

UFRRJ
INSTITUTO DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AGRONOMIA CIÊNCIA DO SOLO

TESE

Manejo de Solos Orgânicos em Condições Tropicais:
Impactos no Carbono, Propriedades do Solo,
Diversidade Bacteriana e Emissões de Gases de
Efeito Estufa

Otavio Augusto Queiroz dos Santos

2025



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO**

**MANEJO DE SOLOS ORGÂNICOS EM CONDIÇÕES TROPICAIS:
IMPACTOS NO CARBONO, PROPRIEDADES DO SOLO,
DIVERSIDADE BACTERIANA E EMISSÕES DE GASES DE EFEITO
ESTUFA**

OTAVIO AUGUSTO QUEIROZ DOS SANTOS

Sob a Orientação do Professor

Marcos Gervasio Pereira

E Coorientação do Professor

Eduardo Carvalho da Silva Neto

Tese submetida como requisito parcial
para obtenção do grau de **Doutor** do
Programa de Pós-Graduação em
Agronomia Ciência do solo, Área de
concentração em Manejo e
Conservação do Solo.

Seropédica, RJ
Setembro de 2025

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central/Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
Com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S237m

Santos, Otavio Augusto Queiroz dos, 1994-
Manejo de solos orgânicos em condições tropicais: impactos no carbono,
propriedades do solo, diversidade bacteriana e emissões de gases de efeito estufa
/ Otavio Augusto Queiroz dos Santos.
- Seropédica, 2025.
88 f: il.

Orientador: Marcos Gervasio Pereira.

Tese (Doutorado). -- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Programa
de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo, 2025.

1. Matéria orgânica do solo. 2. Regimes de drenagem. 3. Mudanças climáticas.
4. Emissões de gases de efeito estufa. 5. Microbioma do solo. I. Pereira, Marcos
Gervasio, 1965-, II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Programa de
Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo. III. Título.

**O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de
Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.
Também teve o apoio da Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado
do Rio de Janeiro (FAPERJ).**

É permitida a cópia parcial ou total desta Tese, desde que seja citada a fonte.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
(CIÊNCIAS DO SOLO)



HOMOLOGAÇÃO DE TESE DE DOUTORADO Nº 20 / 2025 – CPGA-CS (12.28.01.00.00.00.27)

Nº do Protocolo: 23083.057666/2025-29

Seropédica-RJ, 03 de outubro de 2025.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA-CIÊNCIA DO SOLO

OTAVIO AUGUSTO QUEIROZ DOS SANTOS

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor**, no Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo, Área de Concentração em Pedologia e Física do Solo.

TESE APROVADA EM 15/09/2025.

Marcos Gervasio Pereira. Dr. UFRRJ
(Orientador)

Nivaldo Schultz. Dr. UFRJ
Arcângelo Loss. Dr. UFSC

David Vilas Boas de Campos. Dr. Embrapa Solos
Gustavo Souza Valladares. Dr. UFPI

(Assinado digitalmente em 06/10/2025 09:15)
MARCOS GERVASIO PEREIRA
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptS (12.28.01.00.00.00.33)
Matrícula: 1060711

(Assinado digitalmente em 03/10/2025 11:04)
NIVALDO SCHULTZ
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptS (12.28.01.00.00.00.33)
Matrícula: 2136627

(Assinado digitalmente em 12/12/2025 11:32)
DAVID VILAS BOAS DE CAMPOS
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 030.175.957-06

(Assinado digitalmente em 19/12/2025 15:58)
GUSTAVO SOUZA VALLADARES
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 046.281.697-48

(Assinado digitalmente em 03/10/2025 13:11)
ARCÂNGELO LOSS
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 081.005.567-84

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrrj.br/public/documentos/index.jsp> informando seu número: 20, ano: 2025, tipo: HOMOLOGAÇÃO DE TESE DE DOUTORADO, data de emissão: 03/10/2025 e o código de verificação: ddc7ffeac0

DEDICATÓRIA

*A Deus!
E ao maior presente que Ele me deu, minha filha, Olivia!
Dedico.*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por ter me capacitado e ter me concedido a oportunidade de realizar esse doutorado, bem como por ter colocado em meu caminho as pessoas que eu precisava durante toda minha jornada.

Dentre elas, destaco a minha mãe, Sueli, por toda sua força, que me ensinou o valor do trabalho, da perseverança e da fé. Por tudo que passamos juntos, de perto ou longe, até esse dia.

A minha irmã Angélica e a minha sobrinha Júlia, pelo amor, apoio e por todos os momentos, que passamos em família.

A toda a minha família, em especial a minha tia Alice, tio José e os primos Gustavo e Guilherme que foram como pais e irmãos para mim durante toda a minha vida.

A minha namorada Cyndi, por todo amor, apoio, carinho, amizade e paciência. Pelos ótimos momentos. Pela ajuda na condução da tese, seja emocionalmente, seja tecnicamente.

Aos amigos, que foram a minha família em Seropédica nos últimos anos, Hugo e Yan (os primos). Se não fossem por vocês, o caminho teria sido muito mais difícil e muito menos prazeroso.

Aos amigos e colegas de laboratório, em especial aos que me ajudaram muito com a condução da tese: Luiz e Tiago. E aqueles que estiveram comigo no dia a dia, seja na rotina de análises, seja nos momentos de descontração: Amanda, Robert, Thassiany, Igor, João, Carlos e Lucas.

Aos professores Eduardo Silva Neto e Lucia Anjos que muito contribuíram para minha formação e foram inspiração profissional.

Ao meu orientador e amigo, Marcos Gervasio Pereira, que também me ensinou sobre o valor do trabalho, da educação e do compromisso. Que foi inspiração profissional desde o início da minha trajetória na Agronomia. E que me apoiou nos momentos de conquistas e nos momentos difíceis.

E por fim, a Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e as agências de fomento CAPES, CNPq e FAPERJ.

RESUMO GERAL

DOS SANTOS, Otavio Augusto Queiroz. **Manejo de solos orgânicos em condições tropicais: impactos no carbono, propriedades do solo, diversidade bacteriana e emissões de gases de efeito estufa.** 2025. 88f. Tese (Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2025.

Organossolos são reconhecidos como importantes reservatórios globais de carbono, mas sua conversão para sistemas agrícolas geralmente exige drenagem e calagem, práticas que podem acelerar a degradação da matéria orgânica do solo (MOS), alterar o microbioma e aumentar as emissões de gases de efeito estufa (GEE). Este estudo avaliou os efeitos combinados do manejo de longo prazo e da drenagem sobre a dinâmica da MOS, atributos do solo, diversidade microbiana e fluxos de GEE em Organossolos do sudeste do Brasil. Avaliações em campo, conduzidas em Organossolos com diferentes usos da terra—monocultivo de mandioca (*Manihot esculenta*) por 80 anos, consórcio mandioca-coqueiro (*Cocos nucifera*) por 20 anos e fragmento florestal em regeneração natural por 20 anos, evidenciaram reduções expressivas nas frações lábeis e humificadas da MOS sob cultivo contínuo, enquanto apenas estruturas recalcitrantes permaneceram na área em regeneração. Análises espectroscópicas de estado sólido (UV-vis, ATR-FTIR e ^{13}C NMR) confirmaram essas alterações estruturais. Em experimentos laboratoriais, a calagem elevou significativamente as emissões de CO_2 , independentemente do nível de drenagem, com perdas estimadas de $4,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ na primeira fase de incubação e $1,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ na segunda. Observou-se ainda redução nos teores de ácidos fúlvico e húmico, indicando degradação das frações húmicas. Outro ensaio de drenagem, realizado em colunas de PVC, mostrou que a drenagem intensiva reduziu o pH (de 5,2 para ~4,0), promoveu perdas de carbono e aumentou as emissões de CO_2 , enquanto a menor drenagem preservou o carbono, mas favoreceu emissões de CH_4 por metanogênese. Ambientes menos drenados também apresentaram maior diversidade bacteriana, ressaltando a influência da oxigenação na estrutura microbiana. De forma geral, os resultados demonstram que a intensidade de manejo e os regimes de drenagem afetam fortemente a estabilidade da MOS e o balanço de GEE em Organossolos. Níveis intermediários de lâmina d'água podem representar um compromisso sustentável, equilibrando a conservação da MOS e a mitigação das emissões de CO_2 e CH_4 .

Palavras-chave: Matéria orgânica do solo. Regimes de drenagem. Mudanças climáticas. Emissões de gases de efeito estufa. Microbioma do solo. Subsídência.

GENERAL ABSTRACT

DOS SANTOS, Otavio Augusto Queiroz. **Soil organic matter management in tropical conditions: impacts on carbon, soil properties, bacterial diversity, and greenhouse gas emissions**. 2025.88p. Thesis (Doctorate in Agronomy, Soil Science). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2025.

Organosolos (Histosols) are recognized as important global carbon reservoirs, but their conversion to agricultural systems generally requires drainage and liming, practices that can accelerate the degradation of soil organic matter (SOM) and increase greenhouse gas (GHG) emissions. This study evaluated the combined effects of long-term management and drainage on SOM dynamics, soil attributes, microbial diversity, and GHG fluxes in an *Organosolos* from southeastern Brazil. Field assessments, conducted in *Organosolos* with different land uses—cassava (*Manihot esculenta*) monoculture for 80 years, cassava–coconut (*Cocos nucifera*) intercropping for 20 years, and a forest fragment in natural regeneration for 20 years—showed significant reductions in labile and humified SOM fractions under continuous cultivation, while only recalcitrant structures remained in the regenerating area. Solid-state spectroscopic analyses (UV-vis, ATR-FTIR, and ^{13}C NMR) confirmed these structural changes. In laboratory experiments, liming significantly increased CO_2 emissions, regardless of the drainage level, with estimated losses of 4.1 Mg ha^{-1} in the first incubation phase and 1.6 Mg ha^{-1} in the second. A reduction in fulvic and humic acid contents was also observed, indicating degradation of humic fractions. Another drainage experiment, conducted in PVC columns, showed that intensive drainage reduced pH (from 5.2 to ~ 4.0), promoted carbon losses, and increased CO_2 emissions, while less drainage preserved carbon but favored CH_4 emissions due to methanogenesis. Less drained environments also showed greater bacterial diversity, highlighting the influence of oxygenation on microbial structure. Overall, the results demonstrate that management intensity and drainage regimes strongly affect SOM stability and the GHG balance in *Organosolos*. Intermediate water table levels may represent a sustainable compromise, balancing SOM conservation and the mitigation of CO_2 and CH_4 emissions.

Keywords: Soil organic matter. Drainage. Climate change. Greenhouse gas emissions. Soil microbiology.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	1
2 CAPÍTULO I: EFEITOS DO MANEJO A LONGO PRAZO NO CARBONO ORGÂNICO DO SOLO EM TROPICAL <i>PEATLANDS</i>	4
2.1 RESUMO	5
2.2 ABSTRACT	6
2.3 INTRODUÇÃO	7
2.4 MATERIAL E MÉTODOS.....	9
2.4.1 Área de Estudo e Estratégia Para Coleta de Amostras	9
2.4.2 Análise de Carbono Orgânico.....	10
2.4.3 Separação, Purificação e Caracterização dos Ácidos Húmicos.....	11
2.4.4 Análise Estatística e Quimiometria.....	11
2.5 RESULTADOS.....	13
2.5.1 Análises de Carbono Orgânico	13
2.5.2 Caracterização Estrutural dos Ácidos Húmicos	15
2.6 DISCUSSÃO	20
2.7 CONCLUSÕES.....	23
3 CAPÍTULO II: EMISSÕES DE CO₂ E PROPRIEDADES QUÍMICAS DE ORGANOSSOLOS SOB DRENAGEM E CALAGEM EM AMBIENTE CONTROLADO	24
3.1 RESUMO	25
3.2 ABSTRACT	26
3.3 INTRODUÇÃO	27
3.4 MATERIAL E MÉTODOS.....	28
3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
3.5.1 Atributos da Matéria Orgânica Humificada após a Primeira Incubação	32
3.5.2 Evolução de C-CO ₂ Após a Primeira Incubação	33
3.5.3 Atributos da Matéria Orgânica Humificada Após a Segunda Incubação	36
3.5.4 Evolução de C-CO ₂ Após a Segunda Incubação	37
3.5.5 Atributos Avaliados ao Longo de Todo Ensaio (Tratamentos x Períodos)	39
3.6 CONCLUSÕES.....	42
4 CAPÍTULO III: IMPACTOS DA DRENAGEM SOBRE ORGANOSSOLOS: ALTERAÇÕES EDÁFICAS E MICROBIOLÓGICAS EM CONDIÇÕES CONTROLADAS	43
4.1 RESUMO	44
4.2 ABSTRACT	45
4.3 INTRODUÇÃO	46
4.4 MATERIAL E MÉTODOS.....	48

4.4.1 Coleta de Amostras	48
4.4.2 Experimento em Laboratório	48
4.4.3 Análise dos Atributos Químicos	49
4.4.4 Extração e Fracionamento Químico da Matéria Orgânica	49
4.4.5 Diversidade bacteriana	50
4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
4.5.1 Atributos Químicos e Fracionamento da Matéria Orgânica	52
4.5.2 Dinâmica Temporal da Emissão de CO ₂ e CH ₄	56
4.5.3 Temperatura do Ar	61
4.5.4 Diversidade Bacteriana.....	63
4.6 CONCLUSÕES.....	67
5 CONCLUSÕES GERAIS	68
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	69

2 INTRODUÇÃO GERAL

As mudanças climáticas são reconhecidas como um dos grandes desafios do século XXI (Olson, 1965; WHITE, 2024). Elas referem-se a alterações impactantes nos padrões climáticos globais e regionais. Embora frequentemente associadas ao aquecimento global, as mudanças climáticas envolvem variações no ciclo hidrológico, resultando em secas severas e enchentes frequentes; transformações nos ecossistemas terrestres e marinhos e; impactos socioeconômicos, ocasionando insegurança alimentar e aumento de doenças relacionadas ao clima (Steffen et al., 2011; UNDP, 2023). Dessa forma, os impactos das mudanças climáticas atingem de forma e intensidade diferente os diversos segmentos da sociedade, com maior prejuízo aos grupos sociais mais vulneráveis socioeconomicamente (IPCC, 2023).

Ao longo de toda a história da Terra, as causas de mudanças no clima são variadas e estão sujeitas a diversos fatores naturais que fogem do controle humano (Hansen et al., 2023). Todavia, nos últimos séculos e, em especial, nas últimas décadas, tem-se destacado o papel do homem nas mudanças climáticas (LYNAS et al., 2021).

A crise climática atual é produto da interação entre diversos fatores, entre os quais se destacam: emissões de gases de efeito estufa (GEE) oriundas de atividades industriais, agrícolas e desmatamento; transformações no uso do solo impulsionadas pela urbanização desordenada e pela expansão agrícola (HANSEN, 2009; WANG et al., 2023). A agricultura e as conversões de ecossistemas nativos para agrossistemas contribuem em todo o mundo, com aproximadamente 13% das emissões globais de CO₂, 44% das emissões de CH₄ e 81% das emissões de N₂O para a atmosfera (IPCC, 2019).

O Brasil ocupa a quarta posição no ranking dos países que mais emitem CO₂ para a atmosfera, contribuindo com cerca de 4,4% das emissões globais de GEE (AZEVEDO, 2018). Diante desse cenário, o país vem alinhando suas políticas ambientais com as metas globais estabelecidas por meio dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODSs), devendo observar os compromissos assumidos no Acordo de Paris, para atingir a neutralidade de emissões de GEE até 2050. Dentre o conjunto de soluções necessárias para atingir esses objetivos, considera-se que o sequestro de carbono pelos solos sob manejo agrícola, pode desempenhar um papel significativo para esse fim (FRONZA et al., 2024).

O solo é considerado o principal reservatório temporário de carbono nos ecossistemas terrestres. Estima-se que o reservatório global de carbono do solo corresponda a aproximadamente 4 vezes o compartimento de C da vegetação e 3,3 vezes o carbono da atmosfera (LAL et al., 2004). De acordo com o *Global Soil Organic Carbon Map (GSOCmap)* do Painel Técnico Intergovernamental sobre Solos - *Intergovernmental Technical Panel on Soils (ITPS)*, os maiores estoques de carbono são estimados nas áreas de *permafrost* na região do Ártico, com cerca de 190 Pg C nos primeiros 30 cm do solo, principalmente em solos de turfa, como os Organossolos (FAO & ITPS, 2018). Nesse contexto, o Brasil ocupa a quinta posição entre os dez países responsáveis por mais de 60% do estoque de carbono orgânico do solo.

Ainda de acordo com o GSOCmap, verifica-se que os Organossolos (*Histosols*) são aqueles de maior relevância, entre os solos listados. Também se observa a relevante participação

das regiões tropicais, onde o carbono do solo representa cerca de 35% dos estoques globais. As modificações impostas nesse estoque por práticas de manejo inadequadas desses solos podem contribuir para a emissão de GEE, gerando uma rápida perda de reservas de carbono (KLØVE et al., 2017). Em especial dos Organossolos, que apesar de sua elevada fragilidade ambiental, em muitas regiões, oferecem condições para a fonte de renda de muitos agricultores.

Os Organossolos (SANTOS et al., 2025), ou *Histosols* (SOIL SURVEY STAFF, 2022; IUSS, 2022) desempenham um importante papel na manutenção do balanço de carbono do planeta. Apesar de globalmente cobrirem apenas 3% da área terrestre, estima-se que armazenem até 30% do carbono total do solo, agindo assim como grandes reservatórios de carbono (LEHMANN & KLEBER, 2015). No Brasil, esses solos têm sido mais identificados nas regiões Sudeste e Sul, ocupando de 0,03 a 0,07 % do território nacional (ANJOS et al., 2012; PEREIRA et al., 2005).

De acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos – SiBCS (SANTOS et al., 2025) os Organossolos são definidos por apresentarem horizonte de constituição orgânica com teor de carbono orgânico (C.org) $\geq 80 \text{ g kg}^{-1}$, e espessura entre 20 e 60 cm. O acúmulo de matéria orgânica pode ocorrer em condições de drenagem livre ou impedida, levando a formação de seções que podem ser classificadas como O ou H hísticos, respectivamente. No nível de subordem, o SiBCS diferencia os Organossolos em três classes (Fólicos, Tiomórficos e Háplicos), de acordo com o ambiente de formação. Os Organossolos Fólicos ocorrem em ambientes de clima úmido, frio e vegetação altomontana, condições que favorecem o acúmulo de material orgânico pela redução da atividade biológica (PEREIRA et al., 2005). Com relação aos Organossolos Tiomórficos e Háplicos, os ambientes de formação correspondem a áreas com forte hidromorfismo (SANTOS et al., 2002). As variações na natureza do ambiente de formação, condições de hidromorfismo e baixas temperaturas, conferem aos Organossolos particularidades no tocante aos atributos químicos e físicos (VALLADARES et al., 2008; SANTOS et al., 2020), bem como nas características estruturais da MOS (AIDE et al., 2020).

Os Organossolos, se destacam como arquivos de mudanças paleoambientais. O material de origem dos Organossolos está intensamente associado ao fator organismos (vegetação), que influencia a gênese de forma distinta dos solos minerais, sendo os resíduos vegetais a principal fonte de matéria orgânica para a sua formação.

Com relação à gênese, Organossolos em condições de hidromorfismo são formados pelo processo pedogenético específico de paludização (WAKSMAN, 1942; SIMONSON, 1959; BUOL et al., 1980; FANNING & FANNING, 1989; SCHAEZTL & ANDERSON, 2005; KAMPF & CURI, 2012). No caso dos Organossolos Fólicos, formados pela acumulação de matéria orgânica em condições de drenagem livre, alguns autores associam sua formação à acumulação de liteira (“*littering*”) (HART et al., 1962; BUOL et al., 1977). Por serem formados por expressivos depósitos de matéria orgânica, representam um estoque de carbono significativo em relação às questões de mudanças climáticas. Assim, o estudo detalhado desses solos, contribuirá com informações para conservação da biodiversidade, preservação de áreas naturais, e proteção de recursos naturais importantes, alinhando-se aos objetivos de desenvolvimento sustentáveis (ODS), da FAO, principalmente os ODS 2, (fome zero e agricultura sustentável), 13 (ação contra a mudança global do clima) e 15 (vida terrestre).

Quanto a utilização das áreas de Organossolos para fins agrícolas, normalmente a drenagem é a prática mais comumente realizada anteriormente ao cultivo. A drenagem provoca diversas alterações edáficas, fenômeno denominado de subsidência (PEREIRA et al., 2005). Tal processo ocasiona a desagregação do solo com colapso dos poros, aumentando a aeração e a taxa de mineralização da matéria orgânica, que passa a ser fonte de GEE (WEISSERT & DISNEY, 2013; SOARES et al., 2015; SANTOS et al., 2020).

Estima-se que para cada centímetro de subsidência nos Organossolos das regiões tropicais, há a emissão de 13 Mg CO₂ por hectare por ano (WÖSTEN & RITZEMA, 2001). No entanto, estes valores podem variar significativamente em função da profundidade de drenagem, formas de uso da terra, teores de matéria orgânica do solo (MOS) (WÖSTEN & RITZEMA, 2001), e aumentos na temperatura regional.

Apesar de estudos apontarem uma série de modificações nos atributos do solo em função do manejo, ainda são escassas as informações sobre as alterações na estrutura da matéria orgânica de Organossolos quando manejados. Os estudos relacionados à qualidade da MOS utilizando técnicas de elucidação estrutural aliadas a quimiometria são escassos no Brasil, sendo destaque os trabalhos de Rossi et al. (2016), García et al. (2016), Gomez et al. (2019), Assunção et al. (2019). Especificamente o estudo das características conformacionais estruturais mediante o emprego das técnicas de ressonância magnética nuclear (RMN) em estado sólido (¹³C RMN CP MAS) das frações humificadas em Organossolos são praticamente inexistentes no Brasil.

O pressuposto da tese, em síntese, é de que a conversão de áreas de Organossolos para sistemas agrícolas, devido ao uso da drenagem e/ou calagem, causa aumento da degradação da MOS com reflexos em sua estrutura química, atributos edáficos, no microbioma do solo e nas emissões de GEE.

Diante disso, a tese foi dividida em três capítulos, sendo eles: Capítulo I - “Efeitos do Manejo a Longo Prazo no Carbono Orgânico do Solo em Tropical *Peatlands*”; Capítulo II - Avaliação dos Impactos de Práticas de Manejo em Organossolo Tiomórfico, Sudeste do Brasil” e Capítulo III - “Impactos da Drenagem sobre Organossolos: Alterações Edáficas e Microbiológicas em Condições Controladas”. Que tem como objetivos: investigar o efeito do preparo do solo com revolvimento, calagem e drenagem nas propriedades de Organossolos, através de análises químicas, físicas, biológicas e morfológicas; e a consequente emissão de gases de efeito estufa.

A hipótese da pesquisa é de que o efeito do manejo a curto, médio e longo prazo causam impactos negativos nos atributos edáficos dos Organossolos e na sua diversidade microbiana, resultando em aumento das taxas de emissões de gases de efeito estufa.

3 CAPÍTULO I

EFEITOS DO MANEJO A LONGO PRAZO NO CARBONO ORGÂNICO DO SOLO EM TROPICAL *PEATLANDS*

Capítulo publicado como artigo em “Revista de Gestão Social e Ambiental”.

dos Santos, O. A. Q.; Torchia, D. F. O.; da Silva, T. P.; da Silva Neto, E. C.; Diniz, Y. V. F. G.; Fagundes, H. S.; García, A. C.; Pereira, M. G. Effects of Long-Term Management on Soil Organic Carbon in Tropical Peatlands. Revista de Gestão Social e Ambiental, v.18, p. e04433, 2023.

3.5 RESUMO

Organossolos (*Histosols*) são solos que desempenham importantes serviços ecossistêmicos, com destaque para o estoque de carbono. Dentre os ambientes de formação desses solos destaca-se os *peatlands*. A conversão dessas áreas em sistemas agrícolas exige, na maioria dos casos, que seja realizada a prática de drenagem do solo. A longo prazo, essa prática pode causar reduções nos teores carbono do solo e, alterações na estrutura da matéria orgânica do solo (MOS). Este estudo teve como objetivo avaliar o efeito do manejo do solo a longo prazo nas características quantitativas e qualitativas da MOS. O estudo foi conduzido em *peatlands* no município do Rio de Janeiro, Brasil. Os solos da região são classificados como Organossolos (Histosols), formados em condições de drenagem impedida com elevados teores de sais e enxofre. Foram selecionadas três áreas com diferentes tempos de uso e intensidades de manejo, a saber: a) cultivo de mandioca (*Manihot esculenta*) há 80 anos; b) fragmento florestal em regeneração natural há 20 anos; c) consórcio de coqueiro (*Cocos nucifera*) e mandioca há 20 anos. A caracterização quantitativa da MOS foi realizada pela determinação dos teores de carbono orgânico total (COT) e de suas frações físicas e químicas: carbono orgânico particulado (COP); carbono orgânico associado aos minerais (COam); carbono da fração ácido fúlvico (CAF); carbono da fração ácido húmico (CAH) e; carbono da fração humina (CHUM). A espectroscopia do estado sólido (UV-vis, ATR-FTIR e ^{13}C NMR CP/MAS) e técnicas quimiométricas foram realizadas para caracterização estrutural da MOS. Os resultados mostraram que o manejo e a drenagem a longo prazo impactam significativamente os teores de COT e de suas frações, bem como na estrutura química da MOS. O manejo adotado na área de mandioca impactou negativamente os teores das frações lábeis e humificadas da MOS. A espectroscopia de estado sólido mostrou que estruturas lábeis foram perdidas nos ácidos húmicos (AH), já na área de floresta foram preservadas somente estruturas recalcitrantes.

Palavras-chave: Histosols. Drenagem. Substâncias húmicas. Espectroscopia.

3.6 ABSTRACT

Organossolos (*Histosols*) are soils that perform important ecosystem services, especially carbon stocks. Among the environments in which these soils are formed are peatlands. The conversion of these areas into agricultural systems requires, in most cases, the practice of draining the soil. In the long term, this practice can cause reductions in soil carbon content and also changes in the structure of soil organic matter (SOM). The aim of this study was to evaluate the effect of long-term soil management on the quantitative and qualitative characteristics of MOS. The study was conducted on peatlands in the municipality of Rio de Janeiro, Brazil. The region's soils are classified as Organossolos (*Histosols*), formed under conditions of impeded drainage with high levels of salts and sulphur. Three areas were selected with different times of use and management intensities, namely: a) cassava (*Manihot esculenta*) cultivation for 80 years; b) forest fragment in natural regeneration for 20 years; c) consortium of coconut palm (*Cocos nucifera*) and cassava for 20 years. The quantitative characterization of the MOS was carried out by determining the levels of total organic carbon (TOC) and its fractions: particulate organic carbon (COP); organic carbon associated with minerals (COam); fulvic acid fraction carbon (CAF); humic acid fraction carbon (CAH) and; humin fraction carbon (CHUM). Solid-state spectroscopy (UV-vis, ATR-FTIR and ^{13}C NMR CP/MAS) and chemometric techniques were used to characterize the structure of the MOS. The results showed that long-term management and drainage have a significant impact on the TOC content and its fractions, as well as on the chemical structure of the MOS. The management adopted in the cassava area had a negative impact on the contents of the labile and humified fractions of the MOS. Solid-state spectroscopy showed that labile structures were lost in the humic acids (HA), while in the forest area only recalcitrant structures were preserved.

Keywords: Histosols. Drainage. Humic substances. Spectroscopy.

3.7 INTRODUÇÃO

As *peatlands* são consideradas os maiores depósitos de carbono do mundo, estocando cerca de um terço do carbono terrestre (MORRIS et al., 2018). Nessas áreas são encontrados Organossolos (*Histosols*), que apesar de cobrirem apenas 3% da superfície terrestre, desempenham importantes serviços ecossistêmicos, com destaque para a retenção de carbono, armazenando cerca de 650 Gt, o que corresponde a 21% do estoque global de carbono orgânico do solo (YU et al., 2010), além de atuar diretamente nos ciclos globais de água e regulação do clima.

A gênese dos Organossolos (*Histosols*) ocorre quando a produção de biomassa excede a decomposição, formando inicialmente os horizontes de constituição orgânica e por fim os solos orgânicos. Esse acúmulo de biomassa pode ocorrer em ambientes em que a decomposição da matéria orgânica é retardada, como por exemplo em regiões com temperaturas frias, com saturação por água ou ambas as condições. Dessa forma, estes solos são principalmente encontrados nas regiões subárticas, regiões boreais, em depressões, zonas pantanosas e em planícies tropicais (SCHIMMEL & AMELUNG, 2022).

O uso inadequado dos Organossolos (*Histosols*) pode resultar na emissão de grandes quantidades de gases do efeito estufa para a atmosfera. Estima-se que, a cada ano, em escala global, somente o efeito da drenagem nesses solos tenha ocasionado a emissão de quase 2 Gt de CO₂^{-eq} (LEIFELD & MENICHETTI, 2018). Além da emissão de gases de efeito estufa (GEE), a degradação dessas áreas promove a perda de biodiversidade e diminuição da qualidade da água (GRENON et al., 2022; KOIVUNEN et al., 2023). A compreensão, preservação e uso adequado desses solos é fundamental para a manutenção do equilíbrio ecológico global.

Os Organossolos (*Histosols*) possuem propriedades que o distinguem dos solos minerais, tais como elevada acidez potencial, elevado poder tampão, baixa densidade do solo e elevado volume de poros, conferindo boa capacidade de armazenamento de água. Devido à pequena expressão da composição mineral, que podem atuar como agentes estabilizadores, os Organossolos (*Histosols*) são mais suscetíveis às alterações promovidas pelo clima e pelo manejo (SCHIMMEL & AMELUNG, 2022). Apesar da sua pequena expressão geográfica, devido ao seu potencial produtivo, são amplamente utilizados na agricultura, que por vezes quando não realizada de forma adequada, pode alterar suas propriedades físicas, químicas e biológicas, convertendo esses ambientes com importante papel ecossistêmico em áreas degradadas e com elevadas taxas de emissão de GEE.

Diversas pesquisas vêm sendo realizadas para evidenciar os efeitos do manejo nos atributos químicos, físicos e da matéria orgânica do solo (MOS) em Organossolos (*Histosols*) (SANTOS et al., 2020; OLIVEIRA FILHO et al., 2020; GRENON et al., 2022; LIU et al., 2022).

O estudo das propriedades da matéria orgânica em Organossolos (*Histosols*), utilizando técnicas de fracionamentos químicos e físicos, tem fornecido informações quantitativas confiáveis, para que estas propriedades sejam utilizadas como indicadores dos impactos agrícolas nestes solos. Santos et al. (2020) constataram que o manejo e drenagem de Organossolos (*Histosols*) ao longo prazo resultam na redução de matéria orgânica e no estoque de carbono, afetando principalmente a fração lábil do carbono orgânico. Wang et al. (2017)

observaram que após a drenagem de Histosols para cultivo de arroz, houve maior mineralização do COT quando comparado ao carbono oxidável (fração mais lábil). Nesse estudo, os autores concluíram que o manejo promoveu maiores efeitos nas frações mais estáveis da MOS transformando-as em frações mais lábeis. Porém, pouco se conhece sobre os impactos do manejo na estrutura química da matéria orgânica destes solos.

O emprego de técnicas de caracterização estrutural como a espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) e ressonância magnética nuclear do carbono-¹³ no estado sólido (RMN de ¹³C), associado a técnicas quimiométricas, tendo sido largamente utilizado para caracterizar a estrutura das substâncias húmicas (SH) da MOS. As técnicas espectroscópicas são fundamentais para o entendimento da complexidade estrutural das SH e das interações químicas realizadas entre a MOS e as demais frações e componentes do solo. Adicionalmente o conjunto destas técnicas tem sido utilizado para identificar modificações estruturais na matéria orgânica de solos minerais, quando submetidos a diferentes formas de manejos (ASSUNÇÃO et al., 2019; SANTOS et al., 2020; MOURA et al., 2022). Apesar disto ainda existe carência de estudos que avaliem as principais modificações químicas e estruturais da matéria orgânica em solos orgânicos submetidos a diferentes formas de manejo.

A partir do exposto, o objetivo deste estudo foi quantificar os teores de COT e de suas frações físicas e químicas e utilizar a caracterização estrutural espectroscópica e técnicas quimiométricas para avaliar o impacto da drenagem e do manejo a longo prazo na estrutura química das SH de Organossolos (*Histosols*) em *Peatlands*.

3.8 MATERIAL E MÉTODOS

3.8.2 Área de Estudo e Estratégia Para Coleta de Amostras

O estudo foi realizado no bairro de Santa Cruz, município do Rio de Janeiro, RJ, região sudeste do Brasil (Figura 1). Os solos na região são mal drenados, formados a partir de sedimentos quaternários, com elevados teores de sais, enxofre e matéria orgânica. O clima da região foi classificado como Aw, tropical úmido com inverno seco (Koppen). Os solos descritos e coletados foram classificados como Organossolos / Histosols, segundo Santos et al. (2025) e Soil Survey Staff (2022), respectivamente.

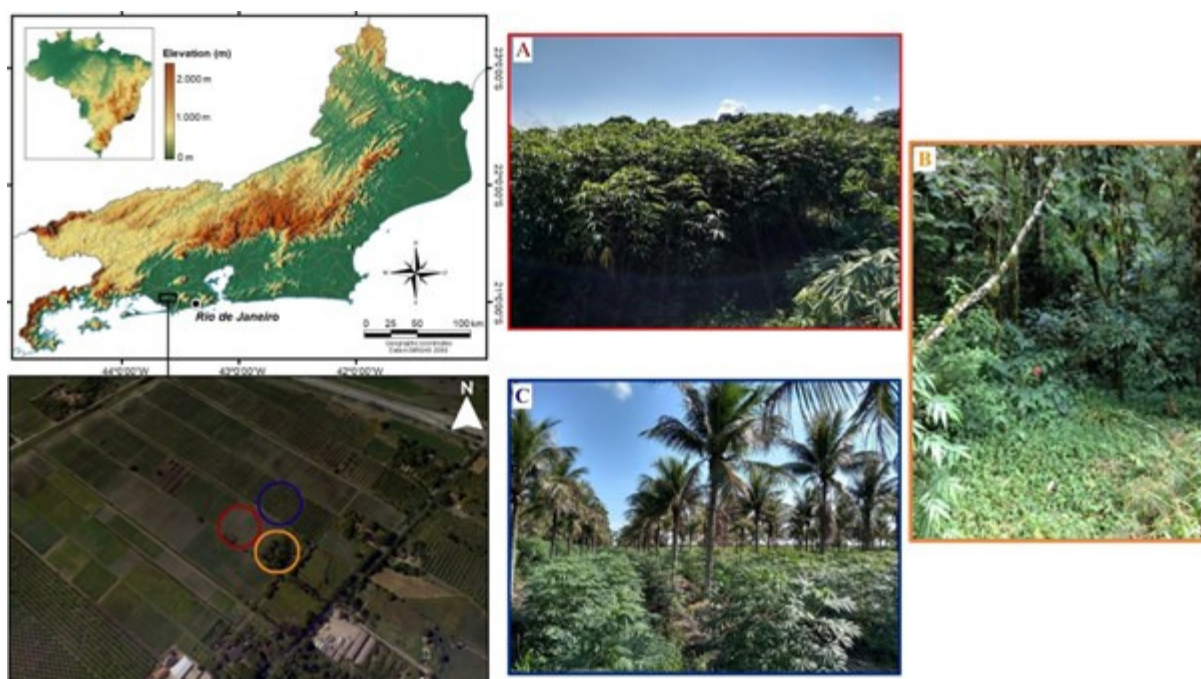


Figura 1. Área de estudo onde foram realizadas as coletas das amostras de Organossolos. Em destaque as áreas utilizadas: A) Área de Mandioca; B) Área de fragmento florestal; e C) Área de consórcio de coqueiro e mandioca.

Com o objetivo de conversão para agricultura, a área foi drenada. Os drenos instalados possuem 1,0 m de largura e 0,7 m de profundidade. A cultura inicialmente cultivada foi a mandioca (*Manihot esculenta*). O manejo adotado na área consiste em aração até 0,20 m de profundidade antes do plantio, que é realizado em canteiros de 0,30 m de altura, com espaçamento variando de 0,6 a 1,0 m entre as linhas e entre as plantas, respectivamente.

No ano de 1999, em parte da área, iniciou-se o cultivo consorciado de coqueiro (*Cocos nucifera*) com mandioca nas entrelinhas, com espaçamento para os coqueiros de 5,0 m entre linhas e 5,0 m entre plantas, sendo para a mandioca usado o mesmo espaçamento relatado anteriormente. Também foi selecionada uma área anteriormente utilizada com o plantio de mandioca, que foi abandonada há 20 anos. Nessa área atualmente verifica-se a regeneração natural. Nas áreas amostradas não foi realizada adubação orgânica ou mineral. No momento da coleta, em março de 2019, a área de mandioca era cultivada e drenada há 80 anos, a de coqueiro com mandioca há 20 anos e a área de fragmento florestal estava em regeneração há 20 anos.

Essas áreas foram consideradas como tratamentos e em cada uma delas foram selecionados três pontos de amostragem aleatórios (repetições), distantes 20 m entre si. Em cada ponto foi aberta uma trincheira até o contato com o lençol freático, para realização da descrição morfológica e amostragens dos perfis de solo, de acordo com Santos et al. (2015) (Figura 2). Após a descrição morfológica as amostras foram coletadas, acondicionadas e transportadas para o laboratório, sendo posteriormente secas ao ar, destorroadas e passadas por peneira com malha de 2,0 mm, para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA). Para a análise do carbono orgânico total (COT), a TFSA foi macerada e passada por peneira de malha de 0,178 mm de diâmetro de malha.

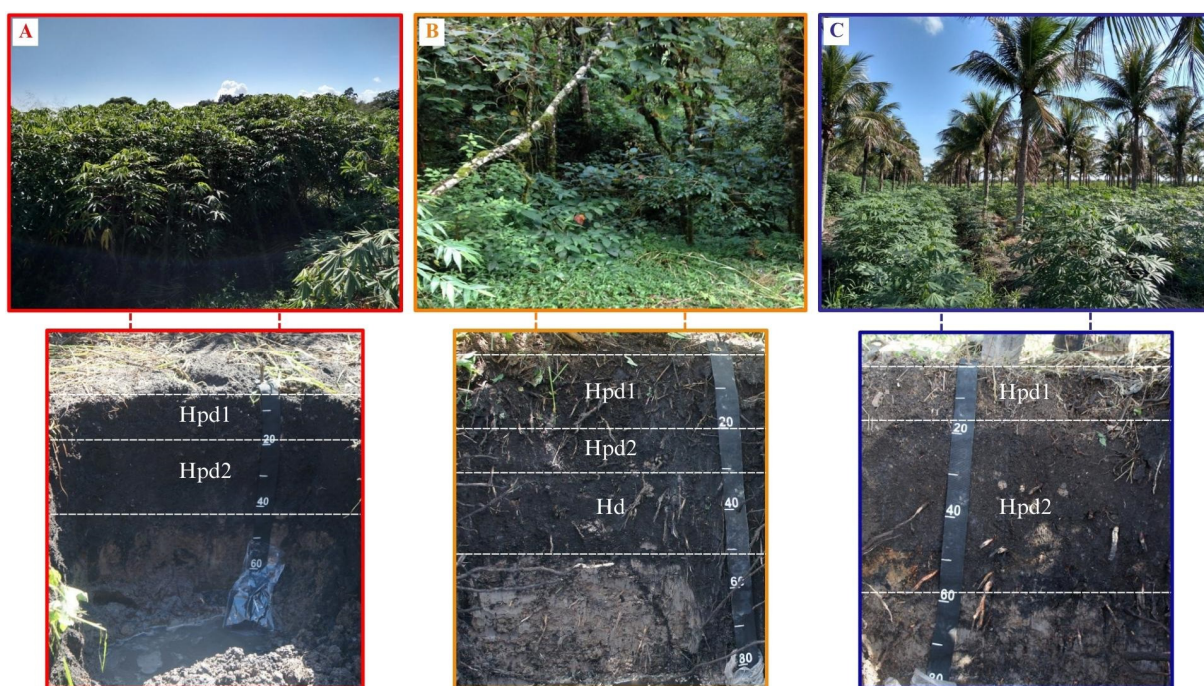


Figura 2. Perfis representativos das áreas de estudo. A: plantio de mandioca (*Manihot esculenta*); B: fragmento florestal, C: consórcio de coqueiro (*Cocos nucifera*) com mandioca (*Manihot esculenta*).

3.8.3 Análise de Carbono Orgânico

O conteúdo de matéria orgânica (MO) foi determinado pelo método da mufla, submetendo-se as amostras de solos a 600°C durante 6 horas (SANTOS et al., 2025). O carbono orgânico total (COT) foi quantificado pela oxidação via úmida com dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) em meio sulfúrico Yeomans & Bremner (1988). O fracionamento físico das amostras foi realizado seguindo procedimento descrito por Cambardella & Elliot (1992). A fração da matéria orgânica associada a partícula (COp) foi separada por hidrólise ácida e medida por oxidação úmida com $K_2Cr_2O_7$ 0,167 mol L⁻¹ (YEOMANS & BREMNER, 1988). O teor de carbono orgânico associado aos minerais (COam) foi calculado pela diferença entre os valores de COT e COp.

O fracionamento químico foi realizado segundo Swift (1996) e adaptado por Benites et al. (2003), obtendo-se três frações: ácido fúlvico (AF), ácido húmico (AH) e humina (HUM). O conteúdo de carbono das frações foi determinado pela oxidação via úmida com $K_2Cr_2O_7$.

3.8.4 Separação, Purificação e Caracterização dos Ácidos Húmicos

A separação e purificação dos ácidos húmicos (AH) nas amostras de terra foram realizados de acordo com o método proposto pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas (IHSS), conforme SWIFT (1996). Os AH foram caracterizados utilizando a espectroscopia ATR-FTIR, obtidos mediante registro na região de número de onda de 400 a 4000 cm^{-1} , coletando em cada medição 32 digitalizações. Utilizou-se um espectrômetro FTIR VERTEX 70/70v acoplado a um dispositivo de reflexão total atenuada (ATR). A obtenção e registro dos espectros foi realizada mediante *software* OPUS-Bruker.

Dezoito espectros ATR-FTIR foram utilizados, dois para cada perfil de solo, sendo um do horizonte hístico mais superficial, e outro do horizonte hístico mais subsuperficial. Os espectros foram submetidos a correção da linha base. O algoritmo “*smoothing*” (Savitsky-Golay) foi utilizado em todos os espectros com o objetivo de reduzir o ruído e aumentar a relação sinal ruído. Os espectros foram assinalados em função da localização da banda que indica a vibração característica de cada grupamento funcional utilizando a ferramenta “*PeakPicking*”.

A fim de identificar a estrutura dos fragmentos carbonados nos AH, utilizou-se a técnica de ressonância magnética nuclear (RMN), de polarização cruzada (CP) e rotação no ângulo mágico (MAS). A análise de CP MAS ^{13}C -NMR foi realizada em um aparelho Bruker AVANCE II RMN a 400 MHz, equipado com probe de 4 mm Narrow MAS e operando em sequência de ressonância de ^{13}C a 100.163 MHz. As amostras foram colocadas em um rotor de ZrO_2 com tampa Kel-F com frequência de giro de 8 ± 1 kHz. Os espectros foram obtidos pela coleta de 3000 data points para o mesmo número de *scans* a um tempo de aquisição de 34 ms e com *recycle delay* de 5 s e tempo de contato de 2 ms. Os espectros foram processados utilizando o *software* Bruker Topspin 2.1. Decaimentos livres de indução (DLI) foram transformados aplicando um zero *filling* igual a 4 k e posteriormente um ajuste por função exponencial (*line broadening*) de 70 Hz.

No total, 18 espectros foram analisados no *Software* ACD/Labs Processor, considerando as regiões de deslocamento: Carbonos alquílicos não funcionalizados (CA_{alquil-H,R}): 0–45 ppm; C-metoxilas e N-alquil-C (CA_{alquil-O,N}): 45–60 ppm; O-alquil C (CA_{alquil-O}): 60–90 ppm; di-O-alquil C (carbono anoméricos) (CA_{alquil-di-O}): 90–110 ppm; carbono aromático (CA_{arômático-H,R}): 110–140 ppm; O,N-aromático C (CA_{arômático-O,N}): 140–160 ppm; carboxila C (CCOO-H,R): 160–185 ppm e carbonilas C (CC=O): 185–230 ppm (SONG et al., 2008).

O índice de aromaticidade foi calculado pela fórmula: CA_{arômático-H,R} (110-142 ppm) + CA_{arômático-O,N} (142-156 ppm) x 100 / área total e o índice de alifaticidade (%) foi calculado como: 100 - CA_{arômático} (0-110 ppm). O índice de hidrofobicidade (HB/HI) foi calculado como segue: (0 ppm - 46 ppm) + (110 ppm - 156 ppm) / (46 ppm - 110 ppm) + (156 ppm - 186 ppm) (SONG et al., 2008).

3.8.5 Análise Estatística e Quimiometria

Os parâmetros quimiométricos foram obtidos a partir do *Software* The Unscrambler (version 10.4) (Camo Software AS, Nedre Vollgate 8, Oslo, Norway). A análise de componentes

principais (PCA) foi realizada a partir da matriz normalizada carregando os espectros ATR-FTIR e ^{13}C NMR CP/MAS usando a função “importar dados” dos arquivos espectrais salvos na forma de JCAMP, considerando uma matriz inicial de *samples:variable* (18 x 4096). A matriz ATR-FTIR e ^{13}C NMR CP/MAS foi submetida a plotagem de linha para inspeção visual e, posteriormente, transformada por “*normalization*”, “*smoothing*” e correção da linha base (*baseline correction-baseline offset-linear baseline correction*).

Com objetivo de obter os espectros médios, utilizou-se a ferramenta estatística descritiva “*descriptive analyses*” e então a matriz “*results*” foi acessada para plotagem na forma de linha da média obtida na análise. A matriz correspondente aos espectros médios para cada tipo de solo foi então adicionada à matriz original para análises multivariadas dos dados.

O PCA foi realizado para superar as dificuldades associadas à interpretação de grandes matrizes de dados contendo uma grande quantidade de informações parcialmente ocultas. Os objetivos do PCA foram encontrar as possíveis diferenças e semelhanças entre as amostras e encontrar as variáveis que mais contribuem para essas observações.

Os dados de COT e dos fracionamentos físicos e químicos foram analisados por estatística descritiva, submetidos a análise de variância (ANOVA), e quando significativos, submetidos ao teste Tukey (5%). Também foi realizada análise do Algoritmo para Pedologia Quantitativa (AQP), com o auxílio do programa R (R TEAM, 2021).

3.9 RESULTADOS

3.9.2 Análises de Carbono Orgânico

a) Material orgânico (MO) e carbono orgânico total (COT)

As variações nos teores de material orgânico (MO) para cada horizonte nos diferentes sistemas de manejo são apresentadas na Figura 3.A. Os teores de MO variaram entre 184,4 e 377,0 g kg⁻¹. Os maiores valores de MO foram observados na área do consórcio de coco com mandioca (355,8 e 377,0 g kg⁻¹) e os menores na área de mandioca (184,4 e 211,6 g kg⁻¹).

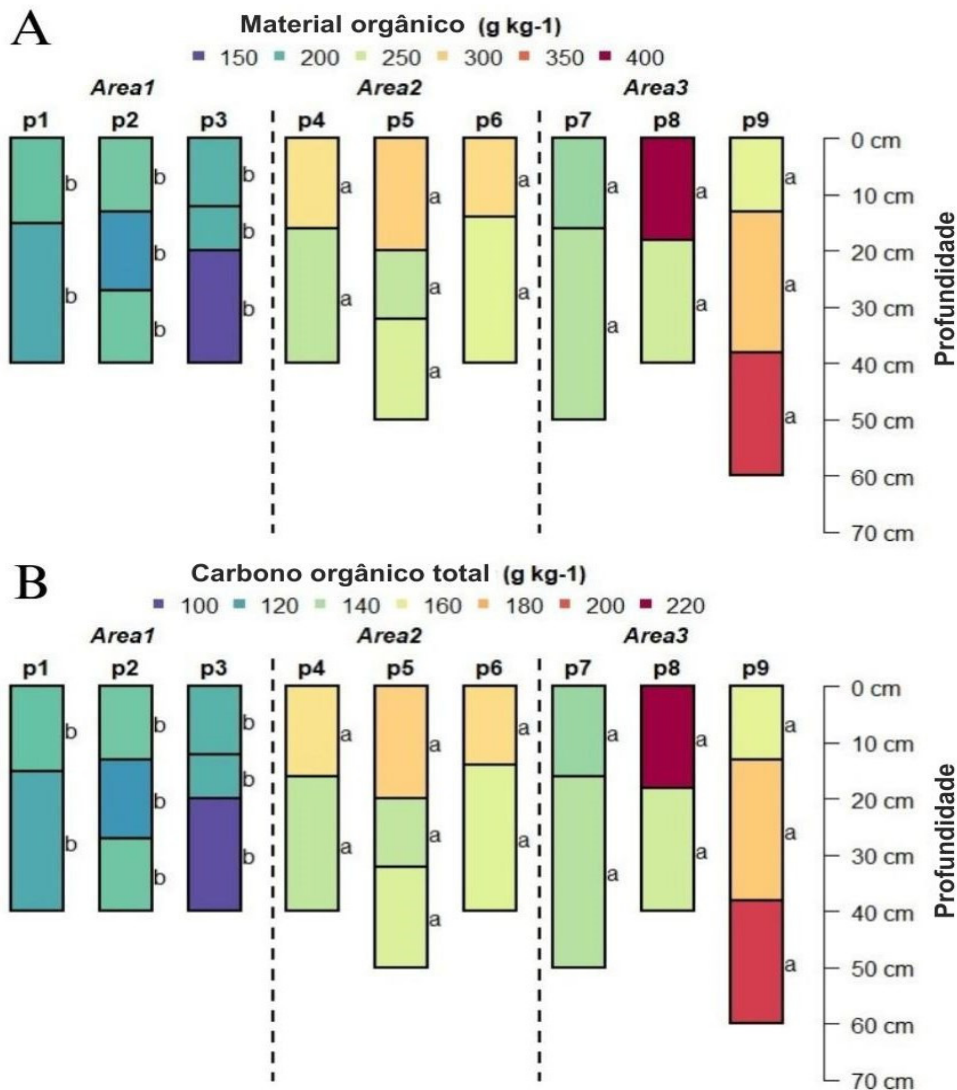


Figura 3. A: Teores de material orgânico (MO) e B: Teores de carbono orgânico total, nos perfis e horizontes das áreas estudadas. Área 1: Cultivo de mandioca; Área 2: Fragmento florestal; Área 3: Consórcio coqueiro e mandioca.

*Diferentes letras minúsculas indicam diferença estatística entre as áreas pelo teste Tukey (5%).

b) Carbono Orgânico Particulado (COP) e Carbono Orgânico Associado aos Minerais

Para os valores de COP (Figura 4.A), o maior (149,2 g kg⁻¹) foi observado no perfil P9 na área de consórcio, enquanto o menor valor (65,9 g kg⁻¹) na área de mandioca, sendo nessa

área também verificou os menores valores, diferindo significativamente das demais áreas em todos os horizontes e perfis. Quanto ao CO_{am} (Figura 4.B) os teores variaram entre 8,6 g kg⁻¹ e 114,3 g kg⁻¹. Apesar desta ampla variação, não foram observadas diferenças significativas entre as áreas.

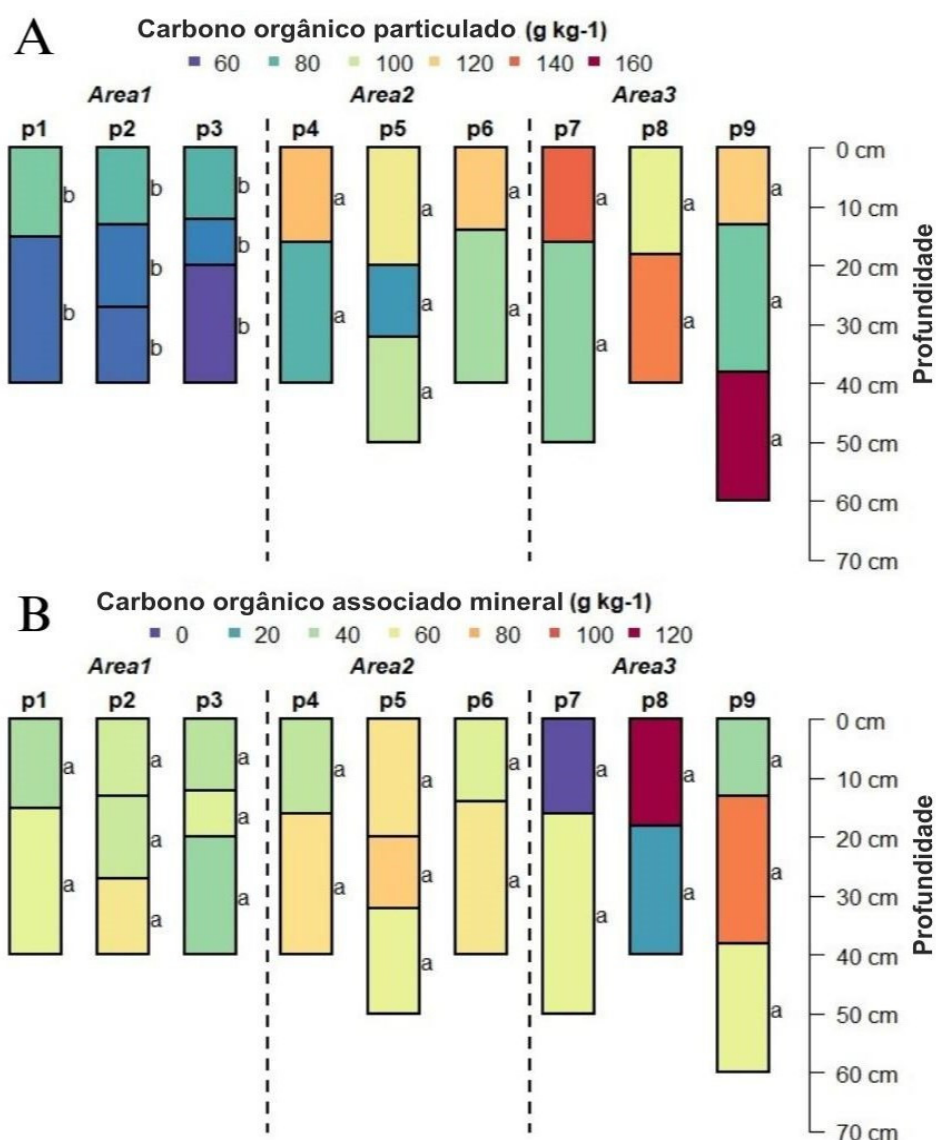


Figura 4. A: Teores de carbono orgânico particulado (COp) e B: Teores de carbono orgânico associado aos minerais, nos perfis e horizontes das áreas estudadas. Área 1: Cultivo de mandioca; Área 2: Fragmento florestal; Área 3: Consórcio coqueiro e mandioca.
*Diferentes letras minúsculas indicam diferença estatística entre as áreas pelo teste Tukey (5%).

c) Carbono Orgânico da Fração Ácido Fúlvico (CAF), Carbono Orgânico da Fração Ácido Húmico (CAH) e Carbono Orgânico da Fração Humina (CHUM)

Para os valores de CAF, a variação foi de 1,7 a 29,5 g kg⁻¹, sendo observadas diferenças significativas entre as três áreas estudadas. Os maiores valores foram quantificados na área de mandioca, menores na área do fragmento florestal e intermediários na área do consórcio (Figura 5.A). Entre os horizontes, os maiores valores foram observados nos superficiais dos perfis P1 e P2 (mandioca) e os menores nos subsuperficiais dos perfis P4 e P5 (fragmento florestal).

Os teores de CAH variaram de 33,58 a 125,40 g kg⁻¹. Os maiores teores foram quantificados na área do consórcio, diferindo significativamente da área de fragmento florestal, onde observou-se valores intermediários, e da área de mandioca, onde verificaram-se os menores valores para essa fração entre todas as áreas (Figura 5.B).

Através da análise da Figura 5.C observa-se que o manejo adotado promoveu efeito negativo nos teores de CHUM na área de mandioca, resultando em diferença significativa dos valores quando comparados com os das áreas de fragmento florestal e consórcio. A variação observada para essa fração foi de 23,0 g kg⁻¹ (Horizonte Hdp2 do perfil 1 da área de mandioca) a 56,1 g kg⁻¹ (Horizonte Hdp1 do perfil 9 da área do consórcio).

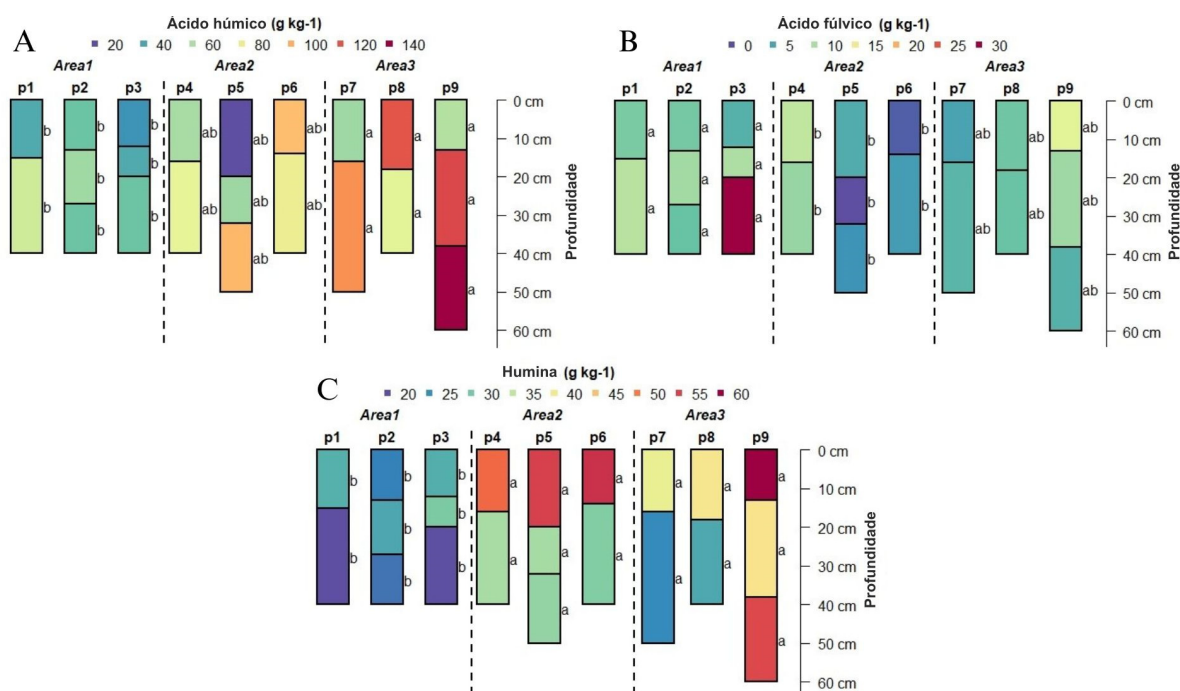


Figura 5. A: Teores de carbono orgânico na fração ácido húmico (CAH); B: Teores de carbono orgânico na fração ácido fúlvico (CAF) e; C: Teores de carbono orgânico na fração humina (CHUM) nos perfis e horizontes das áreas estudadas. Área 1: Cultivo de mandioca; Área 2: Fragmento florestal; Área 3: Consórcio coqueiro e mandioca. *Diferentes letras minúsculas indicam diferença estatística entre as áreas pelo teste Tukey (5%).

3.9.3 Caracterização Estrutural dos Ácidos Húmicos

a) Caracterização Espectroscópica por Ressonância Magnética Nuclear (CP MAS ¹³C-NMR)

Os espectros dos ácidos húmicos (AHs) extraídos dos Organossolos Tiomóficis são apresentados na Figura 6.A. Através da análise da figura, nota-se um padrão espectral entre os AHs, entretanto é possível identificar intensidades distintas dos picos. Em todos os AHs foram observadas a presença de carbonos alifáticos não funcionalizados na região entre 0-40 ppm (*CH₃-R, R*CH₂-R', R-CH-R'), com posições dos picos máximos entre 25 e 27 ppm, sendo esses menos evidentes nos AH obtidos das amostras coletadas na área de cultivo consorciado. A presença de picos nessa região corresponde a estruturas de lipídeos, aminoácidos e/ou proteínas e biopolímeros, como lignina, cutinas, suberinas e taninos (KOGEL-KNABNER, 2002).

Os picos entre 40 e 60 ppm correspondem a carbonos tipo metoxilas (RO-*CH₃) e polipeptídeos (CAlkyl-O,N) de carbonos alfa C_α (-CO-*CHR-NH) que pertencem a aminoácidos e encontram-se em maior evidência nos AHs das amostras coletadas na área de mandioca, a qual vem sendo submetida a um maior tempo de uso e drenagem. A presença de picos na região entre 60 e 90 ppm (CAlkyl-O) indicam carbonos do tipo (-*C-OH), que pertencem a fragmentos de celulose/hemicelulose e ligninas, com valores máximos de 66, 67 ppm sendo esses também mais expressivos na área de cultivo de mandioca (Song et al., 2008). Os picos entre 90 e 110 ppm (CAlkyl-di-O) correspondem a carbonos anoméricos pertencentes a fragmentos de carboidratos, assim como a C2 de fragmentos de siringil e guayacil, entretanto, encontram-se pouco evidentes em todos os espectros. Os picos entre 110 e 140 ppm correspondem a carbonos aromáticos não funcionalizados (CAromatic-H,R) pertencentes a fragmentos lignínicos (C1) de siringil e guayacil e estão presente em todos os espectros, com destaque nos AHs dos horizontes subsuperficiais das áreas de cultivo de mandioca.

Na região entre 140 e 160 ppm se encontram os picos pertencentes a carbonos aromáticos funcionalizados (CAromatic-O,N) de fragmentos de estruturas fenólicas de ligninas e suberinas. Os picos entre 160 e 185 ppm correspondem a carbonos carboxílicos (-CCOOH) pertencentes principalmente a fragmentos de ácidos graxos, presentes principalmente nos AHs do sistema de plantio em consórcio. A região entre 185 e 230 indica carbonos do tipo carbonilas (CC = O) pertencentes a cetonas e aldeídos (SONG et al., 2008).

Na Figura 6 é apresentada a PCA (6.B) e os *loadings* (6.C) para os espectros ¹³C-NMR CP MAS de AH dos Organossolos Tiomórficos. A PC-1 corresponde a 43% da variância total explicada, separando a valores positivos as amostras dos horizontes hísticos superficiais da área de cultivo de mandioca (MDp2Hd, MDp3Hd) e da área de cultivo em consórcio (CMp9Hd) e os horizontes subsuperficiais da área de cultivo de mandioca (MDp2Hdp1, MDp1Hdp2) e da área de fragmento florestal (MTp6Hdp2, MTp4Hdp2) e a valores negativos os AH das demais áreas. Através da análise dos *loadings* verifica-se que as amostras situadas a valores positivos PC-1 apresentam características estruturais mais aromáticas. Nota-se que essas amostras de AH das áreas de cultivo de mandioca (2, 4, 6) dos AH da área de mata (8, 10 e 12) e dos AHs da área de cultivo consorciado (18) correspondem aos horizontes subsuperficiais de cada uma das áreas. Em contrapartida, as amostras correspondentes aos horizontes superficiais, em sua maioria, se agruparam a valores negativos PC-1, indicando a maior presença de estruturas alifáticas. Adicionalmente, nota-se a clara influência do sistema de manejo nas características estruturais dos solos das áreas de estudo, visto que os AHs obtidos na área de mandioca apresentaram maior predominância de carbonos aromáticos, seguido pelas amostras da área de floresta secundária e, por fim, os solos de cultivo em consórcio. Portanto, verifica-se que quanto maior o tempo de manejo da área maior o grau de aromaticidade. As amostras situadas a valores positivos PC-2 se agrupam principalmente pelo caráter aromático substituído e a valores negativos pela presença de grupos alifáticos não substituídos (GARCÍA et al., 2016).

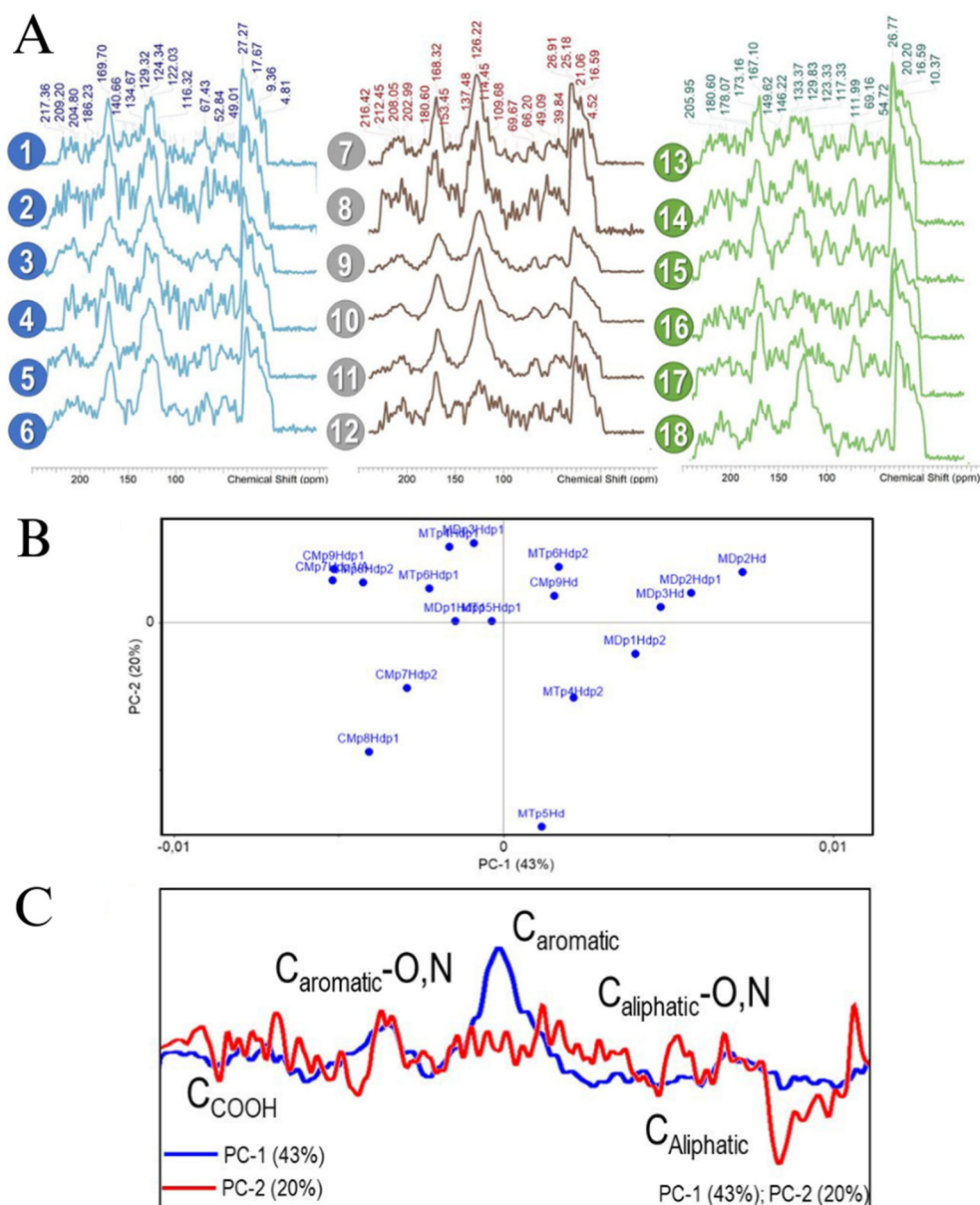


Figura 6. Espectros ^{13}C -NMR CP MAS; B: Gráficos de scores e C: gráficos de *loadings* em forma de padrão espectral correspondentes aos ácidos húmicos extraídos de horizontes hísticos de Organossolos no município do Rio de Janeiro. 1 a 6 espectros de horizontes da área de cultivo de mandioca. 7 a 12 espectros de horizontes da área de fragmento florestal. 13 a 18 espectros de horizontes em área de cultivo consorciado de coco e mandioca.

b) Caracterização espectroscópica mediante reflexão total atenuada no infravermelho com transformada de Fourier (ATR-FTIR)

Através da análise dos espectros dos AHs dos Organossolos Tiomórficos nos diferentes tipos de manejo (Figura 7.A), verifica-se que estes apresentaram padrão espectral semelhante, entretanto, é possível identificar intensidades e frequências de transmitância distintas, o que demonstra que os AHs formados nesses sistemas não possuem as mesmas características. A banda larga na região de $\sim 3200\text{ cm}^{-1}$ está presente em todas as amostras e corresponde a estiramentos simétricos de O-H e N-H, pertencentes a grupamentos de fenóis, álcoois, aminas

e carboxilas (LOPES & FASCIO, 2004). Essas bandas encontram-se em maior intensidade nos espectros de AH de solos de cultivo de mandioca (1-6) e em menor intensidade nos solos de cultivo consorciado (13-18). Foram assinaladas bandas em $\sim 2900\text{ cm}^{-1}$ e $\sim 2800\text{ cm}^{-1}$, as quais podem ser atribuídas a estiramentos simétricos e assimétricos de C-H (CH₂ e CH₃ alifáticos) (BAES & BLOOM, 1989). As bandas presentes entre as regiões de 1706 cm^{-1} e 1587 cm^{-1} indicam a presença de estiramentos simétricos de C=O, que apontam a presença de grupos de amidas e estiramentos simétricos de C=C correspondentes a grupos aromáticos. Essas bandas possuem intensidades mais altas nos espectros dos AH de MD (2,3,4,5 e 6) e de MT (7 a 12). As bandas próximas a 1222.73 cm^{-1} correspondem a estiramentos simétricos de C-O e deformações de O-H de carboxilas e de estiramentos simétricos de C-O de aril éter, que apresentam maior intensidade no sistema de plantio de mandioca (2, 3, 4 e 6) (LOPES & FASCIO, 2004). A presença de banda em $\sim 1000\text{ cm}^{-1}$ é característica de estiramentos simétricos de O-H de álcoois alifáticos e estiramentos assimétricos de C-O-C atribuídos a polissacarídeos. Essa banda é menos intensa nos espectros das amostras coletadas na área de cultivo de mandioca (2, 3, 4 e 6). A banda na região de $\sim 460\text{ cm}^{-1}$ está presente na maioria dos espectros dos AHs e pode ser atribuída a deformação de Si-O de caulinita (RUSSEL, 1997).

Na Figura 7.B é apresentada a PCA e na Figura 7.C os *loadings* para os espectros FTIR dos AH dos Organossolos Tiomórficos. O eixo PC-1, que explica 81% da variância total, separou a valores positivos as amostras coletadas na área de consórcio no perfil 8 nos horizontes Hdp1 e Hdp2 e no perfil 9 no horizonte Hd (15, 16 e 18), na área de mandioca no perfil 1 no horizonte Hdp2, no perfil 2 nos horizontes Hdp1 e Hd e no perfil 3 no horizonte Hd (2, 3, 4 e 6), e na área de fragmento florestal no perfil 4 no horizonte Hdp2 e a valores negativos os AH das demais áreas. Através da análise dos *loadings*, é possível identificar que as áreas que foram agrupadas a valores positivos da PC-1 apresentam, principalmente, semelhança quanto à presença de grupos de álcoois alifáticos e polissacarídeos. Na PC-2, que corresponde a 17 % da variância total explicada, a valores positivos, agrupam-se os AHs que possuem semelhanças estruturais referentes a presença de estiramentos simétricos de C-O, deformações de O-H de carboxilas, de estiramentos simétricos de C-O de aril éter, estiramentos simétricos de C=O e estiramentos simétricos de C=C (GARCÍA et al., 2016).

Os dados espectrais corroboram com os decorrentes da análise de ^{13}C -NMR CP MAS e indicam que o tempo e o sistema de manejo influenciam de forma direta nas características estruturais dos AH. As bandas assinaladas em regiões características de grupos aromáticos foram mais intensas no sistema de manejo de cultivo de mandioca, o qual possui maior tempo de manejo mostrando que houve uma transformação mais intensa da matéria orgânica do solo (MOS) para uma composição mais recalcitrante. Entretanto, neste mesmo sistema, ainda se nota horizontes superficiais (1 e 5) com características mais alifáticas. Já nos demais sistemas de manejo, observa-se a presença de estruturas correspondentes a grupos mais alifáticos, principalmente nos horizontes superficiais.

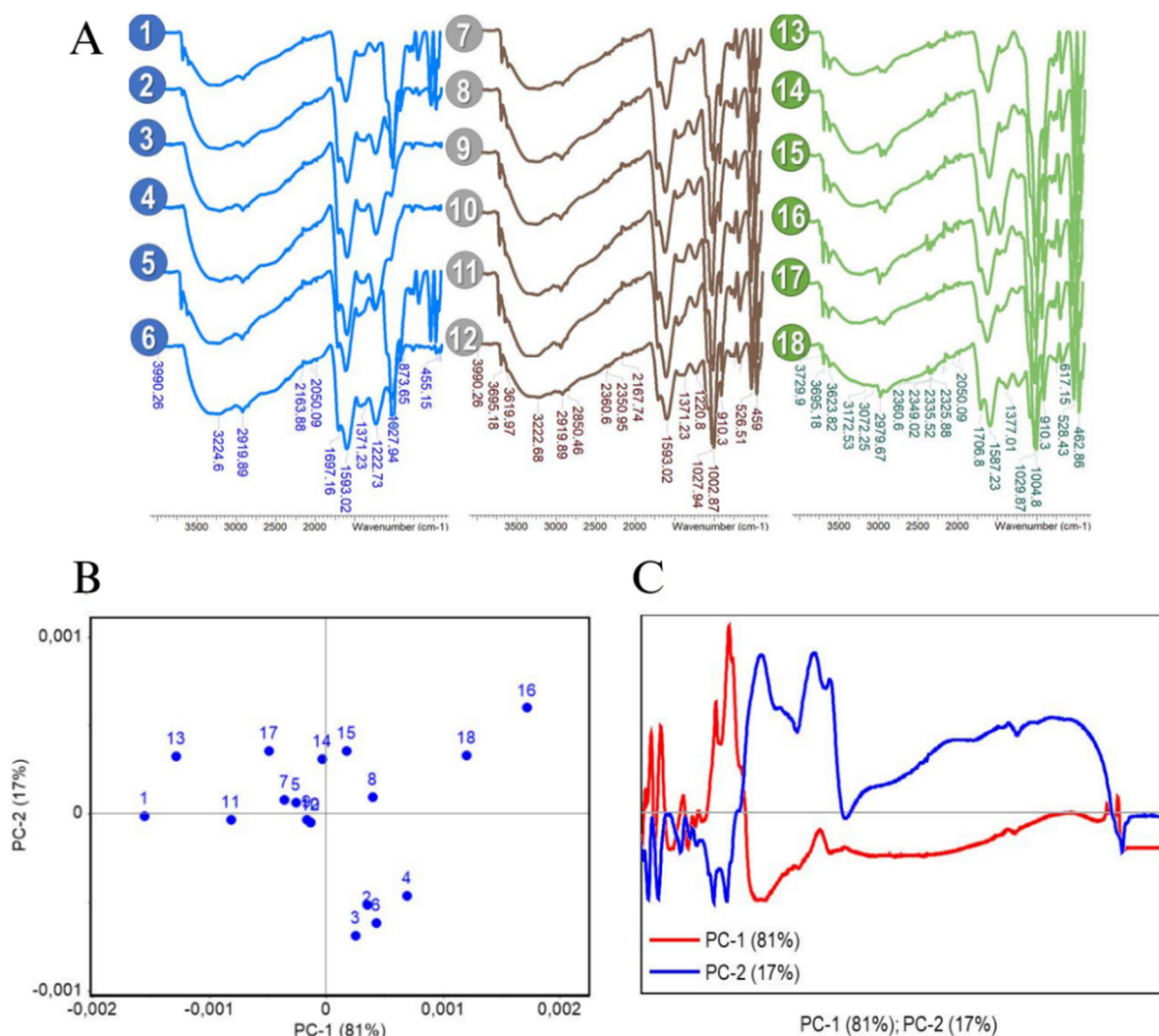


Figura 7. A: Espectros ATR-FTIR; B: Gráficos de scores e C: gráficos de loadings em forma de padrão espectral correspondentes aos ácidos húmicos extraídos de horizontes hísticos de Organossolos no município do Rio de Janeiro. 1 a 6 espectros de horizontes da área de cultivo de mandioca. 7 a 12 espectros de horizontes da área de fragmento florestal. 13 a 18 espectros de horizontes em área de cultivo consorciado de coco e mandioca.

3.10 DISCUSSÃO

Os resultados indicam que a drenagem e o manejo de Organossolos (*Histosols*) promovem efeitos quantitativos nos teores de carbono orgânico bem como em suas frações. Diferenças significativas foram verificadas entre os diferentes tipos de manejo do solo. Observou-se que na área de mandioca, onde o solo é revolvido anualmente, os teores de MO, COT e das frações COP, CAH e CHUM, foram menores em todos os perfis e horizontes, quando comparada as outras áreas. Quando expostos a oxidação devido ao revolvimento esses solos são submetidos a um processo que conduz a redução dos teores de carbono, que pode também acarretar diferenças nas frações da matéria orgânica, em especial nas mais lábeis, processo denominado de subsidência (PEREIRA et al., 2005). A drenagem favoreceu o aumento da atividade dos microrganismos decompositores aeróbicos, que contribuem para um conjunto de modificações tanto nos teores de carbono quanto nas frações da MOS.

Em estudo realizado no sul do Brasil, Zang et al. (2022) observaram redução de 70% nos teores de COT em Organossolos (*Histosols*) cultivados com milho. Avaliando *Histosols* no nordeste da Polônia, Kalisz et al. (2010) verificaram reduções nos teores de COT desses solos, com decréscimo de 30% para 5% após a drenagem. Esses resultados corroboram com os observados neste estudo, evidenciando que o manejo de Organossolos (*Histosols*) em *peatlands* utilizando drenagem e revolvimento do solo promovem a oxidação com consequente diminuição nos teores de carbono orgânico do solo.

Em solos com elevados teores de matéria orgânica em *peatlands*, o COP, em diferentes estados de decomposição, geralmente é a fração que mais contribui para os valores de COT (MIRABITO & CHAMBERS, 2023). Esta fração é formada por fragmentos vegetais ou fúngicos não decompostos totalmente, não protegida pela matriz mineral do solo, que apresenta acelerada taxa de turnover (COTRUFO & LAVELLEE, 2022). Os resultados obtidos são concordantes com os estudos citados, sendo que entre as frações COP e COam, os maiores teores de carbono foram observados em COP. Com valores estatisticamente menores na área de mandioca, evidenciando que o manejo que promove maior revolvimento no solo, provoca efeito negativo nos teores dessa fração considerada mais lábil.

As frações CAF, CAH e CHUM foram afetadas pelo manejo do solo. A partir dos resultados obtidos através do fracionamento químico, observou-se processo de transformação da MOS, sendo verificados, na área com menor interferência antrópica (fragmento florestal), maiores teores na fração mais humificada da MOS (CHUM) e menores teores da fração considerada menos estável (CAF). Padrão oposto foi observado na área mais afetada pelo manejo (mandioca), onde foram verificados menores valores de CHUM e maiores de CAF.

Diversos pesquisadores vêm estudando as transformações das frações da MOS após processos de manejo intensivo do solo. Santos et al. (2020b), em estudo realizado em solos minerais no estado do Rio de Janeiro, Brasil, observaram que a queima, a longo prazo, afetou principalmente a fração CAF, enquanto o efeito causado na fração CHUM foi menor.

Entretanto, para Organossolos (*Histosols*), os resultados observados por Kalisz et al. (2010) são concordantes com os verificados neste estudo. Em sua pesquisa, esses autores observaram o aumento da solubilidade da MOS, sendo que após o processo de drenagem os teores de CAF e CAH aumentaram enquanto os teores de CHUM no COT diminuíram de 90%

para 70%. Soares et al. (2015) observaram variações nas frações da MOS em Organossolos (*Histosols*) sob pastagem, cultivo de feijão e mandioca. Os autores verificaram menores valores de CHUM e CAF nos primeiros 10 cm da área cultivada com mandioca. Avaliando outros tipos de cobertura, em diferentes solos, autores observaram que o cultivo do solo pode afetar não só o COT e as frações mais lábeis (LOKE et al., 2019), como também influencia em frações mais estáveis das MOS (LOKE et al., 2019; UKALSKA-JARUGA et al., 2019).

Em ambientes hidromórficos o que se observa é o predomínio da fração humina, tal fato pode ser explicado pela ocorrência direta do processo de humificação nos tecidos lignificados modificados por demetilação, uma vez que os mecanismos de insolubilização e síntese microbiana são significativamente reduzidos (KONONOVA, 1982; EBELING et al., 2013). Porém, a desintegração dos agregados do solo, ocasionados pelo manejo intensivo, pode diminuir a proteção oferecida a fração humina, antes associada aos agregados do solo, e assim favorecer o aumento da degradação promovida pela comunidade microbiana dessa fração mais humificada (RAIESI, 2021).

As análises espectroscópicas dos AHs permitiram identificar como o sistema de manejo altera a MOS. Foram observadas diferentes características estruturais dos AHs em função da variação do tipo de manejo adotado e quando se compara os horizontes superficiais com os subsuperficiais. Através da análise dos dados obtidos pela PCA dos espectros de ^{13}C -NMR CP MAS, verifica-se que os AHs da área de cultivo de mandioca apresentam maior presença dos grupos aromáticos substituídos e não substituídos (CAromatic e CAromatic-ON) nos horizontes superficiais e subsuperficiais. Estudos de Segnini et al. (2013) demonstram que solos inundados sazonalmente acumulam principalmente frações aromáticas carboxiladas consideradas como material recalcitrante. Como a área de mandioca vem sendo cultivada por mais de 80 anos, ou seja, é o sistema mais antigo entre os avaliados, observa-se uma maior proteção da MOS contra a mineralização, que permitiu a formação de estruturas aromáticas e recalcitrantes, quando comparadas aos demais tipos de manejo (AMALEVICIUTE-VOLUNGE et al., 2023).

Essa proteção da MOS é mais evidente nos horizontes subsuperficiais, os quais são os menos afetados por práticas de manejo, e submetidos a uma maior influência do lençol freático retardando a sua decomposição. Através da análise de PCA também pode ser constatada a presença de grupos aromáticos nos horizontes subsuperficiais dos AHs de todos os perfis analisados na área de fragmento florestal, o que indica que, após 20 anos sem interferência humana, foi possível promover a formação de AHs mais recalcitrantes. Em contrapartida, para os AHs dos horizontes superficiais das áreas de cultivo de mandioca e de fragmento florestal e os AHs dos horizontes superficiais e subsuperficiais da área de cultivo em consórcio foi verificado o predomínio de grupos alifáticos.

A alifaticidade também é uma característica importante dos AHs e está ligada a presença de grupos funcionais orgânicos na superfície do AH, como grupos fenólicos, hidroxilas alcoólicas e carboxilas, os quais são capazes de estabelecer ligações com hidrogênio e promovem a hidrofiliabilidade do solo (SZAJDAK et al., 2020). Ainda, os dados espectrais dos AHs mostram que nos horizontes superficiais, a humificação ocorre de forma mais lenta, devido ao constante aporte de matéria orgânica lábil, principalmente no cultivo consorciado. Esse aporte de matéria orgânica também refletiu nos teores de COT dos AHs, os quais foram mais elevados na área de cultivo em consórcio, proveniente principalmente dos resíduos das culturas

que são depositados na superfície do solo. Em seu estudo, Amaleviciute-Volunge et al. (2023) concluíram que maiores transformações da MOS ocorrem nos primeiros 30 cm em Organossolos drenados e posteriormente utilizados com distintas formas de manejo.

3.11 CONCLUSÕES

Em Organossolos (*Histosols*), o manejo a longo prazo associado a drenagem provoca efeitos negativos nos teores e na qualidade da MOS. O tempo de cultivo de mandioca e o conjunto de práticas utilizados impacta de forma negativa os teores de carbono orgânico, da matéria orgânica e de suas frações tanto as mais lábeis (COP) quanto as mais humificadas (CHUM).

O manejo adotado na área de mandioca impactou a composição estrutural da MOS, decompondo as estruturas mais lábeis, sendo observado nos AH uma maior participação de estruturas mais recalcitrantes formadas por radicais aromáticos. A não interferência antrópica durante 20 anos, foi suficiente para que fossem formadas estruturas mais aromáticas e recalcitrantes na área de fragmento florestal, principalmente nos horizontes subsuperficiais. Já nos horizontes superficiais, o recorrente aporte de matéria orgânica, não exposta ao revolvimento e consequente oxidação, confere aos AHior número de radicais alifáticos.

4 CAPÍTULO II

EMISSÕES DE CO₂ E PROPRIEDADES QUÍMICAS DE ORGANOSSOLOS SOB DRENAGEM E CALAGEM EM AMBIENTE CONTROLADO

Capítulo aceito para publicação como artigo em “Revista Caatinga”.

dos Santos, O. A. Q.; Pinto, L. A. S. R.; da Silva, T. P.; da Silva Neto, E. C.; Junqueira, C. W. R.; Moraes, I. S.; Pereira, M. G. Emissões de CO₂ e propriedades químicas de Organossolos sob drenagem e calagem em ambiente controlado. Revista Caatinga, 2025.

4.5 RESUMO

Mudanças climáticas integram aquecimento global, crise hídrica e impactos socioambientais. O sequestro de carbono no solo é uma estratégia para mitigar esses efeitos, sendo os Organossolos importantes pelos elevados estoques de C. Porém, apresentam limitações como elevada acidez e baixa oxigenação, exigindo calagem e drenagem. Contudo, se realizadas inadequadamente, promovem degradação da matéria orgânica do solo (MOS) e emissões de gases de efeito estufa. Objetivou-se investigar os efeitos da combinação dessas práticas na fertilidade, teores de C, frações húmicas e emissões de C-CO₂ em Organossolo Tiomórfico do sudeste do Brasil. O ensaio foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado, em esquema fatorial 2 × 3 (com e sem calagem × níveis de drenagem: 30, 60 e 90% da capacidade de campo), com 4 repetições. As amostras foram avaliadas em dois momentos (30 dias de incubação; e nova incubação por mais 30 dias). Quantificou-se a liberação de CO₂ em intervalos regulares, estimando-se perdas de C-CO₂ em Mg ha⁻¹. Em cada fase, analisaram-se atributos químicos do solo e índices da MOS. As práticas adotadas alteraram teores de carbono das substâncias húmicas, a respiração microbiana e a fertilidade do solo. Houve redução nos teores de ácido fúlvico com menor drenagem e de ácido húmico com calagem e lâmina d'água. A calagem aumentou as emissões de C-CO₂, independentemente da drenagem. As perdas de C-CO₂ foram de ± 4,1 Mg ha⁻¹ na 1ª fase e ± 1,6 Mg ha⁻¹ na 2ª do experimento. Conclui-se que a calagem, a curto e médio prazo, eleva as perdas de C-CO₂ em Organossolo.

Palavras-chave: Mudanças climáticas. Gases de efeito estufa. Matéria orgânica do solo.

4.6 ABSTRACT

Climate change integrates global warming, the water crisis and socio-environmental impacts. Carbon sequestration in the soil is a strategy to mitigate these effects, and *Organossolos* (*Histosols*) are important due to their high C stocks. However, they have limitations such as high acidity and low oxygenation, requiring liming and drainage. However, if carried out inappropriately, they promote degradation of soil organic matter (SOM) and greenhouse gas (GHG) emissions. The aim was to investigate the effects of combining these practices on fertility, C content, humic fractions and C-CO₂ emissions in *Organossolo Tiomórfico* from southeastern Brazil. The trial was conducted in a 2 × 3 factorial design (with and without liming × drainage levels: 30, 60 and 90% of field capacity), with 4 replications. The samples were evaluated at two different times (30 days of incubation and a further 30 days of incubation). CO₂ release was quantified at regular intervals and C-CO₂ losses were estimated in Mg ha⁻¹. At each stage, the soil's chemical attributes and SOM indices were analyzed. The practices adopted altered the carbon content of humic substances, microbial respiration and soil fertility. Fulvic acid levels decreased under lower drainage, and humic acid decreased with CaCO₃ application and waterlogging. Liming increased C-CO₂ emissions, regardless of drainage. C-CO₂ losses were ± 4.1 Mg ha⁻¹ in the first phase and ± 1.6 Mg ha⁻¹ in the second phase of the experiment. It can be concluded that liming, in the short and medium term, increases C-CO₂ losses in *Organossolos* (*Histosols*).

Keywords: Climate change. Greenhouse gases. Soil organic matter.

4.7 INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas são uns dos principais desafios do século XXI (WHITE, 2024). Embora vinculadas ao aquecimento global, integram variações no ciclo da água, gerando secas intensas e enchentes recorrentes; afetam ecossistemas e causam impactos socioeconômicos (UNDP, 2023). O impacto humano tornou-se destaque nas mudanças climáticas, impulsionado pelas emissões de gases de efeito estufa (GEE's) provenientes de atividades industriais e agrícolas; e modificações nas formas de uso das terras (WANG et al., 2023). A agricultura e a conversão de áreas nativas em agrossistemas respondem por 13% das emissões globais de dióxido de C (CO_2), sendo o Brasil responsável por 4,4% dessas emissões (AZEVEDO, 2018).

Por isso, o país tem alinhado suas políticas aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODSs) e ao Acordo de Paris, visando neutralizar as emissões até 2050. O sequestro de carbono (C) em solos agrícolas surge como solução nesse cenário (FRONZA et al., 2024), especialmente em Organossolos (*Histosols*), sendo essa classe responsável por armazenar aproximadamente 4700 toneladas de C por hectare de solo (TEMMINK et al., 2022). No entanto, práticas inadequadas de manejo levam à perda dessas reservas.

Devido a deficiência de oxigênio e aos elevados teores de matéria orgânica do solo (MOS), o que confere aos Organossolos altos níveis de alumínio (Al^{3+}) e baixos valores de pH, as práticas de drenagem e calagem compõem as principais práticas de manejo nesses solos (SANTOS et al., 2023; OLIVEIRA FILHO et al., 2021). Tais práticas, se realizadas de forma inadequada em Organossolos, promovem emissão de GEE na atmosfera pelo aumento das taxas de oxidação e decomposição da MOS, pois essas emissões duram décadas após a drenagem, visto as grandes quantidades de MOS disponível (CONCHEDDA e TUBIELLO, 2020; JIA et al., 2024). Portanto, é essencial identificar práticas de manejo sustentáveis para Organossolos, especialmente em relação a subsidência com a drenagem e / ou uso excessivo de calcário.

A FAO recomendou indicadores, como o C orgânico (Corg) e a atividade biológica, para a avaliação do manejo sustentável do solo, considerando sua eficiência, praticidade e o custo-benefício. O Corg reflete o estado químico, físico e biológico do solo, respondendo às mudanças através da implementação de práticas mais sustentáveis. Já a atividade biológica pode ser medida pela respiração microbiana do solo, indicador eficiente no monitoramento dos impactos do manejo agrícola (FAO e ITPS, 2020; CROOKSTON et al., 2023).

Para compreender os efeitos relacionados as práticas empregadas nesses solos, levantamos as seguintes hipóteses: (i) variações podem ser verificadas nos atributos do solo quando realizada calagem associada à drenagem em Organossolos? Visto que esses fatores aceleram a decomposição da MOS; (ii) essas variações podem ser monitoradas pela avaliação da MOS humificada e respiração microbiana do solo? Estimando-se assim, perdas de C-CO_2 ; (iii) o efeito residual da calagem mais drenagem podem contribuir nas alterações desses atributos? e (iv) práticas sustentáveis de manejo desses Organossolos podem ser sugeridas, contribuindo para a mitigação das emissões dos GEEs? Para responder os questionamentos, o estudo teve como objetivo investigar o efeito da calagem e níveis de drenagem na fertilidade do solo, nos teores de C, nas frações húmicas, e na emissão de C-CO_2 em amostras de Organossolo Tiomórfico da região sudeste do Brasil.

4.8 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido de abril a junho de 2023, com amostras coletadas no município do Rio de Janeiro (RJ), sudeste do Brasil (Figura 1). O clima na região é classificado como Aw, (inverno seco e verão chuvoso), com precipitação média anual de aproximadamente 1300 mm e temperatura média anual entre 23,6 e 24,7 °C (FIALHO E MACHADO, 2024).

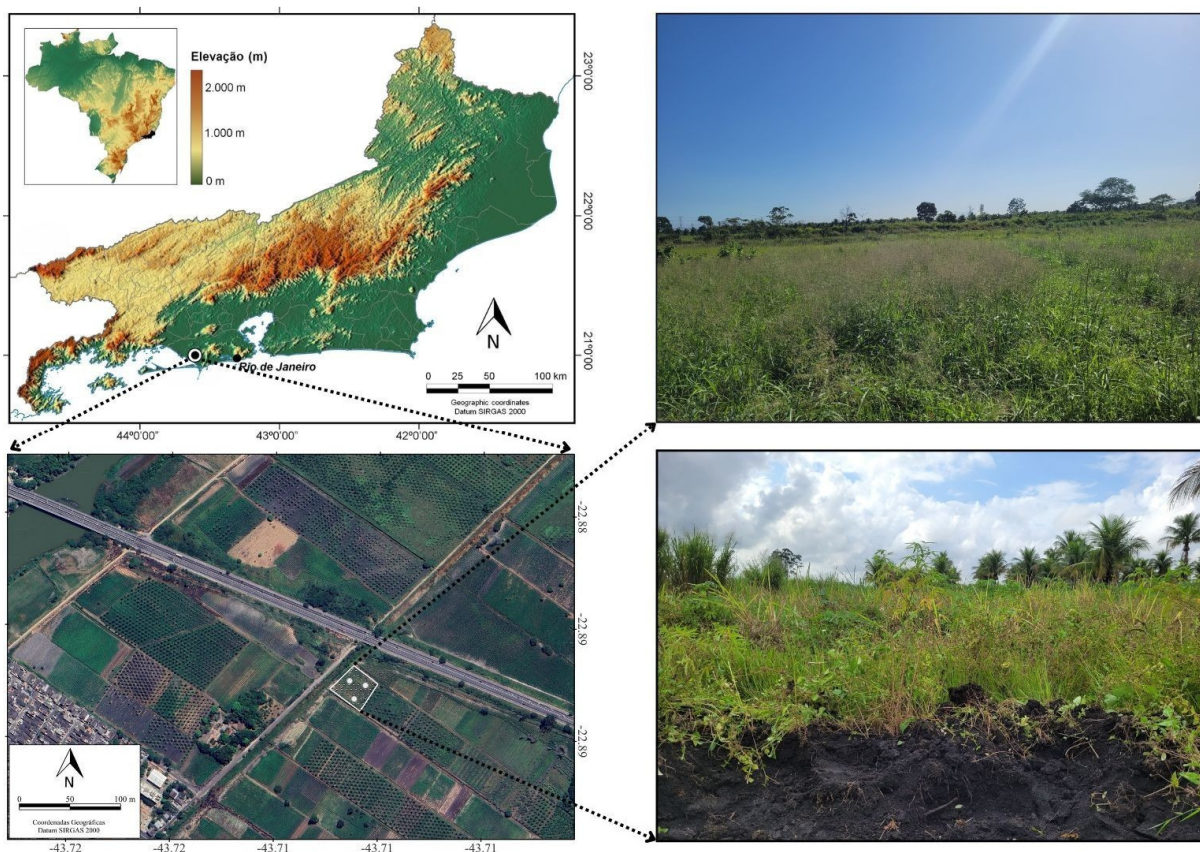


Figura 1. Mapa de localização da área onde as amostras de solo foram coletadas. Município do Rio de Janeiro – RJ (22°53'25,26"S e 43°42'40,32"W).

Os solos da área de estudo foram classificados como Organossolos Tiomórficos (SANTOS et al. 2018), onde observa-se condição de má drenagem; elevados teores de MOS e enxofre (S); e manejo convencional do solo realizado há 80 anos para a produção de hortaliças.

No ano de 2020, após fortes chuvas no estado do Rio de Janeiro a área deixou de ser cultivada devido a ineficiência do processo de drenagem. No momento da coleta verificava-se na área a regeneração natural, com predominância de espécies da família *Gramineae*.

Nessa área foram selecionados 3 pontos aleatórios, distantes 15 m entre si. Em cada ponto foram abertas trincheiras de até 40 cm onde coletaram-se, na profundidade de 20 cm, 4 amostras indeformadas com auxílio de anel de Kopecky a fim de determinar a densidade do solo, e material deformado do horizonte orgânico (H). As amostras foram acondicionadas em sacos e transferidas para galpão de secagem onde, realizou-se a homogeneização do material deformado com auxílio de pá e betoneira. As amostras indeformadas foram levadas a estufa a 105 °C até secagem completa (atingir peso constante), para determinação da densidade do solo.

Após a homogeneização do material deformado, amostras foram coletadas aleatoriamente do material. Essas amostras foram secas ao ar, destorroadas e passadas por peneira de 2,0 mm, sendo obtida a fração terra fina seca ao ar (TFSA), material utilizado para a avaliação da capacidade de campo do solo e caracterização química do material, que posteriormente será utilizado para realização do ensaio em laboratório.

A determinação da capacidade de campo foi realizada através do método do funil (LOSS et al., 2013). Para a caracterização química do material (Tabela 1) foram realizadas as análises para avaliação da fertilidade do solo, como pH em água, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , Na^+ , K^+ , acidez potencial (H+Al) e P disponível (Mehlich⁻¹) (TEIXEIRA et al., 2017). O C orgânico total (COT) foi determinado via oxidação úmida da MOS segundo Yeomans e Bremner (1988).

As substâncias húmicas (SH) foram obtidas pela extração e separação por meio da solubilidade diferencial da MOS em meio básico ou ácido (ácidos fúlvicos e húmicos) e o resíduo (humina) (MENDONÇA e MATOS, 2005). A determinação do C orgânico em cada uma das frações húmicas, ácidos fúlvicos (AF), ácidos húmicos (AH) e humina (HUM), também foi realizada de acordo com Yeomans e Bremner (1988). A relação E4/E6 foi quantificada segundo Kumada (1987). Após as análises, o material foi caracterizado com as seguintes características químicas, físicas e de matéria orgânica, de 0– 40 cm (Tabela 1).

Tabela 1. Caracterização dos atributos químicos, densidade do solo e frações da matéria orgânica do solo de Organossolo Tiomórfico utilizado no ensaio.

Amostra	Complexo sortivo							P mg dm ⁻³
	pH (H ₂ O)	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	Na ⁺	K ⁺	H+Al	
1	3,69	0,9	0,6	4,5	0,01	0,01	14,8	51,0
2	3,73	0,9	0,5	4,5	0,01	0,01	13,7	48,0
3	3,51	0,9	0,5	4,5	0,01	0,01	14,5	52,0
Carbono orgânico							Densidade do solo	
	AF	AH	HUM	COT	E4/E6		Mg m ⁻³	
	----- g kg ⁻¹ -----							
1	33,6	36,7	47,5	93,3	1,6		0,67	
2	43,7	33,1	43,6	90,8	1,2		0,75	
3	42,8	35,6	48,3	103,0	1,4		0,66	

pH: Acidez ativa; Ca^{2+} : Cálcio trocável; Mg^{2+} : Magnésio trocável; Al^{3+} : Alumínio trocável; Na^+ : Sódio trocável; K^+ : Potássio trocável. H+Al: Acidez potencial; P: Fósforo disponível; AF: Carbono da fração ácido fúlvico; AH: Carbono da fração ácido húmico; e HUM: Carbono da fração humina; e COT: Carbono orgânico total.

Após a caracterização química e da capacidade de campo do material, iniciou-se a determinação da evolução do C-CO₂, avaliada em laboratório à 25 °C (por meio de refrigeração) de acordo com o método elaborado por Mendonça e Matos (2005).

O experimento foi planejado em delineamento inteiramente casualizado (DIC), em esquema fatorial, onde houve 2 diferentes doses de calagem, utilizando-se como fonte CaCO₃ P.A, (com e sem calagem) e 3 diferentes lâminas d'água, simulando diferentes condições de drenagem (30%, 60% e 90% da capacidade de campo), totalizando 6 tratamentos. Cada tratamento teve 4 repetições, totalizando 24 unidades experimentais (frascos de vidro). A calagem foi realizada utilizando-se o método da saturação por bases (RAIJ, 1997). Para tal, elevou-se a saturação por bases do solo a 70% (valor considerado adequado para a maioria das culturas), correspondendo a uma calagem de 12,0 ton ha⁻¹.

Dessa forma foram estabelecidos os seguintes tratamentos, a saber: SC30: sem calagem e 30% da capacidade de campo; SC60: sem calagem e 60% da capacidade de campo; SC90: sem calagem e 90% da capacidade de campo; CC30: com calagem e 30% da capacidade de campo; CC60: com calagem e 60% da capacidade de campo; e CC90: com calagem e 90% da capacidade de campo.

Para a avaliação do CO₂ liberado, em cada recipiente foi adicionado um frasco contendo 30 mL de solução de NaOH 0,5 mol L⁻¹, para capturar o C-CO₂ e outro com 30 mL de água para manter a umidade (Figura 2). As avaliações ocorreram em diferentes momentos: duas com intervalos de 24 h, seguidas por duas com intervalo de 48h, e as demais a cada 72 h, totalizando 30 dias de monitoramento. A liberação diária de C-CO₂ foi expressa em mg de C-CO₂ 500 g⁻¹ solo, de acordo com os intervalos entre as medições. O acúmulo de C-CO₂ (C-CO₂-Total) foi igual ao somatório dos valores obtidos em cada avaliação e convertido em g kg⁻¹. Também foi estimada as perdas de CO₂ por meio da emissão C-CO₂ Mg ha⁻¹.

Ao término do ensaio, 100 g do material foi retirado de cada frasco, seco ao ar, destorroado e passado por peneira de 2,0 mm de malha para novamente a obtenção da TFSA. Neste material foi determinado os teores de COT, AF, AH; os valores das relações E4/E6, AF/COT, AH/COT e AH/AF; e os teores dos atributos de fertilidade a fim de comparar os efeitos da calagem e diferentes lâminas d'água nos atributos químicos do solo.

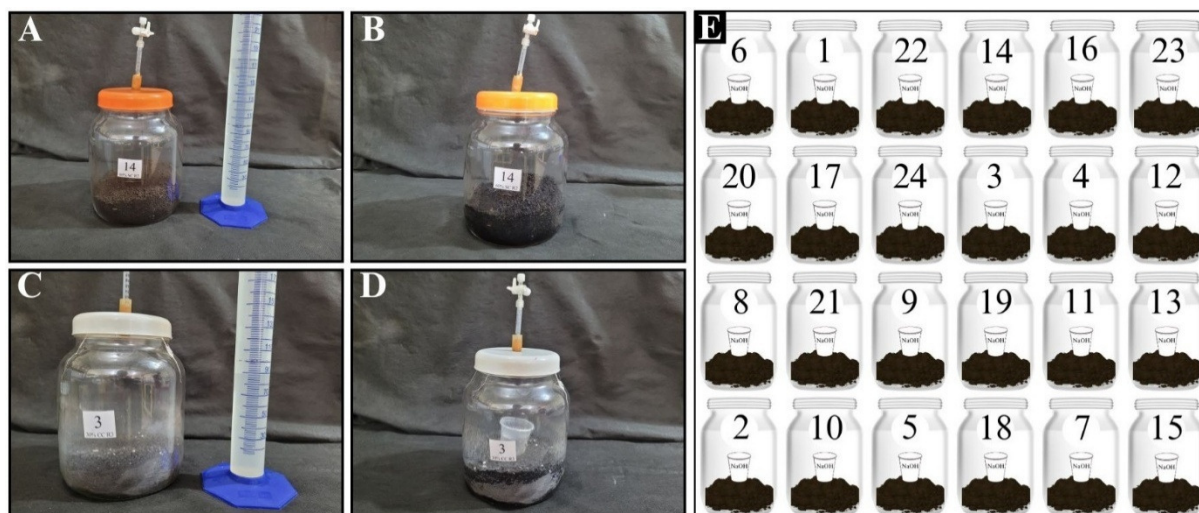


Figura 2. Recipientes com vedação hermética contendo amostras de Organossolo Tiomórfico utilizados para avaliação da evolução da emissão de C-CO₂ quando submetidos a calagem e simulação de drenagem.

A: Tratamento sem calagem antes da adição da lâmina d'água correspondente a 60% da capacidade de campo para simulação de drenagem; B: Tratamento sem calagem após a adição da lâmina d'água; C: Tratamento com calagem antes da adição da lâmina d'água correspondente a 30% da capacidade de campo para simulação de drenagem; D: Tratamento com calagem após a adição da lâmina d'água e; E Croqui da disposição das amostras em bancada no laboratório.

Com o objetivo de avaliar o efeito residual da aplicação de carbonato, o material que restou nos recipientes de vidro foi seco ao ar durante 30 dias, com revolvimento manual de 3 em 3 dias. Após a completa secagem, as amostras foram novamente umedecidas sendo

adicionada a quantidade de água necessária para que os valores de 30, 60 e 90% da capacidade de campo fossem alcançados, e foi avaliado por mais um ciclo a evolução do C-CO₂ ao longo de 30 dias. Ao fim da segunda incubação, repetiram-se as mesmas análises químicas.

Os dados de COT, AF, AH, AF/COT, AH/COT, AH/AF, E4/E6, C-CO₂-Total e Emissão C-CO₂ foram testados quanto à normalidade dos resíduos pelo teste de Shapiro-Wilk, e quanto à homocedasticidade das variâncias pelo teste de Bartlett. As variáveis que não apresentarem distribuição normal ou homocedasticidade foram transformadas de acordo com o teste de Box-Cox e foram novamente testadas. Os dados foram avaliados por análise de variância seguido pelo teste de Tukey quando os pressupostos de normalidade e homocedasticidade foram atendidos (variáveis transformadas ou não). Nos casos em que a transformação dos dados foi ineficiente, o teste de Kruskal-Wallis seguido pelo critério de diferença mínima significativa de Fisher foram utilizados como análise não paramétrica. Todos os testes foram realizados à 5% de significância pelo Software R, utilizando os pacotes “ExpDes.pt”.

O efeito dos tratamentos e períodos de incubação sobre as variáveis analisadas foi interpretado por meio da análise multivariada de componentes principais (ACP). Para execução da ACP, os dados (atributos de fertilidade, COT, AF, AH, AF/COT, AH/COT, AH/AF, E4/E6, C-CO₂-Total e Emissão C-CO₂) foram inicialmente padronizados à média zero e variância unitária ($\mu = 0$, $\sigma = 1$). A ACP foi realizada em função da matriz de correlação de Pearson, a partir dos atributos avaliados. Foram utilizadas as duas primeiras componentes principais (PC1 e PC2), tomando como base as variáveis com valores de correlação de $-0,70 \geq r \geq 0,70$ (elevada correlação) com esses eixos de formação, que somaram uma variância acumulada de 70% (PC1 + PC2). A análise multivariada foi construída no Software R por meio do pacote “Ggplot2”.

4.9 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.9.2 Atributos da Matéria Orgânica Humificada após a Primeira Incubação

Para os teores de COT e valores da relação E4/E6 não foram verificados efeitos significativos dos fatores avaliados (Tabela 2). Em Organossolos, onde a MOS apresenta elevado grau de humificação, a maior parte do C encontra-se associada a frações húmicas mais estáveis. A predominância de C nessa fração indica uma maior estabilidade e permanência do C no solo (ARAÚJO et al., 2025), o que contribui para evitar variações nos teores de COT e no grau de humificação do C em curto prazo.

Tabela 2. Atributos da matéria orgânica do solo de Organossolo Tiomórfico após 30 dias de incubação submetido a calagem e diferentes lâminas d'água.

Cap. Camp (%)		COT (g kg ⁻¹)		Cap. Camp (%)		AF (g kg ⁻¹)	
SC	CC	$\bar{X}_1^{(1)}$		SC ⁽²⁾	CC ⁽²⁾	$\bar{X}_1$	
30	84,59	83,37	83,98 ^{ns}	30	4,79 aA	6,24 aA	5,56
60	85,14	83,86	84,50	60	4,12 aA	4,87 aA	4,46
90	83,79	87,30	85,54	90	2,57 bB	4,10 aA	3,33
$\bar{X}_2^{(1)}$	84,51 ^{ns}	84,84		$\bar{X}_2$	3,85	5,04	
CV%		2,70		CV%		38,30	
Cap. Camp (%)		AH (g kg ⁻¹)		Cap. Camp (%)		AF/COT (%)	
SC ⁽³⁾	CC ⁽³⁾	$\bar{X}_1$		SC ⁽²⁾	CC ⁽²⁾	$\bar{X}_1$	
30	19,15 aA	10,76 bA	14,96	30	5,70 aA	7,50 aA	6,60
60	16,83 aAB	9,26 bA	13,05	60	4,80 aA	5,70 aA	5,30
90	14,43 aB	9,21 bA	11,82	90	3,10 bB	4,70 aA	3,90
$\bar{X}_2$	16,80	9,75		$\bar{X}_2$	4,50	6,00	
CV%		11,00		CV%		39,40	
Cap. Camp (%)		AH/COT (%)		Cap. Camp (%)		Relação AH/AF	
SC	CC	$\bar{X}_1^{(2)}$		SC ⁽¹⁾	CC ⁽¹⁾	$\bar{X}_1$	
30	22,60	12,90	17,80 A	30	4,00 aB	2,00 bA	3,00
60	19,80	11,00	15,40 B	60	4,10 aB	2,10 bA	3,10
90	17,20	10,50	13,90 B	90	5,70 aA	2,30 bA	4,00
$\bar{X}_2^{(2)}$	19,90 a	11,50 b		$\bar{X}_2$	4,60	2,10	
CV%		11,10		CV%		18,10	
Cap. Camp (%)		Relação E4/E6					
SC	CC	$\bar{X}_1^{(1)}$					
30	2,50	2,30	2,40 ^{ns}				
60	2,30	2,40	2,30				
90	2,20	2,50	2,30				
$\bar{X}_2^{(1)}$	2,30 ^{ns}	2,40					
CV%		10,90					

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha não indicam diferenças na aplicação de calcário. Mesma letra maiúscula na coluna não indica diferenças entre as lâminas d'água. ^(ns)Ausência de significância. $\square_1$: Média geral da lâmina d'água; $\square_2$: Média geral da aplicação de calcário. ⁽¹⁾ANOVA sem transformação dos dados + teste de Tukey (p < 0,05). ⁽²⁾ANOVA com transformação dos dados + teste de Tukey (p < 0,05). ⁽³⁾Teste de Kruskal-Wallis + diferença mínima significativa de Fisher para os níveis do fator calagem e teste de Wilcoxon para os dos níveis do fator de drenagem (p < 0,05). SC30: sem calagem e 30% da capacidade de campo; SC60: sem calagem e 60%; SC90: sem calagem e 90%; CC30: com calagem e 30%; CC60: com calagem e 60%; e CC90: com calagem e 90%. COT: Carbono orgânico total; AF: Carbono da fração ácido fúlvico; AF/COT: Percentagem do carbono da fração ácido fúlvico em relação ao COT; AH: Carbono da fração ácido húmico; AH/COT: Percentagem do carbono da fração ácido húmico em relação ao COT; e AH/AF: Relação do carbono das frações ácido húmico e ácido fúlvico; e E4/E6: Relação E4/E6.

O efeito da interação entre a aplicação de CaCO_3 (ausência e presença de CaCO_3) e o controle da lâmina d'água foi observado principalmente nas frações AF e AH, e nos índices AF/COT e AH/AF na primeira fase do experimento (Tabela 2). Para a fração AF e relação AF/COT, observou-se que os menores valores foram constatados no tratamento que não recebeu a calagem associado a uma maior lâmina d'água (SC90). Tal fato indica que a menor drenagem (maior conteúdo de água no solo) sem a aplicação de CaCO_3 desfavoreceu a estabilização e acúmulo de C na fração mais solúvel, hidrofílica e ácida das substâncias húmicas.

Padrão inverso foi verificado para a fração AH e sua contribuição nos teores de COT (AH/COT), na qual os maiores valores desses atributos foram constatados nos tratamentos sem calagem e com menores níveis de lâmina d'água (SC30 e SC60) (Tabela 2). Esses resultados indicam que a calagem resultou em decréscimo nos teores de C, principalmente na fração AH. Tal fração possui estrutura molecular mais complexa do que a fração AF, sendo possível sugerir que devido a mudança de pH, aumento da atividade microbiana e consequente aumento de mineralização da MOS, decorrentes da aplicação de CaCO_3 , tenha ocorrido a transformação dessas moléculas mais complexas (AH) em moléculas mais simples (AF) (LOKE et al., 2019; SANTOS et al., 2023). Moléculas mais complexas, estáveis e humificadas da MOS, como os AH, atuam principalmente no estoque de C nos solos, contribuindo com o sequestro de GEE's como CO_2 e CH_4 (ARAÚJO et al., 2025).

Observou-se que os valores da relação AH/AF (mobilidade do carbono no solo) variaram de 2,00 no tratamento de CC30 a 5,70 no tratamento de SC90. Esses resultados indicam a perda seletiva da fração menos lábil (AH) após a aplicação de CaCO_3 . Práticas de manejo agrícola que submetem a MOS à mineralização, como drenagem e calagem, contribuem para as perdas de C das frações mais solúveis da MOS, mesmo à curto prazo. Porém, os nossos resultados apontam que a calagem, à níveis de produção agrícola, em áreas de Organossolos afeta de forma significativa as frações menos solúveis da MOS, como os AH, destacando-se o potencial que a calagem tem de favorecer a mineralização do C estocado na forma de ácido húmico. Enquanto a maior lâmina d'água afetou a fração mais solúvel (AF).

4.9.3 Evolução de C- CO_2 Após a Primeira Incubação

Quanto a evolução de CO_2 , observa-se que aplicação de CaCO_3 , intensificou a liberação de C na forma de CO_2 (Figura 3). Em nosso estudo, observamos valores de C- CO_2 perdidos nos tratamentos de CC30, CC60 e CC90 variando de 106,05 a 29,40 mg CO_2 500 g⁻¹, obtidos, respectivamente, no primeiro e no trigésimo primeiro dia após a calagem. Para os tratamentos de SC30, SC60 e SC90, os valores variaram entre 19,35 e 2,25 mg CO_2 500 g⁻¹, obtidos, respectivamente, no décimo quarto e segundo dia de avaliação. Pode-se observar que os efeitos da calagem associada a diferentes quantidades de água, simulando o efeito de lâminas de drenagem, resultou em aumento da taxa de respiração microbiana, gerando perdas de C na forma de C- CO_2 até 10 vezes maiores do que nas amostras dos tratamentos que não receberam a calagem (SC), principalmente nos primeiros 14 dias de avaliação após a aplicação do CaCO_3 (Figura 3).

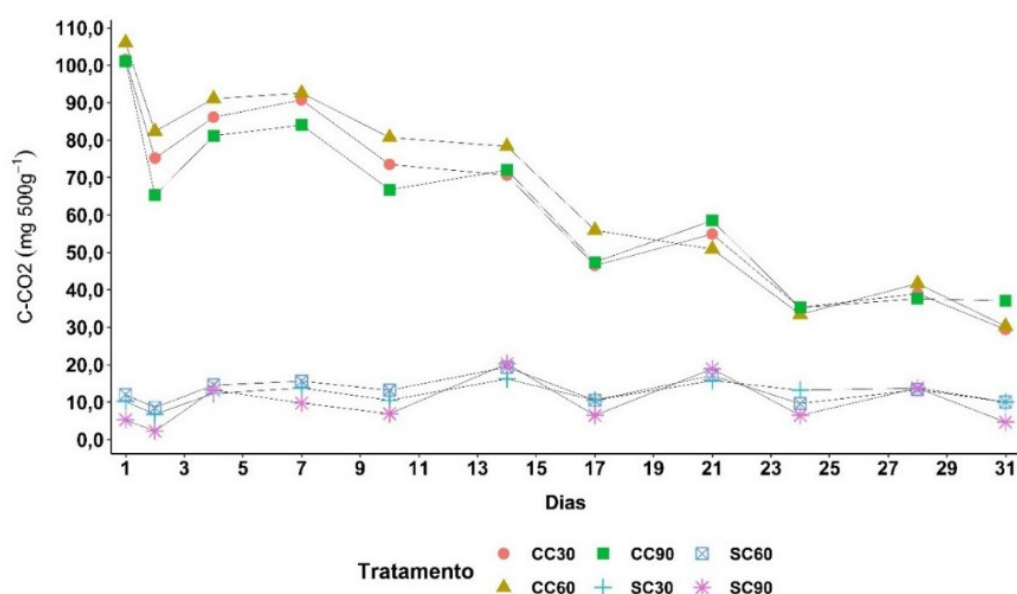


Figura 3. Evolução da emissão de C-CO₂ de Organossolo Tiomórfico submetido a diferentes lâminas d'água e calagem ao longo de 30 dias.

SC30: sem calagem e 30% da capacidade de campo; SC60: sem calagem e 60%; SC90: sem calagem e 90%; CC30: com calagem e 30%; CC60: com calagem e 60%; e CC90: com calagem e 90%.

Ao avaliarmos as diferenças nas perdas de C-CO₂ entre os tratamentos com e sem calagem, observamos os maiores valores nos tratamentos de CC30, CC60 e CC90. Entretanto, se avaliarmos o efeito das diferentes lâminas de água dentro de cada tratamento (com e sem calagem) observa-se que para o tratamento com calagem, somente no décimo dia a lâmina promoveu efeito, sendo a correspondente a menor drenagem (CC90) a que apresentou menor perda de C-CO₂ em comparação aos tratamentos de CC30 e CC60 (Figura 3). A elevada condição de umidade em Organossolos cria condições anóxicas, o que reduz a decomposição aeróbica da matéria orgânica por microrganismos, levando a uma diminuição significativa das emissões de CO₂. Estudos em áreas úmidas mostram que, durante períodos de alagamento, as emissões de CO₂ podem ser reduzidas em 28–84% em comparação com fases secas, principalmente devido à menor atividade de decompositores aeróbicos (MIN et al., 2023).

A aplicação de CaCO₃ ao solo modificou o pH, elevando os valores de $\pm 4,0$ para $\pm 6,0$ (Tabela 3). Esse aumento influencia diretamente a dinâmica biológica do solo, favorecendo o chamado efeito *priming*, no qual a elevação do pH estimula a atividade microbiana responsável pela decomposição da matéria orgânica do solo (MOS), resultando em maior liberação de CO₂ (MORAN-RODAS et al., 2023). Esse aumento na emissão de CO₂ ocorre, principalmente, devido à intensificação da respiração heterotrófica, processo no qual microrganismos decompõem a MOS e liberam CO₂ como subproduto (ZHANG et al., 2022).

A calagem, portanto, pode exercer papel significativo no balanço de carbono em ecossistemas sob solos ácidos, aumentando as emissões de C-CO₂. Sridhar et al. (2022) também observaram esse efeito em solos florestais, identificando impactos de curto prazo da calagem sobre a comunidade bacteriana. Os autores constataram que 70% dos táxons bacterianos responderam à calagem no curto prazo, enquanto apenas 30% mostraram respostas em longo

prazo, o que evidencia que os efeitos da calagem na comunidade microbiana são imediatos, conforme evidenciado pela alta emissão de CO₂ logo após a incubação (Figura 3).

Tabela 3. Atributos químicos de Organossolo Tiomórfico após 30 dias de incubação submetido a calagem e diferentes lâminas d'água e 30 dias após a incubação submetido ao efeito residual da calagem e diferentes lâminas d'água.

Tratamento	pH H ₂ O	Ca	Mg	Al cmol _c dm ⁻³	Na	H+Al	K mg dm ⁻³	P
1CC30	6,21	19,09	1,32	0,00	0,02	7,45	1,96	17,66
2CC30	6,48	20,98	0,98	0,00	0,03	5,78	3,42	3,70
1SC30	3,87	0,95	1,08	6,12	0,02	20,40	2,74	14,22
2SC30	4,17	1,15	1,08	4,53	0,02	22,03	3,47	3,60
1CC60	6,16	20,90	3,63	0,00	0,02	7,80	2,74	15,53
2CC60	6,25	21,18	1,00	0,00	0,02	5,40	3,09	3,57
1SC60	4,82	1,04	1,24	4,66	0,02	23,83	3,92	17,46
2SC60	4,05	1,18	6,23	4,78	0,02	21,23	3,49	3,48
1CC90	6,46	20,84	2,44	0,00	0,02	6,55	3,14	16,10
2CC90	6,17	20,25	1,78	0,00	0,02	4,80	2,79	3,41
1SC90	4,18	1,18	1,11	5,35	0,02	23,00	3,92	16,38
2SC90	4,11	1,28	1,08	4,68	0,02	18,70	3,72	3,78

(1): 30 dias após a incubação; (2) 30 dias após a incubação com efeito residual da calagem. SC30: sem calagem e 30% da capacidade de campo; SC60: sem calagem e 60%; SC90: sem calagem e 90%; CC30: com calagem e 30%; CC60: com calagem e 60%; e CC90: com calagem e 90%.

Os valores de C-CO₂ perdidos ao longo dos 30 dias de avaliação (C-CO₂-Total) variaram entre 0,22 e 1,49 g kg⁻¹, sendo os menores valores observados no tratamento sem CaCO₃ associado a menor drenagem (SC90), enquanto observou-se maiores valores no tratamento com calagem e lâmina de 60% da capacidade de campo (CC60) (Tabela 4). Ao avaliarmos o fator calagem, para todas os níveis de simulação de drenagem testadas, os valores de C-CO₂-Total foram superiores nos tratamentos com calagem. O efeito da drenagem não foi significativo, exceto ao compararmos o tratamento sem calagem, onde na lâmina correspondente a 90% da capacidade de campo (SC90), os valores observados foram significativamente menores.

Tabela 4. Acúmulo total de C-CO₂ e perda de C-CO₂ de Organossolo Tiomórfico após 30 dias de incubação submetido a calagem e diferentes lâminas d'água.

Cap. Camp (%)	C-CO ₂ -Total ^(*) (g kg ⁻¹)			Cap. Camp (%)	Emissão C-CO ₂ ^(**) (Mg ha ⁻¹)		
	SC ⁽²⁾	CC ⁽²⁾	$\bar{X}_1$		SC ⁽²⁾	CC ⁽²⁾	$\bar{X}_1$
30	0,27 bA	1,41 aA	0,84	30	0,73 bA	3,88 aA	2,31
60	0,29 bA	1,49 aA	0,89	60	0,79 bA	4,10 aA	2,45
90	0,22 bB	1,37 aA	0,79	90	0,59 bB	3,79 aA	2,19
$\bar{X}_2$	0,26	1,42		$\bar{X}_2$	0,71	3,92	
CV%		8,50		CV%		8,50	

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha não indicam diferenças na aplicação de calcário. Mesma letra maiúscula na coluna não indica diferenças entre as lâminas d'água. ^(ns)Ausência de significância. $\bar{X}_1$: Média geral da lâmina d'água; $\bar{X}_2$: Média geral da aplicação de calcário. ^(*)Dados totais de C-CO₂ após 30 dias de incubação convertidos de mg 500 g⁻¹ para g kg⁻¹. ^(**)Emissão total C-CO₂ calculada com base na densidade do solo, profundidade da camada do solo e teores de C-CO₂-Total. SC30: sem calagem e 30% da capacidade de campo; SC60: sem calagem e 60%; SC90: sem calagem e 90%; CC30: com calagem e 30%; CC60: com calagem e 60%; e CC90: com calagem e 90%. ⁽¹⁾ANOVA sem transformação dos dados + teste de Tukey (p < 0,05). ⁽²⁾ANOVA com transformação dos dados + teste de Tukey (p < 0,05). ⁽³⁾Teste de Kruskal-Wallis + diferença mínima

significativa de Fisher para os níveis do fator calagem e teste de Wilcoxon para os dos níveis do fator drenagem ($p < 0,05$).

Os dados quantificados de Emissão C-CO₂ variaram de 0,59 a 4,10 Mg ha⁻¹, em que os maiores valores foram verificados nos tratamentos de CC60, CC30 e CC90 (4,10; 3,88 e 3,79 Mg ha⁻¹, respectivamente), refletindo maior perda de C por difusão de C-CO₂ na área do estudo após a simulação da primeira fase do experimento. Já os menores valores de Emissão C-CO₂ foram verificados no tratamento de SC90 (0,59 Mg ha⁻¹).

Ao avaliarem uma área natural na África do Sul, durante 12 meses, pesquisadores observaram valores de emissão de C-CO₂ de 28,10 Mg ha⁻¹. Porém, ao avaliarem uma área com cultivo perene (citros), os autores constataram valores de emissões cumulativas de CO₂ superiores, chegando a valores de 36,10 Mg ha⁻¹ (MUNJONJI et al., 2024). Este estudo constatou, assim como o nosso, que práticas agrícolas aumentam significativamente as perdas de C do solo para a atmosfera, principalmente quando essas práticas são mal administradas.

4.9.4 Atributos da Matéria Orgânica Humificada Após a Segunda Incubação

Apesar do uso generalizado da calagem, há uma lacuna significativa de conhecimento sobre seus efeitos a longo prazo na mineralização da MOS (XIAO et al., 2024). Diante disto, realizamos novamente as avaliações por mais 30 dias após um período de repouso do solo, para investigar o efeito residual da calagem associada à diferentes níveis de drenagem. Quanto aos teores de COT e AH, e valores das relações AH/COT e E4/E6, estes não foram influenciados pelos fatores avaliados nessa segunda fase do experimento (Tabela 5).

Na fração AF, verificou-se os maiores valores médios nos tratamentos que receberam CaCO₃ (CC) e com maior drenagem no solo (30 e 60% da capacidade de campo) (Tabela 5). Avaliando o efeito da simulação dos diferentes níveis de drenagem no C dessa fração, observamos nas amostras mais úmidas (90% da capacidade de campo) os menores valores médios de AF. O mesmo foi observado para a relação de AF/COT. Tais resultados corroboram aos dados verificados por essa fração durante a primeira fase do experimento (Tabela 2), reforçando o efeito prejudicial do aumento do conteúdo de água no solo nos teores de AF.

Por outro lado, os maiores valores médios da relação AH/AF foram observados nos tratamentos sem calagem (SC) em comparação àqueles com calagem (CC), sinalizando o efeito residual da aplicação do CaCO₃ sobre a fração mais complexa e estável das substâncias húmicas, ainda que em menor intensidade. Ressalta-se que, em todos os tratamentos, a relação AH/AF diminuiu quando comparamos as etapas de avaliação, enquanto a relação E4/E6 aumentou (Tabelas 2 e 5), sugerindo redução na aromaticidade da MOS. Estudos indicam que a fração AH possui maior grau de aromaticidade, complexidade e estabilidade em relação à fração AF, a qual contém mais grupos carboxílicos e fenólicos, aumentando a capacidade quelante e de troca catiônica do solo (YANG et al., 2024).

Tabela 5. Atributos da matéria orgânica do solo de Organossolo Tiomórfico após 30 dias de incubação submetido ao efeito residual da calagem e diferentes lâminas d'água.

Cap.		COT (g kg ⁻¹)		Cap.		AF (g kg ⁻¹)	
Campo (%)	SC	CC	$\bar{X}_1^{(1)}$	Campo (%)	SC	CC	$\bar{X}_1^{(1)}$
30	91,89	88,87	90,38 ^{ns}	30	13,22	13,82	13,52 A
60	88,28	88,43	88,35	60	12,17	15,36	13,76 A
90	93,71	88,17	90,94	90	9,77	12,01	10,89 B
$\bar{X}_2^{(1)}$	91,29 ^{ns}	88,49		$\bar{X}_2^{(1)}$	11,72 b	13,73 a	
CV%		6,10		CV%		13,10	
Cap.		AH (g kg ⁻¹)		Cap.		AF/COT (%)	
Campo (%)	SC	CC	$\bar{X}_1^{(1)}$	Campo (%)	SC ⁽²⁾	CC ⁽²⁾	$\bar{X}_1$
30	24,87	23,03	23,94 ^{ns}	30	14,50 aA	15,80 aA	15,20
60	22,43	24,71	23,57	60	13,80 aA	17,50 aA	15,60
90	24,93	21,57	23,25	90	10,40 bB	13,60 aA	12,00
$\bar{X}_2^{(1)}$	24,07 ^{ns}	23,10		$\bar{X}_2$	12,90	15,60	
CV%		13,70		CV%		15,90	
Cap.		AH/COT (%)		Cap.		Relação AH/AF	
Campo (%)	SC	CC	$\bar{X}_1^{(1)}$	Campo (%)	SC	CC	$\bar{X}_1^{(1)}$
30	27,40	26,00	26,70 ^{ns}	30	1,90	1,70	1,80 AB
60	25,50	28,00	26,80	60	1,80	1,60	1,70 B
90	26,60	24,50	25,60	90	2,60	1,80	2,20 A
$\bar{X}_2^{(1)}$	26,50 ^{ns}	26,10		$\bar{X}_2^{(1)}$	2,10 a	1,70 b	
CV%		17,00		CV%		17,80	
Cap.		Relação E4/E6					
Campo (%)	SC	CC	$\bar{X}_1^{(1)}$				
30	3,30	3,40	3,30 ^{ns}				
60	3,20	3,30	3,20				
90	3,20	3,40	3,30				
$\bar{X}_2^{(1)}$	3,20 ^{ns}	3,30					
CV%		6,60					

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha não indicam diferenças na aplicação de calcário. Mesma letra maiúscula na coluna não indica diferenças entre as lâminas d'água. ^(ns)Ausência de significância. $\bar{X}_1$: Média geral da lâmina d'água; $\bar{X}_2$: Média geral da aplicação de calcário. ⁽¹⁾ANOVA sem transformação dos dados + teste de Tukey (p < 0,05). ⁽²⁾ANOVA com transformação dos dados + teste de Tukey (p < 0,05). ⁽³⁾Teste de Kruskal-Wallis + diferença mínima significativa de Fisher para os níveis do fator calagem e teste de Wilcoxon para os dos níveis do fator drenagem (p < 0,05). SC30: sem calagem e 30% da capacidade de campo; SC60: sem calagem e 60%; SC90: sem calagem e 90%; CC30: com calagem e 30%; CC60: com calagem e 60%; e CC90: com calagem e 90%. COT: Carbono orgânico total; AF: Carbono da fração ácido fúlvico; AF/COT: Percentagem do carbono da fração ácido fúlvico em relação ao COT; AH: Carbono da fração ácido húmico; AH/COT: Percentagem do carbono da fração ácido húmico em relação ao COT; AH/AF: Relação do carbono das frações ácido húmico e ácido fúlvico; e E4/E6: Relação E4/E6.

4.9.5 Evolução de C-CO₂ Após a Segunda Incubação

Ao avaliarem a respiração do solo e o fluxo de CO₂ em amostras de solos de constituição orgânica ($\pm 17\%$ de C orgânico) na Romênia, Matei et al. (2023) observaram tendência contínua de diminuição das perdas de CO₂. O mesmo foi observado em nosso estudo. Os valores de C-CO₂ perdidos nessa etapa da avaliação foram consideravelmente inferiores aos observados na primeira etapa, para todos os tratamentos (Figura 4). Na maior parte das avaliações os valores quantificados para os tratamentos de CC, independente da lâmina d'água, foram superiores aos tratamentos de SC, com exceção da avaliação realizada no 14º dia, que para o tratamento de SC90 verificou-se um pico na respiração microbiana.

A Figura 4 mostra um aumento abrupto nas perdas de C-CO₂ para o tratamento SC90 no 14º dia, seguido de queda no 17º dia, quando os demais tratamentos apresentaram elevação significativa. Essa aceleração na decomposição da MOS, que intensifica as perdas de C-CO₂, é

conhecida como efeito *priming* (FENG e ZHU, 2021). Tal efeito está associado à atividade microbiana, a qual é modulada por fatores como temperatura, oxigênio, biomassa microbiana e a quantidade e qualidade do C lábil disponível (SILES et al., 2022). No presente estudo, é possível que nutrientes anteriormente imobilizados nas frações mais estáveis da MOS tenham sido liberados durante a mineralização da matéria orgânica, estimulando o efeito *priming* e elevando as emissões de CO₂ nos dias 14 e 17.

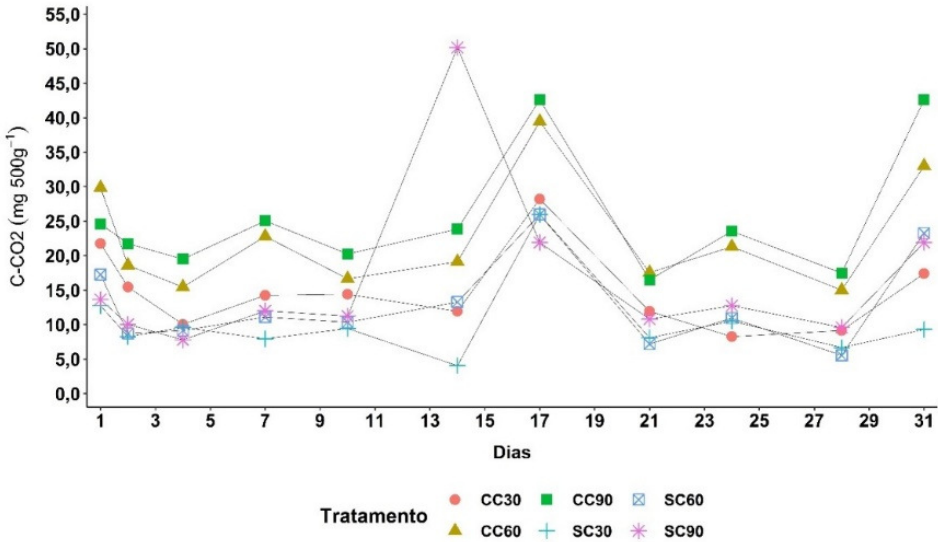


Figura 4. Evolução da emissão de C-CO₂ de Organossolo submetido a diferentes lâminas d’água e efeito residual de calagem ao longo de 30 dias.

SC30: sem calagem e 30% da capacidade de campo; SC60: sem calagem e 60%; SC90: sem calagem e 90%; CC30: com calagem e 30%; CC60: com calagem e 60%; e CC90: com calagem e 90%.

Nessa segunda etapa de avaliação dos efeitos residuais da calagem na evolução de C-CO₂ do solo, observamos valores de perdas de C-CO₂ na grandeza de 0,62 e 1,56 Mg ha⁻¹ (Tabela 6). Os maiores valores médios gerais de emissão C-CO₂ ocorreram nos tratamentos com aplicação de CaCO₃ (1,26 Mg ha⁻¹) e com menor drenagem do solo (1,28 Mg ha⁻¹). Já os menores valores médios gerais do atributo foram quantificados nos tratamentos de SC (0,80 Mg ha⁻¹) e maior drenagem do solo (0,76 Mg ha⁻¹) (Tabela 6). O que indica que mesmo em condições de menor disponibilidade de oxigênio, o efeito residual da calagem aumenta as taxas de decomposição da MOS com consequente perda de C-CO₂ do solo.

Tabela 6. Acúmulo total de C-CO₂ e perda de C-CO₂ de Organossolo Tiomórfico após 30 dias de incubação submetido ao efeito residual da calagem e diferentes lâminas d’água.

Cap.		C-CO ₂ -Total ^(*) (g kg ⁻¹)			Cap.		Emissão C-CO ₂ ^(**) (Mg ha ⁻¹)	
Camp (%)	SC	CC	$\bar{X}_1^{(2)}$		Camp (%)	SC	CC	$\bar{X}_1^{(2)}$
30	0,23	0,33	0,28 C		30	0,62	0,90	0,76 C
60	0,29	0,48	0,38 B		60	0,79	1,33	1,06 B
90	0,36	0,56	0,46 A		90	1,00	1,56	1,28 A
$\bar{X}_2^{(2)}$	0,29 b	0,46 a			$\bar{X}_2^{(2)}$	0,80 b	1,26 a	
CV%		13,60			CV%		13,60	

Médias seguidas pela mesma letra minúscula na linha não indicam diferenças na aplicação de calcário. Mesma letra maiúscula na coluna não indica diferenças entre as lâminas d’água. ^(ns)Ausência de significância. □₁: Média

geral da lâmina d'água; $\square_2$: Média geral da aplicação de calcário. ^(*)Dados totais de C-CO₂ após 30 dias de incubação submetido ao efeito residual da calagem convertidos de mg 500 g⁻¹ para g kg⁻¹. ^(**)Emissão total C-CO₂ calculada com base na densidade do solo, profundidade da camada do solo e teores de C-CO₂-Total. SC30: sem calagem e 30% da capacidade de campo; SC60: sem calagem e 60%; SC90: sem calagem e 90%; CC30: com calagem e 30%; CC60: com calagem e 60%; e CC90: com calagem e 90%. ⁽¹⁾ANOVA sem transformação dos dados + teste de Tukey (p < 0,05). ⁽²⁾ANOVA com transformação dos dados + teste de Tukey (p < 0,05). ⁽³⁾Teste de Kruskal-Wallis + diferença mínima significativa de Fisher para os níveis do fator calagem e teste de Wilcoxon para os dos níveis do fator drenagem (p < 0,05).

Os resultados ressaltam a importância do manejo dos Organossolos, visto às elevadas perdas de C-CO₂ quando expostos ao processo de calagem. Dessa forma, é urgente que sejam implementados manejos sustentáveis desses solos a fim de evitar sua degradação, pois sua contribuição para a atenuação das mudanças climáticas e a preservação ambiental é de suma importância (GLINA et al., 2024).

4.9.6 Atributos Avaliados ao Longo de Todo Ensaio (Tratamentos x Períodos)

Os dados relacionados aos atributos do solo quantificados ao longo de todo o experimento foram avaliados por meio da análise de componentes principais (ACP). Na Tabela 7 são apresentados os valores da correlação de cada variável com os eixos da componente principal (PC). Os valores de correlação $-0,70 \geq r \geq 0,70$ (elevada correlação) foram selecionados para compor a ACP. Após o tratamento inicial dos dados originais, verificou-se que a multivariada apresentou variância acumulada para as PCs 1 e 2 de 87,4% (Figura 5).

Tabela 7. Matriz da análise de componentes principais (ACP). A contribuição relativa corresponde a correlação de Pearson (r) entre cada componente principal (PC, eixo) com as variáveis dos dois períodos de incubação.

Variáveis	PC1	PC2
pH	0,23	0,88
Ca	0,20	0,93
Mg	0,02	0,03
Al	-0,10	-0,97
Na	-0,24	-0,15
K	-0,35	-0,62
P	0,94	-0,22
H+Al	-0,11	-0,94
AF	-0,87	0,42
AF/COT	-0,84	0,43
AH	-0,94	-0,12
AH/COT	-0,92	-0,12
AH/AF	0,36	-0,77
COT	-0,50	0,01
E4/E6	-0,86	0,32
C-CO ₂ -Total	0,70	0,62

Valores em negrito: Indicam elevada correlação ($-0,70 \geq r \geq 0,70$). pH: Acidez ativa; Ca: Cálcio trocável; Mg: Magnésio trocável; Al: Alumínio trocável; Na: Sódio trocável; K: Potássio trocável; P: Fósforo disponível; H+Al: Acidez potencial; COT: Carbono orgânico total; AF: Carbono da fração ácido fúlvico; AF/COT: Percentagem do carbono da fração ácido fúlvico em relação ao COT; AH: Carbono da fração ácido húmico; AH/COT: Percentagem do carbono da fração ácido húmico em relação ao COT; AH/AF: Relação do carbono das frações ácido húmico e ácido fúlvico; e E4/E6: Relação E4/E6.

Avaliando a ACP, observou-se nítida separação dos tratamentos por meio da formação de quatro grupos diferentes, a saber: (1) grupo formado pelos tratamentos de CC30, CC60 e CC90 da primeira fase do experimento (quadrante superior direito); (2) grupo formado pelos tratamentos de CC30, CC60 e CC90 da segunda fase do experimento (quadrante superior esquerdo); (3) grupo formados pelos tratamentos de SC30, SC60 e SC90 da segunda fase do experimento (quadrante inferior esquerdo); e (4) grupo formados pelos tratamentos de SC30, SC60 e SC90 da primeira fase do experimento (quadrante inferior direito).

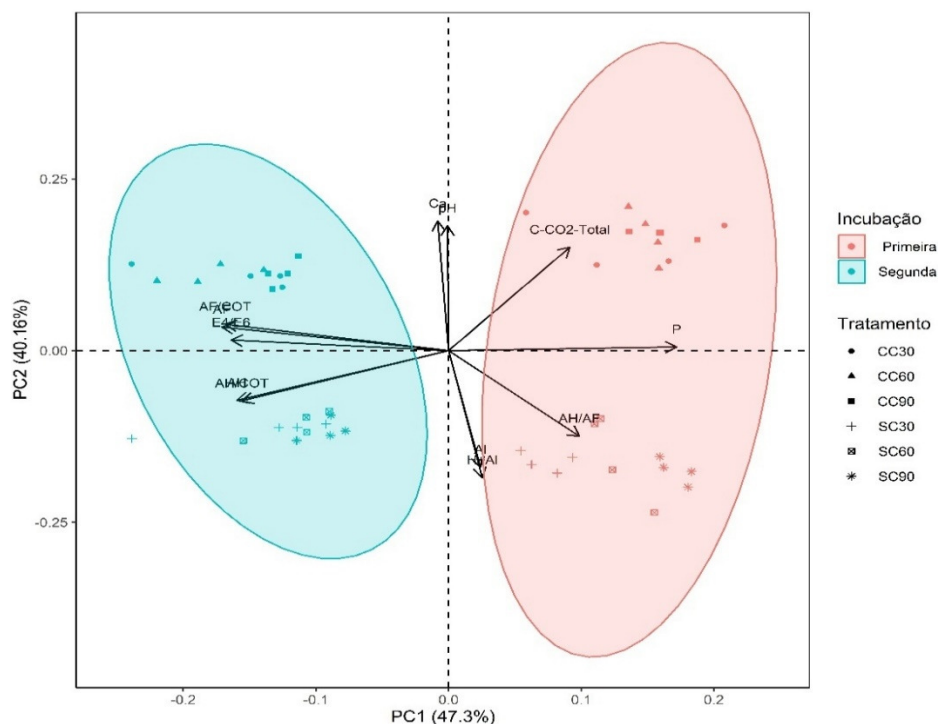


Figura 5. Análise de componentes principais (ACP) integrando as variáveis relacionadas aos atributos químicos de Organossolo Tiomórfico da região Sudeste do Brasil submetido a diferentes lâminas d'água e efeito residual da calagem ao longo de todo o experimento.

O eixo principal (PC1, 47,3%) foi responsável pela separação das fases do experimento, tendo como variáveis discriminantes (elevada correlação, $-0,70 \geq r \geq 0,70$): P disponível (0,94), C-CO₂-Total (0,70), AF/COT (-0,84), E4/E6 (-0,86), AF (-0,87), AH/COT (-0,92) e AH (-0,94). Quanto ao eixo secundário (PC2, 40,16%) os atributos Al trocável (0,97), Ca trocável (0,93), pH em água (0,88), AH/AF (-0,77) e H+Al (-0,94) foram as variáveis que mais contribuiu para a construção desse eixo (Tabela 7). Este eixo foi responsável pela separação dos tratamentos que receberam a aplicação de CaCO₃, independentemente da lâmina d'água.

De acordo com a matriz de correlação das componentes principais, o primeiro grupo de variáveis altamente ponderadas implica que a PC1 está principalmente associada à disponibilidade de P; à dinâmica de estabilização, acúmulo e distribuição das frações húmicas da MOS; e à emissão total de C mineralizável. Na PC2, as variáveis altamente ponderadas indicam que a componente está principalmente relacionada aos atributos de fertilidade e mobilidade do C no solo. Ressalta-se que o COT não apresentou uma elevada correlação com os eixos de formação da multivariada, reforçando a hipótese de que a calagem em associação a

drenagem afeta principalmente a estabilização (por humificação) e acúmulo da MOS, e que o monitoramento desse efeito tem que priorizar a investigação dos compartimentos da MOS, principalmente os funcionais, reativos e solúveis.

Através do estudo da ACP (Figura 5) é possível observar que os tratamentos de CC30, CC60 e CC90 do primeiro período de avaliação estão mais associados aos maiores teores de C-CO₂-Total (1,42 g kg⁻¹; Tabela 4). Para os tratamentos de SC30, SC60 e SC90 também da primeira fase do experimento, estes estão mais relacionados aos maiores valores de acidez trocável e acidez potencial (Tabela 3), bem como a menor perda seletiva da fração menos solúvel da MOS (AH) (4,60; Tabela 2). Os maiores valores de AF (13,73 g kg⁻¹), AF/COT (15,60%) e E4/E6 (3,30) (Tabela 5) estão mais ligados aos tratamentos de CC30, CC60 e CC90 do segundo período de avaliação. Assim como os valores mais elevados de AH (24,00 g kg⁻¹) e AH/COT (26,50%) (Tabela 5) correlacionam-se melhor aos tratamentos de SC30, SC60 e SC90 da segunda fase do experimento.

4.10 CONCLUSÕES

A calagem e drenagem modificaram os teores de C das substâncias húmicas, as taxas de respiração microbiana e atributos de fertilidade do solo. Houve redução do C em frações menos complexas (AF) com menor drenagem, e em frações mais complexas (AH) com aplicação de CaCO_3 combinada à lâmina d'água.

Em curto prazo, a calagem aumentou em até dez vezes a liberação de C mineralizável em relação aos tratamentos sem calagem. As perdas por emissão de C-CO_2 atingiram $4,10 \text{ Mg ha}^{-1}$ em 30 dias. Seu efeito residual também elevou a mineralização da MOS, com perdas adicionais de $1,56 \text{ Mg ha}^{-1}$ após mais 30 dias de incubação.

Os resultados do estudo indicam que a calagem, a curto e médio prazo, em áreas de Organossolos aumenta consideravelmente as perdas de C-CO_2 do solo.

5 CAPÍTULO III:

IMPACTOS DA DRENAGEM SOBRE ORGANOSSOLOS: ALTERAÇÕES EDÁFICAS E MICROBIOLÓGICAS EM CONDIÇÕES CONTROLADAS

5.5 RESUMO

Organossolos são importantes reservatórios globais de carbono, porém, a crescente utilização desses solos para fins agrícolas pode acelerar sua degradação, resultando na liberação significativa de gases que contribuem para o aquecimento global. A hipótese central deste estudo é que a drenagem intensiva de Organossolos leva à subsidência, redução de carbono e aumento das emissões de CO₂. Em contraste, menor drenagem preserva o carbono, mas pode elevar as emissões de CH₄ devido à metanogênese. Este estudo investigou os impactos da drenagem em Organossolos, com foco nas alterações edáficas, na diversidade bacteriana e nas emissões de gases de efeito estufa, como dióxido de carbono (CO₂) e metano (CH₄). Para simular condições reais de campo, um experimento laboratorial foi montado utilizando tubos de PVC, onde foram estabelecidas diferentes lâminas de drenagem (30, 70 e 100 cm). Durante o período experimental de 365 dias, foram monitorados diversos parâmetros, incluindo pH do solo, atributos químicos, o fracionamento da matéria orgânica e as taxas de emissão de CO₂ e CH₄. Adicionalmente, amostras foram coletadas para sequenciamento de DNA visando avaliar as mudanças na diversidade bacteriana em resposta às diferentes condições de drenagem. Os resultados indicaram variações nos valores de pH entre os tratamentos, com diminuição de 5,2 para aproximadamente 4,0 ao longo do tempo. Observou-se que a drenagem promoveu alterações químicas, como redução de pH e perda de carbono. O controle da lâmina de drenagem mostrou-se fundamental para mitigar emissões de CO₂ e preservar o carbono, com níveis intermediários de água equilibrando a liberação de CO₂ e CH₄. A oxigenação alterou a comunidade bacteriana, e ambientes menos drenados apresentaram maior diversidade.

Palavras-chave: Dióxido de carbono. Metano. Estoque de carbono. Diversidade bacteriana.

5.6 ABSTRACT

Organossolos (*Histosols*) are important global carbon reservoirs; however, their increasing use for agricultural purposes can accelerate degradation, resulting in the significant release of gases that contribute to global warming. This study investigated the impacts of drainage in Organossolos (*Histosols*), focusing on soil alterations, bacterial diversity, and greenhouse gas emissions such as carbon dioxide (CO₂) and methane (CH₄). To simulate real field conditions, a laboratory experiment was set up using PVC columns, in which different drainage depths (30, 70, and 100 cm) were established. During the experimental period, several parameters were monitored, including soil pH, chemical attributes, organic matter fractionation, and CO₂ and CH₄ emission rates. Additionally, DNA samples were collected and analyzed to assess changes in bacterial diversity under different drainage conditions. The results indicated variations in pH values among treatments, decreasing from 5.2 to approximately 4.0 over time. The central hypothesis of this study is that intensive drainage of Organossolos (*Histosols*) leads to subsidence, carbon loss, and increased CO₂ emissions. In contrast, reduced drainage preserves carbon but may enhance CH₄ emissions due to methanogenesis. Drainage was found to promote chemical changes such as pH reduction and carbon loss. Control of drainage depth proved to be fundamental for mitigating CO₂ emissions and preserving carbon, with intermediate water levels balancing CO₂ and CH₄ release. Oxygenation also influenced the bacterial community, with less-drained environments showing greater diversity.

Keywords: Greenhouse gases. Methane. Carbon stock. Bacterial diversity.

5.7 INTRODUÇÃO

O solo é considerado o principal reservatório temporário de carbono nos ecossistemas terrestres. Estima-se que o reservatório global de carbono do solo corresponda a aproximadamente 4 vezes o compartimento de C da vegetação e 3,3 vezes o carbono da atmosfera (LAL et al., 2004). De acordo com o *Global Soil Organic Carbon Map* (GSOCmap) do Painel Técnico Intergovernamental sobre Solos - *Intergovernmental Technical Panel on Soils* (ITPS), os maiores estoques de carbono encontram-se, principalmente, em solos de turfa, como os Organossolos, sendo o Brasil ocupante da quinta posição entre os países com maiores estoques de carbono orgânico do solo (FAO & ITPS, 2018).

As modificações impostas nesse estoque por práticas de manejo inadequadas desses solos podem contribuir para a emissão de gases de efeito estufa (GEE), gerando uma rápida diminuição das reservas de carbono (VALLADARES et al., 2016). Apesar de globalmente cobrirem apenas 3% da área terrestre, estima-se que armazenem até 30% do carbono total do solo, agindo assim como grandes reservatórios de carbono. No Brasil, esses solos têm sido mais identificados nas regiões Sudeste e Sul, ocupando de 0,03 a 0,07 % do território nacional (ANJOS et al., 2012; PEREIRA et al., 2005).

Nestes solos, a quantificação do estoque de carbono é de grande importância, pois a partir do conhecimento sobre a magnitude da reserva de carbono pode-se estimar a taxa de emissão de gases e inferir sobre políticas públicas de mitigação (PAGE et al., 2011), estando relacionado ao equilíbrio do ecossistema e manutenção da qualidade ambiental (SCHEER et al., 2011).

A utilização das áreas de Organossolos para agricultura normalmente exige a drenagem do solo. Prática que provoca diversas alterações edáficas, como a desagregação do solo com colapso dos poros, aumento da aeração e da taxa de mineralização da matéria orgânica, contribuindo para a emissão de GEE (WEISSERT & DISNEY, 2013; SOARES et al., 2015).

O relatório do IPCC (2019) apresenta cenários de emissões de CO₂ para o ano de 2100, variando de 446 ppm no cenário de baixas emissões a mais de 1000 ppm no cenário mais pessimista. O aumento dos GEE, especialmente do CO₂, já elevou a temperatura média global em 1,09°C entre 2011 e 2020, em relação a 1850 e 1900. As projeções indicam um aquecimento variando de 1,8°C até 4,4°C até 2100. Em 2019, a concentração anual média de CO₂ atingiu 410 ppm, 147% acima dos níveis pré-industriais (278 ppm).

Existem estudos voltados a medição dos fluxos de CH₄ e CO₂ provenientes de solos alagados, principalmente solos orgânicos (KLØVE et al., 2010; SALIMI et al., 2021; TIKKASALO et al., 2025). Estes trabalhos apontam que a redução do nível da água devido à drenagem pode transformar o ecossistema de um sumidouro a uma fonte de carbono. Uma das maneiras de se reduzir as taxas de degradação dos Organossolos é empregar um controle da altura do lençol freático. Alguns trabalhos alertam sobre o ajuste ideal da altura do lençol freático para regulação das taxas de subsidência e acúmulo de matéria orgânica nos solos orgânicos, conjuntamente com a otimização dessas áreas com fins agrícolas (HILBERT et al., 2000; MITCHELL et al., 2002; VALLADARES, 2003; PEREIRA et al., 2005).

Os microrganismos do solo são importantes reguladores dos ciclos de elementos como carbono, enxofre e nitrogênio em solos orgânicos alagados. As bactérias mais comuns nesses

ecossistemas são representantes das classes *Proteobacteria* e *Acidobacteria*, que possuem boa adaptabilidade a ambientes ácidos (ZHANG et al., 2024). Fatores como conteúdo de nitrogênio, de matéria orgânica, umidade e fósforo, além da altura do lençol freático afetam a estrutura e a diversidade das comunidades bacterianas nesses ecossistemas (TIAN et al., 2019). A drenagem a longo prazo pode afetar as comunidades bacterianas nesses ambientes tornando suas estruturas e funções menos diversas (URBANOVÁ e BÁRTA, 2016).

O objetivo do estudo consistiu em avaliar o impacto de diferentes níveis de drenagem nas propriedades edáficas de Organossolos, bem como em sua diversidade bacteriana e consequente emissão de GEE como CO₂ e CH₄. A nossa hipótese é que o tratamento que simule uma maior condição de drenagem irá promover maiores taxas de subsidência, resultando em diminuição do conteúdo de carbono do solo e das substâncias húmicas e maiores emissões de CO₂, enquanto no tratamento que simule uma condição menos drenada o carbono será mais preservado, com menor emissão de CO₂, porém maior emissão de CH₄ devido a metanogênese. E que a diferença da condição de oxigenação entre os tratamentos reflita na diversidade bacteriana.

5.8 MATERIAL E MÉTODOS

5.8.2 Coleta de Amostras

Para o estudo foram coletadas amostras de uma propriedade agrícola localizada em área de baixada, com drenagem impedida, onde há predomínio de Organossolos Tiomórficos e/ou Háplicos (SANTOS et al., 2025) com histórico de manejo de produção de hortaliças desde o ano de 1940, com transição para a cultura da mandioca e/ou coqueiro a partir do ano de 2020, no município do Rio de Janeiro. Selecionou-se dentro da propriedade uma área que não vinha sendo cultivada há aproximadamente 5 anos, devido a ineficiência do processo de drenagem. Nessa área foram abertas, em 3 diferentes pontos, mini trincheiras com 0,4 m de profundidade, que é o limite mínimo de espessura para o horizonte hístico, onde coletaram-se amostras deformadas com auxílio de pá, totalizando aproximadamente 180 kg de solo. Após a coleta as amostras foram levadas para o Departamento de Solos da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, onde foram secas ao ar e homogeneizadas utilizando-se betoneira.

Os dados de caracterização química e física das amostras de solos encontram-se apresentadas na Tabela 1 do capítulo II dessa tese.

5.8.3 Experimento em Laboratório

Para simular o efeito de diferentes profundidades de drenagem do solo, foi instalado um experimento em laboratório em tubos de PVC, de aproximadamente 140 mm (Figura 12), com altura de 110 cm. Simulando as condições de drenagem, foi estabelecido um fornecimento de água para a formação de lâminas de drenagem de 30, 70, e 100 cm de profundidade, e com isto proporcionar as condições de subsidência que o solo seria submetido no campo, quando manejado. As amostras foram acondicionadas verticalmente em laboratório para seu monitoramento. Cada tratamento (lâmina de drenagem) contém 5 repetições.

Além disso, foram instalados sensores no topo das colunas, de forma que não ficassem em contato com o solo, para avaliação da emissão de CO₂ e CH₄, produzidos pela decomposição da matéria orgânica, através da via aeróbica e anaeróbica, respectivamente. Também foram coletados os dados de temperatura dentro dos tubos por meio de sensor. Todos os dados foram salvos através de um registrador de dados automático (*data logger*). Os dados foram coletados durante um período de 365 dias, sendo realizadas leituras dos sensores de CO₂, CH₄ e temperatura em 4 horários diferentes ao longo do dia, as 02h, 08h, 14h e 20h.

O ensaio foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado (DIC) com esquema de parcelas subdivididas. Os níveis de drenagem (30; 70; e 100 cm) formam as parcelas, e as avaliações ao longo do tempo (0, 30, 60, 180 e 360 dias) para os atributos químicos foram considerados as subparcelas.

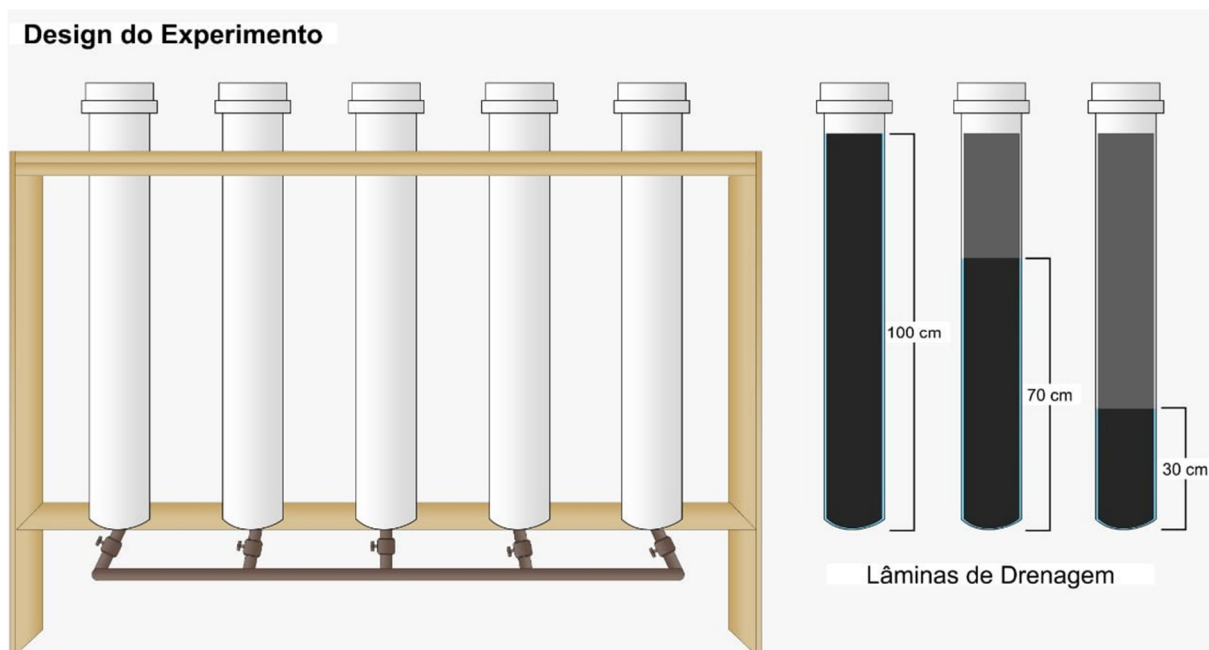


Figura 12. Representação do esquema confeccionado com tubos de PVC nos quais foi avaliada a subsidência, com lâminas de drenagem a 100, 70 e 30 cm de profundidade.

5.8.4 Análise dos Atributos Químicos

Após a montagem do experimento no laboratório, foram realizadas avaliações das modificações nos atributos químicos nos seguintes intervalos: 0, 30, 60, 180 e 360 dias. As amostras foram coletadas com auxílio de mini-trado adaptado, na profundidade de 10 cm. A determinação dos atributos químicos do solo foi realizada de acordo com Teixeira et al. (2017).

Foram quantificados os valores de pH em água, e os teores de Ca, Mg, Al, Na, K, P e H+Al. A partir dos resultados obtidos foram calculados a soma de bases (S), capacidade de troca catiônica do solo (valor T), saturação por bases (V%) (SANTOS et al., 2025). A quantificação do teor de carbono orgânico total (COT) foi realizada de acordo com Yeomans e Bremner (1988), sendo utilizada solução de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) como agente oxidante em meio ácido, titulando-se o excesso com solução de sulfato ferroso amoniacal.

5.8.5 Extração e Fracionamento Químico da Matéria Orgânica

As substâncias húmicas foram identificadas segundo técnica de solubilidade diferencial estabelecida pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas (SWIFT, 1996), conforme adaptação feita por Benites et al. (2003). Foram quantificados os teores de carbono orgânico das frações ácidos fúlvicos (C-AF), ácidos húmicos (C-AH) e humina (C-Hum). Para o C-Hum, não foi feita inferência a material orgânico com alto grau de humificação e/ou elevada estabilidade, pois, durante a obtenção dessa fração, parte do material orgânico leve é contabilizado devido sua insolubilidade em meio alcalino. O carbono orgânico total (C) foi determinado segundo Yeomans e Bremner (1988).

5.8.6 Diversidade bacteriana

a) Coleta das amostras

Para extração de DNA total e sequenciamento, foram selecionados 3 tubos (repetições) para cada tratamento, onde coletaram-se amostras em diferentes alturas, a saber: Para o tratamento com lâmina na altura de 30 cm, coletou-se uma amostra a 10 cm de profundidade, a partir da superfície do solo no tubo, denominado (C1), e uma amostra na altura da lâmina de drenagem, denominado (C1W). O mesmo se fez para o tratamento com lâmina na altura 70cm, obtendo-se as amostras C2 e C2W. Para a lâmina de 100 cm coletou-se somente uma amostra, correspondente a altura da lâmina (C3), visto que essa corresponde à altura de 10 cm a partir da superfície do solo no tubo.

Após a coleta as amostras foram acondicionadas em micro tubos de centrífuga previamente esterilizados, congeladas e enviadas a laboratório para a extração do DNA.

b) Extração de DNA total e sequenciamento

O DNA total foi extraído das amostras de solo utilizando o kit DNeasy PowerSoil (QIAGEN, Inc., Holanda), de acordo com o protocolo do fabricante. A quantidade e a qualidade do DNA obtido foram avaliadas por espectrofotômetro (Nano Drop ND-1000 Spectrophotometer Thermo Fisher Scientific). A integridade do DNA total foi avaliada por eletroforese em gel de agarose 0,8%. Para avaliar a fração bacteriana, a região variável V3-V4 do 16S rRNA foi alvo utilizando os primers Bakt_341F(CCTACGGGNGGCWGCAG) e Bakt_805R (GACTACHVGGGTATCTAATCC). O sequenciamento foi feito usando sistema de pares 2x250 na plataforma NovaSeq (Illumina, EUA) na Novogene Inc. (www.novogene.com).

c) Processamento dos dados

Para a aferição inicial da qualidade dos dados sequenciados, utilizou-se o programa "FastQC" (v.0.11.9) (ANDREWS, 2020). Adicionalmente, as bibliotecas foram submetidas as funções "fastx_info" e "fastq_eestats2", do programa "USEARCH" (v.11.0.667) (EDGAR, 2010), onde constatou-se a distribuição de qualidades, tamanhos de sequência e erros esperados. Neste mesmo programa, utilizou-se a função "search_oligodb", fornecendo como parâmetros as sequências do par de primers referentes a região V3-V4 do gene 16S rRNA (341F '5-CCTAYGGGNGGCWGCAG-3'; 805R '5 GACTACHVGGGTATCTAATCC-3'), de modo a detectar a presença e posição desses nas leituras. Em seguida, realizou-se a remoção dos primers com o programa "Atropos" (v.1.1.310) (DIDION et al., 2017), filtrando sequencias cujos primers não estavam presentes ("--discard-untrimmed"). A porção final das sequências foram podadas de modo a assegurar uma melhor qualidade. Para isso, utilizou-se o programa "Fastp" (v.0.23.2) (CHEN et al., 2018) de modo a remover até 20 ("--max_len1 230") e 30 ("--max_len2 220") bases finais de baixa qualidade das bibliotecas *forward* e *reverse*, respectivamente. Além disso, leituras completas cuja média total do Phred Score (Q) fosse inferior a Q20 foram removidas ("--average_qual 20"). Por fim, os pares de bibliotecas foram fundidas por sobreposição, através do programa "Flash" (v.1.2.11) (SALZBERG, 2011), aceitando uma sobreposição mínima de 10 bases ("--min-overlap 10").

As leituras fundidas com tamanhos entre 390 e 430 bases foram submetidas ao pipeline "DADA2" (CALLAHAN et al., 2016). Para isso, utilizamos o pacote "dada2" (v.1.22.0) do

programa estatístico "R" (v.4.5.0) (R CORE TEAM, 2023). Inicialmente, as leituras foram filtradas pela função "filterAndTrim", considerando um erro esperado de 4 ("maxEE = 4"). Em seguida, estimou-se as probabilidades de erros em bases ("learnErrors") e, então, corrigiu-se as sequências com base no modelo obtido ("dada"). Dessa forma, foram designadas as Sequências Variantes de Amplicons (ASVs) presentes em cada amostra, as quais foram investigadas e filtradas quanto a presença de possíveis sequências quiméricas ("removeBimeraDenovo"). As ASVs foram anotadas taxonomicamente contra o banco de dados de sequências-referências SILVA (v.138) (QUAST et al., 2013) com suporte adicional dos bancos RDP (v.18) (COLE et al., 2014) e GTDB (v.202) (PARKS et al., 2022) para detecção de contaminantes. Foram filtradas ASVs não-anotadas como bactérias ou arqueias, bem como aquelas cuja anotação remetia a cloroplastos ou mitocôndrias. Além disso, ASVs prevalentes em apenas uma única réplica, foram desconsideradas.

As contagens e anotações taxonômicas das ASVs foram exportadas no formato "phyloseq" (Pacote R "phyloseq"; v.1.38.0) (McMurdie e Holmes, 2013), e transformado em dados composicionais ("method = 'total'") pela função "phyloseq_standardize_otu_abundance" do pacote R "metagMisc" (v.0.040) (Mikryukov, 2019).

d) Análises descritivas e estatísticas do microbioma

A avaliação da efetividade da amostragem foi inferida pela obtenção das curvas de rarefação, pela análise "amp_rarecurve" do pacote R "ampvis2" (v.2.7.17) (ANDERSEN et al., 2018). A alfa diversidade foi estimada através da averiguação da riqueza observada e de medidas de diversidade (índice de Shannon e Gini-Simpson), obtidas com a função "alpha" do pacote R "microbiome" (v.1.16.0) (LAHTI & SHETTY, 2018). As medidas obtidas foram comparadas estatisticamente através do teste de Kruskal-Wallis ($p\text{-valor} \leq 0.1$) e o teste post-hoc Fisher's LSD foi utilizado para a comparação par-a-par e agrupamento das médias ($p\text{-valor} \leq 0.1$). Ambos foram implementados pela função "kruskal" do pacote R "agricolae" (v.1.3.5) (MENDIBURU, 2020).

A análise de beta diversidade se deu pelo cálculo das dissimilaridades de Bray-Curtis, obtidas pela função "distance" do pacote R "phyloseq". Realizou-se uma análise PERMANOVA (função "adonis" do pacote R "vegan"; v.2.6.2) (OKSANEN et al., 2020) para avaliar se houve diferença entre os tratamentos ($p\text{-valor} \leq 0.1$). Adicionalmente, foi feita uma análise post-hoc (função "pairwise.adonis" do pacote R "pairwiseAdonis"; v.0.4) (MARTINEZ ARBIZU, 2020) para avaliar quais tratamentos diferiram entre si ($p\text{-valor} \leq 0.1$). A fim de reduzir a multidimensionalidade das distâncias, realizou-se uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA), da qual utilizou-se posteriormente para a plotagem do gráfico.

A avaliação dos táxons diferencialmente abundantes permitiu identificar aqueles cuja presença foi significativamente superior em um tratamento quando comparado com os demais. Para isso, utilizamos a abordagem do "DESeq2" (pacote R v.1.34.0) (LOVE et al., 2014), a qual compara as médias com base em um modelo binomial-negativo, por meio do teste Wald ($p\text{-valor ajustado} < 0.05$). As representações gráficas das análises supracitadas foram feitas no "R", por meio do pacote "ggplot2" (v.3.3.6) (KASSAMBARA, 2020).

5.9 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.9.2 Atributos Químicos e Fracionamento da Matéria Orgânica

Os valores de pH apresentaram o mesmo padrão de variação nos três tratamentos (Figura 13). Os valores médios foram $5,2 \pm 0,1$ (100 cm), $5,2 \pm 0,1$ (70 cm) e $5,1 \pm 0,1$ (30 cm) aos 30 dias, e $4,0 \pm 0,1$ (100 cm), $4,0 \pm 0,1$ (70 cm) e $4,1 \pm 0,1$ (30 cm) em 60 dias. Nas avaliações seguintes, aos 180 e 360 dias os valores médios observados continuaram próximos a $4,0 \pm 0,2$ nas três diferentes lâminas de drenagem.

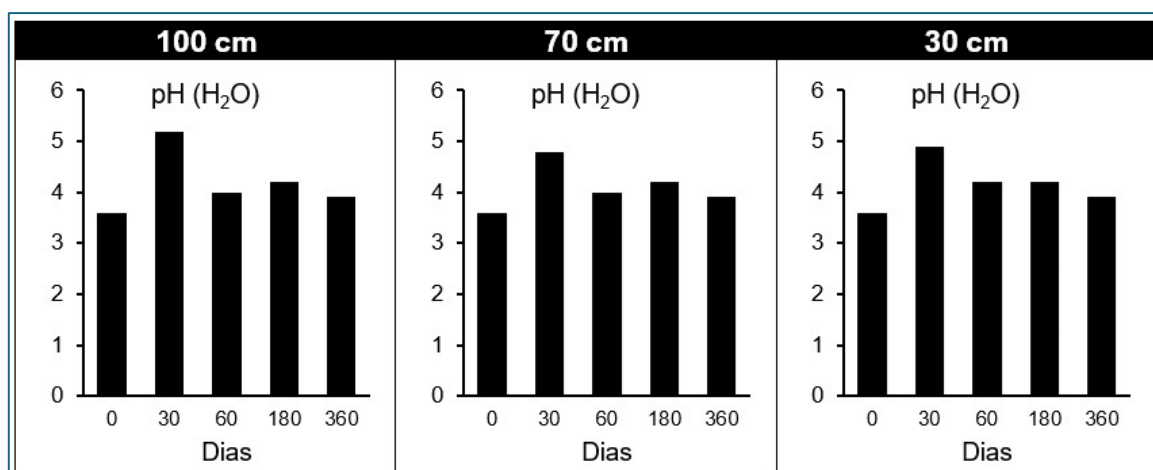


Figura 13. Valores de pH (H₂O) nos diferentes tratamentos do experimento em laboratório, representados pela saturação com água até 100, 70 e 30 cm.

A drenagem de áreas de Organossolos para fins agrícolas leva a mudanças físicas, químicas e biológicas significativas, resultando principalmente na subsidência do solo. Esse processo envolve o rebaixamento da superfície do solo devido a fatores como encolhimento, compactação e oxidação. A extensão da subsidência é influenciada pela profundidade da drenagem, pelas práticas de manejo do solo e pelas condições ambientais. (PEREIRA et al., 2005). Este processo leva à desagregação do solo com colapso dos poros, aumentando a aeração e a taxa de mineralização da matéria orgânica, como consequência, ocorre a liberação do C, passando a ser fonte de emissão de gases de efeito estufa (SOARES et al., 2015).

Ainda, quando ocorrem em ambientes costeiros esses solos podem apresentar baixo pH (< 3,5), característico do horizonte sulfúrico, devido a oxidação de sulfetos, notadamente pirita (FERREIRA et al., 2007a, b). Este horizonte funciona como uma barreira química ao desenvolvimento do sistema radicular das plantas, limitando o volume de solo explorado pelas raízes e restringindo, assim, o desenvolvimento normal das plantas.

Com relação à acidez potencial (H+Al), apesar de um padrão de variação semelhante, podem ser observadas algumas diferenças nas magnitudes das variações de acordo com os tratamentos (lâminas de drenagem) (Figura 14). Os valores médios foram $20,4 \pm 0,6$ (100 cm), $22,6 \pm 1,3$ (70 cm) e $21,6 \pm 0,6$ cmol_c kg⁻¹ (30 cm) aos 30 dias; $20,1 \pm 0,2$ (100 cm), $19,4 \pm 0,5$ (70 cm) e $19,3 \pm 1,3$ cmol_c kg⁻¹ (30 cm) aos 60 dias; $21,98 \pm 0,7$ (100 cm), $23,08 \pm 0,9$ (70 cm) e $21,73 \pm 0,8$ (30 cm) aos 180 dias; e $23,06 \pm 0,6$ (100 cm), $25,93 \pm 2,0$ (70 cm) e $22,73 \pm 2,0$ (30 cm) em 360 dias de avaliação.

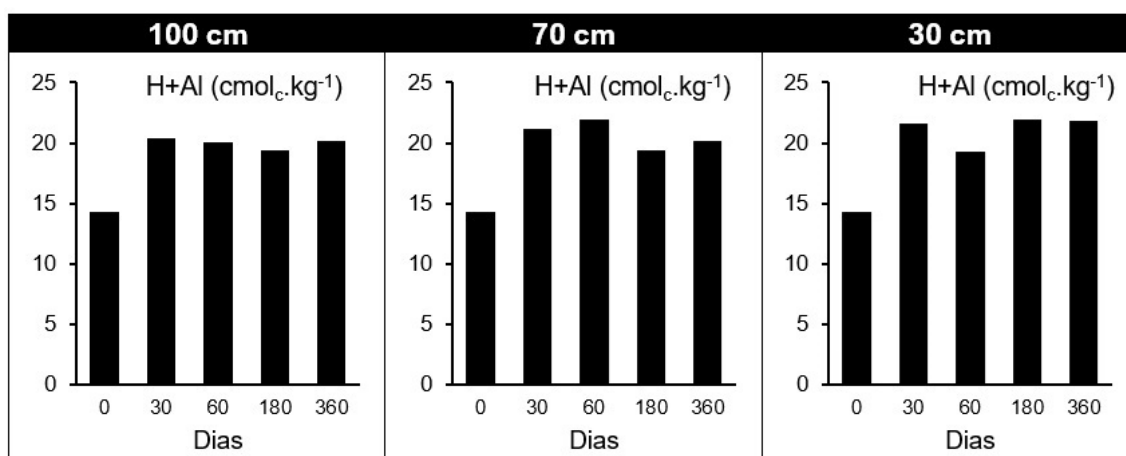


Figura 14. Valores de Acidez Potencial (H+Al) nos diferentes tratamentos do experimento em laboratório, representados pela saturação com água até 100, 70 e 30 cm.

Com relação aos atributos químicos, de maneira geral, observa-se um mesmo padrão de variação nos tratamentos (Figura 15). A soma de bases (SB) apresentou aumento aos 60, aos 180 e aos 360 dias, exceto na lâmina de 70 cm, onde o valor se manteve igual nos 60 e 180 dias. Esse aumento constante se refletiu em um aumento na saturação por bases (V%) no mesmo período. Os valores de P disponível apresentaram padrão inverso, com decréscimo desde o início do experimento.

Naturalmente, o que se observa nos Organossolos é um elevado teor de P nas frações orgânicas altamente recalcitrantes (WANG et al., 2012). Esse padrão associado a reduzida mineralização e a presença de lençol freático alto tende a favorecer um acúmulo significativo de P orgânico nesses solos, tornando esse ambiente um grande reservatório de P.

Estudos indicam que, normalmente, ocorre o aumento da disponibilidade de P após a drenagem em *peatlands* (WANG et al., 2018), devido a intensificação do processo de mineralização e liberação de nutrientes.

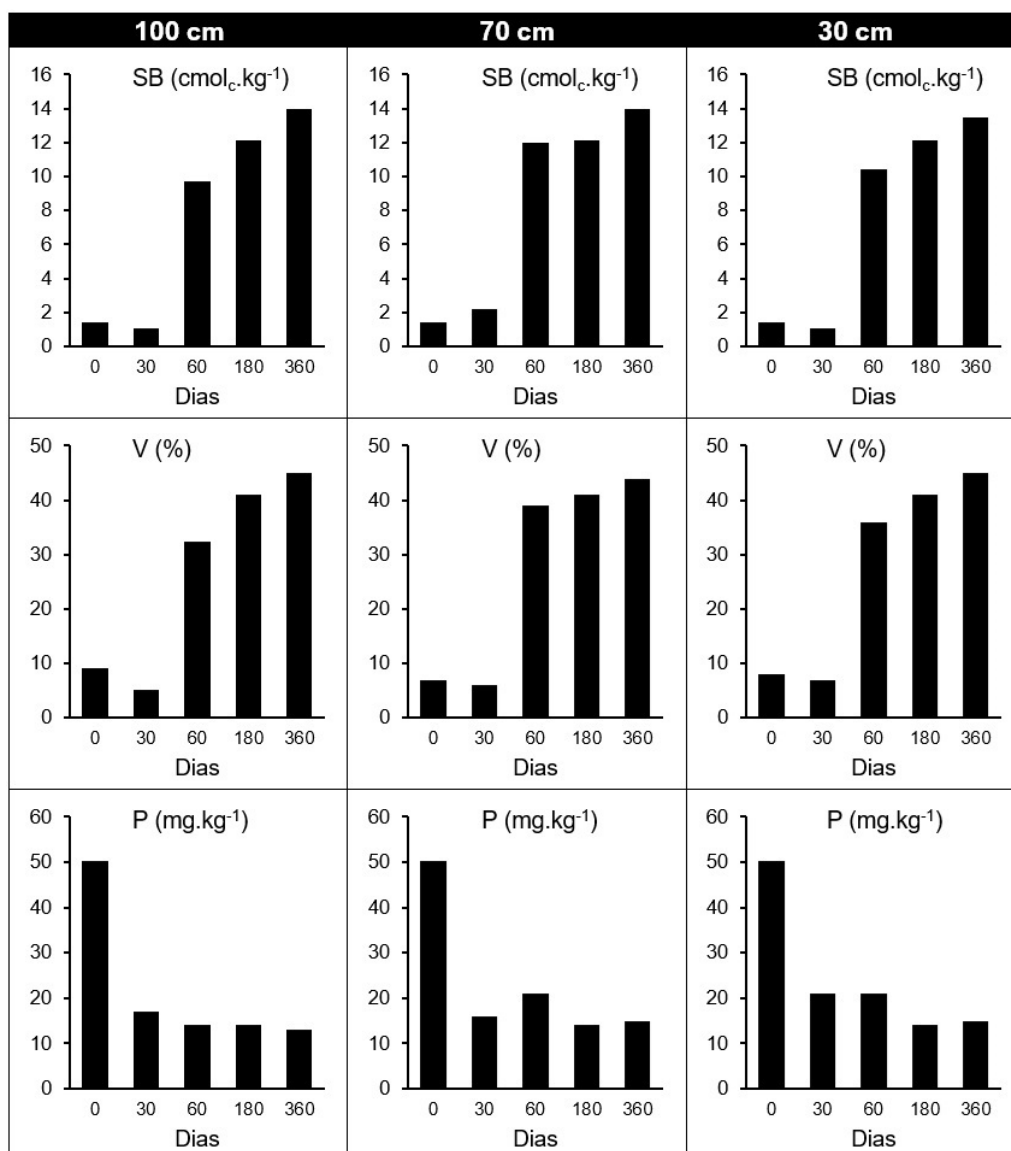


Figura 15. Valores de soma de bases (SB), saturação por bases (V%) e fósforo disponível (P) nos diferentes tratamentos do experimento em laboratório, representados pela saturação com água até 100, 70 e 30 cm.

Os valores médios de carbono orgânico total (C) foram $85,2 \pm 1,4$ (100 cm), $85,9 \pm 2,4$ (70 cm) e $86,9 \pm 1,1$ g kg⁻¹ (30 cm) aos 30 dias; $92,0 \pm 0,8$ (100 cm), $86,3 \pm 6,1$ (70 cm) e $86,1 \pm 2,6$ g kg⁻¹ (30 cm) em 60 dias; $84,2 \pm 8,4$ (100 cm), $84,6 \pm 9,2$ (70 cm) e $79,2 \pm 13,6$ (30 cm) aos 180 dias; e $85,5 \pm 11,0$ (100 cm), $81,5 \pm 9,3$ (70 cm) e $79,8 \pm 8,2$ (30 cm) aos 360 dias de avaliação (Figura 16). A utilização das áreas de Organossolos com finalidade agrícola normalmente exige a realização da drenagem do excesso hídrico do solo, gerando o processo de subsidência (PEREIRA et al., 2005).

Nesse caso, sabe-se que há uma perda de carbono orgânico do solo e uma elevação das emissões de CO₂ para a atmosfera. Estima-se que em solos orgânicos em regiões tropicais, as taxas de subsidência variam de 1,8 a 4,7 cm por ano, correspondendo a emissões de 40 a 121 toneladas de CO₂ por hectare ao ano (AKKER et al., 2012; ASTIANI et al., 2023). No entanto, estes valores podem variar significativamente, já que alguns fatores possuem relação direta com

a taxa de subsidência. Entre estes fatores incluem-se, a profundidade de drenagem, formas de uso da terra, teores de matéria orgânica do solo e aumentos na temperatura regional.

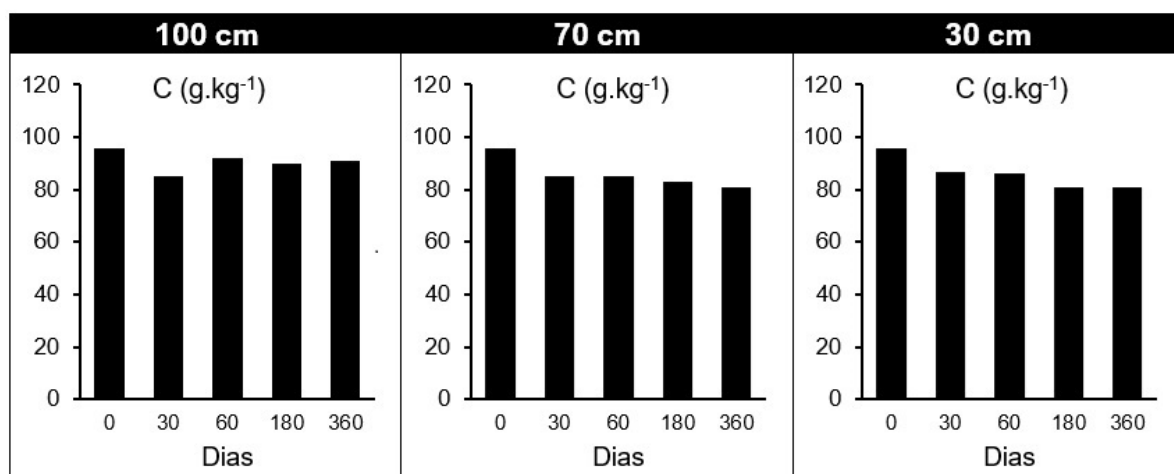


Figura 16. Valores de carbono orgânico total (C) nos diferentes tratamentos do experimento em laboratório, representados pela saturação com água até 100, 70 e 30 cm.

É consenso na literatura que a drenagem de solos orgânicos aumenta a mineralização de C e a emissão de CO₂ (LAL et al., 2004; WANG et al., 2017). Nesse estudo, estamos monitorando as alterações em um nível mais avançado, através da quantificação do C nas frações da matéria orgânica. Os resultados iniciais, sugerem que a intensidade da drenagem tem efeito diferenciado nas frações húmicas, principalmente na fração humina após 60 dias de avaliação. Nessa fração, os valores de carbono diminuem, principalmente nos tratamentos com as lâminas de 70 e 30 cm (Figura 17).

Em síntese, os resultados sugerem que a prática da drenagem afeta negativamente as propriedades dos Organossolos, resultando em decréscimo dos estoques de carbono, relacionadas, principalmente, com a redução do carbono orgânico de frações mais lábeis (ácidos húmicos e fúlvicos), ao longo do tempo, principalmente na lâmina que promove maior drenagem (30 cm).

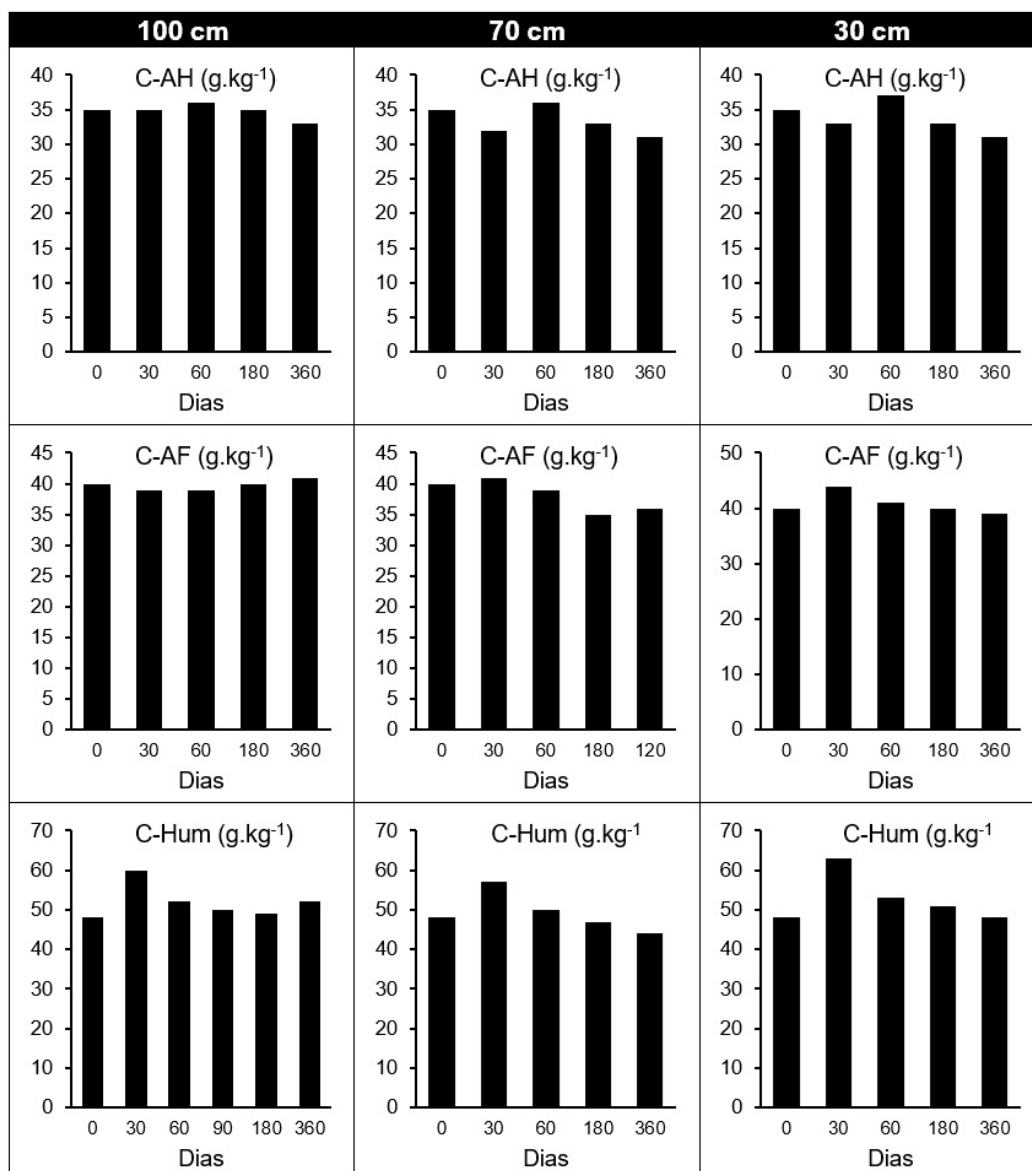


Figura 17. Valores de C nos ácidos húmicos (C-AH), fúlvicos (C-AF) e humina (C-Hum) nos tratamentos do experimento, representados pela saturação com água até 100, 70 e 30 cm.

Nos solos Organossolos Tiomórficos, a drenagem, além da redução do conteúdo de matéria orgânica por subsidência, promove o processo de sulfurização, com oxidação de materiais do solo que contêm sulfetos. Assim, práticas de manejo inadequadas nesses solos podem causar mudanças irreversíveis (SANTOS et al., 2020; SANTOS et al., 2023).

5.9.3 Dinâmica Temporal da Emissão de CO₂ e CH₄

Observa-se através da análise da Figura 18, variação da concentração de CO₂ (ppm) nos tratamentos, ao longo do período de avaliação (meses, dias e horas), sob três alturas distintas da lâmina d'água: (A) 100 cm, (B) 70 cm e (C) 30 cm. Os dados foram organizados em *heatmaps* com resolução horária e temporal, permitindo observar padrões sazonais e diurnos de emissão de CO₂ no solo.

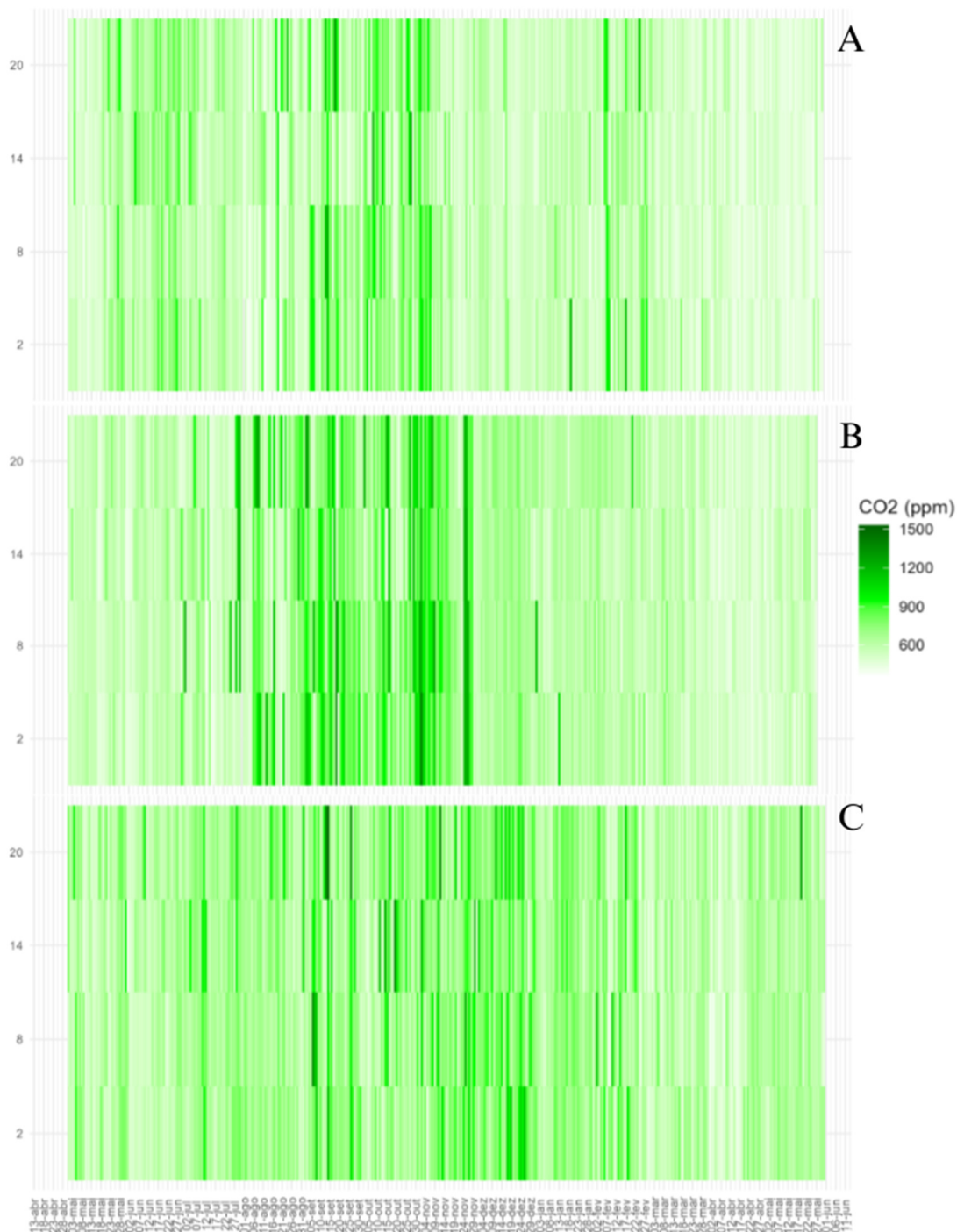


Figura 18. Heatmap das concentrações de CO₂ durante o período de 1 de maio de 2023 a 31 de maio de 2024. (A): Lâmina d'água na altura de 100 cm; (B) Lâmina d'água na altura de 70 cm e; (C) Lâmina d'água na altura de 30cm.

A análise das concentrações de CO₂ ao longo de um ano, sob diferentes alturas da lâmina d'água, evidencia o papel central do regime hídrico no controle da respiração do solo em Organossolos. De forma geral, nos três tratamentos foram observadas variações da concentração de CO₂ ao longo do tempo, com valores oscilando entre ~500 e >1500 ppm, porém com intensidades diferentes em função da lâmina d'água.

No tratamento A (100 cm), observa-se os menores níveis de CO₂ entre os três tratamentos, com predomínio de cores mais claras ao longo do período de 1 ano de avaliação. Isso sugere que a saturação hídrica excessiva reduziu a difusão de oxigênio e limitou a atividade microbiana aeróbia. Esse resultado é consistente com a literatura, que aponta que ambientes permanentemente saturados favorecem a preservação da matéria orgânica por meio de processos anaeróbios de decomposição, nos quais a respiração aeróbia é inibida e ocorre maior relevância de metanogênese (CH₄) em detrimento da emissão de CO₂ (CORBETT et al., 2015; DUŠEK et al., 2020).

No tratamento B (70 cm), observa-se as maiores concentrações de CO₂, com ocorrência frequente de faixas escuras (acima de 1200 ppm), especialmente no segundo semestre do ano. Essa condição intermediária de saturação favorece a difusão de oxigênio nos microporos do solo, estimulando a atividade de microrganismos aeróbios e a respiração radicular. Diversos estudos têm demonstrado que a drenagem parcial ou a redução da lâmina d'água em solos com elevados conteúdos de carbono orgânico está diretamente associada ao aumento da respiração heterotrófica e, conseqüentemente, às maiores emissões de CO₂ (ROD et al., 2022; TIKKASALO et al., 2025). Assim, o padrão observado reforça a noção de que a oscilação da lâmina d'água, ao proporcionar condições de maior oxigenação, atua como gatilho para a rápida mineralização da matéria orgânica acumulada ao longo de décadas.

No tratamento C (30 cm), observou-se uma dinâmica intermediária, com valores geralmente maiores que o tratamento A, mas menos intensos em comparação aos observados no tratamento B. Além da influência da lâmina d'água, observou-se um padrão sazonal marcante, com concentrações mais elevadas de CO₂ entre setembro e dezembro. Esse comportamento pode estar associado ao aumento da temperatura nesse período, que intensifica a atividade microbiana e acelera a decomposição da matéria orgânica (UPDEGRAFF et al., 2001). Em relação à variação ao longo do dia, nota-se uma relativa estabilidade horária, embora em alguns períodos haja maior emissão durante as primeiras horas da manhã e à noite.

Os resultados obtidos reforçam o entendimento de que o controle da lâmina de drenagem é um dos principais fatores controladores da dinâmica do carbono em Organossolos. Ambientes permanentemente saturados, como no tratamento A, funcionam como reservatórios de carbono, mas com maior risco de emissão de CH₄, já condições intermediárias, como no tratamento B, maximizam emissões de CO₂ e aceleram a perda de carbono do solo. Estudos prévios destacam que a drenagem de turfeiras para uso agrícola ou florestal pode transformar esses ambientes de sumidouros em importantes fontes de gases de efeito estufa, sobretudo CO₂, pela oxidação acelerada da turfa (JOOSTEN & CLARKE, 2002; LEIFELD & MENICHETTI, 2018).

Observa-se através da análise da Figura 19 que no tratamento com lâmina d'água a 30 cm, uma concentração média de CO₂ mais elevada e relativamente estável ao longo do tempo, com picos frequentes superando 1000 ppm. A emissão de CH₄, por sua vez, manteve-se em níveis baixos, oscilando entre 350 e 450 ppm com variações menos acentuadas. Esse padrão sugere uma maior predominância da respiração aeróbia, favorecida por maior oxigenação do solo superficial, enquanto a baixa produção de CH₄ nesse tratamento, que permaneceu próxima a 350–450 ppm, reforça que a presença de oxigênio limita a metanogênese a níveis residuais (ANGLE et al., 2017; CONRAD, 2020).

Com a elevação da lâmina para 70 cm, observou-se maior instabilidade na produção de ambos os gases. Para o CO₂ foram observadas oscilações entre 400 e 1000 ppm, enquanto o CH₄ variou de 200 a 500 ppm. Essa alternância reflete regime de condições intermediárias, em que o solo ora se encontra oxigenado, promovendo respiração aeróbia, ora permanece saturado, criando microambientes redutores favoráveis à metanogênese. Essa condição transitória é comum em Organossolos de planícies fluviais, sujeitos a flutuações no nível freático, resultando em emissões instáveis e heterogêneas ao longo do tempo (SALIMI et al., 2021).

Por fim, no tratamento com lâmina de 100 cm, os resultados indicam intensificação da produção de CH₄, com reduções frequentes abaixo de 200 ppm alternando com picos superiores a 500 ppm. Esse padrão é característico de ambientes anaeróbios, em que a redução da disponibilidade de oxigênio restringe a respiração aeróbia e intensifica processos de fermentação e metanogênese (TURETSKY et al., 2014). Nesse contexto, as concentrações de CO₂ permaneceram em patamares reduzidos, evidenciando a menor expressão da mineralização aeróbia. Essa substituição parcial da respiração aeróbia pela anaeróbia é um processo fundamental nos ciclos de carbono em solos orgânicos saturados (STANLEY et al., 2016).

A análise comparativa entre os tratamentos reforça a influência direta da altura da lâmina d'água sobre a dinâmica dos gases do efeito estufa nos Organossolos. Enquanto condições de menor saturação (30 cm) favorecem a oxidação da matéria orgânica e resultam em emissões predominantemente de CO₂, condições de maior saturação (100 cm) favorecem a metanogênese e a liberação de CH₄, um gás com maior potencial de aquecimento global (MYHRE et al., 2013).

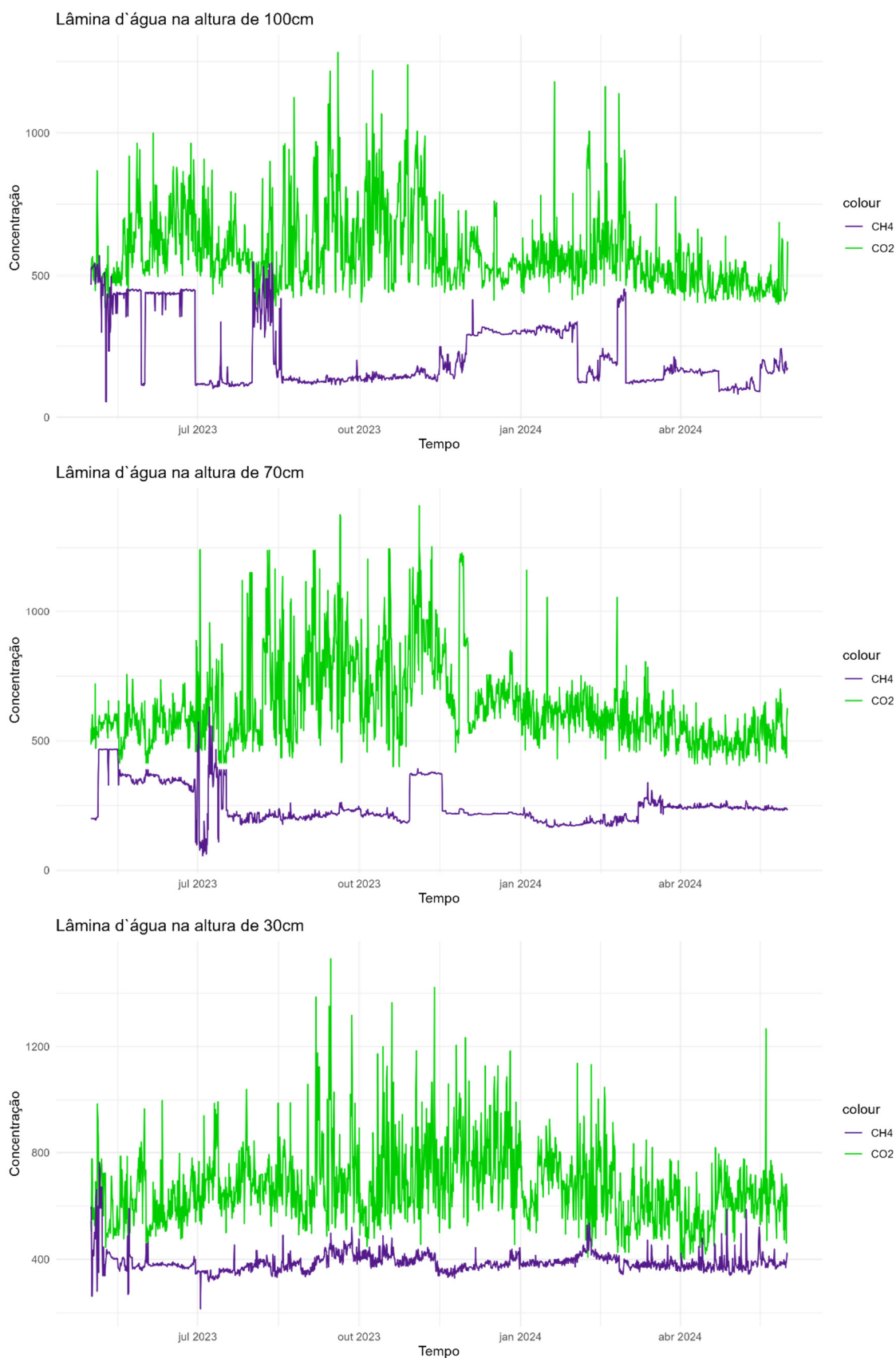


Figura 19. Série temporal das leituras das concentrações de CO₂ (ppm) e CH₄ (ppm), durante o período de 1 de maio de 2023 a 31 de maio de 2024.

5.9.4 Temperatura do Ar

A análise da variação da temperatura do ar em diferentes alturas da lâmina de drenagem (Figura 20) revela padrões distintos que refletem a dinâmica térmica de Organossolos em ambientes encharcados. Na lâmina na altura de 30 cm, observou-se variação entre aproximadamente 26°C e 32°C, com predomínio de valores entre 28,5°C e 30°C e tendência de redução ao longo do dia. A ocorrência de outliers acima de 32°C sugere a influência de picos microclimáticos.

Na lâmina de drenagem de 70 cm, a temperatura variou entre 24°C e 36°C, com médias próximas de 28°C. Apesar de apresentar relativa estabilidade ao longo do dia, verificou-se maior dispersão dos valores e ocorrência de outliers acima de 32°C.

Já na lâmina de 100 cm, os dados revelam maior estabilidade, com temperaturas variando entre 25°C e 32 °C e médias em torno de 28°C, apresentando a menor dispersão entre as profundidades analisadas.

Nota-se que os maiores valores de temperaturas médias foram observados nas lâminas que expõe o solo ao maior contato com o ar, promovem maior redução da umidade e aumento das taxas de respiração do solo, com consequente aumento da concentração de CO₂, gerando aumento da temperatura do ar.

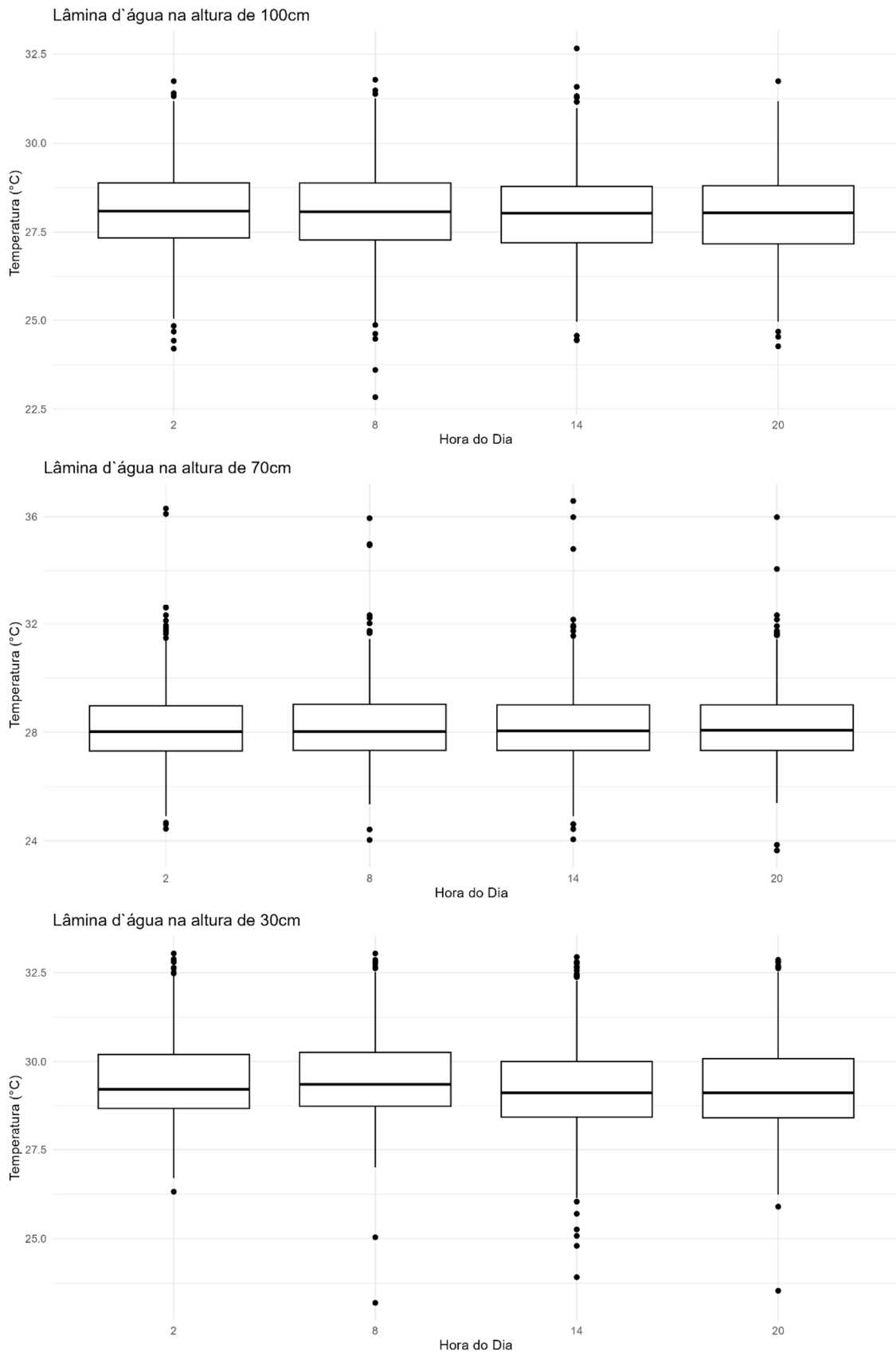


Figura 20. Boxplot da variação na temperatura do ar nas colunas ao longo do dia, durante o período de 1 de maio de 2023 a 31 de maio de 2024.

5.9.5 Diversidade Bacteriana

Quanto à abundância relativa das comunidades bacterianas do solo (Figura 21), as maiores frequências foram observadas para os filos *Chloroflexota*, *Acidobacteriota*, *Actinobacteriota* e *Thermoproteota* em todos os tratamentos avaliados. O filo *Chloroflexota* representou cerca de 28–33% da comunidade bacteriana, sendo o grupo mais abundante, seguido pelo filo *Acidobacteriota* com 17–22%, *Actinobacteriota* com 15–18% e *Thermoproteota* com 8–16%, enquanto outras classes apresentaram menores contribuições.

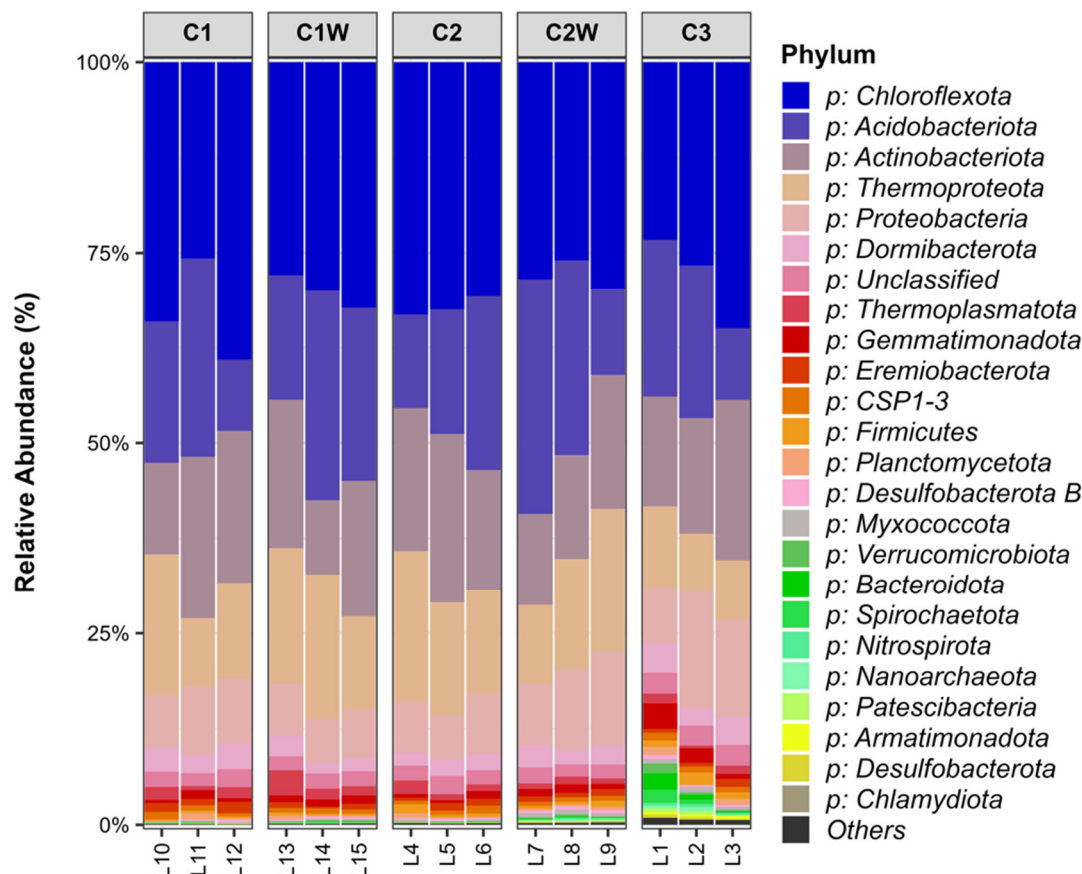


Figura 21. Filos bacterianos. C1, C1W, C2, C2W, C3.

Legenda. C1: amostra coletada na profundidade de 10 cm, no tratamento com lâmina na altura de 30 cm; C1W: amostra coletada no contato com a lâmina, no tratamento com lâmina na altura de 30 cm; C2: amostra coletada na profundidade de 10 cm, no tratamento com lâminas na altura de 70 cm; C2W: amostra coletada no contato com a lâmina, no tratamento com lâmina na altura de 70 cm; e C3: amostra coletada no contato com a lâmina, no tratamento com lâminas na altura de 100 cm.

Para o filo *Chloroflexota*, frequentemente associado a ambientes *microaeróbicos* e a processos de degradação de matéria orgânica, foi verificada elevada abundância, sugerindo adaptação a condições anóxicas (THIEL et al., 2018). Da mesma forma, para o *Acidobacteriota*, conhecido por sua versatilidade metabólica e ocorrência em solos oligotróficos e pouco oxigenados, este foi um dos grupos dominantes. O filo *Proteobacteria*, por sua diversidade fisiológica, inclui classes capazes de respiração anaeróbica, como os redutores de sulfato, o que favorece sua permanência em ambientes de baixa oxigenação (DEMIN et al., 2024).

Outros filos menos abundantes, como *Desulfobacterota*, *Firmicutes* e *Bacteroidota*, também são relevantes nesse contexto, uma vez que englobam microrganismos fermentativos e redutores de sulfato, processos característicos de ecossistemas anóxicos (GUPTA et al., 2018; SUN et al., 2023; ZHOU et al., 2023), e que contribuem para a formação de horizontes sulfúricos. Assim, a composição observada reflete a forte influência da limitação de oxigênio e do caráter tiomórfico do solo na estruturação da comunidade bacteriana do solo.

Em relação a abundância relativa da comunidade bacteriana nos tratamentos em nível taxinômico de classe (Figura 22), observou-se maior representatividade das classes *Acidobacteriae*, com 16–22% de representatividade entre os tratamentos. Membros não classificados do filo *Chloroflexota* também representaram contribuições expressivas, variando de 14–19%, seguido pela classe *Ktedonobacteria* (9–11%) e *Nitrososphaeria* (7–16%). Outras classes apareceram apenas em proporções residuais, inferior a 10%.

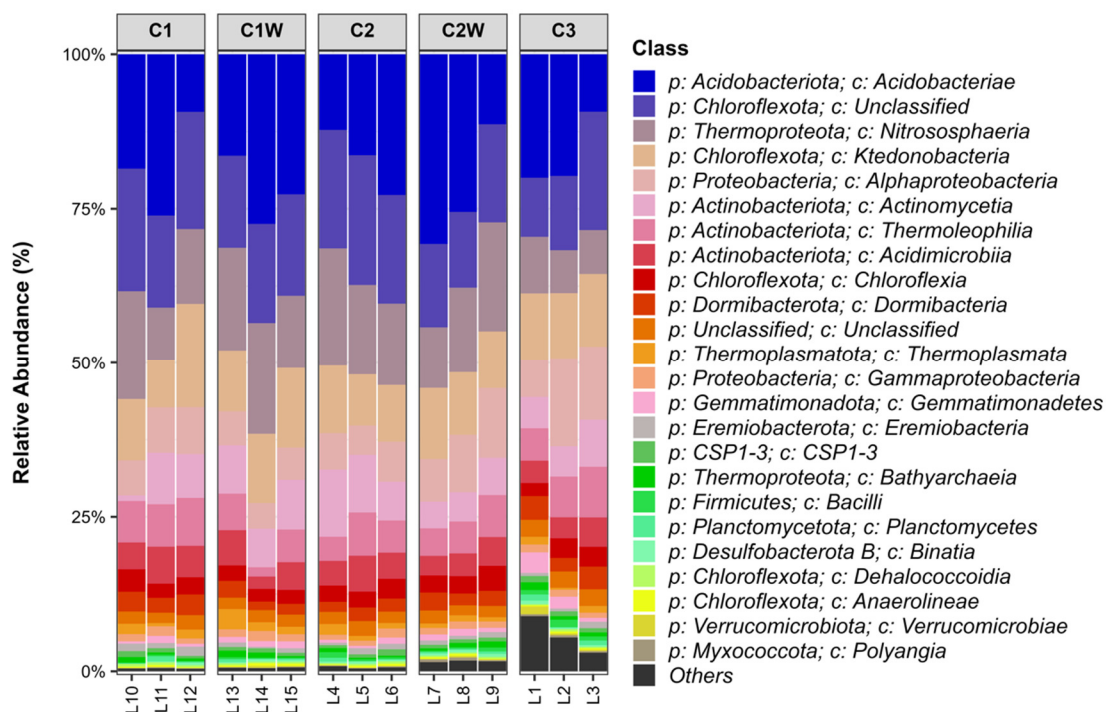


Figura 22. Classes bacterianas. C1, C1W, C2, C2W, C3.

Legenda. C1: amostra coletada na profundidade de 10 cm, no tratamento com lâmina na altura de 30 cm; C1W: amostra coletada no contato com a lâmina, no tratamento com lâmina na altura de 30 cm; C2: amostra coletada na profundidade de 10 cm, no tratamento com lâminas na altura de 70 cm; C2W: amostra coletada no contato com a lâmina, no tratamento com lâmina na altura de 70 cm; e C3: amostra coletada no contato com a lâmina, no tratamento com lâminas na altura de 100 cm.

O filo *Chloroflexota* é dividido em oito classes, sendo que a maioria dessas classes engloba organismos anaeróbicos ou aeróbicos facultativos, como a classe *Caldilineae* (YAMADA et al., 2006). Nesse estudo, destaca-se também a classe *Ktedonobacteria*, que são bactérias heterotróficas, geralmente isoladas em ambientes extremos, como sedimentos geotermiais e solos vulcânicos, mas também em amostras de solos alagados, em menor proporção (YABE et al., 2017). Essas bactérias estão presentes também em vários processos de tratamentos, contribuindo para a remoção de poluentes em águas residuais e contribuindo para

degradação de moléculas recalcitrantes presentes no solo, transformando-as em matéria orgânica mais lábil (FRECHES & FRADINHO, 2024).

Nos tratamentos avaliados, além dos filos dominantes, classes como *Nitrososphaeria* (*Thermoproteota*), *Anaerolineae* (*Chloroflexota*), *Binatia* (*Desulfobacterota*), *Bacilli* (*Firmicutes*), *Gammaproteobacteria* (*Proteobacteria*) e *Planctomycetes* se destacam pela associação direta com processos metabólicos anaeróbios ou microaerófilos.

A classe *Nitrososphaeria* destaca-se pela grande diversidade metabólica, atuando na fixação de carbono, oxidação de CO, metanogênese e redução de sulfato (LUO et al., 2024). As classes *Gammaproteobacteria* e *Planctomycetes* participam de processos de fermentação, redução de sulfato e mineralização de enxofre em ambientes anaeróbios (SHEN et al., 2019). Da mesma forma as classes *Anaerolineae*, *Binatia* e *Bacilli*, embora menos detalhadas nos estudos recentes, são reconhecidas por sua presença em ambientes anaeróbios, participando em processos de redução e oxidação de enxofre e fermentação da matéria orgânica (WU et al., 2021).

De acordo com a diversidade alfa das comunidades bacterianas do solo, avaliada pelos índices de Riqueza, Shannon e Gini-Simpson (Figura 23), apenas para o índice de Riqueza foi observado diferença entre os tratamentos ($p < 0,05$). Verificou-se maior riqueza no tratamento C3, diferindo de C1, C1W e C2. O tratamento C2W, com valores intermediários, assemelhou-se aos tratamentos C3, C1 e C1W, porém foi superior a C2. Enquanto os tratamentos C1 e C1W não diferiram entre si.

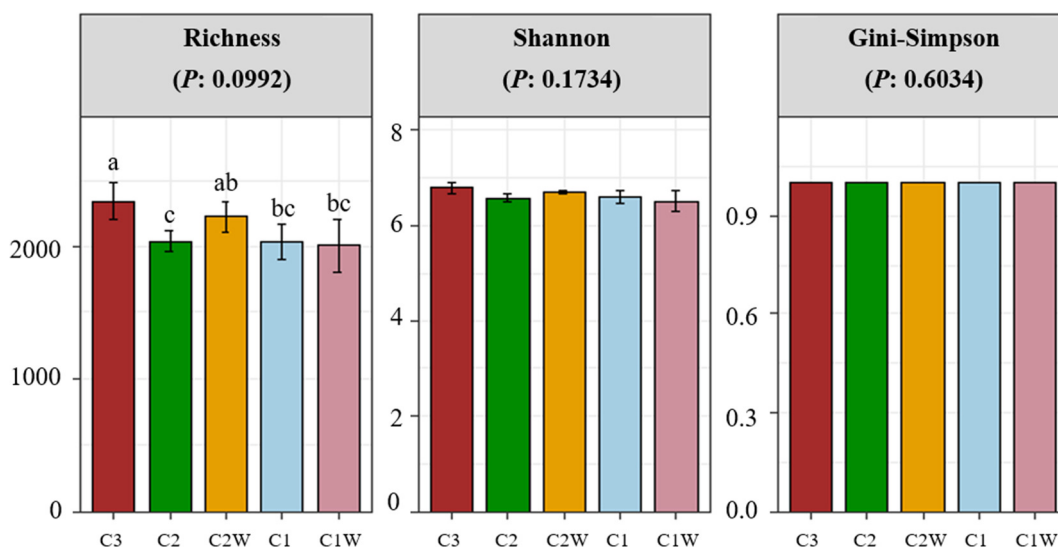


Figura 23. Índices ecológicos da alfa diversidade bacteriana. C1, C1W, C2, C2W, C3.

Legenda. Médias seguidas por letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,1$).

C1: amostra coletada na profundidade de 10 cm, no tratamento com lâmina na altura de 30 cm; C1W: amostra coletada no contato com a lâmina, no tratamento com lâmina na altura de 30 cm; C2: amostra coletada na profundidade de 10 cm, no tratamento com lâminas na altura de 70 cm; C2W: amostra coletada no contato com a lâmina, no tratamento com lâmina na altura de 70 cm; e C3: amostra coletada no contato com a lâmina, no tratamento com lâminas na altura de 100 cm.

No que se refere à diversidade beta da comunidade bacteriana do solo (Figura 24), verificou-se que o eixo PCoA1 explicou 33,22% da variação, enquanto o eixo PCoA2 explicou 16,11%, totalizando 49,33% da variação observada entre os tratamentos. A análise PERMANOVA indicou valor de $F = 2,327$, coeficiente de determinação $R^2 = 0,482$ e valor de $P < 0,001$, evidenciando diferenças significativas na composição da comunidade bacteriana entre os tratamentos avaliados.

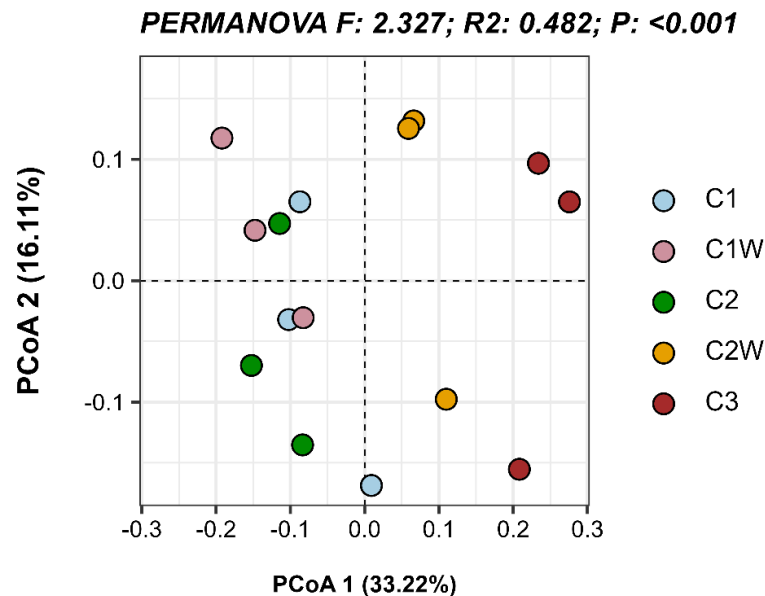


Figura 24. Análise de coordenadas principais (PCoA) usando o índice de similaridade de Bray-Curtis para beta diversidade bacteriana. C1, C1W, C2, C2W, C3.

Legenda. C1: amostra coletada na profundidade de 10 cm, no tratamento com lâmina na altura de 30 cm; C1W: amostra coletada no contato com a lâmina, no tratamento com lâmina na altura de 30 cm; C2: amostra coletada na profundidade de 10 cm, no tratamento com lâminas na altura de 70 cm; C2W: amostra coletada no contato com a lâmina, no tratamento com lâmina na altura de 70 cm; e C3: amostra coletada no contato com a lâmina, no tratamento com lâminas na altura de 100 cm.

A riqueza observada na alfa diversidade bem como a separação dos grupos C3 e C2W, indicam maior proximidade entre esses tratamentos e maior contraste com os demais. Considerando que esses tratamentos correspondem aos menos drenados. Estudos revelam que a drenagem afeta a diversidade bacteriana, levando a convergência de comunidades mais ricas em comunidades com predomínio de bactérias mais adaptadas, como as *Acidobacteriales*, diminuindo assim a riqueza bacteriana (URBANOVÁ & BÁRTA, 2016; ZHANG et al., 2024).

Assim, a diversidade alfa aponta para um equilíbrio entre comunidades mais ricas e funcionais em ambientes anaeróbicos (relacionadas ao CH_4) e comunidades menos ricas, mas mais oxidantes, em ambientes drenados (relacionadas ao CO_2).

5.10 CONCLUSÕES

A drenagem promoveu alterações químicas nos Organossolos, refletidas na redução do pH, na diminuição do fósforo disponível e na perda de carbono das frações húmicas. Essas observações evidenciam a vulnerabilidade desses solos diante da intensificação da mineralização da matéria orgânica devido ao processo de subsidência.

O controle da lâmina de drenagem é fundamental para mitigar as emissões de CO₂ e preservar o estoque de carbono dos Organossolos. A manutenção de níveis intermediários de lâmina d'água (70 cm) pode reduzir a liberação conjunta de CO₂ e CH₄, equilibrando a mineralização aeróbia e os processos metanogênicos. Em contrapartida, drenagens intensas aumentam a oxidação da matéria orgânica, acelerando a perda de carbono armazenado ao longo de milhares de anos.

A estrutura da comunidade bacteriana em Organossolos é fortemente moldada pelas condições de oxigenação, que são por sua vez determinadas pela profundidade da lâmina d'água. A predominância de filos e classes adaptados a processos anaeróbios ou microaerófilos, a maior riqueza em ambientes menos drenados e a clara segregação entre tratamentos reforçam o papel dos Organossolos como ecossistemas com alta especialização microbiana.

A diversidade alfa mostra que ambientes menos drenados sustentam maior número de grupos bacterianos. A diversidade beta reforça que os tratamentos não diferem apenas em quantidade de espécies, mas também em estrutura funcional da comunidade, com claras transições entre rotas aeróbias e anaeróbias. Juntos, esses resultados indicam que o controle hidrológico em Organossolos atua regulando a composição microbiana.

6 CONCLUSÕES GERAIS

O manejo do solo, especialmente a drenagem e a calagem em Organossolos (*Histosols*), exerce um impacto predominantemente negativo na dinâmica da matéria orgânica do solo e na sua qualidade. A drenagem a longo prazo e práticas agrícolas intensivas levam à degradação da MOS, com perdas significativas de carbono e uma alteração na sua composição estrutural, favorecendo formas mais recalcitrantes. Isso é evidenciado pela redução de frações húmicas menos complexas e pelo aumento da liberação de CO₂, especialmente em curto e médio prazo, após a calagem.

Além disso, a drenagem promove alterações químicas adversas nos Organossolos, como a redução do pH e a diminuição do fósforo disponível, intensificando a mineralização da matéria orgânica e a subsidência do solo. O controle da lâmina de drenagem é fundamental para mitigar as emissões de CO₂ e preservar o estoque de carbono, sendo que a manutenção de níveis intermediários de lâmina d'água pode equilibrar os processos de mineralização aeróbia e metanogênese, reduzindo a liberação conjunta de CO₂ e CH₄.

A oxigenação, controlada pela profundidade da lâmina d'água, também molda fortemente a estrutura e a diversidade da comunidade bacteriana do solo, com ambientes menos drenados sustentando maior riqueza e especialização microbiana. A compreensão dessa relação microbiana-ambiental pode se tornar ferramenta para desenvolver estratégias de manejo que visem mitigar emissões de GEE. Manter regimes hídrico estáveis e evitar drenagens profundas favorece comunidades microbianas adaptadas à metanogênese lenta e ao armazenamento de carbono. Ao contrário, a exposição aeróbia acelera a decomposição e libera CO₂. Monitorar a estrutura bacteriana – especialmente filos como *Chloroflexota* e *Acidobacteriota* pode servir como indicador biológico dos impactos de manejo e das condições redox do sistema.

Visto a forte dependência do controle da lâmina de drenagem e de práticas agrícolas como a calagem e seus impactos na dinâmica de gases em Organossolos, ressalta-se a necessidade de políticas de conservação que assegurem a manutenção desses ecossistemas. Tais medidas são essenciais não apenas para a mitigação das mudanças climáticas, mas também para a preservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos associados a esses solos.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AICH, S.; MCVOY, C. W.; DRESCHER, T. W.; SANTAMARIA, F. Estimating soil subsidence and carbon loss in the Everglades Agricultural Area, Florida using geospatial techniques. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 171, 124– 133, 2013.
- AIDE, M. T.; AIDE, C.; BRADE, I. Soil genesis of Histosols and Gelisols with a emphasis on soil processes supporting carbon sequestration. **IntechOpen**, 2020.
- AKKER, J.; HENDRIKS, R.; PLEIJTER, M. CO₂ emissions of peat soils in agricultural use: calculation and prevention. **Agrociencia**, vol. 16, no. 3, p. 43–50, 2012. <https://doi.org/10.2477/VOL16ISS3PP43-50>
- ALBERT, R.M.; BAMFORD, M.K.; CABANES, D. Palaeoecological significance of palms at Olduvai Gorge, Tanzania, based on phytolith remains. **Quaternary International**, 193(2):41-48, 2009.
- ALEXANDRE, A.; MEUNIER J.D.; COLIN, F.; KOUD, J.M. Plant impact on the biogeochemical cycle of silicon and related weathering processes. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, 61(3):677-682, 1997.
- ALVES, B.J.R.; ZOTARELLI, L.; JANTALIA, C.P.; BODDEY, R.M.; URQUIAGA, S. Emprego de isótopos estáveis para o estudo do carbono e nitrogênio no sistema solo-planta. In: AQUINO, A.M.; ASSIS, R.L. (Org.). **Processos biológicos no sistema solo-planta: ferramentas para uma agricultura sustentável**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, v.1, p.343-368, 2005.
- AMALEVICIUTE-VOLUNGE, K.; VOLUNGEVICIUS, J.; CEPONKUS, J.; PLATAKYTE, R.; MOCKEVICIENE, I.; SLEPETIENE, A.; LEPANE, V. The Impact of Profile Genesis and Land Use of Histosol on Its Organic Substance Stability and Humic Acid Quality at the Molecular Level. **Sustainability**, 2023;15(7);5921.
- ANDERSEN, K.; KIRKEGAARD, R.; KARST, S.; BIOXIV, M. A. Ampvis2: an R package to analyse and visualise 16S rRNA amplicon data. **bioRxiv**, 2018. DOI 10.1101/299537.
- ANDREWS, S. Babraham bioinformatics - FastQC: a quality control tool for high throughput sequence data. **Soil**, vol. 5, no. 1, 2020.
- ANGLE, J. C.; MORIN, T. H.; SOLDEN, L. M.; NARROWE, A. B.; SMITH, G. J.; BORTON, M. A.; REY-SANCHEZ, C.; DALY, R. A.; MIRFENDERESGI, G.; HOYT, D. W.; RILEY, W. J.; MILLER, C. S.; BOHRER, G.; WRIGHTON, K. C. Methanogenesis in oxygenated soils is a substantial fraction of wetland methane emissions. **Nature Communications**, vol. 8, no. 1, p. 1567, 2017. DOI 10.1038/S41467-017-01753-4.

ANJOS, L. H. C.; JACOMINE, P. K. T.; SANTOS, H. G.; OLIVEIRA, V. A.; OLIVEIRA, J. B. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. In: KER, J. C.; CURI, N.; SCHAEFER C. E. G. R.; TORRADO, P. V. **Pedologia Fundamentos**. Viçosa (MG): SBCS, 303 - 343p, 2012.

ANJOS, L. H. C.; KER, J. C.; SHIMIZU, S. H.; PEREIRA, M. G.; ARAÚJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, V. A. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 8ed. Revisada e ampliada, Viçosa – MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2025.

ARAÚJO, K. V.; DE PAULA, A. M.; BUSATO, J. G.; HORAK-TERRA, I.; DOBBS, L. B. Anthropoc Interventions Change Biological Quality and Organic Matter Characteristics of Savanna Palm Swamps (Vereda) Soils from Central Brazil. **Eurasian Soil Science**, v. 58, n. 2, p. 20, 2025.

ASSUNÇÃO, S. A.; PEREIRA, M. G.; ROSSET, J. S.; BERBARA, R. L. L.; GARCÍA, A. CALDERÍN. Carbon input and the structural quality of soil organic matter as a function of agricultural management in a tropical region of Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 658, n. 25, p. 901-911, 2019.

ASTIANI, D.; WIDIASTUTI, T.; EKAMAWANTI, H.; EKYASTUTI, W.; ROSLINDA, E.; MUJIMAN, M. The partial contribution of CO₂-emission losses from subsidence in small-holder oil palm plantation on a tropical peatland in West Kalimantan, Indonesia. **Biodiversitas Journal of Biological Diversity**, 2023. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d231252>.

AZEVEDO, V. G.; SARTORI, S.; CAMPOS, L. M. S. CO₂ emissions: A quantitative analysis among the BRICS nationsRenewable and Sustainable Energy Reviews. **Elsevier Ltd**, 2018.

BAES, A. U.; BLOOM, P. R. Diffuse reflectance and transmission Fourier transform infrared (DRIFT) spectroscopy of humic and fulvic acids. **Soil Science Society of American Journal**, 53(3): 695-700, 1989.

BARANIAN KABIR, E.; BASHARI, H.; MOSADDEGHI, M. R.; BASSIRI, M. Soil aggregate stability and organic matter as affected by land-use change in central Iran. **Arch Agronomy Soil Science**, 63(13): 1823-1837, 2017.

BEAUDETTE DE ROUDIER, P.; O'GEEN, A. T. Algorithms for quantitative pedology: A toolkit for soil scientists. **Computers & Geosciences**, 52: 258-268, 2013.

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

BENITES, V. D. M.; MENDONÇA, E.S.; SCHAEFER, C. E. R.; MARTIN NETO, L. Caracterização dos ácidos húmicos extraídos de um Latossolo Vermelho-Amarelo e de um Podzol por análise termodiferencial e pela espectroscopia de absorção no infravermelho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 23:543-551, 1999.

BENITES, V.M.; SCHAEFER, C.E.G.R.; SIMAS, F.N.B.; SANTOS, H.G. Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. **Brazilian Journal of Botany**, 30:569-77, 2007.

BISPO, D.F.A.; SILVA, A.C.; MATOSINHOS, C.C.; SILVA, M.L.N.; BARBOSA, M.S.; SILVA, B.P.C.; BARRAL, U.M. Characterization of headwaters peats of the Rio Araçuaí, Minas Gerais State, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 39:475-89, 2015.

BITTENCOURT, A. C. S. P.; MARTIN, L.; DOMINGUEZ, J. M. L. Evolução paleogeográfica quaternária da costa do estado de Sergipe e costa sul do estado de Alagoas. **Revista Brasileira de Geociências**, São Paulo; 13: 93-97, 1983.

BONANOMI, G.; IPPOLITO, F.; CESARANO, G.; VINALE, F.; LOMBARDI, N.; CRASTO, A.; WOO, S. L.; SCALA, F. Biochar chemistry defined by ¹³C-CPMAS NMR explains opposite effects on soilborne microbes and crop plants. **Applied Soil Ecology**, 124:351–361, 2018.

BOUTTON, T.W. Stable carbon isotope ratios of soil organic matter and their use as indicators of vegetation and climate change. In: BOUTTON, T.W., YAMAZAKI, S.I. (Eds.), *Mass Spectrometry of Soils*. Marcel Dekker, New York, p. 47-82, 1996.

BOUTTON, T.W.; ARCHER, S.R.; MIDWOOD, A.J.; ZITZER, S.F.; BOL, R. $\delta^{13}\text{C}$ values of soil organic carbon and their use in documenting vegetation change in a subtropical savanna ecosystem. **Geoderma** 82:5-41, 1998.

BRADY, N. C. *Natureza e propriedade dos solos*. 7 ed. Editora Freitas Bastos, Rio de Janeiro, 878 pp. 1989.

BREMOND, L.; ALEXANDRE, A.; HELY, C.; GUIOT, J. A phytolith index as a proxy of tree cover density in tropical areas: calibration with Leaf Area Index along a forest-savanna transect in southeastern Cameroon. **Global and Planetary Change**. 45(4):277-293, 2005.

BUOL, S. W.; HOLE, F. D.; MC CRACKEN, R. J. **Soil genesis and classification**. Ames, Iowa State University Press, p. 404, 1980.

BUOL, S.W.; HOLE, F.D.; McCRACKEN, R.J.; SOUTHARD, R.J. **Soil genesis and classification**. 4 ed. Ames, Iowa State University Press, p. 527, 1997.

CALEGARI, M. R. **Ocorrência e significado paleoambiental do horizonte A húmico em Latossolos**. 259p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição Mineral de Plantas). Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

CALLAHAN, B. J.; MCMURDIE, P. J.; ROSEN, M. J.; HAN, A. W.; JOHNSON, A. J. A.; HOLMES, S. P. DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. **Nat. Methods**, vol. 13, p. 581–583, 2016.

CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science of Society American Journal**. 56:777-83, 1992.

CAMPOS, A. C.; LABOURIAU, L. G. Corpos Silicosos de Gramíneas dos Cerrados – II. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 4:143-151, 1969.

CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A. **Humosfera: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas**. Campos dos Goytacazes, UENF. 348p. 2005.

CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A.; MORAES, A. A.; RUMJANEK, V. M.; OLIVARES, F. L. Avaliação de características de ácidos húmicos de resíduos de origem urbana: I. Métodos espectroscópicos (UV-Vis, IV, RMN ¹³C-CP/MAS) e microscopia eletrônica de varredura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 4, p. 741-750, 2000.

CHEN, S.; ZHOU, Y.; CHEN, Y.; GU, J. Fastp: an ultra-fast all-in-one FASTQ preprocessor. **Bioinformatics**, vol. 34, p. i884–i890, 2018.

COE, H. H. G. **Fitólitos como indicadores de mudanças na vegetação xeromórfica da região de Búzios/Cabo frio, RJ, durante o Quaternário**. 340p. Tese (Doutorado em Geologia e Geofísica Marinha). Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2009.

COLE, J. R.; WANG, Q.; FISH, J. A.; CHAI, B.; MCGARRELL, D. M.; SUN, Y.; BROWN, C. T.; PORRAS-ALFARO, A.; KUSKE, C. R.; TIEDJE, J. M. Ribosomal database project: data and tools for high throughput rRNA analysis. **Nucleic Acids Res.**, vol. 42 (D1), p. D633–D642, 2014.

CONCHEDDA, G.; TUBIELLO, F. N. Drainage of organic soils and GHG emissions: Validation with country data. **Earth System Science Data**, v. 12, n. 4, p. 3113–3137, fev. 2020.

CONRAD, R. Methane Production in Soil Environments-Anaerobic Biogeochemistry and Microbial Life between Flooding and Desiccation. vol. 8, no. 6, p. 881, 11 Jun. 2020.

CORBETT, J. E.; TFAILY, M. M.; BURDIGE, D. J.; GLASER, P. H.; CHANTON, J. P. The relative importance of methanogenesis in the decomposition of organic matter in northern peatlands. **Journal of Geophysical Research**, vol. 120, no. 2, p. 280–293, 1 Feb. 2015.

COTRUFO, M. F.; LAVALLEE, J. M. Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. **Advances in agronomy**, 172:1-66, 2022.

CROOKSTON, B. S.; YOST, M. A.; BOWMAN, M.; VEUM, K.; STEVENS, J. R. Microbial respiration gives early indication of soil health improvement following cover crops. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 78, n. 3, p. 272–281, 2023.

CRUZ, C. D.; REGAZZI, A. J.; CARNEIRO, P. C. S. **Modelos biométricos aplicados ao melhoramento genético**. v. 1, 4. ed. Viçosa: UFV, 514 p. 2012.

DE SÁ MENDONÇA, E.; DA SILVA MATOS, E. Matéria orgânica do solo: métodos de análises. **Brasil: ABEAS**, 2005.

DELHON, C. **Anthropisation et paléoclimats du Tardiglaciaire à l'Holocène en moyenne vallée du Rhône: études pluridisciplinaires des spectres phytolithiques et pédoanthracologiques de séquences naturelles et de sites archéologiques**. 244p. Tese. Université de Paris; Paris. 2005.

DEMIN, K. A.; PRAZDNOVA, E. V.; MINKINA, T. M.; GOROVTSOV, A. V. Sulfate-reducing bacteria unearthed: ecological functions of the diverse prokaryotic group in terrestrial environments. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 90, n. 4, p. e01390-23, 2024.

DIDION, J. P.; MARTIN, M.; COLLINS, F. S. Atropos: specific, sensitive, and speedy trimming of sequencing reads. **PeerJ**, vol. 5, e3720, 2017.

DROSOS, M.; NEBBIOSO, A.; PICCOLO, A. Humeomics: a key to unravel the humusic pentagram. **Applied Soil Ecology**, 123, p. 513-516, 2017.

DUŠEK, J.; DAŘENOVÁ, E.; PAVELKA, M.; MAREK, M. V. Methane and carbon dioxide release from wetland ecosystems. [S. l.]: Elsevier, 2020. p. 509–553.

EBELING, A. G.; ANJOS, L. H. C. D, PEREIRA, M. G, VALLADARES, G. S.; PÉREZ, D. V. Substâncias húmicas e suas relações com o grau de subsidência em Organossolos de diferentes ambientes de formação no Brasil. **Revista Ciência Agronômica**. 44:225-33, 2013.

EDGAR, R. C. Search and clustering orders of magnitude faster than BLAST. **Bioinformatics**, vol. 26, p. 2460–2461, 2010.

FANNING, D.S.; FANNING, M.C.B. **Soil morphology, genesis, and classification**. John Wiley & Sons, New York, 395 pp, 1989.

FAO; ITPS. Global Soil Organic Carbon Map (GSOC map). Technical report.:1–162, 2018.

FAO-ITPS. **Protocol for the assessment of sustainable soil management**. FAO Rome, Italy, 2020.

FIALHO, E. S.; MACHADO, L. A. Classificação climática do estado do Rio de Janeiro. **Revista Continentes**, [S.I.], n. 23, p. 367-390, 2024.

FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P; NOGUEIRA, D. A. ExpDes: Experimental Designs package. R package version 1.1.2. 2013.

FERREIRA, T. O.; OTERO, X. L. VIDAL-TORRADO, P.; MACÍAS, F. Redox Process in Mangrove Soils under in Relation to Different Environmental Conditions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 71, n. 2, p. 484-491, 2007.

FERREIRA, T. O.; VIDAL-TORRADO, P.; OTERO, X. Ç.; MACÍAS, F. Area mangrove forest substrates sediments or soils? A case study in southeastern Brazil. **Catena**, v. 70, n. 1, p. 79-91, 2007.

FRECHES, A.; FRADINHO, J. C. The biotechnological potential of the Chloroflexota phylum. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 90, n. 6, p. e01756-23, 2024.

FRONZA, E. E.; TEN CATEN, A.; BITTENCOURT, F.; ZAMBIAZI, D. C.; FILHO, A. L. S.; SEÓ, H. L. S.; LOSS, A. Carbon sequestration potential of pastures in Southern Brazil: A systematic review. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 48, p. e0230121, 2024.

GARCÍA, A. C.; CASTRO, T. A. V. T.; BERBARA, R. L. L.; TAVARES, O. C. H.; ELIAS, S. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; PEREIRA, M. G.; ZONTA E. Revisão Sobre a Relação Estrutura-Função das Substâncias Húmicas e a sua Regulação do Metabolismo Oxidativo em Plantas. **Revista. Virtual de Química**, v. 11, n. 3, p. 754-770, 2019.

GARCÍA, A. C.; SOUZA, L. G. A.; PEREIRA, M. G.; Castro N, R; GARCIA-MINA, J. M.; ZONTA, E.; LISBOA, F. J. G.; BERBARA R. L. L. Structure-Property-Function Relationship in Humic Substances to Explain the Biological Activity in Plants. **Scientific Reports**, 6:20798, 2016.

GARCIA, M. J. Potencialidade e aplicação de turfas. **Revista UnG**, 1:16-30. 1996.

GIOVANETTI-ALVES, R.; ZAÚ, A. S; OLIVEIRA, R. R. Flora dos Campos de Altitude em quatro áreas do Maciço do Itatiaia, nos Estados do Rio de Janeiro e de Minas Gerais, Brasil. **Pesquisas Botânica**, n.69, p.109-140, 2016.

GLINA, B.; YETUNDE, F. M.; MENDYK, Ł.; PIERNIK, A. Soil water repellency and its importance for the climate-smart sustainable management of fen peatland soils in Central Poland. **Geoderma Regional**, v. 39, fev. 2024.

GOMEZ, E.T.; BERBARA, R.L.L.; PEREIRA, M.G.; URQUIAGA, S.S.; TAVARES, O. H.; ASSUNÇÃO, S. A.; ZONTA, E.; BRASIL, N.M.A.S.; GARCÍA, A. C. Effects of farmed managements in sandy soils on composition and stabilization of soil humic substances. **Land Degradation Development**, v. 658, p. 901-911, 2019.

GRENON, G.; SENA, A.; MADRAMOOTOO, C. A.; VON SPERBER, C.; HAMRANI, A. Linking soil phosphorus pools to drainage water quality in intensively cropped organic soils. **Agricultural Water Manage**, 272:107860, 2022.

GUPTA, A.; DUTTA, A.; SARKAR, J.; PANIGRAHI, M.; Sar, P. Low-Abundance Members of the Firmicutes Facilitate Bioremediation of Soil Impacted by Highly Acidic Mine Drainage From the Malanjkhand Copper Project, India. **Frontiers in Microbiology**, 2018.

HANSEN, J. E. Storms of my grandchildren: The truth about the coming climate catastrophe and our last chance to save humanity, James Hansen; illustrations by Makiko Sato. (1st U.S. ed.). Bloomsbury USA, 2009.

HANSEN, J. E.; SATO, M.; SIMONS, L.; NAZARENKO, L. S.; SANGHA, I.; KHARECHA, P.; ZACHOS, J. C.; VON SCHUCKMANN, K.; LOEB, N. G.; OSMAN, M. B.; JIN, Q.; TSELIODIS, G.; JEONG, E.; LACIS, A.; RUEDY, R.; RUSSELL, G.; CAO, J.; LI, J. Global warming in the pipeline. **Oxford Open Climate Change**, 3(1), kgad008, 2023.

HART, G.; LEONARD, R.E.; R.S. PIERCE. Leaf fall, humus depth, and soil frost in a northern hardwood forest. US Forest Service Research, Note NE-131, p. 12, 1962.

HILBERT, D. W.; ROULET, N.; MOORE, T. Modelling and analysis of peatlands as dynamical systems. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 2, p. 230-242, 2000.

INTERNATIONAL UNION OF SOIL SCIENCES WORKING GROUP. **World Reference Base for Soil Resources**. International soil classification system for naming soils and legends for soil maps, Vienna, Austria, 2022.

JIA, J.; LI, X.; FENG, X. Effect of drainage on microbial transformation processes of soil organic carbon in two typical wetlands of China. **Chinese Journal of Applied Ecology**, [S. l.], v. 35, n. 1, p. 133–140, 2024.

JOOSTEN, H.; CLARKE, D. Wise use of mires and peatlands: background and principles including a framework for decision-making. International Mire Conservation Group / International Peat Society, Saarijärvi, 2002.

JUAN, J. I. A.; XINGQI, L. I.; XIAOJUAN, F. Effect of drainage on microbial transformation processes of soil organic carbon in two typical wetlands of China. **Chinese Journal of Applied Ecology/Yingyong Shengtai Xuebao**, v. 35, n. 1, 2024.

KALISZ, B.; LACHACZ, A.; GLAZEWSKI, R. Transformation of some organic matter components in organic soils exposed to drainage. **Turkish journal of Agriculture and Forestry**, 34(3):245-256, 2010.

KÄMPF, N.; CURI, N. Formação e evolução do solo (pedogênese). In: Ker, J. C.; Curi, N.; SCHAEFER, C. E. G. R.; Vidal-Torrado, P. (Eds.). **Pedologia: fundamentos**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 207-302, 2012.

KASSAMBARA, A. ggpubr: “ggplot2” based publication ready plots. **R package**, version 0.2, 2020. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=ggpubr>

KEELER, C.; KELLY, E. F.; MACIEL, G. E. Chemical-structural information from solid-state ¹³C NMR studies of a suite of humic materials from a lower montane forest soil, Colorado, USA. **Geoderma**, 130:124-140, 2006.

KHATTREE, R.; NAIK, D.N. Multivariate data reduction and discrimination with SAS software. New York: BBU and John Wiley Sons, 574p, 2000.

KLÖVE, B.; MARGRETHE, H.; KVITSND, L.; PITKÄNEM, T.; GUNNANRSDOTTIR, M. J.; GAUT, S.; GARDARSSON, S. M.; RPSSO, P. M.; MIETTINEN, I. Overview of groundwater sources and water-supply systems, and associated microbial pollution, in Finland, Norway and Iceland. **Hydrogeology Journal**, 25(4), 2017.

KOGEL-KNABNER, I. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. **Soil Biology and Biochemistry**, 34:139-162, 2002.

KOIVUNEN, I.; MUOTKA, T.; JOKIKOKKO, M.; VIRTANEN, R.; JYVÄSJÄRVI, J. Downstream impacts of peatland drainage on headwater stream biodiversity and ecosystem functioning. **Forest Ecology and Management**, 543:121143, 2023.

KÖNÖNEN, M.; JAUHIAINEN, J.; LAIHO, R.; KUSIN, R. K.; VASANDER, H. Physical and chemical properties of tropical peat under stabilised land uses. *Mires Peat*. 16:1-13, 2015.

KONONOVA, M. M. Materia orgánica del suelo: Su naturaleza, propiedades y métodos de investigación. Barcelona, Oikostau, 1982. 364p.

KUMADA, K. Chemistry of soil organic matter. [s.l.] **Elsevier**, 1988. v. 17.

LAHTI, L.; SHETTY, S. Introduction to the microbiome R package. Preprint at **microbiome.github.io**, 2018.

LAL, R. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. **Science**, v. 304, 5677, p. 1623-1627, 2004.

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

LEIFELD, J.; MENICHETTI, L. The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. **Nature Communications**, 9: 1071, 2018.

LIU, H.; REZANEZHAD, F.; LENNARTZ, B. Impact of land management on available water capacity and water storage of peatlands. **Geoderma**, 406:115521, 2022.

LOKE, P. F.; KOTZÉ, E.; DU PREEZ, C.C.; TWIGGE, L. Dynamics of soil carbon concentrations and quality induced by agricultural land use in Central South Africa. **Soil Science Society of American Journal**, 83(2):366-379, 2019.

LOPES, W. A.; FASCIO, M. Esquema para interpretação de espectros de substâncias orgânicas na região do infravermelho. **Química Nova**, 27:670-673, 2004.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; BEUTLER, S. J.; PERIN, A.; DOS ANJOS, L. H. C. Carbono mineralizável, carbono orgânico e nitrogênio em macroagregados de Latossolo sob diferentes sistemas de uso do solo no Cerrado Goiano. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 5, p. 2153–2168, 2013.

LOVE, M. I.; HUBER, W.; ANDERS, S. Moderated estimation of fold change and dispersion for RNA-seq data with DESeq2. **Genome Biology**, vol. 15, no. 12, 2014.

LUO, Z.; LI, Q.; XIE, Y.; LV, A.; QI, Y.; LI, M.; QU, Y.; LIU, Z.; LI, Y.; RAO, Y.; JIAO, J.; LIU, L.; RAO, M.; HEDLUND, B.; EVANS, P.; FANG, Y.; SHU, W.; HUANG, L.; LI, W.; HUA, Z. Temperature, pH, and oxygen availability contributed to the functional differentiation of ancient Nitrososphaeria. **The ISME Journal**, 2024.

LYNAS, M.; HOULTON, B. Z. PERRY, S. Greater than 99% consensus on human caused climate change in the peer-reviewed scientific literature. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 11, p. 114005, 2021.

LYNN, W.C.; MCKINZIE, W.E.; GROSSMAN, R.B. Field laboratory tests for characterization of Histosols. In: STELLY, M. (Ed.). Histosols: their characteristics, classification and use

(SSSA special publication series, 6). Madison: **Soil Science Society of American Journal**, p. 11-20, 1974.

MADELLA, M., JONES, M.K., ECHLIN, P., POWERS-JONES, A., MOORE, M. Plant water availability and analytical microscopy of phytoliths: implications for ancient irrigation in arid zones. **Quaternary International**, 193(1-2):32-40, 2009.

MADELLA, M.; ALEXANDRE, A.; BALL, T. International code for phytolith nomenclature 1.0. **Annals of Botany**, Oxford; 96:253-260, 2005.

MAGOČ, T.; SALZBERG, S. L. FLASH: fast length adjustment of short reads to improve genome assemblies. **Bioinformatics**, vol. 27, p. 2957–2963, 2011.

MARQUES NETO, R. Geomorfologia e geossistemas: influências do relevo na definição de unidades de paisagem no Maciço Alcalino do Itatiaia (MG/RJ). **Revista Brasileira de Geomorfologia**. 17(4). 729-742, 2016.

MARQUES NETO, R.; PEREZ FILHO, A.; OLIVEIRA, T. A. Itatiaia Massif: morphogenesis of southeastern brazilian highlands. In: Vieira, BC, Salgado, ALR, SANTOS, LJC. (eds.) **Landscapes and landforms of Brazil**. New York: Springer. 403p, 2015.

MARTINELLI, G. Mountain biodiversity in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, 30(4), 587-597, 2007.

MARTINEZ ARBIZU, P. pairwiseAdonis: Pairwise multilevel comparison using adonis. R package version 0.4, 2020.

MATEI, S.; MATEI, G.-M.; DUMITRU, S.; MOCANU, V. Soil respiration as microbial response to the endogen input of bio-synthesized organic matter and its implication in carbon sequestration. **Carpathian J Earth Environ Sci**, v. 18, n. 1, p. 51–64, 2023.

MCMURDIE, P. J.; HOLMES, S. Phyloseq: an R package for reproducible interactive analysis and graphics of microbiome census data. **PLoS One**, vol. 8, e61217, 2013.

MENDIBURU, F. DE. Package “agricolae” Title Statistical Procedures for Agricultural Research. **Statistical procedures for agricultural research**, 2020.

MIKRYUKOV, V. Miscellaneous functions for metagenomic analysis, 2019.

MIN, Y.; GAO, Q.; WANG, Y.; YU, X.; TONG, L.; SU, P.; BIAN, H. Flooding lowers the emissions of CO₂ and CH₄ during the freeze-thaw process in a lacustrine wetland. **Catena**, v. 227, p. 107132, 2023.

MIRABITO, A. J.; CHAMBERS, L.G. Quantifying mineral-associated organic matter in wetlands as an indicator of the degree of soil carbon protection. **Geoderma**, 430:116327, 2023.

MITCHELL, E. A.; BUTTLER, A.; GROSVERNIER, P.; RYDIN, H.; SIEGENTHALER, A.; GOBAT, J. M. Contrasted effects of increased N and CO₂ supply on two keystone species in peatland restoration and implications for global change. *Journal of Ecology*, 529-533, 2002.

MODENESI, M. C. Depósitos de vertente e evolução quaternária do Planalto do Itatiaia. **Revista do Instituto Geológico**. 3(1):31–46, 1992.

MODENESI, M. C.; TOLEDO, M. C. M. Morfogênese quaternária e intemperismo: colúvios do Planalto do Itatiaia. **Revista do Instituto Geológico**. 14(21):45–53, 1993.

MORAN-RODAS, V. E.; JOERGENSEN, R. G.; WACHENDORF, C. Does liming improve microbial carbon use efficiency after maize litter addition in a tropical acidic soil? **Biology and Fertility of Soils**, v. 59, n. 6, p. 619–627, 2023.

MORRIS, P. J.; SWINDLES, G. T.; VALDES, P. J.; IVANOVIC, R. F.; GREGOIRE, L. J.; SMITH, M. W.; TARASOV, L.; HAYWOOD, A. M.; BACON, K. L. Global peatland initiation driven by regionally asynchronous warming. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 115(19):4851-4856, 2018.

MOURA, O. V. T.; CASTRO, T. A. V. T.; FRANÇA, D. O.; TAVARES, O. C. H.; SILVA, C. F. D.; PEREIRA, M. G.; GARCÍA, A. C. Spectroscopic techniques combined with chemometrics to study organic matter in tropical soils with different degrees of pedogenetic evolution. **Química Nova**, 45:40-47, 2022.

MUNJONJI, L.; INNOCENTIA, H. N.; AYISI, K. K.; DLAMINI, P.; MABITSELA, K. E.; LEHUTJO, C. M.; ZWANE, P. S. M. Seasonal dynamics of soil CO₂ emissions from different semi-arid land-use systems. **Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science**, v. 74, n. 1, p. 2312934, 2024.

MYHRE, G.; SHINDELL, D.; BRÉON, F.-M.; COLLINS, W.; FUGLESTVEDT, J.; HUANG, J.; KOCH, D.; LAMARQUE, J.-F.; LEE, D.; MENDOZA, B.; NAKAJIMA, T.; ROBOCK, A.; STEPHENS, G.; TAKEMURA, T.; ZHANG, H. Anthropogenic and natural radiative forcing. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 659–740, 2013.

NIEMEYER, J.; CHEN, Y.; BOLLAG, J. M. Characterization of humic acids, composts, and peat by diffuse reflectance Fourier-transform infrared spectroscopy. **Soil Science Society of American Journal**, 56(1):135-140, 1992.

NKONYA, E. M. **Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems.** 2019.

NOVOTNY, E. H.; MARTIN-NETO, L. Spectroscopic Studies of Soil Humic Acids from Tillage Systems Experiments - Multivariate Data Analyzes. In: 12th International Meeting of the International Humic Substances Society, São Pedro, p. 314-317, 2004.

OKSANEN, J.; LEGENDRE, P.; O'HARA, B.; STEVENS, M. H. H.; OKSANEN, M. J.; SUGGESTS, M. Vegan: Community Ecology Package. **Community ecology package**, vol. 10, no. 10, 2020.

OLIVEIRA FILHO, J. S.; DOS SANTOS, O. A. Q.; TAVARES, O. C. H.; FAGUNDES, H. S.; DINIZ, Y. V. F. G.; PINTO L. A. S. R.; DA SILVA NETO, E. C.; PEREIRA, M. G. Changes in soil phosphorus pools induced by drainage in tropical peatlands: Evidence in monoculture and intercropping long-term systems. **Soil and Tillage Research**, 211:105056, 2021.

OLSON, JAMES C. **Red Cloud and the Sioux problem.** U of Nebraska Press, 1965.

PAGE, S. E.; RIELEY, J. O.; BANKS, C. J. Global and regional importance of the tropical peatland carbon pool. **Global change biology**, v. 17, n. 2, p. 798-818, 2011.

PARKS, D. H.; CHUVOCHINA, M.; RINKE, C.; MUSSIG, A. J.; CHAUMEIL, P.-A.; HUGENHOLTZ, P. GTDB: an ongoing census of bacterial and archaeal diversity through a phylogenetically consistent, rank normalized and complete genome-based taxonomy. **Nucleic Acids Res.**, vol. 50 (D1), p. D785–D794, 2022.

PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C.; VALLADARES, G. S. Organossolos: Ocorrência, gênese, classificação, alterações pelo uso agrícola. In: VIDAL-TORRADO, P.; COOPER, M.; SILVA, A.P.; CARDOSO, E.J. (Org.). **Tópicos em Ciência do Solo**. 4.ed. Viçosa v.4, p.233-276, 2005.

PÉREZ, M. G.; MARTIN-NETO, L.; SAAB, S. C.; NOVOTNY, E. H.; MILORI, D. M. B. P.; BAGNATO, V. S.; COLNAGO, L. A.; MELO, W. J.; KNICKER, H. Characterization of humic acids from a Brazilian Oxisol under different tillage systems by EPR, ¹³C NMR, FTIR and fluorescence spectroscopy. **Geoderma**, 118: 181-190, 2004.

PESSENDA, L. C. R. The use of carbon isotopes (¹³C, ¹⁴C) in soil to evaluate vegetation changes during the Holocene in Central Brazil. **Radiocarbon**; 38:191- 201. 1996.

PESSENDA, L. C. R.; GOUVEIA, S.E.M.; FREITAS, H.A.; RIBEIRO, A.S.; ARAVENA, R.; BENDASSOLLI, J. A.; LEDRU, M.P; SIFEDDINE, A.; SCHESS-YBERT, R. Isótopos do Carbono e suas aplicações em estudos Paleoambientais. In: SOUZA, C. R. G.; SUGUIO, K.;

OLIVEIRA, A. M. S.; OLIVEIRA, P. E. **Quaternário do Brasil**. Ribeirão Preto SP: Holos Editora, p. 75-93, 2005.

PESSENDA, L. C. R.; BUSO JUNIOR, A. A.; GOUVEIA, S. E. M.; LORENTE, F. L.; FRANCISQUINI, M. I. Estudos Interdisciplinares na Reconstrução Milenar da Dinâmica Climática, da Vegetação e Marinha - **Série Didática**. CENA/USP, Piracicaba. 144p., 2015.

PESSENDA, L. C. R.; SAIA, S. E. M. G.; GOUVEIA, S. E. M.; LEDRU, M. P.; SIFFEDINE, A.; AMARAL, P. G. C.; BENDASSOLLI, J. A. Last millennium environmental changes and climate inferences in the Southeastern Atlantic Forest, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 82:717-729, 2010.

PICCOLO, A.; SPACCINI, R.; DROSOS, M.; VINCI, G.; COZZOLINO, V. **The molecular composition of humus carbon: recalcitrance and reactivity in soils**. Academic Press: Cambridge, cap 4, 2018.

PIPERNO, D. R. **Phytoliths: A Comprehensive Guide for Archaeologists and Paleoecologists**. Lanham MD, Alta Mira Press. 238.1. 2006.

PLIESKI, G. L. A.; EBELING, A. G.; ANJOS, L. H. C.; PEREIRAM, M. G.; VALLADARES, G. S. Avaliação de métodos analíticos para determinar acidez em solos com alto teor de matéria orgânica. **Revista Universidade Rural: Série Ciências da Vida**, v. 24, n. 2, p. 15-21, 2004.

PRIMO, D. C.; MENEZES, R. S. C.; SILVA, T. O. Substâncias húmicas da matéria orgânica do solo: uma revisão de técnicas analíticas e estudos no nordeste brasileiro. **Scientia Plena**, Aracaju, v. 7, n. 5, p. 1-13, 2011.

QUAST, C.; PRUESSE, E.; YILMAZ, P.; GERKEN, J.; SCHWEER, T.; YARZA, P.; PEPLIES, J.; GLÖCKNER, F. O. The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. **Nucleic Acids Res.**, vol. 41, p. D590–D596, 2012.

R CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Version 3.5.0, 2023.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2021. Available from: <http://www.R-project.org/>.

RAIESI F. The quantity and quality of soil organic matter and humic substances following dryfarming and subsequent restoration in an upland pasture. **Catena**, 202:105249, 2021.

ROD, K. A.; PATEL, K. F.; ZHENG, J. Influence of water flow on heterotrophic respiration of natural soils. [*S. l.: s. n.*], 2022.

ROSSI, C.Q.; PEREIRA, M. G.; GARCIA, A. C.; BERBARA, R. L. L.; GAZOLLA, P. R.; PERIN, A.; GONZALEZ, A. P. Effects on the composition and structural properties of the humified organic matter of soil in sugarcane strawburning: A chronosequence study in the Brazilian Cerrado of Goiás State. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.216, p.34-43, 2016.

RUSSELL, F. H.; XIAOQIAO, L.; JAMES, H.; JOHNSON, W. D. Reaction of aquatic humic substances with aluminium: a ^{27}Al NMR study. **Mar Freshwat Res**, 48:377-383, 1997.

SAFFORD, H. D. Brazilian páramos IV. Phytogeography of the campos de altitude. **Journal of Biogeography**, 34, 1701-1722, 2007.

SAIA, S. E. M. G. **Reconstrução paleoambiental (vegetação e clima) no Quaternário tardio com base em estudo multi/interdisciplinar no Vale do Ribeira (sul do Estado de São Paulo)**. 119p. Tese (Doutorado em Ciências). Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

SALIMI, S.; ALMUKTAR, S. A.; SCHOLZ, M. Impact of climate change on wetland ecosystems: A critical review of experimental wetlands. **Journal of Environmental Management**, 286, 112160, 2021.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAÚJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5ª ed. revisada e ampliada. Brasília, DF: Embrapa, 2018, 356p

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAÚJO FILHO, J. C.; LIMA, H. N.; MARQUES, F. A.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 6ª ed. revisada e ampliada. Brasília, DF: Embrapa, 393p, 2025.

SANTOS, O. A. Q., SILVA NETO, E. C., GARCÍA, A. C., FAGUNDES, H. S., DINIZ, Y. V. F. G., FERREIRA, R.; PEREIRA, M. G. Impact of land use on Histosols properties in urban agriculture ecosystems of Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 44, e0200041, 2020(a).

SANTOS, O. A. Q.; DE OLIVEIRA TORCHIA, D. F.; DA SILVA, T. P.; DA SILVA NETO, E. C.; DE FIGUEIREDO GOMES DINIZ, Y. V.; DE SOUZA FAGUNDES, H.; GARCÍA, A. C.; PEREIRA, M. G. EFFECTS OF LONG-TERM MANAGEMENT ON SOIL ORGANIC CARBON IN TROPICAL PEATLANDS. **Revista de Gestão Social e Ambiental**, v. 18, n. 3, 2024.

SANTOS, O. A. Q.; TAVARES, O. C. H.; GARCÍA, A. C.; ROSSI, C. Q.; MOURA, O. V. T.; PEREIRA, W.; PINTO, L. A. S. R.; BERBARA, R. L. L.; PEREIRA, M. G. Fire lead to disturbance on organic carbon under sugarcane cultivation but is recovered by amendment with vinasse. **Science of the Total Environment**, 739:140063, 2020(b).

SCHAETZL, R.; ANDERSON, S. **Soils – Genesis and Geomorphology**. Cambridge University Press, Cambridge. 817 pp, 2005.

SCHEER, M. B.; CURCIO, G. R.; RODERJAN, C. V. Environmental functionalities of upper montane soils in Serra da Igreja, Southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. (35):1113-1126, 2011.

SCHIMMEL, H.; AMELUNG, W. Organic Soils. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Elsevier Ltd, 2022.

SEGNINI, A.; DE SOUZA, A. A.; NOVOTNY, E. H.; MILORI, D. M. B. P.; DA SILVA, W. T. L.; BONAGAMBA, T. J.; POSADAS, A.; QUIROZ, R. Characterization of Peatland Soils from the High Andes through ¹³C Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy. **Soil Science Society of American Journal**, 77(2):673-679, 2013.

SENDULSKY, T. S.; LABOURIAU, L. G. Corpos silicosos de gramíneas dos cerrados. I. In: Simpósio sobre Cerrado. **Anais, Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, RJ**. 12p., 1966.

SHEN, M.; LI, Q.; REN, M.; LIN, Y.; WANG, J.; CHEN, L.; LI, T.; ZHAO, J. Trophic Status Is Associated With Community Structure and Metabolic Potential of Planktonic Microbiota in Plateau Lakes. **Frontiers in Microbiology**. 2019. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.02560>.

SILES, J. A.; DÍAZ-LÓPEZ, M.; VERA, A.; EISENHAUER, N.; GUERRA, C. A.; SMITH, L. C.; BUSCOT, F.; REITZ, T.; BREITKREUZ, C.; VAN DEN HOOGEN, J. Priming effects in soils across Europe. **Global Change Biology**, v. 28, n. 6, p. 2146–2157, 2022.

SILVA NETO, E. C.; PEREIRA, M. G.; DE ARAUJO CARVALHO, M.; CALEGARI, M. R.; SCHIAVO, J.A.; DE PAULA SÁ, N.; ANJOS, L. H. C.; PESSENDA, L. C. R. Palaeoenvironmental records of Histosol pedogenesis in upland area, Espírito Santo State (SE, Brazil). **Journal of South American Earth Sciences**. 95:102301, 2019.

SILVA, M. L.; SILVA, A. C.; SILVA, B. P. C.; BARRAL, U. M.; SOARES, P. G. S.; VIDAL-TORRADO, P. Surface mapping, organic matter and water stocks in peatlands of the Serra do Espinhaço Meridional - Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. 37:1149-57, 2013.

SIMONSON, R. W. Outline of a generalized theory of soil genesis. **Soil Science Society of America Journal**, 23, pp. 152-156, 1959.

SOARES, P. F. C., DA SILVA, R. C., DA SILVA NETO, E. C., PEREIRA, M. G., JUNIOR, C. R. P., PESSEDA, L. C. R., & DOS ANJOS, L. H. C. Histosol pedogenesis in floodplain coastal environments in the state of Rio de Janeiro, Brazil. **Catena**, 207, 105612, 2021.

SOARES, P. F. C.; ANJOS, L. H. C.; PEREIRA, M. G.; PESSEDA, L. C. R. Histosols in an Upper Montane Environment in the Itatiaia Plateau. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. 40:1-13, 2016.

SOARES, P. F. C.; ZUCHELLO, F.; ANJOS, L. H. C.; PEREIRA, M. G.; OLIVEIRA, A. P. P. Soil attributes and c and n variation in Histosols under different agricultural usages in the state of Rio de Janeiro, Brazil. **Bioscience Journal**, v. 31, p. 1349-1362, 2015.

SOIL SURVEY STAFF. **Keys to Soil Taxonomy**. 13ed. US. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service: Washington, USA, 2022.

SONG, G.; NOVOTNY, E. H.; SIMPSON, A. J.; CLAPP, C. E.; HAYES, M. H. B. Sequential exhaustive extraction of a Mollisol soil, and characterizations of humic components, including humin, by solid and solution state NMR. **European Journal of Soil Science**, 59(3):505-516, 2008.

SRIDHAR, B.; LAWRENCE, G. B.; DEBENPORT, S. J.; FAHEY, T. J.; BUCKLEY, D. H.; WILHELM, R. C.; GOODALE, C. L. Watershed-scale liming reveals the short-and long-term effects of pH on the forest soil microbiome and carbon cycling. **Environmental Microbiology**, v. 24, n. 12, p. 6184–6199, 2022.

STANEK, W.; SILC, T. Comparisons of four methods for determination of degree of peat humification (decomposition) with emphasis on the von Post method. **Canadian Journal of Soil Science**, 57, 109-117, 1977.

STANLEY, E. H.; CASSON, N. J.; CHRISTEL, S. T.; CRAWFORD, J. T.; LOKEN, L. C.; OLIVER, S. K. The ecology of methane in streams and rivers: patterns, controls, and global significance. **Ecological monographs**, 86(2), 146-171, 2016.

STEFFEN, W.; GRINEVALD, J.; CRUTZEN, P.; McNEILL, J. The Anthropocene: Conceptual and historical perspectives. **Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, v. 369, n. 1938, p. 842-867, 2011.

STEVENSON, F. J. Extraction, fractionation, and general chemical composition of soil organic matter. **Humus chemistry**. New York: Wiley & Sons, p. 26-53, 1982.

STEVENSON, J.F. **Humus chemistry, gênese, composition, reactions**. 2.ed. New York, John Wiley, 496p, 1994.

SUN, K.; YU, M.; ZHU, X.; XUE, C.; ZHANG, Y.; CHEN, X.; YAO, P.; CHEN, L.; FU, L.; YANG, Z.; ZHANG, X. Microbial communities related to the sulfur cycle in the Sansha Yongle Blue Hole. **Microbiology Spectrum**. 2023; 11. <https://doi.org/10.1128/spectrum.01149-23>.

SWIFT, R. S. Organic matter characterization. In: SPARKS, D.L.; PAGE, A.L.; HELMKE, P.A.; LOEPPERT, R.H.; SOLTANPOUR, P.N.; TABATABAI, M.A.; JOHNSTON, C.T.; SUMNER, M.E., eds. *Methods of soil analysis. Chemical methods. Part 3*. Madison, Soil Science Society of America; American Society of Agronomy, 1996. p.1011-1020. (Soil Science Society of America Book Series, 5).

SZAJDAK, L. W.; JEZIERSKI, A.; WEGNER, K.; MEYSNER, T.; SZCZEPÁŃSKI, M. Influence of drainage on peat organic matter: Implications for development, stability, and transformation. **Molecules**, 25(11):2587, 2020.

TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMAS, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (Org.). **Manual de métodos de análise de solos**. 3.ed. Brasília: Embrapa, 2017. 573p.

TEMMINK, R. J.; LAMERS, L. P.; ANGELINI, C.; BOUMA, T. J.; FRITZ, C.; VAN DE KOPPEL, J.; VAN DER HEIDE, T. Recovering wetland biogeomorphic feedbacks to restore the world's biotic carbon hotspots. **Science**, 376(6596), eabn 1479, 2022.

THIEL, V.; TANK, M.; BRYANT, D. A. Diversity of chlorophototrophic bacteria revealed in the omics era. **Annual review of plant biology**, v. 69, n. 1, p. 21-49, 2018.

TIAN, W.; WANG, W.; XIANG, X.; WANG, R.; XU, Y. Structural variations of bacterial community driven by Sphagnum microhabitat differentiation in a subalpine peatland. **Frontiers in Microbiology**, v. 10, p. 1661, 2019.

TIKKASALO, O.; PELTOLA, O.; ALEKSEYCHIK, P.; HEIKKINEN, J.; LAUNIAINEN, S.; LEHTONEN, A.; LI, Q.; MARTÍNEZ-GARCÍA, E.; PELTONIEMI, M.; SALOVAARA, P.; TUOMINEN, V.; MÄKIPÄÄ, R. Eddy-covariance fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O in a drained peatland forest after clear-cutting. **Biogeosciences**, v. 22, n. 5, p. 1277-1300, 2025.

TURETSKY M. R.; KOTOWSKI, W.; BUBIER, J.; DORAN, B.; ELLIS, C.; GORHAM, E.; HORNIBROOK, E. R. C.; JONES, M. C.; LYNCH, E.; O'DONNELL, J.; ROULET, N.; WICKLAND, K. P. A synthesis of methane emissions from 71 northern, temperate, and subtropical wetlands. **Global Change Biology**, 20, 2183–2197, 2014.

TWISS, P. C. Predicted world distribution of C₃ and C₄ grass phytoliths. In: Rapp Jr G., Mulholland S.C. (eds) **Phytolith systematics. Emerging Issues**, Advances in Archeological and museum science. Plenum Press, 113-128, 1992.

UKALSKA-JARUGA, A.; KLIMKOWICZ-PAWLAS, A.; SMRECZAK, B. Characterization of organic matter fractions in the top layer of soils under different land uses in Central-Eastern Europe. **Soil Use and Management**, 35(4):595-606, 2019.

UNDP. **The climate dictionary**: Na everyday guide to climate change. Retrieved from: <https://climatepromise.undp.org/news-and-stories/climate-dictionary-everyday-guide-climate-change>. 2023.

UPDEGRAFF, K.; BRIDGHAM, S. D.; PASTOR, J.; WEYRICK, B. B.; CHIMNER, R. A. Response of CO₂ and CH₄ emissions from peatlands to warming and water table manipulation. *Ecological Applications*, Washington, v. 11, n. 2, p. 311-326, 2001.

URBANOVÁ, Z.; BÁRTA, J. Effects of long-term drainage on microbial community composition vary between peatland types. **Soil Biology & Biochemistry**, vol. 92, p. 16–26, 1 Jan. 2016. DOI 10.1016/J.SOILBIO.2015.09.017.

VALLADARES, G. S.; GOMES, E. G.; SOARES, M.; JOÃO CARLOS, C. B.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C.; EBELING, A. G.; BENITES, V. M. Análise dos componentes principais e métodos multicritério ordinais no estudo de Organossolos e solos afins. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, n.1, p.285-296, 2008.

Valladares, G.; Pereira, M.; Benites, V.; Anjos, L.; Ebeling, A.; Guareschi, R. Carbon and Nitrogen Stocks and Humic Fractions in Brazilian Organosols. **Revista Brasileira De Ciencia Do Solo**, 2016.

VAN RAIJ, B. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. [s.l.] Instituto Agronômico Campinas, 1997. v. 2

VIALYKH, E. A.; SALAHUB, D. R.; ACHARI, G.; COOK, R. L.; LANGFORD, C. H. Emergent functional behaviour of humic substances perceived as complex labile aggregates of small organic molecules and oligomers. **Environmental Chemistry**. 16(7):505-16, 2019.

WAKSMAN, S. A. (Ed.). The peats of New Jersey and their utilization. Geologic Series Bulletin, New Jersey. 55 pp, 1942.

WANG, G.; BAO, K.; YU, X.; ZHAO, H.; LIN, Q.; LU, X. Forms and accumulation of soil P in a subalpine peatland of Mt, Changbai in Northeast China. **Catena**, v. 92, p. 22-29, 2012.

WANG, M.; TALBOT, J.; MOORE, T. R. Drainage and fertilization effects on nutriente availability in na ombrotrophic peatland. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 1255-1263, 2018.

WANG, Z. Land Use Policy Recommendations - Based on Empirical Analysis of The Effect of Agricultural Land Expansion on Greenhouse Gas Emission. **Highlights in Science Engineering and Technology**, doi, v. 10, 2023.

WANG, Z.; LIU, S.; HUANG, C.; LIU, Y.; BU, Z. Impact of land use change on profile distributions of organic carbon fractions in peat and mineral soils in Northeast China. **Catena**, 152:1-8, 2017.

WEISSERT, L. F.; DISNEY, M. Carbon storage in peatlands: A case study on Isle of Man. **Geoderma**, v.204, p.111-119, 2013.

WHITE, R. Climate Change. **Oxford Research Encyclopedia of Criminology and Criminal Justice**, [S. l.], 2024.

WÖSTEN, J. H.; RITZEMA H. Land and water management options for Peatland development in Sarawak, Malaysia. **International Peat Journal**, 11, 59–66. 2001.

WU, B.; LIU, F.; FANG, W.; YANG, T.; CHEN, G.; HE, Z.; WANG, S. Microbial sulfur metabolism and environmental implications. **The Science of the total environment**, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146085>.

XIAO, Q.; ZHANG, W.; WU, L.; HUANG, Y.; CAI, Z.; LI, D.; XU, X.; HARTLEY, I. P. Long-term liming mitigates the positive responses of soil carbon mineralization to warming and labile carbon input. **Journal of Environmental Management**, v. 354, p. 120498, 2024.

YABE, S.; SAKAI, Y.; ABE, K.; YOKOTA, A. Diversity of Ktedonobacteria with Actinomycetes-Like Morphology in Terrestrial Environments. **Microbes and Environments**, 32, 2017. <https://doi.org/10.1264/jsme2.ME16144>.

YAMADA, T.; SEKIGUCHI, Y.; HANADA, S.; IMACHI, H.; OHASHI, A.; HARADA, H.; KAMAGATA, Y. *Anaerolinea thermolimosa* sp. nov., *Levilinea saccharolytica* gen. nov., sp. nov. and *Leptolinea tardivitalis* gen. nov., sp. nov., novel filamentous anaerobes, and description of the new classes Anaerolineae classis nov. and Caldilineae classis nov. in the bacterial phylum *Chloroflexi*. **Int J Syst Evol Microbiol**, 56:1331–1340, 2006.

YANG, S.; WANG, K.; YU, X.; XU, Y.; YE, H.; BAI, M.; ZHAO, L.; SUN, Y.; LI, X.; LI, Y. Fulvic acid more facilitated the soil electron transfer than humic acid. **Journal of Hazardous Materials**, v. 469, p. 134080, 2024.

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

YU, Z.; LOISEL, J.; BROSSEAU, D. P.; BEILMAN, D. W.; HUNT, S. J. Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. **Geophysical Research Letters**, 37:L13402, 2010.

ZANG, M.; DO NASCIMENTO, P. C.; BAYER, C.; DE TONI, C.; SILVA, E. R.; VODZIK, G.; MARTÍNEZ, C. Soil quality in hydromorphic ecosystems decrease with intensification of pre-germinated rice production, even under ecologically based production system. **Geoderma Regional**, 31:e00582, 2022.

ZECH, Z.; SENESI, N.; GUGGENBERGER, G.; KAISER, K.; LEHMANN, J.; MIANO, T. M.; MILTNER, A.; SCHROTH, G. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**. 79:69-116, 1997.

ZHANG, H. M.; LIANG, Z.; LI, Y.; CHEN, Z. X.; ZHANG, J. B.; CAI, Z.-C.; ELSGAARD, L.; CHENG, Y.; VAN GROENIGEN, K. J.; ABALOS, D. Liming modifies greenhouse gas fluxes from soils: A meta-analysis of biological drivers. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 340, p. 108182, 2022.

ZHANG, P.; YANG, J.; CUI, H.; SONG, W.; LIU, Y.; SHI, X.; BI, X.; YUAN, S. Drainage and Afforestation More Strongly Affect Soil Microbial Composition in Fens than Bogs of Subtropical Moss Peatlands. **Sustainability**, 2024. <https://doi.org/10.3390/su16198621>.

ZHOU, S.; LIU, J.; YAO, P.; FU, L.; YANG, Z.; ZHANG, Y.; DU, R.; JIA, C.; CHEN, L.; LIANG, J.; WANG, X.; SHI, X.; ZHANG, X. H.; YU, M. Unique bacterial communities and lifestyles in deep ocean blue holes: Insights from the Yongle Blue Hole (South China Sea). **Frontiers in Marine Science**, v. 10, p. 1086117, 2023.