos meus queridos irmãos, Danilo e Daniel, por sempre apoiarem minhas escolhas, por me acolherem sem nenhuma forma de julgamento e por quem sempre guardarei um amor incondicional. Ao meu companheiro mais que especial, Eugenio, por sempre trazer o significado de lar que busco diariamente, por seu forte abraço que me conforta sempre após um dia cansativo, por conseguir transformar quaisquer momentos em algo maravilhoso e duradouro e por quem tenho coragem de enfrentar todos os obstáculos que se apresentem, com você quero viver essa e várias outras existências, eis meu complemento perfeito.

Agradeço aos meus sobrinhos Anna Júlia, Ellen, Antônio, Júlia, Cecília, Heitor, Maria Luíza, Heloísa, Alice e João por serem focos de felicidade ao longo da minha jornada. Vocês me dão forças para continuar. Agradeço também aos familiares que fiz ao longo da vida, ao meu padrasto Paulo e à minha família de Abreu e Lima, Edgar, Manuela, Eduardo, Elaine e Fabiano. Além da vertente que reside em Brasília, Elizabeth, Ericka e Carlos. Vocês estão guardados em um lugar especial e agradável da minha consciência e memória. Aos meus primos mais próximos, Altemiza, David, Matheus e César, por crescerem ao meu lado como irmãos e por quem guardo lembranças eternas de uma infância única e maravilhosa. Aos meus amigos mais próximos, Diego, Cleriane, Camila, Isabelle, Mirela e Liany, por demonstrarem que a amizade é um laço que percorre longas distâncias do espaço-tempo.

Deixo aqui registrado meu agradecimento especial a minha eterna orientadora, Maria Betânia, a quem tenho um apreço memorável. Desde que apareci a primeira vez no Laboratório de Química do Solo no final de 2018, quando procurava estágio e ela como sempre me recebeu com enormes expectativas. Naquele dia, a senhora nem imaginava o tamanho do peso que acabara de tirar dos meus pensamentos. Você com certeza foi minha principal inspiração pelo grande amor que passei a ter pela Ciência do Solo, por isso meu mais puro e sincero obrigado. Obrigado por ser uma mãe acadêmica, obrigado por ser presente quase diariamente no desenvolvimento dessa pesquisa, obrigado por aceitar orientar minhas ideias e obrigado por existir em minha jornada, sem a senhora com certeza essa obra não me daria tanto orgulho.

Aos tantos colegas, e alguns que se tornaram amigos, de laboratório que passaram em minha vida cotidiana ao longo desses anos, Emanuelle, Dennis, Luara, Clarissa, Lucca,

Tamires, Ítalo, Tiago, Flávio, Danúbia, Cínthya, Guilherme, Karina, Leonardo, Roberto, Adão, Jânio, Zeca e Tereza. Obrigado por estarem presentes ao longo do meu processo de evolução profissional na Ciência do Solo. Também deixo aqui registrado agradecimentos a minha estagiária de iniciação científica Rhuane, por me acompanhar e ajudar no desenvolvimento desse trabalho de dissertação, sem você os dias de coleta, preparação de amostras e análises seriam um pouco mais complicados.

Deixo meus agradecimentos especial ao Dr. Luiz Fernando, pesquisador da EMBRAPA Meio-Norte, por aceitar a coorientação desse trabalho de dissertação. Seu auxílio e participação foram fundamentais no decorrer desse trabalho. Sem o seu vasto conhecimento sobre o assunto, ficaria difícil realizar esse árduo trabalho, que sem dúvidas se tornou mais simples depois de sua ótica.

Aos meus professores de solo da graduação e pós-graduação, que me fizeram amar cada vez mais essa ciência tão linda, Giselle, Felipe, Brivaldo, Jean, Edivan, Mateus, Valdomiro, Clístenes, Ademir, Ramon e Carolina. Sou fã do trabalho que cada um desenvolve e inspiro chegar próximo ao nível de conhecimento que cada um detém. Deixo aqui registrado também agradecimentos a Socorro e Ivânia, por alegrarem meus dias de rural quando estavam presentes e, sem dúvidas, por fazerem eu ter boas lembranças da Área de Solos. Deixo aqui também agradecimentos a Isabella, a secretária do programa de solo da UFRPE, que sempre teve tratativa solícita quando necessitei.

Não poderia deixar de agradecer ao pessoal do IPA de Malhada da Pedra em Caruaru, pela receptividade de sempre, em especial aos nomes do Dr. Josimar Fernandes, Dr. Peroba e Dr. Ivan, por sempre nos receberem e por terem ajudado no desenvolvimento desse trabalho. Além do produtor Sr. Evandro e seu filho, donos da fazenda Santa Maria em Caruaru, que sempre abriram as portas para que pudéssemos realizar nossas pesquisas com solos e processos de revegetação. Sem vocês, essa dissertação não teria como ser produzida, então deixo aqui meu muito obrigado.

Finalmente, gostaria de agradecer a todos os colegas e amigos que compartilharam comigo um pouco dessa jornada desafiadora que foi o Mestrado em ciência do solo, Paulo, Ariane, Stephannye, Amanda, Orlando, André, Daniel, Rafaela, Caio, Laura, Lohana, Taciana, Bruno e Gisely, gostaria de deixar aqui meu agradecimento sincero e especial a cada um, desejo que suas pesquisas sejam plenamente vigorosas. Finalizo deixando meus mais sinceros agradecimentos a todos aqueles que não foram mencionados nesse texto, mas que de alguma forma se sintam responsáveis pelo desenvolvimento de partes dessa dissertação ou pelo meu desenvolvimento pessoal e profissional, obrigado.

“A luz, afirmam, é ausência de trevas,
mas na pura luz se vê tão pouco quanto na
pura escuridão.”

(Georg Wilhelm Friedrich Hegel)

Compartimentos de carbono, qualidade do solo e da serapilheira em áreas sob diferentes usos no semiárido

RESUMO GERAL

A qualidade do solo representa a capacidade do sistema em manter suas funções ecossistêmicas, com o uso e manejo do solo possuindo impacto sobre a alteração de seus padrões, pela modificação das propriedades do sistema. O objetivo do estudo foi avaliar as alterações da qualidade do solo e da serapilheira em diferentes sistemas de uso do solo vegetação nativa de Caatinga, de acordo com propriedades do solo e a mudança de seu uso. Foram realizadas seis coletas bimestrais, no período de julho/2023 a maio/2024, de amostras de solo na camada de 0-20 cm, em áreas sob diferentes usos do solo, no município de Caruaru-PE. No Instituto Agronômico de Pernambuco (IPA) foram obtidas amostras em área sob floresta nativa (FN₁), lavoura com uso de fogo (LCF) e lavoura sem uso de fogo (LSF). Na Fazenda Santa Maria (FSM) foram coletadas amostras em área sob floresta nativa (FN₂), pastagem com alta lotação de animais (PAL) e pastagem com baixa lotação de animais (PBL). A serapilheira foi coletada apenas nas áreas nativas. Foram calculados índices de qualidade do solo (IQS) geral e para as propriedades física, química e biológica, além de funções ecossistêmicas. Na serapilheira foram avaliados produção, teor de água, relação C:N, propriedades microbiológicas e de estabilidade do material. Os solos sob os usos FN₁ e FN₂ apresentaram os melhores IQS, seguido pelos usos LSF e PBL com índices intermediários e LCF e PAL com os menores IQS. A produção de serapilheira foi de 4,30 t ha⁻¹ e foi menor em época chuvosa. A serapilheira da FN₁ apresentou menor relação C:N e maiores umidade, biomassa microbiana e respiração basal, contrário ao observado para a FN₂. A mudança de uso do solo promoveu diminuição da qualidade de suas propriedades e das funções ecossistêmicas avaliadas, com a perda dos teores de carbono orgânico atuando como elemento-chave nesse processo. A atividade microbiológica do material foi superior na época seca, com sua presença e dinâmica atuando sobre as propriedades do solo. Conclui-se que a conversão do uso do solo e exclusão da serapilheira, são fatores que diminuem a qualidade do solo e sua capacidade em manter funções ecossistêmicas. A adoção de práticas com manejo de menor impacto sobre as propriedades do solo, ou a preservação de florestas nativas, são medidas que mantêm sua qualidade ambiental.

Palavras-chave: Funções ecossistêmicas do solo. Floresta nativa. Manejo do solo. Produção e composição da serapilheira. Propriedades microbiológicas da serapilheira.

Carbon pools, soil and litter quality in areas under different uses in the semiarid region

GENERAL ABSTRACT

Soil quality represents the system's ability to maintain its ecosystem functions, with land use and management having an impact on altering its patterns by changing the system's properties. The aim of the study was to assess changes in soil quality and litter in different land use systems of native Caatinga vegetation, according to soil properties and changes in its use. Six bimonthly soil samples were collected from July/2023 to May/2024 in the 0-20 cm layer in areas under different land uses in the municipality of Caruaru-PE. At the Instituto Agronômico de Pernambuco (IPA), samples were taken from areas under native forest (FN₁), tillage with the use of fire (LWF) and tillage without the use of fire (TIL). At Fazenda Santa Maria (FSM), samples were collected from areas under native forest (FN₂), pasture with high animal stocking (PHS) and pasture with low animal stocking (PLS). Leaf litter was only collected in the native areas. Soil quality indices (SQI) were calculated for physical, chemical and biological properties, as well as ecosystem functions. Leaf litter production, water content, C:N ratio, microbiological properties and material stability were assessed. The soils under uses FN₁ and FN₂ had the best SQI, followed by uses TIL and PLS with intermediate indices and LWF and PHS with the lowest SQI. Leaf litter production was 4,30 t ha⁻¹ and was lowest in the rainy season. The litter from FN₁ had a lower C:N ratio and higher humidity, microbial biomass and basal respiration, contrary to what was observed for FN₂. The change in land use led to a reduction in the quality of its properties and the ecosystem functions assessed, with the loss of organic carbon acting as a key element in this process. The microbiological activity of the material was higher in the dry season, with its presence and dynamics acting on the soil properties. It can be concluded that land use conversion and the exclusion of litter are factors that reduce soil quality and its ability to maintain ecosystem functions. The adoption of management practices with less impact on soil properties, or the preservation of native forests, are measures that maintain its environmental quality.

Keywords: Soil ecosystem functions. Native forest. Soil management. Production and composition of litter. Microbiological properties of litter.

LISTA DE FIGURAS

QUALIDADE DO SOLO SOB DIFERENTES USOS EM FUNÇÃO DO TEMPO NO SEMIÁRIDO DE PERNAMBUCO

Figura 1 – Localização das áreas de coleta no município de Caruaru-PE.....	55
Figura 2 – Precipitação mensal e temperaturas máximas, médias e mínimas mensais no período de julho/2023 à maio/2024, do município de Caruaru-PE	56
Figura 3 – Propriedades físicas do solo sob diferentes sistemas de uso do solo, no município de Caruaru-PE.....	64
Figura 4 – Propriedades químicas do solo sob diferentes sistemas de uso do solo, no município de Caruaru-PE.....	65
Figura 5 – Propriedades biológicas do solo sob diferentes sistemas de uso do solo, no município de Caruaru-PE.....	67
Figura 6 – Índices biológicos e estabilidade do carbono orgânico do solo sob diferentes sistemas de uso do solo, no município de Caruaru-PE	69
Figura 7 – Matéria orgânica do solo, carbono orgânico do solo e seus compartimentos sob diferentes sistemas de uso do solo, no município de Caruaru-PE.....	70
Figura 8 – Propriedades físicas do solo em relação às coletas bimestrais de julho/2023 a maio/2024 e relação entre os meses mais seco (novembro/23) e chuvoso (maio/24) da amostragem em áreas da Caatinga, no município de Caruaru-PE	72
Figura 9 – Propriedades químicas do solo em relação às coletas bimestrais de julho/2023 a maio/2024 e relação entre os meses mais seco (novembro/23) e chuvoso (maio/24) da amostragem em áreas da Caatinga, no município de Caruaru-PE	74
Figura 10 – Propriedades biológicas do solo em relação às coletas bimestrais de julho/2023 a maio/2024 e relação entre os meses mais seco (novembro/23) e chuvoso (maio/24) da amostragem em áreas da Caatinga, no município de Caruaru-PE	76

Figura 11 – Índices biológicos e estabilidade do carbono orgânico do solo em relação às coletas bimestrais de julho/2023 a maio/2024 e relação entre os meses mais seco (novembro/23) e chuvoso (maio/24) da amostragem em áreas da Caatinga, no município de Caruaru-PE.....78

Figura 12 – Matéria orgânica do solo e carbono orgânico do solo e seus compartimentos em relação às coletas bimestrais de julho/2023 a maio/2024 e relação entre os meses mais seco (novembro/23) e chuvoso (maio/24) da amostragem em áreas da Caatinga, no município de Caruaru-PE.....79

Figura 13 – Índice geral de qualidade, propriedades do solo e funções ecossistêmicas avaliadas nas áreas de coleta do Instituto Agrônomo de Pernambuco (a, c) e da Fazenda Santa Maria (b, d), no município de Caruaru-PE.....81

Figura 14 – Índice geral (a), de atividade biológica (b), de resistência à degradação (c) e de mitigação climática (d) para os usos do solo do IPA, no município de Caruaru-PE84

Figura 15 – Índice geral (a), de atividade biológica (b), de resistência à degradação (c) e de mitigação climática (d) para os usos do solo da FSM, no município de Caruaru-PE...85

ESTOQUE, COMPOSIÇÃO E CICLAGEM DA SERAPILHEIRA EM ÁREAS COM VEGETAÇÃO NATIVA DE CAATINGA EM FUNÇÃO DO TEMPO

Figura 1 – Localização das áreas de coleta no município de Caruaru-PE.....104

Figura 2 – Estoque de massa seca (a), umidade da serapilheira (b), teor (c) e estoque de carbono (d), teor (e) e estoque de nitrogênio (f) e relação C:N do material (g) nas coletas bimestrais de julho/2023 a maio/2024 e relação entre os meses mais seco (novembro/23) e chuvoso (maio/24), em áreas com vegetação nativa de Caatinga, no município de Caruaru-PE.....111

Figura 3 – Valores anuais de estoque de massa seca (a), umidade da serapilheira (b), teor (c) e estoque de carbono (d), teor (e) e estoque de nitrogênio (f) e relação C:N do material (g) em duas áreas com vegetação nativa de Caatinga, no município de Caruaru-PE112

Figura 4 – Constante de decomposição (a), tempos de renovação (b) e residência (c) e coeficiente de devolução (d) da serapilheira nas coletas bimestrais de julho/2023 a maio/2024 e relação entre os meses mais seco (novembro/23) e chuvoso (maio/24), em áreas com vegetação nativa de Caatinga, no município de Caruaru-PE.....114

Figura 5 – Constante de decomposição (a), tempos de renovação (b) e residência (c) e coeficiente de devolução (d) da serapilheira em duas áreas com vegetação nativa da Caatinga, no município de Caruaru-PE115

Figura 6 – Respiração basal (a), carbono (b), nitrogênio (c), relação C:N (d) e quocientes metabólico (e), microbiano (f) e de mineralização (g) da biomassa microbiana da serapilheira no período de julho/2023 a maio/2024 e relação entre os meses mais seco (novembro/23) e chuvoso (maio/24), em áreas com vegetação nativa de Caatinga, no município de Caruaru-PE.....117

Figura 7 – Respiração basal (a), carbono (b) e nitrogênio (c) da biomassa microbiana e quocientes metabólico (d), microbiano (e) e de mineralização (f) da biomassa microbiana da serapilheira em duas áreas com vegetação nativa de Caatinga, no município de Caruaru-PE.....119

LISTA DE TABELAS

QUALIDADE DO SOLO SOB DIFERENTES USOS EM FUNÇÃO DO TEMPO NO SEMIÁRIDO DE PERNAMBUCO

Tabela 1 – Caracterização física do solo na camada de 0-20 cm de profundidade, sob diferentes usos do solo no município de Caruaru-PE58

Tabela 2 – Caracterização química do solo na camada de 0-20 cm de profundidade, sob diferentes usos do solo no município de Caruaru-PE59

Tabela 3 – Caracterização biológica do solo na camada de 0-20 cm de profundidade, sob diferentes usos do solo no município de Caruaru-PE61

Tabela 4 – Caracterização dos estoques do carbono orgânico e de seus compartimentos e do nitrogênio microbiano do solo na camada de 0-20 cm de profundidade, sob diferentes coberturas de solo no município de Caruaru-PE.....62

ESTOQUE, COMPOSIÇÃO E CICLAGEM DA SERAPILHEIRA EM ÁREAS COM VEGETAÇÃO NATIVA DE CAATINGA EM FUNÇÃO DO TEMPO

Tabela 1 – Caracterização física e química do solo na profundidade de 0-20 cm em diferentes florestas nativas, no município de Caruaru-PE108

Tabela 2 – Caracterização biológica do solo na profundidade de 0-20 cm e caracterização da serapilheira em diferentes florestas nativas, no município de Caruaru-PE.....109

Tabela 3 – Correlação de Pearson entre propriedades físicas do solo e propriedades da serapilheira de áreas de vegetação nativa de Caatinga, no município de Caruaru-PE121

Tabela 4 – Correlação de Pearson entre propriedades químicas do solo e propriedades da serapilheira de áreas de vegetação nativa de Caatinga, no município de Caruaru-PE122

Tabela 5 – Correlação de Pearson entre propriedades biológicas do solo e propriedades da serapilheira de áreas de vegetação nativa de Caatinga, no município de Caruaru-PE 124

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	17
1.1. Hipóteses	19
1.2. Objetivos	19
1.2.1. <i>Objetivo geral</i>	19
1.2.2. <i>Objetivos específicos</i>	20
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	21
2.1. Características do bioma Caatinga	21
2.2. Qualidade e manejo da terra	22
2.2.1. <i>Uso e manejo do solo</i>	22
2.2.2. <i>Funções e indicadores de qualidade</i>	24
2.2.3. <i>Propriedades do solo e matéria orgânica</i>	25
2.3. Processo de degradação do solo	26
2.4. Produção e ciclagem da serapilheira	28
2.5. Carbono orgânico e seus compartimentos	30
2.6. Dinâmica ambiental do COS	32
2.6.1. <i>Mecanismos de proteção do COS</i>	33
2.6.2. <i>Fatores determinantes do COS</i>	35
Referências Bibliográficas.....	36
3. QUALIDADE DO SOLO SOB DIFERENTES USOS EM FUNÇÃO DO TEMPO NO SEMIÁRIDO DE PERNAMBUCO.....	50
Resumo	50
Abstract	51
3.1. Introdução.....	52
3.2. Material e Métodos.....	54
3.2.1. <i>Caracterização das áreas e coleta temporal</i>	54
3.2.2. <i>Análises do solo</i>	57
3.2.3. <i>Análise dos dados</i>	62
3.3. Resultados e Discussão.....	63
3.3.1. <i>Propriedades do solo em relação ao uso da terra</i>	63
3.3.2. <i>Propriedades do solo no tempo</i>	71
3.3.3. <i>Índice geral de qualidade do solo</i>	80
3.3.4. <i>Índice temporal de qualidade biológica</i>	83
3.4. Conclusão	86
Referências Bibliográficas.....	87
4. ESTOQUE, COMPOSIÇÃO E CICLAGEM DA SERAPILHEIRA EM ÁREAS COM VEGETAÇÃO NATIVA DE CAATINGA EM FUNÇÃO DO TEMPO.....	100
Resumo	100
Abstract	101

4.1. Introdução	102
4.2. Material e Métodos	103
4.2.1. <i>Caracterização das áreas e amostragem</i>	103
4.2.2. <i>Análises do solo e da serapilheira</i>	105
4.2.3. <i>Análise dos dados</i>	107
4.3. Resultados e Discussão	110
4.3.1. <i>Produção, composição e ciclagem da serapilheira</i>	110
4.3.2. <i>Diversidade e atividade microbológica da serapilheira</i>	116
4.3.3. <i>Relações entre serapilheira e solo</i>	120
4.4. Conclusão.....	125
Referências Bibliográficas	125
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	132
ANEXO A – Peso das funções e indicadores do solo do modelo geral de qualidade	133
ANEXO B – Peso das funções e indicadores do solo do modelo de qualidade temporal.....	134
ANEXO C – Valores de função de pontuação e referências para avaliar a qualidade do solo	135
ANEXO D – Fonte de variação das propriedades do solo em relação à amostragem temporal e às diferentes coberturas do solo, no município de Caruaru-PE.....	136
ANEXO E – Fonte de variação das propriedades da serapilheira em relação à amostragem temporal e às diferentes áreas nativas, no município de Caruaru-PE	137

1. INTRODUÇÃO GERAL

A Caatinga é um bioma que se estende pela maior parte da região Nordeste, com área de 734.478 km² (ARAÚJO; CASTRO; ALBUQUERQUE, 2007). Considerado como floresta tropical sazonalmente seca, conta com enorme diversidade de fauna e flora endêmica (ALBUQUERQUE et al., 2012; HASNAT; HOSSAIN, 2020). Sua paisagem está composta por diversas feições, devido a junção de diferentes características climáticas, geológicas, topográficas, biológicas e pedológicas. Embora tenha impacto no desenvolvimento sustentável e na mitigação de problemas ambientais, seu estudo é negligenciado em comparação com florestas tropicais úmidas (SIYUM, 2020).

As principais causas da degradação dessas florestas têm sido reportadas como atividades agropecuárias, uso do fogo e utilização da madeira (DIMSON; GILLESPIE, 2020). Cerca de 80-85% das florestas tropicais secas das Américas e do Caribe se encontram com potenciais críticos de ameaça (FERRER-PARIS et al., 2019). Vale ponderar que, em situações de distúrbios, na recuperação após perturbações e no processo de revegetação, as florestas possuem excelência na estocagem de carbono, sendo importante sua conservação, mesmo que estejam em processo de regeneração (HEINRICH et al., 2023; TOMAZ et al., 2024).

Nesse contexto de conservação e/ou restauração dessas florestas, está o recurso solo, que possui propriedades denotadoras de potencialidades e limitações com relevância para o seu uso e manejo (ARAÚJO FILHO, 2011). A degradação da vegetação da Caatinga por atividades antrópicas tem grande impacto nas propriedades do solo, diminuindo sua qualidade e podendo comprometer serviços ecossistêmicos de suporte e regulação do ambiente (MACEDO et al., 2023). O uso e o manejo do solo contam com várias técnicas que utilizam o máximo potencial do solo existente no bioma, mas nem sempre são aplicadas adequadamente.

Os solos estão sujeitos a diversos processos de degradação, seja de origem natural e/ou antropogênica (KARLEN; RICE, 2015; LAL, 2015; PRĂVĂLIE, 2021). Estima-se que entre 35-55% das terras do planeta contam com algum nível de degradação induzida pelas atividades antrópicas (GUPTA, 2019). Isso induz a perdas econômicas anuais de 10% para o produto bruto global e impacta socialmente 3,2 bilhões de pessoas (SCHOLLES et al., 2018). O emprego agrícola com técnicas prejudiciais ao solo compromete sua qualidade, tendo sido apontado como fator dominante no seu processo de degradação (KARLEN; RICE, 2015).

A melhoria da qualidade do solo, atuando na modificação de propriedades físicas, químicas e biológicas do sistema, pode ser apontada como medida essencial para mitigar o processo de degradação do solo (LAL, 2015). Esses indicadores auxiliam na conservação do sistema, já que moldam funções ecossistêmicas (LAL, 2016; WANDER et al., 2019. LEHMANN et al., 2020a). A compreensão da modificação dessas propriedades ao longo das principais mudanças climáticas anuais do bioma, merece destaque para sua importância, especialmente em relação aos seus impactos na dinâmica do carbono orgânico do solo (COS).

Outro aliado para mitigar o processo de degradação do solo, é a capacidade de produção de biomassa vegetal na paisagem, já que essa é a principal entrada de COS no sistema (CHAKRAVARTY et al., 2020). Essa produção varia bastante, pois depende de vários fatores, entre eles estão as características do solo, o uso e manejo do solo e a diversidade dos organismos edáficos (GIWETA, 2020). A formação de serapilheira possui relação com a produção de biomassa vegetal, que impacta no desenvolvimento da diversidade edáfica, assim como nas propriedades do solo (KRISHNA; MOHAN, 2017; VEEN, 2019; GIWETA, 2020; FUJII; BERG; CORNELISSEN, 2020; PRESCOTT; VESTERDAL, 2021).

A fragmentação e decomposição da serapilheira, são processos iniciais na modificação do material vegetal e que têm relação com os compartimentos do COS (PRESCOTT; VESTERDAL, 2021). Esses processos dependem das condições edafoclimáticas, da quantidade e qualidade do material e da diversidade apresentada pelos organismos do solo (GIWETA, 2020). A visualização temporal das características da serapilheira em área de Caatinga, pode trazer informações pertinentes para a compreensão detalhada desse processo durante e ao longo das mudanças ambientais anuais, bem como na dinâmica do COS.

Existe forte relação do COS com sua qualidade e a produção vegetal (LAL, 2016; OBALUM et al., 2017; LAL, 2020b), já que tem a capacidade de moldar suas propriedades físicas, químicas e biológicas (KRULL; SKJEMSTAD; BALDOCK, 2004; HOFFLAND et al., 2020). Resumidamente, o COS possui impactos em diversas grandezas do sistema, como capacitando condicionamento e estabilização de sua estrutura física, atuando na reatividade e tamponamento do seu equilíbrio químico e servindo como reserva energética e metabólica para o desenvolvimento dos organismos edáficos (PAGE; DANG; DALAL, 2020).

Com isso, a análise temporal dos compartimentos do COS em áreas da Caatinga, deve ser interpretada como fundamental para compreensão de sua dinâmica, com a análise das propriedades do solo e da serapilheira podendo atuar nessa perspectiva. A obtenção dessas informações, juntamente às demais mencionadas, denotam abundância na capacidade de geração de conteúdo para estudos que envolvam a dinâmica do carbono em regiões semiáridas. Esse estudo visa, também, sustentar uma forte base para outras pesquisas relacionadas, como mitigação de gases do efeito estufa, comercialização de créditos de carbono e emprego de manejo agrícola sustentável.

1.1. Hipóteses

- Haverá variações das propriedades físicas, químicas e biológicas em relação ao uso e manejo do solo e ao tempo da amostragem;
- A produção, ciclagem, estabilidade e as propriedades microbiológicas da serapilheira irão variar ao longo do tempo e de acordo com áreas nativas de diferentes localidades.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo geral

Avaliar temporalmente os estoques do carbono orgânico do solo (COS) e de seus compartimentos, assim como das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo em áreas sob diferentes usos do solo em ambiente sob clima semiárido, no município de Caruaru (PE). Inferir as alterações da produção, composição, estabilização e propriedades microbianas da serapilheira em relação ao tempo e de acordo com áreas nativas de diferentes localidades sob clima semiárido, no município de Caruaru (PE).

1.2.2. Objetivos específicos

- Avaliar no tempo e em diferentes sistemas de uso do solo as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo;
- Inferir sobre as modificações dos estoques do COS e de seus compartimentos em relação as amostragens temporais e dos sistemas de uso do solo;
- Denotar as alterações dos índices de qualidade do solo no tempo e nos usos do solo;
- Analisar temporalmente a produção, composição e estabilidade da serapilheira em diferentes áreas nativas de Caatinga;
- Compreender as alterações das propriedades microbiológicas da serapilheira no tempo e em relação a diferentes áreas com vegetação nativa de Caatinga;
- Apresentar a dinâmica da relação entre o solo, a serapilheira e o COS e seus compartimentos, de acordo com as propriedades avaliadas.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Características do bioma Caatinga

O bioma Caatinga é considerado como floresta tropical sazonal seca, com vegetação semiárida que ocorre de forma exclusiva no Brasil e ocupa área de 734.478 km² do Nordeste (MILES et al., 2006; ARAÚJO; CASTRO; ALBUQUERQUE, 2007; SANTOS et al., 2014; HASNAT; HOSSAIN, 2020). Desenvolve-se sob clima caracterizado por altas temperaturas e taxas de evaporação ao longo do ano, baixa umidade relativa do ar, baixa precipitação distribuída de forma irregular, ocupando áreas com embasamento cristalino e bacia sedimentar, com topografia diversificada (ARAÚJO; CASTRO; ALBUQUERQUE, 2007; ALVES; ARAÚJO; NASCIMENTO, 2009).

A vegetação é diversificada, com o predomínio de plantas de hábito xerófilo, com espécies caducifólias e semidecíduas, entretanto, em determinadas localizações pode ocorrer vegetação ombrófila densa ou vegetação típica do bioma Cerrado (ARAÚJO; CASTRO; ALBUQUERQUE, 2007; HASNAT; HOSSAIN, 2020). Existem diferentes fisionomias, que variam desde estratos herbáceo, arbustivo e arbóreo, até a junção entre estratos, composto por uma imensa diversidade florística, com grande parte endêmica (ALVES; ARAÚJO; NASCIMENTO, 2009; ALBUQUERQUE et al., 2012).

A Caatinga também possui grande variação pedológica em sua fisionomia, embora boa parte esteja sobre solos pouco desenvolvidos e rasos, ricos em nutrientes, com baixa capacidade de retenção de água e alta pedregosidade (ALVES; ARAÚJO; NASCIMENTO, 2009). Em relação à ocorrência das classes de solo de acordo com as paisagens dominantes do bioma, há o predomínio das classes representadas pelos Neossolos, Planossolos, Luvisolos, Latossolos e Argissolos, além da ocorrência das classes Nitossolos, Chernossolos, Plintossolos, Vertissolos e Cambissolos em menores proporções (ARAÚJO FILHO, 2011).

Parte dos solos deste bioma têm baixo potencial produtivo devido a essas limitações e sua elevada susceptibilidade à degradação, especialmente pelas atividades humanas por meio da conversão de uso da terra (MILES et al., 2006), ou, ainda, por mecanismos naturais que atuam sobre a paisagem (LAL, 2015). Assegurar a qualidade das propriedades do solo e de seus processos na paisagem, por meio de práticas de uso e manejo do solo sustentáveis, deve ser tomado como eixo norteador no processo de produção agropecuário.

2.2. Qualidade e manejo da terra

A opção de manejar o sistema agrícola para o sequestro de carbono orgânico do solo (COS) na Caatinga, tem sido apontada como aliado para evitar a degradação do solo, já que atua na modificação das propriedades que condicionam o processo de degradação (LAL, 2015; HUSSAIN et al., 2021). O processo de conversão da vegetação nativa para condições de produção agropecuária é inerente a atividade humana, sobretudo em localidades onde há potencialidade para produção (MAASS, 1995). Entretanto, este processo de conversão traz impactos negativos sobre o solo, principalmente na diversidade e atividade dos microrganismos edáficos (WANG et al., 2021). Resulta, também, em implicações negativas sobre funções ecossistêmicas como diminuição de COS e aumento da emissão de gases do efeito estufa (MCDANIEL et al., 2019; HAN; ZHU, 2020; MENEZES et al., 2021). Nesse contexto, o incremento na qualidade do solo precisa ser explorado como alvo no uso e manejo dos sistemas no semiárido.

2.2.1. Uso e manejo do solo

A base da agricultura convencional reside na intensificação da produção com o emprego de tecnologias que cheguem a maiores produtividades, sem se preocupar inicialmente com o sistema edáfico e suas funções ambientais (STAVI; BEL; ZAADY, 2016; LORENZ; LAL, 2018). A conversão da vegetação nativa para madeira e uso agropecuário, o manejo desenfreado de biocidas, de maquinário e do fogo no preparo cultural do solo, declínio da biodiversidade e do estoque da matéria orgânica do solo (MOS), são os principais responsáveis pelos impactos negativos do sistema convencional no solo (ARRIAGA; GUZMAN; LOWERY, 2017; VOLTR et al., 2021; AGBESHIE et al., 2022; MEDEIROS; SANTOS; MAIA, 2022). Estas práticas levam à perda da qualidade, das funções ecossistêmicas do solo e do declínio da produção agrícola.

Em contraponto com as práticas convencionais, está a agricultura conservativa do solo, que consiste na redução do manejo que cause impactos negativos. Estas técnicas têm um denominador comum, que consiste na elevação dos estoques de COS como propriedade essencial para a obtenção da qualidade do solo. Isso pode ser obtido pela manutenção de cobertura sobre o solo, revolvimento apenas na linha de plantio, uso de fertilizantes orgânicos, rotação ou integração de culturas agrícolas e técnicas que

estimulem a biodiversidade edáfica, são práticas que visam a manutenção e melhoria da qualidade dos solos (HARKES et al., 2019; PAGE; DANG; DALAL, 2020; ZHANG; MALTAIS-LANDRY; LIAO, 2021).

A principal causa da degradação da vegetação nativa de Caatinga advém de distúrbios humanos, centrada especialmente na conversão de uso do solo, com baixa resistência devido características climáticas sazonais da região (ARAUJO et al., 2023). Em relação ao processo de conversão do tipo de uso do solo, a retirada da vegetação nativa para o emprego de cultivos agrícolas anuais e pastagem para animais está bastante presentes na realidade do semiárido brasileiro e levam ao declínio das funções do solo e da saúde humana (HASAN et al., 2020; MEDEIROS et al., 2021; MEDEIROS; SANTOS; MAIA, 2022). Essa perda de qualidade do solo, está relacionada com a alteração de suas propriedades diante da mudança no uso do solo.

A conversão de uso do solo altera a estrutura física e permeabilidade da água e do ar, além de modificar o equilíbrio químico e as concentrações de nutrientes do sistema, fatores que em conjunto tem a capacidade de moldar a diversidade e atividade da microbiota do solo (LIMA et al., 2020; COSTA et al., 2022; MACEDO et al., 2023). O comprometimento dessas propriedades gera problemas em funções ecossistêmicas como desenvolvimento vegetal, suprimento de água e nutrientes, atividade biológica, sequestro do COS e mitigação climática, já que são processos relacionados com esse conjunto de propriedades (LAL, 2016).

Talvez a principal propriedade alterada pela conversão de uso do solo na Caatinga seja o carbono orgânico, já que seus estoques são reduzidos quando se comparam sistemas convencionais de culturas anuais e/ou pastagem, com vegetação nativa (MENEZES et al., 2021; TOMAZ et al., 2024). Entretanto, caso o manejo adotado sobre determinado uso no bioma tenha fundamentos sustentáveis e conservativos, existe a capacidade de aumento dos teores de COS, como é o caso do emprego de sistema integrado de produção ou na exclusão de pastejo por exemplo (OLIVEIRA et al., 2021; TONUCCI et al., 2023). Essa condição tem a capacidade de assegurar funções ambientais, serviços ecossistêmicos e aumentar a produção agrícola comparada com sistemas convencionais (STAVI; BEL; ZAADY, 2016).

Nesse contexto, a qualidade do solo, então, pode ser interpretada como a capacidade do sistema em desempenhar suas funções ecossistêmicas e sua adequação ao uso e manejo, podendo ser mensurada por meio de indicadores de propriedades do sistema, devido à dificuldade na quantificação de suas funções (LAL, 2016; WANDER et

al., 2019). Vale salientar que o termo “saúde do solo” consiste no solo como recurso dinâmico e finito, com capacidade de sustentar a produtividade, preservar a biodiversidade, condicionar a saúde humana e manter a qualidade ambiental (LAL, 2016; LEHMANN et al., 2020a). O meio mais prático para avaliar a qualidade do solo, consiste na observação de funções e indicadores.

2.2.2. Funções e indicadores de qualidade

Funções importantes ligadas à qualidade do solo são: formação e estabilização da estrutura do solo, aeração e trocas gasosas, permeabilidade à água, retenção e ciclagem de nutrientes, transformação de compostos tóxicos, tamponamento das reações e manutenção da diversidade biológica do sistema (LAL, 2016; LEHMANN et al., 2020a). Todavia, propriedades do solo essenciais para a vida e que melhoram a saúde do solo são: *i) físicas* – fornecer ar, água e hábitat; *ii) químicas* – moderar reação, disponibilidade e transformação de nutrientes; *iii) biológicas* – prover energia e matéria para a teia trófica; e *iv) ecológicas* – intermediar processos em escala de paisagem (LAL, 2016).

Existem alguns indicadores que podem ser utilizados para mensurar a qualidade do solo, classificados da seguinte forma: *i) físicos* – reduzida densidade do solo, baixa resistência à penetração de raízes, elevada condutividade hidráulica e elevado índice de estabilidade de agregados; *ii) químicos* – neutralização de alumínio trocável, elevada saturação por bases, alta capacidade de troca de cátions, teores satisfatórios de fósforo disponível; *iii) biológicos* – elevada biomassa e quociente microbiano, assim como reduzida respiração basal e quociente metabólico (ARAÚJO et al., 2012; WANDER et al., 2019; SILVA et al., 2021).

O COS é reportado como excelente indicador de qualidade, já que é integrador dos demais (GELAW; SINGH; LAL, 2015; NAKAJIMA; LAL; JIANG, 2015; SÁ et al., 2024). Teores de carbono orgânico de 20 g kg⁻¹ em regiões temperadas e de 11 g kg⁻¹ em regiões tropicais, são considerados níveis de limite crítico para o rendimento de culturas agrícolas (LAL, 2020b). A presença do carbono orgânico gera características como resiliência e ação supressora do solo, devido ao estímulo das complexas interações da biomassa microbiana, que atuam no aumento da diversidade dos microrganismos e no controle de populações com potencial patogênico nas plantas presente no solo (LAL, 2015; JAYARAMAN et al., 2021).

Os indicadores de qualidade, então, podem ser considerados como aqueles que permitem a avaliação dos impactos positivos e negativos do uso e manejo do solo, podendo atuar na tomada de decisão que busque o desenvolvimento sustentável. As boas práticas agrícolas levam à melhoria na qualidade e resiliência do solo, tornam seu emprego sustentável e proporcionam a conservação deste recurso para futuras gerações. Contudo, seu declínio, devido a práticas agrícolas equivocadas e excessivas, é o ponto de partida para que o processo de degradação seja instalado no sistema (LAL, 2015).

2.2.3. Propriedades do solo e matéria orgânica

A presença da MOS é um ótimo indicador de qualidade, já que atua sobre todo o sistema, como no condicionamento das propriedades físicas, na modificação das propriedades químicas e no estímulo às propriedades biológicas (MURPHY, 2015). A melhoria das propriedades acontece de forma integrada, com as alterações físicas e químicas do solo pela MOS tendo influência na biodiversidade, e essa influenciando as propriedades físico-químicas do sistema (FUJII; BERG; CORNELISSEN, 2020; PHILIPPOT et al., 2024). Estes impactos precisam de melhor compreensão, já que se relacionam com as funções do solo na paisagem e, especialmente, com a produção e desenvolvimento vegetal (HOFFLAND et al., 2020).

A MOS tem capacidade de aumentar a estabilidade e agregação da estrutura física da matriz do solo, já que atua na diminuição de propriedades como resistência à penetração de raízes e densidade do solo (MURPHY, 2015; JENSEN et al., 2019; YUDINA; KUZUYAKOV, 2019). Este tipo de alteração no sistema possui consequência direta sobre a sua porosidade e conectividade, elevando a aeração e a permeabilidade à água, pelo aumento da condutividade hidráulica e da distribuição de poros com funções de drenagem, redistribuição e armazenamento de água (MURPHY, 2015; LAL, 2020a).

A MOS impacta, também, sobre a modificação do equilíbrio químico do sistema, já que possui capacidade de tamponamento das reações, fornecimento de nutrientes e cargas elétricas, observado pelo aumento da capacidade de troca de cátions e da saturação por bases (MURPHY, 2015; DHALIWAL et al., 2019; GAN et al., 2020). Além disso, tem a capacidade de retenção de moléculas tóxicas no solo, a partir da presença de cargas e de suas características de sorção e produção de quelantes, que atuam na diminuição da

reatividade dessas moléculas no solo (BORGGAARD; HOLM; STROBEL, 2019; UKALSKA-JARUGA; SMRECZAK; KLIMKOWICZ-PAWLAS, 2019).

Em relação as propriedades biológicas, os organismos do solo necessitam da produção energética e metabólica advinda da MOS, assim como desempenham a função de sua rotatividade no sistema (CROWTHER et al., 2019; SILVA et al., 2021). As variáveis biomassa microbiana, fauna do solo, atividade enzimática, respiração basal, quocientes metabólico, microbiano e taxa de mortalidade da biomassa microbiana, estão relacionadas com a dinâmica de adição e perda de matéria orgânica no sistema edáfico (ANDERSON; DOMSCH, 1990; FLIEßBAC et al., 2007; MURPHY, 2015; FUJII; BERG; CORNELISSEN, 2020; SILVA et al., 2021).

As propriedades do solo, por sua vez, possuem interação com os compartimentos ambientais da MOS, sendo, inclusive, o principal responsável pelo tamanho e estabilidade de seus estoques por meio de mecanismos de proteção física e química que atuam na saturação de seus compartimentos (LAL, 2013; CASTELLANO et al., 2015; WIESMEIER et al., 2019). Dessa forma, compreender a como o processo de degradação do solo impacta sobre os teores de matéria orgânica deve ser prioridade, já que leva a perda do seu estoque ambiental, e por consequência, a diminuição da qualidade do solo e de suas funções ecossistêmicas.

2.3. Processo de degradação do solo

A degradação do solo é um processo complexo e de estudo crescente ao longo dos anos (XIE et al., 2020), que possui impacto sobre a produção agrícola e necessita de avaliações e soluções em níveis globais e locais (BINDRABAN et al., 2012). Resulta de diversos fatores reunidos, principalmente, como resultado das atividades humanas quanto ao uso e manejo do solo. Falta de políticas públicas adequadas, taxas desenfreadas de crescimento populacional e situações financeiras de pobreza são fatores socioeconômicos que também estão associados com a perda de COS (DUARTE-GUARDIA et al., 2020).

A MOS, é o principal indicador do nível de degradação do solo (OBALUM et al., 2017). Entretanto, o somatório dos fatores antrópicos àqueles naturais da paisagem e da perda da qualidade do solo, impulsionam o processo de degradação do solo (BAUMHARDT; STEWART; SAINJU, 2015). Os principais processos de degradação do solo são: desertificação, compactação, erosão, salinização, acidificação, poluição, invasão

biológica, perda de carbono orgânico, perda de biodiversidade e degradação da vegetação (PRĀVĀLIE, 2021). Entender como ocorrem estes processos, permite a implementação de ações remediadoras e que recuperem a qualidade e as funções ecossistêmicas do solo.

A degradação do solo pode ser separada, conceitualmente, em quatro tipos: *i) física* – resultado das modificações causadas na estrutura e continuidade de poros do sistema, promovendo desbalanços entre suas fases; *ii) química* – originada pela contaminação por resíduos, pelos desbalanços das cargas e nutrientes do sistema, e pela toxicidade e lixiviação; *iii) biológica* – refletida pela perda de biodiversidade e de matéria orgânica do sistema, assim como emissão de gases de efeito estufa; e *iv) ecológica* – junção das três anteriores, levando a diminuição da produtividade líquida e cessamento de funções ecossistêmicas (LAL, 2015).

Práticas como minimização das perdas de solo, aumento da biodiversidade, estímulo dos ciclos de água e nutrientes e estocagem de carbono orgânico, são estratégias que podem ser traçadas para combater a degradação do solo (LAL, 2015). A exclusão de práticas que degradam o solo, como o pastoreio excessivo e emprego de agroquímicos, podem atuar na manutenção e/ou melhoria da qualidade do solo (OLIVEIRA et al., 2021; HOSSAIN; SHAHRUKH; HOSSAIN, 2022). Por outro lado, o emprego do sistema plantio direto e de fertilizantes orgânicos, são práticas atenuadoras da degradação do solo e capazes de aumentar a qualidade do sistema (KARAYEL; ŠARAUSKIS, 2019; ZHAOXIANG et al., 2020).

O aumento da atividade biológica do solo pode ser apontado, talvez, como a principal fonte para aliviar o seu processo de degradação, já que possui a capacidade de elevar os estoques de carbono orgânico do sistema (SZYJA et al., 2019; ANGST et al., 2021). O emprego de práticas que incrementem a atividade biológica, como a adição de plantas com variadas estruturas, composições e funcionalidades (YANG; SIDDIQUE; LIU, 2020; RAMBO et al., 2021), o estímulo dos microrganismos edáficos (OLIVEIRA et al., 2021. COBAN; DE DEYN; VAN DER PLOEG, 2022) e a produção e acúmulo de serapilheira (SILVA et al., 2019), devem ser o foco norteador para a atenuação do processo de degradação do solo. De modo que os processos de degradação sejam contidos para a manutenção, ou mesmo, aumento na qualidade dos solos.

2.4. Produção e ciclagem da serapilheira

A interação entre os compartimentos da serapilheira e do solo é, talvez, o principal sítio para a maior parte dos processos de transformação da MOS, isso porque é neste conjunto que muitos dos organismos residem e realizam suas atividades (CORREIA; ANDRADE, 2008). A serapilheira é caracterizada pela camada de acúmulo de material vegetal morto e orgânico vivo. Sua quantidade e qualidade varia entre e dentro do mesmo ecossistema, devido à fisionomia vegetal, clima sazonal, manejo e uso do solo, características do solo e da diversidade de decompositores (CHAKRAVARTY et al., 2020; GIWETA, 2020).

A serapilheira pode ser classificada pela sua localização no ambiente e de acordo com a relação entre lignina (L) e nitrogênio (N) do seu material: *i) serapilheira superficial* – material acima do solo, onde reside a biomassa microbiana superficial; *ii) serapilheira do solo* – material incorporado no solo; *iii) compartimento estrutural* – relação L/N alta; e *iv) compartimento metabólico* – relação L/N baixa (PARTON, 1996; LEITE; MENDONÇA, 2003). A produção da serapilheira tem importância na paisagem, afetando as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, assim como funções ecossistêmicas fundamentais, como ciclagem de água e nutrientes e fluxo de energia (GIWETA, 2020).

Florestas tropicais úmida e seca possuem elevada produção anual de serapilheira, com valores que ultrapassam 1 t ha^{-1} (FERREIRA et al., 2014; SILVA et al., 2019), superiores à produção em outros tipos de grupos florestais (CHAKRAVARTY et al., 2020). A velocidade de decomposição e tempo de renovação dessa produção tem grande importância no equilíbrio do ecossistema, com florestas jovens tendo baixa velocidade de decomposição e elevado tempo de renovação quando comparado com florestas mais velhas (SILVA et al., 2019). A biodiversidade edáfica possui papel fundamental e integral durante este processo.

As alterações temporais das características da serapilheira influenciam sobre a fauna do solo, com materiais ricos em lignina ficando depositados por mais tempo e criando habitats para seu desenvolvimento, e aqueles pobres em lignina sendo decompostos mais rapidamente e disponibilizando nutrientes para as teias tróficas (FUJII; BERG; CORNELISSEN, 2020). A fauna do solo realiza, também, processos como microbivoria, bioturbação e consumo e fragmentação da serapilheira em partículas cada vez menores. Isso causa a diminuição de seu volume, reduz a macro e mesofauna,

aumenta a superfície específica do material e favorece a microfauna (FUJII; BERG; CORNELISSEN, 2020; PRESCOTT; VESTERDAL, 2021).

As interações entre os organismos presentes no contínuo serapilheira-solo possuem alta complexidade e dinâmica, com suas comunidades sendo alteradas conforme ocorra diversidade nas teias tróficas (THAKUR; GEISEN, 2019). Nesse contínuo, ocorre a transferência e transformação do material no sistema. Assim, a fauna do solo depende dos microrganismos e vice-versa, pois sem a fragmentação, o processo de decomposição da serapilheira ficaria comprometido, assim como a decomposição favorece a sua renovação para o sistema. Ou seja, os fragmentos deixados pela fauna são atacados pelos microrganismos e se inicia o processo de decomposição, que consiste na quebra e transformação de moléculas complexas em simples (CHAKRAVARTY et al., 2020).

A diversidade da comunidade microbiana tem forte influência no processo de decomposição da serapilheira (WARING et al., 2022). Para realizar a decomposição e ciclagem de nutrientes da serapilheira, os microrganismos produzem enzimas extracelulares capazes de quebrar as ligações dos compostos presentes no material (KRISHNA; MOHAN, 2017; BAI et al., 2021; PRESCOTT; VESTERDAL, 2021). Este processo pode ser dividido em duas fases, com a inicial consistindo na rápida redução da massa do material pela lixiviação e decomposição de compostos solúveis como celulose, e a próxima fase sendo mais lenta e consistindo na quebra de moléculas complexas como lignina (CHAKRAVARTY et al., 2020). Por fim, o material passa a ser alocado no solo, onde poderá ficar estável de acordo com os mecanismos do meio.

Características climáticas, edáficas e de qualidade do material são fatores que afetam as taxas de fragmentação e decomposição da serapilheira, pois são moduladoras da diversidade e atividade biológica da fauna e dos microrganismos do solo, principais agentes destes que atuam nesses processos (KRISHNA; MOHAN, 2017; PRESCOTT; VESTERDAL, 2021). Entretanto, a presença da serapilheira no ambiente também ocasiona impacto sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (VEEN et al., 2019), sobretudo pela geração contínua de matéria orgânica, e por consequência, de carbono orgânico para o sistema, já que é representa sua maior fração (HEATON; FULLEN; BHATTACHARYYA, 2016; PRESCOTT; VESTERDAL, 2021).

2.5. Carbono orgânico e seus compartimentos

Existem duas formas de compreender a dinâmica do carbono no ambiente, uma delas está relacionada aos estoques ambientais de carbono, enquanto a outra está associada com a divisão do carbono em diferentes compartimentos, cada um com funções específicas no sistema (LAL, 2016; LAL et al., 2021). Os estoques globais de carbono possuem estimativas que variam conforme a comparação entre os métodos analisados, entretanto, estima-se que o estoque de carbono orgânico e inorgânico presente em 1 m de profundidade do solo seja de $2,5 \times 10^3$ Pg, da biosfera de $6,2 \times 10^2$ Pg, da atmosfera de $8,8 \times 10^2$ Pg, da hidrosfera e geosfera em média de $3,9 \times 10^4$ Pg e $8,3 \times 10^7$ Pg, respectivamente (LAL et al., 2021).

Desse total, o compartimento inorgânico do solo contribui com cerca de $9,4 \times 10^2$ Pg, que estão restritos a solos de regiões semiárida e árida (LAL et al., 2021). Os carbonatos solúveis e precipitados do solo, fazem parte deste compartimento, que advém de rochas carbonatadas e possuem tempo de residência em escala geológica (LAL et al., 2021; ZAMANIAN; ZHOU; KUZUYAKOV, 2021). Outro compartimento é dos carvões, oriundos da combustão incompleta ou condensação de material vegetal ou combustíveis fósseis e, também, do intemperismo de rochas com carbono grafite em sua composição (KOELMANS et al., 2006). Ambos não são completamente inertes no solo, podendo ter elevada dinâmica ambiental (CZIMCZIK; MASIELLO, 2007; FERDUSH; PAUL, 2021).

A parte restante do estoque do solo pertence ao carbono orgânico. Este compartimento é o mais diversificado e dinâmico, passando por diversas transferências e transformações entre seus constituintes, moldando importantes funções ecossistêmicas e atuando na conservação da qualidade do solo (LEITE; MENDONÇA, 2003; HOFFLAND et al., 2020; PRESCOTT; VESTERDAL, 2021; SÁ; BRIEDIS; FERREIRA, 2022). Como forma de detalhar a importância de cada compartimento, existem diferentes métodos de fracionamento, elaboradas de acordo com a funcionalidades do COS no ambiente (CARVALHO et al., 2023).

O COS pode ser separado em ordem mais elevada nas frações viva e não viva, com a primeira compondo cerca de 4% do carbono total e podendo ser subdividida em raízes (5-10%), fauna do solo (15-30%) e biomassa microbiana (60-80%), enquanto a segunda compõe em torno de 96% do carbono total (SILVA; MENDONÇA, 2016). Em relação à interação com as propriedades e processos do solo, o COS pode ser separado em frações não protegidas ou protegidas, a biomassa microbiana e as variadas frações de

carbono lábil compõem a primeira fração, já a segunda é composta pelo carbono com proteções estruturais e coloidais (MIELNICZUK, 2008; SILVA; MENDONÇA, 2016).

Em relação as propriedades físicas do solo, o carbono orgânico faz parte da formação do sistema, já que atua na estruturação e agregação das partículas minerais e demais constituintes do solo, que, por consequência, origina toda a matriz porosa onde a dinâmica do sistema irá ocorrer (PAGE; DANG; DALAL, 2020). Nesse contexto, o carbono poder ser separado em frações físicas, que são: *i) extraível em água* – presente na solução do solo; *ii) particulado livre* – presente no interior de macroagregados ($\emptyset > 250 \mu\text{m}$); *iii) particulado ocluso* – presente no interior de microagregados ($\emptyset < 250 \mu\text{m}$); *iv) pesado ou associado aos minerais* – ligado às frações do tamanho silte e argila (WANDER, 2004; DICK et al., 2019).

De acordo com as propriedades químicas do solo, o carbono orgânico contribui para a reatividade do sistema, visto que alguns de seus compartimentos possuem cargas que atuam nas reações com íons presentes em sua matriz e pela interação com os microrganismos, disponibilizando nutrientes (PAGE; DANG; DALAL, 2020). Nesse aspecto, o carbono pode ser classificado em frações químicas, que são: *i) prontamente oxidável* – oxidado por permanganato de potássio (KMnO_4); *ii) ácidos fúlvicos* – dissolvido em ácido e base, possui alta reatividade; *iii) ácidos húmicos* – dissolvido em base e de reatividade intermediária; *iv) huminas* – insolúvel e com baixa reatividade (DICK et al., 2019; RAMÍREZ et al., 2020).

O carbono pode ser classificado, também, de acordo com as características biológicas do sistema, que estão relacionadas com a diversidade e funcionalidade da biota no solo. A fauna do solo e as raízes de plantas fazem parte desse compartimento, entretanto, ele é comumente representado pela biomassa microbiana, pela sua maior proporção e representatividade nas funções do sistema (GONZALEZ-QUIÑONES et al., 2011). Entretanto, a presença do COS, sobretudo a parte morta, favorece a atividade biológica do sistema pelo fornecimento de energia e nutrientes, fundamentais no desenvolvimento dos organismos edáficos (PAGE; DANG; DALAL, 2020).

Outro tipo de fracionamento biológico pode separar o carbono em diferentes frações isotópicas estáveis, onde o $\delta^{12}\text{C}$ está presente em maior proporção (98,89%) e o $\delta^{13}\text{C}$ em menor proporção (1,11%) na natureza (STADDON, 2004). Essas frações podem ser estudadas no manejo do solo, já que a enzima RuBisCO que assimila CO_2 no ciclo fotossintético de plantas C_3 possui baixa afinidade com a forma isotópica $\delta^{13}\text{C}$. Enquanto isso, a enzima PEP carboxilase de plantas C_4 e CAM, possui alta afinidade com CO_2 e

não diferencia entre os isótopos assimilados, elevando, assim, os teores de $\delta^{13}\text{C}$ em seus tecidos e pela dinâmica ambiental, nos compartimentos do solo (BRÜGGERMANN et al., 2011; NORDT; HOLLIDAY, 2022).

O COS também pode ser caracterizado de forma funcional, estando relacionado com o tempo de residência de cada compartimento no solo e em sua associação com a dinâmica ambiental de transferência e transformação (LEITE; MENDONÇA, 2003). Dessa forma, o carbono pode ser dividido em frações funcionais, sendo elas: *i) ativa* – residência curta de 1-2 anos; *ii) lenta* – residência intermediária de 15-100 anos; e *iii) passiva* – residência lenta de 500-5.000 anos (DUNGAIT et al., 2012). Os estoques das frações lenta e passiva são maiores do que aquele da fração ativa do solo (LORENZ; LAL, 2018). Além disso, o carbono orgânico presente em compartimentos estáveis no tempo, é derivado, principalmente, de plantas e microrganismos, com contribuição maior do primeiro grupo (ANGST et al., 2021).

Diante da complexidade encontrada nos compartimentos do carbono do solo, bem como pela sua interação com as demais variáveis do meio, torna-se complicado explicar de forma unilateral os processos que permeiam o sistema. Dessa forma, o estudo da dinâmica do carbono orgânico, que envolve o fluxo entre os seus compartimentos no solo, permitem compreender o contexto de como seus estoques, sequestro e tempo de residência são influenciados pelas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (LEITE; MENDONÇA, 2003; DUNGAIT et al., 2012; CAMPBELL; PAUSTIAN, 2015; ABRAMOFF et al., 2018; ALTHOFF et al., 2018; ARAÚJO NETO et al., 2021; ABRAMOFF et al., 2022; SCHIMEL, 2023).

2.6. Dinâmica ambiental do COS

O ciclo ambiental do carbono pode ser separado didaticamente em dois componentes, sendo eles: *i) geológico* – parte do ciclo que está relacionado com o intemperismo de rochas carbonáticas, produção e captura de gás carbônico (CO_2) atmosférico, dissolução de íons para a hidrosfera e presente em depósitos fósseis; e *ii) biológico* – os processos de fotossíntese e decomposição terrestre e marinha são protagonistas dessa parte do ciclo, com forte presença de CO_2 e gás metano (CH_4), além de contar com os compartimentos da MOS (HORWATH, 2015). As relações entre as

partes do ciclo juntamente com os processos edáficos, expressam fenômenos de adição e perda de carbono na matriz do solo.

Os estoques de carbono do solo são controlados por processos de entrada, saída e por mecanismos que ocorrem na interação da matriz do solo com os compartimentos do carbono, como transformação, transferências, estabilização, desestabilização. A principal entrada de carbono no solo se dá pelos produtos da vegetação acima do solo e derivados do sistema radicular. Suas principais saídas são por meio da erosão, mineralização do carbono oxidável e lixiviação de carbono dissolvido, e seus mecanismos no solo são despolimerização, síntese microbiana, bioturbação, translocação, difusão, convecção e interações que geram diferentes graus de proteção física e química (BASILE-DOELSCH; BALESSENT; PELLERIN, 2020).

2.6.1. Mecanismos de proteção do COS

Em situações de equilíbrio, esses processos de entradas e saídas de carbono orgânico se equiparam, momento em que ocorre, também, a saturação de seu estoque no solo (STEWART et al., 2007; NICOLOSO; RICE; CASTELLANO et al., 2015; AMADO, 2016; SIX et al., 2024). Por outro lado, as frações lábeis de carbono podem continuar a se acumular no sistema mesmo que esse já apresente condições de saturação e, por terem tempo de residência menor que as frações estáveis, essas últimas são as responsáveis pela estabilização do COS em maiores escalas de tempo (GULDE et al., 2008; CASTELLANO et al., 2015).

O ambiente nativo possui complexos mecanismos de resiliência, capazes de retornar ao equilíbrio dinâmico de suas funções mesmo após perturbações (FALK et al., 2022). Neste caso, possivelmente, o estoque de carbono do solo se encontre em estado de saturação. Entretanto, o ambiente convertido ou degradado tem perda da qualidade do solo e redução do estoque de carbono, assumindo um novo e inferior estado de equilíbrio no tempo, podendo, também, reintegrar à condição anterior, dependendo se o manejo empregado adotar práticas conservacionistas (DICK et al., 2019).

Nesse contexto, existe relevância em pontuar os principais mecanismos de estabilização e desestabilização do COS, assim como os fatores determinantes do seu estoque no solo (LAL, 2013; DICK et al., 2019; HANKE; DICK, 2019). Em relação aos mecanismos que atuam na estabilização e desestabilização dos compartimentos de

carbono orgânico, estão aqueles da natureza biológica do material e de acordo com as características físicas, químicas e biológicas do solo (LAL, 2013; BAILEY; PRIES; LAJTHA, 2019; HANKE; DICK, 2019; CARVALHO et al., 2023).

A proteção de natureza biofísica e bioquímica do material vegetal, está relacionada com a resistência de sua estrutura e composição ao ataque dos organismos edáficos. Materiais vegetais ricos em lignina são resistentes ao processo de transformação do material (SILVA; MENDONÇA, 2016). Vale ressaltar que a redução da atividade microbiana sobre o COS ocasiona sua estabilização, fato que pode ocorrer pela presença de hidromorfia e acidez no sistema (HANKE; DICK, 2019).

A proteção física do carbono no solo, está relacionada com a inertibilidade do material, pelo encapsulamento em poros, pela oclusão em microagregados, pela floculação e pela associação do carbono com as frações finas do solo (LAL, 2013; SILVA; MENDONÇA, 2016; SCHWEIZER et al., 2019; CARVALHO et al., 2023). Esse carbono fica indisponível para o processo de decomposição, devido a condição de inacessibilidade pela microbiota, já que pode promover a formação de micro-habitat desfavoráveis, com baixa difusão de O₂, saturação com água e com pH e salinidade extremos (BASILE-DOELSCH; BALESDENT; PELLERIN, 2020; ZECH et al., 2022).

A proteção química do carbono no solo, por sua vez, está relacionada com a resistência do material e pela sua interação com as frações minerais do solo, formando complexos por meio de agregação, oclusão e ligações eletrostáticas, coordenadas, de van der Waals e de pontes com cátions (LAL, 2013; SILVA; MENDONÇA, 2016; CHI et al., 2022; CARVALHO et al., 2023) Este processo ocorre pela adsorção ou co-precipitação do carbono por argilominerais, oxihidróxidos e aluminossilicatos, que têm alta reatividade e área superficial, capazes de fazer associações com o carbono orgânico (BASILE-DOELSCH; BALESDENT; PELLERIN, 2020; KLEBER et al., 2021).

Esses mecanismos de estabilização do carbono orgânico, permitem que haja controle na quantidade ambiental de cada compartimento, havendo nível máximo de saturação para a retenção de carbono ditada por cada mecanismo (STEWART et al., 2007; GULDE et al., 2008; SILVA; MENDONÇA, 2016; NICOLOSO; RICE; AMADO, 2016). Nesse momento, ocorre equilíbrio no incremento de carbono ao longo do tempo e novas adições serão alocadas apenas no compartimento desprotegido. Entretanto, caso ocorra redução da qualidade, haverá desestabilização dos compartimentos protegidos (BAILEY; PRIES; LAJTHA, 2019).

O processo de desestabilização do carbono orgânico é pouco difundido em relação ao de estabilização, e aos processos de produção e ciclagem da biomassa microbiana, devendo, inclusive, serem relacionados para melhor compreensão de sua dinâmica (BUCKERIDGE; CREAMER; WHITAKER, 2021). Mecanismos que atuem na liberação da oclusão física, na dessorção da associação química e no incremento da atividade metabólica dos organismos, acarretam a desestabilização da proteção do solo sobre os compartimentos do carbono orgânico (BAILEY; PRIES; LAJTHA, 2019). A exemplo, o efeito em cascata produzido pela degradação das propriedades do solo, leva à desestabilização do COS (LAL, 2020a).

Esses mecanismos também variam de acordo com diferentes tipos de solos e principalmente ao longo do seu processo de gênese (WU et al., 2023). Solos mais desenvolvidos por exemplo, possuem mecanismos de estabilização do carbono orgânico relacionados mais fortemente com os teores de silte e argila, com maior desenvolvimento de proteção física e química, devido à presença de óxidos e do aumento da microagregação. Enquanto que, em solos menos desenvolvidos, o processo de estabilização está relacionado, principalmente, com a precipitação dos com alumínio e pela recalcitrância do material vegetal particulado (QUESADA et al., 2020; PRESCOTT; VESTERDAL, 2021).

2.6.2. Fatores determinantes do COS

Os fatores que determinam os estoques do COS são representados pelas características do ambiente, do solo e das práticas de seu manejo, com impactos sobre a atividade biológica e das taxas de sequestro e oxidação de seus estoques, são fatores que devem ser analisados de forma integrativa na dinâmica do carbono orgânico no solo (LOU et al., 2017; DICK et al., 2019; WIESMEIER et al., 2019; BRIEDIS; SÁ, FERREIRA, 2023). A proporção da fração argila, os tipos de argilominerais e a capacidade de agregação estrutural do sistema, são fundamentais para os mecanismos de proteção física e química do COS. Assim, a textura, a agregação e a mineralogia do solo são fatores que atuam na determinação do estoque do COS (CHURCHMAN et al., 2020; ZHAO et al., 2020; SCHWEIZER et al., 2021; BRIEDIS; SÁ, FERREIRA, 2023).

Variáveis climáticas como temperatura e precipitação também são essenciais para a determinação desses estoques, pois influenciam na capacidade de produção de material

e nas taxas de decomposição dos compartimentos do carbono orgânico (DICK et al., 2019; RAMESH et al., 2019). O relevo e o material de origem também podem interferir nos estoques do COS, com o primeiro atuando nos fenômenos de erosão, transporte e lixiviação dos componentes orgânicos, enquanto o segundo determinando a composição e capacidade do solo em reter o carbono orgânico (BARRÉ et al., 2017; VOS et al., 2019; HILTON; WEST, 2020).

O sistema de cultivo e o uso e manejo do solo, são práticas relacionadas às atividades antrópicas e que também influenciam nos estoques de carbono orgânico (DICK et al., 2019; RAMESH et al., 2019). O emprego de práticas integradas como diversificação de culturas, manutenção de cobertura do solo, revolvimento mínimo e manejo correto de fertilizantes, atuam positivamente nos estoques de carbono (EZE; PALMER; CHAPMAN, 2018; FERREIRA et al., 2020; MAN et al., 2021). A mudança no uso e manejo do solo impactam, principalmente, sobre o compartimento de carbono dinâmico e desprotegido, representado pelo carbono lábil e relacionado com os microrganismos e sua atividade enzimática (BŁOŃSKA et al., 2020).

Finalmente, o resultado do conjunto dos fatores mencionados, pode ser determinante na capacidade funcional do fluxo, da ciclagem e do equilíbrio do carbono orgânico entre seus compartimentos. A persistência do carbono orgânico no solo, pode, ainda, ser visualizada por meio de uma abordagem na sua complexidade funcional, destacando características do solo como variabilidade temporal, heterogeneidade espacial e diversidade molecular (LEHMANN et al., 2020b). Por fim, as análises e manejo do COS e de seus compartimentos, devem ser interpretadas e moldadas com base em fundamentos sustentáveis.

Referências Bibliográficas

ABRAMOFF, R.; XU, X.; HARTMAN, M.; O'BRIEN, S.; FENG, W.; DAVIDSON, E.; FINZI, A.; MOORHEAD, D.; SCHIMEL, J.; TORN, M.; MAYES, M. A. The Millennial model: in search of measurable pools and transformations for modeling soil carbon in the new Century. *Biogeochemistry*, v. 137, p. 51-71, 2018.

ABRAMOFF, R. Z.; GUENET, B.; ZHANG, H.; GEORGIU, K.; XU, X.; ROSSEL, R. A. V.; YUAN, W.; CIAIS, P. Improved global-scale predictions of soil carbon stocks with Millennial version 2. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 164, p. 108466, 2022.

AGBESHIE, A. A.; ABUGRE, S.; ATTA-DARKWA, T.; AWUAH, R. A review of the effects of forest fire on soil properties. *Journal of Forestry Research*, v. 33, p. 1419-1441, 2022.

ALBUQUERQUE, U. P.; ARAÚJO, E. L.; EL-DEIR, A. C. A.; LIMA, A. L. A.; SOUTO, A.; BEZERRA, B. M.; FERRAZ, E. M. N.; FREIRE, E. M. X.; SAMPAIO, E. V. S. B.; LAS-CASAS, F. M. G.; MOURA, G. J. B.; PEREIRA, G. A.; MELO, J. G.; RAMOS, M. A.; RODAL, M. J. N.; SCHIEL, N.; LYRA-NEVES, R. M.; ALVES, R. R. N.; AZEVEDO-JÚNIOR, S. M.; TELINO JÚNIOR, W. R.; SEVERI, W. Caatinga revisited: ecology and conservation of and important seasonal dry forest. *The Scientific World Journal*, v. 2012, p. 1-18, 2012.

ALTHOFF, T. D.; MENEZES, R. S. C.; PINTO, A. S.; PAREYN, F. G. C.; CARVALHO, A. L.; MARTINS, J. C. R.; CARVALHO, E. X.; SILVA, A. S. A.; DUTRA, E. D.; SAMPAIO, E. V. S. B. Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 254, p. 26-34, 2018.

ALVES, J. J. A.; ARAÚJO, M. A.; NASCIMENTO, S. S. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. *Revista Caatinga*, v. 22, n. 3, p. 126-135, 2009.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. Application of eco-physiological quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 22, n. 2, p. 251-255, 1990.

ANGST, G.; MUELLER, K. E.; NIEROP, K. G. J.; SIMPSON, M. J. Plant- or microbial-derived? A review on the molecular composition of stabilized soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 156, p. 108189, 2021.

ARAÚJO, E. A.; KER, J. C.; NEVES, J. C. L.; LANI, J. L. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. *Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias*, v. 5, n. 1, p. 187-206, 2012.

ARAÚJO, E. L.; CASTRO, C. C.; ALBUQUERQUE, U. P. Dynamics of brazilian Caatinga – a review concerning the plants, environment and people. *Functional Ecosystems and Communities*, v. 1, n. 1, p. 15-28, 2007.

ARAÚJO FILHO, J. C. Relação solo e paisagem no bioma Caatinga. *Embrapa Solos*, 24 p., 2011.

ARAUJO, H. F. P.; CANASSA, N. F.; MACHADO, C. C. C.; TABARELLI, M. Human disturbance is the major driver of vegetation changes in the Caatinga dry forest region. *Scientific Reports*, v. 13, n. 1, p. 18440, 2023.

ARAÚJO NETO, R. A.; MAIA, S. M. F.; ALTHOFF, T. D.; CERRI, C. E. P.; CARVALHO, A. L.; MENEZES, R. S. C. Simulation of soil carbon changes due to conventional systems in the semi-arid region of Brazil: adaptation and validation of the Century model. *Carbon Management*, v. 12, n. 4, p. 399-410, 2021.

ARRIAGA, F. J.; GUZMAN, J.; LOWERY, B. Conventional agricultural production systems and soil functions. In: "Soil health and intensification of agroecosystems". American Press, P. 109-125, 2017.

BAILEY, V. L.; PRIES, C. H.; LAJTHA, K. What do we know about soil carbon desestabilization? *Environmental Research Letters*, v. 14, n. 8, p. 083004, 2019.

BAI, X.; DIPPOLD, M. A.; AN, S.; WANG, B.; ZHANG, H.; LOEPPMANN, S. Extracellular enzyme activity and stoichiometry: the effect of soil microbial element limitation during leaf litter decomposition. *Ecological Indicators*, v. 121, p. 107200, 2021.

BARRÉ, P.; DURAND, H.; CHENU, C.; MEUNIER, P.; MONTAGNE, D.; CASTEL, G.; BILLIOU, D.; SOUCÉMARIANADIN, L.; CÉCILLON, L. Geological control of soil organic carbon and nitrogen stocks at the landscape scale. *Geoderma*, v. 285, p. 50-56, 2017.

BASILE-DOELSCH, I.; BALESSENT, J.; PELLERIN, S. Reviews and syntheses: the mechanisms underlying carbon storage in soil. *Biogeosciences*, v. 17, n. 21, p. 5223-5242, 2020.

BAUMHARDT, R. L.; STEWART, B. A.; SAINJU, U. M. North American soil degradation: process, practices, and mitigating strategies. *Sustainability*, v. 7, n. 3, p. 2936-2960, 2015.

BINDRABAN, P. S.; VAN DER VELDE, M.; YE, L.; VAN DEN BERG, M.; MATERECHERA, S.; KIBA, D. I.; TAMENE, L.; RAGNARSDÓTTIR, K. V.; JONGSCHAAP, R.; HOOGMOED, M.; HOOGMOED, W.; VAN BEEK, C.; VAN LYNDEN, G. Assessing the impact of soil degradation on food production. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 4, n. 5, p. 478-488, 2012.

BŁOŃSKA, E.; LASOTA, J.; SILVA, G. R. V.; VANGUELOVA, E.; ASHWOOD, F.; TIBBETT, M.; WATTS, K.; LUKAC, M. Soil organic matter stabilization and carbon-cycling enzyme activity are affected by land management. *Annals of Forest Research*, v. 63, n. 1, p. 71-86, 2020.

BORGGAARD, O. K.; HOLM, P. E.; STROBEL, B. W. Potential of dissolved organic matter (DOM) to extract As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn from polluted soils: a review. *Geoderma*, v. 343, p. 235-246, 2019.

BRIEDIS, C.; SÁ, J. C. M.; FERREIRA, A. O. The drivers of soil organic matter accumulation. In: "Agricultural soils: agronomic management – Chapter 5". Nova Science Publishers, p. 119-150, 2023.

BRÜGGEMANN, N.; GESSLER, A.; KAYLER, Z.; KEEL, S. G.; BADECK, F.; BARTHEL, M.; BOECKX, P.; BUCHMANN, N.; BRUGNOLI, E.; ESPERSCHÜTZ, J.; GAVRICHKOVA, O.; GHASHGHAIE, J.; GOMEZ-CASANOVAS, N.; KEITEL, C.; KNOHL, A.; KUPTZ, D.; PALACIO, S.; SALMON, Y.; UCHIDA, Y.; BAHN, M. Carbon allocation and carbon isotope fluxes in the plant-soil-atmosphere continuum: a review. *Biogeosciences*, v. 8, n. 11, p. 3457-3489, 2011.

BUCKERIDGE, K. M.; CREAMER, C.; WHITAKER, J. Deconstructing the microbial necromass continuum to inform soil carbon sequestration. *Functional Ecology*, v. 36, n. 6, p. 1396-1410, 2021.

CAMPBELL, E. E.; PAUSTIAN, K. Current developments in soil organic matter modeling and the expansion of model applications: a review. *Environmental Research Letter*, v. 10, p. 123004, 2015.

CARVALHO, M. L.; MACIEL, V. F.; BORDONAL, R. O.; CARVALHO, J. L. N.; FERREIRA, T. O.; CERRI, C. E. P.; CHERUBIN, M. R. Stabilization of organic matter in soils: drivers, mechanisms, and analytical tools – a literature review. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 47, p. e0230130, 2023.

CASTELLANO, M. J.; MUELLER, K. E.; OLK, D. C.; SAWYER, J. E.; SIX, J. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. *Global Change Biology*, v. 21, n. 9, p. 3200-3209, 2015.

CHAKRARAVARTY, S.; RAI, P.; VINEETA; PALA, N. A.; SHUKLA, G. Litter production and decomposition in tropical forest. In: “Handbook of research on the conservation and restoration of tropical dry forests”. *IGI Global*, p. 193-212, 2020.

CHI, J.; FAN, Y.; WANG, L.; PUTNIS, C. V.; ZHANG, W. Retention of soil organic matter by occlusion within soil minerals. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 21, n. 3, p. 727-746, 2022.

CHURCHMAN, G. J.; SINGH, M.; SCHAPPEL, A.; SARKAR, B.; BOLAN, N. Clays minerals as the key to the sequestration of carbon in soils. *Clays and Clay Minerals*, v. 68, p. 135-143, 2020.

COBAN, O.; DE DEYN, B.; VAN DER PLOEG, M. Soil microbiota as game-changers in restoration of degraded lands. *Science*, v. 375, n. 6584, p. abe0725, 2022.

CORREIA, M. E. F.; ANDRADE, A. G. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: “Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais – Capítulo 10”. *Metrópole*, 2ª Edição revisada, atualizada e ampliada, p. 137-158, 2008.

COSTA, D. P.; ARAUJO, A. S. F.; PEREIRA, A. P. A.; MENDES, L. W.; FRANÇA, R. F.; SILVA, T. G. E.; OLIVEIRA, J. B.; ARAUJO, J. S.; DUDA, G. P.; MENEZES, R. S. C.; MEDEIROS, É. V. Forest-to-pasture conversion modifies the soil bacterial community in Brazilian dry forest Caatinga. *Science of the Total Environment*, v. 810, p. 151943, 2022.

CROWTHER, T. W.; VAN DER HOOGEN, J.; WAN, J.; MAYES, M. A.; KEISER, A. D.; MO, L.; AVERILL, C.; MAYNARD, D. S. The global soil Community and its influence on biogeochemistry. *Science*, v. 365, n. 6455, p. eaav0550, 2019.

CZIMCZIK, C. I.; MASIELLO, C. A. Controls on black carbon storage in soil. *Global Biogeochemical cycles*, v. 21, n. 3, p. 1-8, 2007.

DHALIWAL, S. S.; NARESH, R. K.; MANDAL, A.; SINGH, R.; DHALIWAL, M. K. Dynamics and transformations of micronutrients in agricultural soils as influenced by organic matter build-up: a review. *Environmental and Sustainability Indicators*, v. 1, p. 100007, 2019.

DICK, D. P.; NOVOTNY, E. H.; DIECKOW, J.; BAYER, C. Química da matéria orgânica do solo. In: “Química e mineralogia do solo, conceitos básicos e aplicações, volume único – Capítulo XI”. Editora da Universidade Federal de Viçosa, p. 697-764, 2019.

DIMSON, M.; GILLESPIE, T. W. Trends in active restoration of tropical dry forest: Methods, metrics, and outcomes. *Forest Ecology and Management*, v. 467, p. 118150, 2020.

DUARTE-GUARDIA, S.; PERI, P.; AMELUNG, W.; THOMAS, E.; BORCHARD, N.; BALDI, G.; COWIE, A.; LADD, B. Biophysical and socioeconomic factors influencing soil carbon stocks: a global assessment. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, v. 25, p. 1129-1148, 2020.

DUNGAIT, J. A. J.; HOPKINS, D. W.; GREGORY, A. S.; WHITMORE, A. P. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology*, v. 18, n. 6, p. 1781-1796, 2012.

EZE, S.; PALMER, S. M.; CHAPMAN, P. J. Soil organic carbon stock in grasslands: effects of inorganic fertilizers, liming and grazing in different climate settings. *Journal of Environmental Management*, v. 223, p. 74-84, 2018.

FALK, D. A.; MANTGEM, P. J. V.; KEELEY, J. E.; GREGG, R. M.; GUITERMAN, C. H.; TEPLY, A. J.; YOUNG, D. J. N.; MARSHALL, L. A. Mechanisms of forest resilience. *Forest Ecology and Management*, v. 512, p. 120129, 2022.

FERDUSH, J.; PAUL, V. A review on the possible factors influencing soil inorganic carbon under elevated CO₂. *Catena*, v. 204, p. 105434, 2021.

FERREIRA, C. R.; SILVA NETO, E. C.; PEREIRA, M. G.; GUEDES, J. N.; ROSSET, J. S.; ANJOS, L. H. C. Dynamics of soil aggregation and organic carbon fractions over 23 years of no-till management. *Soil & LSF Research*, v. 198, p. 104533, 2020.

FERREIRA, M. L.; SILVA, J. L.; PEREIRA, E. E.; LAMANO-FERREIRA, A. P. N. Litter fall production and decomposition in a fragment of secondary Atlantic forest of São Paulo, SP, southeastern Brazil. *Revista Árvore*, v. 38, n. 4, p. 591-600, 2014.

FERRER-PARIS, J. R.; ZAGER, I.; KEITH, D. A.; OLIVEIRA-MIRANDA, M. A.; RODRÍGUEZ, J. P.; JOSSE, C.; GONZÁLEZ-GIL, M.; MILLER, R. M.; ZAMBRANA-TORRELIO, C.; BARROW, E. An ecosystem risk assessment of temperate and tropical forests of the Americas with an outlook on future conservation strategies. *Conservation Letters*, v. 12, n. 2, p. e12623, 2019.

FLIEßBACH, A.; OBERHOLZER, H. R.; GUNST, L.; MÄDER, P. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 118, n. 1-4, p. 273-284, 2007.

FUJII, S.; BERG, M. P.; CORNELISSEN, J. H. C. Living litter: dynamic trait spectra predict fauna composition. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 35, n. 10, p. 886-896, 2020.

GAN, H. Y.; SCHÖNING, I.; SCHALL, P.; AMMER, C.; SCHRUMPF, M. Soil organic matter mineralization as driven by nutrient stoichiometry in soils under differently managed forest stands. *Frontiers in Forests and Global Change*, v. 3, p. 99, 2020.

GELAW, A. M.; SINGH, B. R.; LAL, R. Soil quality indices for evaluating smallholder agricultural land uses in northern Ethiopia. *Sustainability*, v. 7, n. 3, p. 2322-2337, 2015.

GIWETA, M. Role of litter production and its decomposition, and factors affecting the processes in a tropical forest ecosystem: a review. *Journal of Ecology and Environment*, v. 44, n. 1, p. 11, 2020.

GONZALEZ-QUIÑONES, V.; SCOTKDALE, E. A.; BANNING, N. C.; HOYLE, F. C.; SAWADA, Y.; WHERRETT, A. D.; JONES, D. L.; MURPHY, D. V. Soil microbial biomass—interpretation and consideration for soil monitoring. *Soil Research*, v. 49, n. 4, p. 287-304, 2011.

GULDE, S.; CHUNG, H.; AMELUNG, W.; CHANG, C.; SIX, J. Soil carbon saturation controls labile and stable carbon pool dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, v. 72, n. 3, p. 605-612, 2008.

GUPTA, G. S. Land degradation and challenges of food security. *Review of European Studies*, v. 11, n. 1, p. 63, 2019.

HAN, M.; ZHU, B. Changes in soil greenhouse gas fluxes by land use change from primary forest. *Global Change Biology*, v. 26, n. 4, p. 2656-2667, 2020.

HANKE, D.; DICK, D. P. Estoque de carbono e mecanismos de estabilização da matéria orgânica do solo: uma revisão. *Revista Científica Agropampa*, v. 2, n. 2, p. 171-190, 2019.

HARKES, P.; SULEIMAN, A. K. A.; VAN DER ELSSEN, S. J. J.; HAAN, J. J.; HOLTERMAN, M.; KURAMAE, E. E.; HELDER, J. Conventional and organic soil managements as divergent drivers of resident and active fractions of major soil food web constituents. *Scientific Reports*, v. 9, n. 1, p. 1-15, 2019.

HASAN, S. S.; ZHEN, L.; MIAH, M. G.; AHAMED, T.; SAMIE, A. Impact of land use change on ecosystem services: a review. *Environmental Development*, v. 34, p. 100527, 2020.

HASNAT, G. N. T.; HOSSAIN, M. K. Global overview of tropical dry forests. In: "Handbook of research on the conservation and restoration of tropical dry forests: chapter 1." *Engineering Science Reference*, p. 1-23, 2020.

HEATON, L.; FULLEN, M. A.; BHATTACHARYYA, R. Critical analysis of the van Bemmelen conversion factor used to convert soil organic matter data to soil organic carbon data: comparative analyses in a UK loamy sand soil. *Espaço Aberto*, v. 6, n. 1, p. 35-44, 2016.

HEINRICH, V. H. A.; VANCUTSEM, C.; DALAGNOL, R.; ROSAN, T. M.; FAWCETT, D.; SAILVA-JUNIOR, C. H. L.; CASSOL, H. L. G.; ACHARD, F.; JUCKER, T.; SILVA, C. A.; HOUSE, J.; SITCH, S.; HALES, T. C.; ARAGÃO, L. E. O. C. The carbon sink of secondary and degraded humid tropical forests. *Nature*, v. 615, n. 7952, p. 436-442, 2023.

HOFFLAND, E.; KUYPER, T. W.; COMANS, R. N. J.; CREAMER, R. E. Eco-functionality of organic matter in soils. *Plant and Soil*, v. 455, p. 1-22, 2020.

HORWATH, W. Carbon cycling: the dynamics and formation of organic matter. In: "Soil microbiology, ecology, and biochemistry – Chapter 12". *American Press*, Fourth edition, p. 339-382, 2015.

HOSSAIN, M. E.; SHAHRUKH; HOSSAIN, S. A. Chemical fertilizers and pesticides: impacts on soil degradation, groundwater, and human health in Bangladesh. *Environmental Degradation: Challenges and Strategies for Mitigation*, v. 104, p. 63-92, 2022.

HILTON, R. G.; WEST, A. J. Mountains, erosion and the carbon cycle. *Nature Reviews Earth & Environment*, v. 1, n. 6, p. 284-299, 2020.

HUSSAIN, S.; HUSSAIN, S.; GUO, R.; SARWAN, M.; REN, X.; KRSTIC, D.; ASLAM, Z.; ZULIFQAR, U.; RAUF, A.; HANO, C.; EL-ESAWI, A. Carbon sequestration to avoid soil degradation: a review on the role of conservation LSF. *Plants*, v. 10, n. 10, p. 2001, 2021.

JAYARAMAN, S.; NAOREM, A. K.; LAL, R.; DALAL, R. C.; SINHA, N. K.; PATRA, A. K.; CHAUDHARI, S. K. Disease-suppressive soils—beyond food production: a critical review. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, v. 21, p. 1437-1465, 2021.

JENSEN, J. L.; SCHJØNNING, P.; WATTS, C. W.; CHRISTENSEN, B. T.; PELTRE, C.; MUNKHOLM, L. J. Relating soil C organic matter fractions to soil structural stability. *Geoderma*, v. 337, p. 834-843, 2019.

KARLEN, D. L.; RICE, C. W. Soil Degradation: Will Humankind Ever Learn? *Sustainability*, v. 7, n. 9, p. 12490-12501, 2015.

KARAYEL, D.; ŠARAUSKIS, E. Environmental impact of no-LSF farming. *Journal of Environmental Research, Engineering and Management*, v. 75, n. 1, p. 7-12, 2019.

KLEBER, M.; BOURG, I. C.; COWARD, E. K.; HANSEL, C. M.; MYNENI, S. C. B.; NUNAN, N. Dynamic interactions at the mineral-organic matter interface. *Nature Reviews Earth & Environment*, v. 2, n. 6, p. 402-421, 2021.

KOELMANS, A. A.; JONKER, M. T. O.; CORNELISSEN, G.; BUCHELI, T. D.; VAN NOORT, P. C. M.; GUSTAFSSON, Ö. Black carbon: the reverse of its dark side. *Chemosphere*, v. 63, n. 3, p. 365-377, 2006.

KRISHNA, M. P.; MOHAN, M. Litter decomposition in forest ecosystems: a review. *Energy, Ecology and Environment*, v. 2, p. 236-249, 2017.

- KRULL, E. S.; SKJEMSTAD, J. O.; BALDOCK, J. A. Functions of soil organic matter and the effect on soil properties. *Cooperative Research Centre for Greenhouse Accounting*, 129 p., 2004.
- LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability*, v. 7, n. 5, p. 5875-5895, 2015.
- LAL, R. Soil carbon management and climate change. *Carbon Management*, v. 4, n. 4, p. 439-462, 2013.
- LAL, R. Soil health and carbon management. *Food and Energy Security*, v. 5, n. 4, p. 212-222, 2016.
- LAL, R. Soil organic matter and water retention. *Agronomy Journal*, v. 112, n. 5, p. 3265-3277, 2020a.
- LAL, R. Soil organic matter content and crop yield. *Journal of Soil Water Conservation*, v. 75, n. 2, p. 27A-32A, 2020b.
- LAL, R.; MONGER, C.; NAVE, L.; SMITH, P. The role of soil in regulation of climate. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, v. 376, n. 1834, p. 202110084, 2021.
- LEHMANN, J.; BOSSIO, D. A.; KÖGEL-KNABNER, I.; RILLIG, M. C. The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment*, v. 1, n. 10, p. 544-553, 2020a.
- LEHMANN, J.; HANSEL, C. M.; KAISER, C.; KLEBER, M.; MAHER, K.; MANZONI, S.; NUNAN, N.; REICHSTEIN, M.; SCHIMEL, J. P.; TORN, M. S.; WIEDER, W. R.; KÖGEL-KNABNER, I. Persistence of soil organic carbon caused by functional complexity. *Nature Geoscience*, v. 13, n. 8, p. 529-534, 2020b.
- LEITE, L. F. C.; MENDONÇA, E. S. Modelo Century de dinâmica da matéria orgânica do solo: equações e pressupostos. *Ciência Rural*, v. 33, n. 4, p. 679-686, 2003.
- LIMA, J. R. S.; SOUZA, R. M.; SANTOS, E. S.; SOUZA, E. S.; OLIVEIRA, J. E. S.; MEDEIROS, É. V.; PESSOA, L. G. M.; ANTONINO, A. C. D.; HAMMECKER, C. Impacts of land-use changes on soil respiration in the semi-arid region of Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 44, p. e0200092, 2020.
- LORENZ, K.; LAL, R. Soil carbon stock. In: "Carbon sequestration in agricultural ecosystems". *Springer*, p. 39-136, 2018.
- LOU, Z.; FENG, W.; LOU, Y.; BALDOK, J.; WANG, E. Soil organic carbon dynamics jointly controlled by climate, carbon inputs, soil properties and soil carbon fractions. *Global Change Biology*, v. 23, n. 10, 2017.
- MAASS, J. M. Conversion of tropical dry forest to PBL and agriculture. In: "Seasonally dry tropical forests". *Cambridge University Press*, p. 399-422, 1995.

MACEDO, R. S.; MORO, L.; LAMBAIS, É. O.; LAMBAIS, G. R.; BAKKER, A. P. Effects of degradation on soil attributes under caatinga in the brazilian semi-arid. *Revista Árvore*, v. 47, p. e4702, 2023.

MAN, M.; WAGNER-RIDDLE, C.; DUNFIELD, K. E.; DEEN, B.; SIMPSON, M. J. Long-term crop rotation and different LSF practices alter soil organic matter composition and degradation. *Soil & LSF Research*, v. 209, p. 104960, 2021.

MCDANIEL, M. D.; SAHA, D.; DUMONT, M. G.; HERNÁNDEZ, M.; ADAMS, M. A. The effect of land-use change on soil CH₄ and N₂O fluxes: a global meta-analysis. *Ecosystems*, v. 22, p. 1424-1443, 2019.

MEDEIROS, A. S.; MAIA, S. M. F.; SANTOS, T. C.; GOMES, T. C. A. Losses and gains of soil organic carbon in grasslands in the Brazilian semi-arid region. *Scientia Agricola*, v. 78, n. 3, p. e20190076, 2021.

MEDEIROS, A. S.; SANTOS, T. C.; MAIA, S. M. F. Effect of long-term and soil depth on soil organic carbon stocks after conversion from native vegetation to conventional tillage systems in Brazil. *Soil & Tillage Research*, v. 219, p. 105336, 2022.

MENEZES, R. S. C.; SALES, A. T.; PRIMO, D. C.; ALBUQUERQUE, E. R. G. M.; JESUS, K. N.; PAREYN, F. G. C.; SANTANA, M. S.; SANTOS, U. J.; MARTINS, J. C. R.; ALTHOFF, T. D.; NASCIMENTO, D. M.; GOUVEIA, R. F.; FERNANDES, M. M.; LOUREIRO, D. C.; ARAÚJO FILHO, J. C.; GIONGO, V.; DUDA, G. P.; ALVES, B. J. R.; IVO, W. M. P. M.; ANDRADE, E. M.; PINTO, A. S.; SAMPAIO, E. V. S. B. Soil and vegetation carbon stocks after land-use changes in a seasonally dry tropical forest. *Geoderma*, v. 390, p. 114943, 2021.

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: “Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais – Capítulo 1”. *Metrópole*, 2ª Edição revisada, atualizada e ampliada, p. 1-5, 2008.

MILES, L.; NEWTON, A. C.; DEFRIES, R. S.; RAVILIOUS, C.; MAY, I.; BLYTH, S.; KAPOV, V.; GORDON, J. E. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, v. 33, n. 3, p. 491-505, 2006.

MURPHY, B. W. Impact of soil organic matter on soil properties—a review with emphasis on Australian soils. *Soil Research*, v. 53, n. 6, p. 605-635, 2015.

NAKAJIMA, T.; LAL, R.; JIANG, S. Soil quality index of a crosby silt loam in central Ohio. *Soil & LSF Research*, v. 146, p. 323-328, 2015.

NICOLOSO, R. S.; RICE, C. W.; AMADO, T. J. C. Kinetic to saturation model for simulation of soil organic carbon increase to steady state. *Soil Science Society of America Journal*, v. 80, n. 1, p. 147-156, 2016.

NORDT, L. C.; HOLLIDAY, V. T. Stable carbon isotopes in soils. In: “Encyclopedia of geoarchaeology”. *Springer International Publishing*, P 1-6, 2022.

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.

OLIVEIRA, A. F. N.; SOUSA, L. I. S.; COSTA, V. A. S.; ANDRADE, J. V. T.; LIMA, L. A. L.; SALES, P. A. F.; SILVA, D. F.; PEREIRA, A. P. A.; MELO, V. M. M. Long-term of grazing on the biological, chemical, and physical soil Properties of the Caatinga biome. *Microbiological Research*, v. 253, p. 126893, 2021.

PAGE, K. L.; DANG, Y. P.; DALAL, R. C. The ability of conservation agriculture to conserve soil organic carbon and the subsequent impact on soil physical, chemical, and biological properties and yield. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, v. 4, p. 31, 2020.

PARTON, W. J. The Century model. In: "Evaluation of soil organic matter models". *NATO ASI Series, Series I: Global Environmental Change*, v. 38, p. 283-291, 1996.

PHILIPPOT, L.; CHENU, C.; KAPPLER, A.; RILLIG, M. C.; FIERER, N. The interplay between microbial communities and soil properties. *Nature Reviews Microbiology*, v. 22, p. 226-239, 2024.

PRĂVĂLIE, R. Exploring the multiple land degradation pathways across the planet. *Earth-Science Reviews*, v. 220, p. 103689, 2021.

PRESCOTT, C. E.; VESTERDAL, L. Decomposition and transformations along the continuum from litter to soil organic matter in forest soils. *Forest Ecology and Management*, v. 498, p. 119522, 2021.

QUESADA, C. A.; PAZ, C.; MENDOZA, E. O.; PHILLIPS, O. L.; SAIZ, G.; LLOYD, J. Variations in soil chemical and physical properties explain basin-wide Amazon forest soil carbon concentrations. *Soil*, v. 6, n. 1, p. 53-88, 2020.

RAMBO, K. L.; SHIMADA, B. S.; SIMON, M. V.; CUNHA, L. D. S.; FINKEN, P. H. A rotação de culturas na conservação do solo. *Revisão Multidisciplinar de Educação e Meio Ambiente*, v. 2, n. 3, p. 28, 2021.

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

RAMÍREZ, P. B.; CALDERÓN, F. J.; FONTE, S. J.; SANTIBÁÑEZ, F.; BONILLA, C. A. Spectral responses to labile organic carbon fractions as useful soil quality indicators across a climatic gradient. *Ecological Indicators*, v. 111, p. 1-12, 2020.

SÁ, J. C. M.; AMADO, T. J. C.; FERREIRA, A. O.; LAL, R. Soil organic carbon restoration as the key driver to promote soil health in no-till systems of the tropics. In: "Soil health series: volume 3 – Soil health and sustainable agriculture in Brazil (Chapter 3)". *Soil Science Society of America*, p. 62-102, 2024.

SÁ, J. C. M.; BRIEDIS, C.; FERREIRA, A. O. Manejo do carbono como componente chave no sistema plantio direto. In: “Sistema plantio direto no Brasil – Capítulo 1”. Aldeia Norte Editora, p. 13-52, 2022.

SANTOS, M. G.; OLIVEIRA, M. T.; FIGUEIREDO, K. V.; FALCÃO, H. M.; ARRUDA, E. C. P.; ALMEIDA-CORTEZ, J.; SAMPAIO, E. V. S. B.; OMETTO, J. P. H. B.; MENEZES, R. S. C.; OLIVEIRA, A. F. M.; POMPELLI, M. F.; ANTONINO, A. C. D. Caatinga, the brazilian dry tropical forest: can it tolerate climate changes? *Theoretical and Experimental Plant Physiology*, v. 26, p. 83-99, 2014.

SCHIMEL, J. Modeling ecosystem-scale carbon dynamics in soil: the microbial dimension. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 178, p. 108948, 2023.

SCHOLES, R.; MONTANARELLA, L.; BRAINICH, A.; BARGER, N.; TEM BRINK, B.; CANTELE, M.; ERASMUS, B.; FISHER, J.; GARDNER, T.; HOLLAND, T. G.; KOHLER, F.; KOTIAHO, J. S.; VON MALTITZ, G.; NANGENDO, G.; PANDIT, R.; PARROTTA, J.; POTTS, M. D.; PRINCE, S.; SANKARAN, M.; WILLEMEN, L. Summary for policymakers of the assessment report on land degradation and restoration. *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, 44 p., 2018.

SCHWEIZER, S. A.; BUCKA, F. B.; GRAF-ROSENFELLNER, M.; KÖGEL-KNABNER, I. Soil microaggregate size composition and organic matter distribution as affected by clay content. *Geoderma*, v. 355, p. 113901, 2019.

SCHWEIZER, S. A.; MUELLER, C. W.; HÖSCHEN, C.; IVANOV, P.; KÖGEL-KNABNER, I. The role clay content and mineral surface area for soil organic carbon storage in an arable toposequence. *Biogeochemistry*, v. 156, n. 3, p. 401-420, 2021.

SILVA, A. C. F.; BORGES, C. H. A.; NÓBREGA, C. C.; SOUTO, P. C.; SOUTO, J. S.; SANTANA, A. S. Litter production and accumulation as an indicator of degradation in Caatinga. *Journal of Agricultural Science*, v. 11, n. 13, p. 134-142, 2019.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. In: “Fertilidade do solo”. Editora da Universidade Federal de Viçosa, p. 275-374, 2016.

SILVA, M. O.; SANTOS, M. P.; SOUSA, A. C. P.; SILVA, R. L. V.; MOURA, I. A. A.; SILVA, R. S.; COSTA, K. D. S. Qualidade do solo: indicadores biológicos para manejo sustentável. *Brazilian Journal of Development*, v. 7, n. 1, p. 6853-6875, 2021.

SIX, J.; DOETTERL, S.; LAUB, M.; MÜLLER, C. R.; VAN DE BROEK, M. The six rights of how and when to test for soil C saturation. *Soil*, v. 10, n. 1, p. 275-279, 2024.

SIYUM, Z. G. Tropical dry forest dynamics in the context of climate change: syntheses of drivers, gaps, and management perspectives. *Ecological Processes*, v. 9, n. 1, p. 25, 2020.

STADDON, P. L. Carbon isotopes in functional soil ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 19, n. 3, p. 148-154, 2004.

STAVI, I.; BEL, G.; ZAADY, E. Soil functions and ecosystem services in conventional, conservation, and integrated agricultural systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, v. 36, p. 1-12, 2016.

STEWART, C. E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R. T.; PLANTE, A. F.; SIX, J. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry*, v. 86, p. 19-31, 2007.

SZYJA, M.; MENEZES, A. G. S.; OLIVEIRA, F. D. A.; LEAL, I.; TABARELLI, M.; BÜDEL, B.; WIRTH, R. Neglected but potent dry forest players: ecological role and ecosystem service provision of biological soil crusts in the human-modified Caatinga. *Frontiers in Ecology and Evolution*, v. 7, p. 482, 2019.

THAKUR, M. P.; GEISEN, S. Trophic regulations of the soil microbiome. *Trends in Microbiology*, v. 27, n. 9, p. 771-780, 2019.

TOMAZ, A. R.; FERREIRA, A. O.; LAL, R.; AMADO, T. J. C.; SILVA, B. O. T.; SILVA, W. R.; FRACETTO, F. J. C.; INAGAKI, T. M.; FREIRE, M. B. G. S.; NUNES, E. O. S. Can natural undisturbed revegetation restores soil organic carbon to levels under native climax vegetation under tropical semiarid climate? *Land Degradation & Development*, v. 35, n. 5, p. 1971-1981, 2024.

TONUCCI, R. G.; VOGADO, R. F.; SILVA, R. D.; POMPEU, R. C. F. F.; ODA-SOUZA, M.; SOUZA, H. A. Agroforestry system improves soil carbon and nitrogen stocks in depth after land-use changes in the Brazilian semi-arid region. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 47, p. e0220124, 2023.

UKALSKA-JARUGA, A.; SMRECZAK, B.; KLIMKOWICZ-PAWLAS, A. Soil organic matter composition as a factor affecting the accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Journal of Soils and Sediments*, v. 19, p. 1890-1900, 2019.

VEEN, G. F.; FRY, E. L.; TEM HOOVEN, F. C.; KARDOL, P.; MORRIËN, E.; DE LONG, J. R. The role of plant litter in driving plant-soil feedbacks. *Frontiers in Environmental Science*, p. 168, 2019.

VOLTR, V.; MENŠÍK, L.; HLISNIKOVSKÝ, L.; HRUŠKA, M.; POKORNÝ, E.; POSPÍŠILOVÁ, L. The soil organic matter in connection with soil properties and soil inputs. *Agronomy*, v. 11, n. 4, p. 779, 2021.

VOS, C.; DON, A.; HOBLEY, E. U.; PRIETZ, R.; HEIDKAMP, A.; FREIBAUER, A. Factors controlling the variation in organic carbon stocks in agricultural soils of Germany. *European Journal of Soil Science*, v. 70, n. 3, p. 550-564, 2019.

WANDER, M. Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. In: "Soil organic matter in sustainable agriculture – Chapter 3". *CRC Press*, p. 67-102, 2004.

WANDER, M. M.; CIHACEK, L. J.; COYNE, M.; DRIJBER, R. A.; GROSSMAN, J. M.; GUTKNECHT, J. L. M.; HORWATH, W. R.; JAGADAMMA, S.; OLK, D. C.; RUARK, M.; SNAPP, S. S.; TIEMANN, L. K.; WEIL, R.; TURCO, R. F. Developments in agricultural soil quality and health: reflections by the research committee on soil organic matter management. *Frontiers in Environmental Science*, v. 7, p. 109, 2019.

WANG, Y.; CHEN, L.; XIANG, W.; OUYANG, S.; ZHANG, T.; ZHANG, X.; ZENG, Y.; HU, Y.; LUO, G.; KUZYAKOV, Y. Forest conversion to plantations: a meta-analysis of consequences for soil and microbial properties and functions. *Global Change Biology*, v. 27, n. 21, p. 5643-5656, 2021.

WARING, B.; GEE, A.; LIANG, G.; ADKINS, S. A quantitative analysis of microbial community structure-function relationships in plant litter decay. *Isience*, v. 25, p. 104523, 2022.

WIESMEIER, M.; URBANSKI, L.; HOBLEY, E.; LANG, B.; VON LÜTZOW, M.; MARIN-SPIOTTA, E.; VAN WESEMAEL, B.; RABOT, E.; LIEß, M.; GARCIA-FRANCO, N.; WOLLSCHLÄGER, U.; VOGEL, H. J.; KÖGEL-KNABNER, I. Soil organic carbon storage as a key function of soils – a review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, v. 333, p. 149-162, 2019.

WU, S.; KONHAUSER, K. O.; CHEN, B.; HUANG, L. “Reactive mineral sink” drives soil organic matter dynamics and stabilization. *npj Materials Sustainability*, v. 1, n. 1, p. 1-12, 2023.

XIE, H.; ZHANG, Y.; WU, Z.; LV, T. A bibliometric analysis on land degradation: current status, development, and future directions. *Land*, v. 9, n. 1, p. 28, 2020.

YANG, T.; SIDDIQUE, K. H. M.; LIU, K. Cropping systems in agriculture and their impact on soil health – a review. *Global Ecology and Conservation*, v. 23, p. e01118, 2020.

YUDINA, A.; KUZYAKOV, Y. Saving the face of soil aggregates. *Global Change Biology*, v. 25, n. 11, p. 3574-3577, 2019.

ZAMANIAN, K.; ZHOU, J.; KUZYAKOV, Y. Soil carbonates: the unaccounted, irrecoverable carbon source. *Geoderma*, v. 384, p. 114817, 2021.

ZECH, S.; RITSCHER, T.; RAY, N.; TOTSCHKE, K. U.; PRECHTEL, A. How water connectivity and substrate supply shape the turnover of organic matter – Insights from simulations at the scale of microaggregates. *Geoderma*, v. 405, p. 115394, 2022.

ZHANG, K.; MALTAIS-LANDRY, G.; LIAO, H. L. How soil biota regulate C cycling and soil C pools in diversified crop rotations. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 156, p. 108219, 2021.

ZHAO, Q.; CALLISTER, S. J.; THOMPSON, A. M.; KUKKADAPU, R. K.; TFAILY, M. M.; BRAMER, L. M.; QAFOKU, N. P.; BELL, S. L.; HOBBIE, S. E.; SEABLOOM, E. W.; BORER, E. T.; HOFMOCKEL, K. S. Strong mineralogic control of soil organic matter composition in response to nutrient addition across diverse grassland sites. *Science of the Total Environment*, v. 736, p. 137839, 2020.

ZHAOXIANG, W.; HUIHU, L.; QIAOLI, L.; CHANGYAN, Y.; FAXIN, Y. Application of bio-organic fertilizer, not biochar, in degraded red soil improves soil nutrients and plant growth. *Rhizosphere*, v. 16, p. 100264, 2020.

3. QUALIDADE DO SOLO SOB DIFERENTES USOS EM FUNÇÃO DO TEMPO NO SEMIÁRIDO DE PERNAMBUCO

Resumo

A qualidade do solo representa a capacidade do solo em manter suas funções ecossistêmicas, com o carbono orgânico do solo (COS) possuindo papel chave nesse contexto, já que o aumento de seus teores modula as propriedades do solo. Nesse contexto, a mudança no uso do solo e os padrões de sazonalidade climática da Caatinga, são fatores que devem alterar a qualidade do solo. O objetivo desse estudo foi avaliar, de forma temporal, as alterações das propriedades e qualidade do solo em relação a diferentes sistemas de uso e vegetação nativa de Caatinga. Foram realizadas seis coletas bimestrais, no período de julho/2023 à maio/2024, de amostras de solo na profundidade de 0-20 cm, em áreas com diferentes usos, no município de Caruaru-PE. No Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), foram coletadas amostras em floresta nativa (FN₁), lavoura com uso de fogo (LCF) e lavoura sem uso de fogo (LSF). Na Fazenda Santa Maria (FSM), foram coletadas amostras também em floresta nativa (FN₂) com localização distinta da FN₁, pastagem com alta lotação animal (PAL) e pastagem com baixa lotação animal (PBL). Foram avaliadas propriedades físicas, químicas, biológicas, do carbono orgânico total (COT) e seus compartimentos e das atividades da beta-glicosidase (BGC) e urease (URE) sob diferentes usos ao longo do tempo. Foram calculados índices de qualidade do solo (IQS) em relação as propriedades e funções ecossistêmicas do solo. Os teores de COT, de Ca²⁺, Mg²⁺, do grau de floculação e das atividades da BGC e URE foram maiores no período mais seco (novembro/2023). Os usos FN₁ e FN₂ tiveram os maiores IQS, seguidos pelos usos LSF e PBL com IQS intermediários, e os usos LCF e PAL com os menores IQS. O período mais seco (novembro/2023) apresentou IQS superiores ao mês mais chuvoso (maio/2024). O aumento da qualidade na época seca está relacionado com o sequestro do COT nesse período, que deve ter ocorrido devido a recalcitrância do material somado com fatores do solo como floculação das argilas e ligações com cátions bivalentes, que geram proteção por oclusão e complexação organomineral. Nesse contexto, o papel da diversidade e atividade da microbiota foi essencial, já que houve maior eficiência microbiológica na época mais seca. Conclui-se que os padrões de qualidade do solo devem ser avaliados baseada nas modificações de uso solo e em relação a sazonalidade, especialmente em paisagens inseridas no semiárido brasileiro.

Palavras-chave: Sazonalidade do solo. Conservação do solo. Floresta nativa. Manejo do solo.

SOIL QUALITY UNDER DIFFERENT USES AS A FUNCTION OF TIME IN THE SEMI-ARID REGION OF PERNAMBUCO

Abstract

Soil quality represents the soil's ability to maintain its ecosystem functions, with soil organic carbon (SOC) playing a key role in this context, since increasing its levels modulates the soil's properties. In this context, changes in land use and the seasonal climate patterns of the Caatinga are factors that should alter soil quality. The aim of this study was to evaluate the temporal changes in soil properties and quality in relation to different land use systems and native Caatinga vegetation. Six bimonthly soil samples were collected from July/2023 to May/2024, at a depth of 0-20 cm, in areas with different uses, in the municipality of Caruaru-PE. At the Instituto Agronômico de Pernambuco (IPA), samples were collected from native forest (NF₁), tillage with the use of fire (TWF) and tillage without the use of fire (TIL). At Fazenda Santa Maria (FSM), samples were also collected from native forest (NF₂) with a different location from NF₁, pasture with high animal stocking (PHS) and pasture with low animal stocking (PLS). Physical, chemical and biological properties, total organic carbon (TOC) and its compartments and beta-glucosidase (BGC) and urease (URE) activities were assessed under different uses over time. Soil quality indices (SQIs) were calculated in relation to soil properties and ecosystem functions. The contents of TOC, Ca²⁺, Mg²⁺, the degree of flocculation and the activities of BGC and URE were higher in the drier period (November/2023). The NF₁ and NF₂ uses had the highest SQIs, followed by the TIL and PLS uses with intermediate SQIs, and the TWF and PHS uses with the lowest SQIs. The driest period (November/2023) had higher SQIs than the wettest month (May/2024). The increase in quality in the dry season is related to the sequestration of TOC in this period, which must have occurred due to the recalcitrance of the material added to soil factors such as clay flocculation and bonds with bivalent cations, which generate protection by occlusion and organomineral complexation. In this context, the role of the diversity and activity of the microbiota was essential, since there was greater microbiological efficiency in the drier season. It is concluded that soil quality standards should be assessed based on changes in land use and seasonality, especially in landscapes in the Brazilian semi-arid region.

Keywords: Soil seasonality. Soil conservation. Native forest. Soil management.

3.1. Introdução

Os solos do bioma Caatinga possuem características diversificadas, denotadas pelas variações climáticas, topográficas, geológicas e biológicas de sua paisagem ao longo do tempo (CORRÊA et al., 2019; SOUZA et al., 2023). Grande parte desses solos são caracterizados por serem rasos, pedregosos, com presença de minerais jovens e baixa retenção de água, características que reduzem o potencial agrícola do solo desse bioma (ALVES; ARAÚJO; NASCIMENTO, 2009). Devido a isso, estão sujeitos a vários processos de degradação, como a supressão da vegetação e a perda de carbono orgânico, comuns neste bioma (PRĂVĂLIE, 2021), e que prejudicam a qualidade e saúde do solo (LOURENÇO et al., 2022; PEREIRA et al., 2022).

A perda da qualidade física do solo está ligada a problemas nas propriedades associadas à estrutura e porosidade do sistema, que podem gerar processos de degradação como erosão, compactação e desertificação (PRĂVĂLIE, 2021). Redução na estabilidade de agregados, diâmetro de agregados, condutividade hidráulica, distribuição de poros e aumento na densidade do solo, são alguns indicadores físicos que apontam para o declínio da qualidade e saúde do solo (LAL, 2016). Nesse contexto, a atividade biológica e o carbono orgânico podem gerar melhor condicionamento e gerar qualidade física no sistema (LAL, 2016; HOFFLAND et al., 2020).

Já a perda da qualidade química do solo está associada a propriedades relacionadas com o equilíbrio e as concentrações de elementos no sistema, que podem gerar processos de degradação como salinização, poluição e acidificação (PRĂVĂLIE, 2021). Redução nos teores de bases trocáveis, no pH e nas cargas elétricas do sistema, bem como aumento na condutividade elétrica, na acidez potencial e no teor de elementos potencialmente tóxicos, são alguns indicadores químicos que apontam para o declínio da qualidade e saúde do solo (LAL, 2016). Por outro lado, a atividade biológica e o carbono orgânico podem atuar como melhoradores e gerar qualidade química no sistema (LAL, 2016; HOFFLAND et al., 2020).

A biodiversidade desses solos é elevada, assim como nos solos de outros ambientes, podendo ter sua atividade aumentada ou reduzida de acordo com as características da paisagem (LIMA et al., 2017; SILVA et al., 2019; PEREIRA et al., 2022). Indicadores como teores de carbono orgânico total e da biomassa microbiana, tempo médio de residência, atividade enzimática, respiração e quocientes são eficazes no entendimento da qualidade biológica do solo (LAL, 2016; ADETUNJI et al., 2017;

SILVA et al., 2022). Estes padrões de atividade determinam a qualidade biológica do solo, já que são organismos adaptados às condições do bioma, além de serem indicadores sensíveis às mudanças ambientais, padrões associados com a maior persistência de carbono orgânico no solo (LEHMANN et al., 2020b), gerando manutenção de sua qualidade. A atividade da microbiota está associada, não apenas ao fluxo de gás carbônico (CO₂) do solo para a atmosfera, mas também com o sequestro de carbono orgânico pelo solo (MOITINHO et al., 2021; ANANDAKUMAR et al., 2022).

O manejo antrópico está inserido nesse contexto, já que está diretamente relacionado com a conservação do solo e pode atuar na melhoria da qualidade e saúde do solo (BAI et al., 2018; ADETUNJI et al., 2020; LAL, 2020; PANWAR et al., 2022). Por outro lado, a diminuição na qualidade do solo pelo processo de degradação exerce modificações sobre suas funções, que podem atuar no efluxo de CO₂ para a atmosfera e na diminuição dos estoques de carbono no solo (LOURENÇO et al., 2022). O acúmulo de carbono orgânico, somado com a elevação da diversidade e indução da atividade biológica são consequências do emprego de práticas conservativas e podem atuar no aumento e manutenção da qualidade e saúde do solo (LIMA et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2021; PEREIRA et al. 2022; MACEDO et al., 2023).

Avaliar essas características de qualidade a partir da integração de indicadores confiáveis, parece ser a forma mais prática de compreender a complexidade do solo como mantenedor de funções ecossistêmicas e dos padrões de qualidade e saúde do solo (LAL, 2016; WANDER et al., 2019; LEHMANN et al., 2020a). Esses indicadores podem ser mensurados de acordo com as propriedades físicas, químicas ou biológicas do solo, ou em conjuntos específicos que geram funções como desenvolvimento de plantas, atividade biológica e suprimentos de água e nutrientes (KNOEPP et al., 2000; BÜNEMANN et al., 2018; DROBNIK et al., 2018). Outras funções como resistência à degradação e mitigação climática, podem ser avaliadas a partir de relações da microbiota com os compartimentos do COS (LAISHRAM et al., 2012; LOURENÇO et al., 2022; SOSA et al., 2024). Estudos com integração de indicadores da qualidade do solo já foram demonstrados serem escassos na literatura (SIMON et al., 2022).

A avaliação temporal dessas propriedades do solo na Caatinga é importante, pois as mudanças ambientais podem promover alterações que surtem efeito na qualidade e saúde do sistema, especialmente quando o foco reside nos compartimentos do COS e na diversidade e atividade biológica do solo (TEIXEIRA-RIOS et al., 2018; LOURENÇO et al., 2019; SILVA et al., 2019; LOURENÇO et al., 2022). Com isso, o objetivo do

trabalho é avaliar a qualidade do solo sob diferentes usos ao longo do tempo, além do estudo da variação na qualidade biológica em paisagens inseridas no bioma Caatinga.

3.2. Material e Métodos

3.2.1. Caracterização das áreas e coleta temporal

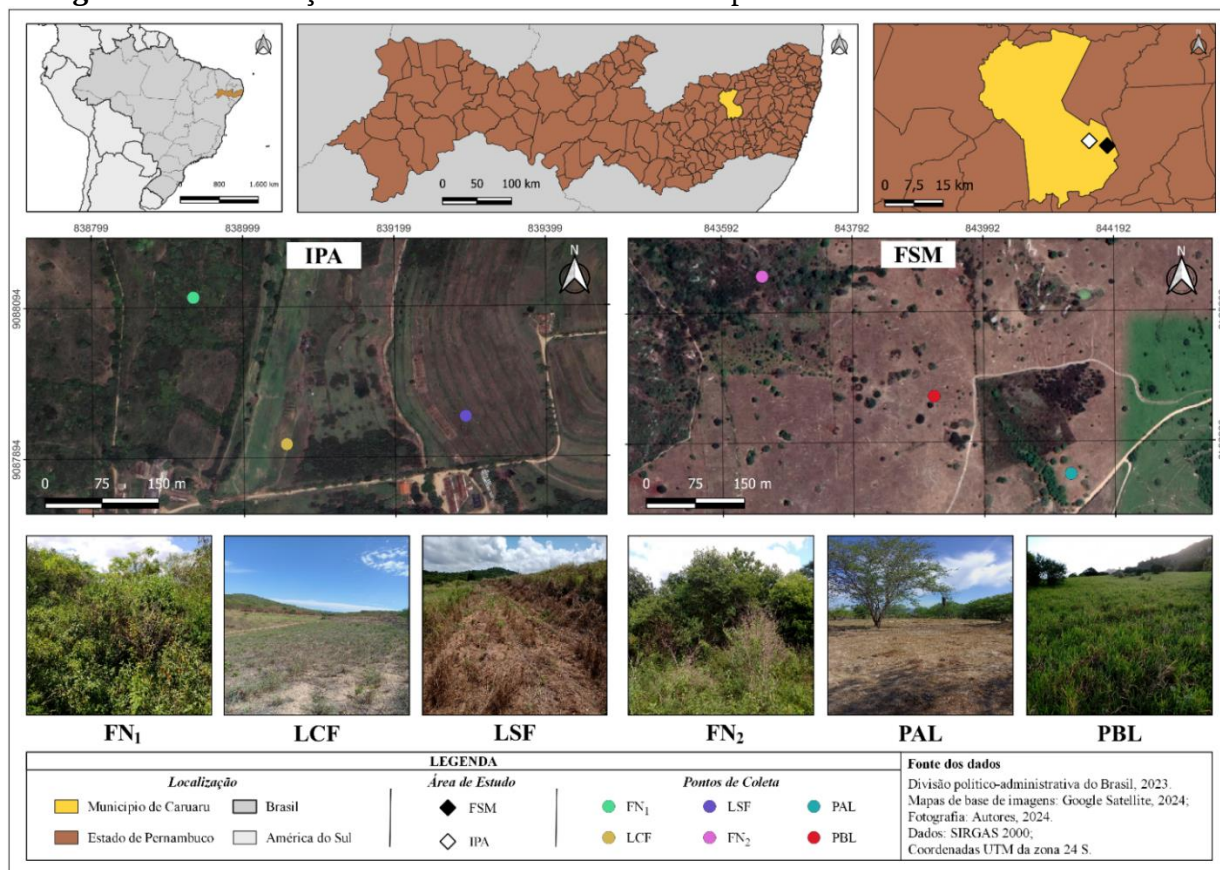
As áreas estudadas (Figura 1) estão localizadas no município de Caruaru (PE), com clima do tipo semiárido (Bsh) de acordo com classificação de Köppen-Geiger e vegetação de Caatinga. No Instituto Agronômico de Pernambuco (IPA), Unidade Caruaru (-8.240099, -35.920822), foram avaliadas três áreas, sob os usos: floresta nativa (FN₁); lavoura com emprego de fogo (LCF); e lavoura sem emprego de fogo (LSF). Na Fazenda Santa Maria (FSM), no distrito de Gonçalves Ferreira (-8.255129, -35.881571), foram estudadas outras três áreas sob os usos: floresta nativa (FN₂); pastagem com alta lotação de animais (PAL); e pastagem com baixa lotação de animais (PBL). Segundo levantamento do IBGE (2024), a área do IPA se encontra em mancha de Argissolo Vermelho-Amarelo, enquanto que na FSM, o uso FN₂ ocorre sobre Neossolo Litólico e os usos PAL e PBL sobre Planossolo Háptico.

As áreas do IPA e da FSM estão localizadas sobre granito, segundo levantamento geológico do CPRM (1984), na carta SC.25-V. Em detalhes, o IPA está localizado sobre o corpo batólito Caruaru-Arcoverde, enquanto a FSM está sobre o corpo plúton Bezerros. O corpo batólito possui composições minerais com presença de hornblenda e biotita, enquanto que o corpo plúton possui riqueza em minerais de feldspato potássico. Os usos FN₁ e FN₂ estão distantes 7,97 km em linha reta. Ambas contam com bom estado de conservação desde meados da década de 1970. As áreas estão situadas em paisagens com relevo ondulado e fortemente ondulado, respectivamente.

O uso LCF possui crescimento de vegetação espontânea, com histórico de preparo pelo revolvimento do solo com arado de disco e aplicação de fogo. Está situada em paisagem com relevo ondulado. A área foi abandonada no ano de 2020, momento em que houve início do processo de sucessão inicial com espécies pioneiras espontâneas. O solo foi revolvido no início do ano de 2024, intencionando-se novo emprego agrícola. O uso PAL possui vegetação esparsa e de crescimento reduzido, sendo local de descanso do rebanho de gado criado na fazenda, com constante pisoteio e entrada de resíduos

orgânicos advindos das excretas dos animais. Essa área está localizada sob relevo plano e conta com problemas de drenagem. A taxa de lotação animal da área é de 12,79 UA ha⁻¹.

Figura 1 – Localização das áreas de coleta no município de Caruaru-PE



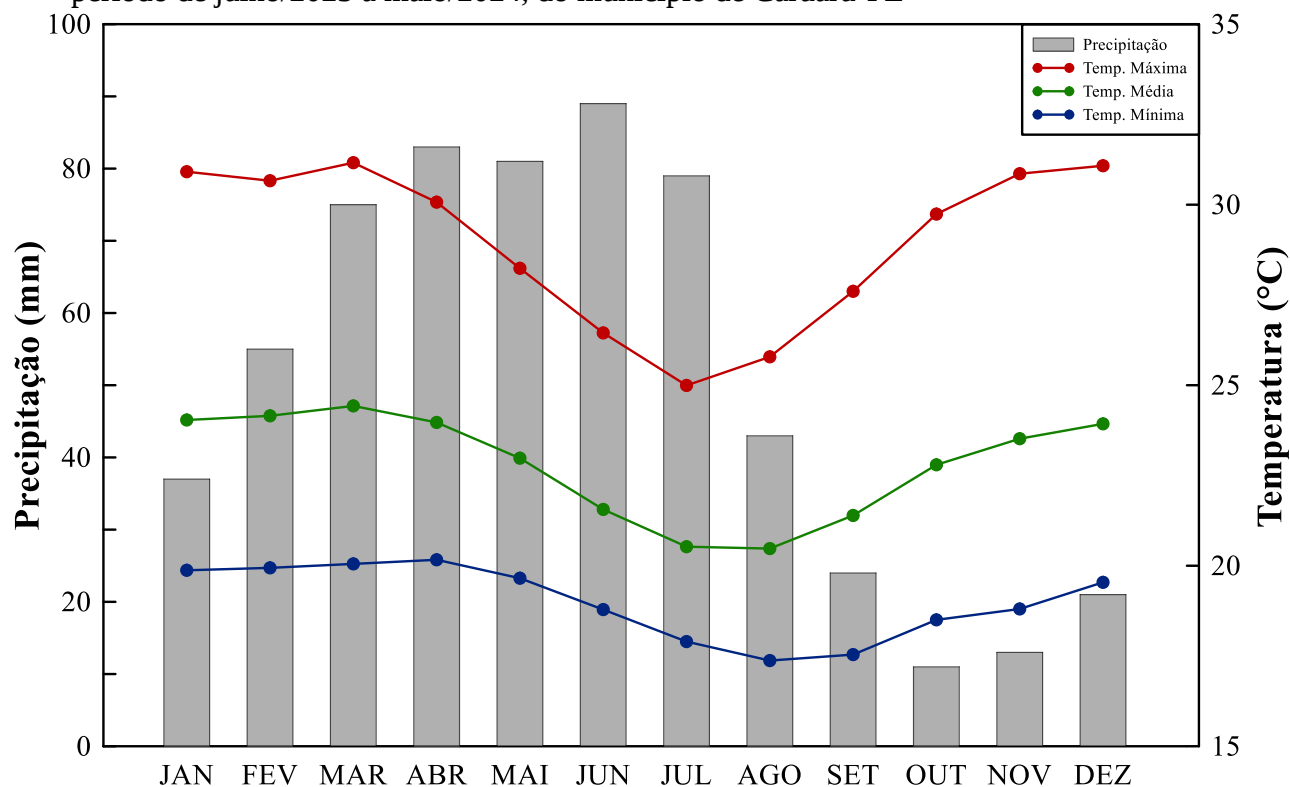
IPA = Instituto Agrônomo de Pernambuco, FSM = Fazenda Santa Maria, FN₁ = floresta nativa do IPA, LCF = lavoura com uso de fogo; LSF = lavoura sem uso de fogo, FN₂ = floresta nativa da FSM, PAL = pastagem com alta lotação de animais e PBL = pastagem com baixa lotação de animais.

O uso LSF possui histórico de plantação com culturas agrícolas anuais, especialmente milho (*Zea mays*), feijão (*Phaseolus vulgaris*) e palma forrageira (*Opuntia cochenillifera*). A área conta com preparo do solo desde a época de sua conversão por volta da década de 1970, desde então vem recebendo aplicação de fertilização inorgânica, de biocidas, emprego de irrigação e de maquinaria agrícola de forma constante ao longo dos anos. O fertilizante que vem sendo aplicado é o NPK granulado, e o revolvimento do solo ocorre pela aragem com arado de disco. O uso PBL possui capim-braquiária (*Brachiaria decumbens*) foi convertido para pastagem perene na década de 1980, e foi reformado no ano de 2022 com a aplicação de biocida para controle de pragas. A área apresenta relevo suavemente ondulado e com prática de pastejo extensivo, com baixa

intensidade de pisoteio animal e pouca diminuição do tamanho do pasto. A taxa de lotação da área é de 2,12 UA ha⁻¹.

As coletas do solo foram realizadas bimestralmente entre julho/2023 e maio/2024, com intuito de acompanhar alterações nas propriedades do solo em função das variações climáticas sazonais da paisagem (Figura 2). Foram realizadas seis coletas bimestrais durante um ano. Em cada amostragem, foi feita a delimitação das áreas em quatro parcelas com bordadura de 2 m em seu entorno. No centro de cada parcela foram coletadas amostras deformadas e compostas, com trado tipo caneca. Foi utilizado amostrador de Uhland na coleta de amostras indeformadas, em cilindros volumétricos, apenas na primeira coleta, para avaliação de alguns atributos físicos do solo que não são modificados em pouco tempo. Todas as amostras de solo foram coletadas na camada de 0-20 cm de profundidade. Ao todo, foram coletadas 144 amostras de solo.

Figura 2 – Precipitação mensal e temperaturas máximas, médias e mínimas mensais no período de julho/2023 à maio/2024, do município de Caruaru-PE



Fonte: APAC (2024).

As amostras para análises biológicas foram mantidas sob refrigeração no campo, em seguida foram levadas para o laboratório e ficaram conservadas em refrigerador a ± 4

°C até o momento de preparo para as análises. Estas análises foram realizadas com celeridade, na tentativa de evitar problemas relacionadas com a atividade da microbiota. As demais amostras deformadas foram secas ao ar em temperatura de, no máximo, 40 °C, destorroadas e passadas em peneira com abertura de 2 mm para obtenção de terra fina seca ao ar (TFSA), utilizadas nas análises das propriedades químicas e físicas do solo. As amostras indeformadas e em agregados foram preparadas na intenção de obtenção das propriedades físicas que necessitam da preservação da estrutura do solo.

3.2.2. Análises do solo

As análises das propriedades físicas (Tabela 1) foram realizadas de acordo com Brakensiek et al. (1984), Tavares Filho et al. (2012) e Teixeira et al. (2017). Foram determinados a densidade do solo (D_s) e das partículas (D_p), os teores de areia grossa (AG), areia fina (AF), silte (SIL), argila total (AT) e argila dispersa em água (ADA), calculado o grau de flocculação (GF), macroporosidade (Ma), microporosidade (Mi), porosidade total (PT), diâmetro médio ponderado (DMP), geométrico (DMG) e agregados maiores que 2 mm (AGR). A estabilidade de agregados (IEA) e a condutividade hidráulica em meio saturado (K_{sat}) foram obtidas por funções de pedotransferência.

As análises das propriedades químicas (Tabela 2) foram realizadas conforme Lantmann; Meurer (1982), Freire; Pessoa; Gheyi (2016) e Teixeira et al. (2017). Foram determinados o potencial hidrogeniônico em água (pH_{H_2O}), em KCl (pH_{KCl}) e seu diferencial (ΔpH), condutividade elétrica no extrato de saturação (CE), teores trocáveis de cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), potássio (K^+) e sódio (Na^+), acidez potencial (H^+Al), teores extraíveis de ferro (Fe), zinco (Zn), manganês (Mn), cobalto (Co) e chumbo (Pb), fósforo disponível (P), capacidade de troca de cátions potencial (T), calculando-se a saturação por bases (V) e a porcentagem de sódio trocável (PST).

Tabela 1 – Caracterização física do solo na camada de 0-20 cm de profundidade, sob diferentes usos do solo no município de Caruaru-PE

Propriedade	Uso do solo					
	FN ₁	LCF	LSF	FN ₂	PAL	PBL
Areia total (g kg ⁻¹)	705,14	705,37	722,16	757,93	708,23	791,83
Areia grossa (g kg ⁻¹)	512,01	444,42	533,61	555,56	485,76	588,82
Areia fina (g kg ⁻¹)	193,13	260,95	188,55	202,37	222,47	203,01
Silte (g kg ⁻¹)	188,72	188,96	169,32	156,45	185,83	120,19
Argila total (g kg ⁻¹)	106,15	105,68	108,53	85,63	105,95	88,01
Argila dispersa em água (g kg ⁻¹)	35,88	43,48	48,18	32,58	43,33	35,55
Grau de flocculação (%)	66,14	58,74	55,60	61,84	60,12	59,58
Relação silte:argila	1,78	1,79	1,56	1,83	1,71	1,38
Densidade do solo (g cm ⁻³)	1,58	1,64	1,65	1,57	1,68	1,69
Densidade das partículas (g cm ⁻³)	2,71	2,75	2,70	2,68	2,70	2,73
Porosidade total (%)	37,01	36,59	34,30	36,23	33,08	34,26
Macroporosidade (%)	19,44	17,65	16,83	17,22	12,53	15,53
Microporosidade (%)	17,57	18,95	17,48	19,01	20,55	18,73
Diâmetro médio ponderado (mm)	3,34	3,37	3,33	3,04	2,27	2,78
Diâmetro médio geométrico (mm)	3,01	2,96	2,85	2,40	1,64	2,07
Índice de estabilidade de agregados (%)	79,65	59,89	69,08	72,65	64,01	67,98
Porcentagem de agregados > 2 mm (%)	91,10	89,95	88,69	78,54	50,46	68,48
Condutividade hidráulica (mm h ⁻¹)	44,59	28,58	18,18	42,85	17,16	40,60

FN₁ = floresta nativa do IPA, LCF = lavoura com uso de fogo; LSF = lavoura sem uso de fogo, IPA = Instituto Agrônomo de Pernambuco, FN₂ = floresta nativa da FSM, PAL = pastagem com alta lotação de animais, PBL = pastagem com baixa lotação de animais e FSM = Fazenda Santa Maria.

Tabela 2 – Caracterização química do solo na camada de 0-20 cm de profundidade, sob diferentes usos do solo no município de Caruaru-PE

Propriedade	Uso do solo					
	FN ₁	LCF	LSF	FN ₂	PAL	PBL
Potencial hidrogeniônico (H ₂ O)	6,17	5,32	7,40	5,98	6,53	6,13
Potencial hidrogeniônico (KCl)	5,06	4,13	6,21	4,71	5,25	4,71
Diferencial do potencial hidrogeniônico	-1,12	-1,19	-1,20	-1,28	-1,29	-1,42
Condutividade elétrica (dS m ⁻¹)	0,58	0,60	0,93	0,48	0,79	0,50
Cálcio trocável (mmol _c kg ⁻¹)	21,26	9,48	41,66	11,06	14,71	6,29
Magnésio trocável (mmol _c kg ⁻¹)	6,67	2,03	8,52	3,25	5,96	2,51
Potássio trocável (mmol _c kg ⁻¹)	5,72	2,38	2,93	2,35	4,06	2,59
Sódio trocável (mmol _c kg ⁻¹)	0,33	0,32	0,94	0,19	1,11	0,43
Acidez potencial (mmol _c kg ⁻¹)	12,52	26,38	6,26	21,46	20,12	11,18
Capacidade de troca de cátions (mmol _c kg ⁻¹)	46,49	40,59	60,32	38,32	45,97	23,01
Fósforo disponível (mg kg ⁻¹)	23,02	9,69	19,96	1,84	29,05	5,06
Saturação por bases (%)	73,38	35,15	88,14	43,94	57,01	51,06
Porcentagem de sódio trocável (%)	0,71	0,78	1,61	0,50	2,08	1,80
Ferro extraível (mg kg ⁻¹)	128,23	208,33	177,15	112,20	290,90	102,33
Manganês extraível (mg kg ⁻¹)	61,68	18,96	82,98	16,40	58,46	12,52
Zinco extraível (mg kg ⁻¹)	15,19	1,93	1,83	1,20	3,92	1,16
Chumbo extraível (mg kg ⁻¹)	2,46	1,48	2,33	1,25	2,17	1,62
Cobalto extraível (mg kg ⁻¹)	0,18	0,08	0,75	0,04	0,46	0,04

FN₁ = floresta nativa do IPA, LCF = lavoura com uso de fogo; LSF = lavoura sem uso de fogo, IPA = Instituto Agrônomo de Pernambuco, FN₂ = floresta nativa da FSM, PAL = pastagem com alta lotação de animais, PBL = pastagem com baixa lotação de animais e FSM = Fazenda Santa Maria.

As propriedades biológicas (Tabela 3) determinadas foram carbono (CBM) e nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) e carbono orgânico total (COT) conforme Walkley; Black (1934), Yeomans; Bremner (1988) e Islam; Weil (1998), respiração basal (RB) e taxa de emissão de CO₂ conforme Stotzky (1965) e Aquino et al. (2017), e atividade da beta-glicosidase (BGC) e da urease (URE) segundo Tabatabai (1994). O quociente metabólico (q -CO₂), microbiano (q -mic) e de mineralização (q -min), foram calculados conforme Silva et al. (2022). A relação C:N da biomassa microbiana foi obtida pela razão entre o CBM e o NBM. O carbono extraível em água quente (CEAQ) foi extraído conforme Ghani; Dexter; Perrott (2003) e determinado seguindo Walkley; Black (1934). O carbono oxidável em permanganato (COXP) foi extraído e dosado conforme Ramírez et al. (2020).

Ainda dentre as propriedades biológicas, o teor de matéria orgânica do solo (MO) foi calculado pelo fator de van Bemmeler conforme Heaton; Fullen; Bhattacharyya (2016), a constante de decaimento diário (k) e o tempo de meia-vida do COS ($T_{1/2}$) foram obtidos de acordo com Bayer et al. (2006) e Silva et al. (2020b), e o carbono orgânico protegido [COP, (fração não-lábil)] foi obtido pela diferença entre o COT e o COXP, como proposto por Blair; Lefroy; Lisle (1995). Os estoques de MO, COT e de seus compartimentos, do NBM e da RB utilizados na caracterização dos sistemas de uso do solo (Tabela 4) e nas coletas temporais, foram calculados e corrigidos de acordo com Fowler et al. (2023).

A maior parte das propriedades avaliadas foram utilizadas na obtenção dos índices de qualidade do solo (IQS) geral, física, química e biológica, assim como na construção de processos ecossistêmicos para assegurar as funções de desenvolvimento vegetal, suprimentos de água e nutrientes, atividade biológica, resistência à degradação e mitigação climática. O peso das propriedades de cada IQS do modelo geral (ANEXO A) e do modelo temporal (ANEXO B), foram escolhidas e ponderadas em relação a sua influência sobre cada processo.

Os valores da função de pontuação de cada propriedade (ANEXO C), foram baseados conforme padrões da literatura, entretanto para as propriedades CEAQ, COXP, k e $T_{1/2}$, foi utilizada a média do tratamento de referência, representado por mata nativa. A construção destes modelos, seus pesos e funções das propriedades foram propostos e alterados conforme Karlen; Stott (1994), Karlen et al. (1997), Glover; Reganold; Andrews (2000), Islam; Weil (2000), Chaer (2001), Cardoso et al. (2009), Freitas et al. (2012), Nascimento; Biondi (2015), Bünnemann et al. (2018), Gozukara et al. (2022), Marion et al. (2022), utilizando o software SIMOQS (Sistema de Monitoramento da Qualidade do Solo), proposto por Chaer (2001).

Tabela 3 – Caracterização biológica do solo na camada de 0-20 cm de profundidade, sob diferentes usos do solo no município de Caruaru-PE

Propriedade	Uso do solo					
	FN ₁	LCF	LSF	FN ₂	PAL	PBL
Matéria orgânica (g kg ⁻¹)	23,66	13,01	17,57	19,34	15,05	17,03
Carbono orgânico total (g kg ⁻¹)	13,72	7,55	10,19	11,22	8,72	9,88
Carbono extraível em água quente (mg kg ⁻¹)	146,12	96,35	120,71	92,12	162,01	147,18
Carbono oxidável por permanganato (mg kg ⁻¹)	462,73	111,86	352,48	382,23	407,60	308,73
Carbono orgânico protegido (g kg ⁻¹)	13,36	7,44	9,84	10,84	8,31	9,57
Carbono da biomassa microbiana (mg kg ⁻¹)	84,27	26,73	60,01	134,18	23,70	41,86
Nitrogênio da biomassa microbiana (mg kg ⁻¹)	14,69	2,90	14,06	14,95	7,19	5,80
Relação C:N	6,03	9,56	6,84	10,47	3,31	7,52
Respiração basal (mg kg ⁻¹ dia ⁻¹)	70,99	43,26	50,33	48,53	28,60	36,29
Taxa de emissão de CO ₂ (μmol m ⁻² min ⁻¹)	12,03	8,99	8,53	9,90	7,16	7,46
Quociente metabólico (mg mg ⁻¹ dia ⁻¹)	0,87	1,93	1,18	0,53	1,56	0,87
Quociente microbiano (%)	0,65	0,36	0,59	1,29	0,31	0,46
Quociente de mineralização (% dia)	0,55	0,58	0,50	0,44	0,36	0,40
Atividade da beta-glicosidase (μg g ⁻¹ h ⁻¹)	456,24	203,01	199,24	315,39	331,90	190,95
Atividade da urease (μg g ⁻¹ h ⁻¹)	14,71	7,66	10,84	6,97	11,42	6,67
Constante de decaimento (dia ⁻¹)	5,51 x 10 ⁻³	5,76 x 10 ⁻³	4,95 x 10 ⁻³	4,37 x 10 ⁻³	3,55 x 10 ⁻³	3,94 x 10 ⁻³
Tempo de meia-vida (dias)	145,88	137,29	152,66	162,96	214,64	198,80

FN₁ = floresta nativa do IPA, LCF = lavoura com uso de fogo; LSF = lavoura sem uso de fogo, IPA = Instituto Agrônomo de Pernambuco, FN₂ = floresta nativa da FSM, PAL = pastagem com alta lotação de animais, PBL = pastagem com baixa lotação de animais e FSM = Fazenda Santa Maria.

3.2.3. Análise dos dados

Os dados foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk, em seguida foram tratados e aplicado o teste de variância de Fisher. Quando houve resultado significativo, a variável foi trabalhada no teste de Tukey para avaliar as diferenças em relação aos sistemas de uso do solo e a sua coleta temporal. Devido a maior parte das variáveis terem sido significativas e terem obtido altos valores de Fisher para os efeitos isolados dos tratamentos representados pelos usos do solo e pela coleta temporal (ANEXO D), optou-se por explorar esses resultados em detrimento de sua interação que teve significâncias pontuais. Para as análises estatísticas, foram utilizados os softwares Sisvar 5.6, Statistica 12 e Grapher.

Tabela 4 – Caracterização dos estoques do carbono orgânico e de seus compartimentos e do nitrogênio microbiano do solo na camada de 0-20 cm de profundidade, sob diferentes coberturas de solo no município de Caruaru-PE

Uso	Estoque dos compartimentos de carbono							
	MO ¹	COT ²	COP ³	RB ⁴	CBM ⁵	NBM ⁶	COXP ⁷	CEAQ ⁸
	t ha ⁻¹			kg ha ⁻¹ dia ⁻¹	kg ha ⁻¹			
⁹ FN ₁	74,82	43,40	41,49	224,13	267,18	46,65	1462,76	463,30
¹⁰ LCF	41,15	23,87	23,52	136,57	84,34	9,14	352,54	304,75
¹¹ LSF	55,57	32,23	31,11	158,71	190,87	44,97	1118,06	381,95
¹² FN ₂	60,56	35,13	33,92	152,25	418,62	46,73	1197,90	288,09
¹³ PAL	47,05	27,27	26,01	89,53	74,80	22,64	1273,36	506,84
¹⁴ PBL	53,35	30,95	29,97	113,48	130,88	18,18	975,29	462,89

¹Matéria orgânica, ²carbono orgânico total, ³carbono orgânico protegido, ⁴respiração basal, ⁵carbono da biomassa microbiana, ⁶nitrogênio da biomassa microbiana, ⁷carbono oxidável em permanganato, ⁸carbono extraível em água quente, FN₁ = floresta nativa do IPA, LCF = lavoura com uso de fogo; LSF = lavoura sem uso de fogo, IPA = Instituto Agrônomo de Pernambuco, FN₂ = floresta nativa da FSM, PAL = pastagem com alta lotação de animais, PBL = pastagem com baixa lotação de animais e FSM = Fazenda Santa Maria.

3.3. Resultados e Discussão

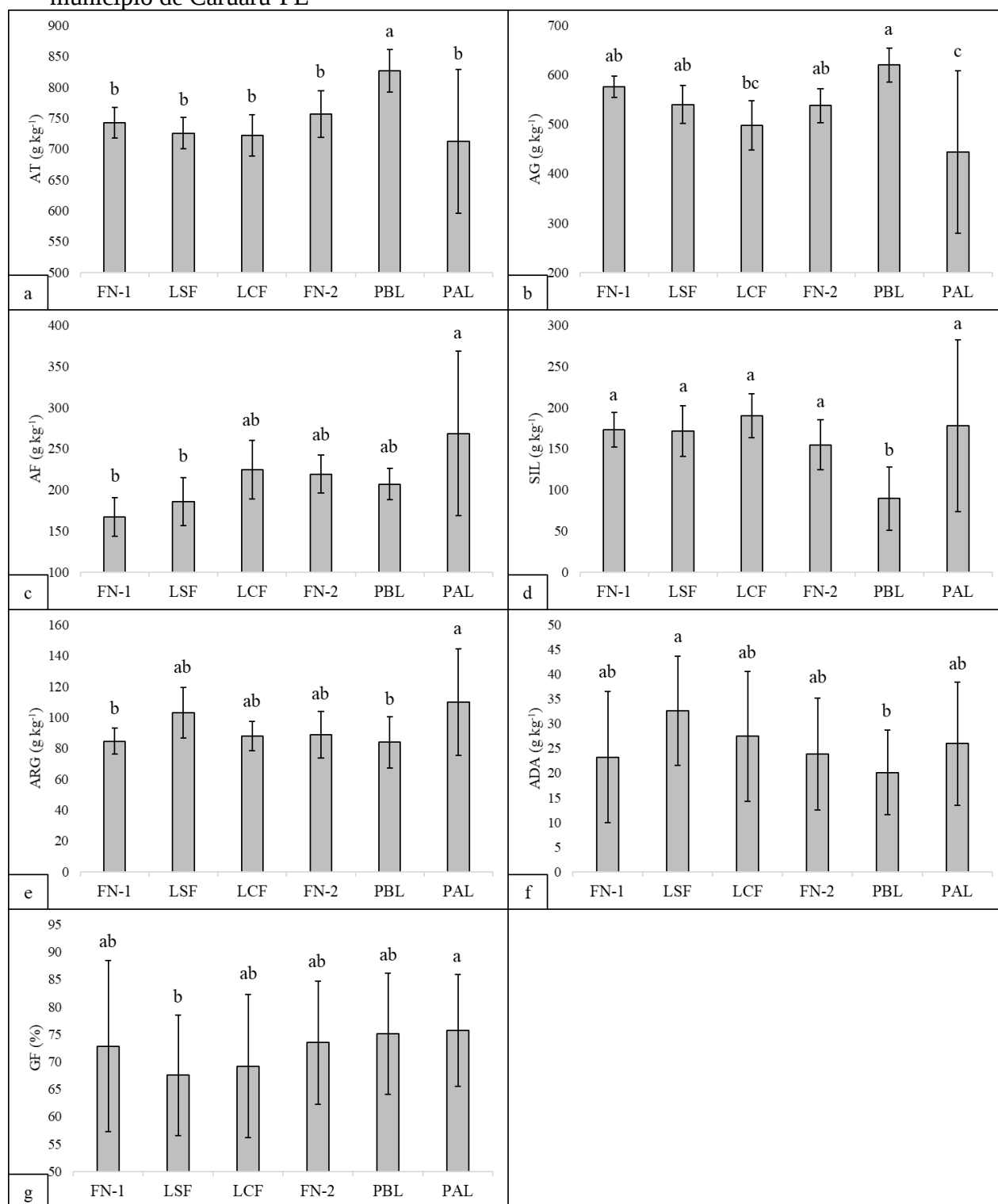
3.3.1. *Propriedades do solo em relação ao uso da terra*

Em relação às propriedades físicas do solo de acordo sob os usos avaliadas (Figura 3), nota-se que o uso PBL possui os teores mais elevados de AT em relação aos demais usos, e teor maior de AG e menor de SIL em relação ao uso PAL. Já os teores de AF e ARG foram maiores no uso PAL em relação aos usos FN₁, LSF e FN₁ e PBL respectivamente. Os demais usos apresentaram teores intermediários para as frações granulométricas do solo. Para a ADA, o uso LSF apresentou os maiores teores em relação ao uso PBL. Inversamente, o GF do solo foi maior sob o uso PAL em relação a LSF. Os demais usos apresentaram teores de ADA e GF intermediários entre os usos.

Os teores intermediários elevados do GF nos usos FN₁ e FN₂, semelhantes ao uso PAL, associados com o baixo teor de ARG, demonstram padrões de qualidade de áreas nativas diante do processo inicial de agregação do solo (RAIESI; BEHESHTI, 2022). Os resultados apresentados para o uso PBL, deve ter ocorrido devido as condições impostas pelo relevo aliado com a presença de rocha ácida na paisagem, aumentando assim o processo de perda de partículas finas e a baixa formação de argilominerais (CÂMARA; GÓMEZ-MIGUEL; MARTÍN, 2017; AYELE et al., 2020). Os elevados teores de AF e SIL na área PAL podem levar a problemas em relação à permeabilidade da água no solo, já que são partículas mais finas sem presença de cargas, atuando assim na obstrução de poros (DU; YE; ZHANG, 2018). Vale ponderar que a área PAL, mesmo com valor elevado de ADA, contou com o maior GF em relação a ao uso LSF.

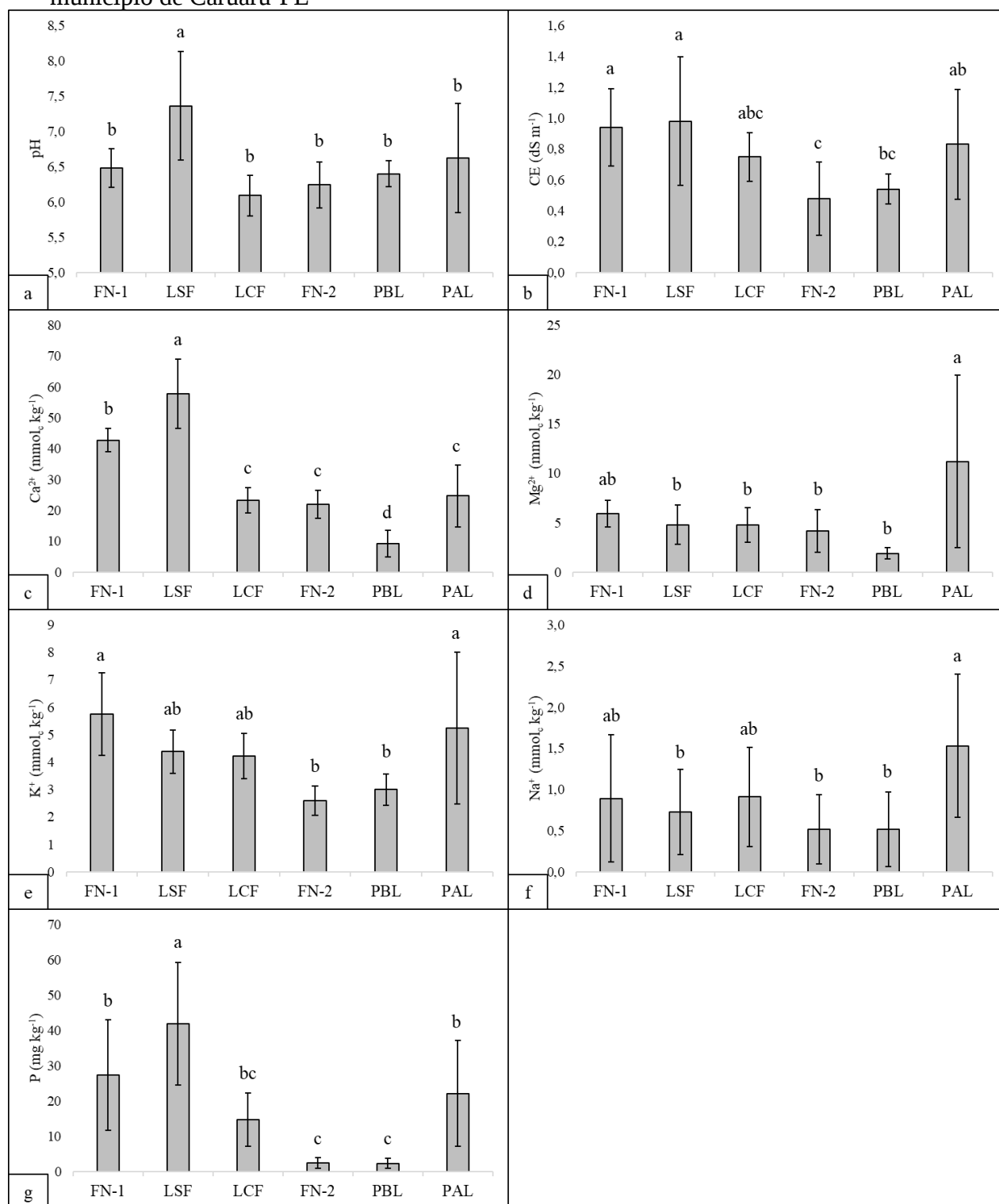
Quanto às propriedades químicas do solo em função das diferentes coberturas avaliadas (Figura 4), pode-se perceber que o pH do solo teve valor mais elevado no uso LSF, superando a faixa de pH mais adequada ao cultivo de plantas, e menores valores nos demais usos. Já para a CE, os usos LSF e FN₁ tiveram os maiores valores em relação aos usos PBL e FN₂. Estes resultados estão relacionados com os teores de cátions presentes no solo, em suas fases trocável e solúvel. Em relação aos teores de elementos trocáveis e disponíveis, nota-se que o solo sob o uso LSF apresentou teores elevados de Ca²⁺ e P, já o uso PAL apresentou teores elevados de Mg²⁺, K⁺ e Na⁺. Vale salientar que os usos FN₂, LCF e PBL apresentaram valores reduzidos para essas propriedades avaliadas.

Figura 3 – Propriedades físicas do solo sob diferentes sistemas de uso do solo, no município de Caruaru-PE



Letras minúsculas semelhantes não diferem no teste de Tukey. FN-1 = floresta nativa do Instituto Agrônomo de Pernambuco, LSF = lavoura sem uso do fogo, LCF = lavoura com uso do fogo, FN-2 = floresta nativa da Fazenda Santa Maria, PBL = pastagem com baixa taxa de lotação, PAL = pastagem com alta taxa de lotação, AT = areia total, AG = areia grossa, AF = areia fina, SIL = silte, ARG = argila total, ADA = argila dispersa em água e GF = grau de floculação.

Figura 4 – Propriedades químicas do solo sob diferentes sistemas de uso do solo, no município de Caruaru-PE



Letras minúsculas semelhantes não diferem no teste de Tukey. FN-1 = floresta nativa do Instituto Agrônomo de Pernambuco, LSF = lavoura sem uso do fogo, LCF = lavoura com uso do fogo, FN-2 = floresta nativa da Fazenda Santa Maria, PBL = pastagem com baixa taxa de lotação, PAL = pastagem com alta taxa de lotação, CE = condutividade elétrica, Ca²⁺ = cálcio trocável, Mg²⁺ = magnésio trocável, K⁺ = potássio trocável, Na⁺ = sódio trocável e P = fósforo disponível.

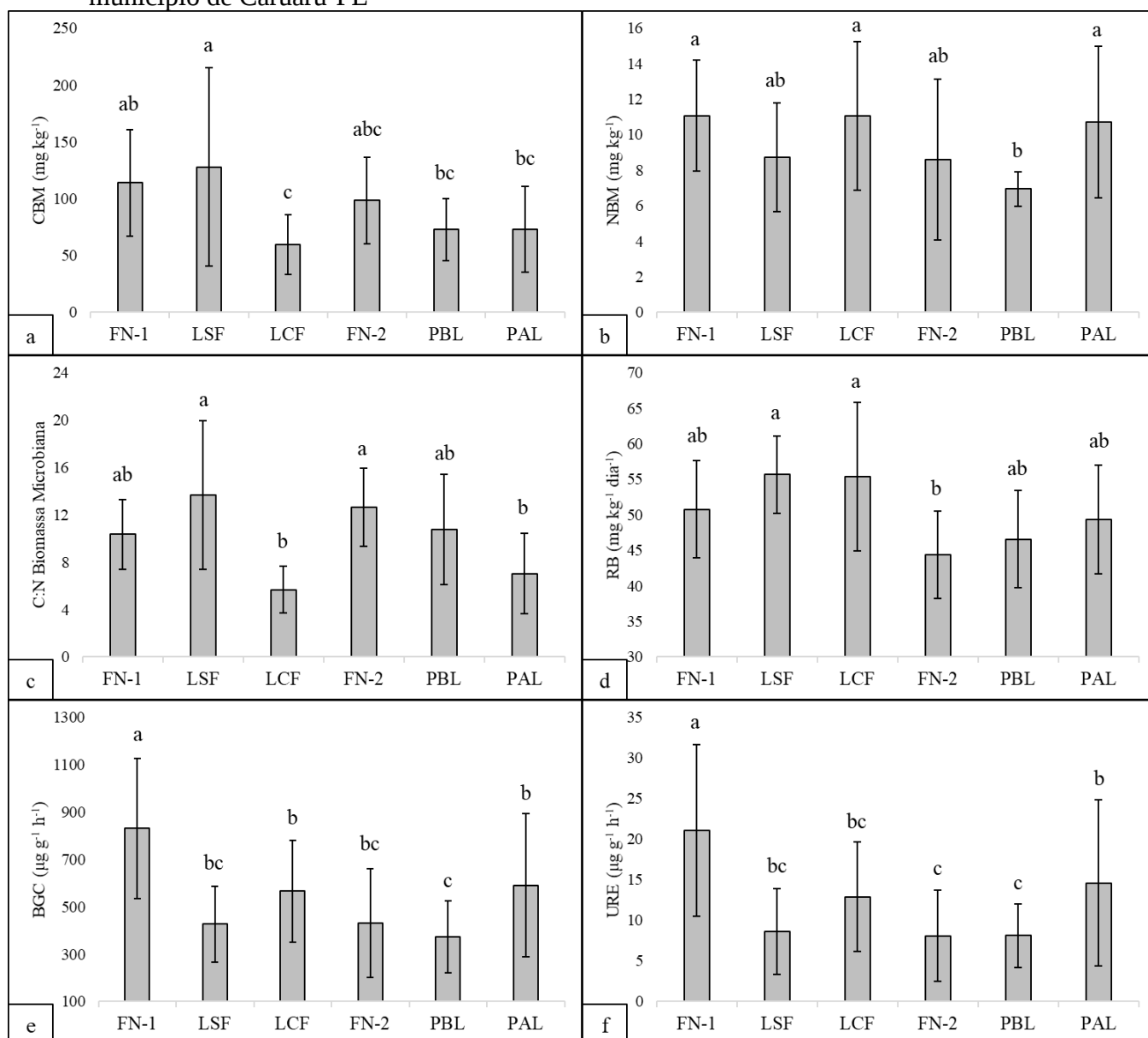
Percebe-se que os valores mais elevados de pH foram encontrados em comum com os maiores teores de cátion básico (Ca^{2+}), algo de acordo com o equilíbrio químico do solo, já que cátions possuem a capacidade de reduzir a atividade do H^+ (BARROW; HARTEMINK, 2023). Os valores elevados de pH, CE, de cátions trocáveis e do P no uso LSF estão relacionados com o manejo da área voltado para cultivo de culturas anuais, com emprego de técnicas de correção e adubação que são capazes de alterar e aumentar os valores dessas propriedades do solo (DINCĂ et al., 2022; KLEIN et al., 2024). No uso PAL, os teores elevados de Mg^{2+} , K^+ e Na^+ , somados com a maior CE em relação ao uso NF_2 , ao relevo plano e a má drenagem dessa área, são fatores que indicam processo inicial de salinização do solo (PRĂVĂLIE, 2021; MENDIETA-MENDOZA et al., 2023). Os valores reduzidos nos usos NF_2 e PBL, devem estar relacionados à lixiviação devido a condição do relevo e da textura arenosa do solo nessas áreas (AYELE et al., 2020).

Para as propriedades biológicas do solo (Figura 5), foram observados os menores teores de CBM no solo sob o uso LCF em relação aos usos NF_1 e LSF, por outro lado para o NBM a área sob PBL apresentou o menor teor em relação aos usos NF_1 , LCF e PAL. A relação C:N da biomassa microbiana foi menor nos usos LCF e PAL, em relação aos usos LSF e NF_2 . Já a RB foi maior nos solos sob os usos LCF e LSF, com a menor taxa sendo apresentada para o uso NF_2 . Ainda que o uso PAL não tenha apresentado teores reduzidos de biomassa microbiana, devido à elevada presença de frações lábeis de carbono (Figura 7), essa propriedade possui sensibilidade diante das práticas agrícolas adotadas e do estado de degradação do solo (KUZYAKOV et al., 2020).

Nesse estudo, a relação C:N da biomassa microbiana do solo foi em média 10:1, resultado que indica ligeira maior contribuição de fungos na biomassa microbiana e que pode estar relacionado com maior sequestro de carbono pelo solo (DENG; LIANG, 2022). Em relação à RB, as taxas mais elevadas apresentadas na área sob LSF e LCF devem refletir as suas condições de manejo, já que possuem histórico de revolvimento do solo, com destruição da estrutura e exposição do carbono orgânico para a atividade microbiana (MIRZAVAND; ASADI-RAHMANI; MORADI-TALEBBEIGI, 2022).

Avaliando a atividade enzimática do solo (Figura 5), percebe-se que a BGC e a URE foram superiores no solo sob o uso NF_1 e inferiores sob os usos NF_2 e PBL. A atividade dessas enzimas extracelulares está associada com a quantidade de compostos lábeis de carbono e da biomassa microbiana apresentadas pelo solo, fato ocorrido sob o uso NF_1 (Figura 5.a, 7.c e 7.d), e que deve estar associado com a conversão do material para compor o metabolismo dos microrganismos do solo (SARTO et al., 2020).

Figura 5 – Propriedades biológicas do solo sob diferentes sistemas de uso do solo, no município de Caruaru-PE



Letras minúsculas semelhantes não diferem no teste de Tukey. FN-1 = floresta nativa do Instituto Agrônomo de Pernambuco, LSF = lavoura sem uso do fogo, LCF = lavoura com uso do fogo, FN-2 = floresta nativa da Fazenda Santa Maria, PBL = pastagem com baixa taxa de lotação, PAL = pastagem com alta taxa de lotação, CBM = carbono da biomassa microbiana, NBM = nitrogênio da biomassa microbiana, RB = respiração basal, BGC = atividade da beta-glicosidase e URE = atividade da urease.

Continuando com as propriedades biológicas do solo (Figura 6), as emissões de CO₂ seguiram o mesmo padrão avaliado para a RB do solo, resultado que se deve à utilização das taxas de respirometria para o cálculo dessas emissões. O $q\text{-CO}_2$ do solo sob o uso LCF foi superior aos usos FN₁ e FN₂, da mesma forma que o $q\text{-mic}$ do uso LSF foi o maior em relação aos usos LCF e PAL. Já para o $q\text{-min}$, as áreas sob os usos LSF e PBL

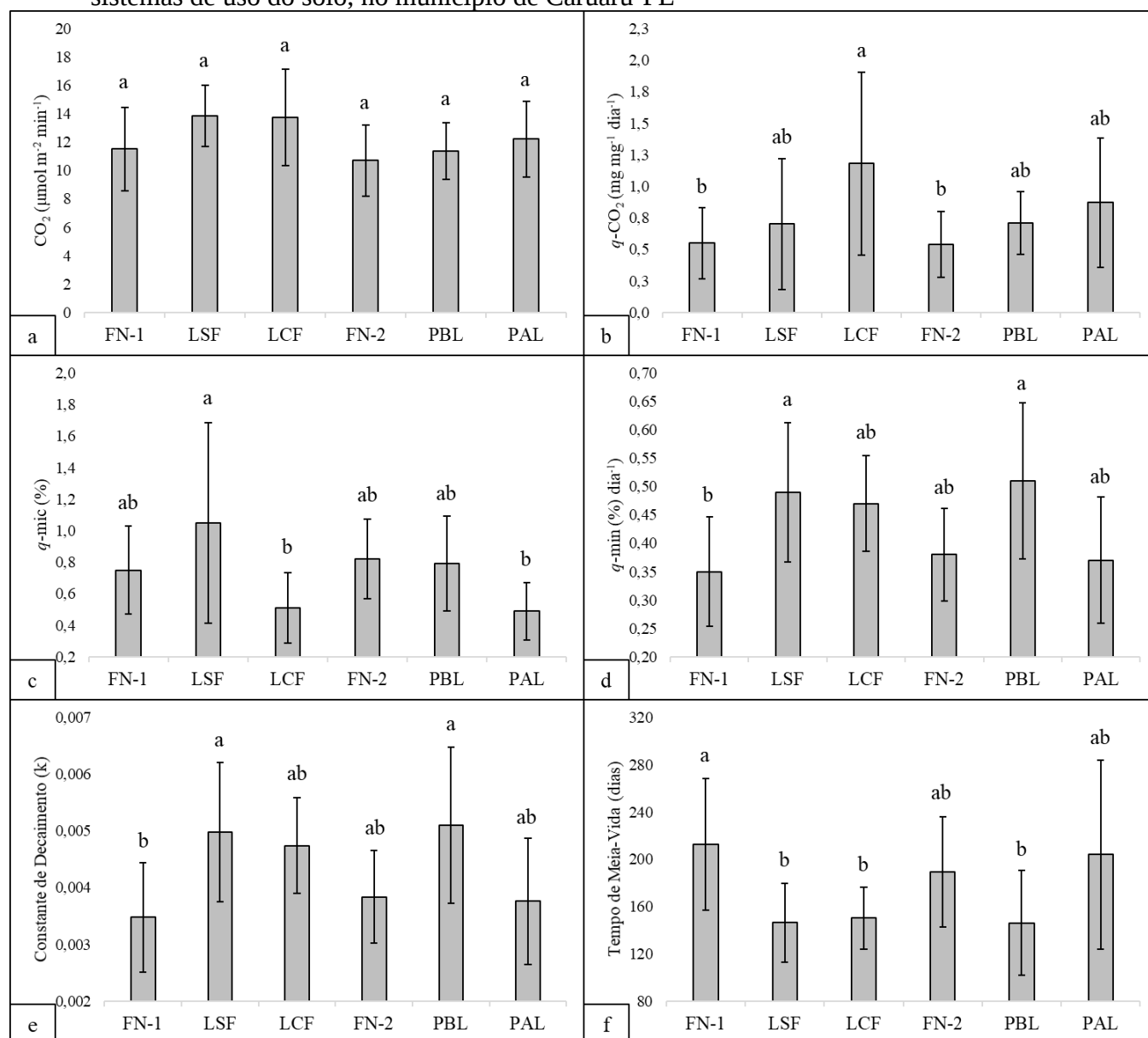
apresentaram valores superiores ao uso FN₁, padrão semelhante à propriedade representada pela constante de decaimento do carbono. O T_{1/2} do carbono foi superior na área sob o uso FN₁ em relação aos usos LSF, LCF e PBL.

O alto valor do $q\text{-CO}_2$ aliado com o baixo valor do $q\text{-mic}$ no solo sob os usos LCF e PAL apontam para estresse da comunidade microbiana, já que contaram com teores mais reduzidos do CBM (Figura 5.a) em relação ao COT (Figura 7.b), assim como estiveram associados com taxa respiratória mais elevada (SILVA et al., 2021). Em relação ao $q\text{-min}$ e à constante de decaimento, possivelmente, esses valores elevados estão associados com a maior velocidade de decomposição do carbono orgânico em condições associadas com práticas de manejo agrícola (BAYER et al., 2006; SILVA et al., 2022). Já em relação ao T_{1/2} do carbono orgânico, o teor de COT presente no solo sob os usos FN₁ e PAL (Figura 7), aliado com as taxas intermediárias da RB, possibilitaram elevação do T_{1/2} do carbono (SILVA et al., 2020b).

O maiores estoques do COT (Figura 7), foram encontrados nos solos sob os usos FN₁ e PAL em relação ao menor teor do uso PBL, com os usos LSF, LCF e FN₂ apresentando teores intermediários. Os estoques de COP e MO seguiram a mesma tendência do COT. Esse padrão se deve ao fato do COP representar a maior fração do COS em detrimento da fração lábil, assim como o COT compõe a maior fração matéria orgânica do solo (HEATON; FULLEN; BHATTACHARYYA, 2016; LORENZ; LAL, 2018). Em relação ao estoque do COT no uso PAL, assim como os estoques mais elevados do CEAQ e do COXP, possivelmente estão relacionados com a entrada de resíduos animais nessa área, devido sua alta taxa de lotação (RAYNE; AULA, 2020). Os elevados estoques do COT, CEAQ e COXP na FN₁ representam qualidade do solo sobre esse uso, já que são frações indispensáveis no funcionamento do solo (RAIESI; BEHESHTI, 2022).

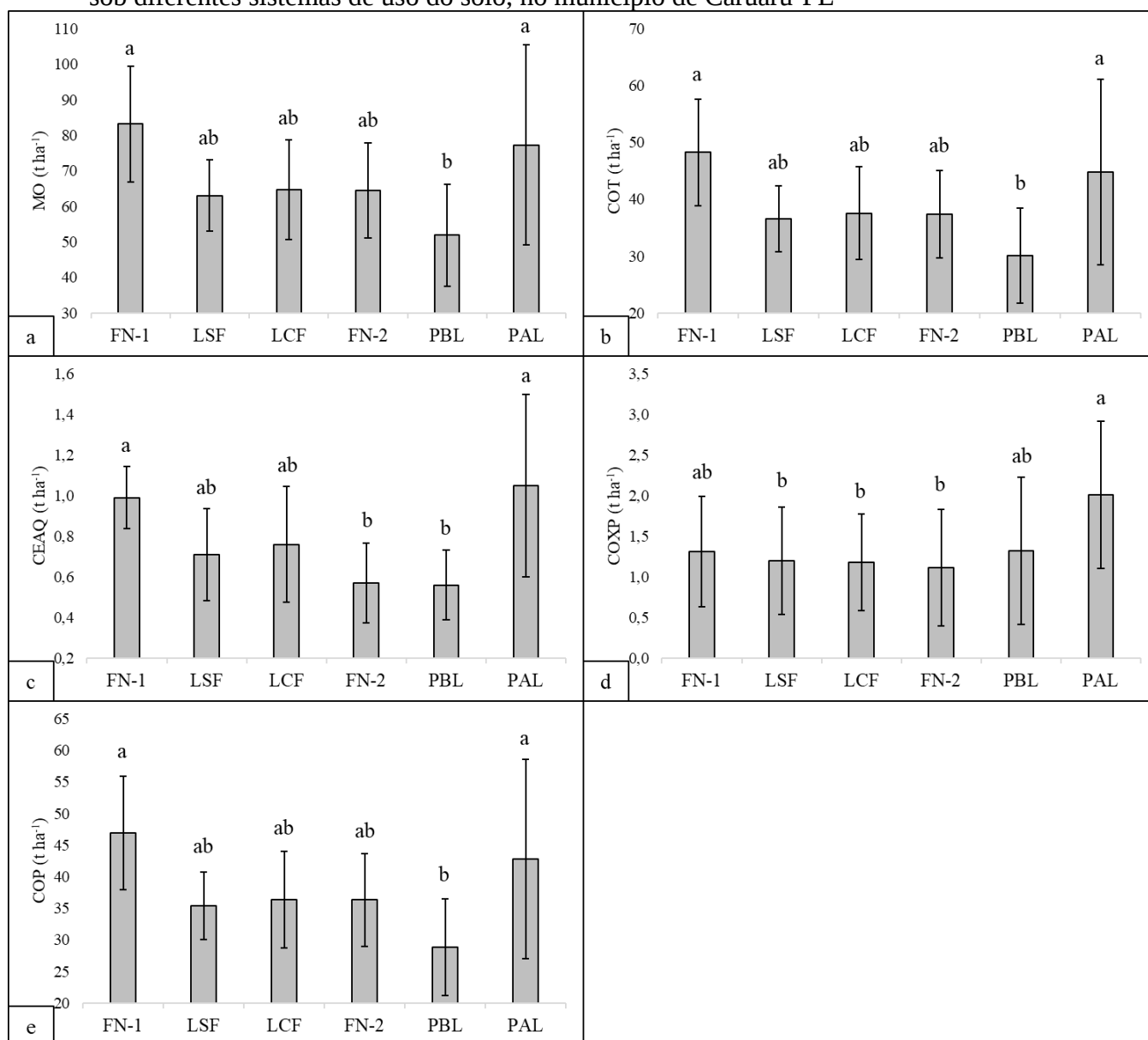
O estoque do COT encontrado na área FN₁ está relacionado com a excelência que florestas possuem no sequestro de carbono orgânico pelo solo (HEINRICH et al., 2023; TOMAZ et al., 2024). Em relação à FN₂, nota-se que, mesmo se equiparando ao teor da LSF e LCF, seu teor é mais elevado que o uso PBL como área pareada na FSM, demonstrando novamente a capacidade de florestas em sequestrar carbono. O baixo estoque no uso PBL deve estar relacionado ao baixo teor de ARG, já que é a fração indispensável para a reatividade físico-química do solo e o sequestro de carbono (CHURCHMAN et al., 2020). Enquanto isso, o estoque intermediário no uso LCF reflete os aspectos do manejo com fogo, técnica prejudicial ao COS (AGBESHIE et al., 2022).

Figura 6 – Índices biológicos e estabilidade do carbono orgânico do solo sob diferentes sistemas de uso do solo, no município de Caruaru-PE



Letras minúsculas semelhantes não diferem no teste de Tukey. FN-1 = floresta nativa do Instituto Agrônomo de Pernambuco, LSF = lavoura sem uso do fogo, LCF = lavoura com uso do fogo, FN-2 = floresta nativa da Fazenda Santa Maria, PBL = pastagem com baixa taxa de lotação, PAL = pastagem com alta taxa de lotação, CO_2 = taxa de emissão de CO_2 , $q-CO_2$ = quociente metabólico, $q-mic$ = quociente microbiano e $q-min$ = quociente de mineralização.

Figura 7 – Matéria orgânica do solo, carbono orgânico do solo e seus compartimentos sob diferentes sistemas de uso do solo, no município de Caruaru-PE



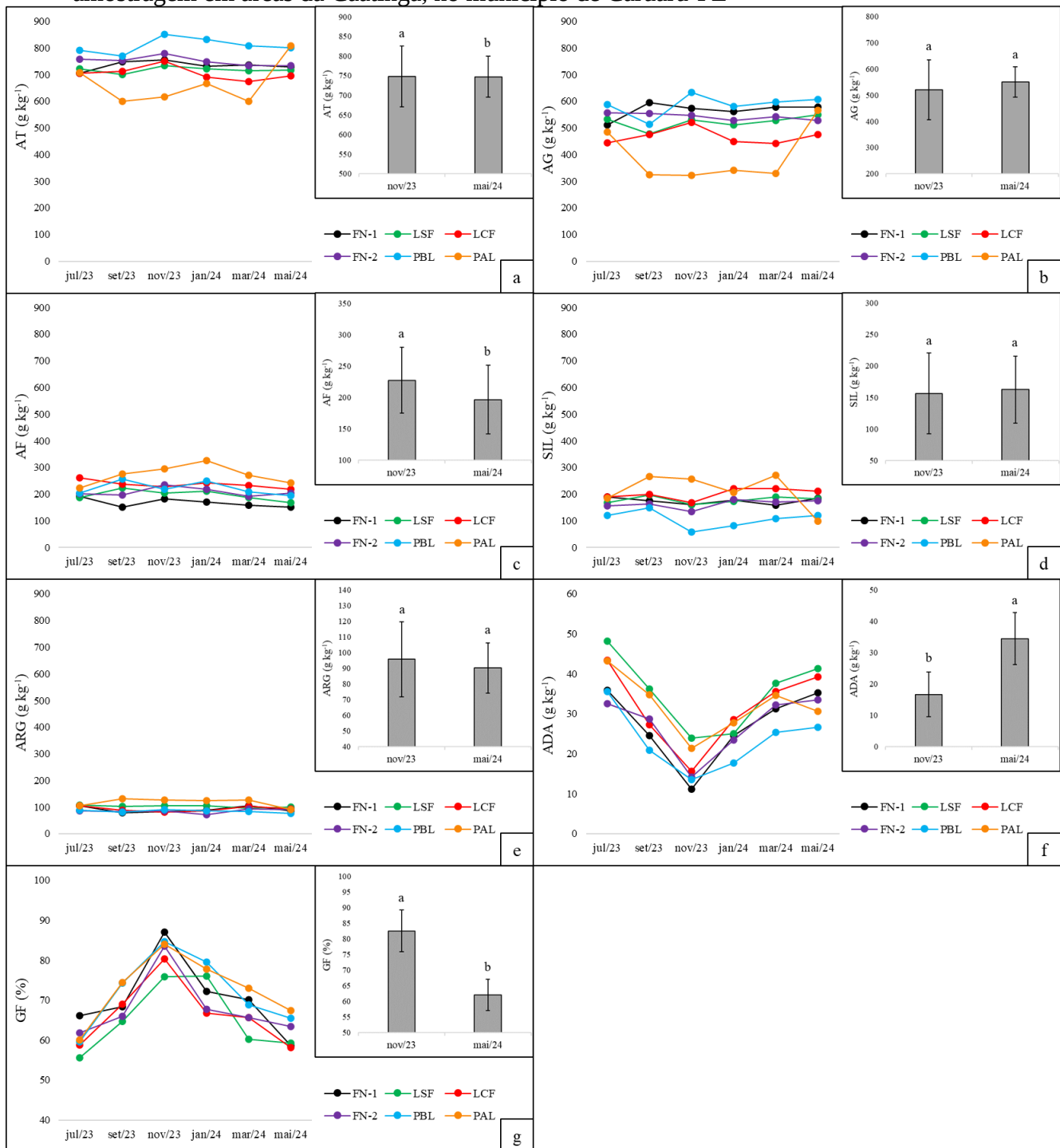
Letras minúsculas semelhantes não diferem no teste de Tukey. FN-1 = floresta nativa do Instituto Agrônomo de Pernambuco, LSF = lavoura sem uso do fogo, LCF = lavoura com uso do fogo, FN-2 = floresta nativa da Fazenda Santa Maria, PBL = pastagem com baixa taxa de lotação, PAL = pastagem com alta taxa de lotação, MO = estoque da matéria orgânica, COT = estoque do carbono orgânico total, CEAQ = estoque do carbono extraível em água quente, COXP = estoque do carbono oxidável em permanganato e COP = estoque do carbono orgânico protegido.

3.3.2. *Propriedades do solo no tempo*

De acordo com a influência da amostragem temporal sobre as propriedades físicas do solo (Figura 8), foi possível inferir que ocorreram diferenças apenas para AT e AF entre os meses de novembro/23 e maio/24, com as demais frações granulométricas apresentando similaridade entre as épocas. Esse fato está relacionado com o longo tempo para que ocorram modificações nos teores dessas partículas, com intervalos em medidas geológicas (FANG et al., 2023). Entretanto, vale ponderar que pode haver heterogeneidade espacial e até mesmo movimentação de partículas, ambos fatores que podem causar influências locais nesses teores de acordo com os aspectos da paisagem (DIAMOND et al., 2021).

Em relação à ADA, nota-se menor teor no mês de novembro/23 em relação ao mês de maio/24, assim como nessas mesmas condições foram observados maior valor do GF (Figura 8). Esse fato decorre devido a pluviosidade desse mês ter sido a menor durante o ano de amostragem da pesquisa. Além disso, essas duas propriedades estão fortemente relacionadas com os teores de elementos presentes no solo, já que existem elementos que possuem maior ou menor capacidade de dispersar as partículas do solo de acordo com suas características (ABBASLOU; HADIFARD; GHANIZADEH, 2020).

Figura 8 – Propriedades físicas do solo em relação às coletas bimestrais de julho/2023 a maio/2024 e relação entre os meses mais seco (novembro/23) e chuvoso (maio/24) da amostragem em áreas da Caatinga, no município de Caruaru-PE



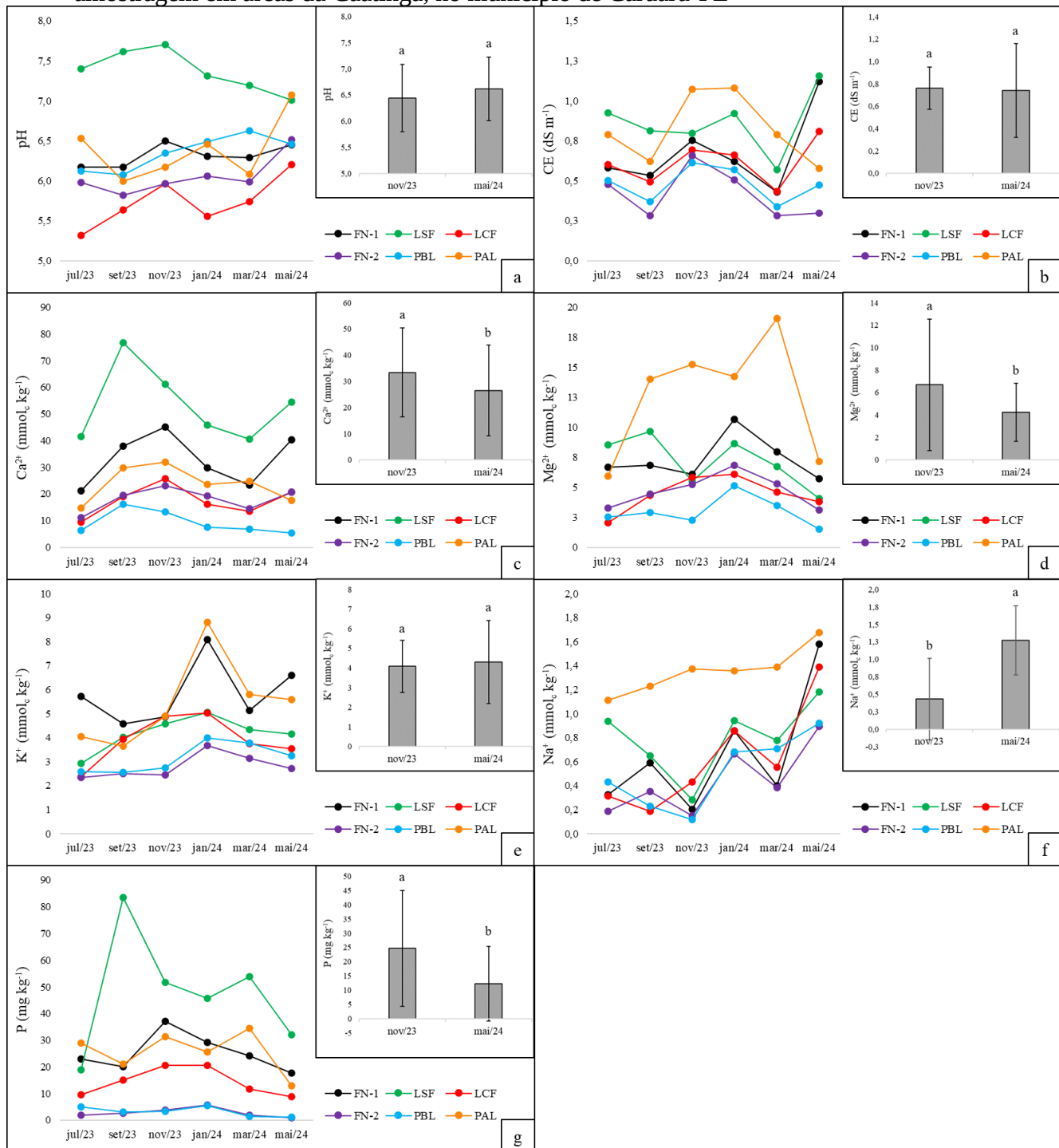
Letras minúsculas semelhantes não diferem no teste de Tukey. FN-1 = floresta nativa do Instituto Agrônomo de Pernambuco, LSF = lavoura sem uso do fogo, LCF = lavoura com uso do fogo, FN-2 = floresta nativa da Fazenda Santa Maria, PBL = pastagem com baixa taxa de lotação, PAL = pastagem com alta taxa de lotação, AT = areia total, AG = areia grossa, AF = areia fina, SIL = silte, ARG = argila total, ADA = argila dispersa em água e GF = grau de floculação.

Para as propriedades químicas do solo em relação à amostragem temporal (Figura 9), não houve variação no pH e na CE durante os meses de novembro/23 e maio/24. As alterações dessas propriedades estão fortemente relacionadas com os teores de bases trocáveis e solúveis no sistema (CORWIN; YEMOTO, 2020; BARROW; HARTEMINK, 2023) que, por meio do equilíbrio, tendem a ser balanceadas pelos teores variáveis desses elementos ao longo da amostragem temporal e de acordo com as mudanças ambientais.

Quanto às bases trocáveis, o Ca^{2+} e o Mg^{2+} apresentaram aumento no mês de novembro/23 em relação a maio/24, fato não apresentado pelo K^{+} que se manteve semelhante na amostragem temporal. O Na^{+} representa cátion com forte potencial de lixiviação, o seu maior teor no período de maio/24 deve ter sido influenciado pelo seu acúmulo no uso PAL (Figura 4.f), já que é uma paisagem com relevo plano e com problemas de drenagem. A dinâmica dessas bases está atrelada à reatividade do solo, intemperismo dos minerais e decomposição e mineralização de materiais vegetais, podendo haver acumulações com a baixa precipitação (QUEIROZ Et al., 2019; MATOS et al., 2022; FANG et al., 2023).

Em relação às demais propriedades químicas, pode-se notar que os maiores teores de P foram encontrados no mês mais seco de novembro/23 (Figura 9). O P é uma fração do fósforo total que pode ser lixiviada do sistema quando associado com moléculas orgânicas, pelo aumento de sua mobilidade (HILL et al., 2015; JALALI; JALALI, 2020). Essa mobilidade deve ter acarretado na lixiviação de parte do P pela influência da precipitação no padrão temporal, já que o mês de maio/24 foi o que apresentou a maior precipitação da amostragem, podendo seus teores terem sido influenciados por esses padrões de sazonalidade ambiental.

Figura 9 – Propriedades químicas do solo em relação às coletas bimestrais de julho/2023 a maio/2024 e relação entre os meses mais seco (novembro/23) e chuvoso (maio/24) da amostragem em áreas da Caatinga, no município de Caruaru-PE



Letras minúsculas semelhantes não diferem no teste de Tukey. FN-1 = floresta nativa do Instituto Agrônomo de Pernambuco, LSF = lavoura sem uso do fogo, LCF = lavoura com uso do fogo, FN-2 = floresta nativa da Fazenda Santa Maria, PBL = pastagem com baixa taxa de lotação, PAL = pastagem com alta taxa de lotação, CE = condutividade elétrica, Ca²⁺ = cálcio trocável, Mg²⁺ = magnésio trocável, K⁺ = potássio trocável, Na⁺ = sódio trocável e P = fósforo disponível.

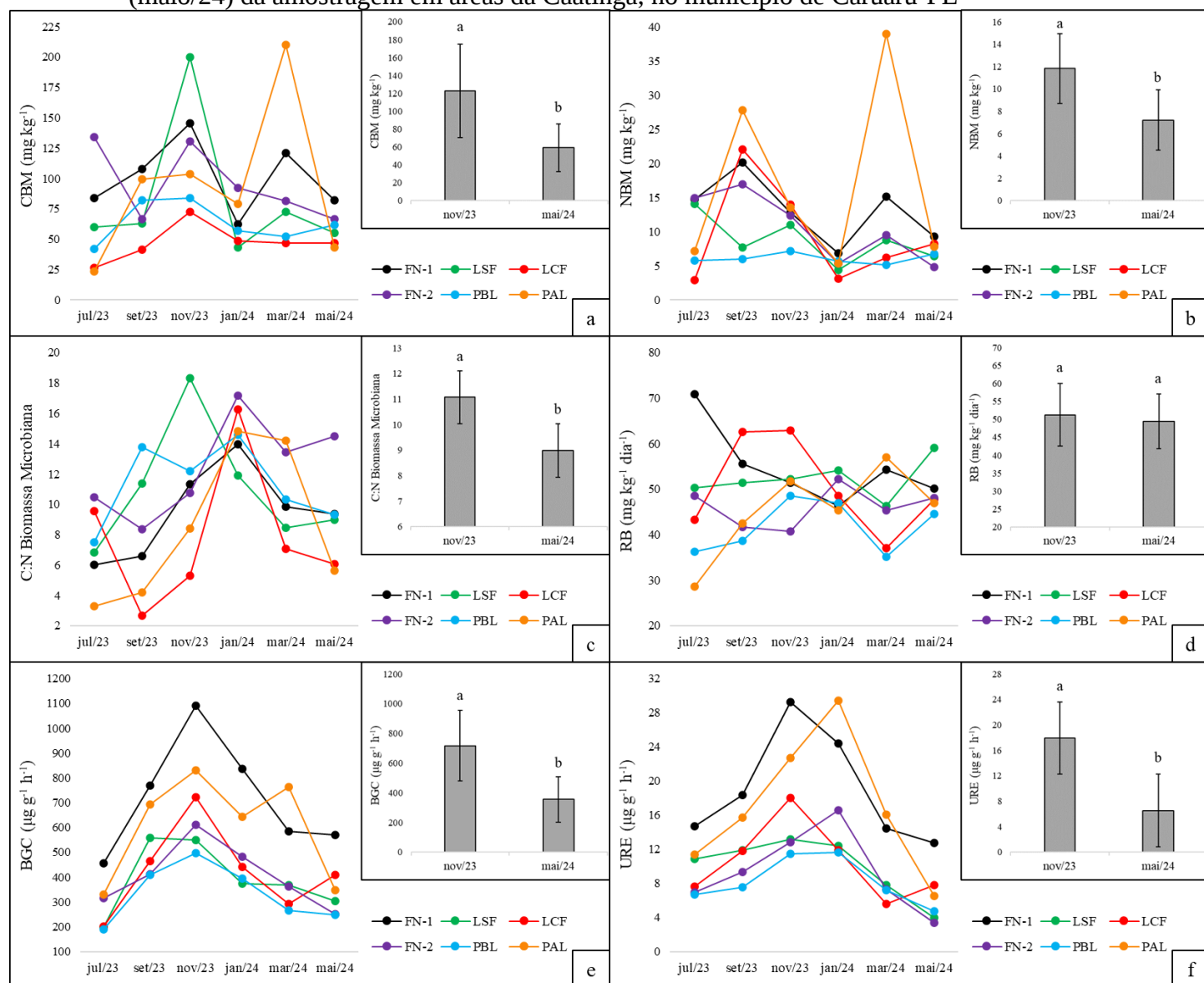
De acordo com as propriedades biológicas do solo em relação à amostragem temporal (Figura 10), observou-se aumento dos teores de CBM e NBM no mês de novembro/23. Esses resultados foram suficientes para fazer com que houvesse aumento da relação C:N da biomassa microbiana desse mês, em relação ao mês mais chuvoso de maio/24. A RB por sua vez, não apresentou modificação ao longo do tempo de amostragem desse trabalho.

A maior relação C:N no mês mais seco pode estar relacionada com maior presença de fungos na biomassa microbiana, já que são organismos com maior relação C:N e características adaptativas para essas condições (VIEIRA JUNIOR et al., 2020). Os grupos microbianos *k*-estrategistas, representados por filos como Actinobacteria e Basidiomycota prevalecem em condições secas, enquanto os filos Proteobacteria e Ascomycota prevalecem na época chuvosa e são organismos *r*-estrategistas (LACERDA-JÚNIOR et al., 2019; YAN et al., 2020; PENG et al., 2021). Esse último fator explica a diminuição da relação C:N nos períodos úmidos, com aumento da comunidade bacteriana devido à presença de condições ótimas, como de recursos como água e nutrientes.

Para a atividade enzimática do solo (Figura 10), infere-se que houve aumento da BGC e da URE em relação a diminuição da precipitação, já que as maiores atividades foram observadas no mês de novembro/23, enquanto as menores atividades estiveram presentes no mês de maio/24. Esse padrão já foi observado em outros trabalhos e deve estar associado com o acúmulo de serapilheira após a queda do material vegetal decíduo (SILVA et al., 2020a; MATOS et al., 2022; LIMA et al., 2024). Além disso, deve ter ocorrido a integração de outros fatores, como compostos enzimáticos livres na solução, associado a substratos, complexado em materiais orgânicos, adsorvidos a partículas de argila ou ligados a taninos condensados (BURNS et al., 2013).

Vale salientar que a alta presença de compostos lábeis no período seco, pode estar relacionada com a elevada atividade enzimática e da diversidade da biomassa microbiana no mesmo período, fatores que levam a conversão de compostos complexos em compostos mais simples de carbono orgânico, com ambas as propriedades possuindo estreitas relações (XU et al., 2021). Além disso, o entendimento dos padrões temporais na alteração da atividade enzimática possui importância, pois podem ser correlacionados com outras propriedades do solo e são úteis na avaliação de sua qualidade em contexto nacional (BARBOSA et al., 2023). Diante do exposto, vale ponderar sobre os padrões de qualidade do solo de acordo com a avaliação de suas propriedades, permitindo entender sobre os processos do solo na manutenção de suas funções ecossistêmicas.

Figura 10 – Propriedades biológicas do solo em relação às coletas bimestrais de julho/2023 a maio/2024 e relação entre os meses mais seco (novembro/23) e chuvoso (maio/24) da amostragem em áreas da Caatinga, no município de Caruaru-PE



Letras minúsculas semelhantes não diferem no teste de Tukey. FN-1 = floresta nativa do Instituto Agrônomo de Pernambuco, LSF = lavoura sem uso do fogo, LCF = lavoura com uso do fogo, FN-2 = floresta nativa da Fazenda Santa Maria, PBL = pastagem com baixa taxa de lotação, PAL = pastagem com alta taxa de lotação, CBM = carbono da biomassa microbiana, NBM = nitrogênio da biomassa microbiana, RB = respiração basal, BGC = atividade da beta-glicosidase e URE = atividade da urease.

Ainda em relação às propriedades biológicas de acordo com a amostragem temporal (Figura 11), verificaram-se manutenção das taxas de emissão de CO₂, assim como observado para a RB. O q -CO₂ e o q -min foram superiores no mês de maio/24, assim como o q -mic foi inferior para o mesmo período. A constante de decaimento do carbono orgânico também apresentou o maior valor para a época chuvosa do ano,

representada pelo mês de maio/24. Em consequência, o carbono orgânico apresentou $T_{1/2}$ mais elevado na época seca, representada pelo mês de novembro/23.

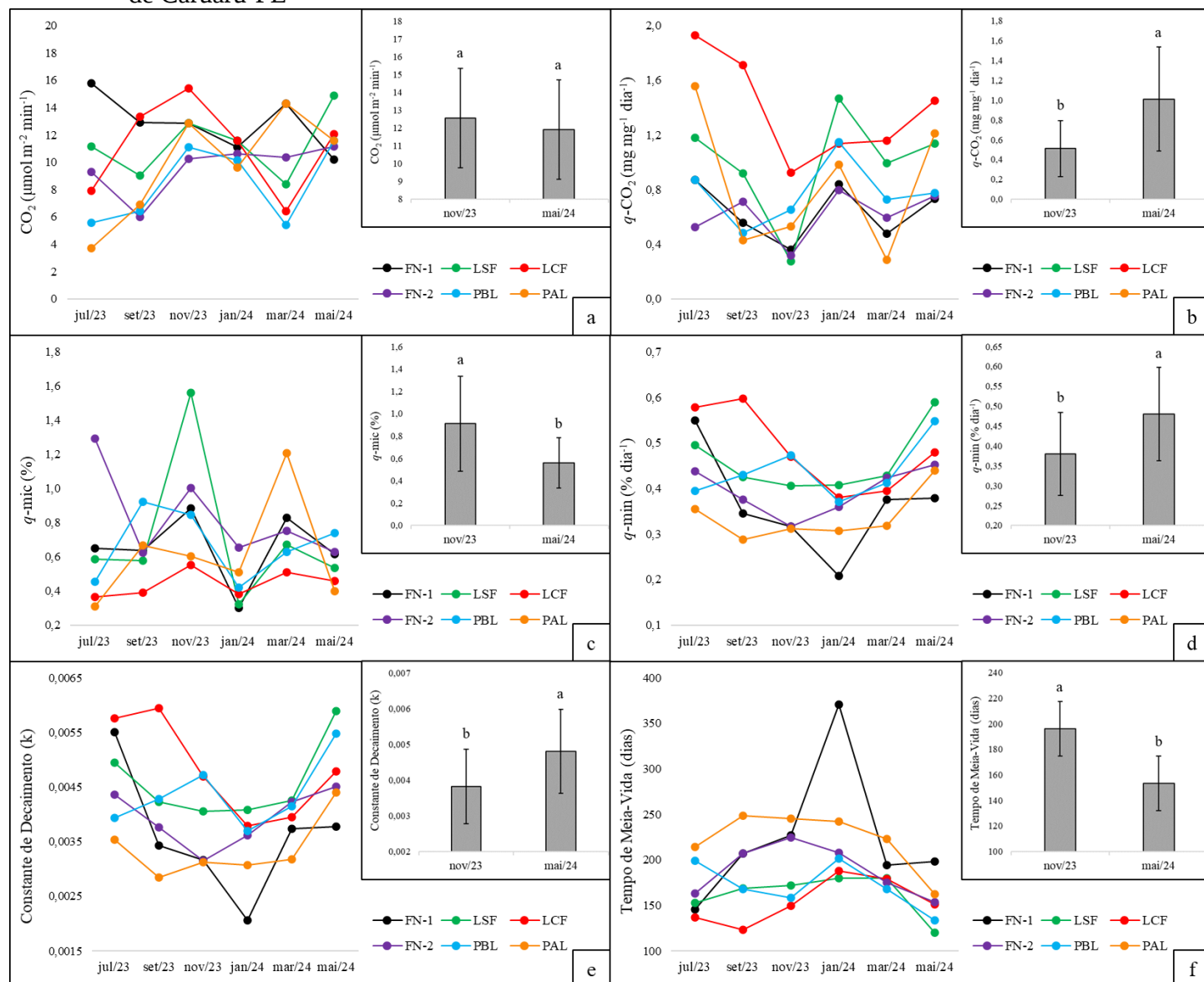
Esses resultados da atividade microbiana do solo, demonstram a capacidade que o solo tem no período seco na conservação dos estoques de carbono orgânico, já que ocorre a diminuição do q_{min} aliada com o aumento do q_{mic} e q_{CO_2} , aumentando assim a eficiência da biomassa microbiana sobre a dinâmica do carbono orgânico no solo. Essa eficiência da biomassa microbiana em participar da dinâmica de sequestro, emissão e estabilização do carbono orgânico no solo já foi demonstrada na literatura (BŁOŃSKA et al., 2020; ANGST et al., 2021; SCHIMEL, 2023), estando, inclusive, aliada a outras variáveis da paisagem, na persistência desse elemento no solo (LEHMANN et al., 2020b).

O estoque do COT foi maior em novembro/23 quando comparado com maio/24 (Figura 12). Os estoques da MO e do COP seguiram o mesmo padrão do COT, com maiores teores na época seca da amostragem. Provavelmente, esse resultado esteja relacionado com o maior teor de frações lábeis com a escassez de chuvas, assim como, pela presença de fatores adicionais de proteção do COT pelo aumento da floculação de argilas e nos teores de cátions bivalentes, mecanismos capazes de aumentar o sequestro do COT, já que contribuem na formação de microagregados e das ligações de pontos organominerais (ROWLEY; GRAND; VERRECCHIA, 2018; JENSEN et al., 2020).

Ainda que as condições do solo estabilizem maiores estoques do COT na época seca, destaca-se a importância da proteção por recalcitrância do material. Isso decorre das condições da pesquisa, que denotam desproteção de grande parte do material orgânico, já que as áreas avaliadas possuem altos teores de AT, com média de $747,62 \text{ g kg}^{-1}$ (Figuras 3.a e 8.a). Nesse contexto, a estabilização do COT pela qualidade do material é imprescindível, especialmente em solos tropicais arenosos (PUTTASO et al., 2013).

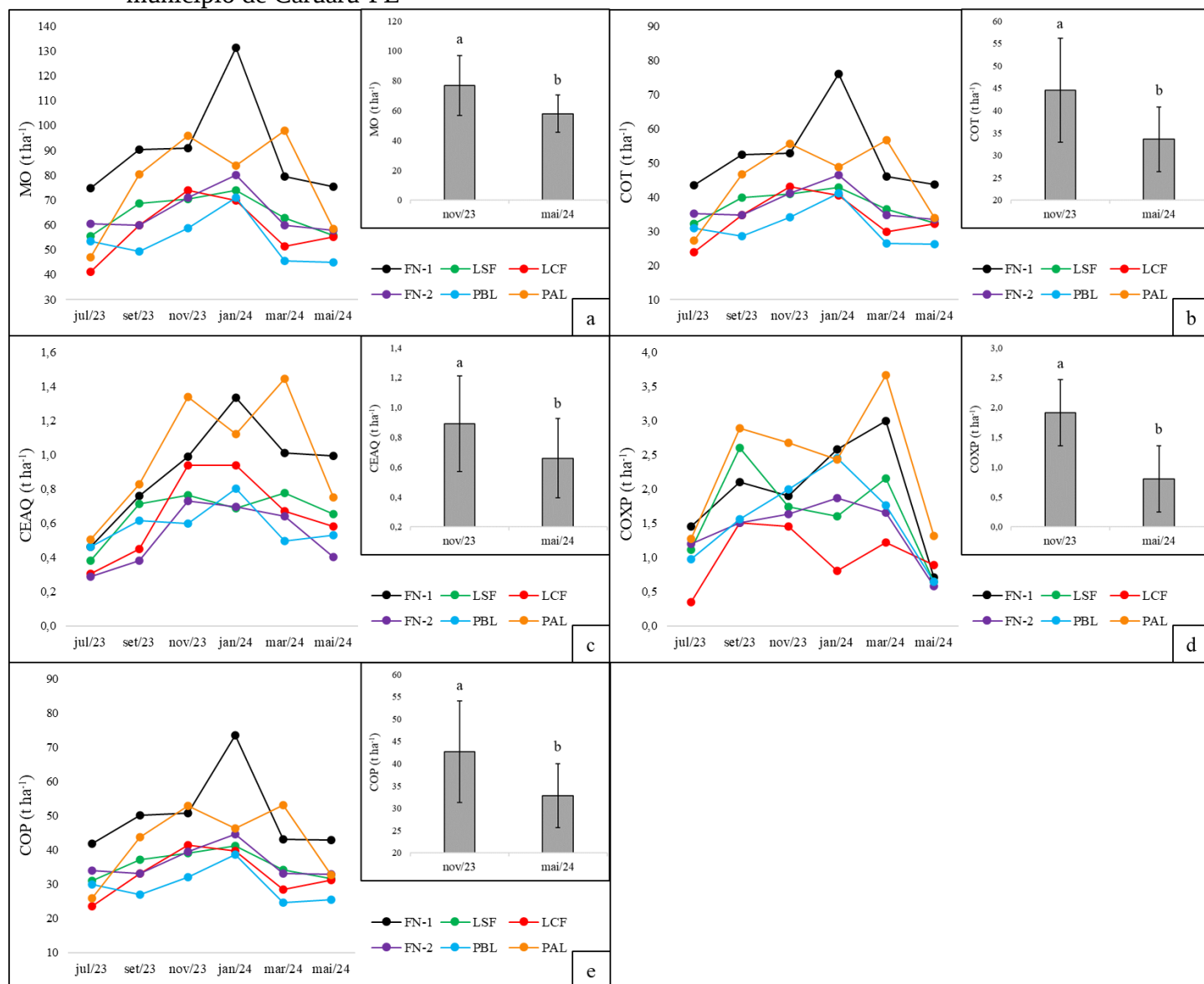
Como já mencionado, os estoques das frações lábeis do carbono orgânico representadas pelo CEAQ (Figura 12.c) e COXP (Figura 12.d), foram mais elevados no mês de novembro/23 em relação a maio/24. Por ser uma fração lábil do solo e estar diretamente associada com o carbono presente na fase solúvel do solo, a dinâmica do CEAQ no sistema é complexa e depende de diversos fatores ambientais, entre eles o processo de lixiviação que pode ser intensificado na época chuvosa (GUO et al., 2020; NAKHAVALI et al., 2020). O COXP também representa uma fração lábil do carbono e que já foi demonstrado possuir variação sazonal (PANETTIERI et al., 2015; LUCAS; WEIL, 2021), sendo assim a variação temporal dos seus estoques devem estar relacionadas com as alterações ambientais entre as épocas seca e chuvosa.

Figura 11 – Índices biológicos e estabilidade do carbono orgânico do solo em relação às coletas bimestrais de julho/2023 a maio/2024 e relação entre os meses mais seco (novembro/23) e chuvoso (maio/24) da amostragem em áreas da Caatinga, no município de Caruaru-PE



Letras minúsculas semelhantes não diferem no teste de Tukey. FN-1 = floresta nativa do Instituto Agrônomo de Pernambuco, LSF = lavoura sem uso do fogo, LCF = lavoura com uso do fogo, FN-2 = floresta nativa da Fazenda Santa Maria, PBL = pastagem com baixa taxa de lotação, PAL = pastagem com alta taxa de lotação, CO_2 = taxa de emissão de CO_2 , $q\text{-}CO_2$ = quociente metabólico, $q\text{-}mic$ = quociente microbiano e $q\text{-}min$ = quociente de mineralização.

Figura 12 – Matéria orgânica do solo e carbono orgânico do solo e seus compartimentos em relação às coletas bimestrais de julho/2023 a maio/2024 e relação entre os meses mais seco (novembro/23) e chuvoso (maio/24) da amostragem em áreas da Caatinga, no município de Caruaru-PE



3.3.3. Índice geral de qualidade do solo

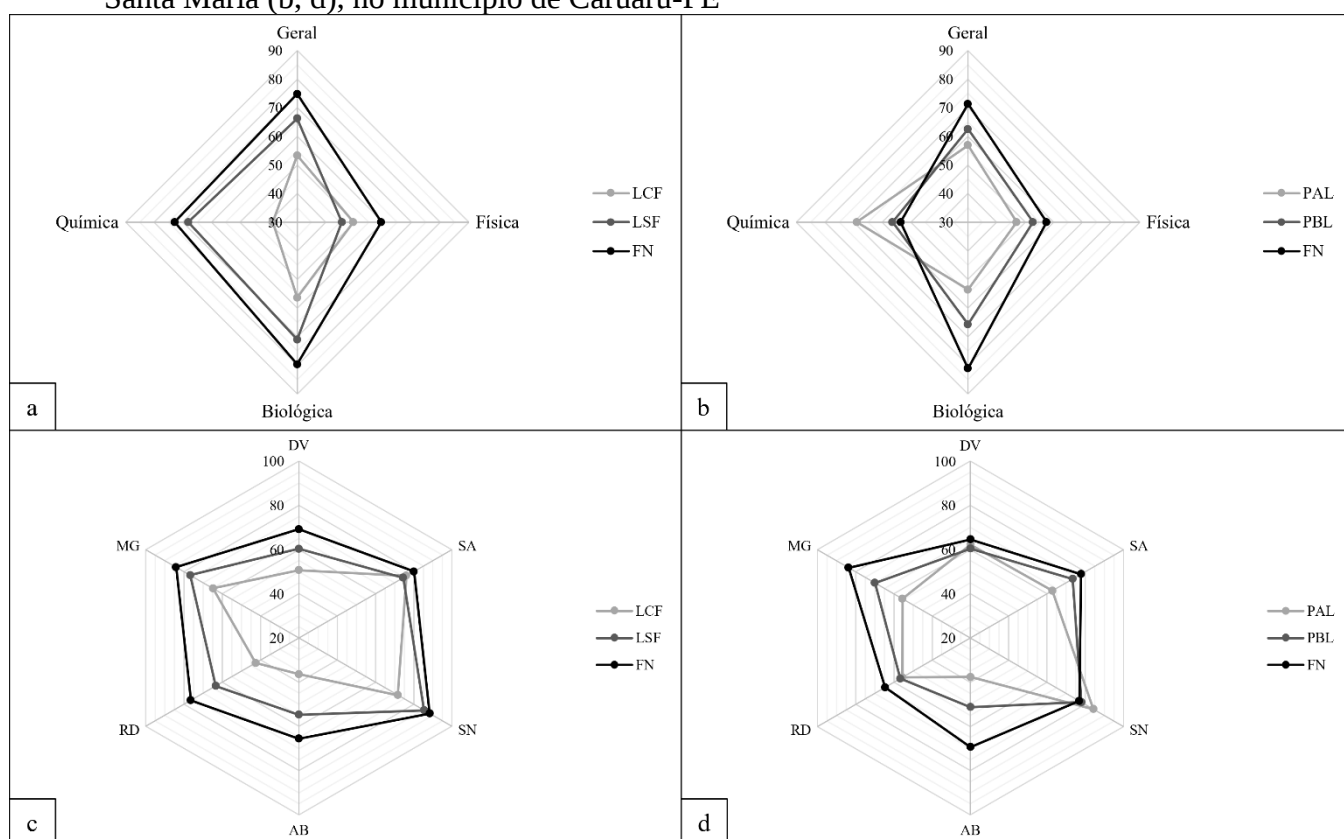
Avaliando os índices de qualidade do solo (Figura 13), nota-se que os usos FN₁ e FN₂ apresentaram qualidade superior aos demais usos. Os usos LCF e PAL têm os menores índices de qualidade, já os usos LSF e PBL contaram com valores intermediários de qualidade do solo. A manutenção de coberturas florestais sobre o solo, gera inúmeras consequências ambientais positivas, dentre elas a modulação das propriedades do solo e seus processos na paisagem, fatores que elevam os padrões de qualidade dos solos inseridos nesse contexto (RAIESI; BEHESHTI, 2022). A maior qualidade nestes ambientes, como pode ser observado para os índices dos usos FN₁ e FN₂, denota sua importância na capacidade de assegurar o papel do solo na paisagem, já que a presença da vegetação altera suas funções ecossistêmicas (RAIESI; BEHESHTI, 2022; VON WILPERT, 2022; HE et al., 2023).

Por outro lado, áreas manejadas com alguma cultura de importância agropecuária, como as representadas pelos usos LSF e PBL, têm a capacidade de assegurar alguma qualidade ao solo, mesmo que não seja com a excelência encontrada em coberturas nativas (ZARAFSHAR et al., 2020). Isso decorre do fato de serem culturas que cobrem total ou parcialmente a superfície do solo, permitem a entrada de biomassa e resíduos orgânicos, suas raízes possuem a capacidade de agregação da matriz do solo e auxiliam no estímulo à atividade biológica, especialmente quando estão sob manejo sustentável (CHAVARRIA et al., 2018; CHABERT; SARTHOU, 2020; BHUNIA et al., 2021; AZARBAD, 2022). Além disso, são coberturas que tem influência antrópica, com possibilidade de modificação das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo de acordo com técnicas de manejo agrícola, que podem ser otimizadas por meio da agricultura conservativa, visando melhoria na saúde do solo (RODRÍGUEZ et al., 2022).

No entanto, essas técnicas podem levar à degradação do solo se não forem exercidas com princípios conservativos e respeitando a capacidade de uso do sistema (MACEDO et al., 2023; PRĂVĂLIE, 2021). O uso do fogo, da retirada de cobertura vegetal sobre o solo, preparo intensivo, emprego de maquinaria pesada, pastoreio e pisoteio intensivos e uso exagerado de fertilizantes, adubos e biocidas, são fatores que levam ao processo de degradação do solo, trazendo à perda de sua qualidade e de suas funções ecossistêmicas (PRĂVĂLIE, 2021). Esse contexto fica evidente neste trabalho, pela observação dos índices apresentados nos usos LCF e PAL.

Em relação ao índice geral de qualidade dos usos avaliados, pode-se visualizar que as áreas degradadas tiveram diminuição de sua qualidade relacionada com as propriedades e os processos e funções do solo. Este resultado demonstra a capacidade que os processos de degradação têm na deterioração das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, incidindo negativamente no conjunto de processos que essas propriedades desempenham (LAL, 2015). Fatores como perda de nutrientes, desagregação, oxidação da matéria orgânica, estresse biológico e, principalmente, retirada de cobertura vegetal, aceleram o processo de degradação do solo pelo retardo de funções como suprimento de água e nutrientes, atividade biológica e desenvolvimento de plantas (LAL, 2015; OBALUM et al., 2017).

Figura 13 – Índice geral de qualidade, propriedades do solo e funções ecossistêmicas avaliadas nas áreas de coleta do Instituto Agrônomo de Pernambuco (a, c) e da Fazenda Santa Maria (b, d), no município de Caruaru-PE



FN-1 = floresta nativa do Instituto Agrônomo de Pernambuco, LSF = lavoura sem uso do fogo, LCF = lavoura com uso do fogo, FN-2 = floresta nativa da Fazenda Santa Maria, PBL = pastagem com baixa taxa de lotação, PAL = pastagem com alta taxa de lotação, FN = floresta nativa, LSF = lavoura sem uso do fogo, LCF = lavoura com uso do fogo, PBL = pastagem com baixa taxa de lotação, PAL = pastagem com alta taxa de lotação.

Em relação à qualidade física e à função de suprimento de água do uso LCF (Figura 13.a e 13.c), percebe-se que os valores são próximos aos encontrados para as condições da FN₁ e superiores aos encontrados pelo uso LSF. Esse fato pode estar relacionado com a localidade dessa área com presença de relevo ondulado e, também, pela matéria orgânica, que mesmo sendo inferiores aos teores do uso LSF, nessas condições podem estar permitindo melhor permeabilidade, agregação das partículas e estabilidade da estrutura do solo (JENSEN et al., 2019; DIAMOND et al., 2021; LAL, 2020). Vale ponderar, que menor qualidade física observada para o uso LSF pode ser reflexo do histórico de preparo convencional do solo para introdução de cultivos anuais, prática prejudicial que reduz a qualidade física do solo (VIZIOLI et al., 2021).

Apenas os índices da qualidade química e da função de suprimento de nutrientes da FN₂ foram inferiores às coberturas avaliadas (Figura 13.b e 13.d), com esses mesmos índices da PAL e do PBL apresentando valores superiores. Possivelmente, ambos os valores tenderiam a ser bem semelhantes, como evidenciado nos usos FN₂ e PBL, entretanto, devido à entrada de resíduos orgânicos de origem animal, provavelmente tem ocorrido aumento sugestivo dos teores de nutrientes na PAL (RAYNE; AULA, 2020). Já foi demonstrado que o relevo altera espacialmente as propriedades químicas do solo (SANCHES et al., 2020), então por estar localizada em área com relevo plano e na parte mais baixa da paisagem, o uso PAL pode estar recebendo contribuição de elementos e sedimentos lixiviados das partes mais altas da paisagem, influenciando assim no aumento da qualidade química do solo observada.

O índice de qualidade biológica e as funções ecossistêmicas representadas pela atividade biológica e pela mitigação climática para as áreas avaliadas, podem ser apontados como as mais sensíveis em relação às coberturas estudadas. E houve tendência de decréscimo de ambos, quando comparadas aos usos manejados com as áreas sob coberturas nativas. O processo de degradação leva ao estresse da biota edáfica, comprometendo sua atividade e reduzindo sua diversidade, pela perda de importantes fatores para seu desenvolvimento, especialmente na perda de habitats e nichos ecológicos, que levam à redução da diversidade microbiana (DIXIT et al., 2024). Esse processo também atua no estresse da biota, aumentando a taxa respiratória e sua atividade sobre a decomposição da matéria orgânica e, por consequência, nas emissões de CO₂ para a atmosfera (ASHRAF; WAQAS; RAHMAN, 2022), com impactos sobre as mudanças climáticas (JANSSON; HOFMOCKEL, 2019; NAYLOR et al., 2020).

O uso LCF apresentou menor resistência ao processo de degradação do solo em relação ao uso PAL. Esse resultado está relacionado com a baixa presença de compartimentos lábeis do carbono na primeira área em relação à segunda, representado pelo CBM, COXP e CEAQ (Tabela 4). Compostos lábeis atuam no aumento e manutenção da atividade biológica, que talvez seja a função do solo mais importante para assegurar o processo de recondução ao aumento de qualidade do sistema (AMIN; SALAMBA; JUITA, 2021; DOU; LIAO; AN, 2023). A microbiota edáfica atua em processos biofísicos e bioquímicos do solo, com o aumento de sua diversidade, promovendo melhoria nas propriedades físicas e químicas do solo, e no feedback positivo sobre outras propriedades biológicas (PHILIPPOT et al., 2024). Dessa forma, mesmo apresentando baixa qualidade no geral, o uso PAL possui entrada de compostos lábeis que melhoraram sua atividade biológica e a qualidade do solo.

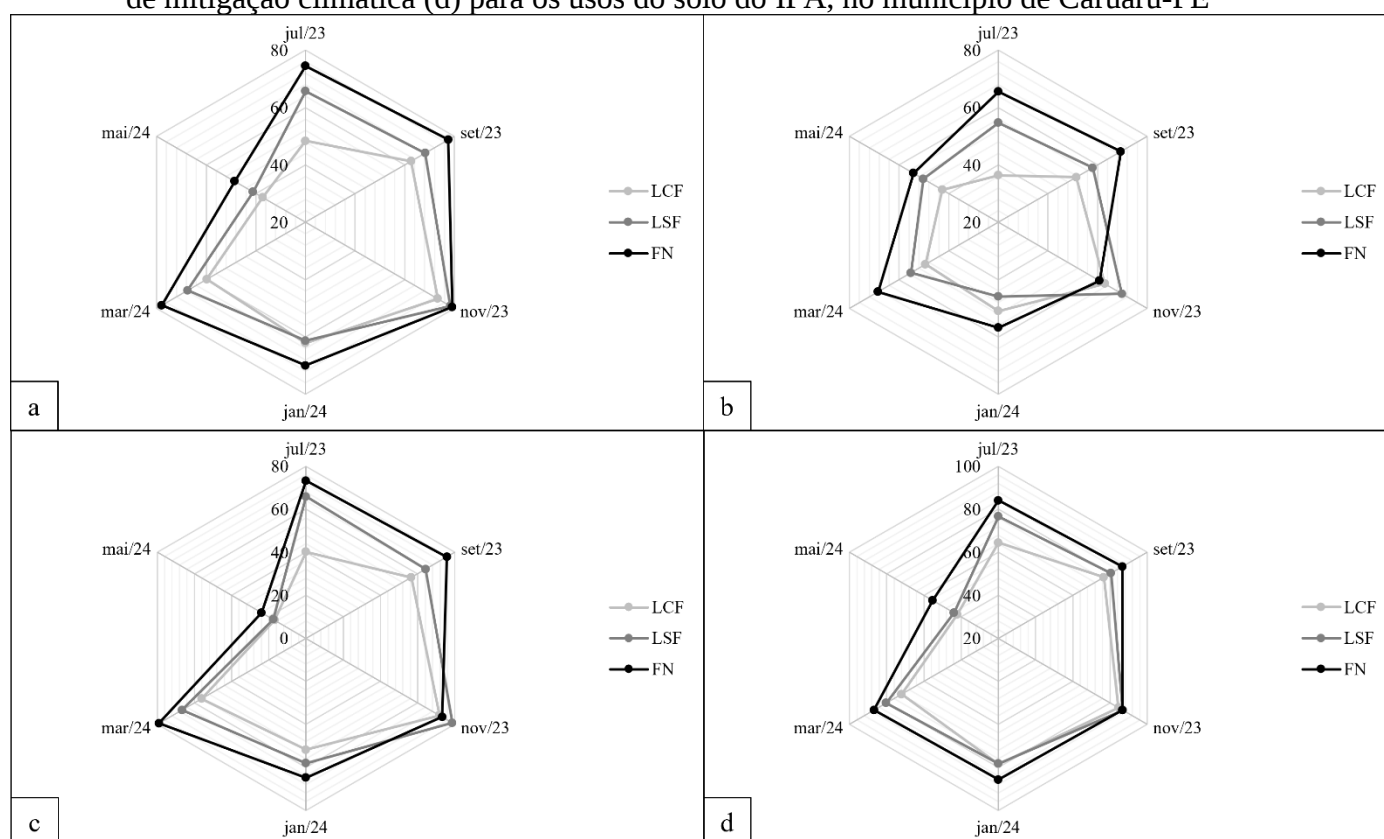
3.3.4. Índice temporal de qualidade biológica

Em relação à evolução temporal analisada neste trabalho (Figuras 14 e 15), de forma geral, a floresta nativa apresentou qualidade do solo superior às demais coberturas avaliadas. No entanto, na coleta de novembro de 2023 da área do IPA, para as funções de atividade biológica (Figura 14.b) e resistência à degradação (Figura 14.c), o solo sob cobertura LSF teve índices de qualidade que superaram o solo da condição de vegetação nativa. No solo sob cobertura LSF, a área se encontra em pousio e conta com a manutenção de cobertura morta sobre o solo, possibilitando a melhoria nas condições do solo, especialmente na atividade da biota (ALMEIDA et al., 2017; PAGE; DANG; DALAL, 2020). Enquanto isso, no uso PAL (Figura 15) a partir da amostragem de setembro, ocorreu aumento da entrada de resíduos animais, que possibilitou maior disponibilidade de frações lábeis de carbono e acentuação da atividade biológica, melhorando assim alguns índices de qualidade e mascarando outros, já que o uso conta com problemas relacionados com a qualidade física do solo (RAYNE; AULA, 2020; AMIN; SALAMBA; JUITA, 2021; DOU; LIAO; AN, 2023).

Percebeu-se, também, padrão de aumento da qualidade do solo em época com condições climáticas representadas pela diminuição da precipitação, semelhante aos achados de Lima et al. (2024), com os piores resultados sendo observados no mês de maio, época em que o solo recebeu maior volume de precipitação. A incidência de altos

índices de precipitação durante períodos curtos no ano, podem levar a sérios problemas sobre os solos da Caatinga, já que são considerados sensíveis a essas variações (NIELSEN; BALL, 2015; HAVERD; SMITH; TRUDINGER, 2016; FELTON; ZAVISLAN-PULLARO; SMITH, 2018). Isso pode levar à desestruturação do sistema e lixiviação de elementos essenciais às plantas, com maior ou menor intensidade de acordo com o tipo de cobertura do solo (MENEZES et al., 2012; BASILE-DOELSCH; BALESSENT; PELLERIN, 2020; PAGE; DANG; DALAL, 2020). Este fato está marcado pela forte diminuição da função de resistência do solo à degradação em maio/2024, época chuvosa da amostragem (Figuras 12.c e 13.c).

Figura 14 – Índice geral (a), de atividade biológica (b), de resistência à degradação (c) e de mitigação climática (d) para os usos do solo do IPA, no município de Caruaru-PE

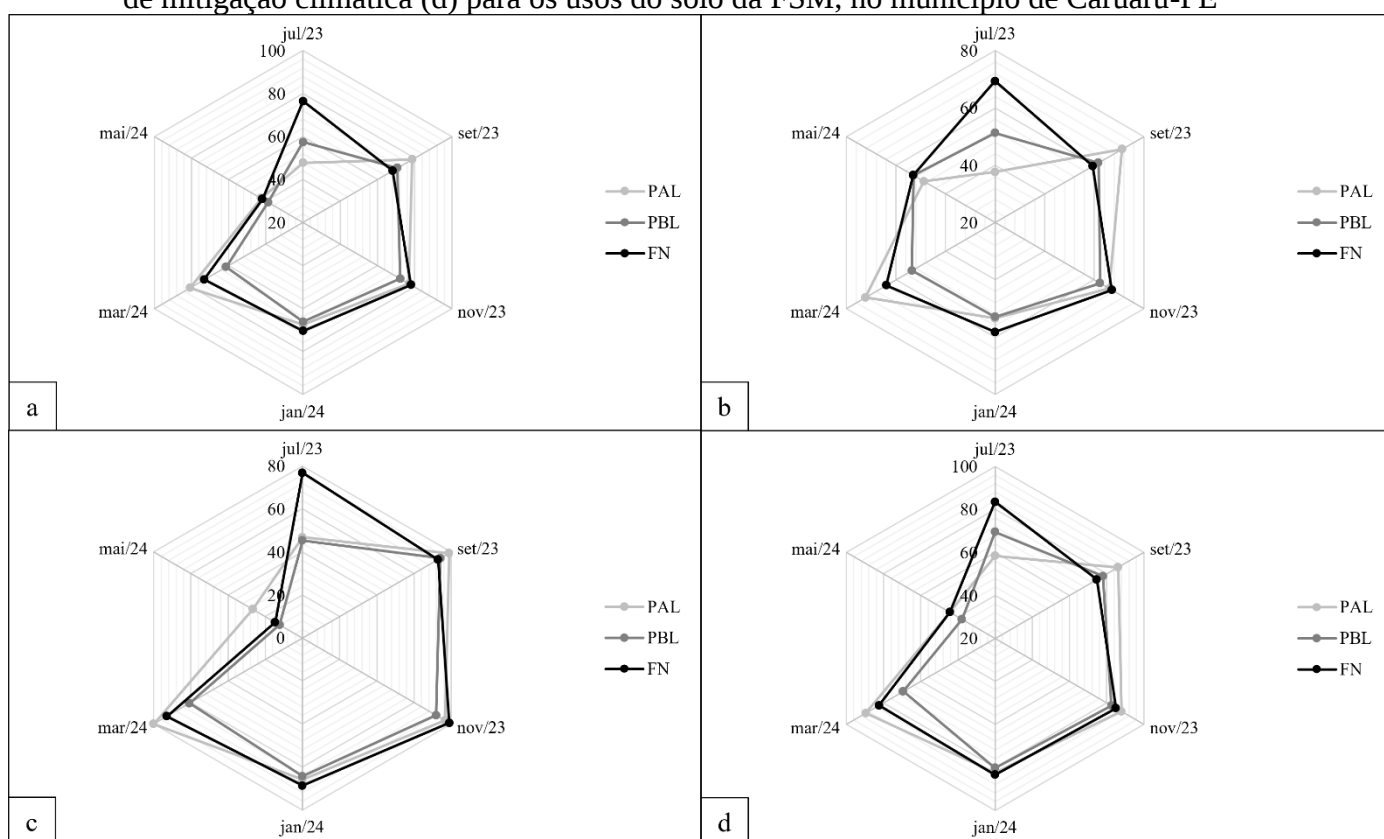


FN-1 = floresta nativa do Instituto Agrônômico de Pernambuco, LSF = lavoura sem uso do fogo, LCF = lavoura com uso do fogo, FN-2 = floresta nativa da Fazenda Santa Maria, PBL = pastagem com baixa taxa de lotação, PAL = pastagem com alta taxa de lotação, FN = floresta nativa, LSF = lavoura sem uso do fogo, LCF = lavoura com uso do fogo, PBL = pastagem com baixa taxa de lotação, PAL = pastagem com alta taxa de lotação.

Pode-se observar que a função de atividade biológica do solo apresentou alguma relação com a função de mitigação climática (Figuras 14.b, 14.d, 15.b e 15.d), diminuindo

ou crescendo de forma conjunta na avaliação temporal. Esse resultado está relacionado com a capacidade da microbiota converter o carbono orgânico em CO₂ (WARING et al., 2022; SCHIMEL, 2023). O aumento do processo de sequestro de carbono e a diminuição da respiração por unidade de biomassa microbiana, são fatores que estão associados e atuam na interferência da microbiota edáfica sobre os fluxos de material orgânico no sistema e na melhoria da qualidade do solo (SILVA et al., 2021). Deve-se pontuar que a atividade biológica está associada a diversas condições ambientais, especialmente em relação a umidade para o caso de solos localizados no bioma Caatinga (LIU; ZHANG; WAN, 2009; NIELSEN; BALL, 2015).

Figura 15 – Índice geral (a), de atividade biológica (b), de resistência à degradação (c) e de mitigação climática (d) para os usos do solo da FSM, no município de Caruaru-PE



FN-1 = floresta nativa do Instituto Agrônomo de Pernambuco, LSF = lavoura sem uso do fogo, LCF = lavoura com uso do fogo, FN-2 = floresta nativa da Fazenda Santa Maria, PBL = pastagem com baixa taxa de lotação, PAL = pastagem com alta taxa de lotação, FN = floresta nativa, LSF = lavoura sem uso do fogo, LCF = lavoura com uso do fogo, PBL = pastagem com baixa taxa de lotação, PAL = pastagem com alta taxa de lotação.

O aumento da qualidade na época seca está relacionado, principalmente, à presença de teores elevados de carbono orgânico no solo, especialmente em condições

protegidas, mas também ocorrendo em formas lábeis de relevante utilidade para manutenção da atividade da biota (LAVALLEE; SOONG; COTRUFO, 2019; AMIN; SALAMBA; JUITA, 2021). Essas condições possibilitam aumento do tempo de vida do carbono e diminuição relativa de acordo com a quantidade e atividade da biomassa microbiana (AQUINO et al., 2017; ALI; POLL; KANDELER, 2020). Vale salientar que esse ocorrido deve ter sido consequência também da atividade de enzimas extracelulares sobre o material, convertendo em frações orgânicas mais assimiláveis, fato observado pelo aumento das atividades da beta-glicosidase e da urease nos períodos mais secos do ano (BAI et al., 2021).

Esses índices de qualidade biológica e as funções ecossistêmicas avaliadas de forma temporal, estão direta e indiretamente relacionados com as propriedades físicas e químicas do solo, e a avaliação dessas propriedades ao longo do tempo tem importância nesse contexto (PHILIPPOT et al., 2024). O COS atua como elemento-chave para o suporte dessas funções (WIESMEIER et al., 2019). As alterações na paisagem da Caatinga ao longo do ano e em relação a diferentes coberturas, podem refletir alterações nessas propriedades do solo, assim como ocorre com as propriedades biológicas do solo. Essa influência está relacionada, principalmente, às mudanças nos padrões climáticos (LIU; ZHANG; WAN, 2009; NIELSEN; BALL, 2015; MIGUEL et al., 2020; OLIVEIRA et al., 2021). Finalmente, fica evidenciado com esse trabalho a capacidade de alteração sazonal de que algumas propriedades do solo possuem, além do seu potencial em aumentar ou reduzir os padrões de qualidade do sistema, influenciando assim no papel do solo dentro do ecossistema.

3.4. Conclusão

Ocorrem flutuações sazonais das propriedades do solo, com aumento nos estoques de COT, COP e MO na época seca, fato atrelado com a eficiência da atividade e diversidade microbiana do solo somado com o aumento nos estoques de frações lábeis do COS. Os usos FN₁ e FN₂ possuem os melhores índices de qualidade para as propriedades e funções ecossistêmicas do solo avaliadas, com os usos manejados LSF, PBL, LCF e PAL possuindo qualidade inferior. Os padrões de qualidade biológica do solo são alterados ao longo do ano devido a sazonalidade climática no bioma Caatinga, sendo maiores no período seco e menores no período úmido.

A mudança de uso do solo ocasiona modificação negativa de propriedades do solo, diminui a capacidade ecológica dos solos manterem suas funções ecossistêmicas e aumentam seu estado de degradação. Há a necessidade do emprego de mecanismos e tomada de decisões que visem diminuir a perda de carbono orgânico e de seus compartimentos em época chuvosa, de maior suscetibilidade aos padrões de qualidade do solo. Conclui-se que a avaliação da qualidade do solo deve ser analisada de forma íntegra conforme a paisagem onde está inserida, sobretudo em ambientes com padrões sazonais como a Caatinga.

Referências Bibliográficas

- ABBASLOU, H.; HADIFARD, H.; GHANIZADEH, A. R. Effect of cations and anions on flocculation of dispersive clayey soils. *Heliyon*, v. 6, p. e03462, 2020.
- ADETUNJI, A. T.; LEWU, F. B.; MULIDZI, R.; NCUBE, B. The biological activities of β -glucosidase, phosphatase and urease as soil quality indicators: a review. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, v. 17, n. 3, p. 794-807, 2017.
- ADETUNJI, A. T.; NCUBE, B.; MULIDZI, R.; LEWU, F. B. Management impact and benefit of cover crops on soil quality: a review. *Soil & LSF Research*, v. 204, p. 104717, 2020.
- AGBESHIE, A. A.; ABUGRE, S.; ATTA-DARKWA, T.; AWUAH, R. A review of the effects of forest fire on soil properties. *Journal of Forestry Research*, v. 33, p. 1419-1441, 2022.
- ALI, R. S.; POLL, C.; KANDELER, E. Soil properties control microbial carbon assimilation and its mean residence time. *Frontiers in Environmental Science*, v. 8, p. 1-9, 2020.
- ALMEIDA, C. L.; ARAÚJO, J. C.; COSTA, M. C. G.; ALMEIDA, A. M. M.; ANDRADE, E. M. Fallow reduces soil losses and increases carbon stock in Caatinga. *Floresta e Ambiente*, v. 24, p. e20160175, 2017.
- ALVES, J. J. A.; ARAÚJO, M. A.; NASCIMENTO, S. S. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. *Revista Caatinga*, v. 22, n. 3, p. 126-135, 2009.
- AMIN, M.; SALAMBA, H. N.; JUITA, N. Role of labile fraction of carbon for soil quality assessment (a review). *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, v. 807, p. 032095, 2021.

ANANDAKUMAR, S.; BAKHOUM, N.; CHINNADURAI, C.; MALARKODI, M.; ARULMOZHISELVAN, K.; KARTHIKEYAN, S.; BALACHANDAR, D. Impact of long-term nutrient management on sequestration and dynamics of soil organic carbon in a semi-arid tropical Alfisol of India. *Applied Soil Ecology*, v. 117, p. 104549, 2022.

ANGST, G.; MUELLER, K. E.; NIEROP, K. G. J.; SIMPSON, M. J. Plant- or microbial-derived? A review on the molecular composition of stabilized soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 156, p. 108189, 2021.

APAC – Agência Pernambucana de Águas e Clima. *Boletim Pluviométrico*. Disponível em: <https://www.apac.pe.gov.br/boletins>. Acessado em: 07 de março de 2023.

AQUINO, D. N.; ANDRADE, E. M.; PALÁCIO, H. A. Q.; PEREIRA JÚNIOR, L. R. Nutrient cycling and CO₂ emissions in areas of preserved and thinned Caatinga. *Revista Árvore*, v. 41, n. 3, p. e410308, 2017.

ASHRAF, M. N.; WAQAS, M. A.; RAHMAN, S. Microbial metabolic quotient is a dynamic indicator of soil health: trends, implications and perspectives (review). *Eurasian Soil Science*, v. 55, n. 12, p. 1794-1803, 2022.

AYELE, G. T.; DEMISSIE, S. S.; JEMBERRIE, M. A.; JEONG, J.; HAMILTON, D. P. Terrain effects on the spatial variability of soil physical and chemical properties. *Soil Systems*, v. 4, n. 1, p. 1-21, 2020.

AZARBAD, H. Conventional vs. organic agriculture-which one promotes better yields and microbial resilience in rapidly changing climates? *Frontiers in Microbiology*, v. 13, p. 903500, 2022.

BAI, X.; DIPPOLD, M. A.; AN, S.; WANG, B.; ZHANG, H.; LOEPPMANN, S. Extracellular enzyme activity and stoichiometry: the effect of soil microbial element limitation during leaf litter decomposition. *Ecological Indicators*, v. 121, p. 107200, 2021.

BAI, Z.; CASPARI, T.; GONZALEZ, M. R.; BATJES, N. H.; MÄDER, P.; BÜNEMANN, E. K.; GOEDE, R.; BRUSSAARD, L.; XU, M.; FERREIRA, C. S. S.; REINTAM, E.; FAN, H.; MIHELIČ, R.; GLAVAN, M.; TÓTH, Z. Effects of agricultural management practices on soil quality: a review of long-term experiments for Europe and China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 265, p. 1-7, 2018.

BARBOSA, J. Z.; POGGERE, G.; CORRÊA, R. S.; HUNGRIA, M.; MENDES, I. C. Soil enzymatic activity in Brazilian biomes under native vegetation and contrasting cropping and management. *Applied Soil Ecology*, v. 190, p. 105014, 2023.

BARROS, M. R. G. Atributos físicos do solo como indicadores do grau de degradação em áreas remanescentes da Caatinga em Triunfo-PE. *Dissertação de Mestrado*, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal Rural de Pernambuco, 42 p., 2020.

BARROW, N. J.; HARTEMINK, A. E. The effects of pH on nutrient availability depend on both soils and plants. *Plant Soil*, v. 487, p. 21-37, 2023.

BASILE-DOELSCH, I.; BALESSENT, J.; PELLERIN, S. Reviews and syntheses: the mechanisms underlying carbon storage in soil. *Biogeosciences*, v. 17, n. 21, p. 5223-5242, 2020.

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

BHUNIA, S.; BHOWMIK, A.; MALLICK, R.; MUKHERJEE, J. Agronomic efficiency of animal-derived organic fertilizers and their effects on biology and fertility of soil: a review. *Agronomy*, v. 11, n. 5, p. 823, 2021.

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*, v. 46, p. 1459-1466, 1995.

BŁOŃSKA, E.; LASOTA, J.; SILVA, G. R. V.; VANGUELOVA, E.; ASHWOOD, F.; TIBBETT, M.; WATTS, K.; LUKAC, M. Soil organic matter stabilization and carbon-cycling enzyme activity are affected by land management. *Annals of Forest Research*, v. 63, n. 1, p. 71-86, 2020.

BRAKENSIEK, D. L.; RAWLS, W. J.; STEPHENSON, G. R. Modifying SCS hydrologic soil groups and curve numbers for rangeland soils. *American Society of Agricultural*, ASAE paper (PNR – 84203), 1984.

BÜNEMANN, E. K.; BONGIORNO, G.; BAI, Z.; CREAMER, R. E.; DE DEYN, G.; GOED, R.; FLESSENS, L.; GEISSEN, V.; KUYPER, T. W.; MÄDER, P.; PULLEMAN, M.; SUKKEL, W.; VAN GROENIGEN, J. W.; BRUSSAARD, L. Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 120, p. 105-125, 2018.

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

CÁMARA, J.; GÓMEZ-MIGUEL, V.; MARTÍN, M. Á. Lithologic control on soil texture heterogeneity. *Geoderma*, v. 287, p. 157-163, 2017.

CARDOSO, E. L.; SILVA, M. L. N.; SANTOS, S. A.; CURI, N. Qualidade do solo sob pastagem cultivada e nativa no pantanal sul-mato-grossense. In: “Congresso Brasileira de Ciência do Solo, 32”. *O solo e a produção de bioenergia: perspectivas e desafios*, 5 p., 2009.

CHAER, G. M. Modelo para determinação de índice de qualidade do solo baseado em indicadores físicos, químicos e microbiológicos. *Dissertação de Mestrado*, Programa de Pós-Graduação em Microbiologia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, 99 p., 2001.

CHABERT, A.; SARTHOU, J. Conservation agriculture as a promising trade-off between conventional and organic agriculture in bundling ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 292, p. 106815, 2020.

CHAVARRIA, D. N.; PÉREZ-BRANDAN, C.; SERRI, D. L.; MERILES, J. M.; RESTOVICH, S. B.; ANDRIULO, A. E.; JACQUELIN, L.; VARGAS-GIL, S. Response of soil microbial communities to agroecological versus conventional systems of extensive agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 264, p. 1-8, 2018.

CHURCHMAN, G. J.; SINGH, M.; SCHAPPEL, A.; SARKAR, B.; BOLAN, N. Clay minerals as the key to the sequestration of carbon in soils. *Clays and Clay Minerals*, v. 68, n. 2, p. 135-143, 2020.

CORRÊA, A. C. B.; TAVARES, B. A. C.; LIRA, D. R.; MUTZENBERG, D. S.; CAVALCANTI, L. C. S. The semi-arid domain of the northeast of Brazil. *The Physical Geography of Brazil: Environment, Vegetation and Landscape*, p. 119-150, 2019.

CORWIN, D. L.; YEMOTO, K. Salinity: electrical conductivity and total dissolved solids. *Soil Science Society of America Journal*, v. 84, p. 1442-1461, 2020.

CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. *Serviço Geológico do Brasil – SGB*. Caruaru Folha SC.25-V-A-I, 1984. Disponível em: <https://geosgb.sgb.gov.br/>. Acessado em: 14 de agosto de 2024.

DENG, F.; LIANG, C. Revisiting the quantitative contribution of microbial necromass to soil carbon pool: stoichiometric control by microbes and soil. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 165, p. 108486, 2022.

DIAMOND, J. S.; EPSTEIN, J. M.; COHEN, M. J.; MCLAUGHLIN, D. L.; HSUEH, Y.; KEIM, R. F.; DUBERSTEIN, J. A. A little relief: Ecological functions and autogenesis of wetland microtopography. *WIREs Water*, v. 8, n. 1, p. e1493, 2021.

DINCĂ, L. C.; GRENNI, P.; ONET, C.; ONET, A. Fertilization and soil microbial community: a review. *Applied Sciences*, v. 12, n. 3, p. 1198, 2022.

DIXIT, M.; GHOSHAL, D.; MEENA, A. L.; GHASAL, P. C.; RAI, A. K.; CHOUDHARY, J.; DUTTA, D. Changes in soil microbial diversity under present land degradation scenario. *Total Environment Advances*, v. 10, p. 200104, 2024.

DOU, Y.; LIAO, J.; AN, S. Importance of soil labile organic carbon fractions in sharpening microbial community after vegetation restoration. *Catena*, v. 220, p. 106707, 2023.

DROBNIK, T.; GREINER, L.; KELLER, A.; GRÊT-REGAMEY, A. Soil quality indicators – From soil functions to ecosystem services. *Ecological Indicators*, v. 94, p. 151-169, 2018.

DU, X.; YE, X.; ZHANG, X. Clogging of saturated porous media by silt-sized suspended solids under varying physical conditions during managed aquifer recharge. *Hydrological Processes*, v. 32, n. 14, p.2254-2262, 2018.

FANG, Q.; LU, A.; HONG, H.; KUZYAKOV, Y.; ALGEO, T. J.; ZHAO, L.; OLSHANSKY, Y.; MORAVEC, B.; BARRIENTES, D. M.; CHOROVER, J. Mineral weathering is linked to microbial priming in the critical zone. *Nature Communications*, v. 14, n. 1, p. 345, 2023.

- FELTON, A. J.; ZAVISLAN-PULLARO, S.; SMITH, M. D. Semi-arid ecosystem sensitivity to precipitation extremes: weak evidence for vegetation constraints. *Ecology*, v. 100, n. 2, p. e02572, 2019.
- FREIRE, M. B. G. S.; PESSOA, L. G. M.; GHEYI, H. R. Métodos de análises químicas para solos salinos. In: “Manejo da Salinidade na Agricultura: estudos básicos e aplicados.” *Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Salinidade – INCTSal*, 2ª edição, Fortaleza – CE, v. 1, p. 123-148, 2016.
- FREITAS, D. A. F.; SILVA, M. L. N.; CARDOSO, E. L.; CURI, N. Índice de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso e manejo florestal e cerrado nativo adjacente. *Revista Ciência Agronômica*, v. 43, n. 3, p. 417-428, 2012.
- GHANI, A; DEXTER, M; PERROTT, K. W. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilization, grazing and cultivation. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 3, p. 1231-1243, 2003.
- GLOVER, J. D.; REGANOLD, J. P.; ANDREWS, P. K. Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 80, p. 29-45, 2000.
- GOZUKARA, G.; ACAR, M.; OZLU, E.; DENGIZ, O.; HARTEMINK, A. E.; ZHANG, Y. A soil quality index using Vis-NIR and pXRF spectra of a soil profile. *Catena*, v. 211, p. 105954, 2022.
- GUO, Z.; WANG, Y.; WAN, Z.; ZUO, Y.; HE, L.; LI, D.; YUAN, F.; WANG, N.; LIU, J.; SONG, Y.; SONG, C.; XU, X. Soil dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: global budget, spatial distribution and controls. *Global Ecology and Biogeography*, v. 29, n. 12, p. 2159-2175, 2020.
- HAVERD, V.; SMITH, B.; TRUDINGER, C. Dryland vegetation response to wet episode, not inherent shift in sensitivity to rainfall, behind Australia’s role in 2011 global carbon sink anomaly. *Global Change Biology*, v. 22, p. 2315-2316, 2016.
- HEATON, L.; FULLEN, M. A.; BHATTACHARYYA, R. Critical analysis of the van Bemmelen conversion factor used to convert soil organic matter data to soil organic carbon data: comparative analyses in a UK loamy sand soil. *Espaço Aberto*, v. 6, n. 1, p. 35-44, 2016.
- HEINRICH, V. H. A.; VANCUTSEM, C.; DALAGNOL, R.; ROSAN, T. M.; FAWCETT, D.; SAILVA-JUNIOR, C. H. L.; CASSOL, H. L. G.; ACHARD, F.; JUCKER, T.; SILVA, C. A.; HOUSE, J.; SITCH, S.; HALES, T. C.; ARAGÃO, L. E. O. C. The carbon sink of secondary and degraded humid tropical forests. *Nature*, v. 615, n. 7952, p. 436-442, 2023.
- HE, J.; LI, Y.; SHI, X.; HOU, H. Integrating the impacts of vegetation coverage on ecosystem services to determine ecological restoration targets for adaptive management on the Loess Plateau, China. *Land Degradation & Development*, v. 34, p. 5697-5712, 2023.

HILL, M. W.; HOPKINS, B. G.; JOLLEY, V. D.; WEBB, B. L. Phosphorus mobility through soil increased with organic acid-bonded phosphorus fertilizer (Carbond® P). *Journal of Plant Nutrition*, v. 38, p. 1416-1426, 2015.

HOFFLAND, E.; KUYPER, T. W.; COMANS, R. N. J.; CREAMER, R. E. Eco-functionality of organic matter in soils. *Plant and Soil*, v. 455, p. 1-22, 2020.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Banco de Dados e Informações Ambientais*. Disponível em: <https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/consulta/pedologia>. Acessado em: 13 de agosto de 2024.

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. *Biology and Fertility Soils*, v. 27, p. 408-416, 1998.

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Soil quality indicators properties in Mid-Atlantic soils as influenced by conservation management. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 55, n. 1, p. 69-78, 2000.

JALALI, M.; JALALI, M. Effect of organic and inorganic phosphorus fertilizers on phosphorus availability and its leaching over incubation time. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 27, p. 44045-44058, 2020.

JANSSON, J. K.; HOFMOCKEL, K. S. Soil microbiomes and climate changes. *Nature Reviews Microbiology*, v. 18, n. 1, p. 35-46, 2020.

JENSEN, J. L.; SCHJØNNING, P.; WATTS, C. W.; CHRISTENSEN, B. T.; OBOUR, P. B.; MUNKHOLM, L. J. Soil degradation and recovery – Changes in organic matter fractions and structural stability. *Geoderma*, v. 364, p. 114181, 2020.

JENSEN, J. L.; SCHJØNNING, P.; WATTS, C. W.; CHRISTENSEN, B. T.; PELTRE, C.; MUNKHOLM, L. J. Relating soil C organic matter fractions to soil structural stability. *Geoderma*, v. 337, p. 834-843, 2019.

KARLEN, D. L.; MAUSBACH, M. J.; DORAN, J. W.; CLINE, R. G.; HARRIS, R. F.; SCHUMAN, G. E. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, v. 61, n. 1, p. 4-10, 1997.

KARLEN, D. L.; STOTT, D. E. A framework for evaluating physics and chemical indicators of soil quality. In: “Defining soil quality for a sustainable environment”. *American Society of Agronomy*, p. 53-71, 1994.

KLEIN, M. A.; DENARDIN, J. E.; WIETHOLTER, S.; LEMAINSKI, J.; ALVES, L. A.; TIECHER, T. Soil acidity correction and nutrient availability as a function of segmental liming. *Revista Ciência Agronômica*, v. 55, p. e20218183, 2024.

KNOEPP, J. D.; COLEMAN, D. C.; CROSSLEY JR., D. A.; CLARK, J. S. Biological indices of soil quality: an ecosystem case study of their use. *Forest Ecology and Management*, v. 138, p. 357-368, 2000.

KUZYAKOV, Y.; GUNINA, A.; ZAMANIAN, K.; TIAN, J.; LUO, Y.; XU, X.; YUDINA, A.; APONTE, H.; ALHARBI, H.; OVSEPYAN, L.; KURGANOVA, I.; GE, T.; GUILLAUME, T. New approaches for evaluation of soil health, sensitivity and resistance to degradation. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, v. 7, n. 3, p. 282-288, 2020.

LACERDA-JÚNIOR, G. V.; NORONHA, M. F.; CABRAL, L.; DELFORNO, T. P.; SOUSA, S. T. P.; FERNANDES-JÚNIOR, P. I.; MELO, I. S.; OLIVEIRA, V. M. Land use and seasonal effects on the soil microbiome of a Brazilian dry forest. *Frontiers in Microbiology*, v. 10, p. 1-14, 2019.

LAISHRAM, J.; SAXENA, K. G.; MAIKHURI, R. K.; RAO, K. S. Soil quality and soil health: a review. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, v. 38, n. 1, p. 19-37, 2012.

LAL, R. Regenerative agriculture for food and climate. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 75, n. 5, p. 123A-124A, 2020.

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

LAL, R. Soil organic matter and water retention. *Agronomy Journal*, v. 112, n. 5, p. 3265-3277, 2020.

LANTMANN, A. F.; MEURER, E. J. Estudos da eficiência de extratores para avaliação do zinco disponível do solo para o milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 6, p. 131-135, 1982.

LAVALLEE, J. M.; SOONG, J. L.; COTRUFO, M. F. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*, v. 26, n. 1, p. 261-273, 2020.

LEHMANN, J.; BOSSIO, D. A.; KÖGEL-KNABNER, I.; RILLIG, M. C. The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment*, v. 1, n. 10, p. 544-553, 2020a.

LEHMANN, J.; HANSEL, C. M.; KAISER, C.; KLEBER, M.; MAHER, K.; MANZONI, S.; NUNAN, N.; REICHSTEIN, M.; SCHIMEL, J. P.; TORN, M. S.; WIEDER, W. R.; KÖGEL-KNABNER, I. Persistence of soil organic carbon caused by functional complexity. *Nature Geoscience*, v. 13, n. 8, p. 529-534, 2020b.

LIMA, A. Y. V.; CHERUBIN, M. R.; SILVA, D. F.; MOTA, J. C. A.; SILVA, F. G. M.; ARAUJO, A. S. F.; MELO, V. M. M.; VERMA, J. P.; PEREIRA, A. P. A. Grazing exclusion restores soil health in Brazilian drylands under desertification process. *Applied Soil Ecology*, v. 193, p. 105107, 2024.

LIMA, K. D. R.; CAMARA, R.; CHAER, G. M.; PEREIRA, M. G.; RESENDE, A. S. Soil fauna as bioindicator of recovery of degraded areas in the Caatinga biome. *Revista Caatinga*, v. 30, n. 2, p. 401-411, 2017.

- LIU, W.; ZHANG, Z.; WAN, S. Predominant role of water in regulating soil and microbial respiration and their responses to climate change in a semiarid grassland. *Global Change Biology*, v. 15, n. 1, p. 184-195, 2009.
- LORENZ, K.; LAL, R. Soil carbon stock. In: "Carbon sequestration in agricultural ecosystems". *Springer*, p. 39-136, 2018.
- LOURENÇO, E. R. C.; SOUZA, B. I.; D'ANDREA, A. F.; SOUZA, J. J. L. L. Temporal variation of soil CO₂ emission in different land uses in the Caatinga. *Applied Geography*, v. 140, p. 102661, 2022.
- LOURENÇO, V. R.; COSTA, C. A. G.; ALMEIDA, A. M. M.; PEREIRA, F. J. S.; MORAIS, A. B. Temporal stability of total organic carbon of soils under different uses in the Caatinga biome. *Revista Caatinga*, v. 32, n. 2, p. 760-768, 2019.
- LUCAS, S.; WEIL, R. Can permanganate oxidizable carbon predict soil function responses to soil organic matter management? *Soil Science Society of America Journal*, v. 85, p. 1768-1784, 2021.
- MACEDO, R. S.; MORO, L.; LAMBAIS, É. O.; LAMBAIS, G. R.; BAKKER, A. P. Effects of degradation on soil attributes under Caatinga in the Brazilian semi-arid. *Revista Árvore*, v. 47, p. e4702, 2023.
- MARION, L. F.; SCHNEIDER, R.; CHERUBIN, M. R.; COLARES, G. S.; WIESEL, P. G.; COSTA, A. B.; LOBO, E. A. Development of a soil quality index to evaluate agricultural cropping systems in southern Brazil. *Soil & LSF Research*, v. 218, p. 105293, 2022.
- MATOS, P. S.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; PAULA, A.; OLIVEIRA, A. M. Short-term effects of forest management on litter decomposition in Caatinga dry forest. *Energy, Ecology and Environment*, v. 7, n. 2, p. 130-141, 2022.
- MENDIETA-MONDOZA, A.; RENTERIA-VILLALOBOS, M.; RANDALL, H.; RUÍZ-GÓMEZ, S.; RÍOS-LÓPEZ. Chemical degradation of agricultural soil under arid conditions by the accumulation of potentially toxic elements and salts. *Geoderma Regional*, v. 35, p. e00736, 2023.
- MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GIONGO, V.; PÉREZ-MARIN, A. M. Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. *Brazilian Journal of Biology*, v. 72, n. 3, p. 643-653, 2012.
- MIGUEL, D. L.; SILVA, E. M. R.; SILVA, C. F.; PEREIRA, M. G.; LEITE, L. F. C. Soil microbiological properties and enzyme activity in agroforestry systems compared with monoculture, natural regeneration, and native Caatinga. *Bioscience Journal*, v. 36, n. 1, p. 1-16, 2020.
- MIRZAVAND, J.; ASADI-RAHMANI, H.; MORADI-TALEBBEIGI, R. Biological indicators of soil quality under conventional, reduced, and no-LSF systems. *Archives of Agronomy and Soil Science*, v. 68, n. 3, p. 311-324, 2022.

- MOITINHO, M. R.; TEIXEIRA, D. B.; BICALHO, E. S.; PANOSSO, A. R.; FERRAUDO, A. S.; PEREIRA, G. T.; TSAI, S. M.; BORGES, B. M. F.; LA SCALA JR., N. Soil CO₂ emission and soil attributes associated with the microbiota of a sugarcane area in southern Brazil. *Scientific Reports*, v. 11, n. 1, p. 8325, 2021.
- MOTA, P. S.; CHERUBIN, M. R.; DAMIAN, J. M.; ROCHA, F. I.; PEREIRA, M. G.; ZONTA, E. Short-term effects of agroforestry systems on soil health in Southeastern Brazil. *Agroforestry Systems*, v. 96, p. 897-908, 2022.
- NAKHAVALI, M.; LAUERWARD, R.; REGNIER, P.; GUENET, B.; CHADBURN, S.; FRIEDLINGSTEIN, P. Leaching of dissolved organic carbon from mineral soils plays a significant role in the terrestrial carbon balance. *Global Change Biology*, v. 27, n. 5, p. 1083-1096, 2021.
- NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M. Valores orientadores da qualidade do solo para metais. *Tópicos em Ciência do Solo*, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 9, p. 112-143, 2015.
- NAYLOR, D.; SADLER, N.; BHATTACHARJEE, A.; GRAHAM, E. B.; ANDERTON, C. R.; MCCLURE, R.; LIPTON, M.; HOFMOCKEL, K. S.; JANSSON, J. K. Soil microbiomes under climate change and implications for carbon cycling. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 45, n. 1, p. 29-59, 2020.
- NIELSEN, U. N.; BALL, B. A. Impacts of altered precipitation regimes on soil communities and biogeochemistry in arid and semi-arid ecosystems. *Global Change Biology*, v. 21, p. 1407-1421, 2015.
- 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.
- OLIVEIRA, A. F. N.; SOUSA, L. I. S.; COSTA, V. A. S.; ANDRADE, J. V. T.; LIMA, L. A. L.; SALES, P. A. F.; SILVA, D. F.; PEREIRA, A. P. A.; MELO, V. M. M. Long-term effects of grazing on the biological, chemical and physical soil properties of the Caatinga biome. *Microbiological Research*, v. 253, p. 126893, 2021.
- PAGE, K. L.; DANG, Y. P.; DALAL, R. C. The ability of conservation agriculture to conserve soil organic carbon and the subsequent impact on soil physical, chemical, and biological properties and yield. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, v. 4, p. 31, 2020.
- PANETTIERI, M.; BERNS, A. E.; KNICKER, H.; MURILLO, J. M.; MADEJÓN, E. Evaluation of seasonal variability of soil biogeochemical properties in aggregate-size fractionated soil under different LSFs. *Soil & LSF Research*, v. 151, p. 39-49, 2015.
- PENG, J.; LIU, H.; HU, Y.; SUN, Y.; LIU, Q.; LI, J.; DONG, Y. Shift in soil bacterial communities from k- to r-strategists facilitates adaptation to grassland degradation. *Land Degradation & Development*, v. 33, n. 12, p. 2076-2091, 2022.

PANWAR, A. S.; ANSARI, M. A.; RAVISANKAR, N.; BABU, S.; PRUSTY, A. K.; GHASAL, P. C.; CHOUDHARY, J.; SHMIM, M.; SINGH, R.; RAGHAVEDRA, K. J.; DUTTA, D.; MEENA, A. L.; CHAUHAN, G. V.; ANSARI, M. H.; SINGH, R.; AULAKH, C. S.; SINGH, D. K.; SHARMA, P. B. Effect of organic farming on the restoration of soil quality, ecosystem services, and productivity in rice-wheat agro-ecosystems. *Frontiers in Environmental Science*, v. 10, p. 972394, 2022.

PEREIRA, A. P. A.; MENDES, L. W.; OLIVEIRA, F. A. S.; ANTUNES, J. E. L.; MELO, V. M. M.; ARAUJO, A. S. F. Land degradation affects the microbial communities in the Brazilian Caatinga biome. *Catena*, v. 211, p. 105961, 2022.

PHILIPPOT, L.; CHENU, C.; KAPPLER, A.; RILLIG, M. C.; FIERER, N. The interplay between microbial communities and soil properties. *Nature Reviews Microbiology*, v. 22, p. 226-239, 2024.

PRĚVĚLIE, R. Exploring the multiple land degradation pathways across the planet. *Earth-Science Reviews*, v. 220, p. 103689, 2021

PUTASSO, A.; VITYAKON, P.; RASCHE, F.; SAENJAN, P.; TRELOGES, V.; CADISCH, G. Does organic residue quality influence carbon retention in a tropical sandy soil? *Soil & Water Management & Conservation*, v. 77, n. 3, p. 1001-1011. 2013.

QUEIROZ, M. G.; SILVA, T. G. F.; ZOLNIER, S.; SOUZA, C. A. A.; SOUZA, L. S. B.; STEIDLE NETO, A. J.; ARAÚJO, G. G. L.; FERREIRA, W. P. M. Seasonal patterns of deposition litterfall in a seasonal dry tropical forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 279, p. 107712, 2019.

RAIESI, F.; BEHESHTI, A. evaluating forest soil quality after deforestation and loss of ecosystem services using network analysis and factor analysis techniques. *Catena*, v. 208, p. 105778, 2022.

RAMÍREZ, P. B.; CALDERÓN, F. J.; FONTE, S. J.; SANTIBÁÑEZ, F.; BONILLA, C. A. Spectral responses to labile organic carbon fractions as useful soil quality indicators across a climatic gradient. *Ecological Indicators*, v. 111, p. 1-12, 2020.

RAYNE, N.; AULA, L. Livestock manure and the impacts on soil health: a review. *Soil Systems*, v. 4, n. 4, p. 64, 2020.

RODRÍGUEZ, B. C.; DURÁN-ZUAZO, V. H.; RODRÍGUEZ, M. S.; GARCÍA-TEJERO, I. F.; RUIZ, B. G.; TAVIRA, S. C. Conservation agriculture as a sustainable system for soil health: a review. *Soil Systems*, v. 6, n. 4, p. 87, 2022.

ROWLEY, M. C.; GRAND, S.; VERRECCHIA, É. P. Calcium-mediated stabilisation of soil organic carbon. *Biogeochemistry*, v. 137, p. 27-49, 2018.

SANCHES, G. M.; MAGALHÃES, P. S. G.; LUCIANO, A. C. S.; CAMARGO, L. A.; FRANCO, H. C. J. Comprehensive assessment of spatial soil variability related to topographic parameters in sugarcane fields. *Geoderma*, v. 362, p. 114012, 2020.

SARTO, M. V. M.; BORGES, W. L. B.; BASSEGIO, D.; PIRES, C. A. B.; RICE, C. W.; ROSOLEM, C. A. Soil microbial community, enzyme activity, C and N stocks and soil aggregation as affected by land use and soil depth in a tropical climate region of Brazil. *Archives of Microbiology*, v. 202, p. 2809-2824, 2020.

SCHIMEL, J. Modeling ecosystem-scale carbon dynamics in soil: the microbial dimension. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 178, p. 108948, 2023.

SILVA, C. F.; PEREIRA, M. G.; GOMES, J. H. G.; FONTES, M. A.; SILVA, E. M. R. Enzyme activity, glomalin, and soil organic carbon in agroforestry systems. *Floresta e Ambiente*, v. 27, n. 3, p. e20170716, 2020a.

SILVA, É. O.; MEDEIROS, E. V.; DUDA, G. P.; LIRA JUNIOR, M. A.; BROSSARD, M.; OLIVEIRA, J. B.; SANTOS, U. J.; HAMMECKER, C. Seasonal effect of land use type on soil absolute and specific enzyme activities in a Brazilian semi-arid region. *Catena*, v. 172, p. 397-407, 2019.

SILVA, M. O.; SANTOS, M. P.; SOUSA, A. C. P.; SILVA, R. L. V.; MOURA, I. A. A.; SILVA, R. S.; COSTA, K. D. S. Qualidade do solo: indicadores biológicos para manejo sustentável. *Brazilian Journal of Development*, v. 7, n. 1, p. 6853-6875, 2021.

SILVA, P. A.; LIMA, B. H.; LA SCALA JR., N.; PERUZZI, N. J.; CHAVARETTE, F. R.; PANOSSO, A. R. Spatial variation of soil carbon stability in sugarcane crops, central-south of Brazil. *Soil & LSF Research*, v. 202, p. 104667, 2020b.

SILVA, W. S.; FRACETTO, G. G. M.; FRACETTO, F. J. C.; SILVA, Y. J. A. V.; SOUZA, A. A. B.; NASCIMENTO, C. W. A. The stabilization method of sewage sludge effects soil microbial attributes and boosts soil P content and maize yield in a sludge-amended soil in the field. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, v. 22, p. 1267-1276, 2022.

SIMON, C. P.; GOMES, T. F.; PESSOA, T. N.; SOLTANGHEISI, A.; BIELUCZYK, W.; CAMARGO, P. B.; MARTINELLI, L. A.; CHERUBIN, M. R. Soil quality literature in Brazil: a systematic review. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 46, p. e0210103, 2022.

SOUZA, J. J. L. L.; CASTRO, F. E.; ANDRADE, C. V. P. A.; KER, J. C.; PEREZ FILHO, A. Brazilian semiarid soils formed during the last glacial maximum. *Catena*, v. 223, p. 106899, 2023.

SOSA, L. L.; CARMONA, I.; PANETTIERI, M.; GRIFFITH, D. M.; ESPINOSA, C. I.; JARA-GUERRERO, A.; PLAZA, C.; MADEJÓN, E. Ecosystem function associated with soil organic carbon declines with tropical dry forest degradation. *Land Degradation and Development*, v. 35, p. 2109-2121, 2024.

STOTZKY, G. Microbial respiration. In: "Methods of soil analysis". *Soil Science Society of American*, p. 1550-1572, 1965.

TABATABAI, M. A. Soil enzymes. In: "Methods of soil analysis: part 2". *Soil Science Society of American*, p. 775-833, 1994.

- TAVARES FILHO, J.; FELTRAN, C. T. M.; OLIVEIRA, J. F.; ALMEIDA, E.; GUIMARÃES, M. F. Atributos de solo determinantes para a estimativa do índice de estabilidade de agregados. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 47, n. 3, p. 436-441, 2012.
- TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. Manual de métodos de análise de solo. *Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa Solos*, 3ª edição revista e atualizada, Brasília – DF. 573 p., 2017.
- TEIXEIRA-RIOS, T.; SILVA, D. K. A.; GOTO, B. T.; YANO-MELO, A. M. Seasonal differences in arbuscular mycorrhizal fungal communities in two woody species dominating semiarid caatinga forests. *Folia Geobotanica*, v. 53, p. 191-200, 2018.
- TOMAZ, A. R.; FERREIRA, A. O.; LAL, R.; AMADO, T. J. C.; SILVA, B. O. T.; SILVA, W. R.; FRACETTO, F. J. C.; INAGAKI, T. M.; FREIRE, M. B. G. S.; NUNES, E. O. S. Can natural undisturbed revegetation restores soil organic carbon to levels under native climax vegetation under tropical semiarid climate? *Land Degradation & Development*, v. 35, n. 5, p. 1971-1981, 2024.
- VIEIRA JUNIOR, W. G.; MOURA, J. B.; SOUZA, R. F.; BRAGA, A. P. M.; MATOS, D. J. C.; BRITO, G. H. M.; SANTOS, J. M.; MOREIRA, R. M.; SILVA, S. D. Seasonal variation in mycorrhizal community of different Cerrado phytophysiomies. *Frontiers in Microbiology*, v. 11, p. 1-9, 2020.
- VIZIOLI, B.; CAVALIERI-POLIZELI, K. M. V.; TORMENA, C. A.; BARTH, G. Effects of long-term LSF systems on soil physical quality and crop yield in a Brazilian Ferralsol. *Soil & LSF Research*, v. 209, p. 104935, 2021.
- VON WILPERT, K. Forest soils – What’s their peculiarity? *Soil Systems*, v. 6, n. 1, p. 5, 2022.
- WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, v. 37, p. 29-38, 1934.
- WANDER, M. M.; CIHACEK, L. J.; COYNE, M.; DRIJBER, R. A.; GROSSMAN, J. M.; GUTKNECHT, J. L. M.; HORWATH, W. R.; JAGADAMMA, S.; OLK, D. C.; RUARK, M.; SNAPP, S. S.; TIEMANN, L. K.; WEIL, R.; TURCO, R. F. Developments in agricultural soil quality and health: reflections by the research committee on soil organic matter management. *Frontiers in Environmental Science*, v. 7, p. 109, 2019.
- WARING, B.; GEE, A.; LIANG, G.; ADKINS, S. A quantitative analysis of microbial community structure-function relationships in plant litter decay. *Iscience*, v. 25, p. 104523, 2022.
- WIESMEIER, M.; URBANSKI, L.; HOBLEY, E.; LANG, B.; VON LÜTZOW, M.; MARIN-SPIOTTA, E.; VAN WESEMAEL, B.; RABOT, E.; LIEß, M.; GARCIA-FRANCO, N.; WOLLSCHLÄGER, U.; VOGEL, H. J.; KÖGEL-KNABNER, I. Soil organic carbon storage as a key function of soils – a review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, v. 333, p. 149-162, 2019.

XU, C. Y.; DU, C.; JIAN, J. S.; HOU, L.; WANG, Z. K.; WANG, Q.; GENG, Z. C. The interplay of labile organic carbon, enzyme activities and microbial communities of two forest soils across seasons. *Scientific Reports*, v. 11, n. 1, p. 5002, 2021.

YAN, B.; SUN, L.; LI, J.; LIANG, C.; WEI, F.; XUE, S.; WANG, G. Change in composition and potential functional genes of soil bacterial and fungal communities with secondary succession in *Quercus liaotungensis* forests of the Loess Plateau, western China. *Geoderma*, v. 364, p. 114199, 2020.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of carbon in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 19, p. 1467-1476, 1988.

ZARAFSHAR, M.; BAZOT, S.; MATINIZADEH, M.; BORDBAR, S. K.; ROUSTA, M. J.; KOOCH, Y.; ENAYATI, K.; ABBASI, A.; NEGAHDARSABER, M. Do tree plantations or cultivated fields have the same ability to maintain soil quality as natural forests? *Applied Soil Ecology*, v. 151, p. 103536, 2020.

4. ESTOQUE, COMPOSIÇÃO E CICLAGEM DA SERAPILHEIRA EM ÁREAS COM VEGETAÇÃO NATIVA DE CAATINGA EM FUNÇÃO DO TEMPO

Resumo

A serapilheira tem relevante importância em floresta nativa, com suas modificações atuando, principalmente, no fornecimento e disponibilidade de carbono orgânica para o solo, alterando assim suas propriedades físicas, químicas e biológicas. Características como fitofisionomia e desenvolvimento vegetal, sazonalidade climática e atividade dos organismos alteram as propriedades da serapilheira. Objetivou-se com o estudo avaliar a produção, composição, propriedades microbiológicas e de estabilidade da serapilheira frente a área de vegetação nativa em diferentes localidades do semiárido, em função de amostragem temporal. Foram realizadas seis coletas bimestrais, de julho/2023 à maio/2024, de amostras de serapilheira com gabarito nas dimensões de 0,5 x 0,5 m, no município de Caruaru-PE. Foram amostradas duas áreas com vegetação nativa, uma no Instituto Agrônomo de Pernambuco (FN₁) e outra na Fazenda Santa Maria (FN₂). Algumas das propriedades da serapilheira avaliadas foram: i) estoque de massa seca (MS), teores e estoques de carbono (TC, Est.C), umidade (UMI) e relação C:N do material (C:N-SE); ii) constante de decomposição (k), tempos de renovação (REN) e de residência (RES) e coeficiente de devolução (CD); iii) respiração basal (RB), carbono (CBM) e nitrogênio (NBM) da biomassa microbiana e quocientes microbiano (q -mic) e de mineralização (q -min). Na época chuvosa (maio/2023), as propriedades MS, TC, Est.C, REN, RES foram menores e as UMI, k e CD foram maiores, ambas em relação a época seca (novembro/2023). Esses padrões estão relacionados a presença de condições ótimas na época chuvosa para a decomposição microbiana da serapilheira. A FN₁ possui maiores UMI, RB, CBM, NBM, q -mic e q -min, assim como menor C:N-SE em relação aos valores encontrados na FN₂. Esse conjunto de fatores apontam para a maior labilidade do material da FN₁, com o FN₂ sendo mais recalcitrante. Essa característica está relacionada com a diversidade de espécies vegetais de cada área nativa, além de serem capazes de moldar a diversidade e atividade microbiana, como confirmado pelas propriedades microbiológicas da serapilheira. Conclui-se que a análise da serapilheira deve ser avaliada em relação a sazonalidade e sobre os aspectos fitofisiográficos da vegetação nativa de Caatinga, fatores capazes de alterar os padrões de qualidade do material.

Palavras-chave: Produção sazonal da serapilheira. Conservação da serapilheira. Floresta nativa. Atividade microbiana da serapilheira.

LITTER STOCK, COMPOSITION AND CYCLING IN AREAS WITH NATIVE CAATINGA VEGETATION AS A FUNCTION OF TIME

Abstract

The litter is of great importance in native forests, with its changes acting mainly on the supply and availability of organic carbon for the soil, thus altering its physical, chemical and biological properties. Characteristics such as plant physiognomy and development, climatic seasonality and the activity of organisms alter the properties of the litter. The aim of this study was to evaluate the production, composition, microbiological properties and stability of litter in relation to native vegetation in different locations in the semi-arid region, as a function of temporal sampling. From July/2023 to May/2024, six bimonthly samples of litter were collected using a 0,5 x 0,5 m template in the municipality of Caruaru-PE. Two areas with native vegetation were sampled, one at the Instituto Agronômico de Pernambuco (NF₁) and the other at Fazenda Santa Maria (NF₂). Some of the litter properties assessed were: *i*) dry mass stock (DMS), carbon contents and stocks (CC, Stock C), moisture (MOI) and the material's C:N ratio (C:N-LI); *ii*) decomposition constant (k), renewal (REN) and residence (RES) times and devolution coefficient (DC); *iii*) basal respiration (BR), carbon (MCB) and nitrogen (MNB) of the microbial biomass and microbial (*q*-mic) and mineralization (*q*-min) quotients. In the rainy season (May/2023), the properties DMS, CC, Stock C, REN, RES were lower and MOI, k and DC were higher, both compared to the dry season (November/2023). These patterns are related to the presence of optimal conditions in the rainy season for the microbial decomposition of litter. NF₁ has higher MOI, RB, MCB, MNB, *q*-mic and *q*-min, as well as lower C:N-LI compared to the values found in NF₂. This set of factors points to the greater lability of the NF₁ material, with NF₂ being more recalcitrant. This characteristic is related to the diversity of plant species in each native area, which are also capable of shaping microbial diversity and activity, as confirmed by the microbiological properties of the litter. It is concluded that litter analysis should be evaluated in relation to seasonality and the phytophysiological aspects of the native Caatinga vegetation, factors capable of altering the quality standards of the material.

Keywords: Seasonal litter production. Conservation of litter. Native forest. Microbial activity of litter.

4.1. Introdução

Florestas tropicais úmidas e secas têm excelência na produção anual de serapilheira quando comparadas com outras fitofisionomias ao longo do globo (FERREIRA et al., 2014; SILVA et al., 2019; CHAKRAVARTY et al., 2020). Esse fato decorre, principalmente, das condições climáticas, de produção de biomassa, manejo e propriedades do solo, da velocidade de ciclagem do material e da biodiversidade edáfica (KRISHNA; MOHAN, 2017; VEEN, 2019; GIWETA, 2020; CHAKRAVARTY et al., 2020; FUJII; BERG; CORNELISSEN, 2020; PRESCOTT; VESTERDAL, 2021). As florestas secas possuem fortes diferenças climáticas ao longo do ano, que causam modificações em sua vegetação, como a queda das folhas na estação seca (DAHLIN et al., 2017). Os organismos edáficos têm mecanismos adaptativos a essas variações da paisagem, inclusive, sendo capazes de atuar na melhoria do desenvolvimento vegetal (BONATELLI et al., 2021; LI et al., 2022).

A serapilheira produzida tem características de acordo com padrões apresentados pela vegetação, como diversidade de espécies que estão distribuídas na paisagem, quantidade de lignina ou outros derivados recalcitrantes no tecido vegetal, teor de constituintes de maior solubilidade e variações nas proporções de diferentes partes vegetais (CAPELLESSO et al., 2016; KRISHNA; MOHAN, 2017). Estas características implicam na velocidade com que o material será estocado e modificado ao longo do tempo, já que são capazes de modificar a qualidade do material e a atividade de degradação e decomposição dos organismos edáficos sobre o material (KRISHNA; MOHAN, 2017; GIWETA, 2020).

Talvez a característica mais estudada nesse sentido, seja a relação entre o conteúdo de carbono, e/ou especificamente lignina, e de nitrogênio do material vegetal, pois quanto maior essa relação, mais lenta será a velocidade de modificação do material (CAPELLESSO et al., 2016; GIWETA, 2020). Além disso, mesmo com maior quantidade de carbono, deve-se ponderar sobre a sua qualidade e forma disponível para o processo de decomposição. Quanto maior a presença de grupos orgânicos aromáticos, mais recalcitrante será o material e mais tempo será mantido no sistema, com o contrário acontecendo quando predominam grupos alifáticos, que trazem característica de labilidade e pouca durabilidade no sistema (HENSGENS et al., 2021).

Os processos de transferência do material estão associados, principalmente, à atividade da fauna edáfica, já que têm a capacidade de fragmentar e transportar o material

para locais distintos do sistema (FUJII; BERG; CORNELISSEN, 2020; PRESCOTT; VESTERDAL, 2021). Essa é a primeira etapa de modificação do material, sendo caracterizada pela redução de sua massa e aumento de sua área de superfície específica (PRESCOTT; VESTERDAL, 2021). Na etapa seguinte ocorre a facilitação da atividade da microbiota, que consiste na modificação por meio da transformação das moléculas originais em outras mais estáveis por meio da atividade de enzimas extracelulares, processo denominado de decomposição e humificação do material vegetal (DOU et al., 2020; BAI et al., 2021; WARING et al., 2022).

Vale salientar que a presença da serapilheira traz diversos benefícios à paisagem, com alteração positiva nas propriedades físicas e químicas do solo, na dinâmica da matéria orgânica no sistema e assegurando processos a nível de ecossistema (GIWETA, 2020). A diversidade da serapilheira também tem a capacidade de moldar a riqueza, abundância e atividade dos organismos edáficos, por consequência, melhora os processos de decomposição do material e entrada de carbono no solo (XIAO et al., 2020). Esses padrões devem ser modificados de acordo com as mudanças climáticas do bioma Caatinga. Com isso, o objetivo desse estudo é compreender as alterações que ocorrem na produção, composição, estabilidade e nas propriedades microbiológicas da serapilheira em florestas nativas de diferentes localidades em relação a amostragem temporal.

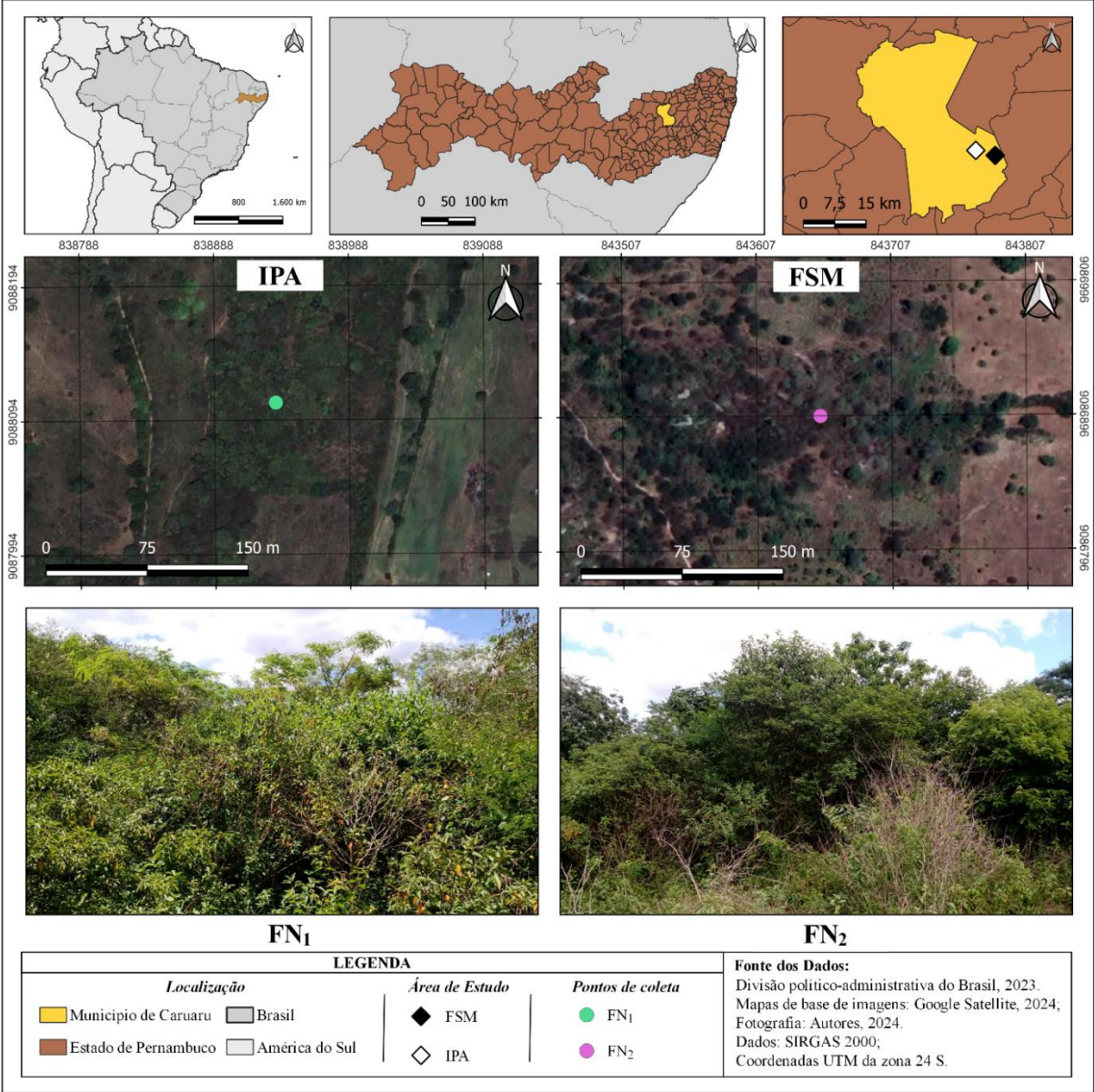
4.2. Material e Métodos

4.2.1. Caracterização das áreas e amostragem

As áreas amostradas (Figura 1) estão localizadas no município de Caruaru (PE), com clima do tipo semiárido (Bsh) de acordo com classificação de Köppen-Geiger e vegetação de floresta sazonalmente seca (Caatinga). Foram selecionadas duas áreas sob cobertura com floresta nativa, com a FN₁ localizada no Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), Unidade de Caruaru (-8.240099, -35.920822) e a FN₂ localizada na Fazenda Santa Maria (FSM), no distrito de Malhada da Pedra (-8.255129, -35.881571). A caracterização climática é a mesma apresentada para o capítulo 3 desta dissertação. As áreas FN₁ e FN₂ estão distantes 7,97 km em linha reta, contando com estado de conservação desde meados da década de 1970. Foi realizada caracterização detalhada do solo de cada área amostrada (Tabelas 1 e 2).

Segundo IBGE (2024), a área FN₁ se encontra sobre mancha de Argissolo Vermelho-Amarelo, enquanto que a área FN₂ está localizada sobre mancha de Neossolo Litólico. De acordo com levantamento geológico realizado pela CPRM (1984), na carta SC.25-V, a área FN₁ se encontra sobre o corpo batólito Caruaru-Arcoverde, enquanto a FSM está sobre o corpo plúton Bezerros. O corpo batólito possui composições minerais com presença de hornblenda e biotita, enquanto que o corpo plúton possui riqueza em minerais de feldspato potássico. A área FN₁ possui relevo ondulado, enquanto que a área FN₂ conta com relevo fortemente ondulado.

Figura 1 – Localização das áreas de coleta no município de Caruaru-PE



IPA = Instituto Agrônomo de Pernambuco, FSM = Fazenda Santa Maria, FN₁ = floresta nativa do IPA, FN₂ = floresta nativa da FSM.

As coletas de serapilheira foram realizadas entre os períodos de julho/2023 e maio/2024, com amostragens bimestrais, na intenção de observar as modificações ao longo das variações climáticas da paisagem. Ao todo, foram realizadas seis coletas temporais de serapilheira. Para cada amostragem temporal, foi realizada a delimitação da área, demarcadas quatro parcelas com bordadura de 2 m em seu entorno. Em cada parcela foram realizadas duas coletas de amostras de serapilheira de forma simultânea, uma para avaliação das propriedades relacionadas com a microbiota, e outra para as análises relacionadas com a produção, composição e estabilidade da serapilheira. As amostras foram coletadas com gabarito de dimensões 0,5 x 0,5 m. Ao todo foram coletadas 48 amostras independentes de serapilheira.

As amostras para as análises microbiológicas foram mantidas sob refrigeração no campo, em seguida foram levadas para o laboratório e ficaram conservadas em refrigerador a ± 4 °C até o momento de preparo para análise. Antes de cada análise microbiológica, as amostras tiveram a umidade corrigida para 100% de saturação, conforme Gama-Rodrigues et al. (2008). As análises microbiológicas foram realizadas de forma mais célere que as demais, na tentativa de manter sua integridade. As demais amostras foram secas até massa constante em estufa de fluxo contínuo a 60 °C, pesadas, trituradas em moinho tipo Willey e acondicionadas até o momento de realização das análises.

4.2.2. Análises do solo e da serapilheira

As análises do solo foram as mesmas apresentadas no capítulo 3 desta dissertação para as áreas com floresta nativa (Tabela 1 e 2). A caracterização da serapilheira pode ser visualizada na Tabela 2. A produção de massa seca por hectare (MS) foi calculada de acordo com a quantidade presente em 1 ha (10.000 m²), em relação a quantidade presente em área de gabarito de coleta (0,25 m²). Esse dado foi utilizado para calcular os estoques totais do carbono (Est.C) e nitrogênio (Est.N) do material, conforme descrito em Goulart et al. (2012). Os teores totais de carbono (TC) e nitrogênio (TN) do material foram dosados, respectivamente, segundo Araujo et al. (2020) e Silva (2009). A razão entre TC e TN permitiu calcular a relação C:N da serapilheira.

A umidade (UMI) da serapilheira foi obtida pela relação entre os pesos úmido e seco do material. O peso úmido foi realizado logo após a chegada das amostras no

laboratório, como forma de manter sua integridade, já o peso seco foi obtido pela secagem do material. O carbono (CBM) e nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) da serapilheira foram determinadas por Walkley; Black (1934), Yeomans; Bremner (1988) e Gama-Rodrigues et al. (2008). Na respiração basal (RB) da serapilheira, foram utilizadas amostras com umidade no ponto de saturação, com determinação conforme Stotzky (1965) e Gama-Rodrigues et al. (2008). A relação C:N da biomassa microbiana da serapilheira foi obtida pela razão entre CBM e NBM. O quociente metabólico ($q\text{-CO}_2$), microbiano ($q\text{-mic}$) e de mineralização ($q\text{-min}$) foram obtidos conforme Gama-Rodrigues et al. (2008) e Silva et al. (2022).

Com base no MS obtida em cada coleta bimestral, detalhada como produção acumulada no período de coleta, foi possível mensurar a produção média anual de acordo com a Equação 1. Com esses dados, foram obtidos a constante de decomposição (k) e o tempo de renovação (REN) do material, conforme Equação 2. A produção acumulada de nutrientes por período e média anual de nutrientes, foi obtido pela utilização da Equação 1, com o emprego do somatório do TC e do TN da serapilheira de cada coleta. De posse desses dados e conforme a Equação 3, foi possível calcular o tempo de residência (RES) e o coeficiente de devolução (CD) do material. Os cálculos foram obtidos conforme os achados de Vieira; Schumacher; Caldeira (2013) e Penna-firme; Oliveira (2017).

Equação 1. Produção média anual de massa seca e de carbono e nitrogênio da serapilheira.

$$X_{\text{anual}} = \frac{X_{\text{jul}} + X_{\text{set}} + X_{\text{nov}} + X_{\text{jan}} + X_{\text{mar}} + X_{\text{mai}} + \left(\frac{X_{\text{jul}} + X_{\text{set}}}{2}\right) + \left(\frac{X_{\text{set}} + X_{\text{nov}}}{2}\right) + \left(\frac{X_{\text{nov}} + X_{\text{jan}}}{2}\right) + \left(\frac{X_{\text{jan}} + X_{\text{mar}}}{2}\right) + \left(\frac{X_{\text{mar}} + X_{\text{mai}}}{2}\right) + \left(\frac{X_{\text{mai}} + X_{\text{jul}}}{2}\right)}{12}$$

X – Representa produção acumulada de massa seca (PB) ou de nutrientes (PN)

Equação 2. Constante de decomposição (k) e tempo de renovação (REN) da serapilheira.

$$k \text{ (mensal)} = \frac{PB_{\text{anual}}}{PB_{\text{mensal}}} \quad \text{REN (dias)} = \left(\frac{1}{k}\right) \times 365,25$$

Equação 3. Tempo de residência (RES) e coeficiente de devolução (CD) da serapilheira.

$$\text{RES (dias)} = \left(\frac{PN_{\text{anual}}}{PN_{\text{mensal}}}\right) \times 365,25 \quad \text{CD (kg ha}^{-1}\text{)} = \frac{PN_{\text{anual}}}{(PN_{\text{anual}} + PN_{\text{mensal}})}$$

4.2.3. Análise dos dados

Os dados foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk e tratados, quando necessários. Em seguida, foi empregado o teste de variância de Fisher para averiguar o nível de significância dos tratamentos das áreas nativas e da amostragem temporal em relação às variáveis analisadas na serapilheira (ANEXO E). Foi empregado o teste de Tukey para avaliar as diferenças entre as áreas nativas e a amostragem temporal de acordo com as variáveis analisadas. Nessa pesquisa foram realizadas correlações de Pearson entre as propriedades do solo com as propriedades de produção, composição, microbiológicas e de estabilidade da serapilheira. As análises estatísticas foram avaliadas a 5% de probabilidade. Para as análises foram utilizados os softwares Sisvar 5.6, Statistica 12 e Grapher.

Tabela 1 – Caracterização física e química do solo na profundidade de 0-20 cm em diferentes florestas nativas, no município de Caruaru-PE

Propriedades físicas	Floresta nativa		Propriedades químicas	Floresta nativa	
	IPA	FSM		IPA	FSM
Areia total (g kg ⁻¹)	705,14	757,93	Potencial hidrogeniônico (H ₂ O)	6,17	5,98
Areia grossa (g kg ⁻¹)	510,01	555,56	Potencial hidrogeniônico (KCl)	5,06	4,71
Areia fina (g kg ⁻¹)	193,13	202,37	Diferencial do potencial hidrogeniônico	-1,12	-1,28
Silte (g kg ⁻¹)	188,72	156,45	Condutividade Elétrica (dS m ⁻¹)	0,58	0,48
Argila total (g kg ⁻¹)	106,15	85,63	Cálcio trocável (mmol _c kg ⁻¹)	21,26	11,06
Argila dispersa em água (g kg ⁻¹)	35,88	32,58	Magnésio trocável (mmol _c kg ⁻¹)	6,67	3,25
Grau de floculação (%)	66,14	61,84	Potássio trocável (mmol _c kg ⁻¹)	5,72	2,35
Relação silte:argila	1,78	1,83	Sódio trocável (mmol _c kg ⁻¹)	0,33	0,19
Densidade do solo (g cm ⁻³)	1,58	1,57	Acidez potencial (mmol _c kg ⁻¹)	12,52	21,46
Densidade das partículas (g cm ⁻³)	2,71	2,68	Capacidade de troca de cátions (mmol _c kg ⁻¹)	46,49	38,32
Porosidade total (%)	37,01	36,23	Fósforo disponível (mg kg ⁻¹)	23,02	1,84
Macroporosidade (%)	17,57	19,01	Saturação por bases (%)	73,38	43,94
Microporosidade (%)	19,44	17,22	Porcentagem de sódio trocável (%)	0,71	0,50
Diâmetro médio ponderado (mm)	3,34	3,04	Ferro extraível (mg kg ⁻¹)	128,23	112,20
Diâmetro médio geométrico (mm)	3,01	2,40	Manganês extraível (mg kg ⁻¹)	61,68	16,40
Índice de estabilidade de agregados (%)	79,65	72,65	Zinco extraível (mg kg ⁻¹)	15,19	1,20
Porcentagem de agregados > 2 mm (%)	91,10	78,54	Chumbo extraível (mg kg ⁻¹)	2,46	1,25
Condutividade hidráulica (mm h ⁻¹)	44,59	42,85	Cobalto extraível (mg kg ⁻¹)	0,18	0,04

IPA = Instituto Agrônomo de Pernambuco e FSM = Fazenda Santa Maria.

Tabela 2 – Caracterização biológica do solo na profundidade de 0-20 cm e caracterização da serapilheira em diferentes florestas nativas, no município de Caruaru-PE

Propriedades biológicas	Floresta nativa		Caracterização da serapilheira	Floresta nativa	
	IPA	FSM		IPA	FSM
Matéria orgânica (g kg ⁻¹)	23,66	19,34	Estoque de massa seca (t ha ⁻¹)	5,01	5,50
Carbono orgânico total (g kg ⁻¹)	13,72	11,22	Teor de umidade (%)	47,46	20,79
Carbono orgânico protegido (g kg ⁻¹)	13,36	10,84	Teor de carbono (%)	20,09	22,59
Carbono extraível em água quente (mg kg ⁻¹)	146,12	92,12	Teor de nitrogênio (%)	1,23	0,96
Carbono oxidável por permanganato (mg kg ⁻¹)	462,73	382,23	Relação C:N do material	17,18	24,12
Carbono da biomassa microbiana (mg kg ⁻¹)	84,27	134,18	Estoque de carbono (kg ha ⁻¹)	1001	1201
Nitrogênio da biomassa microbiana (mg kg ⁻¹)	14,69	14,95	Estoque de nitrogênio (kg ha ⁻¹)	61,47	53,44
Relação C:N da biomassa microbiana	6,03	10,47	Carbono da biomassa microbiana (mg kg ⁻¹)	2796	1735
Respiração basal (mg kg ⁻¹ dia ⁻¹)	70,99	48,53	Nitrogênio da biomassa microbiana (mg kg ⁻¹)	1682	593
Taxa de emissão de CO ₂ (μmol m ⁻² min ⁻¹)	12,03	9,90	Relação C:N da biomassa microbiana	1,69	2,62
Quociente metabólico (mg mg ⁻¹ dia ⁻¹)	0,87	0,53	Respiração basal (mg kg ⁻¹ dia ⁻¹)	2977	1263
Quociente microbiano (%)	0,65	1,29	Quociente metabólico (mg mg ⁻¹ dia ⁻¹)	1,32	1,31
Quociente de mineralização (% dia)	0,55	0,44	Quociente microbiano (%)	1,34	0,82
Atividade da beta-glicosidase (μg g ⁻¹ h ⁻¹)	456,24	315,39	Quociente de mineralização (%)	1,55	0,63
Atividade da urease (μg g ⁻¹ h ⁻¹)	14,71	6,97	Estoque do carbono da biomassa microbiana (kg ha ⁻¹)	15,59	8,05
Constante de decaimento (dia ⁻¹)	5,51 x 10 ⁻³	4,37 x 10 ⁻³	Estoque do nitrogênio da biomassa microbiana (kg ha ⁻¹)	9,30	2,89
Tempo de meia-vida (dias)	145,88	162,96	Estoque da respiração basal (kg ha ⁻¹)	16,37	6,23

IPA = Instituto Agrônomo de Pernambuco e FSM = Fazenda Santa Maria.

4.3. Resultados e Discussão

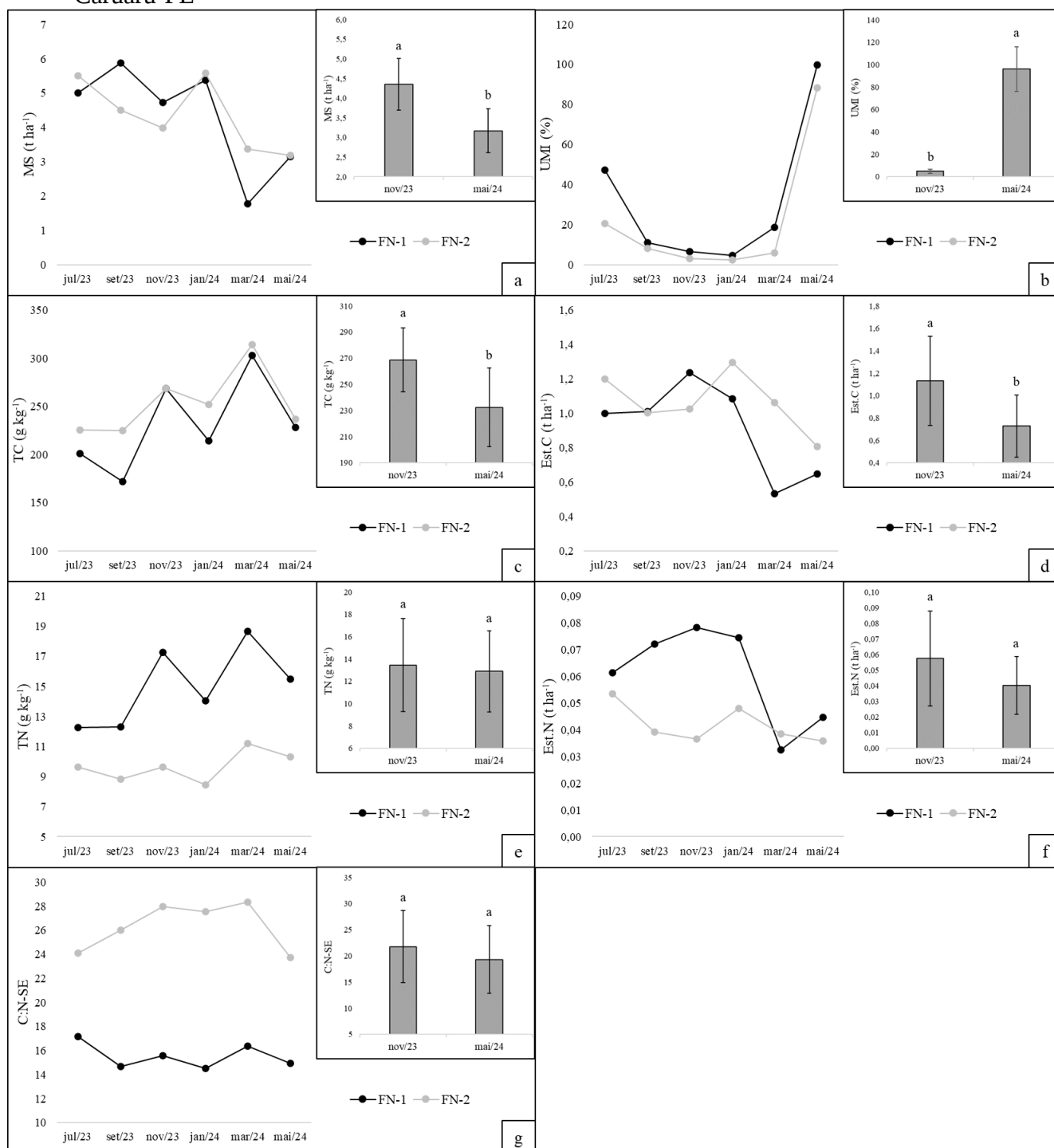
4.3.1. Produção, composição e ciclagem da serapilheira

Na avaliação temporal da serapilheira, foi observada maior produção de MS no mês de novembro/23, assim como a UMI do material foi superior no mês de maio/24 (Figura 2). Por se tratar de ambiente sob clima semiárido, a formação de serapilheira sobre o solo no ambiente de Caatinga tem forte influência da senescência, queda e deposição de material vegetal em época seca e renovação em época chuvosa (DIOGO et al., 2014; HOLANDA et al., 2017; FARIAS et al., 2019; MOURA et al., 2020; LIMA et al., 2021; GUIMARÃES et al., 2023). Provavelmente, o alto estoque do mês de novembro/23 esteja relacionado com o material oriundo da queda da vegetação, já que representou mês mais seco da amostragem.

A produção média anual de serapilheira não diferiu entre as áreas nativas (Figura 3), sendo a média entre FN₁ e FN₂ de 4,30 t ha⁻¹ ano⁻¹, grandeza reconhecida para o bioma Caatinga. Essa produção varia bastante em outros trabalhos inseridos no bioma, com valores que vão desde 3,34 até 8,44 t ha⁻¹ ano⁻¹ (MACIEL et al., 2012; LIMA et al., 2015; HOLANDA et al., 2017; FARIAS et al., 2019; GUIMARÃES et al., 2023). Vários fatores controlam essa produção, como as propriedades e o manejo do solo, a sazonalidade, a fisionomia da paisagem, o desenvolvimento vegetal e a atividade dos organismos edáficos talvez sejam os mais expressivos (KRISHNA; MOHAN, 2017; THAKUR; GEISEN, 2019; CHAKRAVARTY et al., 2020; FUJII; BERG; CORNELISSEN, 2020; GIWETA, 2020; PRESCOTT; VESTERDAL, 2021; WARING et al., 2022).

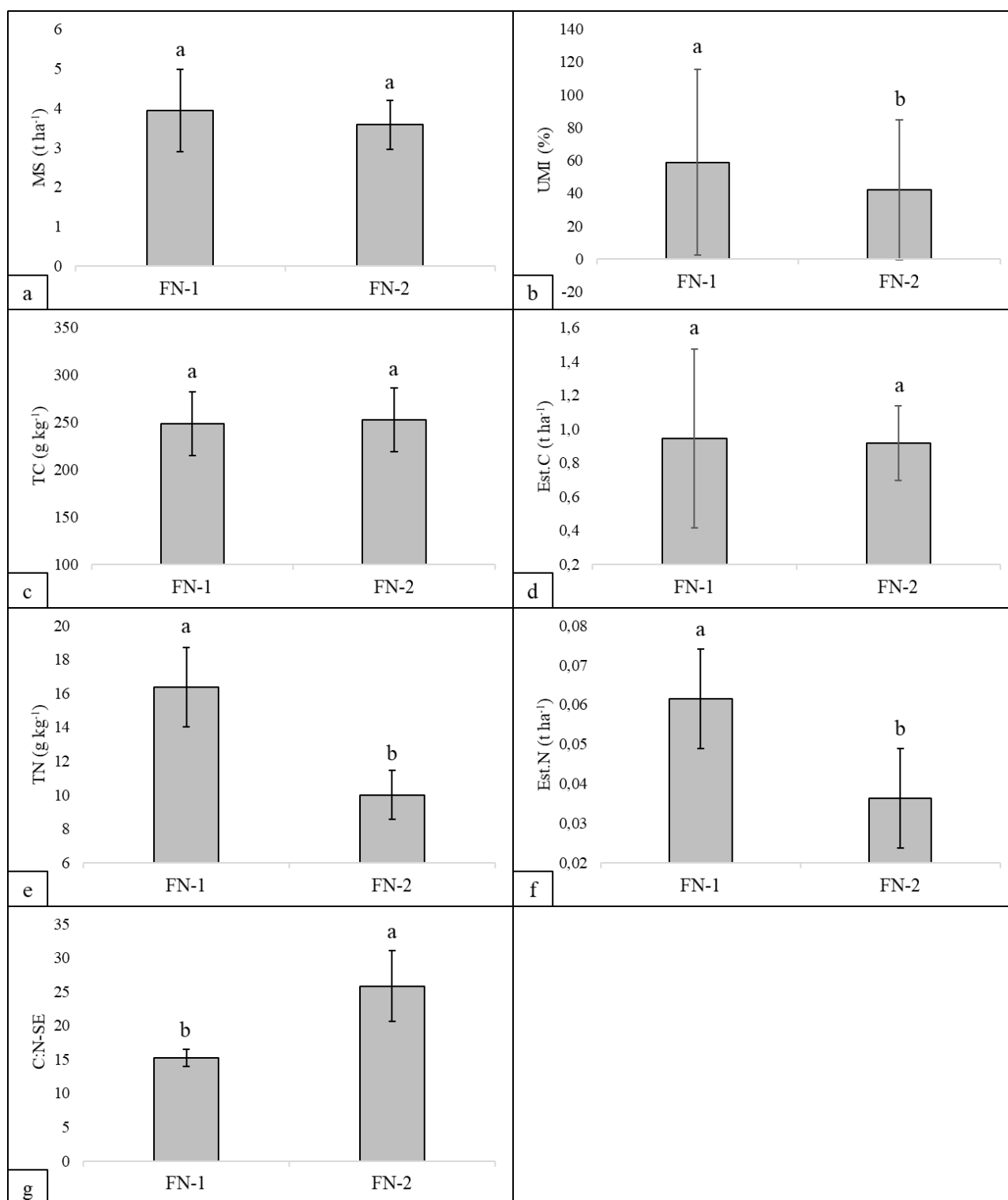
Os TC e Est.C que compõem o material da serapilheira foram maiores no mês de novembro/23 em relação ao mês de maio/24 (Figura 2), entretanto ocorreu manutenção dos TN, Est.N e relação C:N do material durante a amostragem. A relação C:N média foi de 20,54, resultado semelhante a outros trabalhos (LOPES et al., 2017; SILVA et al., 2021). Essa manutenção da relação C:N está relacionada com a qualidade e composição do material depositado ao longo do ano, ser advindo principalmente de tecidos foliares que possuem relação inferior a outros tecidos já que contam com baixos teores lignocelulósicos (KRISHNA; MOHAN, 2017; SILVA et al., 2021; GUIMARÃES et al., 2023). Essa baixa relação C:N facilita a velocidade de modificação e decomposição deste material pela biota edáfica (VEEN et al., 2019).

Figura 2 – Estoque de massa seca (a), umidade da serapilheira (b), teor (c) e estoque de carbono (d), teor (e) e estoque de nitrogênio (f) e relação C:N do material (g) nas coletas bimestrais de julho/2023 a maio/2024 e relação entre os meses mais seco (novembro/23) e chuvoso (maio/24), em áreas com vegetação nativa de Caatinga, no município de Caruaru-PE



Letras minúsculas semelhantes não diferem no teste de Tukey. FN-1 = floresta nativa do Instituto Agrônomo de Pernambuco, FN-2 = floresta nativa da Fazenda Santa Maria, MS = estoque de massa seca, UMI = teor de umidade, TC = teor de carbono, Est.C = estoque de carbono, TN = teor de nitrogênio, Est.N = estoque de nitrogênio e C:N-SE = relação C:N da serapilheira.

Figura 3 – Valores anuais de estoque de massa seca (a), umidade da serapilheira (b), teor (c) e estoque de carbono (d), teor (e) e estoque de nitrogênio (f) e relação C:N do material (g) em duas áreas com vegetação nativa de Caatinga, no município de Caruaru-PE



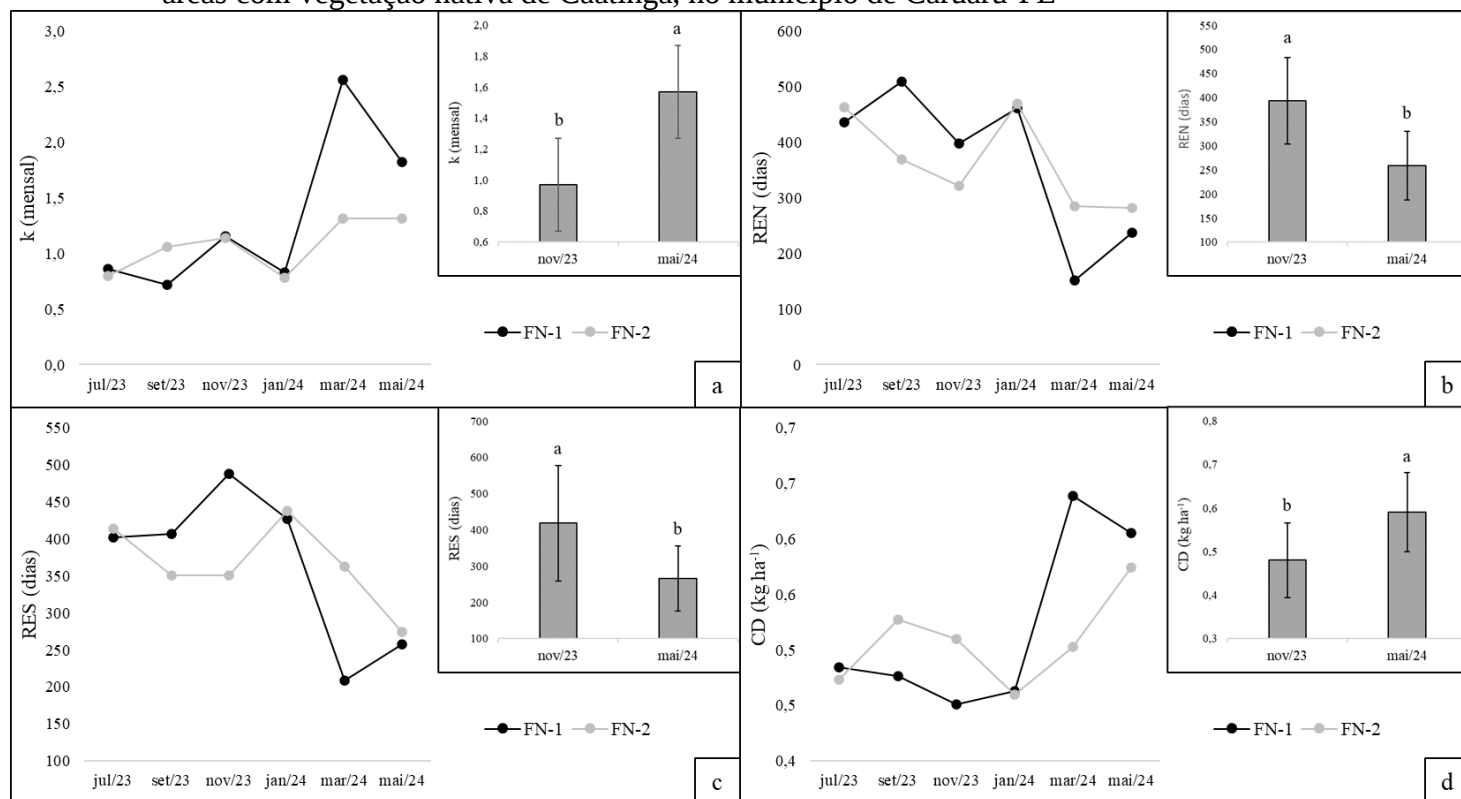
Letras minúsculas semelhantes não diferem no teste de Tukey. FN-1 = floresta nativa do Instituto Agrônomo de Pernambuco, FN-2 = floresta nativa da Fazenda Santa Maria, MS = estoque de massa seca, UMI = teor de umidade, TC = teor de carbono, Est.C = estoque de carbono, TN = teor de nitrogênio, Est.N = estoque de nitrogênio e C:N-SE = relação C:N da serapilheira.

Quando se analisada as diferenças entre as áreas nativas avaliadas (Figura 3), nota-se menores UMI, TN e Est.N e maior relação C:N para o material da FN₂ em comparação ao da FN₁. Estes resultados estão relacionados com a diversidade vegetal de cada área, onde foi observado a ocorrência na FN₁ de espécies como marmeleiro (*Croton blanchetianus*), velame (*C. heliotropiifolius*), aroeira (*Schinus terebinthufolius*) e angico-de-carço (*Anadenanthera colubrina*), e na FN₂ espécies como juazeiro (*Ziziphus joazeiro*), catingueira (*Cenostigma pyramidale*) e baraúna (*Melanoxylon brauna*). Outras espécies, como jurema-branca (*Mimosa ophthalmocentra*) e jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*), foram observadas ocorrendo em ambas as áreas, embora estivessem mais abundantes na FN₂. Essas espécies devem possuir tecidos com relações C:N distintas, que acabam por conferir maior ou menor capacidade de decomposição do material e acúmulo de umidade, como observado nas diferentes áreas nativas avaliadas no presente estudo (VEEN et al., 2019; LIRA et al., 2020).

O mês de novembro/23 teve valor menor para constante de decomposição e maior REN em relação ao mês de maio/24 da amostragem temporal, que contou com maior valor da constante de decomposição e menor REN (Figura 4). A relação dessas taxas está relacionada com o processo de decomposição, que possui influência das condições edafoclimáticas. O mês de maio/24 apresenta elevadas taxas de umidade e temperatura (Capítulo 3: Figura 2), fato que leva ao aumento da decomposição pela elevação da atividade biológica, com o período caracterizado pela maior disponibilidade de fatores de crescimento aos organismos do solo (PENG et al., 2021; SANTANA et al., 2021; SILVA et al., 2021). Em relação a estabilidade do material entre as áreas FN₁ e FN₂ (Figura 5), não houve diferença para nenhuma das variáveis analisadas.

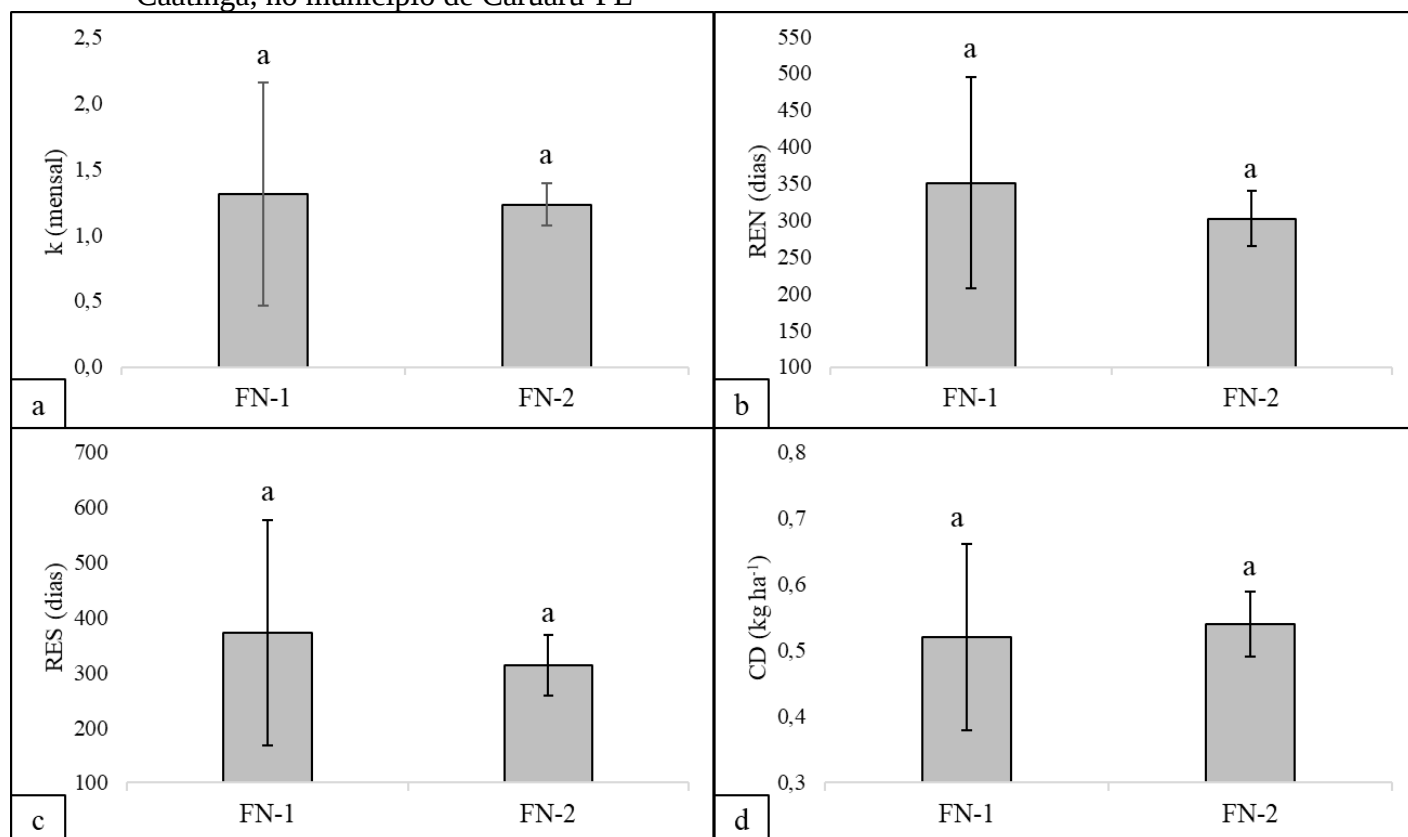
De forma semelhante, o acumulado de carbono e nitrogênio do material foi inferior no mês de maio/24, reduzindo assim o RES e aumentando o CD desses elementos ao ambiente. Este resultado está relacionado com a alta atividade biológica e processo de decomposição e ciclagem da serapilheira, já que o carbono e nitrogênio complexados nos tecidos vegetais são convertidos pela atividade de enzimas extracelulares, que atuam na liberação de formas mais simples desses elementos (KRISHNA; MOHAN, 2017; BAI et al., 2021; PRESCOTT; VESTERDAL, 2021). Essas frações podem ser perdidas em forma de CO₂ ou reagirem com o solo, ficando disponível em frações lábeis ou sendo estabilizados em frações protegidas (HANKE; DICK, 2019; LAVALLEE; SOONG; COTRUFO, 2020; PRESCOTT; VESTERDAL, 2021; WALKIEWICZ et al., 2021; RIDGEWAY; MORRISSEY; BRZOSTEK, 2022; WANG et al., 2022).

Figura 4 – Constante de decomposição (a), tempos de renovação (b) e residência (c) e coeficiente de devolução (d) da serapilheira nas coletas bimestrais de julho/2023 a maio/2024 e relação entre os meses mais seco (novembro/23) e chuvoso (maio/24), em áreas com vegetação nativa de Caatinga, no município de Caruaru-PE



Letras minúsculas semelhantes não diferem no teste de Tukey. FN-1 = floresta nativa do Instituto Agrônomo de Pernambuco, FN-2 = floresta nativa da Fazenda Santa Maria, k = constante de decomposição, REN = tempo de renovação, RES = tempo de residência e CD = coeficiente de devolução.

Figura 5 – Constante de decomposição (a), tempos de renovação (b) e residência (c) e coeficiente de devolução (d) da serapilheira em duas áreas com vegetação nativa da Caatinga, no município de Caruaru-PE



Letras minúsculas semelhantes não diferem no teste de Tukey. FN-1 = floresta nativa do Instituto Agrônomo de Pernambuco, FN-2 = floresta nativa da Fazenda Santa Maria, k = constante de decomposição, REN = tempo de renovação, RES = tempo de residência e CD = coeficiente de devolução.

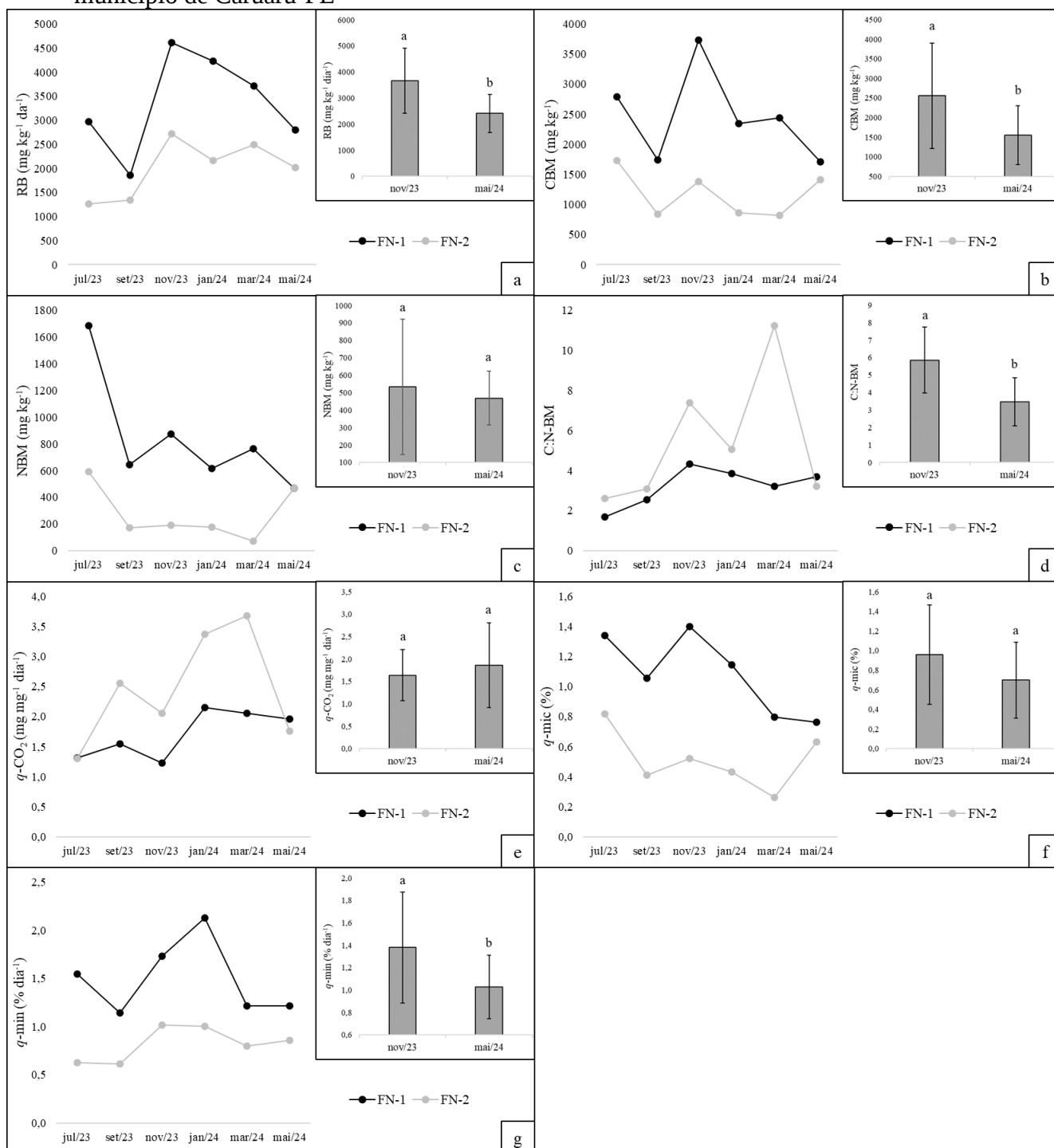
4.3.2. Diversidade e atividade microbiológica da serapilheira

A taxa de RB, o teor do CBM e da relação C:N da biomassa microbiana da serapilheira foram mais elevadas no mês de novembro/23 em relação ao mês de maio/24 (Figura 6). O teor do NBM foi semelhante na amostragem temporal. Estudos que tratam das avaliações microbiológicas da serapilheira são escassos, especialmente quando se considera o bioma Caatinga. Entretanto, os resultados dos teores de CBM e NBM, assim como a RB desse trabalho, tiveram naturezas semelhantes e geralmente inferiores, quando comparados com outros trabalhos de mesma natureza, avaliando florestas nativas e plantadas (MONTEIRO; GAMA-RODRIGUES, 2004; BARRETO et al., 2008; GAMA-RODRIGUES et al., 2008; BINI et al., 2013).

Estes resultados são cerca de vinte vezes mais elevados que aqueles apresentados pelo solo, fato decorrido pelos tipos de materiais orgânicos que compõem a serapilheira serem mais nutritivos, diversos, lábeis e que condicionam habitats ótimos para o desenvolvimento e a atividade microbiana em comparação com o solo (GAMA-RODRIGUES et al., 2008; BALDRIAN, 2017; PEI et al., 2017; FUJII; BERG; CORNELISSEN, 2020; PRESCOTT; VESTERDAL, 2021). O q -min da biomassa microbiana da serapilheira foi superior no mês de novembro/23 em relação a maio/24 (Figura 6), enquanto que o q -CO₂ e o q -mic da biomassa microbiana da serapilheira não apresentaram diferenças na avaliação temporal. Esses elevados valores do q -min devem estar relacionados com a decomposição e ciclagem de grande parte da serapilheira depositada durante a época seca (SILVA et al., 2021; GUIMARÃES et al., 2023).

Por outro lado, quando foram avaliadas essas propriedades nas diferentes áreas de coleta (Figura 7), foram observados importantes diferenças a serem ponderadas. A taxa de RB, os teores de CBM e NBM, o q -mic e o q -min da biomassa microbiana da serapilheira foram superiores na FN₁ em relação a FN₂. Por outro lado, a relação C:N e o q -CO₂ da biomassa microbiana da serapilheira apresentaram semelhança entre as áreas nativas avaliadas. A área FN₁ apresentou maior UMI (Figura 3.b) e menor relação C:N (Figura 3.g) do material da serapilheira em relação a área FN₂, condições que auxiliam no aumento da diversidade, atividade e eficiência microbiana, como observado para as variáveis analisadas na FN₁ (VEEN et al., 2019; PRESCOTT; VESTERDAL, 2021).

Figura 6 – Respiração basal (a), carbono (b), nitrogênio (c), relação C:N (d) e quocientes metabólico (e), microbiano (f) e de mineralização (g) da biomassa microbiana da serapilheira no período de julho/2023 a maio/2024 e relação entre os meses mais seco (novembro/23) e chuvoso (maio/24), em áreas com vegetação nativa de Caatinga, no município de Caruaru-PE



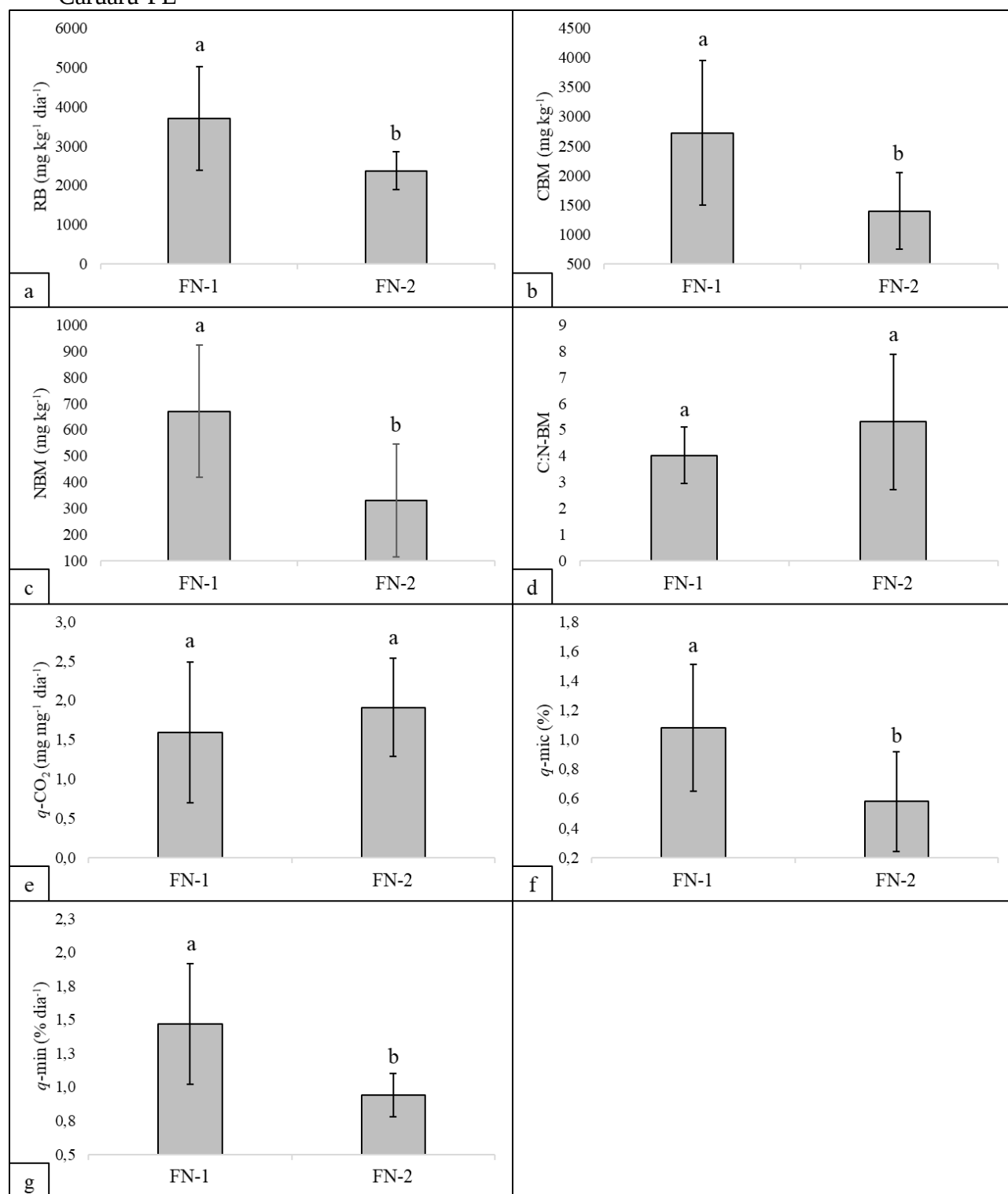
Letras minúsculas semelhantes não diferem no teste de Tukey. FN-1 = floresta nativa do Instituto Agrônomo de Pernambuco, FN-2 = floresta nativa da Fazenda Santa Maria, RB = respiração basal, CBM = carbono da biomassa microbiana, NBM = nitrogênio da biomassa microbiana, C:N-BM = relação C:N da biomassa microbiana, $q\text{-CO}_2$ = quociente metabólico, $q\text{-mic}$ = quociente microbiano e $q\text{-min}$ = quociente de mineralização.

Quando avaliada a relação C:N da biomassa microbiana da serapilheira no período de amostragem (Figura 6.d), verificou-se que o mês de novembro/23 apresentou valor superior ao mês de maio/24. Quando foi avaliado a relação C:N de acordo com as diferentes áreas nativas (Figura 6.d), percebe-se que não houve diferença entre a biomassa microbiana do material da área FN₁ em relação ao da área FN₂. Esses valores foram semelhantes a outros trabalhos que avaliaram a relação C:N da biomassa microbiana da serapilheira (BARRETO et al., 2008; GAMA-RODRIGUES et al., 2008).

A biomassa microbiana do solo representa uma grandeza que relaciona todos os microrganismos presentes no solo, sendo sua diversidade representada, principalmente, pela biomassa fúngica e bacteriana. Por isso, com uma relação C:N média sendo representado pela média entre as relações da biomassa desses dois grupos de organismos (DENG; LIANG, 2022). Segundo Deng; Liang (2022), bactérias possuem menor relação C:N em relação aos fungos, dessa forma, pode-se inferir que o aumento ou a diminuição da relação C:N da biomassa microbiana, estão relacionados com a flutuação entre riqueza e abundância de comunidades fúngicas ou bacterianas, com maior dominância para bactérias neste estudo.

No presente estudo, o aumento da relação C:N (Figura 6.d) no mês mais seco da amostragem temporal, pode estar relacionado com o aumento de comunidades fúngicas na biomassa microbiana e abundância de menos grupos de bactérias, especialmente aquelas *k*-estrategistas. Estes, são organismos adaptados à condição de estresse apresentado pelas paisagens do semiárido brasileiro na época de escassez hídrica (LACERDA-JÚNIOR et al., 2019; VIEIRA JUNIOR et al., 2020; YAN et al., 2020; PENG et al., 2021). Por outro lado, a diminuição dessa relação nos períodos mais úmidos, deve estar relacionada com sugestivo aumento de grupos de bactérias *r*-estrategistas em relação aos grupos fúngicos, já que as melhores condições de umidade com o aumento das precipitações e a ciclagem dos nutrientes da serapilheira após épocas secas podem permitir que ocorra o rápido desenvolvimento destes grupos (LACERDA-JÚNIOR et al., 2019; PENG et al., 2021).

Figura 7 – Respiração basal (a), carbono (b) e nitrogênio (c) da biomassa microbiana e quocientes metabólico (d), microbiano (e) e de mineralização (f) da biomassa microbiana da serapilheira em duas áreas com vegetação nativa de Caatinga, no município de Caruaru-PE



Letras minúsculas semelhantes não diferem no teste de Tukey. FN-1 = floresta nativa do Instituto Agrônomo de Pernambuco, FN-2 = floresta nativa da Fazenda Santa Maria, RB = respiração basal, CBM = carbono da biomassa microbiana, NBM = nitrogênio da biomassa microbiana, C:N-BM = relação C:N da biomassa microbiana, $q\text{-CO}_2$ = quociente metabólico, $q\text{-mic}$ = quociente microbiano e $q\text{-min}$ = quociente de mineralização.

4.3.3. Relações entre serapilheira e solo

Foram constatadas algumas correlações fortes entre as propriedades físicas do solo e aquelas avaliadas na serapilheira (Tabela 3). Pelos resultados, observa-se que a melhoria de variáveis relacionadas com a estruturação e a permeabilidade do solo permitem que a atividade da microbiota da serapilheira seja mais diversa e eficiente. Já que o aumento de propriedades como AT, Ma, GF, DMP, DMG, AGR e CEAQ, tiveram relação direta com variáveis da biomassa microbiana e sua atividade. Assim como a redução de propriedades como Ds, Mi e Ksat, aumentaram a diversidade e eficiência da atividade microbiana, e da estabilidade da serapilheira, uma vez que se relacionaram com o CBM, $q\text{-CO}_2$ e $q\text{-mic}$ e com a constante de decomposição e o REN.

As propriedades físicas do solo possuem relação com a alteração da serapilheira. Assim como, a presença e decomposição da serapilheira alteram positivamente diversas propriedades físicas do solo, já que atuam na melhoria das condições microclimáticas e disponibilizam matéria orgânica para o sistema, fatores que impactam na diversidade dos organismos edáficos e no desenvolvimento vegetal (COTRUFO et al., 2015; MISHRA et al., 2019; VEEN et al., 2019; PRESCOTT; VESTERDAL, 2021). A redução no teor de AG e aumento no teor de ARG, se relacionaram com o aumento da atividade microbiana do material, o que, possivelmente, facilita a decomposição da serapilheira, já que a textura influencia esse processo (GIWETA, 2020). A manutenção da umidade e a entrada de matéria orgânica gerados pela serapilheira e da atividade da microbiota, capacita formação e estabilização da estrutura do solo, assim como permite a permeabilidade do sistema (MURPHY, 2015; YUDINA; KUZUYAKOV, 2019; COTRUFO et al., 2022).

Foram obtidas, também, algumas correlações fortes entre as propriedades químicas do solo em relação aquelas avaliadas na serapilheira (Tabela 4). Pelos resultados apresentados, verificaram-se diversas relações entre os teores de elementos trocáveis considerados nutrientes com a diversidade microbiana e sua atividade. O aumento de bases como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , e dos teores de Cu e Mn, esteve correlacionado com o aumento da RB, do $q\text{-min}$ e da UMI. Nota-se, também, relações dessas propriedades da serapilheira e sua estabilidade com teores de micronutrientes e elementos tóxicos como o Pb e o Co. A redução das propriedades CE, H^+Al e Fe tiveram relação com o aumento da relação C:N da serapilheira e da biomassa microbiana, assim como, das outras propriedades microbianas mencionadas.

Tabela 3 – Correlação de Pearson entre propriedades físicas do solo e propriedades da serapilheira de áreas de vegetação nativa de Caatinga, no município de Caruaru-PE

Propriedade	Composição da serapilheira				Propriedades microbiológicas							Estabilidade da serapilheira				
	¹⁹ MS	²⁰ UMI	²¹ TC	²² TN	²³ C:N	²⁴ CBM	²⁵ NBM	²⁶ RB	²⁷ q-CO ₂	²⁸ q-mic	²⁹ q-min	³⁰ C:N	³¹ k	³² REN	³³ RES	³⁴ CD
¹ AG	-0,11	-0,70	0,37	-0,35	0,50	-0,19	-0,77	-0,75	0,05	-0,33	-0,73	0,41	0,11	-0,20	-0,08	0,01
² AF	0,34	-0,28	-0,52	-0,38	-0,17	0,15	-0,11	-0,37	-0,67	0,31	-0,10	0,43	-0,19	0,24	-0,37	0,39
³ SIL	0,11	0,64	-0,06	0,47	-0,35	-0,13	0,55	0,66	0,43	-0,12	0,57	-0,65	-0,15	0,2	0,31	-0,28
⁴ ARG	-0,43	0,77	-0,09	0,40	-0,29	0,55	0,92	0,98	-0,12	0,64	0,76	-0,26	0,31	-0,25	0,03	0,01
⁵ S:A	0,56	-0,09	0,06	0,18	-0,12	-0,75	-0,31	-0,24	0,68	-0,83	-0,14	-0,54	-0,45	0,44	0,31	-0,32
⁶ DS	-0,61	0,22	0,29	-0,23	0,34	0,49	0,31	0,42	-0,01	0,48	0,14	0,04	0,72	-0,7	-0,18	0,19
⁷ Dp	-0,29	0,31	-0,31	0,71	-0,57	0,43	0,48	0,59	-0,35	0,62	0,44	-0,09	0,38	-0,40	-0,37	0,35
⁸ ADA	-0,01	0,42	-0,27	0,45	-0,48	-0,30	0,54	0,44	0,55	-0,21	0,62	-0,72	-0,05	0,02	-0,15	0,17
⁹ GF	-0,43	0,51	0,09	0,05	0,06	0,77	0,54	0,66	-0,53	0,80	0,33	0,28	0,31	-0,24	0,14	-0,11
¹⁰ GD	0,43	-0,51	-0,09	-0,05	-0,06	-0,77	-0,54	-0,66	0,53	-0,80	-0,33	-0,28	-0,31	0,24	-0,14	0,11
¹¹ PT	0,34	0,47	-0,77	0,43	-0,83	-0,17	0,53	0,37	-0,03	0,10	0,70	-0,45	-0,33	0,34	-0,3	0,33
¹² Ma	-0,48	0,40	-0,33	0,62	-0,52	0,55	0,71	0,69	-0,38	0,74	0,61	-0,06	0,38	-0,40	-0,37	0,37
¹³ Mi	0,72	-0,18	-0,07	-0,44	0,11	-0,71	-0,49	-0,56	0,40	-0,76	-0,29	-0,19	-0,61	0,63	0,25	-0,23
¹⁴ Ksat	0,06	0,10	-0,20	0,31	-0,24	0,48	0,15	0,10	-0,84	0,51	0,06	0,58	-0,45	0,48	0,27	-0,25
¹⁵ IEA	0,29	0,48	-0,44	-0,34	-0,25	-0,22	0,44	0,33	0,34	-0,03	0,54	-0,58	0,05	0,02	-0,29	0,35
¹⁶ DMP	0,38	0,70	-0,68	0,38	-0,78	-0,02	0,63	0,67	-0,03	0,27	0,75	-0,57	-0,11	0,19	-0,19	0,24
¹⁷ DMG	0,25	0,70	-0,59	0,41	-0,72	0,08	0,70	0,74	-0,04	0,34	0,76	-0,55	-0,02	0,10	-0,17	0,21
¹⁸ AGR	0,22	0,62	-0,59	0,26	-0,64	0,16	0,69	0,69	-0,11	0,43	0,71	-0,48	0,12	-0,03	-0,28	0,33

¹Areia grossa, ²areia fina, ³silte, ⁴argila total, ⁵relação silte:argila, ⁶densidade do solo, ⁷densidade de partículas, ⁸argila dispersa em água, ⁹grau de floculação, ¹⁰grau de dispersão, ¹¹porosidade total, ¹²macroporosidade, ¹³microporosidade, ¹⁴condutividade hidráulica em meio saturado, ¹⁵índice de estabilidade de agregados, ¹⁶diâmetro médio ponderado, ¹⁷diâmetro médio geométrico, ¹⁸agregados > 2 mm, ¹⁹estoque de massa seca, ²⁰umidade, ²¹teor de carbono, ²²teor de nitrogênio, ²³relação C:N da serapilheira, ²⁴carbono da biomassa microbiana, ²⁵nitrogênio da biomassa microbiana, ²⁶respiração basal, ²⁷quociente metabólico, ²⁸quociente microbiano, ²⁹quociente de mineralização, ³⁰relação C:N da biomassa microbiana da serapilheira, ³¹constante de decomposição, ³²tempo de renovação, ³³tempo de residência e ³⁴coeficiente de devolução.

Tabela 4 – Correlação de Pearson entre propriedades químicas do solo e propriedades da serapilheira de áreas de vegetação nativa de Caatinga, no município de Caruaru-PE

Propriedade	Composição da serapilheira					Propriedades microbiológicas						Estabilidade da serapilheira				
	¹⁹ MS	²⁰ UMI	²¹ TC	²² TN	²³ C:N	²⁴ CBM	²⁵ NBM	²⁶ RB	²⁷ <i>q</i> -CO ₂	²⁸ <i>q</i> -mic	²⁹ <i>q</i> -min	³⁰ C:N	³¹ k	³² REN	³³ RES	³⁴ CD
¹ pH	0,31	0,56	-0,34	-0,11	-0,30	-0,49	0,40	0,23	0,87	-0,53	0,62	-0,90	-0,47	0,50	0,23	-0,17
² ΔpH	-0,72	0,48	0,54	0,32	0,25	0,60	0,44	0,66	-0,12	0,64	0,35	0,20	0,42	-0,48	0,11	-0,14
³ CE	-0,61	0,45	-0,07	-0,34	0,25	0,25	0,81	0,50	0,52	0,38	0,78	-0,46	0,49	-0,51	-0,45	0,51
⁴ Ca ²⁺	-0,74	0,56	0,31	0,01	0,25	0,48	0,99	0,82	0,46	0,50	0,82	-0,48	0,52	-0,51	-0,12	0,17
⁵ Mg ²⁺	-0,61	0,85	0,32	0,40	-0,07	0,29	0,88	0,92	0,58	0,28	0,90	-0,57	0,15	-0,19	0,24	-0,22
⁶ K ⁺	-0,40	0,85	0,39	0,30	0,02	0,24	0,87	0,91	0,62	0,16	0,83	-0,67	0,03	-0,01	0,44	-0,40
⁷ Na ⁺	-0,81	0,29	0,67	0,07	0,52	0,80	0,87	0,81	0,03	0,76	0,47	-0,11	0,72	-0,67	-0,00	0,04
⁸ H+Al	0,46	-0,76	-0,32	-0,68	0,32	-0,18	-0,79	-0,87	-0,58	-0,11	-0,81	0,64	0,03	0,01	-0,39	0,39
⁹ P	-0,75	0,61	0,38	0,49	-0,08	0,43	0,94	0,90	0,46	0,42	0,82	-0,51	0,35	-0,39	0,08	-0,06
¹⁰ V	-0,61	0,79	0,39	0,49	-0,09	0,33	0,91	0,95	0,55	0,29	0,86	-0,59	0,16	-0,19	0,29	-0,27
¹¹ T	-0,57	0,27	0,19	-0,57	0,63	0,48	0,70	0,45	0,20	0,55	0,49	-0,17	0,64	-0,60	-0,36	0,43
¹² PST	-0,70	0,60	0,74	0,55	0,16	0,64	0,81	0,97	0,16	0,54	0,57	-0,23	0,35	-0,34	0,42	-0,41
¹³ Fe	0,36	0,48	-0,03	0,74	-0,72	-0,45	0,11	0,29	0,54	-0,60	0,33	-0,64	-0,73	0,71	0,70	-0,71
¹⁴ Zn	0,05	0,61	0,61	0,55	-0,03	0,15	0,29	0,64	0,17	-0,05	0,22	-0,25	-0,34	0,40	0,96	-0,94
¹⁵ Cu	-0,80	0,63	0,66	0,28	0,32	0,68	0,92	0,98	0,23	0,64	0,68	-0,26	0,50	-0,49	0,21	-0,18
¹⁶ Mn	-0,23	0,65	0,68	0,35	0,20	0,37	0,63	0,83	0,26	0,19	0,43	-0,37	-0,01	0,09	0,74	-0,70
¹⁷ Pb	-0,56	0,38	0,91	0,32	0,46	0,75	0,66	0,84	-0,10	0,61	0,26	-0,01	0,42	-0,34	0,50	-0,47
¹⁸ Co	0,11	0,40	0,61	0,70	-0,14	0,13	0,09	0,49	-0,01	-0,09	0,00	-0,09	-0,37	0,42	0,95	-0,96

¹Potencial hidrogeniônico em água, ²diferencial do potencial hidrogeniônico, ³condutividade elétrica, ⁴cálcio trocável, ⁵magnésio trocável, ⁶potássio trocável, ⁷sódio trocável, ⁸acidez potencial, ⁹fósforo disponível, ¹⁰saturação por bases, ¹¹capacidade de troca catiônica potencial, ¹²porcentagem de sódio trocável, ¹³ferro disponível, ¹⁴zinco disponível, ¹⁵cobre disponível, ¹⁶manganês disponível, ¹⁷chumbo disponível, ¹⁸cobalto disponível, ¹⁹estoque de massa seca, ²⁰umidade, ²¹teor de carbono, ²²teor de nitrogênio, ²³relação C:N da serapilheira, ²⁴carbono da biomassa microbiana, ²⁵nitrogênio da biomassa microbiana, ²⁶respiração basal, ²⁷quociente metabólico, ²⁸quociente microbiano, ²⁹quociente de mineralização, ³⁰relação C:N da biomassa microbiana da serapilheira, ³¹constante de decomposição, ³²tempo de renovação, ³³tempo de residência e ³⁴coeficiente de devolução.

As propriedades químicas do solo têm influência nas modificações da serapilheira, da mesma forma que as modificações da serapilheira incidem sobre várias propriedades químicas, disponibilizando nutrientes pela mineralização de seus compostos e aumentando os teores de matéria orgânica no solo, fatores que contribuem para o desenvolvimento vegetal e dos organismos edáficos (COTRUFO et al., 2015; MISHRA et al., 2019; VEEN et al., 2019; PRESCOTT; VESTERDAL, 2021). O aumento do pH e da V tiveram relação com o aumento da atividade microbiana da serapilheira e, certamente, com sua decomposição, já que impactam nesse processo (GIWETA, 2020). A atividade microbiana da serapilheira também resulta na amenização de fatores tóxicos aos organismos pela diminuição da H^+Al , já que há relação entre a mineralização do material e a redução da acidez do solo (SHEN et al., 2020).

Quanto às correlações entre as propriedades biológicas do solo com aquelas avaliadas na serapilheira (Tabela 5), nota-se algumas relações importantes. O aumento da UMI, do TC, do TN e da relação C:N da serapilheira estiveram associados com o aumento de variáveis do solo como CBM, RB, URE, $q\text{-CO}_2$, $q\text{-min}$, da constante de decaimento e da emissão de CO_2 . A diversidade microbiana da serapilheira também apresentou relações com a diversidade microbiana do solo, com correlações entre propriedades da serapilheira como NBM, RB, $q\text{-mic}$, $q\text{-min}$ e relação C:N da biomassa da serapilheira com as propriedades do solo representadas pelo CBM, da RB, da URE, da BGC, do $q\text{-CO}_2$ e do $q\text{-mic}$.

As relações entre as plantas, o solo e os organismos florestais se tornam estreitas com a presença da serapilheira nesse contínuo, pois ela modula o ambiente físico-químico do solo que acarreta no aumento da complexidade funcional e estrutural das teias tróficas (VEEN et al., 2019). A presença de umidade e o aumento no teor de nitrogênio da serapilheira favoreceram a atividade microbiana do solo, já que esses fatores diminuem o tempo de decomposição da serapilheira (GIWETA, 2020), levando à disponibilidade de recursos para os microrganismos e aumentando sua atividade. Notou-se, também, relação entre a atividade microbiana da serapilheira e a atividade enzimática do solo, resultado que indica a entrada no solo de compostos lábeis advindos da serapilheira, com a presença de enzimas aumentando sua disponibilidade para o desenvolvimento microbiano (BŁOŃSKA et al., 2020).

Tabela 5 – Correlação de Pearson entre propriedades biológicas do solo e propriedades da serapilheira de áreas de vegetação nativa de Caatinga, no município de Caruaru-PE

Propriedade	Composição da serapilheira					Propriedades microbiológicas						Estabilidade da serapilheira				
	¹⁸ MS	¹⁹ UMI	²⁰ TC	²¹ TN	²² C:N	²³ CBM	²⁴ NBM	²⁵ RB	²⁶ q-CO ₂	²⁷ q-mic	²⁸ q-min	²⁹ C:N	³⁰ k	³¹ REN	³² RES	³³ CD
¹ CBM	-0,32	-0,64	0,73	-0,20	0,73	0,27	-0,39	-0,50	-0,26	-0,10	-0,68	0,72	-0,14	0,14	0,54	-0,55
² NBM	0,17	-0,26	-0,07	-0,11	-0,04	0,24	-0,12	0,00	-0,30	0,31	-0,23	0,04	0,46	-0,36	-0,27	0,27
³ RB	-0,11	0,75	-0,02	0,79	-0,43	0,01	0,47	0,73	0,24	0,05	0,56	-0,42	-0,17	0,13	0,35	-0,36
⁴ BGC	-0,24	0,48	-0,26	-0,24	-0,08	0,59	0,59	0,58	-0,41	0,77	0,46	0,05	0,45	-0,36	-0,30	0,35
⁵ URE	-0,24	0,71	-0,25	0,21	-0,32	0,54	0,85	0,90	-0,22	0,69	0,72	-0,25	0,35	-0,25	-0,10	0,16
⁶ q-CO ₂	0,18	0,88	-0,59	0,31	-0,65	-0,18	0,48	0,60	0,19	0,12	0,78	-0,53	-0,17	0,14	-0,18	0,19
⁷ q-mic	-0,34	-0,61	0,69	-0,17	0,70	0,29	-0,40	-0,50	-0,32	-0,06	-0,66	0,77	-0,18	0,17	0,53	-0,54
⁸ q-min	-0,30	0,32	0,24	0,80	-0,18	0,17	0,16	0,41	-0,01	0,09	0,16	0,01	-0,11	0,04	0,41	-0,45
⁹ C:N	-0,36	-0,44	0,63	-0,21	0,66	0,23	-0,27	-0,42	-0,21	-0,10	-0,50	0,68	-0,26	0,24	0,53	-0,53
¹⁰ COT	0,23	0,63	-0,51	-0,13	-0,40	-0,19	0,58	0,51	0,35	0,04	0,70	-0,69	0,09	-0,02	-0,31	0,37
¹¹ COP	0,21	0,61	-0,48	-0,11	-0,39	-0,21	0,58	0,51	0,41	0,01	0,69	-0,72	0,12	-0,06	-0,32	0,38
¹² OM	0,23	0,63	-0,51	-0,13	-0,40	-0,19	0,58	0,51	0,35	0,04	0,70	-0,69	0,09	-0,02	-0,31	0,37
¹³ k	-0,30	0,32	0,24	0,80	-0,18	0,17	0,16	0,41	-0,01	0,09	0,16	0,00	-0,12	0,05	0,41	-0,45
¹⁴ T _{1/2}	0,21	-0,35	-0,35	-0,63	0,02	-0,02	-0,05	-0,30	-0,14	0,11	-0,09	0,00	0,30	-0,23	-0,60	0,64
¹⁵ CO ₂	0,09	0,74	0,00	0,59	-0,34	-0,27	0,30	0,56	0,47	-0,25	0,48	-0,53	-0,35	0,30	0,44	-0,45
¹⁶ CEAQ	-0,18	0,50	-0,43	0,50	-0,59	0,47	0,66	0,76	-0,34	0,72	0,61	-0,23	0,42	-0,38	-0,38	0,39
¹⁷ COXP	0,45	0,30	-0,19	-0,74	0,39	-0,29	-0,18	-0,17	0,17	-0,26	-0,01	-0,05	-0,30	0,37	0,17	-0,12

¹carbono da biomassa microbiana do solo, ²nitrogênio da biomassa microbiana do solo, ³respiração basal do solo, ⁴atividade da beta-glicosidase, ⁵atividade da urease, ⁶quociente metabólico do solo, ⁷quociente microbiano do solo, ⁸quociente de mineralização do solo, ⁹relação C:N da biomassa microbiana do solo, ¹⁰carbono orgânico total, ¹¹carbono orgânico protegido, ¹²matéria orgânica, ¹³constante de decaimento do COS, ¹⁴tempo de meia-vida do COS, ¹⁵taxa de emissão de CO₂, ¹⁶carbono extraível em água quente, ¹⁷carbono oxidável em permanganato, ¹⁸estoque de massa seca, ¹⁹teor de umidade, ²⁰teor de carbono, ²¹teor de nitrogênio, ²²relação C:N da serapilheira, ²³carbono da biomassa microbiana da serapilheira, ²⁴nitrogênio da biomassa microbiana da serapilheira, ²⁵respiração basal da serapilheira, ²⁶quociente metabólico da serapilheira, ²⁷quociente microbiano da serapilheira, ²⁸quociente de mineralização da serapilheira, ²⁹relação C:N da biomassa microbiana da serapilheira, ³⁰constante de decomposição, ³¹tempo de renovação, ³²tempo de residência e ³³coeficiente de devolução.

Estes resultados indicam que a atividade da microbiota do solo está relacionada com a decomposição e ciclagem da serapilheira (KOTROCZÓ; FEKETE, 2020). Da mesma forma, foi constatado que a diminuição do COP esteve relacionada com o aumento da relação C:N da biomassa microbiana da serapilheira. Existe relação entre a decomposição da serapilheira e a qualidade do material, com a diversidade de macro e microrganismos e as condições do solo, que possibilitam a estabilização do COS (PRESCOTT; VESTERDAL, 2021).

4.4. Conclusão

Existem variações em algumas propriedades da serapilheira entre áreas sob vegetação nativa de coordenadas distintas. A relação C:N da serapilheira é um atributo estável ao longo do tempo entre as áreas de vegetação nativa. As propriedades microbiológicas variam menos em relação à sazonalidade do que entre as áreas nativas. A relação C:N da biomassa microbiana da serapilheira é maior na época seca em relação à época chuvosa. Não há diferença na relação C:N da biomassa microbiana da serapilheira entre as diferentes áreas nativas avaliadas no estudo.

A estabilidade da serapilheira é modificada pela sazonalidade, mas não difere entre áreas com vegetação nativa de diferentes localidades. A atividade microbiana em época chuvosa eleva as taxas de decomposição da serapilheira e devolução de seus elementos ao ambiente. Diante disso, é importante avaliar as propriedades da serapilheira nos padrões sazonais de cada ambiente. Parte dessas propriedades da serapilheira têm relação com as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, e têm capacidade em assegurar a qualidade do solo e manter seus processos e funções ecossistêmicas na paisagem.

Referências Bibliográficas

ARAÚJO, E. C. G.; SILVA, T. C.; COELHO, J. B. M.; BEZERRA NETO, E.; BARRETO, L. P. Determinação do teor de carbono orgânico total em amostra vegetal pelo método volumétrico com diferentes volumes de ácido sulfúrico. *BIOFIX Scientific Journal*, v. 5, n. 1, p. 50-53, 2020.

BAI, X.; DIPPOLD, M. A.; AN, S.; WANG, B.; ZHANG, H.; LOEPPMANN, S. Extracellular enzyme activity and stoichiometry: the effect of soil microbial element limitation during leaf litter decomposition. *Ecological Indicators*, v. 121, p. 107200, 2021.

BALDRIAN, P. Forest microbiome: diversity, complexity and dynamics. *FEMS Microbiology Reviews*, v. 41, n. 2, p. 109-130, 2017.

BARRETO, P. A. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F.; FONSECA, S. atividade microbiana, carbono e nitrogênio da biomassa microbiana em plantações de eucalipto, em seqüência de idades. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, p. 611-619, 2008.

BINI, D.; FIGUEIREDO, A. F.; SILVA, M. C. P.; VASCONCELLOS, R. L. F.; CARDOSO, E. J. B. N. Microbial biomass and activity in litter during the initial development of pure and mixed plantations of *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium*. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 37, p. 76-85, 2013.

BŁOŃSKA, E.; LASOTA, J.; SILVA, G. R. V.; VANGUELOVA, E.; ASHWOOD, F.; TIBBETT, M.; WATTS, K.; LUKAC, M. Soil organic matter stabilization and carbon-cycling enzyme activity are affected by land management. *Annals of Forest Research*, v. 63, n. 1, p. 71-86, 2020.

BONATELLI, M. L.; LACERDA-JÚNIOR, G. V.; REIS JUNIOR, F. B.; FERNANDES-JÚNIOR, P. I.; MELO, I. S.; QUECINE, M. C. Beneficial plant-associated microorganisms from semiarid regions and seasonally dry environments: a review. *Frontiers in Microbiology*, v. 11, p. 553223, 2021.

CAPELLESSO, E. S.; SCROVONSKI, K. L.; ZANIN, E. M.; HEPP, L. U.; BAYER, C.; SAUSEN, T. L. Effects of forest structure on litter production, soil chemical composition and litter-soil interactions. *Acta Botanica Brasilica*, v. 30, n. 3, p. 329-335, 2016.

CHAKRARAVARTY, S.; RAI, P.; VINEETA; PALA, N. A.; SHUKLA, G. Litter production and decomposition in tropical forest. In: "Handbook of research on the conservation and restoration of tropical dry forests". *IGI Global*, p. 193-212, 2020.

COTRUFO, M. F.; HADDIX, M. L.; KROEGER, M. E.; STEWART, C. E. The role of plant input physical-chemical properties, and microbial and soil chemical diversity on the formation of particulate and mineral-associated organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 168, p. 108648, 2022.

COTRUFO, M. F.; SOONG, J. L.; HORTON, A. J.; CAMPBELL, E. E.; HADDIX, M. L.; WALL, D. H.; PARTON, W. J. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nature Geoscience*, v. 8, n. 10, p. 776-779, 2015.

DAHLIN, K. M.; DEL PONTE, D.; SETLOCK E.; NAGELKIRK, R. Global patterns of drought deciduous phenology in semi-arid and savanna-type ecosystems. *Ecography*, v. 40, p. 314-323, 2017.

DENG, F.; LIANG, C. Revisiting the quantitative contribution of microbial necromass to soil carbon pool: stoichiometric control by microbes and soil. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 165, p. 108486, 2022.

DIOGO, I. J.; S.; VIEIRA, I. R.; SILVEIRA, A. P.; ARAÚJO, F. S. The influence of abiotic factors on litter deposition in a semiarid area, Northeastern Brazil. *Revista do Instituto Florestal*, v. 26, n. 2, p. 203-213, 2014.

DOU, S.; SHAN, J.; SONG, X.; CAO, R.; WU, M.; LI, C.; GUAN, S. Are humic substances soil microbial residues or unique synthesized compounds? A perspective on their distinctiveness. *Pedosphere*, v. 30, n. 2, p. 159-167, 2020.

FARIAS, D. T.; BARRETO, F. R. S.; SOUZA, M. R.; SILVA, C. J. Serapilheira em fragmento florestal de Caatinga arbustivo-arbórea fechada. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 14, n. 2, p. 331-337, 2019.

FERREIRA, M. L.; SILVA, J. L.; PEREIRA, E. E.; LAMANO-FERREIRA, A. P. N. Litter fall production and decomposition in a fragment of secondary Atlantic Forest of São Paulo, SP, southeastern Brazil. *Revista Árvore*, v. 38, n. 4, p. 591-600, 2014.
FOWLER, A. F.; BASSO, B.; MILLAR, N.; BRINTON, W. F. A simple soil mass correction for a more accurate determination of soil carbon stock changes. *Scientific Reports*, v. 13, n. 1, p. 2242, 2023.

FUJII, S.; BERG, M. P.; CORNELISSEN, J. H. C. Living litter: dynamic trait spectra predict fauna composition. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 35, n. 10, p. 886-896, 2020.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; BARROS, N. F.; VIANA, A. P.; SANTOS, G. A. Alterações na biomassa e na atividade microbiana da serapilheira e do solo, em decorrência da substituição de cobertura florestal nativa por plantações de eucalipto, em diferentes sítios da região sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p. 1489-1499, 2008.

GIWETA, M. Role of litter production and its decomposition, and factors affecting the processes in a tropical forest ecosystem: a review. *Journal of Ecology and Environment*, v. 44, n. 1, p. 11, 2020.

GOULART, A. C.; MONTEIRO, J. M. G.; COELHO, M. R.; FONTANA, A.; GONÇALVES, A. O. Estoque de carbono e nutrientes na serapilheira e solos de fragmentos florestais da mata atlântica do estado Rio de Janeiro. *Embrapa Solos – Comunicado Técnico* 67, 6 p., 2012.

GUIMARÃES, A. G. C.; FERNANDES, E. F. N.; HERCULANO, É. V. A.; FIGUEIREDO, E. L. O.; COSTA, L. J. S.; MENDES, M. K. S.; MEDEIROS, A. M.; SOUTO, P. C. Variação espaço-temporal de serapilheira em fragmento de Caatinga preservada no semiárido da Paraíba. *Revista Foco*, v. 16, n. 3, p. 1-20, 2023.

HANKE, D.; DICK, D. P. Estoque de carbono e mecanismos de estabilização da matéria orgânica do solo: uma revisão. *Revista Científica Agropampa*, v. 2, n. 2, p. 171-190, 2019.

- HENSGENS, G.; LECHTENFELD, O. J.; GUILLEMETTE, F.; LAUDON, H.; BERGGREN, M. Impacts of litter decay on organic leachate composition and reactivity. *Biogeochemistry*, v. 154, p. 99-117, 2021.
- HOLANDA, A. C.; FELICIANO, A. L. P.; FREIRE, F. J.; SOUSA, F. Q.; FREIRE, S. R. O.; ALVES, A. R. Aporte de serapilheira e nutrientes em uma área de Caatinga. *Ciência Florestal*, v. 27, n. 2, p. 621-633, 2017.
- KOTROCZÓ, Z.; FEKETE, I. Significance of soil respiration from biological activity in the degradation processes of different types of organic matter. *DRC Sustainable Future: Journal of Environment, Agriculture, and Energy*, v. 1, n. 2, p. 171-179, 2020.
- KRISHNA, M. P.; MOHAN, M. Litter decomposition in forest ecosystems: a review. *Energy, Ecology and Environment*, v. 2, p. 236-249, 2017.
- LACERDA-JÚNIOR, G. V.; NORONHA, M. F.; CABRAL, L.; DELFORNO, T. P.; SOUSA, S. T. P.; FERNANDES-JÚNIOR, P. I.; MELO, I. S.; OLIVEIRA, V. M. Land use and seasonal effects on the soil microbiome of a Brazilian dry forest. *Frontiers in Microbiology*, v. 10, p. 1-14, 2019.
- LAVALLEE, J. M.; SOONG, J. L.; COTRUFO, M. F. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*, v. 26, n. 1, p. 261-273, 2020.
- LI, C.; LIAO, H.; XU, L.; WANG, C.; HE, N.; WANG, J.; LI, X. The adjustment of life history strategies drives the ecological adaptations of soil microbiota to aridity. *Molecular Ecology*, v. 31, p. 2920-2934, 2022.
- LIMA, R. P.; FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. M.; MATRICARDI, E. A. T. Aporte e decomposição de serapilheira na Caatinga no sul do Piauí. *Floresta e Ambiente*, v. 22, n. 1, p. 42-49, 2015.
- LIMA, R. S.; FONTENELE, J. K. S.; SILVA, V. L.; CHAVES, J. M.; MONTEIRO, J. H. A. Deposição de serrapilheira e variáveis qualitativas da produção de biomassa anual em sistemas de vegetação de caatinga e sistema agroflorestal no município de Cocal-PI. *Brazilian Journal of Agroecology and Sustainability*, v. 2, n. 1, p. 68-82, 2021.
- LIRA, E. S.; SANTOS, É. M. C.; GOMES, D. L.; SOUZA, M. A.; GUIMARÃES JÚNIOR, S. A. M.; COSTA, J. G.; ARAUJO, K. D. Foliar decomposition of Caatinga species in Alagoas. *Ra'e Ga*, v. 49, p. 64-78, 2020.
- LOPES, J. F. B.; ANDRADE, E. M.; CRISÓSTOMO, L. A.; RODRIGUES, M. M. A. Potential for nutrient contribution from litter in a seasonally dry forest. *Revista Agro@mbiental Online*, v. 11, n. 4, p. 269-276, 2017.
- MACIEL, M. G.; ELEOTERIO, S. S.; BATISTA, F. Â.; SOUZA, J. S.; ELIAS, O. F. A. S.; OLIVEIRA, E. S.; CUNHA, M. V.; LEITE, M. L. M. V. Produção total e das frações de serapilheira em área de Caatinga no semiárido de Pernambuco. *Revista Científica de Produção Animal*, v. 14, n. 1, p. 43-45, 2012.

MONTEIRO, M. T.; GAMA-RODRIGUES, E. F. Carbono, nitrogênio e atividade da biomassa microbiana em diferentes estruturas de serapilheira de uma floresta natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, p. 819-826, 2004.

MOURA, G. K. A.; RUFINO, M. K. G.; SILVA, F. K. G.; PRADO, C. H. B. A.; TROVÃO, D. M. B. M. Leaf deciduousness and flowering of woody Caatinga species. *Biotemas*, v. 33, n. 4, p. 1-10, 2020.

MISHRA, S.; SINGH, K.; SAHU, N.; SINGH, S. N.; MANIKA, N.; CHAUDHARY, L. B.; JAIN, M. K.; KUMAR, V.; BEHERA, S. K. Understanding the relationship between soil properties and litter chemistry in three forest communities in tropical forest ecosystem. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 191, p. 1-11, 2019.

MURPHY, B. W. Impact of soil organic matter on soil properties—a review with emphasis on Australian soils. *Soil Research*, v. 53, n. 6, p. 605-635, 2015.

PEI, Z.; LEPPERT, K. N.; EICHENBERG, D.; BRUELHEIDE, H.; NIKLAUS, P. A.; BUSCOT, F.; GUTKNECHT, J. L. M. Leaf litter diversity alters microbial activity, microbial abundances, and nutrient cycling in a subtropical forest ecosystem. *Biogeochemistry*, v. 134, p. 163-181, 2017.

PENG, J.; LIU, H.; HU, Y.; SUN, Y.; LIU, Q.; LI, J.; DONG, Y. Shift in soil bacterial communities from k- to r-strategists facilitates adaptation to grassland degradation. *Land Degradation & Development*, v. 33, n. 12, p. 2076-2091, 2022.

PENNA-FIRME, R.; OLIVEIRA, R. R. Indicadores de funcionalidade ecossistêmica: integrando os processos de produção e decomposição da serapilheira. *Pesquisas Botânica*, v. 70, p. 213-223, 2017.

PRESCOTT, C. E.; VESTERDAL, L. Decomposition and transformations along the continuum from litter to soil organic matter in forest soils. *Forest Ecology and Management*, v. 498, p. 119522, 2021.

RIDGEWAY, J. R.; MORRISSEY, E. M.; BRZOSTEK, E. R. Plant litter traits control microbial decomposition and drive soil carbon stabilization. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 175, p. 108857, 2022.

SANTANA, M. S.; ANDRADE, E. M.; OLIVEIRA, V. R.; COSTA, B. B.; SILVA, V. C.; FREITAS, M. S. C.; CUNHA, T. J. F.; GIONGO, V. Trophic groups of soil fauna in semiarid: impacts of land use change, climatic seasonality and environmental variables. *Pedobiologia – Journal of Soil Ecology*, v. 89, p. 150774, 2021.

SHEN, Y.; TIAN, D.; HOU, J.; WANG, J.; ZHANG, R.; LI, Z.; CHEN, X.; WEI, X.; ZHANG, X. Y.; HE, Y.; NIU, S. Forest soil acidification consistently reduces litter decomposition irrespective of nutrient availability and litter type. *Functional Ecology*, v. 35, n. 12, p. 2753-2762, 2021.

SILVA, A. C. F.; BORGES, C. H. A.; NÓBREGA, C. C.; SOUTO, P. C.; SOUTO, J. S.; SANTANA, A. S. Litter production and accumulation as an indicator of degradation in Caatinga. *Journal of Agricultural Science*, v. 11, n. 13, p. 134-142, 2019.

SILVA, C. S. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. *Embrapa Informação Tecnológica*, 2ª edição revista e ampliada. 627 p., 2009.

SILVA, W. S.; FRACETTO, G. G. M.; FRACETTO, F. J. C.; SILVA, Y. J. A. V.; SOUZA, A. A. B.; NASCIMENTO, C. W. A. The Stabilization Method of Sewage Sludge effects soil microbial attributes and boosts soil P content and maize yield in a sludge-amended soil in the field. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, v. 22, p. 1267-1276, 2022.

STOTZKY, G. Microbial respiration. In: "Methods of soil analysis". *Soil Science Society of American*, p. 1550-1572, 1965.

THAKUR, M. P.; GEISEN, S. Trophic regulations of the soil microbiome. *Trends in Microbiology*, v. 27, n. 9, p. 771-780, 2019.

VEEN, G. F.; FRY, E. L.; TEM HOOVEN, F. C.; KARDOL, P.; MORRIËN, E.; DE LONG, J. R. The role of plant litter in driving plant-soil feedbacks. *Frontiers in Environmental Science*, p. 168, 2019.

VIEIRA JUNIOR, W. G.; MOURA, J. B.; SOUZA, R. F.; BRAGA, A. P. M.; MATOS, D. J. C.; BRITO, G. H. M.; SANTOS, J. M.; MOREIRA, R. M.; SILVA, S. D. Seasonal variation in mycorrhizal community of different Cerrado phytophysiomies. *Frontiers in Microbiology*, v. 11, p. 1-9, 2020.

VIEIRA, M.; SCHUMACHER, M. V.; CALDEIRA, M. V. W. Dinâmica de decomposição e nutrientes em plantio de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus globulus* no sul do Brasil. *Floresta e Ambiente*, v. 20, n. 3, p. 351-360, 2013.

WALKIEWICZ, A.; RAFALSKA, A.; BULAK, P.; BIEGANOWSKI, A.; OSBORNE, B.H. ow can litter modify the fluxes of CO₂ and CH₄ from forest soils? A mini-review. *Forests*, v. 12, n. 9, p. 1276, 2021.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, v. 37, p. 29-38, 1934.

WANG, L.; ZHOU, Y.; CHEN, Y.; XU, Z.; ZHANG, J.; LIU, Y.; JOLY, F. X. Litter diversity accelerates labile carbon but slows recalcitrant carbon decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 168, p. 108632, 2022.

WARING, B.; GEE, A.; LIANG, G.; ADKINS, S. A quantitative analysis of microbial community structure-function relationships in plant litter decay. *Iscience*, v. 25, p. 104523, 2022.

XIAO, W.; CHEN, C.; CHEN, X.; HUANG, Z.; CHEN, H. Y. H. Functional and phylogenetic diversity promote litter decomposition across terrestrial ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, v. 29, p. 2261-2272, 2020.

YAN, B.; SUN, L.; LI, J.; LIANG, C.; WEI, F.; XUE, S.; WANG, G. Change in composition and potential functional genes of soil bacterial and fungal communities with secondary succession in *Quercus liaotungensis* forests of the Loess Plateau, western China. *Geoderma*, v. 364, p. 114199, 2020.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of carbon in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 19, p. 1467-1476, 1988.

YUDINA, A.; KUZUYAKOV, Y. Saving the face of soil aggregates. *Global Change Biology*, v. 25, n. 11, p. 3574-3577, 2019.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em relação aos índices de qualidade do solo avaliados na presente pesquisa, pode-se avaliar que o uso do solo tem forte potencial em alterar os padrões de qualidade do sistema, sobretudo, quando contam com algum estado de degradação ou atividade humana. Diante disso, fica evidente a importância que vegetações nativas possuem no asseguramento da qualidade do solo, na manutenção de seus processos e no desempenho de suas diversas funções ecossistêmicas.

O presente trabalho demonstrou a capacidade que o solo da Caatinga possui em elevar a qualidade do sistema na época seca, fato conectado com o sequestro e preservação do estoque do carbono orgânico e de seus compartimentos, bem como pela atividade e diversidade microbiana. Aliado a isso, por apresentar qualidade inferior na época chuvosa, o solo inserido no contexto de Caatinga precisa contar com manejo e estratégias conservacionista, na tentativa de diminuir o impacto das condições ambientais da época sobre a redução da qualidade do solo.

Parte do êxito que essas coberturas naturais do solo possuem nos padrões de qualidade ecossistêmica, ocorre devido ao papel da serapilheira. As avaliações criteriosas observadas nessa pesquisa apontam que a variação sazonal atua fortemente em alguns padrões da serapilheira, principalmente quando se trata da produção de massa seca maior em épocas de estiagem, devido à queda das folhas pela vegetação decídua. Além disso, as paisagens onde estão inseridas as áreas nativas avaliadas foram capazes de produzir serapilheiras com características diferentes, que culminaram na alteração da diversidade, atividade e eficiência microbiana entre as áreas nativas. Esses dados apontam que a avaliação da serapilheira também precisa ser pensada de forma integrativa, na perspectiva de compreensão de seu papel no ecossistema e em relação com as propriedades do solo.

ANEXO A – Peso das funções e indicadores do solo do modelo geral de qualidade

Função ecossistêmica	Peso	Indicadores			
		Nível I	Peso	Nível II	Peso
1. Desenvolvimento vegetal	0,25	Natureza biológica	0,20	¹ MO	0,25
				² CBM	0,25
				³ BGC	0,25
				⁴ URE	0,25
		Natureza física	0,40	⁵ Ksat	0,25
				⁶ Ds	0,25
				⁷ IEA	0,25
				⁸ Mi	0,25
		Natureza química	0,40	⁹ pH _{H2O}	0,25
				¹⁰ V	0,25
				¹¹ T	0,25
				¹² H+Al	0,25
2. Suprimento de água	0,125	MO	0,50		
		Estrutura física	0,25	IEA	0,33
				Ds	0,33
				¹³ DMG	0,33
		Permeabilidade	0,25	Ksat	0,33
				¹⁴ PT	0,33
				¹⁵ Ma	0,33
3. Suprimento de nutrientes	0,125	MO	0,50		
		Equilíbrio químico	0,25	T	0,33
				pH _{H2O}	0,33
				¹⁶ CE	0,33
		Concentração	0,25	V	0,33
				¹⁷ P	0,33
				¹⁸ Pb	0,33
4. Atividade biológica	0,25	Processo microbiano	0,50	CBM	0,20
				¹⁹ NBM	0,20
				²⁰ RB	0,20
				BGC	0,20
				URE	0,20
		Homeostase	0,50	²¹ q-CO ₂	0,50
				²² q-mic	0,25
				²³ q-min	0,25
5. Resistência à degradação	0,125	Condição do solo	0,50	IEA	0,25
				Ksat	0,25
				T	0,25
				V	0,25
		Ação de carbono	0,50	²⁴ COT	0,10
				CBM	0,30
				²⁵ CEAQ	0,20
				²⁶ COCP	0,20
				²⁷ COP	0,20
6. Mitigação climática	0,125	Compartimentos do carbono	0,50	COT	0,50
				CBM	0,25
				COP	0,25
		Fluxo do carbono	0,50	RB	0,50
				²⁸ k	0,25
				²⁹ T _{1/2}	0,25

¹Matéria orgânica, ²carbono da biomassa microbiana, ³atividade da beta-glicosidase, ⁴atividade da urease, ⁵condutividade hidráulica, ⁶densidade do solo, ⁷índice de estabilidade de agregados, ⁸microporosidade, ⁹potencial hidrogeniônico, ¹⁰saturação por bases, ¹¹capacidade de troca catiônica, ¹²acidez potencial, ¹³diâmetro médio geométrico, ¹⁴porosidade total, ¹⁵macroporosidade, ¹⁶condutividade elétrica, ¹⁷fósforo disponível, ¹⁸chumbo extraível, ¹⁹nitrogênio da biomassa microbiana, ²⁰respiração basal, ²¹quociente metabólico, ²²quociente microbiano, ²³quociente de mineralização, ²⁴carbono orgânico total, ²⁵carbono extraível em água quente, ²⁶carbono oxidável em permanganato, ²⁷carbono protegido, ²⁸constante de decaimento do carbono e ²⁹tempo de meia-vida do carbono.

ANEXO B – Peso das funções e indicadores do solo do modelo de qualidade temporal

Função ecossistêmica	Peso	Indicadores			
		Nível I	Peso	Nível II	Peso
1. Atividade biológica	0,40	Processo microbiano	0,50	¹ CBM	0,20
				² NBM	0,20
				³ RB	0,20
				⁴ BGC	0,20
				⁵ URE	0,20
		Homeostase	0,50	⁶ q-CO ₂	0,50
				⁷ q-mic	0,25
				⁸ q-min	0,25
2. Resistência à degradação	0,20	⁹ COT	0,10		
		CBM	0,30		
		¹⁰ CEAQ	0,20		
		¹¹ COXP	0,20		
		¹² COP	0,20		
3. Mitigação climática	0,40	Compartimento de carbono	0,50	COT	0,50
				CBM	0,25
				COP	0,25
		Fluxo de carbono	0,50	RB	0,50
				¹³ k	0,25
				¹⁴ T _{1/2}	0,25

¹carbono da biomassa microbiana, ²nitrogênio da biomassa microbiana, ³respiração basal, ⁴atividade da beta-glicosidase, ⁵atividade da urease, ⁶quociente metabólico, ⁷quociente microbiano, ⁸quociente de mineralização, ⁹carbono orgânico total, ¹⁰carbono extraível em água quente, ¹¹carbono oxidável em permanganato, ¹²carbono protegido, ¹³constante de decaimento do carbono e ¹⁴tempo de meia-vida do carbono.

ANEXO C – Valores de função de pontuação e referências para avaliar a qualidade do solo

Tipo de curva	Indicador	LI ¹	LS ²	LBI ³	LBS ⁴	OTM ⁵	Referência dos limites
Propriedades biológicas							
Mais é melhor	Matéria orgânica (t ha ⁻¹)	0	18,4	9,2			Cardoso et al. (2009)
Mais é melhor	Carbono orgânico total (t ha ⁻¹)	0	29	14,5			Glover; Reganold; Andrews (2000)
Mais é melhor	Carbono da biomassa microbiana (kg ha ⁻¹)	0	375	188			Glover; Reganold; Andrews (2000)
Mais é melhor	Nitrogênio da biomassa microbiana (kg ha ⁻¹)	0	100	50			Glover; Reganold; Andrews (2000)
Mais é melhor	Respiração basal (mg kg ⁻¹ dia ⁻¹)	6	60	33			Marion et al. (2022)
Mais é melhor	Atividade da beta-glicosidase (µg g ⁻¹ h ⁻¹)	0	70	35			Chaer (2001)
Mais é melhor	Atividade da urease (µg g ⁻¹ h ⁻¹)	0	2,10	1,05			Chaer (2001)
Mais é melhor	Carbono orgânico protegido (t ha ⁻¹)	0	32	16			Glover; Reganold; Andrews (2000)
Menos é melhor	Quociente metabólico (mg mg ⁻¹ dia ⁻¹)	0	3	1,50			Chaer (2001)
Mais é melhor	Quociente microbiano (%)	0	3,10	1,55			Chaer (2001)
Mais é melhor	Quociente de mineralização (% dia)	0	3,10	1,55			Chaer (2001)
Menos é melhor	Constante de decaimento (dia ⁻¹)	0	5,5 x 10 ⁻³	2,3 x 10 ⁻³			MTR ⁶
Mais é melhor	Tempo de meia-vida (dias)	0	145,9	72,95			MTR ⁶
Propriedades físicas							
Menos é melhor	Densidade do solo (g cm ⁻³)	0,85	2	1,50			Chaer (2001)
Mais é melhor	Índice de estabilidade de agregados (%)	0	17	8,5			Glover; Reganold; Andrews (2000)
Mais é melhor	Dia ⁴ metro médio geométrico (mm)	0	5	2,50			Freitas et al. (2012)
Mais é melhor	Condutividade hidráulica (mm h ⁻¹)	0	96,6	48,3			Barros (2020)
Ótimo	Porosidade total (%)	20	80	40	60	50	Glover; Reganold; Andrews (2000)
Mais é melhor	Macroporosidade (%)	0	15	7			Marion et al. (2022)
Mais é melhor	Microporosidade (%)	0	35	20			Marion et al. (2022)
Mais é melhor	Carbono extraível em água quente (mg kg ⁻¹)	0	156,7	78,35			MTR ⁶
Propriedades químicas							
Ótimo	Potencial hidrogeniônico (1:2,5)	3	8	3,30	7	5	Glover; Reganold; Andrews (2000)
Ótimo	Condutividade elétrica (dS m ⁻¹)	0	2	0,25	1,75	1	Glover; Reganold; Andrews (2000)
Menos é melhor	Acidez potencial (cmol _c kg ⁻¹)	0	9	4,50			Chaer (2001)
Mais é melhor	Capacidade de troca de cátions (cmol _c kg ⁻¹)	0	21	10,50			Glover; Reganold; Andrews (2000)
Mais é melhor	Saturação por bases (%)	0	85	45			Marion et al. (2022)
Mais é melhor	Fósforo disponível (mg kg ⁻¹)	0	36	18			Marion et al. (2022)
Menos é melhor	Chumbo extraível (mg kg ⁻¹)	0	13	6,50			Nascimento; Biondi (2015)
Mais é melhor	Carbono oxidável em permanganato (mg kg ⁻¹)	0	462,7	231,35			MTR ⁶

¹Limite inferior, ²limite superior, ³linha-base inferior, ⁴linha-base superior, ⁵ótimo e ⁶média do tratamento de referência.

ANEXO D – Fonte de variação das propriedades do solo em relação à amostragem temporal e às diferentes coberturas do solo, no município de Caruaru-PE

Propriedade	Fonte de Variação			¹ CV (%)
	Período	Uso do solo	P x U	
² AT	0,01 ^{ns}	13,44*	17,56*	4,32
³ AG	3,58 ^{ns}	9,61*	7,51*	10,38
⁴ AF	5,12*	4,35*	0,18 ^{ns}	22,43
⁵ SIL	0,42 ^{ns}	9,26*	11,71*	21,11
⁶ ARG	1,17 ^{ns}	2,86*	1,76 ^{ns}	19,35
⁷ ADA	82,16*	3,18*	1,47 ^{ns}	26,60
⁸ GF	185,40*	3,14*	1,45 ^{ns}	7,20
⁹ pH	1,92 ^{ns}	8,10*	3,02*	6,78
¹⁰ CE	0,15 ^{ns}	6,54*	5,24*	30,02
¹¹ Ca ²⁺	15,19*	64,97*	0,94 ^{ns}	20,31
¹² Mg ²⁺	5,46*	5,85*	1,22 ^{ns}	66,50
¹³ K ⁺	0,32 ^{ns}	6,10*	1,12 ^{ns}	33,47
¹⁴ Na ⁺	46,03*	5,91*	1,29 ^{ns}	50,82
¹⁵ P	20,05*	20,42*	1,47 ^{ns}	51,90
¹⁶ CBM	56,46*	6,64*	4,57*	32,19
¹⁷ NBM	41,70*	3,72*	1,95 ^{ns}	25,99
¹⁸ C:N	4,40*	6,54*	3,23*	34,38
¹⁹ RB	0,93 ^{ns}	3,85*	3,19*	13,11
²⁰ q-CO ₂	21,01*	3,26*	0,92 ^{ns}	49,97
²¹ q-mic	21,76*	5,19*	3,64*	35,15
²² q-min	13,21*	4,35*	0,85 ^{ns}	22,10
²³ k	12,85*	4,34*	0,85 ^{ns}	22,15
²⁴ T _{1/2}	10,41*	3,59*	0,95 ^{ns}	26,26
²⁵ BGC	96,06*	13,84*	1,66 ^{ns}	23,81
²⁶ URE	86,81*	11,73*	1,82 ^{ns}	34,60
²⁷ MO	21,95*	5,08*	0,89 ^{ns}	20,71
²⁸ COT	21,98*	5,08*	0,88 ^{ns}	20,71
²⁹ COP	18,62*	5,10*	0,90 ^{ns}	20,96
³⁰ CEAQ	13,81*	6,78*	2,02 ^{ns}	28,79
³¹ COXP	63,98*	3,78*	0,73 ^{ns}	35,38
³² CO ₂	0,72 ^{ns}	1,98 ^{ns}	1,30 ^{ns}	21,39

*significância e ^{ns}não significância no teste de Fisher, à 5% de probabilidade. ¹Coefficiente de variação, ²areia total, ³areia grossa, ⁴areia fina, ⁵silte, ⁶argila total, ⁷argila dispersa em água, ⁸grau de floculação, ⁹potencial hidrogeniônico, ¹⁰condutividade elétrica, ¹¹cálcio trocável, ¹²magnésio trocável, ¹³potássio trocável, ¹⁴sódio trocável, ¹⁵fósforo disponível, ¹⁶carbono da biomassa microbiana, ¹⁷nitrogênio da biomassa microbiana, ¹⁸relação C:N da biomassa microbiana, ¹⁹respiração basal, ²⁰quociente metabólico, ²¹quociente microbiano, ²²quociente de mineralização, ²³constante de decaimento, ²⁴tempo de meia-vida, ²⁵atividade da beta-glicosidase, ²⁶atividade da urease, ²⁷estoque da matéria orgânica, ²⁸estoque do carbono orgânico total, ²⁹estoque do carbono orgânico protegido, ³⁰estoque do carbono extraível em água quente, ³¹estoque do carbono oxidável em permanganato e ³²taxa de emissão de CO₂.

ANEXO E – Fonte de variação das propriedades da serapilheira em relação à amostragem temporal e às diferentes áreas nativas, no município de Caruaru-PE

Propriedade	Fonte de Variação			¹ CV (%)
	Período	Área Nativa	P x A	
² MS	16,22*	1,50 ^{ns}	1,70 ^{ns}	15,56
³ TC	6,03*	0,08 ^{ns}	0,08 ^{ns}	11,74
⁴ Est.C	5,22*	0,02 ^{ns}	1,10 ^{ns}	38,07
⁵ TN	0,32 ^{ns}	42,62*	1,56 ^{ns}	14,85
⁶ Est.N	2,72 ^{ns}	5,80*	2,44 ^{ns}	42,91
⁷ C:N-SE	1,74 ^{ns}	32,77*	0,94 ^{ns}	18,03
⁸ UMI	411,97*	13,81*	8,94*	17,78
⁹ k	5,75*	0,12 ^{ns}	2,96 ^{ns}	39,39
¹⁰ REN	18,03*	2,40 ^{ns}	8,87*	19,34
¹¹ RES	5,72*	0,87 ^{ns}	1,44 ^{ns}	37,31
¹² CD	5,25*	0,07 ^{ns}	0,86 ^{ns}	17,14
¹³ RB	11,97*	13,46*	2,31 ^{ns}	23,97
¹⁴ CBM	9,02*	15,72*	9,49*	32,39
¹⁵ NBM	0,68 ^{ns}	19,14*	19,39*	31,05
¹⁶ C:N-BM	14,48*	4,15 ^{ns}	7,86*	26,98
¹⁷ q-CO ₂	0,32 ^{ns}	0,67 ^{ns}	1,78 ^{ns}	43,93
¹⁸ q-mic	2,55 ^{ns}	9,63*	5,31*	39,21
¹⁹ q-min	5,68*	13,72*	1,48 ^{ns}	23,86

*significância e ^{ns}não significância no teste de Fisher, à 5% de probabilidade. ¹Coefficiente de variação, ²estoque de massa seca, ³teor de carbono, ⁴estoque de carbono, ⁵teor de nitrogênio, ⁶estoque de nitrogênio, ⁷relação C:N da serapilheira, ⁸teor de umidade, ⁹constante de decomposição, ¹⁰tempo de renovação, ¹¹tempo de residência, ¹²coeficiente de devolução, ¹³respiração basal, ¹⁴carbono da biomassa microbiana, ¹⁵nitrogênio da biomassa microbiana, ¹⁶relação C:N da biomassa microbiana, ¹⁷quociente metabólico, ¹⁸quociente microbiano e ¹⁹quociente de mineralização.