

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

RAFAEL HENNEL TULIO

ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS, FÍSICOS E QUÍMICOS E FLUXO DE GASES
DE EFEITO ESTUFA DE SOLO FLORESTAIS NO SUL DO BRASIL

CURITIBA

2021

RAFAEL HENNEL TULIO

ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS, FÍSICOS E QUÍMICOS E FLUXO DE GASES
DE EFEITO ESTUFA DE SOLO FLORESTAIS NO SUL DO BRASIL

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Orientadora: Dra. Glaciela Kaschuk

Coorientadores:

Dra. Krisle da Silva

Dr. Marcos Fernando Glück Rachwal

Dra. Josiléia Acordi Zanatta

CURITIBA

2021

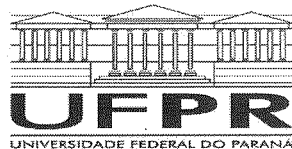
Tulio, Rafael Hennel

Atributos microbiológicos, físicos e químicos e fluxo de gases de efeito estufa de solo florestais no sul do Brasil. / Rafael Hennel Tulio. - Curitiba, 2021.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo.

Orientação: Glaciela Kaschuk.

1. Biomassa vegetal. 2. Microbiologia do solo. 3. Dioxido de carbono. 4. Metano. I. Kaschuk, Glaciela. II. Título. III. Universidade Federal do Paraná.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO CIÊNCIA DO SOLO -
40001016014P4

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em CIÊNCIA DO SOLO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **RAFAEL HENNEL TULIO** intitulada: **ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS, FÍSICOS E QUÍMICOS E FLUXO DE GASES DE EFEITO ESTUFA DE SOLO FLORESTAIS NO SUL DO BRASIL**, sob orientação da Profa. Dra. GLACIELA KASCHUK, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 26 de Maio de 2021.

Assinatura Eletrônica
26/05/2021 16:56:48.0
GLACIELA KASCHUK
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica
27/05/2021 10:10:01.0
PAULO ADEMAR AVELAR FERREIRA
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA,
CAMPUS CACHOEIRA DO SUL, RS)

Assinatura Eletrônica
26/05/2021 16:56:41.0
JEFERSON DIECKOW
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
27/05/2021 10:27:26.0
SEGUNDO SACRAMENTO URQUIAGA CABALLERO
Avaliador Externo (EMBRAPA AGROBIOLOGIA)

Rua dos Funcionários, 1540 - CURITIBA - Paraná - Brasil
CEP 80035-050 - Tel: (41) 3350-5648 - E-mail: pgcisolo@ufpr.br

Documento assinado eletronicamente de acordo com o disposto na legislação federal Decreto 8539 de 08 de outubro de 2015.

Gerado e autenticado pelo SIGA-UFPR, com a seguinte identificação única: 93886

Para autenticar este documento/assinatura, acesse <https://www.prppg.ufpr.br/siga/visitante/autenticacaoassinaturas.jsp> e insira o código 93886

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Universidade Federal do Paraná e ao Programa de Pós-graduação em Ciências do Solo pela concessão de Bolsa de Mestrado, sob o número 40001016014P4, financiada pela CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior).

Agradeço a Dra. Professora Glaciela Kaschuk por toda orientação, conselhos e ensinamentos, durante estes dois anos. Obrigado pela dedicação para a realização deste projeto. Foi um grande aprendizado estar sob sua orientação. E admiro a maneira como transmite seu conhecimento.

Meu muito obrigado a Dra. Josiléia Acordi Zanatta por todas as oportunidades a mim concedidas. Por toda ajuda, orientação, ensinamentos e pela dedicação ao projeto. Admiro sua postura de trabalho.

Obrigado a Dra. Krisle da Silva pela oportunidade e por todo conhecimento que compartilhou comigo. Agradeço toda a dedicação, ajuda e paciência. Foi uma grande oportunidade poder aprender através de seu conhecimento e trabalho.

Ao Marcos Fernando Glück Rachwal meu muito obrigado. Foi uma honra conhecê-lo. Aprendi muito com todo conhecimento que compartilhou comigo. Agradeço toda a dedicação, orientação e paciência. Agradeço por todo conselho e por tornar o trabalho mais alegre.

Aos colaboradores da Embrapa Florestas. Agradeço ao Mário, Osías, Jacir, Décio, Marcos Tenório por me ajudarem a coletar e processar as amostras de solo. À Simone, Nádia, Claudia, Marcela e a Luziane pela ajuda nos laboratórios e no processamento de dados.

E este trabalho também foi possível graças ao suporte financeiro do projeto Saltus N°11.16.05.001.0200 e da Klabin S/A e Valor Florestal/Mobasa por disponibilizar as áreas para a realização do estudo.

Minha fé em Deus e minha família deram suporte emocional para finalizar esse trabalho, principalmente minha namorada Lislaine Manaszczuk da Silva meus pais Leliane Hennel Tulio e Luiz Renato Tulio, meu irmão Rodrigo Luiz Hennel Tulio e minha sobrinha Maria Eduarda Carneiro Tulio.

A todos, minha gratidão

RESUMO

Os microrganismos dos solos são os principais emissores e produtores de gases de efeito estufa (GEE), entretanto ainda não é completamente compreendida a influência dos fatores bióticos e abióticos na atividade destes microrganismos. Os objetivos deste estudo foram (1) relacionar os atributos microbiológicos do solo com as características químicas e físicas do mesmo e com os fluxos de GEE no solo em floresta nativa e pinus, (2) comparar os atributos microbiológicos do solo entre os usos do solo, e também entre o verão e o inverno, (3) determinar a influência dos atributos microbiológicos do solo sobre os fluxos de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) nos tratamentos. O estudo foi desenvolvido em Rio Negrinho (SC) e em Telêmaco Borba (PR). Os tratamentos avaliados consistiram em Floresta Ombrófila Mista, *Pinus taeda* com 6 anos para a primeira área de estudo e Floresta Ombrófila Mista em zona de contato com Floresta Estacional Semidecidual e *Pinus taeda* com 4 anos para segunda área de estudo. Nos solos de ambas as áreas foram determinados os atributos físicos, químicos e microbiológicos. Os atributos físicos avaliados foram a densidade aparente do solo (DS), porosidade total (PT), microporosidade do solo (MiPs), a macroporosidade (MaPs), a porosidade preenchida por água (PPA) e a textura do solo. Dentre os atributos químicos determinou-se o pH, alumínio (Al³⁺), cálcio (Ca²⁺), magnésio (Mg²⁺), potássio (K), o fósforo (P) carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT). Dos atributos microbiológicos foram analisados o carbono da biomassa microbiana (CBM), a respiração basal (RB), o quociente metabólico (qCO₂), o quociente microbiano (qMIC) a atividade da enzima β – glucosidase e da enzima urease. Os gases de efeito estufa (GEE) foram analisados pelo método da câmara estática e as concentrações dos gases foram feitas por cromatografia gasosa. Em Rio Negrinho a MaPs e a PPA contribuíram para explicar a variabilidade do CBM, enquanto a temperatura contribuiu para explicar a variabilidade da RB, CBM e qMIC. Em Telêmaco Borba a MaPs contribuiu para explicar a variabilidade do CBM, enquanto a MiPs contribuiu para explicar a variabilidade do qCO₂. A temperatura do solo contribuiu para explicar a variabilidade do CBM e o qMIC, mas mostrou comportamento oposto a RB e o qCO₂. Em Rio Negrinho o CBM e o qMIC foram maiores no verão. A floresta nativa teve maior CBM em relação ao pinus e o qMIC foi maior na floresta nativa do que no pinus, no verão e no inverno. Em Telêmaco Borba as principais diferenças entre o verão e inverno ocorreram no CBM, RB, qMIC e qCO₂. Na floresta nativa o CBM e a atividade da enzima urease foram mais elevados do que no pinus. Em ambas as áreas de estudo os atributos microbiológicos RB, qCO₂, Urease e β-glucosidase mostraram relação positiva com o CH₄, enquanto qMIC foi inversamente proporcional. A CBM foi diretamente proporcional ao CO₂, sendo que o N₂O só mostrou diferença em Rio Negrinho, sendo inversamente proporcional a CBM.

Palavras-chave: Biomassa microbiana 1. Macroporos do solo 3. Dióxido de carbono 4. Metano 5. Oxido nitroso 6. Floresta nativa 7. Pinus 8.

ABSTRACT

Soil microorganisms are the main emitters and producers of greenhouse gases (GHG), however the influence of biotic and abiotic factors on the activity of these microorganisms is not fully understood. The objectives of this study were (1) to relate the microbiological attributes of the soil with its chemical and physical characteristics and with the GHG fluxes in the soil in native forest and pine, (2) to compare the microbiological attributes of the soil between the land uses, and also between summer and winter, (3) determine the influence of soil microbiological attributes on the fluxes of carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) in the treatments. The study was carried out in Rio Negrinho (SC) and in Telêmaco Borba (PR). The evaluated treatments consisted of Mixed Ombrophilous Forest, 6-year-old *Pinus taeda* for the first study area and Mixed Ombrophilous Forest in contact zone with Seasonal Semideciduous Forest and 4-year-old *Pinus taeda* for the second study area. In the soils of both areas the physical, chemical and microbiological attributes were determined. The physical attributes evaluated were soil bulk density (DS), total porosity (PT), soil microporosity (MiPs), macroporosity (MaPs), water filled porosity (PPA) and soil texture. Among the chemical attributes, pH, aluminum (Al³⁺), calcium (Ca²⁺), magnesium (Mg²⁺), potassium (K), phosphorus (P), total organic carbon (TOC) and total nitrogen (NT) were determined. Microbiological attributes were analyzed for microbial biomass carbon (MBC), basal respiration (RB), metabolic quotient (qCO₂), microbial quotient (qMIC) activity of enzyme β - glucosidase and enzyme urease. Greenhouse gases (GHG) were analyzed by the static chamber method and gas concentrations were determined by gas chromatography. In Rio Negrinho, MaPs and PPA contributed to explain the variability of CBM, while temperature contributed to explain the variability of RB, CBM and qMIC. In Telemaco Borba, MaPs contributed to explain the variability of CBM, while MiPs contributed to explain the variability of qCO₂. Soil temperature contributed to explain the variability of CBM and qMIC, but showed opposite behavior to RB and qCO₂. In Rio Negrinho the CBM and qMIC were higher in the summer. Native forest had higher CBM compared to pine and qMIC was higher in native forest than in pine, in summer and winter. In Telêmaco Borba, the main differences between summer and winter occurred in CBM, RB, qMIC and qCO₂. In native forest, CBM and urease enzyme activity were higher than in pine. In both study areas the microbiological attributes RB, qCO₂, Urease and β -glucosidase showed a positive relationship with CH₄, while qMIC was inversely proportional. CBM was directly proportional to CO₂, and N₂O only showed a difference in Rio Negrinho, being inversely proportional to CBM.

Keywords: Microbial biomass 1. Soil macropores 3. Carbon dioxide 4. Methane 5. Nitrous oxide 6. Native forest 7. *Pinus* 8.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	9
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	12
2.1 ATRIBUTOS DO SOLO E A EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA:	12
2.1.1 Panorama das emissões de GEE no Brasil e no mundo.....	12
2.1.2 ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO	12
2.1.3 INFLUÊNCIA DAS PROPRIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS NO FLUXO DE CH ₄	13
2.1.4 INFLUÊNCIA DAS PROPRIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS NO FLUXO DE N ₂ O	14
2.1.5 INFLUÊNCIA DAS PROPRIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS NA EMISSÃO DE CO ₂	16
3 HIPÓTESES	18
4 OBJETIVOS	18
5 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
6 MATERIAIS E MÉTODOS	19
6.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA E DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	19
6.2 COLETA DE SOLO	20
6.3 COLETA E ANÁLISE DOS FLUXOS DE CH ₄ , N ₂ O E CO ₂	20
6.4 ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO	21
6.5 ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO	23
6.6 ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO	23
6.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA	24
7 RESULTADOS	25
7.1 RIO NEGRINHO.....	25
7.1.1 Atributos físicos do solo.....	25
7.1.2 Atributos químicos do solo	27
7.1.3 Atributos microbiológicos do solo	29
7.1.4 Emissão de CO ₂ , N ₂ O e consumo de CH ₄	31
7.1.5 Correlação de Pearson.....	33
7.1.5.1 Correlação entre os atributos microbiológicos do solo e seus atributos físicos e químicos	33

7.1.5.2 Correlação entre os atributos microbiológicos, físicos e químicos e os fluxos de GEE34	
7.1.6. Influência das características físicas e químicas sobre os atributos microbiológicos e influência dos atributos microbiológicos sobre os GEEs	35
7.2 TELÊMACO BORBA	37
7.2.1 Atributos físicos do solo	37
7.2.2 Atributos químicos do solo	39
7.2.3 Atributos microbiológicos do solo e GEE	41
7.2.4 Correlação de Pearson	44
7.2.5. Influência das características físicas e químicas sobre os atributos microbiológicos e influência dos atributos microbiológicos sobre os GEEs	47
8 DISCUSSÃO	49
8.1 RIO NEGRINHO	49
8.1.1 Propriedades físicas, atividade microbiológica e emissão de gases	49
8.1.2 Atributos microbiológicos do solo e suas relações com os atributos físicos e químicos e com a emissão de CO ₂	50
8.1.3 Atributos microbiológicos do solo e suas relações com os atributos físicos e químicos e com o consumo de CH ₄	52
8.1.4 Atributos microbiológicos do solo e suas relações com os atributos físicos e químicos e com a emissão de N ₂ O	54
8.2 TELEMACO BORBA	55
8.2.1 Propriedades físicas, atividade microbiológica e emissão de gases	55
8.2.2 Atributos microbiológicos do solo e suas relações com os atributos físicos e químicos e com a emissão de CO ₂	56
8.2.3 Atributos microbiológicos do solo e suas relações com os atributos físicos e químicos e com o consumo de CH ₄	59
8.2.4 Atributos microbiológicos do solo e suas relações com os atributos físicos e químicos e com a emissão de N ₂ O	61
9 CONCLUSÃO	62
10 CONSIDERAÇÕES FINAIS	63
11 REFERÊNCIAS	65

1 INTRODUÇÃO GERAL

O clima da Terra é regulado pela energia solar que chega à atmosfera, que é parcialmente absorvida pela sua superfície e parcialmente refletida de volta ao espaço na forma de radiação infravermelha. A atmosfera do planeta é composta por gases como o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O) que absorvem parte desta radiação infravermelha. Estes gases são conhecidos como gases de efeito estufa (GEE) e em determinadas concentrações, são fundamentais para a manutenção dos ecossistemas e da vida na Terra porque mantêm a temperatura média do planeta em 14°C , sendo que, sem eles a temperatura média do planeta seria da ordem de 18°C negativos (Anderson *et al.*, 2016; Corrêa *et al.*, 2016; Lindsey, 2020). Porém, as concentrações dos GEE na atmosfera têm aumentado substancialmente desde o período pré-industrial (1850-1900), o que tem causado aumento da temperatura atmosférica do planeta em cerca de $1,0^\circ\text{C}$ acima dos níveis pré-industriais.

O crescimento da população global desencadeou aumento do consumo de alimentos, rações, fibras, madeira e energia, provocando não apenas a elevada queima de combustíveis fósseis, mas também nas taxas do uso de terra, devido a expansão das áreas agrícolas e de produção comercial de florestas. Estas mudanças contribuem com o aumento das emissões líquidas de GEE, perda de ecossistemas naturais e declínio da biodiversidade (Bicalho *et al.*, 2017; IPCC, 2018; Mohajan, 2019).

O GEE mais importante é o CO_2 , entretanto, o CH_4 e o N_2O contribuem substancialmente para o aquecimento global, devido a eficácia na absorção da radiação infravermelha, tendo “global warming potentials” (GWP) de 28 e 265 vezes maior que o CO_2 , respectivamente. Estes gases são produzidos pela atividade de microrganismos do solo, que por sua vez, é regulada por fatores físicos e químicos do solo. As emissões de CO_2 são resultado da respiração de raízes e do solo, esta última, é consequência da atividade heterotrófica de microrganismos e da decomposição da matéria orgânica, que são estimuladas pelo aumento da temperatura, afetando a composição da comunidade microbiana. Outro fator que interfere na estrutura da comunidade microbiana do solo e na taxa de decomposição do carbono orgânico é a umidade do solo, que pode ser afetada pelos níveis de precipitação pluviométrica. A comunidade microbiana responde aos níveis de umidade, por causa de sua influência

na difusão dos gases e disponibilidade de oxigênio (O_2) e porque precisam de água para suas atividades fisiológicas (Singh *et al.*, 2010; Smith *et al.*, 2018; IPCC, 2020).

O CH_4 é considerado o segundo gás de efeito estufa mais importante. Sua produção nos solos é realizada por um grupo de arqueias anaeróbicas em determinados ambientes, mas as emissões naturais são excedidas pelas emissões resultantes da atividade humana, principalmente pelo cultivo de arroz, aterros, combustível fóssil e pecuária. Nos solos, existem microrganismos chamados de metanotróficos, cuja importância é notável, pela capacidade de consumir 90% do CH_4 produzido, antes que seja emitido e por atuarem como um sumidouro de CH_4 atmosférico (Livesley, *et al.*, 2009; Singh *et al.*, 2010; Smith *et al.*, 2018).

As emissões globais de N_2O acontecem nos solos, através de processos naturais e podem ser intensificados pelas atividades antrópicas, principalmente como resultado de processos microbianos de nitrificação e desnitrificação. As emissões de óxido nítrico (NO) e N_2O podem acontecer pela atividade de bactérias autotróficas que realizam, através de enzimas extracelulares a oxidação de amônio (NH_4) para nitrito (NO_2) e em seguida para nitrato (NO_3), completando o processo de nitrificação. Com a presença de NO_3 , ocorre processo anaeróbico de desnitrificação que é mediada por um grupo específico de microrganismos que possuem enzimas específicas para este processo de diferentes etapas, sendo a produção e emissão de N_2O resultado principalmente deste processo (Singh *et al.*, 2010; Butterbach-Bahl *et al.*, 2013; Smith *et al.*, 2018).

Os ecossistemas florestais cobrem 30% do global terrestre, armazenam aproximadamente 40% de todo carbono, funcionam como um sumidouro de CH_4 mas também podem contribuir para as emissões globais de N_2O . Ecossistemas florestais tendem a ter maior teor de carbono orgânico do solo (COT), maior biomassa microbiana do solo (CBM), diversidade microbiana e atividade biológica, que é além de elevada, mais eficaz (Livesley, *et al.*, 2009; Christiansen *et al.*, 2010; Bini *et al.*, 2013; Aronson *et al.*, 2019).

As mudanças no uso do solo podem alterar a produção e o consumo dos GEE, mudando as propriedades hidrológicas, químicas e físicas do solo, que influenciam os nutrientes, o ciclo do carbono e nitrogênio, o pH e a atividade microbiana do solo. As áreas com cultivos florestais podem estocar grandes quantidades de carbono no solo, mas quando florestas naturais são convertidas em cultivos florestais, a capacidade do solo de sustentar as funções do ecossistema e da produtividade biológica são

comprometidas, reduzindo a atividade microbiana e enzimática (Livesley, *et al.*, 2009; Bini *et al.*, 2013; Godoi *et al.*, 2016; Teixeira *et al.*, 2019).

Devido às atividades biológicas serem sensíveis as mudanças nas propriedades físicas e químicas, provocada pelo uso dos solos, é preciso desenvolver estratégias de manejo sustentáveis para manter a qualidade dos solos, dos ecossistemas e para reduzir não apenas as emissões de GEE, mas também os efeitos provocados pelas mudanças climáticas que podem resultar na perda das funções e serviços ecossistêmicos importantes para alimentação, saúde e produção, impactando cada vez mais a economia mundial.

Este trabalho, objetivou (1) verificar a influência dos atributos físicos e químicos do solo sobre os atributos microbiológicos do mesmo e a interferências destes sobre os fluxos de GEEs no solo de floresta nativa e pinus, (2) comparar os atributos microbiológicos do solo entre os usos do solo, e também entre o verão e o inverno, (3) determinar a influência dos atributos microbiológicos do solo sobre os fluxos de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O).

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 ATRIBUTOS DO SOLO E A EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA:

2.1.1 Panorama das emissões de GEE no Brasil e no mundo

As emissões antropogênicas de GEE aumentaram desde o período pré-industrial. A concentração de CO₂ na atmosfera aumentou de 278 ppm (278 mg kg⁻¹) em 1750 para 390,5 ppm (390,5 mg kg⁻¹) em 2011, as concentrações de CH₄ aumentaram de 722 ppb (0,722 mg kg⁻¹) para 1803 ppb (1,803 mg kg⁻¹) e as concentrações de N₂O elevaram de 271 ppb (0,271 mg kg⁻¹) para 324,2 ppb (3,241 mg kg⁻¹), no mesmo período (Bicalho *et al.*, 2017).

Segundo o “Intergovernmental Panel of Climate Change” - IPCC (2020), a agricultura, floresta e outros usos do solo representaram aproximadamente 13% do CO₂, 44% do CH₄ e 81% das emissões de N₂O durante o período de 2007 a 2016. De acordo com a “Seminário Nacional sobre Emissões de Gases de Efeito Estufa” - SEEG (2019), o Brasil emitiu 1,939 bilhões de toneladas de gases de efeito estufa em dióxido de carbono equivalente (CO₂e), sendo que as mudanças de uso da terra representam 44% (845 Mt CO₂e) deste total, a agropecuária representa 25% (492 Mt CO₂e), destas emissões e o setor de energia representa 23% (408 MtCO₂e).

Os fluxos destes GEE no solo são influenciados por uma diversidade de fatores, como oxigênio, nutrientes, umidade, temperatura, pH, razão C/N, carbono orgânico, nitrogênio total, textura do solo e tipo de vegetação. Os fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O no solo são resultado de processos microbianos, cuja atividade sofre a influência das propriedades físicas e químicas do solo. (Schaufler *et al.*, 2010; Ball, 2013; Smith *et al.*, 2018).

2.1.2 ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO

A densidade aparente dos solos de florestas nativas tende a ser menor do que as do pinus, pois acumulam mais matéria orgânica, que melhora a agregação de partículas, resultando em solos mais estruturados, aerados, com maior macroporosidade e a permeabilidade do solo para os fluxos de água e ar (Bini *et al.*, 2013; Cardoso *et al.*, 2013; Holthusen *et al.*, 2018).

Segundo estudo realizado por Christiansen & Gundersen (2011), com fluxos de CH₄ e N₂O na Dinamarca, em dois povoamentos de monocultura de carvalho e abetos da Noruega, a porosidade total de solos florestais geralmente foi superior à de

solos cultivados, o que resultou em um ambiente mais adequado ao influxo de CH₄ e à nitrificação. Também, os fragmentos florestais de Mata Atlântica apresentaram melhor distribuição na porosidade do solo do que os outros tratamentos. (Junior et al., 2014). Da mesma maneira, Pott et al., (2017) mostrou que a proporção de macroporos era maior em solos de florestas nativas enquanto a proporção de microporos era maior em florestas de pinus.

2.1.3 INFLUÊNCIA DAS PROPRIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS NO FLUXO DE CH₄

Os períodos com maiores taxas de precipitação pluviométrica aumentam a porosidade preenchida por água (PPA) e favorecem o aumento do teor de umidade e desta forma reduz a difusão e disponibilidade de O₂ para o solo (Corrêa et al., 2016; Escuer-Gatius et al., 2020). Quando os níveis de O₂ diminuem nos solos a atividade de microrganismos metanotróficos, que são aeróbicos e oxidam CH₄ a CO₂, é reduzida e ocorre diminuição no consumo de CH₄ (Aronson et al., 2019). A água é fundamental para a atividade dos microrganismos aeróbicos por ser um meio de transporte de nutrientes essenciais ao metabolismo, até o ponto em que o nível de umidade aumenta e a água desloca o ar e restringe o O₂ (Oertel et al., 2016; Denardin et al., 2020).

No estudo apresentado por Aronson et al., (2019) as condições de umidade do solo mais baixas propiciaram aumento no consumo atmosférico de CH₄ em solo de floresta tropical. Díaz et al., (2018) observou que o influxo de CH₄ foi maior em solos com predominância de porosidade preenchida por ar, independente do tipo de vegetação em um estudo realizado com florestas do Chile Central. O estudo de Neto et al., (2011) com floresta de Mata Atlântica no Brasil demonstrou que o consumo de CH₄ foi maior no período quente e úmido entre fevereiro e março e menores entre o período de junho, julho e agosto.

A absorção de CH₄ atmosférico nos solos sob espécies arbóreas decíduas é superior em relação a solos sob coníferas, devido a redução da difusão de CH₄ provocado pela presença de espesso horizonte orgânico no segundo solo (Christiansen & Gundersen 2011). Nos solos sob pinus, a serapilheira é composta por acículas recalcitrantes e responsáveis pela liberação de substâncias alelopáticas como compostos orgânicos voláteis, a exemplo dos terpenos que reduzem a atividade microbiana (Bini et al., 2013; Olsson et al., 2019), no caso, dos organismos

metanotróficos. Segundo Smith *et al.* (2018), quando ocorre a inibição de microrganismos aeróbicos em condições de solos florestais muito ácidos a decomposição da matéria orgânica diminui, podendo reduzir a entrada de CH₄ atmosférico no solo.

As bactérias metanogênicas podem sobreviver em solos com maior teor de O₂, devido a proteção de minerais ativos, enzimas e do carbono orgânico dentro dos agregados e no interior dos poros do solo que limitam a difusão de O₂. Entretanto, é difícil encontrar solos de florestas tropicais que atuam como fontes de CH₄, sendo estas em sua maioria grandes sumidouros deste gás quando se desenvolvem em solo bem drenados, ou seja, sem excesso de umidade, o oposto do que ocorre nos solos hidromórficos, os quais são fontes de metano (Zhao *et al.*, 2019; Feng *et al.*, 2020).

O estudo de Stock *et al.*, (2013) e Iguchi *et al.*, (2012) mostraram que a diversidade de microrganismos heterotróficos estimula a atividade de microrganismos metanotróficos. Isso porque o metanol produzido da oxidação do metano, em altas concentrações, inibe a atividade metanotrófica (Tays *et al.*, 2018). Então bactérias especializadas consomem o metanol até que haja níveis tolerados para as metanotróficas (Stock *et al.*, 2013; Iguchi *et al.*, 2012; Praeg & Illmer 2020).

Além disso, o carbono orgânico proveniente da oxidação do metano não é apenas convertido em biomassa metanotrófica ou CO₂, parte é liberada como compostos de carbono orgânico para os microrganismos heterotróficos e para a vegetação que em troca metabolizam compostos tóxicos para a atividade metanotrófica (Stock *et al.*, 2013).

2.1.4 INFLUÊNCIA DAS PROPRIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS NO FLUXO DE N₂O

A produção de N₂O nos solos e suas emissões para a atmosfera normalmente ocorrem através de processos aeróbicos de nitrificação, onde o NH₄ é oxidado a NO, NO₂ e NO₃ ou através de processos anaeróbicos de desnitrificação, onde o NO₃ é reduzido a NO₂, NO, e a N₂O, quando ocorre a desnitrificação completa, ainda há a redução de N₂O a N₂ (Corrêa *et al.*, 2016; Smith *et al.*, 2018; Escuer-Gatius *et al.*, 2020). A dinâmica de N₂O nos solos está associada às mudanças nas condições ambientais, mas é influenciada principalmente pela água e controlada pela disponibilidade de oxigênio no solo (Neto *et al.*, 2011; Christiansen *et al.*, 2010; Mojeremane, 2013; Escuer-Gatius *et al.*, 2020). As emissões de N₂O ocorrem quando

o solo apresenta PPA entre 50% e 80% (Gregorich et al., 2015; Corrêa et al., 2016; Parn et al., 2018).

O teor de água no espaço poroso associado ao teor de argila apresenta condições favoráveis para emissões de N_2O por desnitrificação (Rochette et al., 2008; Lesschen et al., 2011), mas as emissões em áreas florestais também podem ocorrer por nitrificação, sendo que estes processos podem ocorrer simultaneamente (Corrêa et al., 2016; Ball, 2013).

A precipitação pluvial favorece o preenchimento dos poros do solo com água e como a difusão de O_2 é 1×10^4 mais lenta na água, condições anóxicas se formam, proporcionando ambiente adequado para os microrganismos anaeróbicos e desta forma para a desnitrificação. Ademais, a produção de N_2O é favorecida pelo conteúdo da matéria orgânica que beneficia a atividade microbiana e também pode ocorrer em microsítios anaeróbicos de solos aerados (Mojeremane, 2013). Como microsítios aeróbicos e anaeróbicos podem se desenvolver dentro do mesmo agregado de solo o processo de nitrificação pode contribuir para os fluxos de N_2O mesmo com teores relativamente altos de umidade (Ball, 2013).

Além disso, as bactérias nitrificantes podem usar o nitrito como aceptor de elétrons e reduzi-lo a N_2O , quando o O_2 está pouco disponível. A emissão para a atmosfera pode ser facilitada quando uma molécula de N_2O se difunde prontamente do local de produção para poros oxidados em vez de ser reduzida para N_2 (Smith et al., 2018). Além disso, as florestas decíduas podem emitir mais N_2O , devido a diversidade de vegetação e características químicas e físicas do solo que favorecem a atividade dos microrganismos (Butterbach-Bahl et al., 2013), sendo que o cultivo de pinus possui menores fluxos de N_2O por causa do efeito inibitório dos terpenos na mineralização do nitrogênio líquido que acaba por imobilizar o NO_3-N em relação a NH_4-N o que inibe metabolismo das bactérias nitrificantes (Paavolainen et al., 1998).

Os microrganismos envolvidos no ciclo do N excretam uma enzima chamada urease que realiza a hidrólise de ureia a NH_3 e CO_2 . A ureia é proveniente de compostos orgânicos ou de fertilizantes nitrogenados em solos de cultivo. Sua hidrólise é influenciada pelo tipo de vegetação, matéria orgânica e sua atividade é mais eficiente em pH básico. Esta enzima é um importante indicador do potencial do solo em converter N orgânico em mineral e um dos destinos da NH_3 é sua oxidação a nitrato, iniciando o processo de nitrificação que contribui com as emissões de N_2O (Lanna et al., 2010; Corrêa et al., 2016; Silva et al., 2018; Notaro et al., 2018).

O estudo de Neto *et al.*, (2011) com floresta de Mata Atlântica no litoral norte do Estado de São Paulo apresentou correlação positiva entre a PPA e o fluxo de N₂O, enquanto não foi observado correlação entre a temperatura do solo e os fluxos de N₂O.

O pH também pode limitar a nitrificação e a desnitrificação, sendo as bactérias nitrificantes mais sensíveis a pH abaixo de 4,5, enquanto as bactérias desnitrificantes podem metabolizar o nitrato a pH abaixo de 3,5 (Gundersen *et al.*, 2012; Escuer-Gatius *et al.*, 2020). A disponibilidade de nutrientes é fundamental para os processos microbianos, sendo o COT e o N importantes nestes processos. As emissões de N₂O diminuem com a razão C:N ≥ 30 , enquanto a serapilheira com relação C:N inferior a 25 é facilmente decomposta através da mineralização realizada pelos microrganismos, favorecendo a liberação de nutrientes no solo (Oertel *et al.*, 2016).

2.1.5 INFLUÊNCIA DAS PROPRIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS E

MICROBIOLÓGICAS NA EMISSÃO DE CO₂

Através de enzimas extracelulares os microrganismos do solo decompõem a matéria orgânica, liberando C e nutrientes que são absorvidos pela vegetação e biomassa microbiana do solo. Estes processos resultam em respiração basal (RB) do solo com a produção e emissão de CO₂ (Notaro *et al.*, 2018; Yu & Chen *et al.*, 2019; Mayer *et al.*, 2020).

A biomassa microbiana é a fração viva da MOS, compreende aproximadamente 2 a 5% do COT, representa um grande estoque de nutrientes no solo e desempenha um importante papel na ciclagem dos nutrientes e na conservação dos ecossistemas florestais, tanto em climas tropicais quanto em temperados (Ravindran & Yang, 2015; Anzalone *et al.*, 2020). A biomassa microbiana (CBM) que representa a fração lábil da MOS está relacionada com a respiração basal do solo, considerado um importante indicador da atividade microbiana e altamente controlado pelos padrões sazonais de temperatura e conteúdo de água (Hoilett *et al.*, 2008; Bini *et al.*, 2013; Ravindran & Yang, 2015; Díaz *et al.*, 2018; Anzalone *et al.*, 2020).

O qCO₂ e o qMIC são índices obtidos pela razão da respiração do solo pelo C da biomassa microbiana e da razão do C da biomassa microbiana do solo pelo COT, respectivamente e podem ser usados como indicadores ecológicos, expressando a eficiência metabólica da biomassa microbiana (Bini *et al.*, 2013; Dadalto *et al.*, 2015; Ravindran & Yang, 2015; Smith *et al.*, 2018).

Estudos como o de Bini *et al.*, (2013), Park *et al.*, (2012) e Schaufler *et al.*, (2010) relatam a redução do COT e N do solo sob pinus em relação a vegetação nativa e que esta diminuição é atribuída a qualidade da serapilheira do pinus que possui maior teor de lignina e menor taxa de decomposição, onde o C e os nutrientes demoram mais tempo para retornar ao solo. Ainda segundo estes autores a entrada de matéria orgânica com relação C:N mais baixa, resulta em mais CBM e COT em florestas nativas do que em pinus, sendo que, a serapilheira mais facilmente decomposta estimula a biomassa e atividade microbiana devido a disponibilidade de substratos para o metabolismo dos microrganismos.

O crescimento de gramíneas propicia maior entrada de C no solo devido ao seu denso sistema radicular, favorecendo a incorporação de carbono do solo na biomassa microbiana, a atividade e a estabilidade da comunidade microbiana (Sousa *et al.*, 2015). Segundo Bini *et al.*, (2013) o qCO_2 deve ser interpretado com cuidado por que os índices de qCO_2 elevados também estão relacionados com a disponibilidade de substratos orgânicos de fácil decomposição e não indicam necessariamente condições de estresse e por isso o qCO_2 deve ser interpretado juntamente com o CBM. Além disso, ecossistemas mais maduros possuem biomassa microbiana mais elevada e metabolicamente mais eficaz.

A biomassa e a respiração microbiana variam com os padrões sazonais de temperatura do solo e umidade, assim como os fluxos de CO_2 que tendem a ser maiores com o aumento da temperatura (Chen *et al.*, 2010; Ravindran & Yang, 2015; Díaz *et al.*, 2018). Segundo estudo realizado por Kaiser & Heinemeyer (1993), a biomassa microbiana foi maior no verão do que no inverno. Já Ravindran & Yang (2015) encontraram menores valores no inverno do que na primavera.

Em Neto *et al.*, (2011), os fluxos de CO_2 foram maiores em fevereiro e abril, quando as temperaturas do solo e do ar foram mais altas, durante a estação chuvosa, do que em maio e agosto, durante a estação seca em floresta de Mata Atlântica. Schaufler *et al.*, (2010) observaram que os teores de umidade ideais para os fluxos de CO_2 foram encontrados com o PPA entre 20% e 60% em solos argilosos.

Além disso, as emissões de CO_2 aumentaram exponencialmente com o aumento na temperatura do solo, principalmente no verão. Ainda segundo este autor as taxas de respiração do solo foram reduzidas em condições mais secas ou muito úmidas porque quando os solos estão mais secos pode haver estresse osmótico das

comunidades microbianas ou em situações de solos mais úmidos pode ocorrer a limitação da aeração do solo e, portanto, redução da difusão do ar.

A decomposição da matéria orgânica por microrganismos depende da atividade enzimática, como por exemplo da β -glucosidase que é um importante indicador de qualidade do solo. Esta enzima associada ao ciclo do carbono atua na etapa final do processo de decomposição da celulose, liberando açúcares simples que são incorporados pela biomassa microbiana do solo como fonte de energia (Almeida *et al.*, 2015; Denardin *et al.*, 2020).

3 HIPÓTESES

- As características físicas e químicas do solo de floresta nativa e pinus influenciam os atributos microbiológicos do mesmo.
- Os atributos microbiológicos do solo acarretam alterações diretas nos fluxos de dióxido de carbono, metano e óxido nitroso.
- Os atributos microbiológicos do solo diferem entre as estações verão e inverno, refletindo também efeito no fluxo de gases de efeito estufa.

4 OBJETIVOS

- Relacionar os atributos físicos e químicos do solo com os atributos microbiológicos do mesmo e a interferências destes sobre os fluxos de GEEs no solo de floresta nativa e pinus.

5 OBJETIVOS ESPECIFICOS

- Determinar a influência dos atributos físicos e químicos do solo sobre os atributos microbiológicos do mesmo.
- Comparar os atributos microbiológicas do solo entre os usos do solo, e também entre o verão e o inverno.
- Determinar a influência dos atributos microbiológicos do solo sobre os fluxos de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O).

6 MATERIAIS E MÉTODOS

6.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA E DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O estudo foi conduzido em dois locais, sendo um no Norte de SC, no município de Rio Negrinho e outro no segundo Planalto do Paraná, no município de Telêmaco Borba. Em Rio Negrinho, as unidades amostrais foram instaladas em áreas sob Floresta Ombrófila Mista, denominada no estudo de floresta nativa e plantio de *Pinus taeda*, em fazenda comercial administrada pela Empresa Valor Florestal/Mobasa (TABELA 1). Em Telêmaco Borba, as unidades amostrais foram instaladas em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em zona de contato com Floresta Estacional Semidecidual, denominada no estudo de floresta nativa e em um povoamento de *Pinus taeda* comercial, de propriedade da Empresa Florestal Klabin S. A. (TABELA 2).

TABELA 1 - CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO DE RIO NEGRINHO

Rio Negrinho								
Uso do solo ^(a)	Tratamento	Coordenadas	Tipo Climático	Textura do solo (em g Kg ⁻¹)			Classe de solo	
			(Classificação Köppen) ^(b)	Silte	Areia	Argila	Sistema Brasileiro de Classificação de Solos ^(c)	Sistema USDA de Classificação de Solos ^(d)
<i>Mata Nativa</i>	Floresta Ombrófila Mista.			281,67 a	398,67 b	320,00 a		
<i>Pinus</i>	Plantio de <i>Pinus taeda</i> implantado em 2013, espaçamento entre árvores de 2,5 m x 2,5 m.	26°15'16"S; 49°31'08"O	Cfb	152,00 b	521,67 ab	326,67 a	Cambissolo húmico álico textura média	Inceptsol

p (uso)

FONTE: O autor (2021)

TABELA 2 - CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO DE TELEMACO BORBA

Telêmaco Borba								
Uso do solo	Tratamento	Coordenadas	Tipo Climático			Classe de solo		
			(Classificação Köppen) ^(a)	Silte	Areia	Argila	Sistema Brasileiro de Classificação de Solos	Sistema USDA de Classificação de Solos
<i>Mata Nativa</i>	Área de contato entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual ^(b, c)	24°19'28"S; 50°36'59"O	Cfb	185,33 a	208,00 b	606,67 a	Latossolo vermelho distrófico textura muito argilosa	Oxisol
<i>Pinus</i>	Plantio de <i>Pinus taeda</i> implantado em 2015, e espaçamento entre árvores de 3,33 m x 1,88 m.			176,33 a	250,33 a	573,33 a		

p (uso)

FONTE: O autor (2021)

O experimento foi conduzido em delineamento experimental do tipo inteiramente casualizado, com parcelas experimentais de 900 m².

6.2 COLETA DE SOLO

Cada tratamento estudado foi constituído de três parcelas. Em cada parcela foram realizadas as coletas de solo em cinco pontos distanciados 4 m um do outro. Em fevereiro (verão) e agosto (inverno) de 2019. Em cada ponto de coleta, a camada de resíduos orgânicos na superfície foi removida. No pinus foram duas coletas na linha e três na entre linha. Desta forma, cada ambiente do estudo foi formado de três amostras compostas, representando três repetições.

As amostras de solo foram coletadas com uma pá reta retirando uma porção de solo com as dimensões de 10 cm de profundidade, 20 cm de comprimento e 5 cm de largura. As amostras de solo obtidas dos cinco pontos de coleta de cada parcela, foram homogeneizadas para formar três amostras compostas por tratamento, peneiradas em malha #70 (2,00 mm²), acondicionadas em sacos plásticos em geladeira e submetidas às análises químicas, microbiológicas e de atividade enzimática.

Também foram obtidas amostras “indeformadas” com cilindros metálicos de volume de 132,02 cm⁻³, cravados lentamente até 10 cm de profundidade. Estas foram acondicionadas em papel alumínio, transportadas em caixas e levadas ao laboratório para a determinação dos atributos físicos do solo.

6.3 COLETA E ANÁLISE DOS FLUXOS DE CH₄, N₂O E CO₂

As coletas e análises de GEE foram realizadas de acordo com o método de Mosier (1989), Parkin *et al.*, (2003) e IPCC (2006).

O fluxo mensal de GEE foi coletado nas estações de verão e inverno de 2019. Para obter o acumulado das estações estudadas foi realizado a soma dos três meses de verão e também de inverno. O método utilizado foi o da câmara estática, nos tempos 0, 20, 40 e 60 minutos. No momento de cada coleta a temperatura interna das câmaras foi aferida, assim como a temperatura do solo, com termômetros digitais do tipo vareta.

As amostras de ar das seringas foram transferidas para frascos de vidro (vials) previamente evacuados (Extainer®). Os vials foram encaminhados para a Embrapa Florestas, onde foram determinadas as concentrações de CH₄, N₂O e CO₂ por Cromatografia de Gases (Thermo Scientific, modelo: Trace CG 1310).

Para o cálculo foi realizada a aplicação da curva analítica, que relaciona as áreas dos picos de gás padrão, obtida do cromatógrafo, e as concentrações dos padrões. Com a concentração das amostras retiradas das câmaras, foi calculada a taxa de incremento do gás no tempo, considerando-se o modelo de ajuste linear. Após a obtenção do ajuste no incremento do gás dentro da câmara, os fluxos (emissão ou consumo) foi obtido da seguinte forma:

$$\text{Fluxo } (\mu\text{g N ou C m}^{-2} \text{ h}^{-1}) = (dC/dt \text{ ou } DN/Dt) \cdot V/A \cdot (m/V_m)$$

Onde: dC/dt ou DN/Dt: taxa de variação do gás dentro da câmara por unidade de tempo (ppm/hora); m: peso molecular (g); V: volume (L); A: área da câmara (m²), respectivamente; V_m: volume molecular do gás em L; T: temperatura média interior da câmara em graus Celsius.

6.4 ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO

A umidade gravimétrica do solo foi determinada com uma alíquota de 10 g de solo úmido, em lata de alumínio numerada e de massa conhecida, que foi posta em estufa a 105 °C por 48 horas e depois em dessecador e finalmente pesada.

A densidade aparente do solo (DS, g cm⁻³), porosidade total (PT, %), microporosidade do solo (MiPs, %), macroporosidade do solo (MaPs, %), densidade de partículas do solo (Dp, kg dm⁻³) e o espaço poroso preenchido por água (PPA, %) foram determinadas com os métodos de TEIXEIRA *et al.*, (2017).

Para a determinação dos atributos físicos do solo, os cilindros metálicos, contendo as amostras de solo indeformadas tiveram a base protegida por tecido, preso com uma borracha e transferidos para uma bandeja plástica com altura superior à do cilindro. Nesta bandeja, foi adicionado água corrente, sem submergir

completamente as amostras, durante um período de 12 horas, até as amostras ficarem saturadas de água e com sua superfície brilhante. Na etapa seguinte, os cilindros com amostras de solo indeformadas foram transferidos para câmara de Richads, durante 24h com pressão de coluna de água de 60 cm, os mesmos foram pesados, postos em estufa para secar, a 105 °C por 48 horas. Após este período, as amostras foram retiradas da estufa, deixadas para esfriar em dessecador e novamente pesadas.

Para a obtenção do resultado da DS de cada amostra, a massa da amostra de solo seco a 105 °C foi dividida pelo volume do cilindro, em cm³. Para a obtenção do resultado da PT do solo de cada amostra, pelo método indireto, foi preciso calcular a DS e a Dp. A MiPs, foi obtida através do volume de água liberado entre a câmara de Richads e a massa do solo seco a 105 °C. Para determinação da MaPs, foi calculado a diferença da PT e a MiPs. A determinação da Dp das amostras foi feita pelo método do álcool etílico, utilizando balão volumétrico de 50 mL e 20 g de solo, previamente seca em estufa a 105 °C por 24 horas. O resultado foi obtido dividindo a massa seca, pela diferença do volume total aferido do balão pelo volume utilizado para completar o balão com a amostra.

Com base na umidade do solo, DS e Dp foi determinado o espaço poroso preenchido por água (PPA), usando a equação: $[PPA(\%) = U_g / (1 - \rho / \rho_p) \cdot 100]$, onde U_g é a umidade gravimétrica ($g\ g^{-1}$); ρ é a densidade aparente ($g\ cm^{-3}$); ρ_p é a densidade de partículas ($g\ cm^{-3}$).

A análise granulométrica foi determinada utilizando-se o método de JACOB (2002) e Almeida (2012). A massa de 20 g de solo (TFSA) foi agitada em solução composta por 100 mL de água deionizada e 10 mL de solução de hidróxido de sódio (NaOH) 1 mol L⁻¹, por 16 horas a 50 rpm.

Para realizar a separação de areia, as amostras foram transferidas para uma proveta de 1 L e o volume foi completado com água deionizada, as partículas maiores, ficaram retidas em peneira de malha 0,053 mm, presente sob a proveta. A areia retida na peneira foi transferida para um recipiente e foi levada para estufa a 105 °C por 24 horas. Após este período, a amostra foi armazenada em dessecador e pesada, para posteriormente determinar a areia fina e areia grossa, separando ambas com peneira de malha 0,212 mm. Em seguida a areia fina foi transferida para um recipiente e pesada. O silte e a argila foram determinados pelo método da pipeta e a solução obtida foi transferida para um béquer e armazenada em estufa a 105 °C, por 24 horas. Após

este período, ocorreu a sedimentação da fração silte, então a suspensão de argila foi transferida para um béquer, armazenado em estufa a 105 °C, por 24 horas e na sequência foi transferido para dessecador e posteriormente pesado.

6.5 ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO

O pH do solo em CaCl₂ foi determinado utilizando-se o método de TEIXEIRA *et al.*, (2017), pesando 10 g de solo (TFSA) em copo plástico e adicionando 25 mL de solução salina (CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹), agitando e deixando em repouso por 1 hora. Após o repouso, as amostras foram misturadas, em seguida, um eletrodo foi inserido na suspensão homogeneizada e a leitura do pH foi realizada.

O alumínio (Al³⁺), cálcio (Ca²⁺) e magnésio (Mg²⁺) trocáveis foram determinados utilizando-se o método de TEIXEIRA *et al.*, (2017). O fósforo trocável (P) foi determinado utilizando-se o método de Mehlich (1953).

O potássio trocável (K) foi determinado utilizando-se o método de TEIXEIRA *et al.*, (2017).

Os teores de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) foram determinados por combustão seca com analisador elementar automático CHNS.

6.6 ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DO SOLO

A determinação do carbono da biomassa microbiana do solo (CBM) foi realizado utilizando-se o método de Vance *et al.* (1987).

A determinação da respiração basal (RB) do solo foi determinada utilizando-se o método de Jenkinson & Powlson (1976).

O quociente metabólico do solo (qCO₂) foi determinado utilizando-se o método de (Anderson & Domsch, 1993; Silva *et al.*, 2007). O qCO₂ é a razão entre a respiração basal do solo por unidade de carbono da biomassa microbiana do solo e é usado para estimar a eficiência do uso do substrato pelos microrganismos do solo, podendo ser utilizado como indicador de estresse quando a CBM é aferida. O cálculo qCO₂ do solo é dado pela equação: $[qCO_2 \text{ (mgC - CO}_2 \text{ x g}^{-1} \text{ CBM - C x h}^{-1}) = RB) / \text{CBM - C x } 10^{-3}]$, onde qCO₂ é o quociente metabólico do solo; RB é a respiração basal do solo; CBM é o carbono da biomassa microbiana do solo.

A determinação do quociente microbiano (qMIC) do solo foi realizado utilizando-se o método de (Dadalto *et al.*, 2015).

O qMIC é a relação entre o carbono da biomassa microbiana (CBM) e o carbono orgânico total (COT), sendo expresso em porcentagem. O qMIC representa a relação entre a CBM e o COT, indicando a quantidade de carbono orgânico que está imobilizado na biomassa microbiana e demonstra a eficiência dos microrganismos em utilizar os compostos orgânicos. Valores de quociente microbiano menores que 1% indicam que pode existir algum fator limitante à atividade microbológica do solo.

A atividade da enzima β – glucosidase foi determinada utilizando-se o método de Tabatabai (1994).

A atividade da enzima urease foi determinado utilizando-se o método de Kandeler e Gerber (1988).

6.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados foram submetidos ao teste de homogeneidade de variância de Bartlett (Arsham & Miodrag, 2011), seguido de análise de variância (ANOVA), e teste de Tukey a 5% de probabilidade, realizados pelo software R. A correlação de Pearson foi realizada a fim de conhecer a relação entre as variáveis microbológicas, físicas e químicas do solo e os fluxos de CH₄, N₂O e CO₂. Para conhecer a influência de todas as variáveis ambientais e microbológicas sobre o fluxo de GEE, realizou-se uma análise de componentes principais (PCA).

7 RESULTADOS

7.1 RIO NEGRINHO

7.1.1 Atributos físicos do solo

A DS na floresta nativa foi de $0,80 \text{ g cm}^{-3}$ e os valores no pinus foram de $0,98 \text{ g cm}^{-3}$. A DS encontrada na floresta nativa contribui para que sua PT tenha sido significativamente maior que a do pinus (TABELA 3).

O pinus apresentou aumento na MiPs e redução na MaPs. A razão Micro/Macro foi de 6,27 para o pinus, mostrando a predominância de MiPs, sendo esta razão de 1,21 para a floresta nativa o que significa boa distribuição entre MiPs e MaPs.

A umidade gravimétrica do solo foi significativamente maior na floresta nativa do que no pinus, no verão e no inverno.

A PPA não apresentou diferença entre os usos do solo no período de verão e inverno, mas a floresta nativa teve PPA com valor médio de 57,97%, enquanto o pinus ficou com valor médio de 45,84%.

A temperatura do solo no verão ($20 \text{ }^\circ\text{C}$) foi significativamente maior do que no inverno ($15 \text{ }^\circ\text{C}$) tanto na floresta nativa como no pinus, embora em nenhuma das estações tenha ocorrido diferença entre os dois tratamentos.

TABELA 3- ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO COM DIFERENTES USOS E POR ESTAÇÃO EM RIO NEGRINHO, SC, EM 2019

Atributo	DS	PT	Mi	Ma	Mi/Ma	Umidade do solo		PPA		Temperatura do solo		
Unidades	g cm ⁻³				%	Ver.	Inv.	Ver.	Inv.	Ver.	Inv.	Méd. ano
Floresta Nativa	0,80 b	69,82 a	38,10 b	31,72 a	1,21 b	39,19 aA	41,92 aA	56,07 aA	59,86 aA	20,30 aA	14,60 aB	17,32 a
Pinus	0,98 a	62,88 b	53,80 a	9,08 b	6,27 a	29,41 bA	28,25 bA	46,76 aA	44,91 aA	20,10 aA	14,30 aB	16,94 a

FONTE: O autor (2021)

LEGENDA: Média de três repetições.

Tukey: letras minúsculas nas colunas refere-se à comparação entre usos de solo, enquanto as maiúsculas na linha, comparam cada tratamento no verão e no inverno. DS = densidade do solo, PT = porosidade total, Mi = microporosidade, Ma = macroporosidade, Mi/Ma = razão entre microporosidade e macroporosidade, PPA = espaço poroso preenchido por água

7.1.2 Atributos químicos do solo

Na floresta nativa o pH em CaCl_2 foi significativamente mais baixo e o $\text{Al}+\text{H}$ mais alto do que no pinus (TABELA 4).

Não houve diferença na soma de bases embora no solo cultivado com pinus o valor absoluto tenha sido relativamente superior. A CTC (T) do solo, foi maior na floresta nativa em relação ao pinus. Os teores de K na floresta nativa foram significativamente inferiores aos encontrados no pinus.

A saturação em bases (V %) dos solos ficou bem abaixo de 50% e os ambientes não apresentaram diferença estatística entre si. Os teores de K e de P disponível na floresta nativa foram significativamente inferiores aos encontrados no pinus. A saturação em alumínio (m %) da floresta nativa ficou acima de 50 % e do pinus abaixo de 50%, porém sem diferença estatística.

O COT na profundidade de 10 cm não mostrou diferença significativa entre floresta nativa e pinus, entretanto, a floresta nativa apresentou COT de 3,96% e o pinus de 3,48%. O NT na floresta nativa foi superior ao pinus e também não houve diferença significativa na relação C: N entre os tratamentos.

TABELA 4 -ATRIBUTOS QUÍMICOS DE SOLOS DAS ÁREAS EXPERIMENTAIS EM RIO NEGRINHO, SC, 2019

Atributo	pH	Al+H	SB	CTC	K disponível	Ca disponível	Mg disponível	P disponível	V	m	COT	NT	C:N
Unidades	CaCl ₂				cmolc.dm ⁻³			mg dm ⁻³		%			
Floresta Nativa	3,62 b	18,67 a	0,90 a	19,56 a	0,17 b	0,64 a	0,09 a	3,12 b	4,63 a	84,93 a	3,96 a	0,30 a	13,05
Pinus	4,25 a	11,89 b	3,47 a	15,37 b	0,39 a	2,21 a	0,87 a	6,15 a	23,59 a	37,33 a	3,48 a	0,23 b	15,47

FONTE: O autor (2021)

LEGENDA: Média de três repetições.

Tukey: letras minúsculas se referem a comparação entre usos de solo; SB = Soma de bases; CTC = capacidade de troca de cátions; K = potássio, e P disponível = fósforo; V= saturação em bases; m= saturação em alumínio; COT = carbono orgânico total, NT = nitrogênio total, C: N = relação carbono nitrogênio

7.1.3 Atributos microbiológicos do solo

Em todos os tratamentos, os valores de CBM e, qMic foram maiores no período do verão do que no inverno. O CBM no solo da floresta nativa foi maior que no pinus (TABELA 5).

A RB não apresentou diferença entre a floresta nativa e o pinus e nem entre as estações do ano. O qMic do solo na floresta nativa foi maior que no pinus, no verão e inverno.

O qCO₂ apresentou diferença apenas em relação aos usos do solo, no período de inverno, sendo bem superior no solo do pinus do que na floresta nativa.

A atividade da enzima urease, bem como da β – glucosidase não apresentou diferença entre os usos do solo e nem entre o verão e inverno.

TABELA 5 -ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DE SOLOS, COM DIFERENTES USOS EM RIO NEGRINHO, SC, EM 2019

Atributo	CBM		RB		qMic		qCO ₂		Atividade da Urease		Atividade da βGlucosidade	
Unidades	mg/kg solo		mg C-CO ₂ Kg/h ⁻¹		%		mg C-CO ₂ .g ⁻¹ CBM-C.h ⁻¹		μg NH ₄ g ⁻¹ solo seco 2h ⁻¹		μg p-Nitrofenol h ⁻¹ g solo seco ⁻¹	
	Verão	inverno	verão	inverno	verão	inverno	verão	inverno	Verão	inverno	verão	inverno
Floresta Nativa	1398,4 aA	990,8 aB	1,28 aA	0,78 aA	3,54aA	2,51 aB	0,91 aA	0,78 bA	0,66 aA	0,72 aA	645,38 aA	631,96 aA
Pinus	1130,3 bA	407,3 bB	1,38 aA	0,83 aA	3,25 bA	1,15 bB	1,21 aA	2,17 aA	0,64 aA	0,69 aA	659,95 aA	680,75 aA

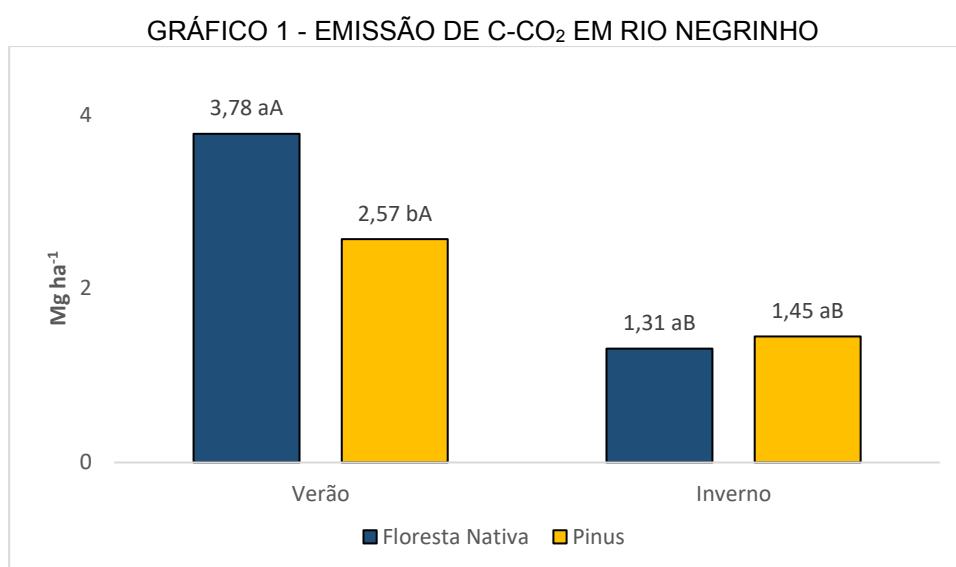
FONTE: O autor (2021)

Média de três repetições.

Tukey: letras minúsculas nas colunas refere-se à comparação entre usos de solo, enquanto as maiúsculas na linha, comparam cada tratamento no verão e no inverno. CBM = carbono da biomassa microbiana, RB = respiração basal do solo, qMic = quociente microbiano, qCO₂ = quociente metabólico

7.1.4 Emissão de CO₂, N₂O e consumo de CH₄

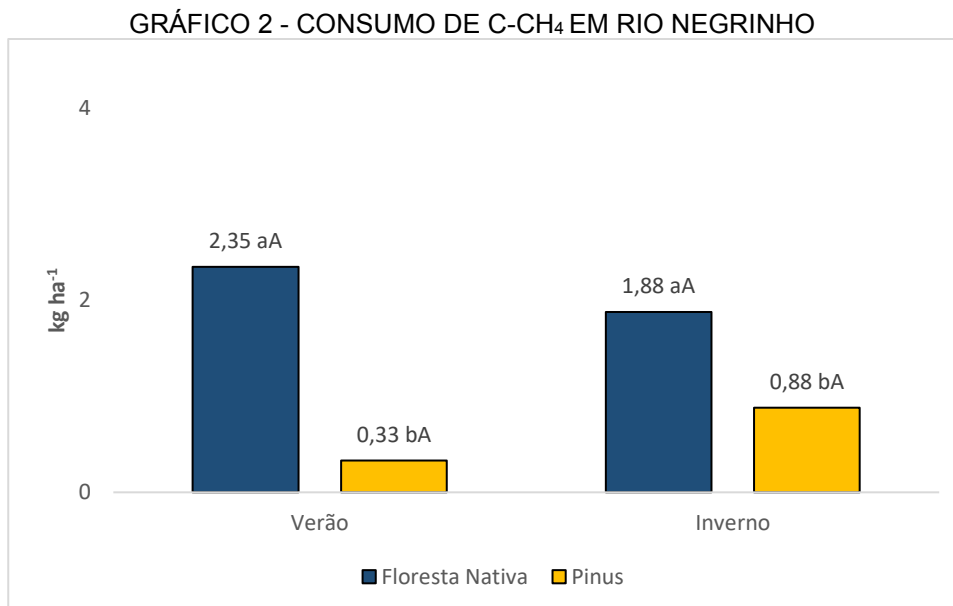
Tanto no solo da floresta nativa como no do pinus ocorreu emissão de CO₂, sendo esta maior na floresta nativa no período de verão (32%), e igual à do pinus no inverno. A emissão de dióxido de carbono do solo da floresta nativa e do pinus foi (65%) e (44%) superior no período do verão em relação ao período do inverno, respectivamente (GRÁFICO 1).



FONTE: O autor (2021)

LEGENDA: Letras minúsculas comparam uso do solo dentro da mesma estação.
Letras maiúsculas comparam estações, dentro do mesmo uso do solo.

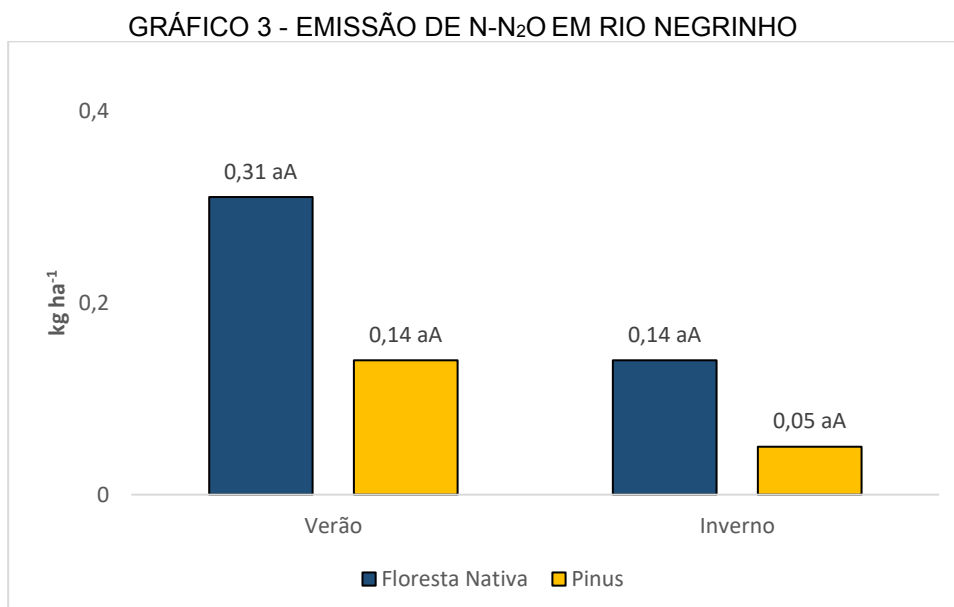
Houve consumo de metano na floresta nativa no verão e no inverno, sendo 86% e 53% maiores do que no pinus, respectivamente (GRÁFICO 2).



FONTE: O autor (2021)

LEGENDA: Letras minúsculas comparam uso do solo dentro da mesma estação. Letras maiúsculas comparam estações, dentro do mesmo uso do solo.

Em ambos os ambientes houve emissão de N₂O, mas sem diferença significativa entre eles e entre estações do ano (GRÁFICO 3).



FONTE: O autor (2021)

LEGENDA: Letras minúsculas comparam uso do solo dentro da mesma estação. Letras maiúsculas comparam estações, dentro do mesmo uso do solo.

7.1.5 Correlação de Pearson

7.1.5.1 Correlação entre os atributos microbiológicos do solo e seus atributos físicos e químicos

O CBM na estação de verão e inverno apresentou correlação positiva significativa com a PPA, MaPs, COT, NT e correlação negativa com a DS e C:N. No inverno também houve correlação negativa com a MiPs. Quando realizada a correlação de Pearson com os dados de verão e inverno juntos (V+I) o CBM e a RB tiveram correlação positiva com a temperatura do solo (TABELA 6).

O qCO₂ com os dados de V+I mostrou correlação positiva significativa com a DS, MiPs e C:N e negativa com MaPs e NT. No verão a correlação positiva significativa ocorreu apenas com MiPs, enquanto no inverno mostrou correlação positiva com a C:N e negativa com o NT (TABELA 6).

TABELA 6 - CORRELAÇÃO ENTRE ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS E OS ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DO SOLO EM RIO NEGRINHO

Atributos microbiológico	Atributos físicos e químicos	V+I		V		I	
		P	R	P	R	P	R
CBM	PPA	-	-	<0,05	0,87	<0,05	0,88
	DS	<0,05	-0,58	<0,05	-0,91	<0,01	-0,95
	MiPs	-	-	-	-	<0,05	-0,87
	MaPs	-	-	<0,05	0,85	<0,01	0,92
	Temperatura solo	<0,01	0,78	-	-	-	-
	COT	-	-	<0,05	0,91	<0,05	0,81
	NT	<0,05	0,6	<0,01	0,97	<0,01	0,97
RB	C:N	-	-	<0,05	-0,83	<0,05	-0,89
	Temperatura solo	<0,01	0,75	-	-	-	-
qCO ₂	DS	<0,05	0,58	-	-	-	-
	MiPs	<0,05	0,63	<0,05	0,83	-	-
	MaPs	<0,05	-0,63	-	-	-	-
	NT	<0,05	-0,66	-	-	<0,01	-0,92
	C:N	<0,05	0,68	-	-	<0,01	0,93
qMIC	PPA	-	-	-	-	<0,05	0,81
	DS	-	-	-	-	<0,05	-0,91
	MiPs	-	-	<0,05	-0,81	<0,05	-0,88
	MaPs	-	-	-	-	<0,05	0,91
	Temperatura solo	<0,001	0,84	-	-	-	-
	NT	-	-	-	-	<0,01	0,95
	C:N	-	-	<0,05	-0,87	<0,01	-0,93

FONTE: O autor (2021)

LEGENDA: P = grau de significância da correlação de Pearson; R = coeficiente de correlação de Pearson; CBM = carbono da biomassa microbiana; RB = respiração basal; qCO₂ (quociente

metabólico); quociente microbiano; PPA = espaço poroso preenchida por água; COT = carbono orgânico total; NT = nitrogênio total; DS = Densidade; MiPs = Microporosidade; MaPs = Macroporosidade. V+I = dados de verão e inverno juntos; V = verão; I = inverno.

O qMIC no verão mostrou correlação negativa significativa com MiPs e C:N, enquanto no inverno apresentou correlação positiva significativa com a PPA, MaPs e NT e correlação negativa com DS, MiPs e C:N. Quando realizada a correlação de Pearson dos dados de verão e inverno juntos (V+I) o qMIC expressou correlação positiva com a temperatura do solo (TABELA 6).

Não houve correlação entre os atributos físicos e químicos do solo e a urease e β -glucosidase (TABELA 6).

7.1.5.2 Correlação entre os atributos microbiológicos, físicos e químicos e os fluxos de GEE

A emissão acumulada de CO₂ no verão correlacionou-se positivamente com a MaPs e negativamente com o qCO₂, DS e MiPs. Os dados de V+I mostraram que a emissão de CO₂ teve correlação positiva significativa com o CBM, RB, qMIC e temperatura do solo (TABELA 7).

TABELA 7 - CORRELAÇÃO ENTRE OS FLUXOS DE GEE E OS ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS, FÍSICOS E QUÍMICOS

GEE	ATRIBUTOS DO SOLO	Rio Negrinho V+I		Rio Negrinho V		Rio Negrinho I	
		P	R	P	R	P	R
C-CO ₂	CBM	<0,01	0,74	-	-	-	-
	RB	<0,05	0,58	-	-	-	-
	q CO ₂	-	-	<0,05	-0,83	-	-
	q MIC	<0,01	0,74	-	-	-	-
	DS	-	-	<0,05	-0,9	-	-
	MiPs	-	-	<0,05	-0,89	-	-
	MaPs	-	-	<0,05	0,91	-	-
	Temperatura solo	<0,001	0,89	-	-	-	-
C-CH ₄	CBM	-	-	-	-	<0,05	0,86
	q MIC	-	-	-	-	<0,05	0,85
	PPA	<0,05	0,59	-	-	-	-
	DS	<0,001	-0,87	<0,01	-0,94	<0,05	-0,89
	MiPs	<0,001	-0,9	<0,01	-0,94	<0,01	-0,97
	MaPs	<0,001	0,91	<0,01	0,96	<0,01	0,97
	Temperatura solo	-	-	-	-	<0,05	0,82
	pH CaCl ₂	<0,01	-0,79	<0,05	-0,8	<0,05	-0,9
	SB	<0,01	-0,75	-	-	<0,05	-0,85
	P	<0,001	-0,85	<0,05	-0,87	<0,01	-0,95
	COT	<0,05	0,58	-	-	-	-
	NT	<0,01	0,73	-	-	-	-
C:N	<0,05	-0,68	-	-	-	-	
C-N ₂ O	CBM	<0,05	0,6	-	-	-	-
	PPA	-	-	-	-	<0,05	0,81
	Densidade	<0,05	-0,62	-	-	<0,05	-0,81

FONTE: O autor (2021)

LEGENDA: P = grau de significância da correlação de Pearson; R = coeficiente de correlação de Pearson; CBM = carbono da biomassa microbiana; RB = respiração basal do solo; qCO₂ = quociente metabólico; qMIC = quociente microbiano; DS = Densidade; MiPs = Microporosidade; MaPs = Macroporosidade; PPA = espaço poroso preenchido por água; SB = soma de bases; COT = carbono orgânico total; NT = nitrogênio total. V+I = dados de verão e inverno juntos; V = verão; I = inverno.

O consumo acumulado de CH₄ no verão e inverno mostrou correlação positiva com a MaPs e correlação negativa com DS, MiPs, pH em CaCl₂ e P. No inverno o influxo de CH₄ também apresentou correlação positiva com a CBM, qMIC, temperatura do solo e correlação negativa com a SB. Os dados de V+I mostrou que o consumo de CH₄ teve correlação positiva significativa com a PPA, MaPs, COT, NT e negativa com a C: N (TABELA 7).

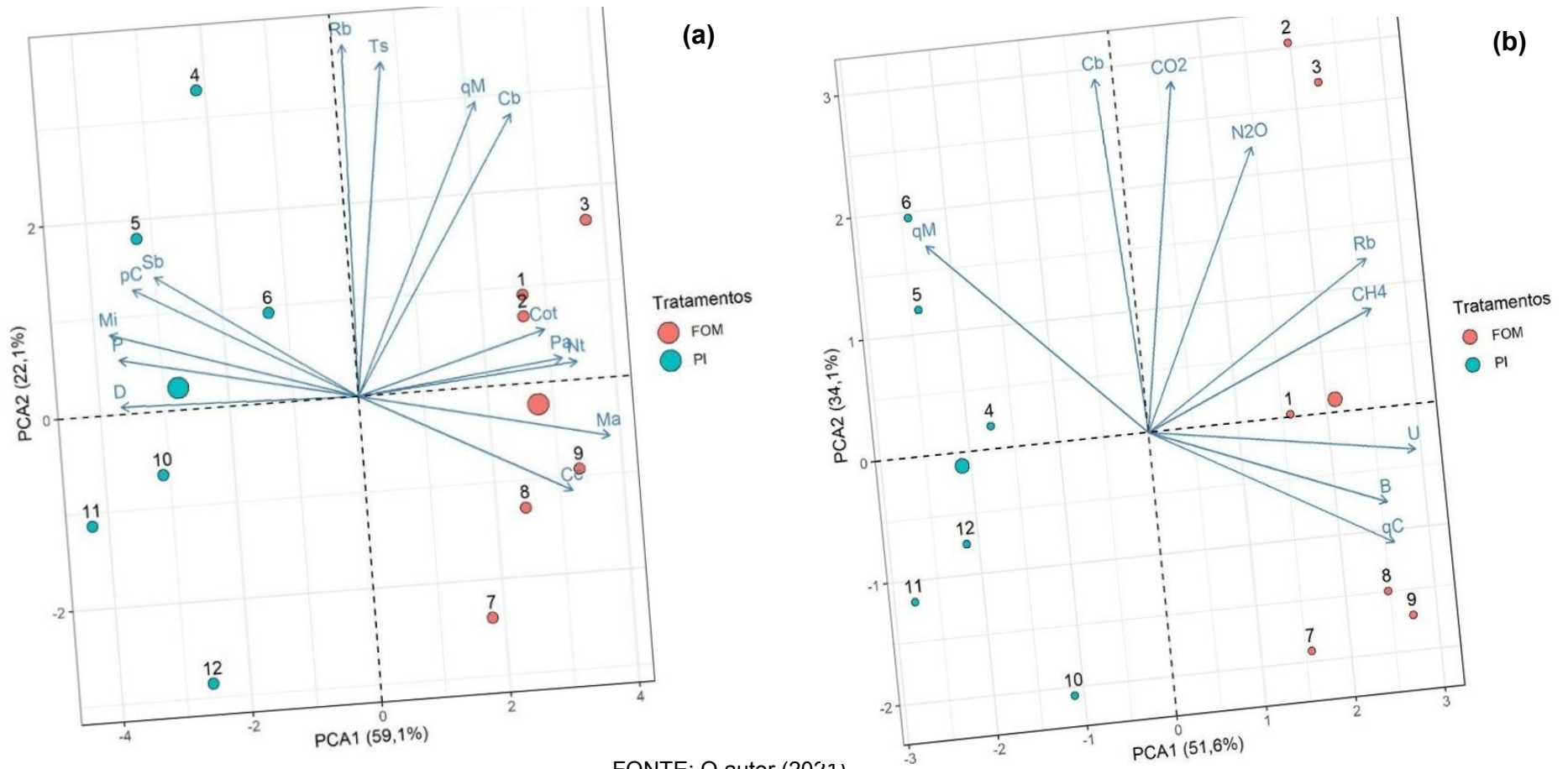
A emissão acumulada de N₂O no inverno, mostrou correlação positiva com a PPA e negativa com a DS. Os dados de V+I mostraram que a emissão de N₂O teve correlação positiva significativa com o CBM e DS (TABELA 7).

7.1.6. Influência das características físicas e químicas sobre os atributos microbiológicos e influência dos atributos microbiológicos sobre os GEEs

As características físicas e químicas que mais contribuíram para explicar a variabilidade dos atributos microbiológicos na floresta nativa e no pinus, no verão e no inverno, foram identificadas pela análise de componentes principais (PCA). O PCA1 (59,1%) e PCA2 (22,1%) explicaram 81,2% da variabilidade dos dados. A PPA, COT, MaPs, CTC e NT contribuíram positivamente para explicar a variabilidade do CBM e a DS e a Mips mostraram comportamento oposto ao CBM, enquanto a Ts contribuiu positivamente para explicar a variabilidade do CBM, a RB e o qMIC (GRÁFICO 4a).

Em relação ao agrupamento dos atributos microbiológicos com os fluxos de GEEs, a PCA1(51,6%) e a PCA2 (34,1%) explicaram 85,7 % da variação entre os dados. A atividade da enzima urease, qCO₂, RB e β-glucosidade contribuíram positivamente para explicar a variabilidade do consumo de CH₄ e o qMIC mostrou comportamento oposto ao consumo de CH₄. O CBM contribuiu para explicar a variabilidade da emissão de CO₂ e N₂O (GRÁFICO 4b).

GRÁFICO 4. PCA DAS VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS SOBRE AS MICROBIOLÓGICAS (a) E PCA DAS VARIÁVEIS MICROBIOLÓGICAS COM OS GEE (b) EM RIO NEGRINHO



FONTE: O autor (2021)

LEGENDA: Siglas: PPA (Pa), COT (Cot), MaPs (Ma), CTC (Cc), NT (Nt), DS (D), MiPs (Mi), temperatura do solo (Ts), CBM (Cb), RB (Rb), qMIC (qM), urease (U), qCO₂ (qC), β-glucosidade (B), pH CaCl₂ (pC), SB (Sb), P, C: N (CN).

7.2 TELÊMACO BORBA

7.2.1 Atributos físicos do solo

A densidade aparente do solo (DS) na floresta nativa foi de $0,74 \text{ g cm}^{-3}$ e no pinus foi de $0,99 \text{ g cm}^{-3}$. A menor DS encontrada na floresta nativa contribuiu para que a PT tenha sido significativamente maior que a do pinus. A MiPs e a MaPs não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos (TABELA 8).

A umidade (UM) e a porosidade preenchida por água (PPA) do solo sob floresta nativa foram maiores do que no pinus, tanto no verão quanto no inverno, embora não tenha ocorrido diferença entre estas duas estações em cada tratamento. A temperatura do solo da floresta nativa foi menor que no pinus no período de verão e de inverno, sendo que em ambos a temperatura do solo foi maior no verão do que no inverno.

TABELA 8 - ATRIBUTOS FÍSICOS DE SOLOS DAS ÁREAS EXPERIMENTAIS EM TELÊMACO BORBA, PR, 2019

Atributo	DS	PT	MiPs	MaPs	Micro/Macro	Umidade do solo		PPA		Temperatura do solo		
Unidades	g cm ⁻³				%	Ver.	Inv.	Ver.	Inv.	Ver.	Inv.	Média do ano
Floresta Nativa	0,74 b	69,14 a	51,11 a	21,76 a	2,39 a	36,35 aA	33,74 aA	52,62 aA	48,84 aA	22,03 bA	14,52 bB	18,75 b
Pinus	0,99 a	58,61 b	41,63 a	18,37 a	2,43 a	22,78 bA	21,35 bA	38,85 bA	36,44 bA	23,13aA	16,19 aB	19,91 a

FONTE: O autor (2021)

LEGENDA: Média de três repetições.

Tukey: letras minúsculas nas colunas refere-se à comparação entre usos de solo, enquanto as maiúsculas na linha, comparam cada tratamento no verão e no inverno. DS = densidade do solo, PT = porosidade total, Mi = microporosidade, Ma = macroporosidade, Mi/Ma = razão entre microporosidade e macroporosidade, PPA = espaço poroso preenchido por água.

7.2.2 Atributos químicos do solo

Não houve diferença significativa entre os solos da floresta nativa e do pinus no pH em CaCl₂, Al+H, SB, Ca, Mg, P, V%, m%, e relação C: N. O K disponível, COT, NT e CTC no solo da floresta nativa foram maiores que os encontrados no do pinus. A CTC do solo foi maior na floresta nativa (TABELA 9).

TABELA 9 - ATRIBUTOS QUÍMICOS DE SOLOS DAS ÁREAS EXPERIMENTAIS EM TELÊMACO BORBA, PR, 2019

Atributo	pH	Al+H	SB	CTC	K disponível	Ca disponível	Mg disponível	P disponível	V	m	COT	NT	C:N
Unidades	CaCl ₂	cmolc.dm ⁻³				mg dm ⁻³			%				
Floresta Nativa	4,64 a	9,01 a	7,82 a	16,83 a	0,36 a	5,80 a	1,65 a	1,24 a	46,10 a	3,25 a	5,55 a	0,37 a	15,13 a
Pinus	4,28 a	8,04 a	3,68 a	11,71 b	0,17 b	2,70 a	0,80 a	1,44 a	31,57 a	22,65 a	2,59 b	0,17 b	15,00 a

FONTE: O autor (2021)

LEGENDA: Média de três repetições.

Tukey: letras minúsculas nas colunas refere-se à comparação entre usos de solo, enquanto as maiúsculas na linha, comparam cada tratamento no verão e no inverno. SB = Soma de Base; CTC = capacidade de troca de cátions; K = potássio, e P disponível = fósforo; V= saturação em bases; m= saturação em alumínio; COT = carbono orgânico total, NT = nitrogênio total, C: N = relação carbono nitrogênio.

7.2.3 Atributos microbiológicos do solo e GEE

O CBM, a RB, e o qMic foram maiores no verão do que no inverno. O CBM no solo da floresta nativa não diferiu do solo sob Pinus. (TABELA 10).

A RB do solo foi maior na floresta nativa do que no pinus.

O qMic foi maior no solo do Pinus do que no da floresta nativa, no verão, mas não houve diferença entre os tratamentos no inverno.

O quociente metabólico do solo (qCO₂) da floresta nativa foi maior que no do pinus, verão quanto no inverno. Entre as duas estações, a floresta nativa teve menor qCO₂ no verão, enquanto o pinus não apresentou diferença significativa entre o verão e inverno.

A floresta nativa apresentou maior concentração de NH₄ liberado no solo pela maior atividade metabólica da urease em relação ao pinus, tanto no verão quanto no inverno. Porém, em ambos os tratamentos a atividade da urease mostrou a mesma intensidade nas duas estações.

A atividade da enzima β – glucosidase no solo da floresta nativa não apresentou diferença no verão, mas foi maior do que no do pinus no período de inverno. Em relação as duas estações estudadas, não houve diferença entre os tratamentos.

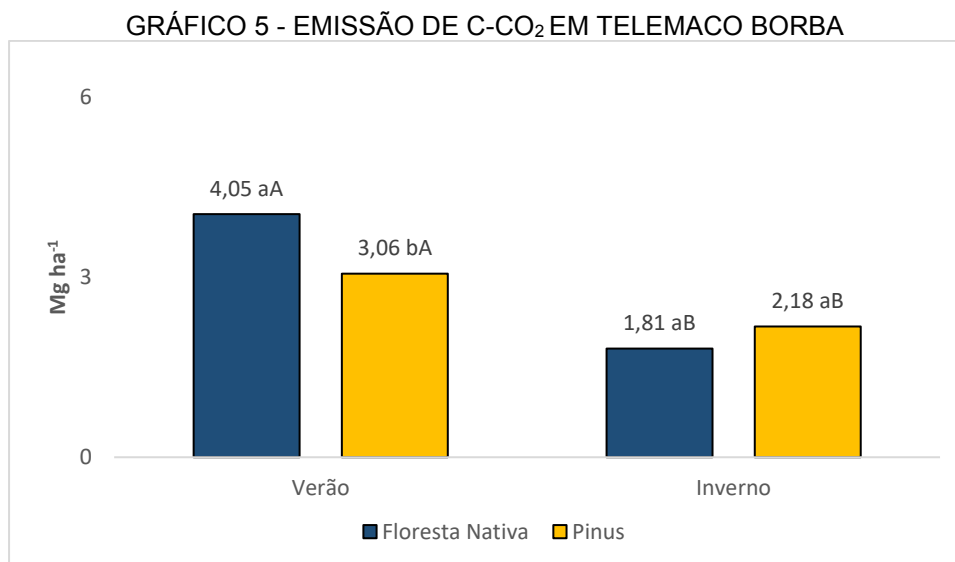
TABELA 10 - ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DE SOLOS, COM DIFERENTES USOS EM TELÊMACO BORBA, PR, EM 2019

Atributo	CBM		RB		qMic		qCO ₂		Atividade da Urease		Atividade da βGlucosidade	
	mg/kg solo		mg C-CO ₂ /Kg/h ⁻¹		%		mg C-CO ₂ /Kg/h ⁻¹		μg NH ₄ g ⁻¹ solo seco 2h ⁻¹		μg p-Nitrofenol h ⁻¹ g solo seco ⁻¹	
	verão	Inverno	verão	inverno	verão	inverno	verão	inverno	Verão	inverno	Verão	inverno
Floresta Nativa	1155,2 aA	565,9 aB	1,47 aA	1,22 aB	2,08 bA	1,03 aB	1,30 aB	2,18 aA	0,90 aA	1,05 aA	737,51 aA	804,80 aA
Pinus	1112,2 aA	574,8 aB	0,83 bA	0,30 bB	4,33 aA	2,26 aB	0,77 bA	0,63 bA	0,30 bA	0,34 bA	521,18 aA	549,19 bA

FONTE: O autor (2021)

Tukey: letras minúsculas nas colunas refere-se à comparação entre usos de solo, enquanto as maiúsculas na linha, comparam cada tratamento no verão e no inverno. CBM = carbono da biomassa microbiana, RB = respiração basal do solo, qMic = quociente microbiano, qCO₂ = quociente metabólico

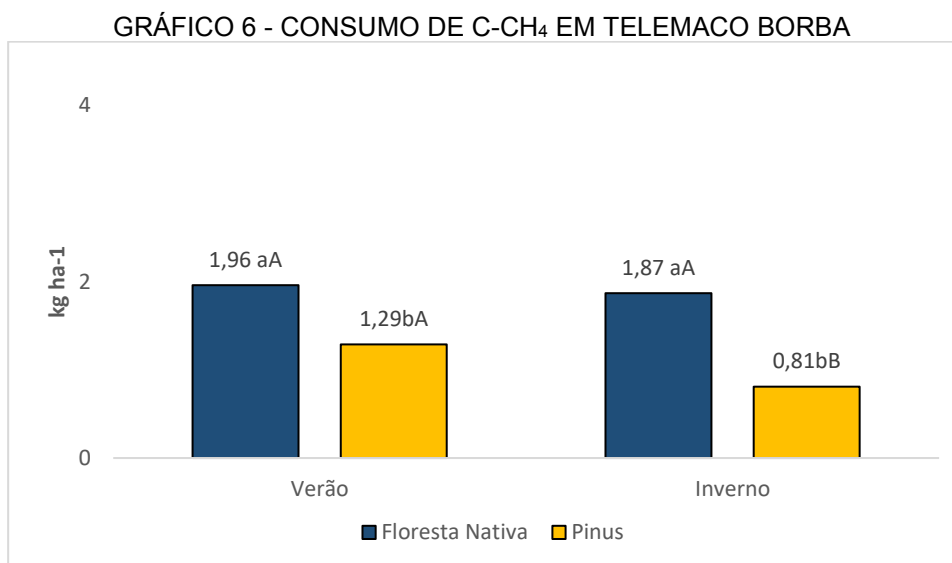
As emissões de CO₂ do solo foram maiores na floresta nativa em relação ao pinus, apenas no período do verão (24%), sendo que nos dois tratamentos foi (55%) e (29%) superior no verão do que no inverno, respectivamente (GRÁFICO 5).



FONTE: O autor (2021)

LEGENDA: Letras minúsculas comparam uso do solo dentro da mesma estação. Letras maiúsculas comparam estações, dentro do mesmo uso do solo.

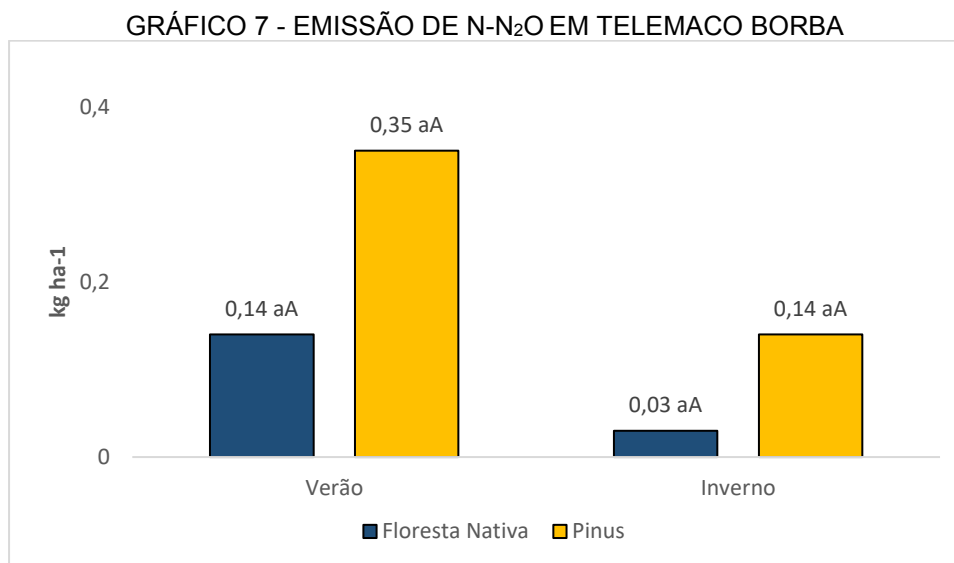
O consumo de CH₄ foi maior no solo da floresta nativa do que no do pinus, tanto no verão (34%) quanto no inverno (57%). No solo da floresta nativa não houve diferença de consumo entre as duas estações, entretanto, no pinus o consumo de CH₄ foi (37%) maior no verão do que no inverno (GRÁFICO 6).



FONTE: O autor (2021)

LEGENDA: Letras minúsculas comparam uso do solo dentro da mesma estação. Letras maiúsculas comparam estações, dentro do mesmo uso do solo

As emissões acumuladas de N₂O no verão e no inverno não apresentaram diferença entre os usos do solo (GRÁFICO 7).



FONTE: O autor (2021)

LEGENDA: Letras minúsculas comparam uso do solo dentro da mesma estação. Letras maiúsculas comparam estações, dentro do mesmo uso do solo.

7.2.4 Correlação de Pearson

O CBM no período do verão mostrou correlação positiva significativa com C:N. Quando realizado a correlação de Pearson com os dados de verão e inverno juntos (V+I) o CBM expressou correlação positiva significativa com a temperatura (TABELA 11).

A RB, tanto no verão como no inverno correlacionou-se positivamente com a PPA, COT e NT e negativamente com a DS e temperatura do solo. No inverno também mostrou correlação positiva com a SB. A correlação com os dados de V+I mostrou correlação positiva significativa com MiPs (TABELA 11).

O qCO₂ no verão apresentou correlação positiva significativa com a PPA e NT e correlação negativa com a temperatura do solo e P. No inverno o qCO₂ mostrou correlação positiva significativa com a PPA, MiPs, COT e NT e correlação negativa com a DS e temperatura do solo. A correlação de Pearson dos dados de V+I mostrou ainda correlação positiva significativa com SB (TABELA 11).

O qMIC, tanto no verão como no inverno teve correlação positiva com a DS e temperatura do solo e negativa com a MiPs e NT. No verão houve também correlação negativa com a PPA e o COT (TABELA 11).

TABELA 11 - CORRELAÇÃO ENTRE ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS E OS ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DO SOLO EM TELEMACO BORBA

Atributos microbiológico	Atributos físicos e químicos	Telêmaco Borba V+I		Telêmaco Borba V		Telêmaco Borba I	
		P	R	P	R	P	R
CBM	Microporosidade	-	-	-	-	-	-
	Macroporosidade	-	-	-	-	-	-
	Temperatura solo	<0,001	0,88	-	-	-	-
	C:N	-	-	<0,05	0,83	-	-
RB	PPA	<0,001	0,89	<0,01	0,93	<0,01	0,93
	Densidade	<0,001	-0,85	<0,01	-0,95	<0,001	-0,98
	Microporosidade	<0,05	0,64	-	-	-	-
	Temperatura solo	-	-	<0,01	-0,97	<0,01	-0,95
	SB	<0,05	0,68	-	-	<0,05	0,82
	COT	<0,001	0,87	<0,01	0,96	<0,001	1
	NT	<0,001	0,87	<0,01	0,97	<0,001	0,99
qCO2	PPA	<0,05	0,65	<0,01	0,93	<0,05	0,84
	Densidade	<0,01	-0,81	-	-	<0,001	-0,99
	Microporosidade	<0,01	0,71	-	-	<0,05	0,87
	Temperatura solo	-	-	<0,05	-0,81	<0,05	-0,92
	SB	<0,05	0,61	-	-	-	-
	P	-	-	<0,05	-0,88	-	-
	COT	<0,01	0,79	-	-	<0,01	0,95
NT	<0,01	0,8	<0,05	0,86	<0,01	0,94	
qMIC	PPA	-	-	<0,01	-0,95	-	-
	Densidade	<0,01	0,71	<0,01	0,92	<0,05	0,86
	Microporosidade	<0,05	-0,7	<0,05	-0,83	<0,01	-0,96
	Temperatura solo	<0,01	0,71	<0,05	0,84	<0,05	0,85
	COT	<0,05	-0,68	<0,05	-0,91	-	-
	NT	<0,05	-0,7	<0,01	-0,95	<0,05	-0,81
Urease	PPA	<0,001	0,85	<0,01	0,96	<0,05	0,89
	Densidade	<0,001	-0,92	<0,05	-0,88	<0,01	-0,97
	Microporosidade	<0,05	0,65	-	-	-	-
	Temperatura solo	-	-	<0,01	-0,96	<0,01	-0,92
	pH Ca	<0,05	0,58	-	-	-	-
	SB	<0,01	0,73	-	-	-	-
	P	<0,05	-0,6	-	-	-	-
	COT	<0,001	0,94	<0,01	0,92	<0,001	0,98
NT	<0,001	0,94	<0,01	0,96	<0,01	0,96	
β-glucosidase	PPA	<0,01	0,74	<0,05	0,8	<0,05	0,82
	Densidade	<0,001	-0,86	<0,05	-0,86	<0,05	-0,88
	Microporosidade	<0,01	0,78	<0,05	0,88	-	-
	Temperatura solo	-	-	-	-	<0,05	-0,88
	pH Ca	<0,01	0,72	-	-	-	-
	SB	<0,05	0,58	-	-	-	-
	P	<0,01	-0,73	-	-	-	-
	COT	<0,01	0,78	-	-	<0,05	0,83
	NT	<0,001	0,86	<0,05	0,84	<0,05	0,9

FONTE: O autor (2021)

LEGENDA: P = grau de significância da correlação de Pearson; R = coeficiente de correlação de Pearson; CBM = carbono da biomassa microbiana; RB = respiração basal do solo; qCO2 = quociente metabólico; qMIC = quociente microbiano PPA = porosidade preenchida por água; SB = soma de base; pH CaCl₂; SB = Soma de Bases; P disponível = fósforo; COT = carbono orgânico total; NT = nitrogênio total.

A atividade da enzima urease no período de verão e inverno apresentou correlação positiva significativa com a PPA, COT e NT e correlação negativa com a DS e temperatura do solo. A correlação de Pearson dos dados de V+I mostrou ainda correlação positiva significativa com MiPs, pH em CaCl₂, SB e correlação negativa com o P (TABELA 11).

A atividade da enzima β -Glucosidase no verão e no inverno tiveram correlação positiva significativa com a PPA e NT e negativa com a DS. No verão, a atividade da enzima também apresentou correlação positiva com a MiPs e no inverno teve correlação positiva significativa com a COT e negativa com a temperatura do solo. Quando realizado a correlação de Pearson dos dados de verão e inverno juntos (V+I) a atividade da enzima β -Glucosidase mostrou correlação positiva também com pH CaCl₂, SB e P (TABELA 11).

A emissão de CO₂ no verão correlacionou-se positivamente com a SB, COT e NT e negativamente com a temperatura do solo. No inverno a emissão de CO₂ apresentou correlação positiva com o P e negativa com o pHCaCl₂. A correlação com os dados de verão e inverno juntos (V+I) foi positiva com o CBM e temperatura do solo (TABELA 12).

TABELA 12 - CORRELAÇÃO ENTRE A EMISSÃO DE GEE E OS ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS, FÍSICOS E QUÍMICOS

GEE	ATRIBUTOS DO SOLO	Telêmaco Borba V+I		Telêmaco Borba V		Telêmaco Borba I	
		P	R	P	R	P	R
CO ₂	CBM	<0,01	0,8	-	-	-	-
	pH Ca	-	-	-	-	<0,05	-0,83
	SB	-	-	<0,05	0,9	-	-
	P	-	-	-	-	<0,05	0,91
	COT	-	-	<0,05	0,91	-	-
	NT	-	-	<0,05	0,85	-	-
CH ₄	RB	<0,001	0,87	<0,05	0,91	<0,05	0,86
	q CO ₂	<0,05	0,66	<0,01	0,95	-	-
	q MIC	-	-	<0,05	-0,88	-	-
	Urease	<0,01	0,8	<0,01	0,96	<0,05	0,86
	β -glucosidase	<0,05	0,7	-	-	<0,05	0,85
	PPA	<0,01	0,81	<0,01	0,95	-	-
	Densidade	<0,01	-0,75	-	-	<0,05	-0,83
	Temperatura solo	-	-	<0,05	-0,91	-	-
	P	<0,05	-0,69	<0,05	-0,85	-	-
	COT	<0,01	0,76	<0,05	0,82	<0,05	0,81
NT	<0,01	0,79	<0,05	0,88	<0,05	0,82	
N ₂ O	β -glucosidase	-	-	-	-	<0,05	-0,86

FONTE: O autor (2021)

LEGENDA: P = grau de significância da correlação de Pearson; R = coeficiente de correlação de Pearson; CBM = carbono da biomassa microbiana; pH CaCl₂; SB = Soma de bases; RB = respiração basal do solo; qCO₂ = quociente metabólico; qMIC = quociente microbiano; PPA = porosidade preenchida por água; P disponível = fósforo; COT = carbono orgânico total, NT = nitrogênio total.

O consumo de CH₄ no período de verão e inverno teve correlação positiva com a RB, atividade da urease, COT e NT. No verão o influxo de CH₄ também apresentou correlação positiva com qCO₂, PPA e negativa com o qMIC, temperatura do solo e P. No inverno o consumo de CH₄ também apresentou correlação positiva com a atividade da enzima β-Glucosidase e correlação negativa com a DS (TABELA 12).

A emissão de N₂O no inverno apresentou correlação negativa com a atividade da enzima β-Glucosidase (TABELA 12).

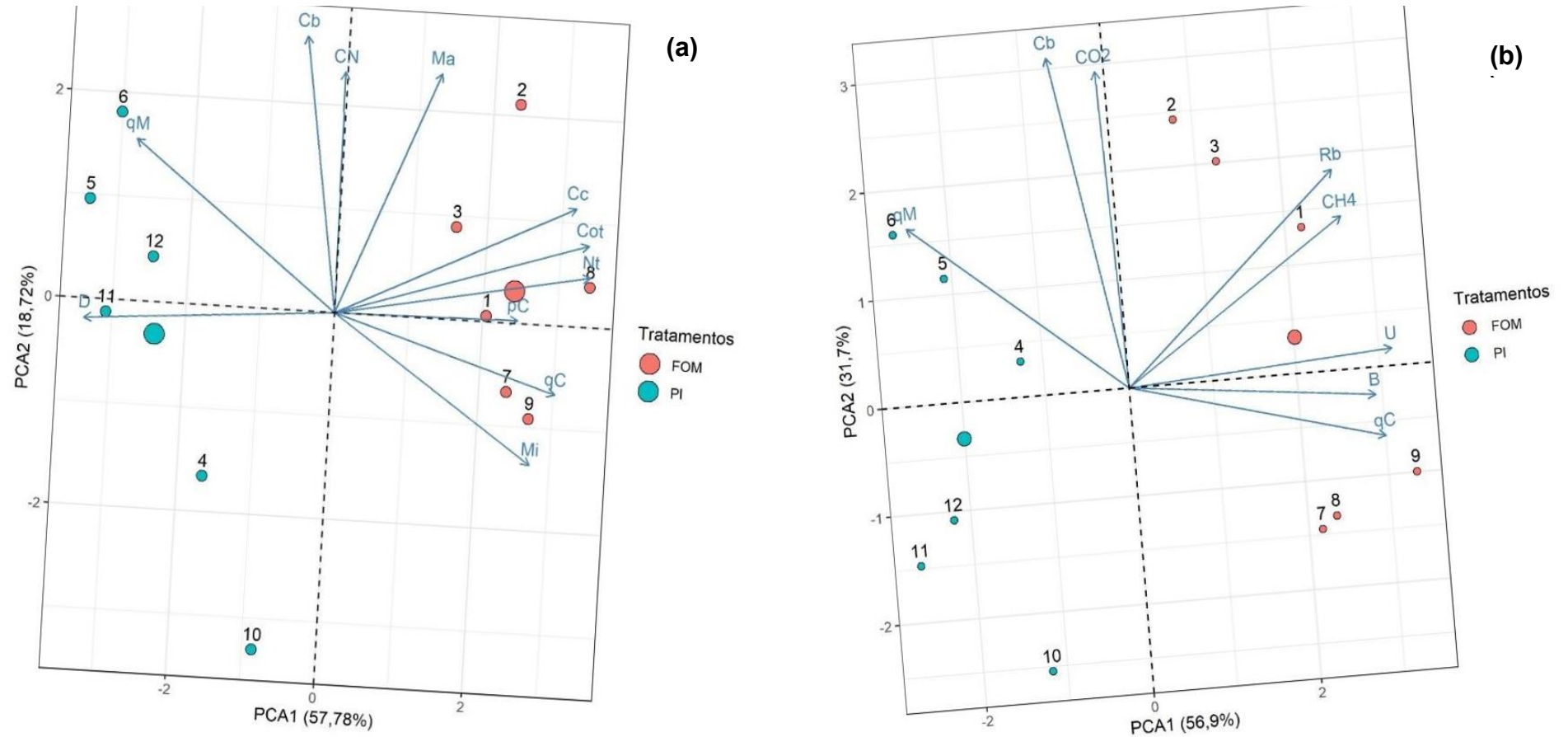
7.2.5. Influência das características físicas e químicas sobre os atributos microbiológicos e influência dos atributos microbiológicos sobre os GEEs

O PCA1 (57,78%) e PCA2 (18,72%) explicaram 76,5% da variabilidade dos dados da floresta nativa e do pinus, no verão e inverno. A MiPs, COT, NT, pH e CTC contribuíram positivamente para explicar a variabilidade do qCO₂ e a DS mostrou comportamento oposto ao qCO₂, enquanto a variabilidade do qMIC foi explicado positivamente pela DS e mostrou comportamento oposto a MiPs, COT, NT, pH e CTC. A MaPs e a C:N contribuíram positivamente para explicar a variabilidade do CBM (GRÁFICO 8a).

Em relação ao agrupamento dos atributos microbiológicos com os GEEs a PCA1 (56,9%) e a PCA2 (31,7%) explicaram 88,5 % da variação entre os dados. A atividade da enzima urease (U), qCO₂ (qC), RB (Rb) e β-glucosidade (B) contribuíram positivamente para explicar a variabilidade do consumo de CH₄, enquanto o qMIC (qM) mostrou comportamento oposto ao consumo de CH₄. O CBM contribuiu positivamente para explicar a variabilidade da emissão de CO₂ (GRÁFICO 8b).

Nenhum atributo estudado conseguiu explicar a emissão de N₂O nos solos de floresta nativa e pinus.

GRÁFICO 8. PCA DAS VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS SOBRE AS MICROBIOLÓGICAS (a) E PCA DAS VARIÁVEIS MICROBIOLÓGICAS COM OS GEE (b) EM TELEMACO BORBA



FONTES: O autor (2021)

LEGENDA: Siglas: PPA (Pa), COT (Cot), MaPs (Ma), CTC (Cc), NT (Nt), DS (D), MiPs (Mi), temperatura do solo (Ts), CBM (Cb), RB (Rb), qMIC (qM), urease (U), qCO₂ (qC), β-glucosidade (B), pH CaCl₂ (pC), SB (Sb), P, C: N

8 DISCUSSÃO

8.1 RIO NEGRINHO

8.1.1 Propriedades físicas, atividade microbiológica e emissão de gases

Em Rio Negrinho, o pinus causou um acréscimo médio de 23%, na DS em relação à floresta nativa ($0,80 \text{ g cm}^{-3}$), enquanto a média de PT foi 10%, os valores de PT da floresta nativa foram de 69,8% (TABELA 3). Estes resultados foram semelhantes aos dados apresentados por Junior et al. (2014) com fragmento de Mata Atlântica, em que os solos florestais com PT foram maiores em relação a outros tratamentos.

As propriedades físicas do solo da floresta nativa de Rio Negrinho favoreceram o fluxo de água e a difusão de O_2 e beneficiaram a atividade metabólica dos microrganismos, promovendo a troca de gases entre o solo e a atmosfera. Uma evidência disso foi o fato que o CO_2 e o CH_4 apresentaram correlação negativa com a DS e MiPs e positiva com a MaPs (TABELA 7).

A DS e a PT do solo têm um papel fundamental na permeabilidade do solo à água e na difusão dos gases. Isso significa que a atividade microbiana heterotrófica e autotrófica deverá ser mais estimulada nos solos de floresta nativa do que no solo com plantio de pinus. Christiansen & Gundersen (2011) relatam que solos mais densos diminuem a difusividade dos gases, limitando a troca dos mesmos entre o solo e a atmosfera.

Em Rio Negrinho, os solos de floresta nativa tiveram maior MaPs (31,7%), enquanto no solo de pinus predominou a MiPs (53,8%) (TABELA 3). Pott *et al.*, (2017) apresentaram resultados similares em seu estudo.

A presença de MaPs no solo da floresta nativa poderia ser relacionada com a composição de raízes em cada sistema, sendo que florestas nativas tem uma maior diversidade de raízes do que os solos sob pinus (Lugo, 1992; Jones *et al.*, 2011; Xu *et al.*, 2020).

A PCA mostrou como a PPA, MaPs, DS e Mips contribuíram para explicar a variabilidade do CBM do solo. A temperatura do solo, contribuiu ainda para explicar a variabilidade da RB e do qMIC. Os atributos químicos COT, NT e a CTC contribuíram para explicar a variabilidade do CBM.

Na floresta nativa foi onde ocorreu mais comportamento positiva entre os atributos, que no pinus, onde apresentou mais comportamento negativo entre os atributos (GRÁFICO 4a). A PCA também mostrou que o CBM, a atividade da enzima urease, qCO₂, RB, β-glucosidade e qMIC contribuíram para explicar a variabilidade da emissão de CO₂ e N₂O e no consumo de CH₄, principalmente na floresta nativa (GRÁFICO 4b).

No estudo de Gomes (2014) com *Pinus taeda* no município de Rio Negrinho (SC), a temperatura ajudou a explicar a variabilidade da emissão de CO₂ e N₂O. A PPA, MaPs ajudaram a explicar a variabilidade do consumo de CH₄.

8.1.2 Atributos microbiológicos do solo e suas relações com os atributos físicos e químicos e com a emissão de CO₂

A correlação positiva do CBM com COT, NT e negativa com a relação C:N (TABELA 6), assim como a correlação positiva do qMIC com o NT e negativa com a C:N (TABELA 6), podem ser explicadas pela disponibilidade de matéria orgânica que estimula o aumento da biomassa e da atividade microbiana, como também reportado pelos estudos de Park *et al.*, (2012), Bini *et al.*, (2013) e Abatenh *et al.*, (2018).

A TABELA 5 mostra que nos dois ambientes estudados o CBM e o qMIC foram maiores no verão do que no inverno. Tanto no verão quanto no inverno o CBM da floresta nativa foi maior que no pinus. Esse padrão de resposta pode ser explicado pelas condições determinadas pela temperatura e umidade que afetam esses indicadores (Chen *et al.*, 2010; Ravindran & Yang, 2015; Díaz *et al.*, 2018).

A temperatura e a umidade das florestas tropicais atuam sobre processos que podem aumentar as taxas de renovação da biomassa microbiana e da matéria orgânica do solo (Joergensen, 2010). De fato, ocorreu no presente estudo, correlação positiva entre CBM e RB com a temperatura do solo (TABELA 6). Além disso, as características do sistema radicular das florestas, com raízes profundas e permanentes, com matéria orgânica de fácil decomposição, favorecem a capacidade de ciclagem de nutrientes (Schaufler *et al.*, 2010; Park *et al.*, 2012; Dantas *et al.*, 2020), favorecendo também a atividade microbiológica.

O qCO₂ só apresentou diferença no inverno, entre os usos do solo, onde o pinus mostrou quociente metabólico superior em relação a floresta nativa (TABELA 5). É possível que, além das mudanças de temperatura (Ravindran & Yang, 2015;

Díaz *et al.*, 2018), o horizonte orgânico do pinus que apresenta difícil decomposição, pelo alto teor de lignina e com a liberação de metabólitos secundários, como os terpenos (Park *et al.*, 2012; Bini *et al.*, 2013; Dietz *et al.*, 2020), tenham inibido os microrganismos.

O estudo de Walker *et al.*, (2018) realizado em laboratório, com solos de pastagem dominada por herbáceas na Islândia, mostrou que em altas temperaturas a atividade microbiana se intensificou ao ponto de esgotar os substratos do solo, reduzindo a biomassa e a atividade microbiana. É possível que a mudança de temperatura do verão para o inverno (TABELA 3) e a demora no retorno dos nutrientes para o solo devido a qualidade da serapilheira do pinus, possam ter influenciado a biomassa e a atividade das comunidades microbianas. Segundo Lladó *et al.*, (2017) o controle da sazonalidade na produção da serapilheira, afeta a entrada de carbono no solo e sua decomposição pelos microrganismos, associado as mudanças de temperatura do verão para o inverno que aceleram ou retardam os processos enzimáticos, fundamentais a decomposição microbiana.

Os fluxos de GEE são regulados principalmente pelos microrganismos, havendo correlação positiva entre a emissão de CO₂ com CBM, RB e qMIC (TABELA 7). Contudo, fatores ambientais influenciam nos processos fisiológicos e metabólicos (Abatenh *et al.*, 2018). Além das propriedades físicas vistas acima, no inverno a PPA foi de 60% no solo da floresta nativa, sendo maior do que no solo de pinus (TABELA 3) e mostrou correlação positiva com a CBM e o qMIC (TABELA 6).

O CBM foi maior na floresta nativa que no pinus no verão e no inverno (TABELA 5). A emissão de CO₂ superior na floresta nativa no verão e sem diferença entre os tratamentos no inverno (GRÁFICO 1), mostraram que o dobro de CBM na floresta nativa não refletiu em maior emissão de CO₂ no inverno em relação ao pinus. Mesmo com CBM elevado no inverno, a floresta e o pinus não apresentaram diferença na emissão de CO₂, porque a temperatura do solo foi mais importante do que a quantidade de CBM. De fato, a emissão de CO₂ apresentou correlação positiva com a temperatura (TABELA 7). Os estudos de pôr Neto *et al.*, (2011) e Schaufler *et al.*, (2010) também mostraram a influência da temperatura na emissão de CO₂ durante o verão.

8.1.3 Atributos microbiológicos do solo e suas relações com os atributos físicos e químicos e com o consumo de CH₄

As propriedades físicas do solo da floresta nativa (TABELA 3), associadas ao maior consumo de CH₄ (GRÁFICO 2), sugerem a forte influência que os fatores físicos exercem na atividade metanotrófica. No GRÁFICO 2, percebe-se que o consumo de CH₄ foi mais elevado na floresta nativa do que no pinus nas duas estações do ano estudadas.

Em solos com alto teor de umidade a difusão de O₂ e CH₄ diminuem, reduzindo a atividade dos microrganismos metanotróficos, porque o metano é o substrato destas bactérias para obter carbono e energia e o oxigênio é necessário para a oxidação do metano em metanol. A densidade e a porosidade do solo, associados ao teor de umidade, afetam o consumo de CH₄ porque quanto menor a DS, maior a MaPs e menor a MiPs, resultando em um solo mais aerado e com melhor fluxo de água, influenciando na estrutura, comunidade e a atividade microbiana (Akiyama *et al.*, 2014; Corrêa *et al.*, 2016; Aronson *et al.*, 2019; Park *et al.*, 2019; Escuer-Gatius *et al.*, 2020).

A correlação de Pearson mostrou que o consumo de CH₄ aumenta com menor DS e MiPs do solo, enquanto os influxos de CH₄ aumentam em solos com mais MaPs. Neste caso a correlação é significativamente positiva (TABELA 7). Do mesmo modo o consumo de CH₄ apresentou correlação positiva com a PPA (TABELA 7).

No estudo de Díaz *et al.*, (2018) em floresta do Chile Central, o consumo de CH₄ foi superior em solos com predominância de MaPs. Aronson *et al.*, (2019) observou em solo de floresta tropical da Costa Rica que a umidade do solo reduzida propiciou aumento no consumo de CH₄, e Zhao *et al.*, (2019) obteve em seu estudo com floresta tropical na China influxo de metano predominante durante as estações secas em relação às estações chuvosas. Entretanto, Striegl *et al.*, (1992) mostrou em seu estudo que o aumento no consumo de CH₄ foi associado à precipitação e Schnell & King, (1996) que altos níveis de umidade limitam a difusão de CH₄, mas que o estresse hídrico provocado em solos secos inibe o metabolismo fisiológico das metanotróficas, sendo que, desta forma, o consumo de metano será favorecido com difusão e disponibilidade de água equilibrados.

De fato, na floresta nativa, o consumo de CH₄ não foi prejudicado pelo teor de água presente nos poros, porque a quantidade de macroporos foi maior em relação

ao outro solo, apresentando também boa proporção de microporos, fornecendo aos microrganismos disponibilidade tanto de O₂ quanto de CH₄. Em um estudo com Mata Atlântica, realizado no sul do Brasil por Ibarra (2016) a PPA influenciou positivamente o consumo de CH₄.

A temperatura do solo de floresta nativa e pinus foi significativamente maior no verão do que no inverno (TABELA 3). A temperatura do solo apresentou correlação positiva com o consumo de metano nas estações (TABELA 7), o que condiz com o estudo de Neto *et al.*, (2011). O autor trabalhou com floresta de Mata Atlântica no litoral norte do Estado de São Paulo e obteve influxos de CH₄ superiores no verão que é mais quente e úmido e menores no inverno que é mais seco e com níveis de precipitação reduzidos.

A diferença de consumo de CH₄ entre a floresta nativa e o pinus (GRÁFICO 2), pode ser explicada pelas características distintas da vegetação florestal. Segundo Zeng *et al.*, (2019) as diferenças na composição vegetal das florestas regulam a composição e a atividade da comunidade metanotrófica do solo. Degelmann *et al.*, (2010) propôs em seu estudo que as florestas com espécies decíduas apresentam consumo de CH₄ superior em relação a florestas com espécies de coníferas. Uma das explicações para isso é a liberação de monoterpenos pelas folhas de espécies de coníferas que reduzem a atividade metabólica das metanotróficas, diminuindo a oxidação de metano nos solos.

O CBM foi elevado na floresta nativa (1398,4 mg/Kg) em relação ao pinus (1130,3 mg/Kg) nas duas estações do ano estudadas e o qMic também foi maior no verão e inverno (TABELA 5), mostraram associação com o maior consumo de CH₄ na floresta nativa do que no pinus, no verão e inverno.

Na TABELA 7 o consumo de CH₄ apresentou correlação positiva significativa com CBM e com qMIC, já é reconhecida a importância das bactérias metanotróficas para os ecossistemas por fornecerem carbono derivado de metano para uma diversidade de organismos e desta forma contribuir com o ciclo do carbono (Mills *et al.*, 2013; Iguchi *et al.*, 2019).

8.1.4 Atributos microbiológicos do solo e suas relações com os atributos físicos e químicos e com a emissão de N₂O

Não houve diferença significativa na emissão de N₂O entre os usos do solo e entre as estações do ano (GRÁFICO 3).

A emissão de N₂O mostrou correlação positiva com o CBM (TABELA 7). A maior quantidade de carbono orgânico presente na biomassa microbiana sugere a presença de maior quantidade de microrganismos envolvidos no ciclo do N, os quais, segundo Signor & Cerri, (2013), podem contribuir com maior emissão de N₂O, influenciando as reações de nitrificação e desnitrificação.

A emissão de N₂O no solo é principalmente influenciada pela água, porque em épocas com maior precipitação pluviométrica ocorre menor difusão de O₂ para o solo, favorecendo os processos de desnitrificação. Entretanto, mesmo em valores relativamente altos de umidade, pode haver a nitrificação, devido a presença de microsítios aeróbios e anaeróbios no mesmo agregado de solo (Ball, 2013; Mojeremane, 2013; Escuer-Gatius et al., 2020).

A TABELA 7 mostrou correlação positiva de N₂O com a PPA. Akiyama et al., (2014) também obteve resultados em que a emissão de N₂O apresentou correlação positiva com a PPA, no período do verão, em solo classificado como Andosol. Através de regressão múltipla, Gomes (2014) e Ibarra (2016) mostraram em seu estudo a influência da PPA e temperatura na emissão de N₂O. A emissão de N₂O é favorecida com PPA do solo em torno de 50% a 80% (Parn et al., 2018). Os solos do presente estudo apresentaram PPA acima de 50% para a floresta nativa e abaixo de 50% para o pinus.

Não houve diferença significativa de emissão de N₂O entre os usos do solo ou entre as estações estudadas, embora tenha havido mais emissão de N₂O por kg ha⁻¹ na floresta nativa do que no pinus (GRÁFICO 3). Isso pode ser explicado pela diversidade da vegetação das florestas associado as propriedades físicas e químicas que influenciam a atividade dos microrganismos (Butterbach-Bahl et al., 2013). As características da serapilheira do pinus podem contribuir para a redução da emissão de N₂O, devido ao efeito inibitório que os terpenos promovem na mineralização do nitrogênio líquido (Paavolainen et al., 1998).

A enzima urease não contribuiu para explicar os processos que levam a emissão de N_2O . No TABELA 5 não houve diferença significativa na atividade da urease entre a floresta nativa e o pinus.

8.2 TELEMACO BORBA

8.2.1 Propriedades físicas, atividade microbiológica e emissão de gases.

No TABELA 8 podemos perceber que o solo da floresta nativa apresenta DS menor que do pinus, sendo um solo mais poroso. Entretanto, estes solos não apresentaram diferença significativa na MaPs e na MiPs. No estudo de Ortiz *et al.*, (2017), os solos florestais também apresentaram DS menor e PT maior, em relação a solos cultivados. Embora não tenha havido diferença significativa entre MaPs e MiPs, a DS do solo sob pinus significativamente superior ao da floresta nativa, indica quantidade maior de MiPs em relação aos MaPs, influenciando na atividade dos microrganismos, devido disponibilidade de água e oxigênio. A correlação de Pearson realmente mostrou que a DS pode influenciar nas propriedades microbiológicas do solo, havendo correlação negativa entre RB, qCO_2 com a DS e positiva com o $qMIC$ (TABELA 11).

A DS e a PT desempenham um papel importante no fluxo de água e na difusão dos gases. Isto pode estimular as bactérias metanotróficas e a atividade dos microrganismos heterotróficos, porque na água existem substâncias orgânicas e minerais e nos solos que apresentam melhor distribuição de MaPs e MiPs, ocorre a troca de gases entre o solo e a atmosfera o que também contribui na difusão de oxigênio que é essencial para a atividade dos microrganismos aeróbicos (Junior *et al.*, 2014; Oertel *et al.*, 2016; Ortiz *et al.*, 2017; Fernandez-Bou *et al.*, 2019).

Assim como em Rio Negrinho, nos solos de Telêmaco Borba a PCA mostrou que a MiPs e DS contribuíram para explicar a variabilidade do qCO_2 e $qMiC$. Nestes solos a COT e o NT também mostraram contribuir com a variabilidade do qCO_2 e $qMiC$. Enquanto MaPs contribuiu para explicar a variabilidade do CBM. Sendo que o comportamento positiva entre os atributos foi predominante na floresta nativa (GRÁFICO 8a).

A PCA mostrou que a variabilidade do consumo de CH_4 foi explicada pela atividade da enzima urease, e β -glucosidade, qCO_2 e o $qMIC$ (GRÁFICO 8b).

Enquanto a emissão de CO₂ foi explicada pelo CBM. Sendo que o comportamento positiva entre os atributos microbiológicos e o consumo de CH₄ é predominante na floresta nativa.

O estudo de Bini *et al.*, (2013) no município de Guarapuava, no sul do Brasil, com diferentes usos de solo, mostrou através de análise dos componentes principais que as variáveis mais associadas ao agrupamento de floresta nativa foram RB, qMIC e o CBM.

8.2.2 Atributos microbiológicos do solo e suas relações com os atributos físicos e químicos e com a emissão de CO₂

No TABELA 10 percebe-se que o solo sob floresta nativa e pinus apresentaram CBM, RB e qMIC superiores no verão em relação ao inverno. O qCO₂ do solo da floresta nativa quase dobrou do verão para o inverno. Entre os usos de solo, a RB da floresta nativa foi maior que no pinus no verão e inverno. O qMIC do solo foi maior no pinus no período do verão e o qCO₂ do solo da floresta nativa foi superior em relação ao pinus, tanto no verão, quanto no inverno. Por mais que a COT tenha sido maior na floresta nativa (TABELA 9), possivelmente a atividade elevada com alta respiração dos microrganismos nesta floresta, tenha provocado alta demanda por carbono orgânico, por isso o qMiC acabou sendo menor em relação ao pinus.

Os resultados apresentados foram semelhantes aos encontrados por Kaiser & Heinemeyer (1993) que indicaram que a biomassa microbiana foi maior no verão do que no inverno, enquanto Ravindran & Yang (2015) encontram menores valores no inverno do que na primavera.

O padrão de resposta encontrado nos solos de Telêmaco Borba, pode ser explicado pela temperatura acima de 20°C no verão em relação a temperatura abaixo de 16°C no inverno, em ambos os tratamentos estudados, sendo que a PPA do pinus foi bem menor que da floresta nativa (TABELA 8), contribuindo também para explicar a menor CMB e RB, em ambos os tratamentos no inverno (TABELA 10). As mudanças sazonais de temperatura e umidade afetam a entrada de carbono no solo e influenciam a atividade microbiana e enzimática responsáveis pela decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (Suwendu *et al.*, 2011; Ravindran & Yang 2015; Lladó *et al.*, 2017).

Os resultados apresentados no TABELA 10, em que a floresta nativa e o pinus mostraram maior CBM, RB e qMIC no verão do que no inverno, podem indicar uma alteração na composição da biomassa microbiana do solo, nestas estações. Por exemplo, os teores pronunciados de lignina no pinus, possivelmente favorecem os fungos do solo, responsáveis por uma via mais lenta do ciclo do carbono, devido ao tipo de matéria orgânica usado para seu metabolismo. Por outro lado, a serapilheira de florestas naturais contribui para aumentar a biomassa, o metabolismo e a respiração de bactérias, responsáveis por uma via mais rápida do ciclo do carbono, devido sua preferência por compostos orgânicos lábeis. Estas diferenças na mineralização do carbono orgânico implicam em taxas mais rápidas de crescimento celular em bactérias do que em fungos (Schaufler *et al.*, 2010; Kirchman, 2011; Bini *et al.*, 2013). E isto ajuda explicar a maior RB e qCO₂ na floresta nativa do que no pinus (TABELA 10).

O maior COT do solo da floresta nativa do que no do pinus, com maior porcentagem de N (TABELA 9), pode ter favorecido o aumento da biomassa e a atividade microbiana, com maior RB (TABELA 10). Existem outros fatores que provavelmente contribuíram para as características apresentadas pelas propriedades microbiológicas deste solo. O pH por exemplo, pode influenciar a composição e a atividade dos microrganismos dos solos florestais e a liberação de cátions básicos trocáveis, como Ca²⁺ e Mg²⁺ que contribuem para regular a acidez do solo (Lladó *et al.*, 2017). Os solos dos tratamentos são mais ácidos e não tiveram diferença significativa entre os usos de solo, e o Ca²⁺ e Mg²⁺ também não apresentaram diferença (TABELA 9).

Outro fator que pode contribuir para a elevação da RB, na floresta nativa, resultando no aumento de CO₂ liberado para a atmosfera, são os exsudatos, que além de serem usados como fonte de carbono e energia pelos microrganismos, podem provocar a dissociação entre compostos minerais e orgânicos, disponibilizando mais fontes de carbono orgânico para a atividade microbiana e sua respiração (Cavicchioli *et al.*, 2019), o que pode ocorrer em intensidade bem menor no solo sob pinus.

A temperatura e a umidade são determinantes para os microrganismos do solo porque afetam sua fisiologia e a estrutura da comunidade, levando ao aumento da biomassa e respiração, resultando em emissão de CO₂ para a atmosfera (Chen *et al.*, 2010; Singh *et al.*, 2010; Díaz *et al.*, 2018).

O CBM e qMIC tiveram correlação positiva com a temperatura (TABELA 11). A temperatura do solo sob floresta nativa e pinus foi maior no verão do que no inverno (TABELA 8). Isso se deve ao aumento da temperatura e aos padrões de precipitação. Entre os usos do solo, o pinus mostrou temperatura mais alta no verão e no inverno, sendo possível que a idade do pinus com um dossel menos desenvolvido e assim mais exposto as mudanças de temperatura e umidade, tenham influenciado.

Em relação a umidade destes solos percebeu-se que apenas os usos do solo mostraram diferença, com PPA superior na floresta nativa em relação ao pinus, no verão e inverno. Este resultado associado a boa distribuição da MaPs e MiPs favorece a atividade dos microrganismos do solo (TABELA 8), devido ao fornecimento satisfatório de ar e de água, simultaneamente. De fato, a respiração do solo é regulada pela umidade, porque as mudanças nos padrões de distribuição de chuvas, podem modular as mudanças causadas pela temperatura nas emissões de CO₂ (Chen *et al.*, 2010). Em estudo realizado com *Pinus taeda*, no sul do Brasil, Gomes (2014) indicou que a temperatura do solo e a PPA tiveram grande influência na emissão de CO₂.

A biomassa vegetal gera a matéria orgânica do solo (MOS), esta biomassa é composta principalmente de celulose e hemicelulose, consideradas os principais compostos de carbono que entram no solo. Em resposta os microrganismos sintetizam uma série de enzimas, entre elas a β -glucosidase que catalisa a hidrólise da celobiose em moléculas de glucose, uma importante etapa do ciclo do carbono (Suvendu *et al.*, 2011; López *et al.*, 2016).

A atividade da enzima β -glucosidase mostrou diferença significativa apenas entre os usos de solo, com maior atividade na floresta nativa no período de inverno (TABELA 10). A maior atividade na floresta nativa pode ser explicada pelo maior conteúdo do carbono orgânico, além de maior facilidade de decomposição da MOS, que apresentou maiores concentrações de nitrogênio total (NT). Segundo experimento em laboratório de Suvendu *et al.*, (2011), com solos cultivados em região tropical, a disponibilidade de carbono mais facilmente decomponíveis podem estimular a atividade microbiana e desta forma a síntese desta enzima. De fato, a atividade da enzima β -glucosidase apresentou correlação positiva com o COT e NT (TABELA 11).

A atividade desta enzima também mostrou correlação positiva com a PPA e com o MiPs (TABELA 11), porque de acordo com o estudo de Suvendu *et al.*, (2011) a atividade da enzima β -glucosidase é influenciada pela umidade. Contudo, não houve correlação entre a atividade da enzima β -glucosidase e as emissões de CO₂ (TABELA

11). O estudo de Kang *et al.*, (2005) sugeriu que esta enzima possivelmente não responde aos teores de CO₂ presentes no solo, resultando em carbono facilmente assimilável. Mas ainda são necessários mais estudos sobre os efeitos da temperatura e umidade na atividade desta enzima relacionada ao ciclo do carbono.

A emissão de CO₂ foi superior no verão, se comparado com o inverno, tanto na floresta nativa quanto no pinus. Entre os usos de solo foi percebido maior emissão de CO₂ na floresta nativa do que no pinus, apenas no verão (GRÁFICO 5), com correlação positiva entre as emissões de CO₂ e a temperatura (TABELA 12).

Provavelmente a temperatura e a umidade, associadas a porosidade do solo e a composição dos compostos orgânicos disponíveis, tenham sido determinantes para regular o metabolismo e respiração dos microrganismos que pode levar a maiores emissões de CO₂. O estudo de Neto *et al.*, (2011) com floresta de Mata Atlântica apresentou resultados semelhantes, tendo maiores fluxos de CO₂ no verão do que no inverno, por causa da maior temperatura e precipitação pluviométrica. Schaufler *et al.*, (2010) observou que os teores de umidade no solo ajudam a regular os fluxos de CO₂ e estão associados com o aumento de temperatura, principalmente no verão.

8.2.3 Atributos microbiológicos do solo e suas relações com os atributos físicos e químicos e com o consumo de CH₄

A baixa DS com quantidade superior de PT na floresta nativa em relação ao pinus (TABELA 8), associado ao maior influxo de CH₄ apresentado no (GRÁFICO 6), mostrou a possível influência das propriedades físicas na difusão de CH₄ e desse modo, em seu consumo pelos microrganismos metanotróficos. No solo da floresta nativa há maior consumo de CH₄ que no do pinus, no verão e inverno. Comparando as estações estudadas, apenas o pinus apresentou maior consumo no verão (GRÁFICO 6).

Os resultados acima são similares aos encontrados por Akiyama *et al.*, (2014), no Japão, em que o solo classificado caracterizado como Andosol, apresentou maior influxo de CH₄ devido a menor densidade e alta porosidade. Wanyama *et al.*, (2019) também observou aumento da densidade do solo com redução da difusão de O₂ e CH₄ em comparação de diferentes usos de solo com florestas nativas no Quênia. A TABELA 12 mostrou que o consumo de CH₄ teve correlação negativa com a DS, o que sustenta os resultados significativos apresentados.

A umidade do solo também pode afetar o influxo de metano. A TABELA 8 expôs PPA de 52,62 no verão e 48,84 no inverno, na floresta nativa e de 38,85 no verão e 36,44 no inverno, no pinus. Sendo que, assim como em Rio Negrinho, estes solos também mostraram consumo de CH₄ com correlação positiva com a PPA (TABELA 12). Gomes (2014), através de regressão múltipla, mostrou que com o aumento da PPA o consumo de CH₄ diminuía. No estudo apresentado por Striegl *et al.*, (1992) o aumento do consumo de CH₄ pareceu estar associado aos índices de precipitação pluviométrica, isso porque para Zhao *et al.*, (2019) a atividade metanotrófica pode diminuir com altas reduções de água no solo.

A temperatura do solo que é outro fator limitante, mostrou-se maior no pinus do que na floresta nativa, nas duas estações do ano estudadas, entretanto, em ambos os tratamentos a temperatura foi maior no verão do que no inverno, ficando acima de 20 °C no verão e abaixo de 20 °C no inverno (TABELA 8). A temperatura ótima para a oxidação de CH₄ pelas metanotróficas parece ficar entre 20 e 30 °C (Zhao *et al.*, 2019). Isto pode ajudar a explicar a redução de consumo de metano no pinus, durante o inverno (GRÁFICO 6). Além disso, Wei *et al.*, (2019) também mostrou em seu estudo com floresta tropical e subtropical na China, influxo de CH₄ predominante no verão com redução das taxas no inverno.

Outro fator que pode afetar o consumo de CH₄ são os efeitos da vegetação e sua diversidade florística na atividade dos microrganismos do solo (Bini *et al.*, 2013, Teixeira *et al.*, 2020). A composição da vegetação pode regular a comunidade metanotrófica e sua atividade no solo Zeng *et al.*, (2019). As características do horizonte orgânico do pinus, podem ter contribuído para a redução do consumo de CH₄.

Na TABELA 12 percebe-se que o consumo de CH₄ apresentou correlação positiva com o NT, cujo valor foi significativamente superior no solo da floresta nativa do que no do pinus. Algumas espécies de metanotróficas possuem a capacidade de assimilar amônio ou nitrato em baixas concentrações como fontes de N (Veraart *et al.*, 2015; Tays *et al.*, 2018). Desta forma, é possível que a presença de N nos solos estudados, esteja favorecendo indiretamente a atividade da metanotróficas e contribuindo para que as mesmas consumam mais CH₄.

A atividade microbiana do solo apresentada no TABELA 10, com CBM mais elevada nos tratamentos no verão em relação ao inverno e com predominância na RB e qCO₂ na floresta nativa em relação ao pinus, no verão e no inverno, associados ao

maior consumo de CH₄ na floresta nativa do que no pinus, nas duas estações (GRÁFICO 6), sugerem que a atividade metanotrófica foi estimulada por estes atributos microbiológicos do solo.

Em solos florestais e outros ecossistemas, onde o CH₄ está presente e o O₂ prontamente disponível, os microrganismos que oxidam o metano em metabólitos intermediários, não incorporam o carbono derivado do metano apenas em sua biomassa ou convertem em CO₂ para as necessidades energéticas, mas também liberam compostos de carbono para microrganismos heterotróficos e para a vegetação. Em troca, a vegetação e os microrganismos heterotróficos removem substâncias tóxicas, estimulando a atividade metanotrófica e desta forma favorecem o consumo de CH₄ (Mills *et al.*, 2013; Stock *et al.*, 2013). Esta relação entre os microrganismos do solo, corrobora com a correlação positiva significativa que o consumo de CH₄ teve com a RB e o qCO₂ (TABELA 12).

Na TABELA 12 percebe-se que o consumo de CH₄ apresentou correlação positiva com a atividade da enzima urease, a qual foi maior na floresta nativa do que no pinus, no verão e no inverno (TABELA 10). Existem metanotróficas capazes de assimilar amônio como fonte de N na biomassa celular (Veraart *et al.*, 2015; Tays *et al.*, 2018). Além disso, a enzima monooxigenase de amônio (AMO) e a enzima metano monooxigenase (MMO), estão evolutivamente relacionadas, enquanto a AMO pode oxidar CH₄, a MMO pode oxidar NH₄⁺, mas em um ritmo muito menor (Akiyama *et al.*, 2014; *et al.*, 2018). Além disso, os resultados apresentados no estudo de Akiyama *et al.*, (2014) sugeriram que as oxidantes de NH₄⁺ tiveram contribuições significativas para o consumo de CH₄ em solos cultivados no Japão.

8.2.4 Atributos microbiológicos do solo e suas relações com os atributos físicos e químicos e com a emissão de N₂O

Não houve diferença significativa na emissão de N₂O entre os usos do solo ou entre as estações estudadas (GRÁFICO 7). Embora tenha havido mais emissão de N₂O por kg ha⁻¹ no pinus do que na floresta nativa. A presença de herbáceas no solo de pinus pode ter contribuído para os microrganismos envolvidos neste processo, favorecendo-os.

As herbáceas possuem intenso crescimento e produção de biomassa vegetal, com sistema radicular que facilita a entrada de carbono lábil e favorece a microbiota

do solo (Sousa *et al.*, 2015). Segundo estudo de Muniz *et al.*, (2011) pode ocorrer aumento do q_{mic} em solos com herbáceas, em relação a solos sob vegetação nativa.

Além disso, solos com a presença de herbáceas podem possivelmente favorecer a comunidade microbiana do solo, através das características de suas raízes e de seus exsudatos. Estes solos podem apresentar comunidade microbiana que favorece a degradação da matéria orgânica e de compostos lignocelulósicos, sendo que algumas espécies de herbáceas podem favorecer bactérias importantes para a fixação biológica do nitrogênio (Bai *et al.*, 2020).

Outro fator que pode ter influenciado é o pH. No TABELA 9 foi percebido que os solos dos tratamentos estudados possuem pH baixo. Segundo os resultados do estudo realizado por Weslien (2009), com cultivo florestal de Bétulas, a emissão de N_2O mostrou correlação negativa com pH do solo, porque sob pH ácido a enzima di-nitróxido redutase é inibida, resultando no aumento das emissões de N_2O , ou seja, ocorre o aumento da desnitrificação e nitrificação incompleta.

A correlação positiva entre a emissão de N_2O e a DS, pode ser explicada pela atividade de bactérias que realizam processos anaeróbicos de desnitrificação. A DS mais alta do solo de pinus favorece a MiPs em relação a MaPs e desta forma a difusão de O_2 para o solo será menor, contribuindo com os processos anaeróbicos, como a desnitrificação, lembrando que a presença de microsítios aeróbios e anaeróbios no mesmo agregado de solo contribui para que ocorra também a nitrificação (Mojeremane, 2013; Cardoso *et al.*, 2013; Holthusen *et al.*, 2018).

9 CONCLUSÃO

Em Rio Negrinho a DS, MiPs, MaPs, PPA e a temperatura do solo influenciam os processos que favorecem o CBM, q_{MIC} e a RB. Os solos de floresta nativa favorecem estes atributos microbiológicos devido a menor densidade do solo, melhor distribuição de MaPs e MiPs e melhor fluxo de água, tendo a PPA equilibrada.

A MaPs e a temperatura do solo contribuem com a emissão de CO_2 . O solo sob floresta nativa apresentou mais MaPs e a emissão de CO_2 foi maior do que nos solos sob pinus, sendo que as temperaturas do solo mais altas no verão favoreceram a emissão de CO_2 em ambos os tratamentos.

A MaPs, PPA e a temperatura do solo influenciam os processos que levam ao consumo de CH_4 . O solo sob floresta nativa, além de ter mais MaPs, também possui

maior PPA, com consumo de CH₄ superior em relação ao pinus. A PPA contribuiu também para os processos que levam a emissão de N₂O.

Nos solos sob floresta nativa e pinus o COT, CTC e NT influenciaram o CBM, sendo que foi na floresta nativa que estes atributos químicos apresentaram valores mais elevados e o consumo de CH₄ também foi maior.

O CBM contribuiu para explicar a variabilidade da emissão de CO₂ e N₂O, enquanto a RB e o qCO₂ contribuem para explicar a variabilidade do consumo de CH₄, sendo que a floresta nativa mostrou maior CBM com maior emissão de CO₂ e N₂O e consumo de CH₄ superior ao ocorrido no pinus.

Em Telêmaco Borba a DS, MiPs e a PPA influenciam os processos que favorecem a RB, qCO₂ e o qMIC, enquanto a MaPs contribui com o CBM. Os solos de floresta nativa favoreceram estes atributos microbiológicos porque possuem menor densidade, com maior PT e PPA em torno de 50%.

A temperatura do solo contribui para os processos que favorecem o CBM e o qMIC. O solo sob floresta nativa e o pinus mostraram mais CBM e qMIC no verão do que no inverno e devido as temperaturas do solo mais altas no verão a emissão de CO₂ foi superior em ambos os tratamentos, sendo que entre os usos de solo a emissão de CO₂ foi superior na floresta nativa.

A DS e a PPA do solo influenciam os processos que levam ao consumo de CH₄. O solo com menor DS e maior PPA da floresta nativa favoreceu o consumo de CH₄, se comparado com o pinus.

Nos solos sob floresta nativa e pinus de Telêmaco Borba o COT, CTC e NT são os atributos químicos que influenciam a RB, qCO₂ e o qMIC, sendo que foi na floresta nativa que estes atributos químicos predominaram, com maior emissão de CO₂ e consumo de CH₄.

A RB, qCO₂ e o qMIC contribuíram para explicar a variabilidade do consumo de CH₄, enquanto o CBM contribuiu para explicar a variabilidade da emissão de CO₂. Na floresta nativa os valores de RB e qCO₂ foram superiores, tendo havido maior emissão de CO₂ e maior consumo de CH₄.

10 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo ajuda elucidar como os atributos físicos e químicos podem influenciar os microrganismos do solo e os fluxos de GEE. Até onde se sabe existe

poucos estudos sobre a emissão de CO₂, N₂O e consumo de CH₄, resultante da influência dos atributos físicos e químicos na atividade dos microrganismos do solo e nenhum trabalho desta natureza foi encontrado com Mata Atlântica do Sul do Brasil.

11 REFERÊNCIAS

ABATENH, E; GIZAW, B; TSEGAYE, Z; TEFERA, G. Microbial Function on Climate Change – A Review. **OpenJournal of Environmental Biology**, p. 001–007, 2018.

ALMEIDA, B. G. de; DONAGEMMA, G. K.; RUIZ, H. A.; BRAIDA, J. A.; VIANA, J. H. M.; REICHERT, J. M. M.; OLIVEIRA, L. B.; CEDDIA, M. B.; WADT, P. S.; FERNANDES, R. B. A.; PASSOS, R. R.; DECHEN, S. C. F.; KLEIN, V. A.; TEIXEIRA, W.G. Padronização de métodos para análise granulométrica no Brasil. Rio de Janeiro: **Embrapa Solos**, 11 p. 2012.

ALMEIDA, R. F; NAVES, E. R; MOTA, R. P. Soil quality: Enzymatic activity of soil β -glucosidase. **Global Journal of Agricultural Research and Reviews**, v. 3, n. 2, p. 146-150, 2015.

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

ANDERSON, T. R.; HAWKINS, E.; JONES, P. D. CO₂, the greenhouse effect and global warming: from the pioneering work of Arrhenius and Callendar to today's Earth System Models. **Endeavour**, v. 40, n. 3, p. 178–187, 2016.

ANZALONE, R. A.; VEZZANI, F. M.; KASCHUK, G.; et al. Establishing reference values for soil microbial biomass-C in agroecosystems in the Atlantic Forest Biome in Southern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 117, p. 106586, 2020.

AKIYAMA, H.; MORIMOTO, S.; TAGO, K.; et al. Relationships between ammonia oxidizers and N₂O and CH₄ fluxes in agricultural fields with different soil types. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 60, n. 4, p. 520–529, 2014.

ARONSON, E. L.; ALLISON, S. D.; HELLIKER, B. R. Environmental impacts on the diversity of methane-cycling microbes and their resultant function. **Frontiers in Microbiology**, v. 4, 2013.

ARONSON, E. L.; DIERICK, D.; BOTTHOFF, J. K.; et al. ENSO-Influenced Drought Drives Methane Flux Dynamics in a Tropical Wet Forest Soil. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 124, n. 7, p. 2267–2276, 2019.

BAI, Y.; SHE, W.; MIAO, L.; QIN, S.; ZHANG, Y. Soil microbial interactions modulate the effect of *Artemisia ordosica* on herbaceous species in a desert ecosystem, northern China. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 150, p. 108013, 2020.

BALL, B. C. Soil structure and greenhouse gas emissions: a synthesis of 20 years of experimentation. **European Journal of Soil Science**, v. 64, n. 3, p. 357–373, 2013.

BICALHO, E. D. S.; MOITINHO, M. R.; TEIXEIRA, D. D. B.; et al. Soil Greenhouse Gases: Relations to Soil Attributes in a Sugarcane Production Area. **Soil Science Society of America Journal**, v. 81, n. 5, p. 1168–1178, 2017.

BINI, D.; SANTOS, C. A. D.; CARMO, K. B. D.; et al. Effects of land use on soil organic carbon and microbial processes associated with soil health in southern Brazil. **European Journal of Soil Biology**, v. 55, p. 117–123, 2013.

BUTTERBACH-BAHL, K.; BAGGS, E. M.; DANNENMANN, M.; KIESE, R.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1621, p. 20130122, 2013.

CASTRO, A. F. de; ANASTÁCIO, M. de L. A.; BARRETO, W. de O. Potássio disponível em horizontes superficiais de alguns solos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira, Série Agronomia**, v. 7, n. 6, p. 75-80, 1972.

CARDOSO, E. J. B. N.; VASCONCELLOS, R. L. F.; BINI, D.; et al. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? **Scientia Agricola**, v. 70, n. 4, p. 274–289, 2013.

CAVICCHIOLI, R.; RIPPLE, W. J.; TIMMIS, K. N.; et al. Scientists' warning to humanity: microorganisms and climate change. **Nature Reviews Microbiology**, v. 17, n. 9, p. 569–586, 2019.

CHEN, B.; LIU, S.; GE, J.; CHU, J. Annual and seasonal variations of Q₁₀ soil respiration in the sub-alpine forests of the Eastern Qinghai-Tibet Plateau, China. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 10, p. 1735–1742, 2010.

CHRISTIANSEN, J. R.; GUNDERSEN, P. Stand age and tree species affect N₂O and CH₄ exchange from afforested soils. **Biogeosciences**, v. 8, n. 9, p. 2535–2546, 2011.

CHRISTIANSEN, J. R.; VESTERDAL, L.; GUNDERSEN, P. Nitrous oxide and methane exchange in two small temperate forest catchments—effects of hydrological gradients and implications for global warming potentials of forest soils. **Biogeochemistry**, v. 107, n. 1-3, p. 437–454, 2010.

CORRÊA, R. S.; MADARI, B. E.; CARVALHO, G. D.; et al. Fluxos de óxido nitroso e suas relações com atributos físicos e químicos do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1148–1155, 2016.

DADALTO, J. P.; FERNANDES, H. C.; TEIXEIRA, M. M.; CECON, P. R.; MATOS, A. T. D. Sistema de preparo do solo e sua influência na atividade microbiana. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 3, p. 506–513, 2015.

DANTAS, D.; MARCELA DE CASTRO NUNES SANTOS TERRA; PINTO, L. O. R.; CALEGARIO, N.; MACIEL, S. M. Above and belowground carbon stock in a tropical forest in Brazil. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 43, 2020.

DEGELMANN, D. M.; BORKEN, W.; DRAKE, H. L.; KOLB, S. Different Atmospheric Methane-Oxidizing Communities in European Beech and Norway Spruce Soils. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 76, n. 10, p. 3228–3235, 2010.

DENARDIN, L. G. D. O.; ALVES, L. A.; ORTIGARA, C.; et al. How different soil moisture levels affect the microbial activity. **Ciência Rural**, v. 50, n. 6, 2020.

DÍAZ, M. A.; BOWN, H. E.; FUENTES, J. P.; MARTÍNEZ, A. M. Soils act as sinks or sources of CH₄ depending on air-filled porosity in sclerophyllous ecosystems in semiarid central Chile. **Applied Soil Ecology**, v. 130, p. 13–20, 2018.

DIETZ, SOPHIE, et al. "Root Exudate Composition of Grass and Forb Species in Natural Grasslands." *Scientific Reports*, vol. 10, no. 1, 2020, doi:10.1038/s41598-019-54309-5.

ESCUER-GATIUS, J.; SHANSKIY, M.; MANDER, Ü.; et al. Intensive Rain Hampers the Effectiveness of Nitrification Inhibition in Controlling N₂O Emissions from Dairy Slurry-Fertilized Soils. **Agriculture**, v. 10, n. 11, p. 497, 2020.

FENG, H.; GUO, J.; HAN, M.; et al. A review of the mechanisms and controlling factors of methane dynamics in forest ecosystems. **Forest Ecology and Management**, v. 455, p. 117702, 2020.

FERNANDEZ-BOU, A. S.; DIERICK, D.; SWANSON, A. C.; et al. The Role of the Ecosystem Engineer, the Leaf-Cutter Ant *Atta cephalotes*, on Soil CO Dynamics in a Wet Tropical Rainforest. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 124, n. 2, p. 260–273, 2019.

GODOI, S. G. D.; NEUFELD, Â. D. H.; IBARR, M. A.; et al. The conversion of grassland to acacia forest as an effective option for net reduction in greenhouse gas emissions. **Journal of Environmental Management**, v. 169, p. 91–102, 2016.

GOMES, M. V. Estoque de carbono e Emissão de Gases do Efeito Estufa em Cambissolo Sob Plantações de *Pinus taeda*. Tese de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, (2014).

GREGORICH, E.; JANZEN, H. H.; HELGASON, B.; ELLERT, B. Nitrogenous Gas Emissions from Soils and Greenhouse Gas Effects. **Advances in Agronomy**, p. 39–74, 2015.

GUNDERSEN, P.; CHRISTIANSEN, J. R.; ALBERTI, G.; et al. The response of methane and nitrous oxide fluxes to forest change in Europe. **Biogeosciences**, v. 9, n. 10, p. 3999–4012, 2012.

HOILETT, N.O.; NKONGOLO, N.V.; KREMER, R.J.; EIVAZI, F.; ADISA, S.J.; PARO, R.M.; SCHMIDT, K. Understanding the relationships between microbial biomass, enzymes and greenhouse gas efflux in a secondary forest in Missouri. **Journal of Environmental Monitoring and Restoration**, v. 5, n. 1:109-118, 2008.

HOLTHUSEN, D.; BRANDT, A. A.; REICHERT, J. M.; HORN, R. Soil porosity, permeability and static and dynamic strength parameters under native forest/grassland compared to no-tillage cropping. **Soil and Tillage Research**, v. 177, p. 113–124, 2018.

IBARR, M. A. Estoque de Carbono e Fluxos de Óxido Nitroso e Metano do Solo em Plantios de Pinus e Floresta Nativa. Tese de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

IGUCHI, H.; SATO, I.; SAKAKIBARA, M.; YURIMOTO, H.; SAKAI, Y. Distribution of Methanotrophs in the Phyllosphere. **Bioscience, Biotechnology, and Biochemistry**, v. 76, n. 8, p. 1580–1583, 2012.

IGUCHI, H.; UMEDA, R.; TAGA, H.; et al. Community composition and methane oxidation activity of methanotrophs associated with duckweeds in a fresh water lake. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 128, n. 4, p. 450–455, 2019.

IPCC (2006) International Panel for Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories., <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.htm>. Cited July, 2006.

IPCC. Climate Change: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, p. 151. 2014.

IPCC. Summary for Policymakers. In: Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impact of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla., et al. (eds.)]. In Press. 2018

IPCC. Summary for Policymakers. In: Climate Change and Land. [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla., et al. (eds.)]. In Press. 2020.

JACOB, H. D. (C.-E.; CHIEF), S. S. S. A. (E. I. N.; JACOB, H. D. (C.-E.; CLARKE, G. T. (C.-E.; DICK, WARREN A. (ED. IN CHIEF). **Methods of Soil Analysis Part - 4 Physical Methods: SSSA Book Series - 5**. Soil Science Society of America, 2002.

JENKINSON, D.S. & POWLSON, D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-I. V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biology & Biochemistry*, Oxford, v. 8, n. 3, p. 209-213, 1976.

JOERGENSEN, R. G. Organic Matter and Micro-Organisms in Tropical Soils. **Soil Biology Soil Biology and Agriculture in the Tropics**, p. 17–44, 2010.

JONES, F. A.; ERICKSON, D. L.; BERNAL, M. A.; et al. The Roots of Diversity: Below Ground Species Richness and Rooting Distributions in a Tropical Forest Revealed by DNA Barcodes and Inverse Modeling. **PLoS ONE**, v. 6, n. 9, 2011.

JUNIOR, G. D. F. S.; CORÁ, J. E.; LAL, R. The effects of land use and soil management on the physical properties of an Oxisol in Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 4, p. 1245–1255, 2014.

KAISER, E.-A.; HEINEMEYER, O. Seasonal variations of soil microbial biomass carbon within the plough layer. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, n. 12, p. 1649–1655, 1993.

KANDELER, E. & GERBER, H. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. **Biol. Fert. Soils**, 6:68-72, 1988.

KANG, H.; KIM, S.-Y.; FENNER, N.; FREEMAN, C. Shifts of soil enzyme activities in wetlands exposed to elevated CO₂. **Science of The Total Environment**, v. 337, n. 1-3, p. 207–212, 2005.

KIRCHMAN, D. L. **Processes in Microbial Ecology**. Oxford University Press, 2011.

KROEGER, M. E.; MEREDITH, L. K.; MEYER, K. M.; et al. Rainforest-to-pasture conversion stimulates soil methanogenesis across the Brazilian Amazon. **The ISME Journal**, 2020.

KOLLAH, B.; PATRA, A. K.; MOHANTY, S. R. Microbial Cycling of Greenhouse Gases and Their Impact on Climate Change. **Advances in Soil Microbiology: Recent**

Trends and Future Prospects Microorganisms for Sustainability, p. 129–143, 2018.

LANNA, A. C.; SILVEIRA, P. M. D.; SILVA, M. B. D.; FERRARESI, T. M.; KLIEMANN, H. J. Atividade de urease no solo com feijoeiro influenciada pela cobertura vegetal e sistemas de plantio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 6, p. 1933–1939, 2010.

LESSCHEN, J. P.; VELTHOF, G. L.; VRIES, W. D.; KROS, J. Differentiation of nitrous oxide emission factors for agricultural soils. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 11, p. 3215–3222, 2011.

LINDSEY, R. ClimateChange: AtmosphericCarbonDioxide. NOAA Climate.gov. 14 Aug. 2020.

LIVESLEY, S. J.; KIESE, R.; MIEHLE, P.; et al. Soil-atmosphere exchange of greenhouse gases in a Eucalyptus marginata woodland, a clover-grass pasture, and Pinus radiata and Eucalyptus globulus plantations. **Global Change Biology**, v. 15, n. 2, p. 425–440, 2009.

LLADÓ, S.; LÓPEZ-MONDÉJAR, R.; BALDRIAN, P. Forest Soil Bacteria: Diversity, Involvement in Ecosystem Processes, and Response to Global Change. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**, v. 81, n. 2, 2017.

LÓPEZ-MONDÉJAR, R.; ZÜHLKE, D.; BECHER, D.; RIEDEL, K.; BALDRIAN, P. Cellulose and hemicellulose decomposition by forest soil bacteria proceeds by the action of structurally variable enzymatic systems. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, 2016.

LUGO, A. E. Comparison of Tropical Tree Plantations with Secondary Forests of Similar Age. **Ecological Monographs**, v. 62, n. 1, p. 1–41, 1992.

MANGALASSERY, S.; SJÖGERSTEN, S.; SPARKES, D.; STURROCK, C.; MOONEY, S. The effect of soil aggregate size on pore structure and its consequence on emission of greenhouse gases. **Soil and Tillage Research**, v. 132, p. 39–46, 2013.

MAYER, M.; PRESCOTT, C. E.; ABAKER, W. E.; et al. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. **Forest Ecology and Management**, v. 466, p. 118127, 2020.

MEHLICH, A. Determination of P, Ca, Mg, K, Na and NH₄. Raleigh: North Carolina Soil Testing Division, 1953. 195 p.

MILLS, C. T.; SLATER, G. F.; DIAS, R. F.; et al. The relative contribution of methanotrophs to microbial communities and carbon cycling in soil overlying a coal-bed methane seep. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 84, n. 3, p. 474–494, 2013.

MOSIER, A. R. Chamber and isotope techniques. In: ANDREAE, M.O. & SCHIMMEL, D.S. eds. Exchange of traces gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere: report of the Dahlem Workshop. Berlin, Wiley, 1989. p.175-187.

MOJEREMANE, W. Factors Influencing Methane (CH₄) and Nitrous oxide (N₂O) Emissions from Soils: A Review. **International Journal of Forest, Soil and Erosion**, v. 3 n. 3, 2013.

MUNIZ, L. C.; MADARI, B. E.; TROVO, J. B. D. F.; et al. Soil biological attributes in pastures of different ages in a crop-livestock integrated system. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 10, p. 1262–1268, 2011.

NETO, E. S.; CARMO, J. B.; KELLER, M.; et al. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, methane and carbon dioxide in a gradient of elevation in the coastal Brazilian Atlantic forest. **Biogeosciences**, v. 8, n. 3, p. 733–742, 2011.

NOTARO, K. A.; MEDEIROS, E. V. D.; DUDA, G. P.; et al. Enzymatic activity, microbial biomass, and organic carbon of Entisols from Brazilian tropical dry forest and annual and perennial crops. **Chilean journal of agricultural research**, v. 78, n. 1, p. 68–77, 2018.

OERTEL, C.; MATSCHULLAT, J.; ZURBA, K.; ZIMMERMANN, F.; ERASMI, S. Greenhouse gas emissions from soils—A review. **Geochemistry**, v. 76, n. 3, p. 327–352, 2016.

OLIVEIRA, L. C. D.; BERTOL, I.; CAMPOS, M. L.; JUNIOR, J. M. Erosão Hídrica Em Plantio De Pinus, Em Estrada Florestal E Em Campo Nativo. **Floresta**, v. 44, n. 2, p. 239, 2013.

OLSSON, B. A.; GUEDES, B. S.; DAHLIN, A. S.; HYVÖNEN, R. Predicted long-term effects of decomposition of leaf litter from *Pinus taeda*, *Eucalyptus cloeziana* and deciduous miombo trees on soil carbon stocks. **Global Ecology and Conservation**, v. 17, 2019.

ORTIZ, P. F.; ROLIM, M. M.; LIMA, J. L. D.; et al. Physical qualities of an Ultisol under sugarcane and Atlantic forest in Brazil. **Geoderma Regional**, v. 11, p. 62–70, 2017.

PAAVOLAINEN, L.; KITUNEN, V.; SMOLANDER, A. Inhibition of nitrification in forest soil by monoterpenes. **Plant and Soil**, v. 205, n. 2, p. 147–154, 1998.

PARK, C.-W.; KO, S.; YOON, T. K.; et al. Differences in soil aggregate, microbial biomass carbon concentration, and soil carbon between *Pinus rigida* and *Larix kaempferi* plantations in Yangpyeong, central Korea. **Forest Science and Technology**, v. 8, n. 1, p. 38–46, 2012.

PARK, S.-Y.; KIM, C.-G. Application and development of methanotrophs in environmental engineering. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 21, n. 3, p. 415–422, 2019.

PARKIN, T.; MOSIER, A.R.; SMITH, J.; VENTEREA, R.; JOHNSON, J.; REICOSKY, D.; DOYLE, G.; MCCARTY, G. & BAKER, J. Chamber-based Trace Gas Flux Measurement Protocol. 1 ed. Washington DC, USDA-ARS Gracenet, p. 1-28. 2003.

POTT, C. A.; ZERBIELLI, L. C.; MARTINS, P. J.; GARDIN, E.; GARCIA, M. L. Qualidade física do solo em sistemas florestais, pecuários e integrados de produção. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, v. 10, n. 2, 2017.

PARN, J.; VERHOEVEN, J. T. A.; BUTTERBACH-BAHL, K.; et al. Nitrogen-rich organic soils under warm well-drained conditions are global nitrous oxide emission hotspots. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, 2018.

PRAEG, N.; ILLMER, P. Microbial community composition in the rhizosphere of *Larix decidua* under different light regimes with additional focus on methane cycling microorganisms. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, 2020.

RAVINDRAN, A.; YANG, S.-S. Effects of vegetation type on microbial biomass carbon and nitrogen in subalpine mountain forest soils. **Journal of Microbiology, Immunology and Infection**, v. 48, n. 4, p. 362–369, 2015.

ROCHETTE, P. No-till only increases N₂O emissions in poorly-aerated soils. **Soil and Tillage Research**, v. 101, n. 1-2, p. 97–100, 2008.

SCHAUFLER, G.; KITZLER, B.; SCHINDLBACHER, A.; et al. Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature. **European Journal of Soil Science**, v. 61, n. 5, p. 683–696, 2010.

SCHNELL, S.; KING, G. M. Responses of methanotrophic activity in soils and cultures to water stress. **Applied and environmental microbiology**, v. 62, n. 9, p. 3203–3209, 1996.

SEEG Guided RF-TC v.s. ATL for mTLEWith HS. .Case Medical Research. [Claudio Angelo e Carlos Rittl]. 2019.

SIGNOR, D.; CERRI, C. E. P. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 43, n. 3, p. 322–338, 2013.

SILJANEN, H. M.; WELTI, N.; VOIGT, C.; et al. Atmospheric impact of nitrous oxide uptake by boreal forest soils can be comparable to that of methane uptake. **Plant and Soil**, v. 454, n. 1-2, p. 121–138, 2020.

SILVA, A. E. O.; MEDEIROS, É. V. D.; INÁCIO, E. D. S. B.; SALCEDO, I. H.; AMORIM, L. B. D. Soil Enzymatic Activities In Areas With Stages And Management Of Forest Regeneration From Caatinga. **Revista Caatinga**, v. 31, n. 2, p. 405–414, 2018.

SINGH, B. K.; BARDGETT, R. D.; SMITH, P.; REAY, D. S. Microorganisms and climate change: terrestrial feedbacks and mitigation options. **Nature Reviews Microbiology**, v. 8, n. 11, p. 779–790, 2010.

SMITH, K. A.; BALL, T.; CONEN, F.; et al. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **European Journal of Soil Science**, v. 69, n. 1, p. 10–20, 2018.

SOUSA, R. F. D.; BRASIL, E. P. F.; FIGUEIREDO, C. C. D.; LEANDRO, W. M. Soil microbial biomass and activity in wetlands located in preserved and disturbed environments in the cerrado biome. **Bioscience Journal**, v. 31, n. 4, p. 1049–1061, 2015.

STOCK, M.; HOEFMAN, S.; KERCKHOF, F.-M.; et al. Exploration and prediction of interactions between methanotrophs and heterotrophs. **Research in Microbiology**, v. 164, n. 10, p. 1045–1054, 2013.

STRIEGL, R. G.; MCCONNAUGHEY, T. A.; THORSTENSON, D. C.; WEEKS, E. P.; WOODWARD, J. C. Consumption of atmospheric methane by desert soils. **Nature**, v. 357, n. 6374, p. 145–147, 1992.

SUVENDU, D.; BHATTACHARYYA, P.; ADHYA, T. K. Interaction effects of elevated CO₂ and temperature on microbial biomass and enzyme activities in tropical rice soils. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 182, n. 1-4, p. 555–569, 2011.

Tabatabai, M. A. Soil Enzymes. In: Methods of soil analysis: part 2: microbiological and biochemical properties. **Madison: SSSA**, 1994. P. 775-833. (SSSA Book Series: 5).

TAYS, C.; GUARNIERI, M. T.; SAUVAGEAU, D.; STEIN, L. Y. Combined Effects of Carbon and Nitrogen Source to Optimize Growth of Proteobacterial Methanotrophs. **Frontiers in Microbiology**, v. 9, 2018.

TEIXEIRA, P. C, DONAGEMMA, G. K, FONTANA, A., TEIXEIRA, W. G. MANUAL DE MÉTODOS DE ANÁLISE DE SOLO. 3. ed. rev. e ampl. **Brasília, DF: Embrapa**. p. 574 p, 2017.

TEIXEIRA, H. M.; CARDOSO, I. M.; BIANCHI, F. J.; et al. Linking vegetation and soil functions during secondary forest succession in the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 457, p. 117696, 2020.

VANCE, E.d., et al. "An Extraction Method for Measuring Soil Microbial Biomass C." *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 19, no. 6, 1987, pp. 703–707.

VERAART, A. J.; STEENBERGH, A. K.; HO, A.; KIM, S. Y.; BODELIER, P. L. Beyond nitrogen: The importance of phosphorus for CH₄ oxidation in soils and sediments. *Geoderma*, v. 259-260, p. 337–346, 2015.

WANYAMA, I.; PELSTER, D. E.; BUTTERBACH-BAHL, K.; et al. Soil carbon dioxide and methane fluxes from forests and other land use types in an African tropical montane region. *Biogeochemistry*, v. 143, n. 2, p. 171–190, 2019.

WEI, H.; PENG, C.; LIU, S.; et al. Variation in Soil Methane Fluxes and Comparison between Two Forests in China. *Forests*, v. 9, n. 4, p. 204, 2018.

WU, X.; ZANG, S.; MA, D.; et al. Emissions of CO₂, CH₄, and N₂O Fluxes from Forest Soil in Permafrost Region of Daxing'an Mountains, Northeast China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 16, n. 16, p. 2999, 2019.

XU, Y.; ZHANG, Y.; YANG, J.; LU, Z. Influence of tree functional diversity and stand environment on fine root biomass and necromass in four types of evergreen broad-leaved forests. *Global Ecology and Conservation*, v. 21, 2020.

YU, T.; CHEN, Y. Effects of elevated carbon dioxide on environmental microbes and its mechanisms: A review. *Science of The Total Environment*, v. 655, p. 865–879, 2019.

ZENG, L.; TIAN, J.; CHEN, H.; et al. Changes in methane oxidation ability and methanotrophic community composition across different climatic zones. *Journal of Soils and Sediments*, v. 19, n. 2, p. 533–543, 2018.

ZHAO, J.-F.; PENG, S.-S.; CHEN, M.-P.; et al. Tropical forest soils serve as substantial and persistent methane sinks. *Scientific Reports*, v. 9, n. 1, 2019.