



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA
E INOVAÇÕES



sid.inpe.br/mtc-m21d/2021/09.30.19.01-TDI

**EFEITO DO USO E COBERTURA DA TERRA NA
DINÂMICA DO CARBONO E NITROGÊNIO EM
TURFEIRAS NA VÁRZEA DO RIO PARAÍBA DO SUL**

Kelly Ribeiro

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Ciência do Sistema Terrestre, orientada pelos Drs. Plínio Carlos Alvalá, e Felipe Siqueira Pacheco, aprovada em 23 de setembro de 2021.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34T/45GRKCH>>

INPE
São José dos Campos
2021

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE
Coordenação de Ensino, Pesquisa e Extensão (COEPE)
Divisão de Biblioteca (DIBIB)
CEP 12.227-010
São José dos Campos - SP - Brasil
Tel.:(012) 3208-6923/7348
E-mail: pubtc@inpe.br

CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELLECTUAL DO INPE - CEPPII (PORTARIA Nº 176/2018/SEI-INPE):

Presidente:

Dra. Marley Cavalcante de Lima Moscati - Coordenação-Geral de Ciências da Terra (CGCT)

Membros:

Dra. Ieda Del Arco Sanches - Conselho de Pós-Graduação (CPG)
Dr. Evandro Marconi Rocco - Coordenação-Geral de Engenharia, Tecnologia e Ciência Espaciais (CGCE)
Dr. Rafael Duarte Coelho dos Santos - Coordenação-Geral de Infraestrutura e Pesquisas Aplicadas (CGIP)
Simone Angélica Del Ducca Barbedo - Divisão de Biblioteca (DIBIB)

BIBLIOTECA DIGITAL:

Dr. Gerald Jean Francis Banon
Clayton Martins Pereira - Divisão de Biblioteca (DIBIB)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Simone Angélica Del Ducca Barbedo - Divisão de Biblioteca (DIBIB)
André Luis Dias Fernandes - Divisão de Biblioteca (DIBIB)

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Ivone Martins - Divisão de Biblioteca (DIBIB)
André Luis Dias Fernandes - Divisão de Biblioteca (DIBIB)



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA
E INOVAÇÕES



sid.inpe.br/mtc-m21d/2021/09.30.19.01-TDI

EFEITO DO USO E COBERTURA DA TERRA NA DINÂMICA DO CARBONO E NITROGÊNIO EM TURFEIRAS NA VÁRZEA DO RIO PARAÍBA DO SUL

Kelly Ribeiro

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Ciência do Sistema Terrestre, orientada pelos Drs. Plínio Carlos Alvalá, e Felipe Siqueira Pacheco, aprovada em 23 de setembro de 2021.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34T/45GRKCH>>

INPE
São José dos Campos
2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Ribeiro, Kelly.

R354e Efeito do uso e cobertura da terra na dinâmica do carbono e nitrogênio em turfeiras na várzea do rio Paraíba do Sul / Kelly Ribeiro. – São José dos Campos : INPE, 2021.
xxiii + 123 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m21d/2021/09.30.19.01-TDI)

Tese (Doutorado em Ciência do Sistema Terrestre) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2021.

Orientadores : Drs. Plínio Carlos Alvalá, e Felipe Siqueira Pacheco.

1. Turfeiras. 2. Gases de efeito estufa. 3. Estoque de carbono.
I.Título.

CDU 631.445:504.7(282.281)



Esta obra foi licenciada sob uma Licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA
E INOVAÇÕES



INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

DEFESA FINAL DE TESE DE KELLY RIBEIRO BANCA Nº264/2021 REG 136387/2016

No dia 23 de setembro de 2021, às 09h00min, por teleconferência, o(a) aluno(a) mencionado(a) acima defendeu seu trabalho final (apresentação oral seguida de arguição) perante uma Banca Examinadora, cujos membros estão listados abaixo. O(A) aluno(a) foi APROVADO(A) pela Banca Examinadora, por unanimidade, em cumprimento ao requisito exigido para obtenção do Título de Doutora em Ciência do Sistema Terrestre. O trabalho deve incorporar as correções sugeridas pela Banca Examinadora, a critério e sob revisão final do(s) orientador(es).

Título: “Efeito do Uso e Cobertura da terra na dinâmica do carbono e nitrogênio em turfeiras na várzea do Rio Paraíba do Sul”

Dr. Jean Pierre Henry Balbaud Ometto - Presidente - INPE
Dr. Plínio Carlos Alvalá - Orientador – INPE
Dr. Felipe Siqueira Pacheco - Orientador – INPE
Dra. Maria Cristina Forti - Membro Interno – INPE
Dr. Júlio César Raposo de Almeida – Membro Externo - UNITAU
Dra. Sandra Furlan Nogueira - Membro Externo - EMBRAPA



Documento assinado eletronicamente por **Jean Pierre Henry Balbaud Ometto, Pesquisador Titular**, em 04/10/2021, às 10:00 (horário oficial de Brasília), com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Plinio Carlos Alvala, Pesquisador Titular**, em 04/10/2021, às 11:03 (horário oficial de Brasília), com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Sandra Furlan Nogueira (E), Usuário Externo**, em 05/10/2021, às 09:43 (horário oficial de Brasília), com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **JULIO CESAR RAPOSO DE ALMEIDA (E), Usuário Externo**, em 05/10/2021, às 17:00 (horário oficial de Brasília), com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Felipe Siqueira Pacheco (E), Usuário Externo**, em 14/10/2021, às 15:03 (horário oficial de Brasília), com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Maria Cristina Forti (E), Usuário Externo**, em 14/10/2021, às 15:37 (horário oficial de Brasília), com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <http://sei.mctic.gov.br/verifica.html>, informando o código verificador **8193928** e o código CRC **8245006C**.

Dedico
Aos que olham as mães

AGRADECIMENTOS

Então, é chegada a hora do muito obrigado e as pessoas listadas aqui não serão poucas, porque finalizar um doutorado vai muito, muito além de concluir um curso, obter um grau. Eu sempre fui grata a Deus pelas coisas maravilhosas que aconteceram na minha e principalmente pelas pessoas que cruzaram meu caminho. Sem elas eu não conseguiria chegar até aqui e com elas eu chego até aqui...feliz!

Agradeço a Deus por me dar forças e esperança em tempos tão difíceis e por me dar um presente que me faz acreditar no futuro com todas as minhas forças. Heitor chegou em meio ao trabalho de campo, no meio da pandemia, no meio das incertezas e do medo, e trouxe pra perto de mim os amigos que eu vou levar pra vida toda e é a eles que eu dedico esse trabalho.

Aos meus amigos que estavam lá no campo quando eu estava com 40 semanas de gravidez, nas incontáveis horas de laboratório e nos desafios que viriam após a maternidade. Eles estavam lá quando no meio do caos minha prorrogação de prazo foi negada e eles seguraram o meu bebê pra eu seguir em frente. Obrigada sempre pelo apoio e sim, a pós graduação ainda não está preparada para receber as mães. Meu muito obrigada a Mariana Souza, Douglas Tamari, Marcela Miranda, Stéphanie Crispim, Karinne Leal, Gleverson Lemos, Carolina Aparecida, Luiz Norton, Guilherme, Domingos Sardela.

Agradeço especialmente ao Willian José Ferreira, que segurou a minha mão desde a graduação e ajudou tudo isso acontecer. Companheiro, você faz parte dessa história.

Agradeço sem medida a minha família que sempre esteve comigo, em especial a minha mãe que lutou todas as lutas ao meu lado e se chego aqui é por ela e com ela. A minha tia Inês que me trouxe paz nessa fase final, aos meus irmãos Karol e Ezequiel que mesmo não entendendo nada foram pra campo comigo e

foram maravilhosos. A Suane que mesmo distante acompanhou todas as fases desde o começo e esteve mais presente do que nunca. Eu agradeço também ao meu ex marido Vagner Lopes que fez parte dessa história também e esteve presente em todas as fases da minha formação, eu só tenho gratidão a você.

Agradeço ao meu orientador e amigo Dr. Felipe de Siqueira Pacheco que me deu a oportunidade de conviver com um pesquisador brilhante, humano e traz consigo a empatia e uma inteligência inspiradora. Espero que eu consiga fazer pelas pessoas o que você fez por mim neste trajeto. Muito Obrigada

Agradeço ao Dr. Plínio Carlos Alvalá, que acompanhou minha caminhada desde a iniciação científica, que vai pra campo, que ajuda nas análises, que pensa junto e constrói junto. Obrigada pela oportunidade de fazer parte desse grupo e dessa pequena família que formamos.

A Dra. Maria Cristina Forti pela oportunidade de aprender com tamanho profissionalismo, capricho e amor pelo que faz. Eu tenho orgulho de ter feito parte da sua equipe.

Ao Dr. Jean Ometto pela confiança, pela simplicidade, ensinamentos, conselhos e pelas oportunidades, e principalmente por me ensinar a ver a pesquisa com leveza e humanidade.

Aos professores Dra. Sandra Furlan (EMBRAPA), Dr. Julio César Raposo (UNITAU) por aceitarem compor minha banca examinadora e colaborar com essa pesquisa.

A Angela Harada e Mariana Santos (PG-CST) pela dedicação e suporte durante o curso.

Ao Laboratório de plantas e solos da Universidade de Taubaté (UNITAU), especialmente o professor Dr. João Gadiolli por me receber tão bem e ser sempre solícito e alegre.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) pela infraestrutura e apoios logísticos no campo, em especial ao técnico químico Daniel Meneghetti.

Aos proprietários das áreas onde foram realizadas as coletas, dos quais muitas vezes não tivemos o prazer de conhecer pessoalmente. Gostaria de agradecer a Dona Vicentina, Gilberto, Helena, Sofia, Erli, Gaúcho e a família Mariotto.

Sou grata a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de doutorado. Ao programa de apoio a pós graduação (PROAP e PROEX) por todo o suporte e apoio financeiro fornecido a essa pesquisa.

Aos meus colegas de turma Karina Tosto, Ana Rorato, Cassia Gama, por tornar mais leves os anos de disciplinas.

Estendo estes agradecimentos aqueles que eventualmente deixei de mencionar, pelo apoio igualmente valioso. Muito Obrigada!

RESUMO

As turfeiras armazenam grande quantidade de carbono (C) e têm atuado como sumidouros de CO₂ atmosférico, mas também podem se comportar como importantes fontes de Gases de Efeito Estufa (GEE) para a atmosfera (CO₂, CH₄ e N₂O) quando submetidas a drenagem e mudança no seu uso alterando a cobertura da terra. Quantificar os estoques de carbono em turfeiras, bem como os parâmetros que regulam a dinâmica de C e também do nitrogênio (N) é essencial para subsidiar políticas públicas que visem a proteção desses ecossistemas. Este estudo teve como objetivo avaliar o efeito da mudança do uso e da cobertura da terra na dinâmica do carbono e nitrogênio em turfeiras na várzea do Rio Paraíba do Sul, considerando as coberturas da terra, bem como a análise temporal feita em cronosequência. Coleta de amostras de solo e de ar foram realizadas em 24 locais entre 2019 e 2020 nas estações secas e chuvosas bem como na transição entre elas. Os fluxos foram medidos utilizando-se câmaras estáticas de PVC com coletas de amostras em períodos de 30 minutos, em solos cobertos por florestas, pastagens e agricultura e em áreas >10 anos e <10 anos. Os resultados evidenciam solos orgânicos, altamente ácidos (pH <4,3) e de alta densidade (0,87 g/cm³), com teor de matéria orgânica por volta de 39%. Concentrações elevadas de macro e micronutrientes foram observadas na região, especialmente nitrogênio (média 0,47%), Fe (média 266,67 mg/kg) e Ca (média de 640,47mg/kg), associadas principalmente à deposição seca e ao manejo agrícola. Os resultados mostram fluxo médio de (1660,79 ± 1729,86) g m⁻² ano⁻¹ de CO₂, (0,30 ± 1,41) g m⁻² ano⁻¹ de CH₄ e (0,45 ± 0,9) g m⁻² ano⁻¹ de N₂O, não apresentando diferenças significativas entre as coberturas do solo nem mesmo nas cronosequências adotadas. Os resultados indicaram que, neste ecossistema, as emissões foram reguladas por características químicas e físicas do solo, principalmente a profundidade do nível freático que regulou os níveis de saturação do solo. Os fluxos de CO₂ foram maiores quando o nível freático atingiu 1,5 metros de profundidade e menores quando atingiu a superfície do solo, favorecendo a emissão de CH₄. O estoque de carbono acumulado nas camadas de 0-20cm variou entre 159,2 e 470,5 Mg C ha⁻¹, totalizando 482 Tg de C e a decomposição da matéria orgânica do solo promoveu a perda média de carbono de 1164,63 GgCO_{2eq}.ano⁻¹ (variação entre -52,20 e 7458,21 GgCO_{2eq}.ano⁻¹) representando valores até 5,4% das emissões totais no estado de São Paulo, evidenciando que as turfeiras são fontes significativas de GEE e devem ser consideradas nos inventários regionais. Assim, fica evidente que aprofundar o entendimento da dinâmica do carbono e do nitrogênio, bem como dos parâmetros que regulam as emissões de GEE, nestes solos, são de extrema importância na conservação dos estoques de carbono na região.

Palavras-chave: Turfeiras. Gases de Efeito Estufa. Estoque de carbono.

EFFECT OF LAND USE AND COVERAGE ON THE DYNAMICS OF CARBON AND NITROGEN IN PEATLANDS IN THE PARAÍBA DO SUL RIVER FLOODPLAIN

ABSTRACT

Peatlands store large amounts of carbon (C) and have acted as sinks of atmospheric CO₂, but they can also act as important sources of Greenhouse Gases (GHG) to the atmosphere (CO₂, CH₄ and N₂O) when subjected to drainage and change in its use by altering the land cover. Quantifying carbon stocks in peatlands, as well as the parameters that regulate the dynamics of C (carbon) and also of N (nitrogen) is essential to support public policies aimed at protecting these ecosystems. This study aimed to evaluate the effect of changes of use and cover lands on the carbon and nitrogen dynamics in peatlands in the Paraíba do Sul River floodplain, considering land cover, as well as a temporal analysis performed with chronosequence. Soil and air sample collections were carried out at 24 sites in 2019 and 2020 during the dry and rainy seasons as well as in the transition between them. Fluxes were measured using static PVC chambers and samples were collected in periods of 30 minutes per chamber, in soils covered by forests, pastures and agriculture and in areas >10 years and <10 years. The results show organic, highly acidic (pH <4.3) and high density (0.87 g/cm³) soils with organic matter content around 39%. High concentrations of macro and micronutrients were observed in the region, especially nitrogen (average 0.47%), Fe (average 266,67 mg/kg) and Ca (640,47mg/kg), mainly caused by dry deposition and agricultural management. The results show mean fluxes of (1660.79 ± 1729.86) g m⁻² year⁻¹ of CO₂, (0.30 ± 1.41) g m⁻² year⁻¹ of CH₄ and (0.40 ± 0.8) g m⁻² yr⁻¹ of N₂O, not showing significant differences between the soil covers, not even in the adopted chronosequences. The results indicated that, in this ecosystem, emissions were regulated by chemical and physical characteristics of the soil, mainly the depth of the water table that regulates the levels of soil saturation. The CO₂ fluxes were higher when the water table reached 1.5 meters deep and the were lower when it reached the soil surface, favoring the emission of CH₄. The carbon stock accumulated in the 0-20 cm varied between 159.20 and 470,50 Mg C ha⁻¹, totaling 482 Tg C and the decomposition of soil organic matter promoted an average carbon loss of 1164.63 GgCO₂eq.year⁻¹ (variation between -52.20 and 7458.2079 GgCO₂eq.y⁻¹) representing values up to 5.4% of total emissions in the state of São Paulo, showing that peat is a significant source of GHG and should be considered in regional inventories. Thus, it is evident that deepening the understanding of the dynamics of carbon and nitrogen, as well as the

parameters that regulate GHG emissions into the atmosphere in these soils, are extremely important in the conservation of carbon stocks in the region.

Keywords: Peatlands. Greenhouse gases. Carbon stock.

LISTA DE FIGURAS

Figura 5.1: Várzea do Rio Paraíba do Sul no trecho Paulista.	23
Figura 5.2: Fisionomia das áreas de florestas.....	25
Figura 5.3 : Fisionomia das pastagens com atividade pecuária.....	26
Figura 5.4: Fisionomia das áreas agrícolas, cobertas por arroz irrigado (Figura 5.4a), rotação milho/soja (Figura 5.4b) e horticultura (Figura 5.4c).	27
Figura 5.5: Mapa das várzeas do Rio Paraíba do Sul no trecho paulista e a indicação das áreas amostradas com cobertura de floresta, pastagem e agricultura.....	29
Figura 5.6: Localização dos locais de amostragem no sítio de São José dos Campos.....	30
Figura 5.7: Localização dos locais de amostragem no sítio de Taubaté.	31
Figura 5.8: Localização dos locais de amostragem no sítio de Pinda.	32
Figura 5.9: Localização dos locais de amostragem no sítio de Lorena.	33
Figura 5.10: Modelo conceitual da amostragem aleatória adotada no estudo (Figura 5.10a) e aplicação no campo (Figura 5.10b).....	34
Figura 5.11: Câmara utilizada no estudo.....	36
Figura 5.12: Amostragem dos solos em profundidade.	42
Figura 5.13: Termômetro utilizado no trabalho de campo.	43
Figura 6.1: Box plot (Diagrama de caixa) da distribuição da granulometria na região (a), nas diferentes coberturas vegetais (b) e nas diferentes cronosequência adotadas (c).	52
Figura 6.2: Box plot da distribuição da densidade ao longo da região estudada (a), nas diferentes coberturas vegetais (b) e nas duas cronosequência adotadas (c).	53
Figura 6.3: Box Plot da Distribuição das temperaturas dos solos nos sítios (a), nas diferentes coberturas vegetais (b), diferentes cronosequências (c) e nas campanhas (d).	54
Figura 6.4: Box Plot da distribuição do percentual de umidade do solo na região (a), nas coberturas da terra (b), nas duas cronosequências (c) e nas campanhas (d). A Figura 4e ilustra a distribuição do nível freático nas diferentes estações analisadas.....	55
Figura 6.5: Box plot do teor de matéria orgânica nos diferentes sítios (a), nas coberturas do solo (b) e nas diferentes cronosequência adotadas (c).....	58
Figura 6.6: Teor de matéria orgânica – TMO (%) nos diferentes perfis do solo, nas áreas cobertas por florestas (a), pastagens (b).....	59
Figura 6.7: Teor de matéria orgânica – TMO (%) nos diferentes perfis do solo, nas áreas agrícolas.	60

Figura 6.8: Box plot da distribuição da porcentagem de nitrogênio nos solos da região (a), nas diferentes coberturas da terra (b) e nas duas cronosssequências adotadas (c).....	61
Figura 6.9: Porcentagem de nitrogênio nos diferentes perfis do solo, nas áreas cobertas por florestas (a), pastagens (b) e agricultura (c).....	62
Figura 6.10: Box plot da distribuição do pH dos solos da região (6.10a), nas diferentes coberturas da terra (6.10b) e nas duas cronosssequências adotadas (6.10c).	63
Figura 6.11: Variação sazonal dos fluxos de CO ₂ dos solos nas diferentes coberturas vegetais.	69
Figura 6.12: Variação sazonal dos fluxos de CH ₄ dos solos nas diferentes coberturas vegetais.....	71
Figura 6.13: Variação sazonal dos fluxos de N ₂ O dos solos nas diferentes coberturas vegetais.	73
Figura 6.14: Estoque de carbono (Mg C ha ⁻¹) nas camada de 0-20 cm nas áreas cobertas por florestas (a) e pastagens (Figura 6.14b).....	74
Figura 6.15: Relação do estoque de carbono (Mg C ha ⁻¹) na camada de 0-20 cm com o percentual de nitrogênio no solo.	75

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1; : Emissões de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O de solos de turfas naturais e impactados.....	14
Tabela 5.1: Condições cromatográficas empregadas nas determinações de GEE.....	39
Tabela 6.1: Valores médios das variáveis físicas dos solos na camada 0-20 cm, incluindo sítios e locais de coleta, as coberturas do solo e as cronosequência adotadas.	50
Tabela 6.2: Valores médios das variáveis químicas dos solos amostrados, incluindo sítios e locais de coleta, as coberturas do solo e as cronosequência adotadas para pH, teores de matéria orgânica, carbono e nitrogênio.....	56
Tabela 6.3: Valores médios da concentração dos macronutrientes nos solos, incluindo sítios e locais de coleta, as coberturas do solo e as cronosequência adotadas..	64
Tabela 6.4: Valores médios da concentração de micronutrientes nos solos, incluindo sítios e locais de coleta, as coberturas do solo e as cronosequência adotadas.	66
Tabela 6.5: Variação dos fluxos de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O (médias e desvio padrão (σ)) em escala regional e local (sítios amostrais) separado por cobertura da terra	67
Tabela A.1: Locais de amostragem com a identificação dos sítios de coleta, das coberturas do solo, cronosequência adotadas no estudo, coordenadas geográficas e a altitude.....	112
Tabela A.2: Matriz de correlação dos fluxos de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O com as variáveis físicas e químicas dos solos, com os coeficientes de Spearman considerando todas as coberturas da terra analisadas neste estudo.....	113
Tabela A.3: Matriz de correlação dos fluxos de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O com as variáveis físicas e químicas dos solos, com os coeficientes de Spearman para as áreas de florestas.	114
Tabela A.4: Matriz de correlação dos fluxos de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O com as variáveis físicas e químicas dos solos, com os coeficientes de Spearman para as áreas de pastagens.	115
Tabela A.5: Matriz de correlação dos fluxos de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O com as variáveis físicas e químicas dos solos, com os coeficientes de Spearman para as áreas cobertas com hortaliças.	116

Tabela A.6: Matriz de correlação dos fluxos de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O com as variáveis físicas e químicas dos solos, com os coeficientes de Spearman para as áreas cobertas com milho/soja.	117
Tabela A.7: Matriz de correlação dos fluxos de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O com as variáveis físicas e químicas dos solos, com os coeficientes de Spearman para as áreas cobertas com arroz irrigado.	118
Tabela A.8: Variação dos fluxos de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O (mínimos e máximos) para todos os sítios amostrais nas diferentes coberturas da terra e cronosequência.	119
Tabela A.9: Fluxos de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O nas áreas agrícolas nas diferentes culturas, cronosequências e campanhas. Desta-se em amarelo as áreas que apresentaram picos de emissão de N ₂ O.	121
Tabela A.10: Matriz de correlação de todas as variáveis físicas e químicas dos solos, com os coeficientes de Spearman.	123

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AR5	Fifth Assessment Report
AR6	Sixth Assessment Report
CG	Cromatógrafo Gasoso
CO ₂	Dióxido de carbono
CH ₄	Metano
DIIAV	Divisão de Impactos, Adaptação e Vulnerabilidades
ECD	Detector por captura de elétrons
FID	Detector por ionização de chama
GEE	Gases de Efeito Estufa
N ₂ O	Óxido Nitroso
TMO	Teor de matéria orgânica
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVO	4
3	HIPÓTESES	5
4	REVISÃO DE LITERATURA	6
4.1	Distribuição das turfeiras em regiões tropicais.....	6
4.2	Importância das turfeiras para o estoque de carbono	7
4.3	Emissões de GEE em turfeiras naturais.....	9
4.4	Emissões de GEE em turfeiras impactadas.....	11
4.5	O impacto das turfeiras no clima	15
4.6	Turfeiras na bacia do Rio Paraíba do Sul.....	16
4.6.1	Histórico de ocupação e alteração na dinâmica hídrica.....	18
4.7	A cronossequência na análise temporal.....	22
5	MATERIAIS E MÉTODOS	23
5.1	Área de estudo.....	23
5.2	Caracterização climática	24
5.3	Seleção das coberturas do solo	25
5.4	Seleção de pontos amostrais com base na cronossequência.....	28
5.5	Locais de amostragem	28
5.5.1	São José dos Campos (SJC) - Ponto 1	30
5.5.2	Taubaté (Tau) - Ponto 2	31
5.5.3	Pindamonhangaba (Pinda) - Ponto 3.....	32
5.5.4	Lorena - Ponto 4.....	33
5.6	Período amostral e delineamento	34
5.7	Coleta de amostras de ar	35
5.8	Determinação das concentrações de GEE	37
5.9	Determinação dos fluxos de GEE	39
5.10	Coleta de amostras de solo	40
5.10.1	Amostragem da camada superficial do solo	41
5.10.2	Amostragem do perfil do solo	41

5.11	Determinação das características físicas do solo	42
5.11.1	Temperatura	42
5.11.2	Umidade gravimétrica.....	43
5.11.3	Densidade	43
5.11.4	Textura	44
5.11.5	Nível freático.....	44
5.11.6	Distância ao Rio Paraíba do Sul.....	45
5.12	Determinação das características químicas da turfa	45
5.12.1	pH.....	45
5.12.2	Teor de matéria orgânica.....	45
5.12.3	Conteúdo de carbono e nitrogênio.....	46
5.12.4	Teor de macronutrientes (P, K, Ca, Mg e S).....	46
5.12.5	Teor de micronutrientes (Cu, Fe, Mn e Zn).....	47
5.13	Determinação de estoque de carbono	47
5.14	Análise estatística	48
6	RESULTADOS	49
6.1	Características físicas do solo.....	49
6.1.1	Granulometria.....	51
6.1.2	Densidade	53
6.1.3	Temperatura do solo.....	53
6.1.4	Umidade e nível freático	54
6.2	Características químicas do solo	56
6.1.5	Teor de Matéria Orgânica (TMO).....	57
6.1.6	Teor de Nitrogênio	60
6.1.7	Macronutrientes (P, K, Ca, Mg e S) no solo	64
6.1.8	Micronutrientes (Cu, Fe, Mn e Zn) no solo	65
6.2	Fluxos de Gases solo-atmosfera.....	67
6.2.1	CO ₂	67
6.2.2	CH ₄	70
6.2.3	N ₂ O.....	72
6.3	Estoque de carbono	74
7	DISCUSSÃO	76

7.1	Caracterização química dos solos da várzea do Rio Paraíba do Sul..	76
7.2	Fluxos de gases GEE.....	79
7.2.1	CO ₂	79
7.2.2	CH ₄	81
7.2.3	N ₂ O.....	83
7.3	Estoque de carbono no solo.....	85
7.4	Representatividade das emissões de turfa do Vale do Paraíba em relação aos inventários regionais de emissões antrópicas.....	88
8	CONCLUSÃO	91
9	PERSPECTIVAS FUTURAS	93
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	94
	APÊNDICE A	112

1 INTRODUÇÃO

A turfa geralmente é definida como um material vegetal parcialmente decomposto, formado através da decomposição do maciço lenhoso, arbustos, folhas e musgos em condições de umidade excessiva e baixa oxigenação (NASCIMENTO, 2013). O ambiente saturado de água inibe a decomposição biológica ativa dos tecidos vegetais e promove a retenção do carbono, que normalmente seria liberado na forma de produtos gasosos, provenientes da atividade biológica (CAVICCHIOLI et al., 2019).

No Sistema Brasileiro de solos, a região pode ser enquadrada como organossolos, considerando a existência de horizonte hístico com valores superiores a 8% de carbono orgânico em condições de saturação, permanente ou periódica (EMBRAPA, 2018). Embora, a alta diversidade das características físicas, químicas e morfológicas ocasionada pelas circunstâncias em que são formados, de aporte de sedimentos e sob condição hidromórfica. apontem a ocorrência de gleissolos (EMBRAPA, 2017) .

Os solos são denominados como turfa quando o material orgânico acumulado tenha pelo menos 30 % de matéria orgânica seca em uma camada cumulativa de 40 cm (FAO, 1988; JOOSTEN, 2003; SCHAD, 2017). Embora não exista uma definição única (XU et al., 2018) para essa formação, há indicação de sua presença do Vale de Paraíba nos mapas de turfeiras propostos por Gumbricht et al (2017) e Xu et al (2018),

As turfeiras são intrínsecas a muitas zonas úmidas em todo o mundo, uma vez que as condições topográficas (depressões) favorecem o acúmulo de sedimentos ao longo do tempo (CHARMAN, 2002). Esses ecossistemas apresentam funções diretas e indiretas, que podem resultar em serviços ecossistêmicos diferenciados (RITSON et al., 2021; ZERBE et al., 2013) que incluem o armazenamento e fornecimento de água para ecossistemas e comunidades humanas, podendo atuar no controle da vazão de bacias hidrográficas (DANESHVAR et al., 2017; SHAH; NISBET, 2019), proteção contra forças naturais (prevenção da erosão) (MITSCH; BERNAL; HERNANDEZ, 2015), estabilização do macroclima (HARENDA et al., 2018), além de oferecer recursos agrícolas e de horticultura (JOOSTEN; CLARKE,

2002). Têm papel importante na retenção de sedimentos e nutrientes, no armazenamento de carbono (C), na estabilização do microclima (RIELEY et al., 2008) além de abrigar uma biodiversidade rara e que se encontra ameaçada de extinção (WILSON et al., 2001).

As turfeiras cobrem uma área de cerca de 570 milhões de hectares em todo o mundo (1,2 % da superfície terrestre). Embora a maior parte esteja localizada em ambientes boreais (QIU et al., 2020; LEHNER; DÖLL, 2004), as turfeiras tropicais, cobrem de 90 a 170 milhões de hectares e armazenam (152–288) Gt de C (RIBEIRO et al., 2021), as maiores reservas estão localizadas no Brasil (1.489 km³) seguida pela Indonésia (388 km³) e República Democrática do Congo (747 km³) (GUMBRICHT et al., 2017).

As turfeiras armazenam grande quantidade de carbono e têm atuado como sumidouros de CO₂ atmosférico há milhares de anos, mas também podem agir como grandes fontes de emissões de GEE para a atmosfera (CO₂ e CH₄) (IPCC, 2021) quando submetidos a interferências antrópicas como a exploração de madeira, drenagem, desmatamento, incêndios, conversão de florestas nativas para sistemas agrícolas e pecuários, além da intensificação da ocupação urbana devido à especulação imobiliária nessas áreas.

Essas alterações, além de perturbar as funções desse ecossistema, afetam os estoques de carbono e nitrogênio dos solos, bem como os fluxos de gases emitidos a partir deles. A respiração dos solos é regulada por fatores bióticos (respiração) e abióticos (oxidação química do carbono) (MIETTINEN; LIEW, 2010), e são na maioria das vezes influenciados pela umidade e temperatura, teores de C e N, pH, e parâmetros ambientais relacionados a dinâmica hídrica (CAVICCHIOLI et al., 2019; HARENDÁ et al., 2018; HIRANO et al., 2009; KECHAVARZI et al., 2010; LENG; AHMED; JALLOH, 2019) . O regime hidrológico é um dos fatores abióticos mais importantes nas turfeiras, influenciando no balanço de carbono e nitrogênio. As condições mais secas, criadas tanto pela variabilidade climática quanto pela drenagem artificial, podem culminar na perda das funções de sequestro de carbono, tornando-se importantes fontes de gases para a atmosfera (CHIMNER, 2004; HIRANO et al., 2009).

As turfeiras contribuem também, para o resfriamento global em escala milenar, e mesmo com grandes variabilidades interanuais, as turfeiras não perturbadas, continuam a ser importantes sumidouros de carbono para a atmosfera (IPCC, 2021). Embora comprovado seu papel no controle climático, no passado e no presente, esses ambientes continuam suscetíveis à degradação, e se no futuro continuarão como sumidouros de C, dependerá das forçantes ambientais, antropogênicas e políticas de conservação (STEVE et al., 2007).

Quantificar os estoques de carbono e nitrogênio em turfeiras, bem como a variação temporal e espacial das perdas de C e N através de fluxos de GEE, é essencial para a compreensão do comportamento desses ecossistemas às alterações tanto no uso e cobertura da terra como nos ciclos biogeoquímicos (CHIMNER, 2004).

Apesar de todo o conhecimento acumulado sobre os impactos de mudanças do uso e cobertura da terra sobre as turfeiras, no Brasil, os dados relativos à quantificação do carbono e nitrogênio, bem como os fluxos de GEE, são limitados e inexistentes na região do Vale do Paraíba. As informações relativas aos estoques de C e N em turfeiras são limitadas a estudos desenvolvidos principalmente na região do sudeste asiático, cujo perfil de degradação está relacionado à exploração madeireira, padrão distinto do observado para as várzeas do Rio Paraíba do Sul, o que limita o entendimento dos processos e mecanismos que levaram à degradação das turfeiras existentes nesta região.

Neste sentido, este estudo buscou identificar as características físico-químicas das turfeiras associadas ao Rio Paraíba do Sul, assim como a mensuração da capacidade de armazenamento de carbono, além de dados atuais sobre os fluxos de gases de efeito estufa por esse ecossistema.

A dinâmica do carbono e nitrogênio foi discutida a partir dos parâmetros que correlacionaram com as emissões, em especial o nível freático a fim de destacar a vulnerabilidade do estoque frente aos processos de degradação. Além disso, os estoques de carbono foram estimados e as taxas de emissão foram comparadas com outras fontes em escala regional, evidenciando a importância das turfeiras no balanço de carbono e nitrogênio em escala local e regional.

2 OBJETIVO

O objetivo desse trabalho foi avaliar o efeito da mudança do uso e cobertura da terra na dinâmica do carbono e nitrogênio em turfeiras na várzea do Rio Paraíba do Sul. Para alcançar esse objetivo, definiu-se alguns objetivos específicos a serem atingidos:

- Avaliar os efeitos de diferentes usos e coberturas da terra (floresta, pastagem e agricultura) nas características físico-químicas, conteúdos de carbono e nitrogênio e fluxos de gases de efeito estufa;
- Avaliar a evolução temporal (< 10 anos e > de 10 anos) nas coberturas da terra: floresta, pastagem e agricultura, sobre os conteúdos de carbono e nitrogênio, e fluxos de gases de efeito estufa;
- Caracterizar a capacidade atual de armazenamento de carbono no solo na camada de 0-20 cm sob os diferentes coberturas da terra;
- Relacionar os fluxos CO₂, CH₄ e N₂O das turfeiras sob diferentes usos e coberturas e compara-los com inventários de GEE em escala regional.

3 HIPÓTESES

Considerando o estado da arte nesse tema, quatro hipóteses foram propostas, analisadas e discutidas ao longo desse documento.

(H1) as mudanças no uso e cobertura da terra afetam significativamente os fluxos de GEE na interface solo-atmosfera, na várzea do Rio Paraíba do Sul, elevando de forma significativa essas emissões quando ocorrem processos de conversão de vegetação nativa para sistemas agrícolas e pecuários nas cronossequências;

(H2) essas mudanças afetam a estrutura do solo e variáveis relacionadas aos estoques de C e N, resultando na liberação desses elementos, que estavam armazenados no solo, para a atmosfera;

(H3) as áreas cobertas por florestas mais antigas (> 10 anos) conservam a turfa, promovendo maior estoque de carbono comparado com outras coberturas;

(H4) a várzea do Rio Paraíba do Sul tem papel significativo no atual quadro de emissões de GEE da região, se comportando como fonte de GEE em sistemas agrícolas e pecuários e sumidouro em florestas naturais.

4 REVISÃO DE LITERATURA

Neste capítulo será apresentada uma revisão de literatura sobre os estudos mais recentes sobre a distribuição das turfeiras tropicais, e em seguida o papel desses ecossistemas no armazenamento de carbono através de estoques subterrâneos. Além disso, é apresentado também os fluxos de GEE de turfeiras não impactadas e também a consequência de alterações antrópicas na dinâmica dos fluxos de GEE. O papel das turfeiras no cenário de mudanças climáticas é abordado trazendo luz a importância da conservação desses ambientes. Além disso, as turfeiras localizadas no Vale do Paraíba são caracterizadas evidenciando as alterações na dinâmica hídrica e mudança no uso da terra. Por fim é abordada a importância da cronosequência na dinâmica do C e N.

4.1 Distribuição das turfeiras em regiões tropicais

A ocorrência e distribuição das turfeiras tropicais é amplamente discutida na literatura e apresentando grande variação (RIBEIRO et al., 2021), uma vez que diferentes metodologias são adotadas para as estimativas e também definições distintas do que são turfeiras (XU et al., 2018). Até recentemente, os maiores reservatórios de turfa na área tropical eram reportados no sudeste da Ásia (Indonésia, Sumatra Oriental, Kalimantan, Papua Nova Guiné, Papua Nova Guiné e Malásia) (DARGIE et al., 2017; JOOSTEN, 2009; LÄHTEENOJA et al., 2009; MIETTINEN; LIEW, 2010; MIETTINEN; SHI; LIEW, 2016; PAGE et al., 2002; PAGE; RIELEY; BANKS, 2011). No entanto, grandes turfeiras intactas foram descritas recentemente na América do Sul (BAKER, 2014) e na África (DARGIE et al., 2017). Por exemplo, Dargie et al. (2017) usaram medições de campo combinadas com dados de sensoriamento remoto para estimar a extensão de um complexo de turfa na região de Cuvette Centrale da Bacia do Congo, a maior turfa tropical intacta até o momento com 14,6 (13,2-15,6) milhões de hectares (Mha). Como resultado desses estudos recentes, as estimativas de turfeiras tropicais foram revisadas (GUMBRICHT et al., 2017; XU et al., 2018) mudando o panorama geral de distribuição de turfeiras na faixa tropical, o que abre novas discussões sobre os fatores físicos e químicos que definem áreas úmidas e turfeiras e destacam a necessidade de políticas

públicas de proteção dessas áreas vulneráveis. A área total de turfeiras tropicais é estimada entre 90 e 170 Mha, (23 % a 30% da área total coberta por turfeiras em todo o mundo). Essa nova estimativa é duas a três vezes maior do que os 56 Mha estimados por Page et al (2011).

As turfas da América do Sul estão concentradas nas bacias do Rio Negro (Brasil) e Rio Pastaza–Marañón (Equador e Peru) (LÄHTEENOJA et al., 2009, 2013), na bacia Amazônica e apresentam como características principais: confluência de rios, dinâmica fluvial muito acentuada e presença de altos teores de matéria orgânica. Essa região, de difícil acesso, encontra-se atualmente com baixa intervenção humana, embora os autores considerem que as alterações antrópicas podem impulsionar o desequilíbrio natural desses ecossistemas através da captação de águas andinas, desmatamento, mudança no uso e cobertura da terra, represamentos, construção de estradas e portos, exploração de gás e silvicultura (BAKER, 2014; LÄHTEENOJA et al., 2009).

Há estudos que apontam a existência de turfas também em bacias hidrográficas urbanizadas, que se desenvolveram em depressões originadas por processos fluviais e costeiros e criaram canais abandonados em planícies de inundação de grandes rios e no litoral (FRANCHI et al 2006). Destaca-se o trabalho realizado pela CPRM (Companhia de Pesquisas de Recursos Minerais), atual Serviço Geológico Nacional, que na década de 1970, executaram inúmeras prospecções de solos no Brasil, culminando na identificação de turfeiras espalhadas pelo sul e sudeste do país, além de pontos na faixa costeira da Bahia e Sergipe, nordeste oriental (AL, PE, PB, RN) e Nordeste Setentrional (MA, PI, CE).

4.2 Importância das turfeiras para o estoque de carbono

As novas estimativas da cobertura total de turfa nos trópicos representam um volume entre 3850 e 7268 km³ (estimado usando a área de Xu et al., 2018 e Gumbricht et al., 2017, e a profundidade média de Gumbricht et al., 2017), o que é muito superior à estimativa anterior de 1.758 km³ (PAGE et al., 2011). Considerando essas estimativas, as maiores reservas de turfa estão localizadas no Brasil (área e volume de 23 Mha e 900 km³, respectivamente), Indonésia (14 Mha e 578 km³) e República Democrática do Congo (9 Mha e 445 km³). Mas vale destacar o histórico de trabalhos na Indonésia cobrindo

vários locais de amostragem e verificação de pontos apontados por modelagem (JAENICKE et al., 2008; RIELEY et al., 2008), o que não foi efetuado na Bacia do Congo (DARGIE et al., 2017) e no Brasil (LÄHTEENOJA et al., 2013).

Com base no volume estimado de turfa nos trópicos e no conteúdo médio de carbono por km³ de turfa (LÄHTEENOJA et al., 2009), Ribeiro et al., (2021) estimaram o estoque de carbono e obtiveram os maiores valores para as turfeiras tropicais, sendo equivalente a 142-288 GtC, o que é significativamente maior do que as estimativas relatadas anteriormente de 119,2 GtC (LEIFELD; MENICHETTI, 2018), 104,7 GtC (DARGIE et al., 2017), 90 GtC (MOORE et al., 2013), 88,6 GtC (PAGE; RIELEY; BANKS, 2011) e 52 GtC (ZOLTAI; MARTIKAINEN, 1996). O estoque de (142-288) GtC é equivalente à quantidade de C emitida pela queima de combustíveis fósseis a uma taxa de 10 GtC ano⁻¹ pelos próximos 15 a 30 anos (MURDIYARSO; HERGOUALCH; VERCHOT, 2010; RAUPACH et al., 2013). Além disso, o valor médio de estoque estimado de C (215 Gt) representa cerca de 25% do reservatório de carbono terrestre nos trópicos (846,3 GtC), considerando o carbono acima do solo (374,9 GtC, fitomassa) e armazenado no solo (571.3 GtC) (RIBEIRO et al., 2021; SCHARLEMANN et al., 2014).

Na ausência de perturbação humana direta, muitos depósitos de turfa tropical estão ativamente acumulando carbono ou estão em estado estacionário (DARGIE et al., 2017; FATOYINBO, 2017), embora existam evidências de que as condições climáticas e de uso da terra não são mais propícias para a acumulação contínua (HIRANO et al., 2012; STRACK, 2008), chegando em alguns casos a perder o carbono anteriormente acumulado, através da oxidação do material orgânico e queimadas. Essa mudança dependerá principalmente de como a temperatura, precipitação total, nível do mar e frequência de eventos extremos mudarão em uma região específica e como eles afetarão a hidrologia, a composição da vegetação e, conseqüentemente, a produção primária, a qualidade do substrato, o processo de decomposição, fluxos laterais de carbono e taxas de acumulação de C em turfeiras.

4.3 Emissões de GEE em turfeiras naturais

Os ecossistemas úmidos, incluindo as turfeiras, são reguladores fundamentais dos ciclos biogeoquímicos globais, tendo função na regulação de fluxos de água e nutrientes (C,N,P), poluentes e sedimentos (GUMBRICHT et al., 2017; JUNK et al., 2013). Sob condições hidrológicas favoráveis, as zonas úmidas não perturbadas atuam como fontes moderadas de CH₄ e N₂O (MITSCH et al., 2010), mas ao mesmo tempo, possuem a capacidade de sequestrar o carbono, de forma mais eficiente do que qualquer outro ecossistema, atuando como sumidouro de C. Em termos de balanço atmosférico dos GEE, o efeito do sequestro de CO₂ supera as emissões de CH₄ (STRACK, 2008).

As emissões são reguladas por processos biofísicos complexos, tais como a decomposição e compactação da turfa, disponibilidade de nutrientes, teor de água no solo e nível freático que são dependentes das práticas de manejo (MURDIYARSO et al., 2010). O uso da terra, a fisiologia da vegetação, topografia, precipitação, temperatura do ar entre outros fatores abióticos também são importantes na regulação dos fluxos de GEE (HIRANO et al., 2009). Além disso, as mudanças sazonais também são fatores reguladores, pois promovem padrões distintos de emissões (INUBUSHI et al., 2003), influenciando no balanço do C e N no ecossistema.

Os principais fatores de regulação das emissões em turfeiras estão relacionados à hidrologia, na qual a quantidade e o tempo da precipitação são elementos determinantes (HIRANO et al., 2009), pois controlam as reações biológicas no solo, influenciando o metabolismo dos microorganismos heterotróficos e raízes das plantas (INUBUSHI et al., 2003). O nível freático é amplamente reconhecido como sendo o mais importante entre esses fatores de regulação dos fluxos de GEE solo-atmosfera (HIRANO et al., 2012, 2009) e apresenta uma relação direta com fluxos de CH₄ (correlação logarítmica negativa) e CO₂ (correlação linear positiva) (MITSCH et al., 2010). Estimativas sugerem que a cada 0,1 m de rebaixamento do nível freático seja emitido 1300 g CO₂ m⁻² ano⁻¹ (HIRANO et al., 2012; HOOIJER et al., 2012; RIELEY et al., 2008); por outro lado, o rebaixamento do nível freático está ligado à redução das emissões de CH₄ e N₂O (FATOYINBO, 2017; PAGE et al., 2011).

Em ambientes pouco impactados, as maiores emissões de CO₂ ocorrem na estação seca, quando o nível freático se torna mais baixo, em torno de 40-50 cm abaixo da superfície (RIELEY et al., 2008), expondo a matéria orgânica à decomposição aeróbica. Embora haja emissão de CO₂ pelo solo (370 - 4.820 g m⁻² ano⁻¹), a vegetação nativa absorve parte desse gás, resultando num balanço atmosférico nulo ou até mesmo negativo na ordem de - 100 g m⁻² ano⁻¹ relatados na Indonésia (HIRANO et al., 2012) . Mesmo em períodos de maior estiagem, a umidade do solo é restaurada rapidamente no início da estação úmida subsequente, diminuindo a atividade microbiana e controlando as emissões de CO₂.

Nas estações chuvosas, quando o nível freático encontra-se próximo a superfície do solo, a formação do metano é favorecida através da atividade dos microrganismos metanogênicos (decompositores anaeróbicos) que degradam a matéria orgânica lentamente em ambiente anóxico (MITSCH et al., 2010). Estimativas de emissões por ambientes não impactados apresentam valores que variam desde moderados entre 0,9 e 1,8 g CH₄ m⁻² ano⁻¹ (MITSCH et al., 2010; INUBUSHI et al., 2003; MARTIKAINEN et al., 1995; MELLING et al., 2005) a 11,9-21,9 g CH₄ m⁻² ano⁻¹ em regiões recuperadas de turfeiras (MITSCH et al., 2010). Emissões elevadas também foram observadas em ambientes naturais, onde ocorrem pulsos hidrológicos influenciados pela regularidade de eventos extremos climáticos (inundações e secas prolongadas). Segundo Mitsch et al (2010), essas regiões podem ter maiores taxas de emissões de metano do que aquelas que são continuamente inundadas. BERGAMASCHI et al. (2007) estimaram que ambientes boreais emitem na ordem de 42,5 Tg CH₄ ano⁻¹, enquanto que as zonas úmidas tropicais emitem cerca de 138 Tg CH₄ ano⁻¹, cerca de 3 vezes mais (76% das emissões de metano mundial). Taxas de 22 Tg CH₄ ano⁻¹ foram reportadas para a Bacia do Rio Amazonas (MITSCH et al., 2010), representando cerca de 16 % das emissões mundiais de metano.

Por outro lado, os solos de turfa também podem se tornar sumidouros de metano em condições de secas prolongadas, uma vez que o rebaixamento do nível freático promove a ativação dos microrganismos metanotróficos e o

consumo de CH₄ disponível no espaço poroso do solo, como fonte de C (RIBEIRO et al., 2016).

As emissões de N₂O das turfeiras tropicais são naturalmente baixas, mas alterações nos fatores que regulam a emissão podem impulsionar a formação do gás. A desnitrificação e a nitrificação são os principais processos que regulam a produção de N₂O e são fortemente influenciadas pela umidade e temperatura do solo, pH e nível freático (MITSCH et al., 2010). Condições inundadas favorecem a desnitrificação do N₂O em forma de N₂, resultando em baixas emissões de N₂O (MURDIYARSO et al., 2010). Fluxos de N₂O em ambientes naturais variam entre -5,5 a 8,0 g N₂O m⁻²ano⁻¹ (COUWENBERG et al., 2010).

4.4 Emissões de GEE em turfeiras impactadas

As atividades de exploração de madeira, drenagem, desmatamento, incêndios e a conversão de florestas nativas para sistemas agropecuários se expandiram rapidamente sobre as turfeiras desde a década de 90 (HOOIJER et al., 2010) principalmente nas áreas tropicais. Além de reduzir a quantidade de biomassa contida na vegetação viva, as atividades antrópicas nas turfeiras causam alterações no nível freático, que afetam a decomposição da turfa e os fluxos de C e N do ecossistema.

Como a maioria das turfeiras tendem a ser limitadas em nutrientes, é provável que adições de insumos para culturas aumentem significativamente a oxidação da matéria orgânica do solo, levando ao aumento de emissões de CO₂ e N₂O em casos de aplicação de fertilizantes nitrogenados (MURDIYARSO et al., 2010).

Estimativas para o Sudeste Asiático revelaram que as emissões de CO₂ causada pela decomposição das turfeiras drenadas foi de 632 (355 a 855) milhões de toneladas (Mt) em 2006 dos quais 82% foram emitidos pela Indonésia seguido da Sumatra e Kalimantan (HOOIJER et al., 2010), equivalente entre 1 a 3% das emissões globais de CO₂ provenientes da queima de combustíveis fósseis. Outros estudos apontam taxas ainda maiores de emissão associada a decomposição das turfeiras, da ordem de 2000 Mt ano⁻¹ de CO₂ (8% das emissões globais a partir da queima de combustíveis fósseis)

(RIELEY et al., 2008). A perda de carbono em turfeiras após as mudanças no uso e cobertura da terra é de aproximadamente 250 Mt de C por hectare após 25 anos da intervenção (MURDIYARSO et al., 2010).

Em ambientes não perturbados as emissões de CO₂ pelo solo são compensadas pelo sequestro de C pela vegetação, enquanto que em turfeiras degradadas e/ou drenadas a ausência da vegetação potencializa emissões líquidas desse gás para a atmosfera. A necessidade de instalação de valas de drenagem, para viabilizar culturas que não demandam solos encharcados, agrava ainda mais esse cenário.

Além da perda C para a atmosfera através de emissão de CO₂ e CH₄, a drenagem promove o carreamento de nutrientes para os cursos d'água adjacentes na forma de carbono orgânico dissolvido, carbono orgânico particulado, carbono inorgânico dissolvido e CO₂ dissolvido. Baum et al. (2007) sugerem que os rios da Indonésia, particularmente aqueles que recebem os efluentes drenados de áreas de turfa, transfiram grandes quantidades de carbono orgânico dissolvido para os oceanos (21 Gt ano⁻¹), representando aproximadamente 10% da contribuição global por essa via (RIELEY et al., 2008).

Estimativas de emissões de ambientes impactados foram amplamente divulgados na literatura (Tabela 4.1) e apresentam grande variabilidade, associada principalmente ao manejo e a diferentes técnicas e métodos de medição. As maiores emissões de CO₂ foram observadas em monoculturas, seguida de florestas drenadas e áreas em recuperação e estão associadas principalmente a drenagem do solo para cultivo agrícola. Já as menores emissões foram observadas em tipos de solo que apresentam características tipicamente úmidas.

Em geral, as emissões de metano das turfeiras tropicais são muito baixas, independentemente de serem naturais, drenadas ou degradadas. Os fluxos de CH₄ de turfas naturais foram estimados em 1,3 g de CH₄ m⁻²ano⁻¹ (HADI et al., 2005; INUBUSHI et al., 2003; JAUHAINEN et al., 2014; PAGE et al., 2008) associados principalmente a atividade de bactérias metanogênicas nas camadas subterrâneas do solo. No entanto, após as mudanças no uso e cobertura da terra, fatores como temperatura e umidade do solo, compactação

da turfa e conteúdo de NH_4^+ e/ou NO_3^- podem alterar o padrão dos fluxos de metano. As temperaturas elevadas após as alterações na cobertura da terra estimulam as atividades metanotróficas e metanogênicas. (PAES JÚNIOR et al., 1996). O rebaixamento do nível freático, desfazendo o meio anóxico, diminui as atividades metanogênicas e estimulam o consumo do metano através das bactérias metanotróficas, reduzindo as emissões. As estimativas de emissão de metano após a conversão de florestas para culturas de arroz evidenciaram emissões muito significativas, cerca de 20 vezes maior que os solos de turfa natural (OERTEL et al., 2016). Isso ocorre porque a produção de CH_4 é favorecida em ambiente inundado e, associado a utilização de adubação nitrogenada, potencializa o metabolismo das bactérias metanogênicas (BASTVIKEN, 2009).

Tabela 4.1 : Emissões de CO₂, CH₄ e N₂O de solos de turfas naturais e impactados.

Uso do solo	Emissão média de CO ₂ (g de CO ₂ m ⁻² ano ⁻¹)	Emissão média de CH ₄ (g de CH ₄ m ⁻² ano ⁻¹)	Emissão média de N ₂ O (g de N ₂ O m ⁻² ano ⁻¹)
^a Floresta nativa	2595,00	1,30	1,25
^b Floresta de turfa drenada	4000,00	-	0,21
^c Área em recuperação	3400,00	-	-
^d Cultivo de óleo de palma (<i>Elaeisis guineensis</i>)	5940,00	-	9,11
^e Cultivo de arroz (Projeto Mega Rice Project)	2178,00	-	-
^f Áreas queimadas	2900,00	-	-
^g Cultivo de arroz	1389,00	26,60	0,03
^h Solos agrícolas	2019,00	1,70	1,31
ⁱ Horticultura	1500,00	1,90	-
^j Culturas de adubação nitrogenada (<i>Acacia</i> sp e <i>Metroxylon sagu</i>)	2130,00	2,60	82,30

Fonte: ^a Jauhiainen et al. (2005); Inubushi et al. (2003); Melling et al. (2005); Rieley et al. (2008); Hooijer et al. (2012); ^{b, c} Rieley et al. (2008); ^d Murdiyarso et al. (2010); Hadi et al. (2000); ^{e, f, g, h} Hadi et al. (2005); ⁱ Inubushi et al. (2003); ^j Couwenberg et al. (2010); Hadi et al. (2005); Melling et al. (2005).

4.5 O impacto das turfeiras no clima

A mudança climática é, em grande parte, impulsionada pela acumulação de C na atmosfera, resultado do saldo líquido entre as emissões antrópicas e a remoção do C pelos sistemas naturais (solo, planta, oceano). No entanto, a eficiência dos sumidouros naturais de CO₂ vem diminuindo significativamente ao longo das últimas décadas e as projeções de modelos climáticos mostram um novo declínio para a próxima década (RAUPACH et al., 2013), impulsionada principalmente por alterações no uso e cobertura da terra e o manejo inadequado em turfeiras tropicais (LIMPENS et al., 2008) tem atuado como um feedback positivo às mudanças no clima (FATOYINBO, 2017).

As turfeiras desempenham um papel vital na química atmosférica, uma vez que armazenam no solo uma quantidade de C superior à da biomassa vegetal aérea, sendo comparado à quantidade total de C na atmosférica (STRACK, 2008). Sensivelmente afetada por fatores climáticos, hidrológicos e humanos, as turfeiras apresentam pouca resiliência a perturbações drásticas, podendo afetar a dinâmica de troca de C solo-atmosfera, impactando diretamente o ciclo do carbono em diferentes escalas. Mesmo as turfeiras boreais apresentando maior extensão global, sua capacidade de sequestro de C da atmosfera é cerca de 3 vezes menor e detém um volume armazenado equivalente ao reportado recentemente para as áreas tropicais (GUMBRICHT et al., 2017). Com taxa de absorção de 175 g C m⁻² ano⁻¹ as zonas úmidas tropicais estão entre os ecossistemas mais eficientes em termos de sequestro de carbono devido aos processos de fotossíntese da vegetação associado ao armazenamento de C em camadas profundas. Isso traz grandes implicações para o papel das zonas úmidas tropicais no balanço global de GEE com grandes riscos de aumento das emissões impulsionado pela mudança no uso da terra e pelas queimadas (GUMBRICHT et al., 2017).

A perda de carbono para a atmosfera é um dos processos de retroalimentação que está relacionado à elevação da temperatura do ar que afeta indiretamente a vegetação através do aumento da evapotranspiração, alterando a quantidade de água no solo e o balanço de C no sistema (LÄHTEENOJA et al., 2013). Brown et al (2015) apontam que as alterações nos padrões de precipitação, como estiagem prolongada, efeitos sazonais e anomalias climáticas podem

minimizar a capacidade de armazenamento de carbono nas turfeiras (BROWN et al., 2015).

Heijmans et al (2013) buscaram modelar o comportamento das turfeiras em resposta a mudanças climáticas, principalmente nos padrões de precipitação e aquecimento. Os resultados mostraram resiliência natural do ecossistema a variações na temperatura, mas grande sensibilidade a variações na precipitação. Muitos mecanismos do comportamento da vegetação e suas relações com cenários de mudança de padrão de temperatura e precipitação foram explorados, e de uma maneira geral, muitos processos de troca de C são compreendidos em turfeiras, mas ainda são pouco entendidas as “forçantes” que regulam os ciclos de CO₂, CH₄ e N₂O. São necessários mais esforços de pesquisa global para entender as relações entre o clima, a vegetação das turfeiras, estrutura e função do ecossistema, sua hidrologia, e como os “gases traço” influenciam a bioquímica do sistema.

A contribuição das turfeiras para as alterações climáticas dependerá não somente dos mecanismos complexos de “*feedbacks*” e das condições climáticas atuais e futuras, mas também da total influencia das alterações antrópicas a escala local. Estudos revelam que a forçante antrópica pode ter maior contribuição nas respostas dos ecossistemas de turfa do que aspectos climáticos como temperatura, precipitação e estiagens (VAN DER WERF et al., 2008). Portanto, ações que visem a restauração das condições de saturação do solo (LEIFELD; WÜST-GALLEY; PAGE, 2019) são vistas como alternativas para a manutenção dos estoques de carbono e recuperação da função como sumidouro de CO₂ (IPCC, 2021). Embora as condições inundadas promovam maiores emissões de CH₄, a redução das emissões de CO₂ mais do que compensam esse aumento (GÜNTHER et al., 2020).

4.6 Turfeiras na bacia do Rio Paraíba do Sul

A bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul apresenta uma área de drenagem de aproximadamente 57.000 km², estendendo-se pelos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais (ACSELRAD et al., 2007). Apresenta relevo diversificado com regiões bastante planas até áreas montanhosas de acentuada declividade. Segundo classificação de Marengo e Alves (2005) o relevo da bacia é categorizado como: curso superior (declividade média de

4,9 m/km), curso médio superior (declividade média de 0,19 m/km), curso médio inferior (declividade média de 1,0 m/km) e curso inferior (declividade média de 0,22 m/km). A região do curso médio superior do Rio Paraíba do Sul é caracterizada pelas extensas planícies de inundação que se iniciam após um acentuado declive e se estendem até as margens do rio, formando trechos de várzea com até 15 km de largura. As principais várzeas da bacia estão localizadas no trecho do Vale do Paraíba que apresenta condições topográficas planas, que favorecem a deposição gradual da matéria orgânica e associada ao ambiente inundado potencializa a retenção de carbono no solo e formação das turfas.

Os primeiros estudos sobre solos orgânicos do Vale do Paraíba (VERDADE; HUNGRIA, 1966) evidenciaram a existência de turfas em profundidades de até 11 metros no entorno de São José dos Campos, indicando a existência de um ciclo de deposição sem perturbação do Rio Paraíba do Sul. Efetivamente, esse depósito foi objeto de estudos em 1973, devido à necessidade da busca de alternativas energéticas. No entanto, esses depósitos só foram investigados com maior rigor em meados dos anos 80 através do convênio firmado entre a Companhia Energética de São Paulo (CESP) e o Instituto de Pesquisa Tecnológica do Estado de São Paulo (IPT) (OSTAFIUC, 1986). Durante o período do convênio, especialistas estudaram formas de beneficiamento desse mineral, cujo objetivo era a utilização como fonte energética (OSTAFIUC et al., 1986). Devido ao alto teor de cinzas, ou seja, um médio poder calorífico e o grande impacto ambiental de extração, o processo de beneficiamento foi cessado, não havendo relatos posteriores de continuidades dessas investigações (FRANCHI et al., 2006; OSTAFIUC, 1986). No entanto, as pesquisas contribuíram para a identificação dos depósitos de turfa no trecho do Vale do Paraíba, especificamente, cinco jazidas delimitadas pelo projeto entre os municípios de Jacareí a Roseira, os quais foram considerados os maiores estoques de turfa conhecido no Brasil até então.

De uma maneira geral, as turfeiras são classificadas de acordo com a origem da entrada de nutrientes no sistema (RIBEIRO et al., 2021), mas esse critério é muito sensível a condições de manejo, uma vez que as alterações antrópicas podem alterar drasticamente a dinâmica desses ecossistemas. Pressupõe-se

que as turfeiras do Vale do Paraíba eram inicialmente minerotróficas (CLYMO, 1987) isto é, formadas a partir da migração lateral do rio Paraíba do Sul cujo relevo plano favoreceu a entrada de nutrientes através das águas superficiais e subterrâneas. No entanto, devido a alterações na dinâmica de inundações, muito provavelmente a entrada de nutrientes atualmente se dá através da precipitação, da deposição seca e quantidades de nutrientes também oriundas da poeira e da poluição do ar (LARMOLA et al., 2014; RIBEIRO et al., 2021; VITT, 2013).

Embora, a classificação usual neste contexto seja de turfeiras ombrotróficas, a condição promovida por alterações antrópicas não favoreceu a formação de camadas profundas de turfa, dado a menor influência dos rios. E nessa condição, embora o aporte de nutrientes seja majoritariamente da atmosfera, as características físicas e químicas indicam a formação de turfeiras minerais. Kleber et al (2021) observaram um amplo conjunto de interações onde os minerais adsorveram compostos orgânicos em suas superfícies atuando como catalisadores para reações orgânicas e criando micro sítios que hospedam diversas comunidades microbianas.

As características das turfeiras da região diferem muito da classificação de turfeiras intactas na Amazônia e África, principalmente relacionadas ao regime de permanentemente inundados ou muito úmidos, frequentemente rico em nutrientes e com vegetação densa (GUMBRICHT et al., 2017). Nos dias atuais, as características identificadas no Vale do Paraíba se assemelham a turfeiras degradadas no Sudeste da Ásia (AZIZ; DOHONG; DARGUSCH, 2017) com processos de degradação associados ao desmatamento (HIRANO et al., 2012), drenagens para ocupação das várzeas (urbanização e agricultura) (FATOYINBO, 2017) e uso do fogo (PAGE et al., 2002). A intensificação da degradação resultou numa porcentagem de matéria orgânica inferior a outras turfeiras tropicais que cujos valores variam de 22 a 56% (LÄHTEENOJA et al., 2009), 50% (BURTON; HODGSON, 1987) e 65 % (DARGIE et al., 2017).

4.6.1 Histórico de ocupação e alteração na dinâmica hídrica

O processo de ocupação das várzeas da região iniciaram-se por volta do século 20, período em que a região passou por um processo acelerado de urbanização, recebendo importantes indústrias automobilísticas, investimentos

multinacionais e militares que favoreceram a construção de importantes elementos de infraestrutura como a Rodovia Presidente Dutra, além de impulsionar o comércio local e o aumento de núcleos urbanos (MOTA, 2011). A falta de planejamento ambiental e de políticas de ordenação urbana culminaram na ocupação desordenada das várzeas do Rio Paraíba do Sul, impulsionado principalmente pelo fluxo populacional migratório rural-urbano, causando grandes impactos ambientais (MAYA, 2013).

Naturalmente, a dinâmica fluvial favorecida pelo alagamento sazonal dessas áreas, trouxeram transtornos para o ambiente urbano, com prejuízos financeiros e riscos a vidas humanas. O controle dos processos de alagamento foi conquistado através da construção de reservatórios ao longo da calha dos rios Paraitinga/ Paraibuna e Jaguari, garantindo assim o controle da vazão, minimização as inundações e favorecendo a expansão da urbanização, alterando drasticamente o regime hídrico das várzeas no trecho do Vale do Paraíba (MARENGO e ALVES, 2005).

As planícies de inundação tem papel fundamental na regulação hídrica da calha dos rios (MAYA, 2013), uma vez que as cheias compõem parte do processo de saturação dos solos, recarga dos lençóis freáticos, retenção de água e nos períodos de estiagem contribuem para a regularização hídrica e perenidade da vazão (BAPTISTA, 2014). Tendências decrescentes nas vazões do rio foram reportadas por Marengo & Alves (2005) e os autores destacam os principais impactos antropogênicos que resultaram nas alterações na dinâmica hídrica da bacia: uso da água para abastecimento, construção de barragens e açudes, desvio de rios para usos na agricultura e as mudanças no uso da terra. Esses fatores facilitam a evaporação, minimizam a infiltração de água no solo, modificam o canal do rio devido à sedimentação e deposição de sedimentos e podem alterar o regime e distribuição de chuvas na bacia (MARENGO e ALVES, 2005; REIS et al., 2006).

As alterações na dinâmica hídrica da região alteraram o perfil de inundação do Rio Paraíba do Sul, impossibilitando o encharcamento das planícies, que sazonalmente eram abastecidas pelas águas fluviais. Hoje caracterizada por uma várzea descontínua e intensivamente drenada por processos antrópicos históricos (IBGE, 2007).

O uso e cobertura da terra têm papel fundamental na dinâmica natural dos ecossistemas, tendo influência significativa na diversidade biológica, no balanço hídrico, na composição microbiológica dos solos, no clima, na disponibilidade de água e nutrientes, bem como nos ciclos biogeoquímicos (KRUSCHE et al., 2005). Os fatores relacionados às trocas de carbono e nitrogênio entre o solo, vegetação e a atmosfera e possíveis alterações destas trocas por meio da mudança no uso da terra constituem um aspecto de grande interesse científico para o entendimento do efeito do uso da terra na dinâmica do carbono e nitrogênio na várzea do Rio Paraíba do Sul e na vulnerabilidade desse ecossistema às mudanças ambientais locais e regionais (RIBEIRO et al., 2016).

A paisagem do Vale do Paraíba é composta por uma matriz de pastagens cercada por agricultura, predominantemente arroz irrigado (PAES JÚNIOR e SIMÕES, 2006) fragmentos de remanescentes de vegetação natural, áreas urbanas, monoculturas de eucalipto e cavas de areia (BICUDO et al., 2017), com 67,4% da área dedicada a usos antrópicos (RONQUIM et al., 2016). A predominância de pastagens com alto grau de degradação cobrem aproximadamente 47% de toda a região e 50% das várzeas do Rio Paraíba do Sul (RONQUIM et al., 2016). Embora o Vale do Paraíba lidere a produção leiteira do estado de São Paulo, os 651 mil hectares voltados para produção de carne e leite vêm sendo substituídos pela implantação de empreendimentos imobiliários, como condomínios residenciais e rurais voltados ao lazer rural, extensas plantações de eucaliptos e recomposição da vegetação natural (RONQUIM et al., 2016). As estimativas reportadas por Ronquim et al (2016) mostram queda de 32% do uso de pastagem nos últimos 30 anos. Em contraste, as áreas de plantio de eucalipto triplicaram no período entre 1985 e 2015, cobrindo atualmente cerca de 8% da região. Embora haja grande produção de leite na região (130 milhões/ano), a receita gerada é baixa comparada com os US\$ 10,36 bilhões movimentados pela indústria de papel e celulose (DERAL, 2015).

As florestas nativas cobrem cerca de 33 % da região e estão concentradas nas porções mais íngremes da bacia, encravadas na Serra do Mar e da Mantiqueira. Essas regiões caracterizadas por topos de montanhas e colinas

íngremes apresentando declividades acima de 20% inviabilizam a implantação de sistemas agrícolas e pecuários (AZEVEDO et al., 2014; BICUDO et al., 2017) e potencializam o desenvolvimento da vegetação nativa. Manchas de vegetação nativa também são observadas nas planícies da região, promovida por dois fatores principais: (1) regeneração florestal após os processos de drenagem das várzeas do Rio Paraíba do Sul e (2) restauração ecológica impulsionada por mecanismos de cumprimento do Código Florestal. Embora a cobertura vegetal tenha pouca representatividade (5%) nas várzeas do Rio Paraíba, a vegetação natural pode ser um dos mecanismos de captação de C da atmosfera e armazenamento em forma de turfa no subsolo.

Fora das várzeas, estudos têm apontado um aumento de 83% de florestas nativas entre 1985 e 2015 e destacam que o avanço da vegetação sobre as áreas anteriormente utilizadas como pastagens, podem estar associados a conscientização ambiental, protocolos internacionais e políticas ambientais (RONQUIM et al., 2016).

Embora as áreas de agricultura sejam relativamente pequenas na bacia (3,7 %) a agricultura de arroz irrigado representa 43% da cobertura nas planícies do Rio Paraíba do Sul (RONQUIM et al., 2016), sendo a segunda maior cobertura. As vastas planícies de inundação são utilizadas principalmente para prática de arroz irrigado e apresentaram expansão de 7% (4.000 hectares) no período entre 2000 e 2016, voltados para a comércio local e internacional. Considerado o maior produtor de arroz do estado de São Paulo a região produziu 7000 kg/ha na safra 2016/2017 (800.000 sacas) e movimentou o equivalente a 40 milhões de reais na região (CONAB, 2018).

As áreas urbanas representam 3,4 % da bacia e correspondem, principalmente, aos vários núcleos de urbanização distribuídos pelo corredor alongado do Vale do Paraíba, destacando os polos industriais de São José dos Campos, Jacareí, Taubaté-Tremembé, Aparecida, Guaratinguetá, Lorena e Cruzeiro, que são responsáveis por grandes impactos ambientais através da impermeabilização dos solos, lançamento de efluentes, represamentos, desmatamentos e incêndios. Parte das áreas urbanas ocupam de forma irregular as várzeas do Rio Paraíba do Sul impulsionadas pela falta de ordenamento urbano e fiscalização ambiental (FLORIANO, 2017). A ocupação

urbana em baixas declividades (<10%) exercem forte pressão de degradação sobre as turfas da região.

4.7 A cronosequência na análise temporal

O tempo de permanência de cada uso da terra é imprescindível para a compreensão da dinâmica do carbono e nitrogênio. Identificar e quantificar o histórico de ocupação das áreas, bem como os fatores que motivaram as mudanças é crucial para o entendimento das variáveis que promovem as alterações nos estoques de C e N nas turfeiras. A ocupação histórica, resultado de diferentes atividades e intensidade de ocupação, criam condições heterogêneas que promovem diferentes padrões de respiração e estoque de C e N no solo.

Amplamente utilizado em estudos de sucessão ecológica em florestas (AGUIAR, 2016) as análises temporais fornecem informações importantes quanto à diversidade, densidade, estrutura e composição das espécies (AGUIAR, 2016; AMAZONAS, 2010), mas também podem fornecer parâmetros que indicam mudanças na estrutura do solo, fatores de perturbação e preservação das condições naturais do meio, que são elementos determinantes na avaliação da dinâmica de C e N em ambientes naturais e antropizados. Embora seja de relevante importância, o tempo requerido para estudos temporais é extenso e demanda estrutura e recursos financeiros elevados. Para isso, a cronosequência pode ser um substituto adequado ao estudo temporal, pois utiliza-se de áreas de diferentes idades para retratar uma variação ao longo do tempo (AGUIAR, 2016). Quando aplicada de forma especializada e com repetições suficientes em uma mesma paisagem pode fornecer informações que representem os efeitos de determinado uso da terra sobre os estoques de C e N.

Em áreas extensas, a identificação do histórico de ocupação do solo é restrita, o que pode ser contornado através do uso de mapas e imagens históricas que podem revelar mudanças na utilização do solo, suas possíveis causas e transições, além do tempo de permanência daquele uso da terra no local, potencializando a identificação de uma cronosequência temporal que represente corretamente os usos da terra ao longo do tempo.

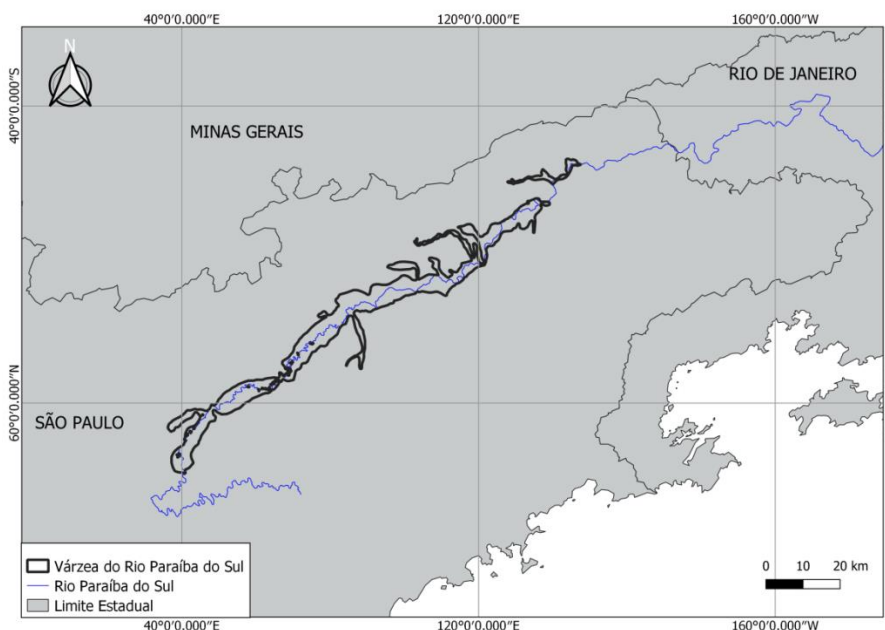
5 MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 Área de estudo

Esse estudo foi realizado na várzea do Rio Paraíba do Sul, no trecho paulista compreendido entre os municípios de Guararema e Queluz (Figura 5.1). A várzea apresenta uma área de drenagem de 65.000 hectares, cruza 14 municípios da região do Vale do Paraíba por uma extensão de 150 km e largura entre 4 e 15 km, sendo amplamente utilizada para fins domésticos, industriais, agrícolas e pecuários (MARENGO; ALVES, 2005).

A várzea está localizada em uma das regiões mais desenvolvidas do país (eixo RJ-SP) que arrecada cerca de 10% do PIB nacional e é caracterizada por grande ocupação urbana e implantação de importantes vias de infraestrutura como a Rodovia Federal Presidente Dutra (BR-116), além de inúmeras estradas vicinais que favorecem o escoamento de serviços e produtos (OLIVEIRA, 2002). Sofre forte pressão de degradação, desmatamento, mudança no uso do solo, contaminação de águas superficiais e subterrâneas, e também o controle de vazão que alterou significativamente o regime hidrológico do Rio Paraíba do Sul.

Figura 5.1: Várzea do Rio Paraíba do Sul no trecho Paulista.



Fonte: Produção da autora.

A várzea do Rio Paraíba do Sul está “encravada” entre a Serra da Mantiqueira e a Serra do Mar sendo caracterizada pela presença de uma faixa sedimentar alongada que acompanha o rio (OLIVEIRA, 2002). As condições topográficas planas (declividade média de 0,19 m/km) associadas a períodos de cheias sazonais favoreceram a deposição gradual da matéria orgânica e a formação das turfas na região.

5.2 Caracterização climática

O clima da região varia em função da altitude, podendo ser caracterizado por um regime subtropical quente, com influências da topografia da região, Apresenta temperaturas médias de 21°C, com pequena variação térmica ao longo do ano (em geral, inferior a 2°C) (OLIVEIRA, 2002; MARENGO; ALVES, 2005).

O período de verão é caracterizado como chuvoso e apresenta índices de precipitação anual oscilando entre 1200 e 1300 mm, enquanto que no inverno, caracterizado pelo período seco, a precipitação varia de 203 a 259 mm. As variações da queda pluviométrica anual abrangem desde 1100 mm em Pindamonhangaba, até 3000 mm na Serra da Mantiqueira, sendo mais chuvoso nas partes mais altas e mais seco nas áreas de menor altitude.

Em termos climáticos os municípios da região apresentam pouca variação, embora Schröder et al (1956 indique uma ilha de calor dentro do município de Pindamonhangaba, junto a várzea, com uma precipitação média anual menor que 1100mm. Setzer et al (1946) destaca a ocorrência de uma zona quente localizada no município de Taubaté com média de 23°C. As zonas mais frias da região são encontradas entre os municípios de Guararema e Caçapava, incluindo São José dos Campos com temperatura média de 19°C. Vale ressaltar, que os processos de urbanização e mudança no uso e cobertura da terra da região, podem ter alterado significativamente as características climáticas apontadas por esses autores, resultando nas condições mais homogêneas na região.

5.3 Seleção das coberturas do solo

Os locais de amostragem foram determinados com base na análise preliminar dos mapas de uso e cobertura da terra disponíveis na plataforma Mapbiomas (Coleção 5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil) (SOUZA et al., 2020) entre os anos de 2000 a 2016, que possibilitou a identificação dos usos predominantes na várzea do Rio Paraíba do Sul, durante a escala temporal aqui considerada. Essa identificação prévia permitiu a seleção de três coberturas majoritárias, que serão abordadas nesta pesquisa: Floresta, Pastagem e Agricultura:

(1) Florestas (Figura 5.2): Cobrindo 5% da várzea do Rio Paraíba do sul, as florestas nativas são a terceira maior cobertura observada na região e são constituídas de áreas restauradas através de mecanismo de aplicação do Código Florestal e áreas de pastagem abandonadas que passaram por processos de regeneração natural ao longo dos anos. Conhecida por seu potencial de armazenamento de carbono tanto na vegetação como no solo, esse uso é de grande interesse científico no processo de armazenamento de C.

Figura 5.2: Fisionomia das áreas de florestas.



Fonte: Produção da autora.

(2) Pastagens (Figura 5.3): As pastagens cobrem aproximadamente 50% da várzea sendo a cobertura majoritária na região.

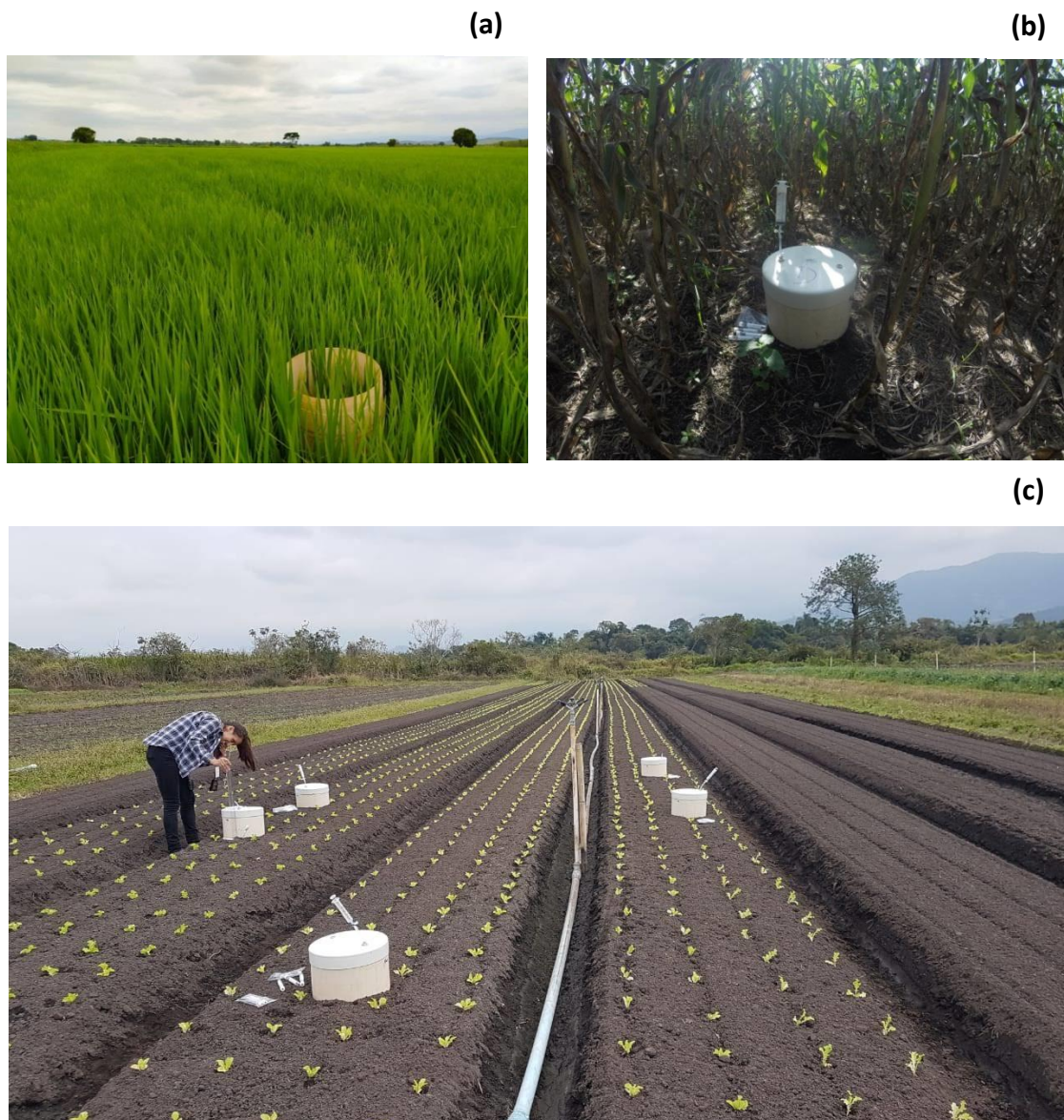
Figura 5.3 : Fisionomia das pastagens com atividade pecuária.



Fonte: Produção da autora.

(3) Agricultura: Segunda maior cobertura da bacia, a agricultura cobre cerca de 43% das várzeas do Rio Paraíba do Sul e apresenta como atividade principal o cultivo de arroz irrigado (Figura 5.4a) por mais de 10mil hectares, embora outras culturas de grãos sejam observadas como milho e soja (Figura 5.4b) e horticultura (Figura 5.4c)em menor escala.

Figura 5.4: Fisionomia das áreas agrícolas, cobertas por arroz irrigado (Figura 5.4a), rotação milho/soja (Figura 5.4b) e horticultura (Figura 5.4c)



Fonte: Produção da autora.

5.4 Seleção de pontos amostrais com base na cronosequência

Considerando a extensão dessas coberturas na várzea do Rio Paraíba do Sul e o interesse científico frente à dinâmica dos diferentes sistemas de manejo, foi aplicada uma análise de cronosequência nas coberturas selecionadas.

A identificação da temporalidade das áreas foi realizada com base na análise preliminar dos mapas de uso e cobertura da terra disponíveis na plataforma Mapbiomas (2000 a 2016), no qual foi possível, através de álgebra de mapas identificar a permanência de determinado uso no local. Com esse procedimento foram identificados e extraídos inicialmente polígonos com três temporalidades: 0-5 anos, 10-15 anos e mais de 15 anos. Entretanto, por questões logísticas e dificuldades de acesso a propriedade particulares foi adotado neste trabalho duas temporalidade: 0-10 anos e mais de 10 anos.

Dentre as principais dificuldades de implementação da condição de temporalidade foi a identificação de florestas antigas na região. O Vale do Paraíba é composto principalmente por pequenos fragmentos florestais isolados distribuídos de forma esparsa pelas Áreas de Proteção Permanente (APP) do Rio Paraíba do Sul (IDEA, 2021), e muitos deles, de regeneração natural datados do período de 1985 a 2015 (BICUDO et al., 2017; RONQUIM et al., 2016).

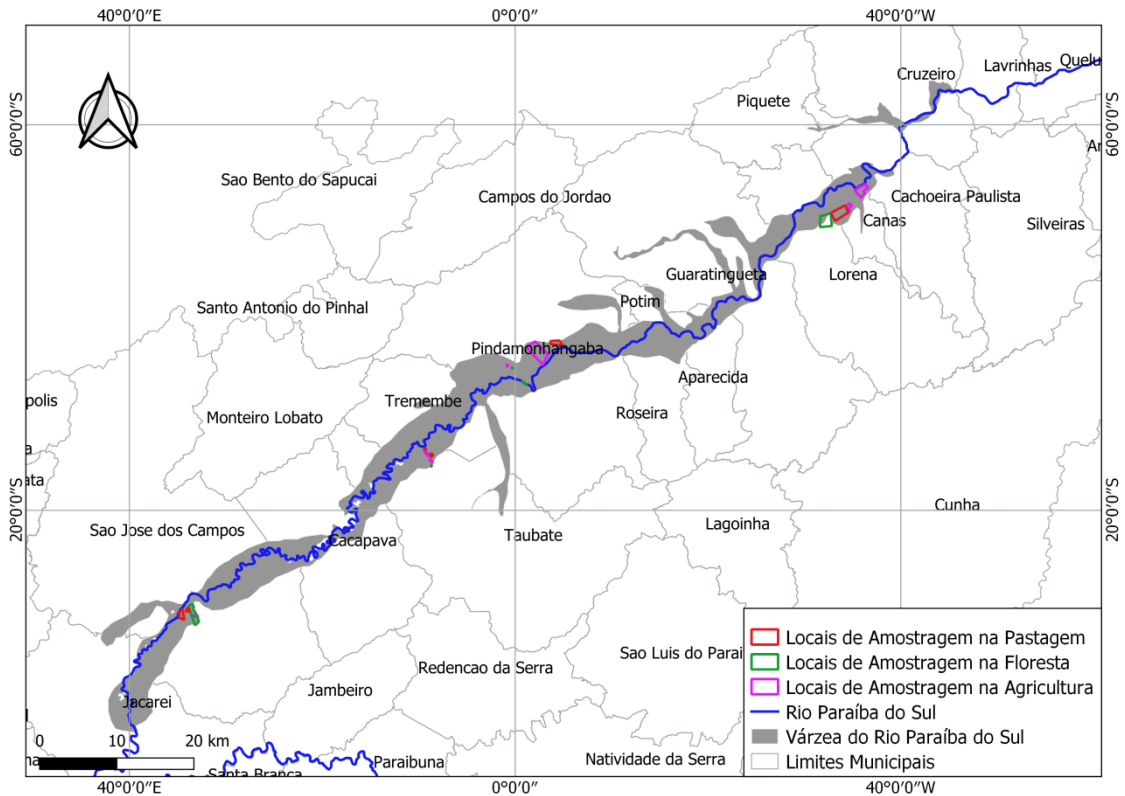
A aplicação da variável de temporalidade nas áreas agrícolas também foi um desafio, uma vez que as áreas cultiváveis são frequentemente manejadas por meio de rotação de culturas, com revolvimento dos solos, o que pode interferir na consolidação da cobertura no local de amostragem. O acesso as áreas agrícolas foram um fator limitante a maior abrangência de cronosequência neste estudo.

5.5 Locais de amostragem

Dos 65.000 hectares da várzea do Rio Paraíba do Sul, foram selecionados quatro sítios de amostragem distribuídas ao longo do trecho, totalizando 24 locais de coleta, que são detalhados no Apêndice. A seleção foi baseada em critérios de logística, acessibilidade, distancia ao Rio Paraíba do Sul, histórico de pesquisas no local, espacialidade na região e presença dos três usos do solo e cronosequências distintas.

Os sítios selecionados (Figura 5.5) estão localizados nos municípios de São José dos Campos (Ponto 1- Figura 5.6), Taubaté (Ponto 2- Figura 5.7), Pindamonhangaba (Ponto 3 – Figura 5.8) e Lorena (Ponto 4 – Figura 5.9).

Figura 5.5: Mapa das várzeas do Rio Paraíba do Sul no trecho paulista e a indicação das áreas amostradas com cobertura de floresta, pastagem e agricultura.

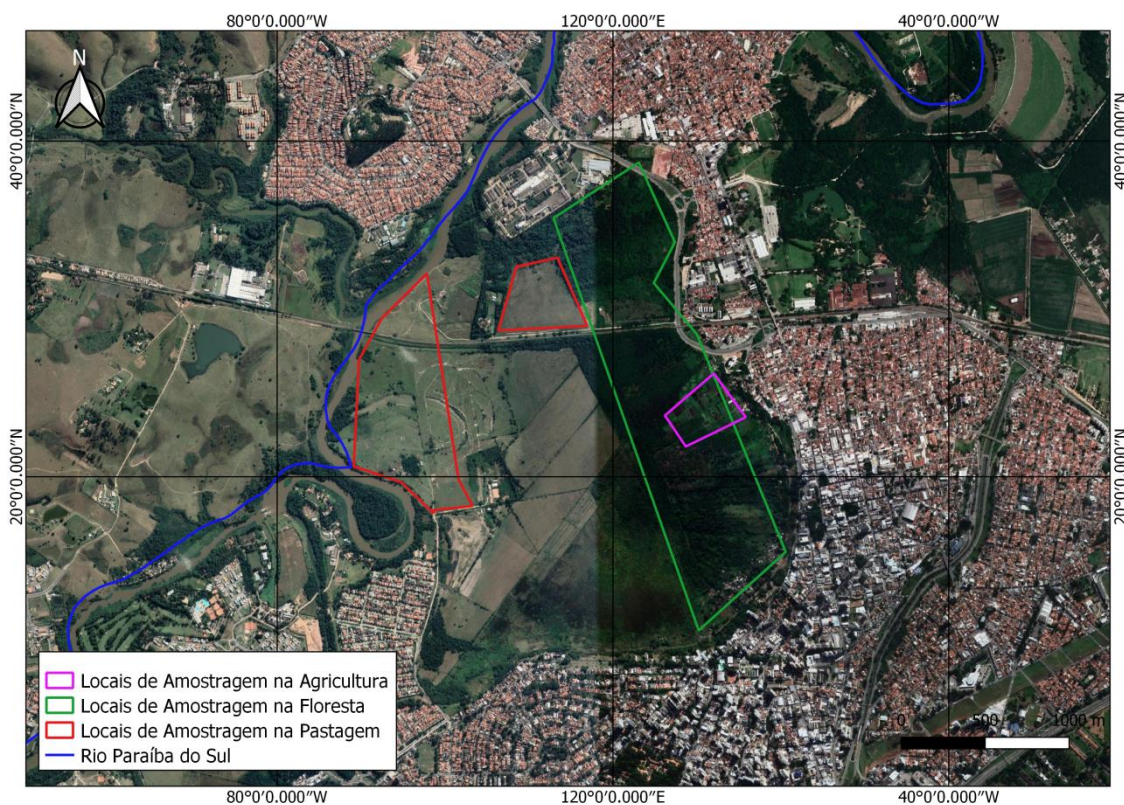


Fonte: Produção da autora.

5.5.1 São José dos Campos (SJC) - Ponto 1

As coletas foram realizadas no município de São José dos Campos (Latitude 23°10'45" S , Longitude: 45°53'12" O) em pontos com altitude variando entre 554 e 559 metros. As áreas selecionadas estão localizadas em áreas públicas e privadas dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) do Banhado, compreendendo duas áreas de florestas: Floresta SJC (Nova e Antiga); duas pastagens: Pastagem SJC (Nova e Antiga) e uma área de agricultura: Hortaça SJC. As áreas que formam a região do Banhado são contíguas ao centro urbano e consiste em uma várzea que se estende até as margens do Rio Paraíba do Sul. A área total do banhado atinge cerca de cinco milhões de metros quadrados e é constituído principalmente por turfeiras impactadas por drenagens e incêndios recorrentes.

Figura 5.6: Localização dos locais de amostragem no sítio de São José dos Campos.

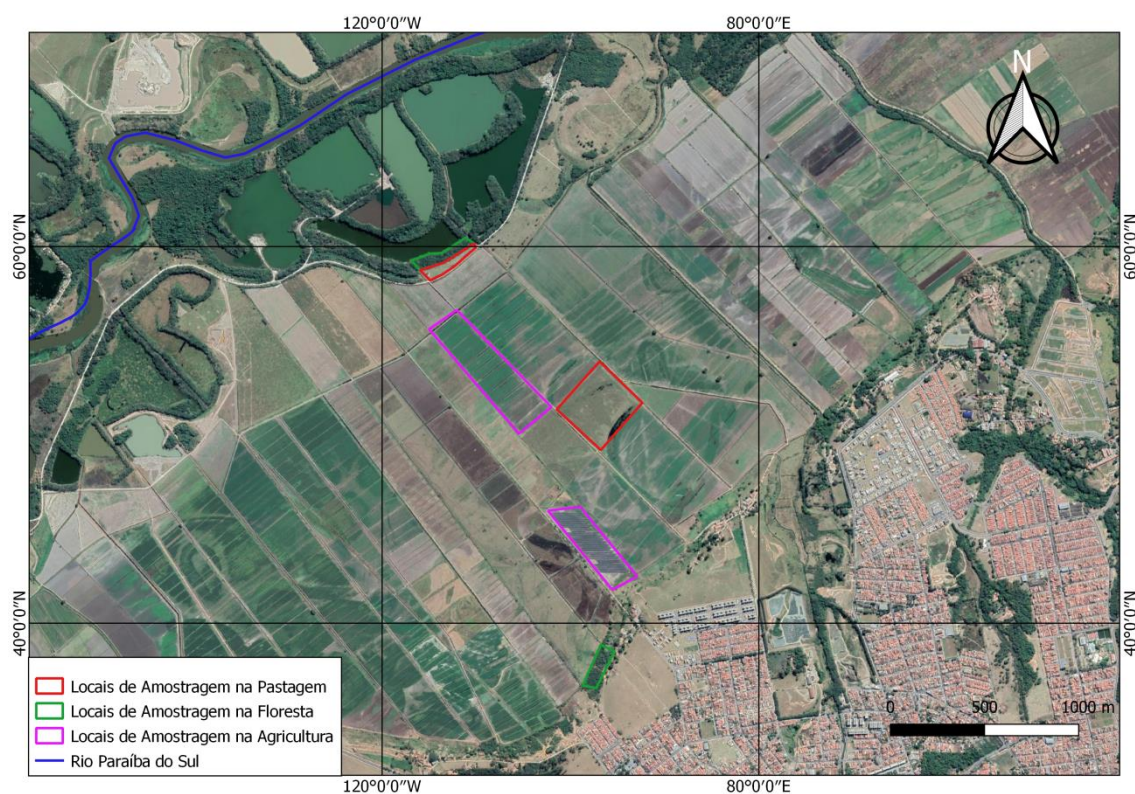


Fonte: Produção da autora.

5.5.2 Taubaté (Tau) - Ponto 2

As coletas foram realizadas no município de Taubaté (Latitude 23° 01'33" S , Longitude: 45°33'31" O) em pontos com altitude variando entre 536 e 541 metros. As áreas desse sítio amostral estão localizadas em propriedade particular e são caracterizadas por uma fazenda produtora de grãos em atividade. A área que se estende pela várzea é manejada com cultivo de milho/soja, áreas de pastagens operacionais e abandonadas, além de floresta preservada com mais de 15 anos e outra restaurada há 7 anos. As áreas de agricultura são denominadas rotação milho/soja (Novo e Antigo), pastagem (Nova e Antiga) e Floresta (Nova e Antiga)

Figura 5.7: Localização dos locais de amostragem no sítio de Taubaté.

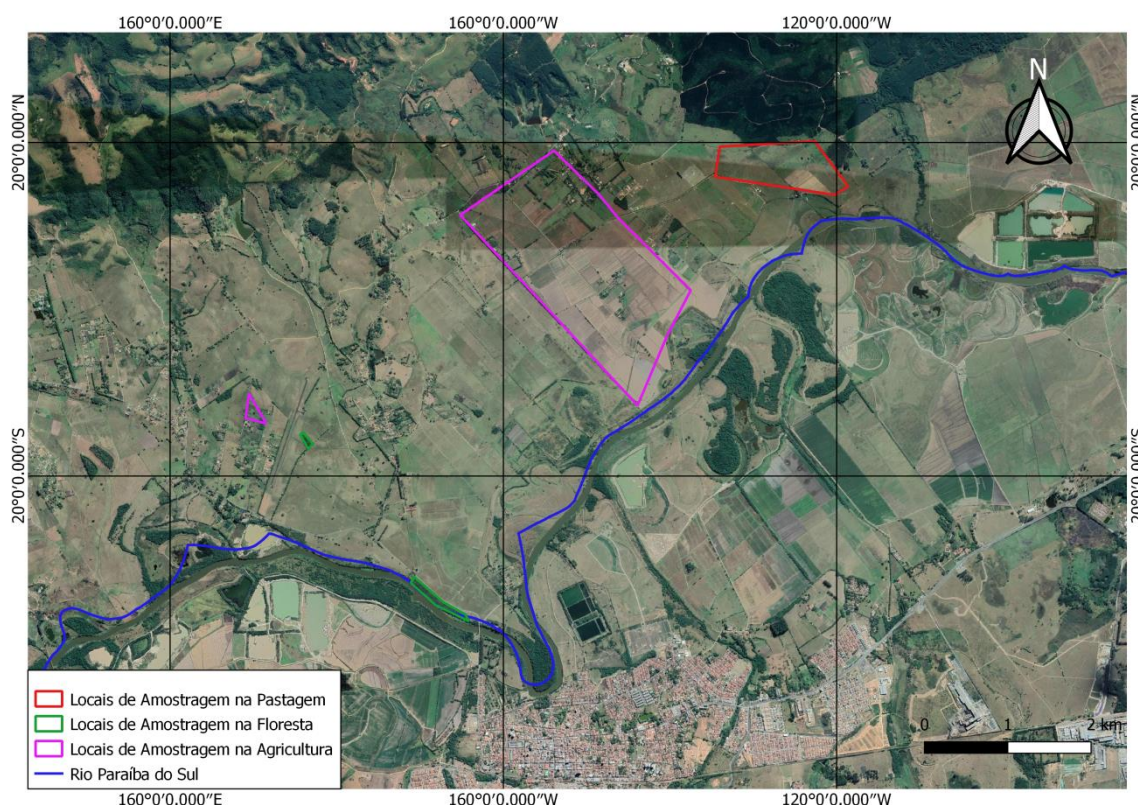


Fonte: Produção da autora.

5.5.3 Pindamonhangaba (Pinda) - Ponto 3

As coletas foram realizadas no município de Pindamonhangaba (Latitude 22° 55'26" S , Longitude: 45°27'42" W) em pontos com altitude variando entre 538 e 552 metros. O ponto 3, foi selecionado na porção média da várzea do Rio Paraíba do Sul constitue-se em propriedades particulares que apresentam características que atendem aos critérios pré determinados e condições de acessibilidade e apoio logístico. As áreas agrícolas são de cultivo de arroz irrigado e englobam importantes fazendas produtoras e são denominadas Arroz (Novo e Antigo), além de uma área de cultivo de hortaliças. Além de agricultura neste ponto amostral foram selecionadas áreas de pastagens localizadas dentro de uma fazenda privada especializada em exportação de carne bovina (Pastagem Nova e Antiga) e Florestas (Nova e Antiga).

Figura 5.8: Localização dos locais de amostragem no sítio de Pinda.

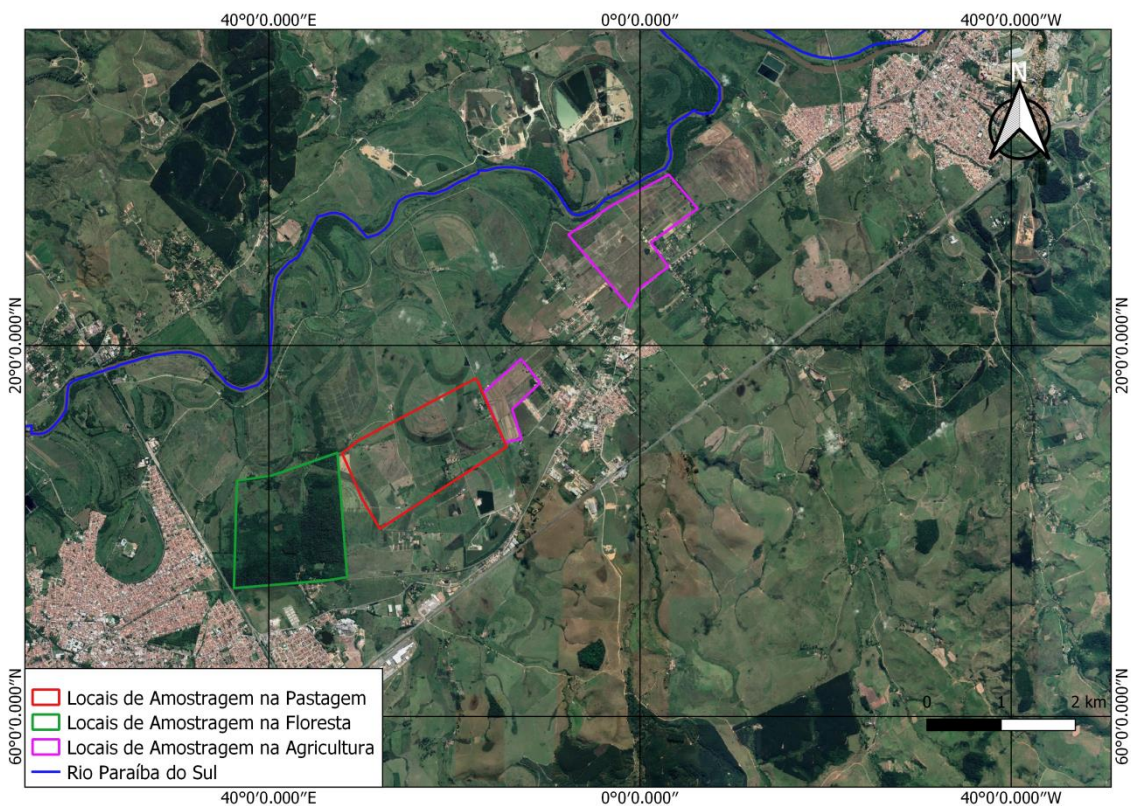


Fonte: Produção da autora.

5.5.4 Lorena - Ponto 4

As coletas foram realizadas no município de Lorena (Latitude 22° 43'50" S , Longitude: 45°07'28" W) em pontos com altitude variando entre 521 e 531 metros. O ponto 4, selecionado na extremidade oeste da várzea está inserido no interior e entorno da Floresta Nacional de Lorena a qual é constituída por uma unidade de conservação federal de Mata Atlântica e apresenta como característica alta biodiversidade de espécies de características lacustres/paludosas. As áreas de floresta desse ponto são denominadas Nova e Antiga e constituem fragmentos mais extensos e bem preservados que dos outros sítios, cuja área de floresta antiga é anterior a 1985. As áreas de pastagens foram selecionadas em duas fazendas de gado leiteiro (Nova e Antiga) e as áreas selecionadas para Agricultura são de arroz irrigado, cujo ponto Arroz Lorena Antigo, constituem-se atividade há mais 20 anos.

Figura 5.9: Localização dos locais de amostragem no sítio de Lorena.

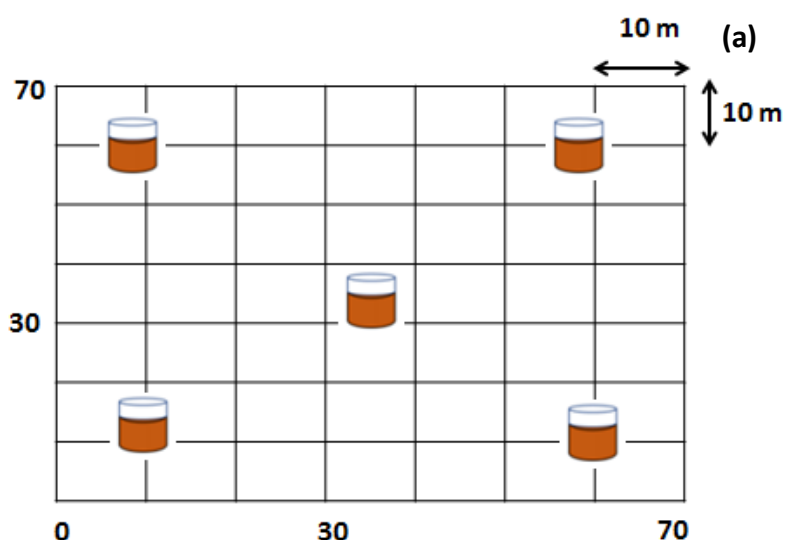


Fonte: Produção da autora.

5.6 Período amostral e delineamento

Esse trabalho foi dividido em quatro períodos de coleta (campanhas trimestrais) entre os anos de 2019 e 2020. As coletas foram realizadas entre 15 a 25 de abril/19, 12 a 28 de agosto/19, 06 a 26 novembro/19 e 18 a 26 de janeiro/2020. Afim de evitar a subjetividade no procedimento foi aplicada a amostragem aleatória simples proposta pela Embrapa (2006), na qual foi criada uma grade conceitual (Figura 5.10) para distribuição dos sistemas de coleta de gases e amostras de solo. Essa grade foi demarcada em campo com pontos georreferenciados para posterior repetição.

Figura 5.10: Modelo conceitual da amostragem aleatória adotada no estudo (Figura 5.10a) e aplicação no campo (Figura 5.10b).



Fonte: Produção da autora.

5.7 Coleta de amostras de ar

Para avaliar a concentração e os fluxos de GEE na interface solo-atmosfera foi utilizada a técnica de amostragem de ar por câmara estática, seguindo procedimentos descritos por Hutchinson e Livingston, (1993).

Neste tipo de amostragem, a câmara condiciona os gases que são emitidos pelo solo, de modo que as mudanças na concentração possam ser quantificadas (HUTCHINSON; LIVINGSTON, 1993). Para isso, amostras de ar do interior da câmara são coletadas em intervalos de tempo previamente determinados, no qual a variação na concentração dos GEE é quantificada por cromatografia gasosa. À partir da variação da concentração do gás ao longo do tempo, estima-se o fluxo de GEE no sistema solo-atmosfera (COLLIER et al., 2014).

Embora amplamente utilizado em estudos ambientais (LEVY et al., 2011), para a adequada interpretação de seus resultados, deve-se considerar as alterações promovidas por elas no microambiente desde a sua instalação no solo, pois, fontes potenciais de erro nas estimativas de fluxo podem surgir a partir das perturbações físicas no ambiente como por exemplo, variações na temperatura, na pressão e na concentração dos gases dentro da câmara, além de modificações na estrutura do solo.

Adicionalmente, Levy et al (2011) apontam ainda como potenciais acumuladores de erros associados às coletas, o manuseio e o mau acondicionamento das amostras, o emprego de modelos imprecisos ou métodos inadequados para o cálculo dos fluxos, além de incertezas com origem na amostragem por diferentes pessoas. Unidos, esses efeitos, na ausência de qualquer variação real das emissões, poderiam gerar coeficientes de variação entre 3 e 70%, dependendo das condições de medição (VENTEREA et al., 2009).

Neste trabalho, em cada sítio de amostragem, foram instalados cinco pontos de coleta distribuídos pela área, sendo coletadas amostras de ar por meio de cinco câmaras cilíndricas de PVC (Figura 5.11),, constituídas por uma base com 25 cm de altura, uma tampa com 5 cm de altura e ambas com 25 cm de

diâmetro, apresentando capacidade para 10 litros (KELLER et al., 2005). As câmaras foram equipadas com dois orifícios, um para a coleta do ar e outro para a manutenção da pressão atmosférica (CARMO et al., 2012; RIBEIRO et al., 2016).

Figura 5.11: Câmara utilizada no estudo.



Fonte: Produção da autora.

As câmaras foram fixadas na superfície do solo a uma profundidade de aproximadamente 5 cm através de movimentos rotacionais, de forma a minimizar alterações na camada orgânica do solo e ao mesmo tempo, assegurar boa vedação, impedindo o escape do gás e contaminações. Paralelamente foi verificada a temperatura do ar e do solo por meio de um termômetro digital do tipo vareta (marca Minipa), que foi introduzido no solo a uma profundidade de 5 cm, próximo das câmaras.

Para determinar o volume exato da câmara estática, todas as bases tiveram a sua altura medida até o solo em três pontos diferentes. Destaca-se que, principalmente, nas áreas de pastagens, alguns sítios apresentaram solos muito compactados e com sistema radicular superficial aparente, dificultando a vedação da câmara em alguns pontos.

A técnica de coleta consistiu na retirada das amostras de ar acumulado no interior da câmara, instalada sobre a superfície do solo e posteriormente fechada com sua tampa. Com o auxílio de seringas de nylon (60 mL) equipadas com uma torneira de três vias, com trava tipo “luerlock”, as amostras de ar foram coletadas em intervalos regulares, respectivamente, nos minutos 1, 10, 20 e 30, a partir do fechamento da câmara estática no solo.

Imediatamente após fechar a tampa, também por meio de uma seringa de nylon, vazia e com torneira na posição aberta, foi coletado amostras do ar ambiente de local adjacente à câmara, na altura aproximada de seu topo, para referência da concentração atmosférica local (t_0) no momento da coleta. Para cada localidade e campanha foram coletadas duas referências de atmosfera.

Para a homogeneidade do ar no interior da câmara foi adotado o procedimento de bombeamento do ar aprisionado dentro da câmara instantes antes de efetuar a coleta (MARANI, 2007), simultaneamente para as cinco câmaras. Com o auxílio de uma agulha conectada à torneira na seringa, perfurou-se o septo de um frasco de vidro com 12 mL, tipo “vacutainer” (Labco Exetainer), transferindo aproximadamente 20 mL da amostra no frasco, e pressurizando-o, para garantir a integridade da amostra e permitir sua análise. Esse procedimento foi realizado até concluir a amostragem do ar acumulado nas câmaras, respectivamente, nos intervalos t_1 (1 minuto), t_2 (10 minutos), t_3 (20 minutos) e t_4 (30 minutos).

5.8 Determinação das concentrações de GEE

As amostras de ar foram analisadas no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do Centro de Ciências do Sistema Terrestre (CCST) do INPE, por meio de cromatografia gasosa, onde, para o procedimento, foi utilizado um cromatógrafo a gás (CG), modelo TRACE 1310 (Thermo Scientific), configurado de fábrica, especificamente, para determinação de GEE.

De acordo com Oliveira Silva et al. (2015), o CG possui dois canais de separação e detecção, sendo cada canal composto por um loop de amostragem com volume de 1 mL; uma pré-coluna Hayesep T (marca Restek) de 80/100 mesh, 1 m x 1/8”; válvula Valco de 10 vias e colunas analíticas.

O primeiro canal faz uso de uma coluna analítica Hayesep Q (Restek), 80/100 mesh, 2 m x 1/8", para separação do CH₄ e CO₂. Após esta coluna analítica, o canal contém um metanador (Thermo Scientific) e um FID (tradução para Detector de Ionização de Chama).

O segundo canal é composto por uma coluna analítica Hayesep D (Restek), 80/100 mesh, 2 m x 1/8", para separação do N₂O. Após esta coluna analítica, o canal contém uma válvula Valco de quatro vias e um microECD (μECD) (ECD – tradução para Detector de Captura de Elétrons). Todas as válvulas destes canais e as duas pré-colunas são instaladas em um forno auxiliar conectado ao CG (OLIVEIRA et al., 2015).

De modo simplificado, após um determinado intervalo de tempo, através do gás de arraste (hélio, vazão 18ml/min): as válvulas são acionadas e o fluxo de gás nas pré-colunas é invertido (*backflush*), expelindo para fora do sistema o vapor d'água e outros componentes da amostra ainda presentes nas pré-colunas. As frações da amostra que eluíram das pré-colunas antes do *backflush* são arrastadas para dentro das colunas analíticas onde os GEE serão separados. Todo procedimento é automático e controlado pelo software através de uma tabela de eventos definida no método analítico.

Na primeira coluna analítica, o FID detecta o CH₄ originalmente presente na amostra e o CH₄ produto da metanação do CO₂ como dois picos com tempos de retenção diferentes. No segundo canal (ECD), a movimentação da válvula faz com que o oxigênio do ar seja enviado para o *vent*. Essa purga do O₂ tem a finalidade de evitar sua interferência no sinal analítico, além de proteger o ECD da oxidação. Em seguida, a posição da válvula é invertida, permitindo que o N₂O, separado na coluna analítica, cheguem ao ECD, assim, definindo o pico.

Tabela 5.1: Condições cromatográficas empregadas nas determinações de GEE.

Detector	Temperatura	Vazão de gases (ml/min)
FID	250°	350 (ar sintético)/25 (H ₂)/12 (N ₂ -make up)
ECD	350°	30 (Ar/CH ₄ make up)

Fonte: Produção da autora.

As concentrações dos gases foram calculadas por meio de curvas de calibração, comparando-se as áreas dos picos de amostras obtidas pelo CG em relação aos picos de amostras de dois padrões primários, com concentrações conhecidas e certificadas (White Martins - Praxair, P_{alto} = 3,913 ppm CH₄, 708,14 ppm CO₂, 1,151 ppm N₂O; White Martins - Praxair, P_{baixo} = 1,803 ppm CH₄, 363,69 ppm CO₂, 0,312 ppm N₂O). Diariamente foi feita a calibração com repetição de 5 a 8 vezes. A incerteza dos padrões primários, fornecida pelo fabricante, para ambos os GEE, é menor que 5%. Uma terceira amostra (White Martins - Praxair, PX = 1,027 ppm CH₄, 252,7 ppm CO₂, 0,506 ppm N₂O, $\sigma < 5\%$) foi analisada a cada campanha como avaliação do método por padronização externa.

A repetitividade dos padrões primários foi avaliada por meio do desvio padrão relativo da média das áreas dos picos dos padrões de GEE analisados. Assumiu-se como limite de detecção do método analítico os valores provenientes de fábrica, segundo metodologia proposta por Oliveira et al. (2015).

5.9 Determinação dos fluxos de GEE

A concentração de GEE nas amostras de ar foi determinada por meio da razão entre o número de moles do GEE (CH₄, CO₂ e N₂O) e o número total de moles da mistura (nt) (SCHILER; HASTIE, 1994; MARANI, 2007; RIBEIRO, 2011; BRAZ et al., 2012).

O número de moles de uma substância presente na amostra é dado pela razão entre a massa da substância (m_{GEE}) e sua massa molar (M_{GEE}), ou seja, $n_{GEE} = m_{GEE}/M_{GEE}$.

Aplicando-se a variação do número de moles à equação dos gases ideais ($pV = nRT/M$), pode-se escrever:

$$\frac{\Delta n_{(GEE)}}{nt} = \frac{\Delta m_{(GEE)}RT}{M_{(GEE)}pV} = \Delta \chi_{(GEE)} \quad (5.1)$$

onde P é a pressão total (atm), V o volume total (L), $M_{(GEE)}$ é o valor da massa molar de cada composto, n é o número de moles do gás, R é a constante dos gases ideais ($0,082 \text{ atm L mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$) e T a temperatura (K).

O termo $\Delta \chi$ refere-se as razões de mistura dos compostos.

Admitindo-se que o fluxo ao atravessar a área A (m^2) é constante durante um intervalo de tempo (Δt , em minutos), pode-se escrever este fluxo (Φ) como:

$$\Phi_{(GEE)} = \frac{\Delta \chi_{(GEE)} p V M_{(GEE)}}{\Delta t A R T} = \frac{p V M_{(GEE)}}{A R T} \frac{\partial \chi_{(GEE)}}{\partial t} \quad (5.2)$$

A variável mais importante na equação 2 corresponde à derivada das medidas de concentração ($\partial \chi_{(GEE)} / \partial t$), grandeza estimada a partir da regressão linear entre a concentração dos GEE (X) e o tempo (t), ($X = X_0 + bt$), onde o coeficiente de inclinação da reta (b) expressa a variação da concentração do gás em determinado intervalo de tempo dentro da câmara.

Assim, respeitadas as devidas unidades de medida, para cada um dos GEE analisados, obteve-se a sua taxa de emissão em $\text{mg m}^{-2} \text{ min}^{-1}$, que, posteriormente, pode ser convertida a $\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ para comparação com outros trabalhos e referências bibliográficas. Todas essas operações foram automatizadas em planilha eletrônica, mas uma avaliação cuidadosa foi realizada para cada resultado analítico coletado, bem como daqueles calculados.

5.10 Coleta de amostras de solo

Para determinação de parâmetros físicos e químicos dos solos da região do Vale do Paraíba, foi realizada a amostragem das camadas superficiais em todos os sítios, bem como em todos os locais de amostragem. Portanto, esse subitem detalha as diferentes técnicas utilizadas durante esse estudo.

5.10.1 Amostragem da camada superficial do solo

As amostras de solo foram obtidas no mesmo local em que o sistema de coleta de amostra de ar foi instalado. Em cada sítio e a cada campanha foram coletadas de 5 a 7 amostras, distribuídas entre florestas pastagens e agricultura, totalizando 24 amostras por campanha e 96 em todo o estudo. Isso significa que para cada local de amostragem quatro repetições foram realizadas.

A técnica de coleta de solo da superfície foi realizada com a utilização de um trado mecânico, com a retirada de amostras na profundidade de 0-20 cm. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente etiquetados e equipados com fecho tipo “ziploc” para assegurar a umidade e transportadas ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do INPE e Laboratório de Análises de Solos e Plantas da UNITAU para determinação de umidade gravimétrica, teores de C e N, textura, pH, teor de matéria orgânica, macro e micronutrientes.

Adicionalmente, foram coletadas amostras indeformadas do solo por meio de um anel cilíndrico de metal, conforme proposto por Embrapa (2017) para posterior determinação da densidade aparente do solo. As coletas foram realizadas uma vez em intervalos de profundidade de 0-20 cm, e enviadas ao Laboratório de solos.

5.10.2 Amostragem do perfil do solo

Para cada sítio amostral foram retiradas 5 a 7 amostras de solo em profundidades (20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm, 80-100 cm) sob as diferentes coberturas do solo, ou seja, para cada local de amostragem foi retirada uma amostra do perfil do solo, totalizando 144 amostras distribuídas ao longo da várzea. A técnica utilizada consistiu na retirada de amostras do solo entre 20 e 100 centímetros de profundidade (Figura 5.12), tomando amostras a cada 20 centímetros ou até atingir o lençol freático. A limitação de profundidade se deu devido a condições de trabalho de campo manuais, o que impossibilitaram o avanço das medidas ao longo do perfil. As amostras foram condicionadas em sacos plásticos devidamente etiquetados e equipados com fecho tipo “ziploc” para assegurar a conservação das condições de campo até as análises laboratoriais.

Figura 5.12: Amostragem dos solos em profundidade.



Fonte: Produção da autora.

5.11 Determinação das características físicas do solo

Neste subitem, apresentam-se as características físicas dos solos coletados durante esse estudo e os procedimentos empregados para determinação de temperatura do solo, umidade gravimétrica, densidade do solo granulometria, nível freático e distância ao Rio Paraíba do Sul.

5.11.1 Temperatura

Concomitantemente a coleta de GEE, a temperatura do ar e do solo foram registradas utilizando termômetros digitais de vareta (marca Minipa) inseridos a uma profundidade de 10 cm (Figura 5.13)) durante o período de coleta.

Figura 5.13: Termômetro utilizado no trabalho de campo.



Fonte: Produção da autora.

5.11.2 Umidade gravimétrica

A determinação do teor de umidade gravimétrica foi realizada a partir da metodologia proposta por Kiehl (1985), no qual amostras de 10g são pesadas e secas em estufa na temperatura de 65 °C por 36 horas e em seguida a 100°C por 24 horas. O teor de umidade total foi dado pela soma das porcentagens perdidas na secagem a 65°C mais o valor da perda a 100°C (KIEHL, 1985).

5.11.3 Densidade

As amostras destinadas à determinação da densidade do solo na camada de 0-20 cm foram encaminhadas ao laboratório, pesadas e levadas para secagem em estufa à temperatura de 105 °C e determinadas pela metodologia proposta por Embrapa (2017) e foram calculadas pela seguinte equação:

$$\rho = \frac{m}{V} \quad (5.3)$$

Onde:

ρ = densidade da amostra do solo (g/cm³)

m= peso da amostra seca a 105°C (g)

V= volume do anel ou cilindro (cm³)

5.11.4 Textura

Para a determinação da proporção das frações granulométricas (areia, silte e argila) existente no solo foi utilizado o método da pipeta proposto por Embrapa (2017):

$$S_m = \left(\frac{m_{af} * f}{m_i} \right) + \left(\frac{(m_{at} - m_{af}) * f}{m_i} \right) + \left(\frac{(m_{sa} - m_{ar}) * f}{m_i * R_v} \right) + \left(\frac{(m_{ar} - m_{br}) * f}{m_i * R_v} \right) \quad (5.4)$$

Onde:

S_m =somatório das massas das frações (g)

m_{af} = massa de areia fina (g)

m_{at} = massa de areia total (g)

m_{sa} = massa de silte + argila, seca em estufa (g)

m_{ar} = massa de argila, seca em estufa (g)

m_{br} =massa do controle, seca em estufa (g)

m_i = massa inicial da amostra (g)

R_v =razão do volume pipetado para o volume total da proveta.

f = fator de correção de umidade para a massa inicial

5.11.5 Nível freático

O nível freático foi mensurado no momento das coletas através da perfuração do solo com trado mecânico e/ou cavadeira no entorno das câmaras. A medida do nível d'água foi determinada com uso de trena.

5.11.6 Distância ao Rio Paraíba do Sul

O cálculo da distância das câmaras de coleta de gases até a margem do Rio Paraíba do Sul foi realizado utilizando o software QGIS versão 10. A determinação desse parâmetro é de extrema importância para esse estudo, uma vez que a proximidade com o rio pode indicar de forma indireta condições de saturação dos solos.

5.12 Determinação das características químicas da turfa

Serão apresentados ao longo desse subitem, os procedimentos empregados para análise química dos solos no que diz respeito ao pH, teor de matéria orgânica, conteúdo de carbono orgânico e nitrogênio e concentrações de macro (P, K, Ca, Mg e S) e micronutrientes (Cu, Fe, Mn e Zn) no solo.

5.12.1 pH

Para a análise de pH foi utilizada a metodologia proposta por Embrapa (2017) através da medição do potencial hidrogeniônico por meio de eletrodo combinado imerso em suspensão líquida de cloreto de cálcio na proporção 1:2,5 (solo:solução).

5.12.2 Teor de matéria orgânica

A determinação do teor de matéria orgânica foi realizada a partir da metodologia proposta por Embrapa (2017), no qual é utilizada uma alíquota de 5 g do material seco previamente em estufa a 65°C por 36 horas e posteriormente resfriado em dessecador. Após repessagem é levado novamente a estufa por 24 horas a 105°C seguido de resfriamento e pesagem. Em seguida, a amostra foi submetida ao processo de combustão com perda de massa pela incineração em mufla, a 550° C por 6 horas e novamente pesado. O teor de matéria orgânica foi quantificado pela diferença entre a massa do solo seco em estufa e a massa do resíduo obtido após a incineração em mufla, conforme equação:

$$MOS = \frac{(M_s - M_r)}{M_s} * 1000 \quad (5.5)$$

Em que:

MOS – concentração de matéria orgânica do solo, em g kg^{-1} .

Ms – massa do solo seco em estufa a $100\text{ }^{\circ}\text{C}$, em g

Mr – massa do resíduo após mufla a $550\text{ }^{\circ}\text{C}$, em g

Embora a unidade usualmente utilizada seja g kg^{-1} , para efeito de comparação com outros trabalhos, o teor de matéria orgânica tratado neste estudo será porcentagem (%).

5.12.3 Conteúdo de carbono e nitrogênio

Para a determinação do carbono orgânico e do nitrogênio, as amostras foram secas em estufa a 40°C até peso estável. Em seguida foram moídas através de moinho de bola ou faca até uma fração de $0,25\text{mm}$ e posteriormente quarteada. Os métodos utilizados nas análises para determinação do percentual de carbono orgânico foram o Walkley-Black modificado - Yeomans & Bremner (YB), combustão seca a 950°C (analisador TOC) e combustão em mufla a 550°C , enquanto o percentual de nitrogênio nas amostras foi determinado pelo método Micro Kjeldhal .no Laboratório de Solos e Plantas da UNITAU.

5.12.4 Teor de macronutrientes (P, K, Ca, Mg e S)

A determinação de P, K, Ca e Mg foi feita por meio da extração com resina trocadora de íons, conforme proposto por Van et al (2001). O processo de extração é feito por diluição gradativa de compostos na fase sólida do solo e pela transferência de íons para a resina de troca iônica. Como a extração é feita por uma mistura de resinas de troca catiônica e aniônica, saturadas por bicarbonato de sódio, ocorre também a extração de cátions trocáveis que se transferem em grande parte do solo para a resina. O uso do bicarbonato potencializa a neutralidade e promovem a dissolução de fosfatos do solo, enquanto os íons sódio saturam a resina catiônica, possibilitando a retirada dos cátions trocáveis da solução.

A composição do reagente utilizada da extração dos elementos da mistura de resinas trocadoras de íons após o processo de extração foi de $0,8 \text{ mol L}^{-1}$ de NH_4Cl e $0,2 \text{ mol L}^{-1}$ de HCl . A determinação do cálcio e do magnésio foi feita por espectrofotometria de absorção atômica (Thermo Scientific - ICE 3000Series), enquanto que o potássio foi feito por fotometria de chama e o fósforo pelo método espectrofotométrico original, proposto por MURPHY e RILEY (1962),

A determinação do enxofre foi feita pela extração de sulfato das amostras de solo a partir de uma solução de fosfato de cálcio, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ $0,01 \text{ mol L}^{-1}$, e quantificada por turbidimetria provocada pela presença de BaSO_4 , formado pela reação do S-SO_4 extraído das amostras com $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$.

5.12.5 Teor de micronutrientes (Cu, Fe, Mn e Zn)

Para a análise de micronutrientes foi utilizada o método proposto por Embrapa (2017) denominado método DTPA, no qual 10g de solo foi colocado em 20 mL da solução extratora DTPA em agitador mecânico por 2 horas e em seguida a determinação dos micronutrientes foi feita no extrato aquoso das amostras através da espectrometria de absorção atômica de chama (Thermo Scientific - ICE 3000 Series) O cálculo é feito por meio da curva padrão (equação da reta entre a concentração versus absorbância Os padrões são preparados a partir da diluição de padrões certificados (1000 mg/L) da marca Tritisol e a partir deles são feitas as curvas de calibração de leitura do equipamento.

O Laboratório de Análises de Solos e Plantas da UNITAU participa de um ensaio de proficiência de análise de solo do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC), do qual recebe amostras de padrões do IAC para calibração afim de aferir os resultados das análises do laboratório.

5.13 Determinação de estoque de carbono

Para calcular os estoques de carbono por unidade de área foi utilizada a metodologia proposta por Fernandes & Fernandes (2008). As estimativas de armazenamento de carbono para cada núcleo (em Mg C ha^{-1}) foram calculadas conforme equação a seguir:

$$\text{Est C} = (\text{CO} * \text{Ds} * \text{e})/10 \quad (5.6)$$

Em que,

Est C = estoque de C orgânico em determinada profundidade (Mg ha^{-1})

CO = teor de C orgânico total na profundidade amostrada (g kg^{-1})

Ds = densidade do solo da profundidade (kg dm^{-3})

e = espessura da camada considerada (cm)

5.14 Análise estatística

Todos os resultados dados foram testados para verificação de distribuição normal pelo teste de Kolmogorov-Smirnov e a maioria das variáveis não atendem aos critérios de normalidade. Portanto, o método estatístico utilizado na avaliação foi o não paramétrico. As diferenças entre os parâmetros do solo e fluxos de GEE foram analisados pelo teste não paramétrico Kruskal Wallis ANOVA nos diferentes sítios amostrais, coberturas do solo, cronossequência e sazonalidade. Para determinar se alguma das diferenças entre as medianas é estatisticamente significativa, o valor-p foi comparado com o seu nível de significância de 0,05. Para obter a correlação entre os fluxos de CO_2 , CH_4 e N_2O e as demais variáveis os coeficientes de Spearman foram utilizados com base na matriz de correlação, que pode ser consultada no apêndice (Tabela A1, Tabela A2, Tabela 3, Tabela A4, Tabela A5, Tabela A6 e Tabela A7). Todos os dados foram calculados com nível de significância de 5% e as análises estatísticas foram realizadas utilizando o Statistica© versão 10.

Parte dos resultados será apresentada na forma de diagrama de caixa (Box plot). Essa distribuição de dados é representada na forma de um retângulo(caixa, no qual, a parte superior do quadro representa 75 % dos dados (equivalente ao terceiro quartil, Q3), e a parte inferior do quadro representa 25% (o primeiro quartil, Q1). A linha horizontal representa 50 % dos da distribuição dos dados e é equivalente a mediana ou ao segundo quartil, Q2, enquanto que a linha horizontal tracejada representa a média dos dados. As linhas verticais representam a dispersão dos dados em maiores e menores valores observados. Os outliers são representados por pontos (na cor preta).

6 RESULTADOS

Os resultados foram divididos em seções que abordam, inicialmente, as características físicas do solo. Em seguida, as características químicas são descritas considerando a composição de macro e micronutrientes. Ainda, são apresentados os resultados dos perfis de teor e estoque total de carbono no solo. E, por fim, as emissões dos principais GEE (CO₂, N₂O e CH₄) bem como seus parâmetros reguladores.

6.1 Características físicas do solo

Na Tabela 6.1 são apresentados os resultados relativos as análises físicas do solo, abordando granulometria, densidade aparente, temperatura e umidade contidos no solo na camada superficial de 20 cm, bem como a profundidade do nível freático e distância ao Rio Paraíba do Sul. Para os 24 locais de coleta desse estudo são consideradas as três coberturas (floresta, pastagem e agricultura) e duas cronossequência (> 10 anos e < 10 anos). Os valores médios das quatro campanhas realizadas são apresentados, partindo da análise de variância aplicada, no qual esses parâmetros não apresentam diferenças estatisticamente significativas, com exceção do nível freático. A descrição dos resultados e as análises estatísticas serão abordadas nos subitens.

Tabela 6.1: Valores médios das variáveis físicas dos solos na camada 0-20 cm, incluindo sítios e locais de coleta, as coberturas do solo e as cronossequência adotadas.

Local	Uso	Crono	Tsolo (°C)	Umidade (%)	Argila (%)	Silte (%)	Areia (%)	Prof. Lencol (m)	Dens. (g/cm³)	Dist. Rio (m)
SJC	Floresta	<10 anos	21,11	41,34	33,70	33,80	32,50	0,46	0,35	1612,00
		>10 anos	21,89	62,09	32,10	41,80	26,10	0,61	0,54	1196,00
	Pastagem	<10 anos	24,11	54,96	60,50	31,70	7,80	1,00	0,66	764,00
		>10 anos	23,56	75,38	37,00	38,70	24,30	1,00	0,97	331,00
	Hortaliça	<10 anos	23,31	35,26	12,90	51,90	35,20	0,37	0,39	1782,00
	TAU	Floresta	<10 anos	22,36	80,25	28,85	33,67	37,47	0,60	0,89
>10 anos			23,01	64,49	32,95	29,12	37,92	0,24	0,80	3400,00
Pastagem		<10 anos	23,86	53,40	39,90	33,90	26,20	0,95	0,51	1136,00
		>10 anos	25,66	84,36	16,20	11,40	72,40	0,90	1,25	121,00
Milho/Soja		<10 anos	24,47	71,97	45,42	26,32	28,25	0,75	0,62	736,00
		>10 anos	25,10	62,34	35,07	33,60	31,32	0,82	0,74	3313,00
PINDA	Floresta	<10 anos	22,19	85,45	14,10	27,50	58,40	1,00	1,16	40,00
		>10 anos	20,91	85,46	17,80	14,50	67,70	1,00	1,09	1361,00
	Pastagem	<10 anos	26,67	82,30	32,62	27,05	40,32	1,00	1,04	1059,00
		>10 anos	27,25	80,36	26,47	21,35	52,17	1,00	1,04	895,00
	Arroz	<10 anos	24,85	79,56	39,35	31,77	28,87	1,09	1,14	3136,00
		>10 anos	25,39	76,47	42,45	27,92	29,62	0,65	1,11	2363,00
Hortaliça	>10 anos	27,90	76,71	14,40	23,40	62,20	0,44	1,00	1738,00	
LOREN A	Floresta	<10 anos	21,12	55,22	49,87	25,82	10,35	0,65	0,88	1295,00
		>10 anos	21,70	67,31	50,02	32,70	3,90	1,35	0,80	1038,00
	Pastagem	<10 anos	26,14	83,57	14,60	10,30	75,10	1,00	0,98	1474,00
		>10 anos	25,73	49,69	32,60	49,20	18,20	0,41	0,41	2573,00
	Arroz	<10 anos	25,19	69,07	56,77	25,17	18,07	0,13	1,28	3458,00
		>10 anos	25,14	75,79	56,86	29,22	13,95	0,35	1,25	559,00

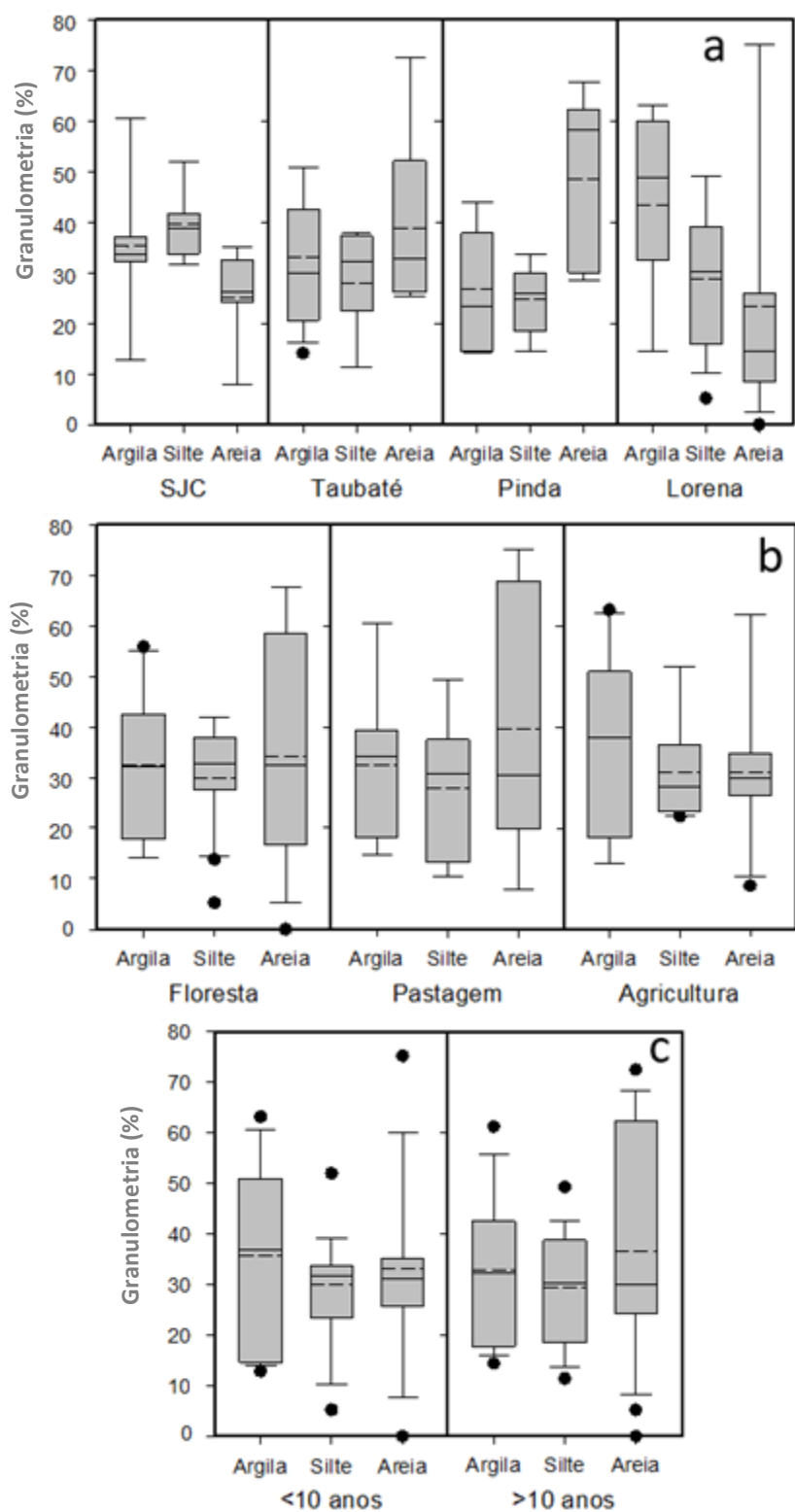
Fonte: Produção da autora.

6.1.1 Granulometria

Na várzea do Rio Paraíba do Sul, a granulometria nos primeiros 20 centímetros do solo se distribui de forma homogênea, apresentando teor médio de argila de 34,4% (12,9 a 63,1%), areia com 34,9% (de 5,2 a 75,1%,) e silte com 30,7% (10,3 a 51,9%). A Figura 6.1 apresenta o boxplot ou diagrama de caixa da distribuição das texturas dos solos da região. Essa forma de representação permite avaliar a simetria dos dados, sua dispersão e a existência ou não de valores discrepantes (outliers), sendo especialmente adequado para a comparação de dois ou mais conjuntos de dados.

Na Figura 6.1 nota-se a predominância de solos argilosos na região de Lorena, com uma concentração de 43,4% enquanto as regiões de Taubaté e Pindamonhangaba predominam solos de textura arenosa. O município de São José dos Campos apresenta teor de silte de 39,6% e se caracteriza por ambientes de florestas pouco impactadas. As florestas e pastagens apresentam os maiores teores de areia ($p < 0,05$), enquanto que nas áreas de cultivo agrícola predominam solos argilosos (Figura 6.1b), principalmente no cultivo de arroz (48,9%), seguido de rotação milho/soja (40,2%) e hortaliça (13,7%). As áreas mais antigas (usos com mais de 10 anos) apresentaram maior percentual de areia do que as áreas de uso mais recente (até 10 anos) (Figura 6.1c).

Figura 6.1: Box plot (Diagrama de caixa) da distribuição da granulometria na região (a), nas diferentes coberturas vegetais (b) e nas diferentes cronossequência adotadas (c). A linha pontilhada em cada caixa representa a média do conjunto de dados.



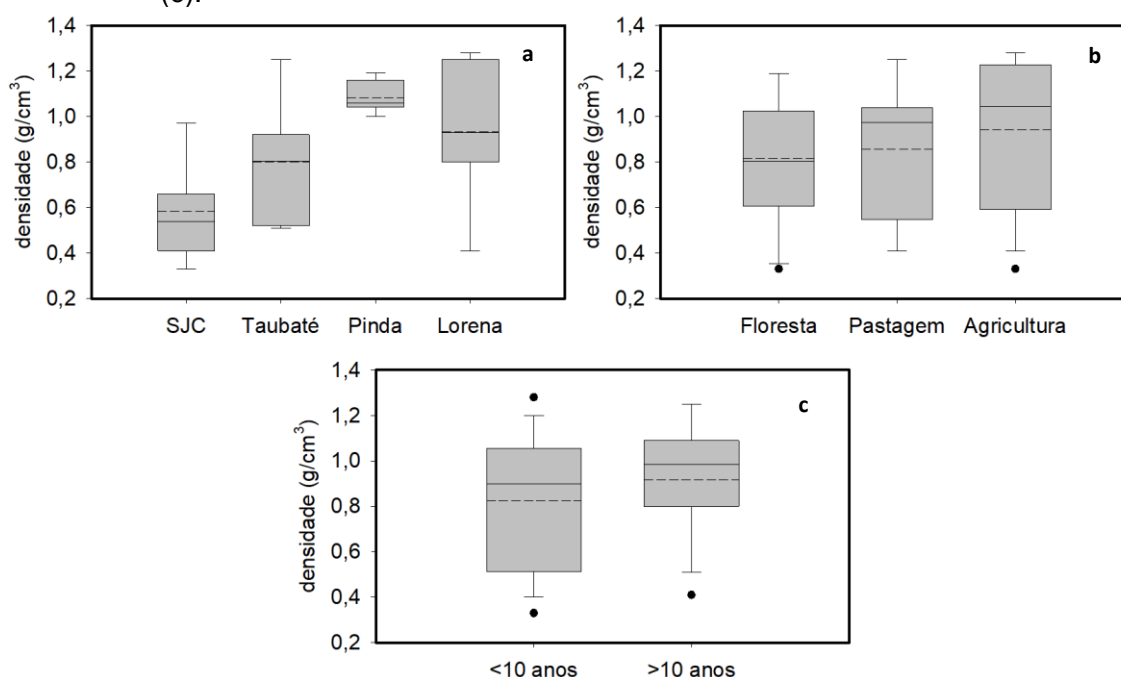
Fonte: Produção da autora.

6.1.2 Densidade

Os valores de densidade variaram entre 0,35 e 1,28 com média de $0,87 \pm 0,29$ g/cm³ e os solos com maior densidade foram observados na região de Pindamonhangaba (1,08 g/cm³) e Lorena (0,93 g/cm³) ($p < 0,05$, Figura 6.2a) e são caracterizados por maior intensificação das atividades agrícolas, principalmente cultivo de arroz irrigado. Não há diferença significativa entre as médias de densidades das coberturas do solo ($p > 0,05$, Figura 5.2b).

No que diz respeito, as áreas agrícolas, valores significativamente maiores foram observados para as áreas de cultivo de arroz (1,20 g/cm³) comparado com as culturas de hortaliça e rotação milho/soja.

Figura 6.2: Box plot da distribuição da densidade ao longo da região estudada (a), nas diferentes coberturas vegetais (b) e nas duas cronossequência adotadas (c).



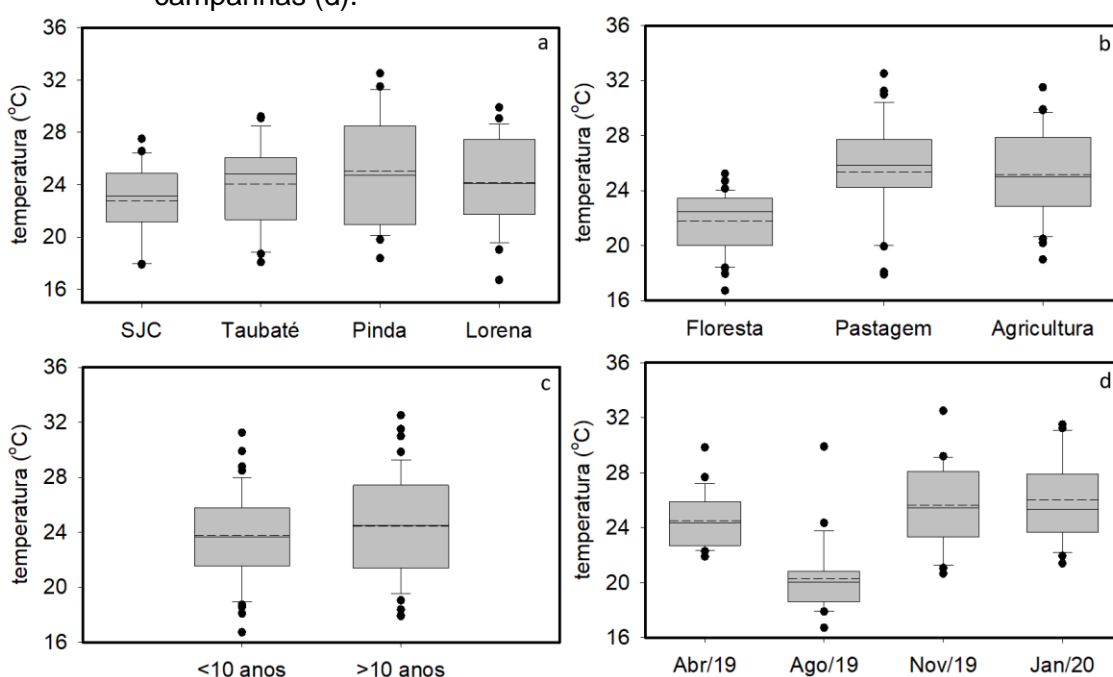
Fonte: Produção da autora.

6.1.3 Temperatura do solo

A temperatura do solo na superfície variou entre 16,7 °C e 32,5 °C com média de $24,1 \pm 3,5$ °C, não apresentando diferença estatisticamente significativa entre os sítios amostrados (Figura 6.3a).

A análise estatística realizada para as diferentes coberturas da terra mostrou que as temperaturas das áreas cobertas por floresta (21,8°C) foram significativamente menores que as das áreas de pastagem (25,4°C) e agricultura (25,2°C) (Figura 6.3b) e não apresentam diferenças nas áreas de uso mais antigas e recentes (Figura 6.3c), bem como nas diferentes culturas analisadas. Em termos sazonais a campanha realizada em agosto (mês mais seco) apresentou as menores temperaturas (Figura 6.3d).

Figura 6.3: Box Plot da Distribuição das temperaturas dos solos nos sítios (a), nas diferentes coberturas vegetais (b), diferentes cronosequências (c) e nas campanhas (d).



Fonte: Produção da autora.

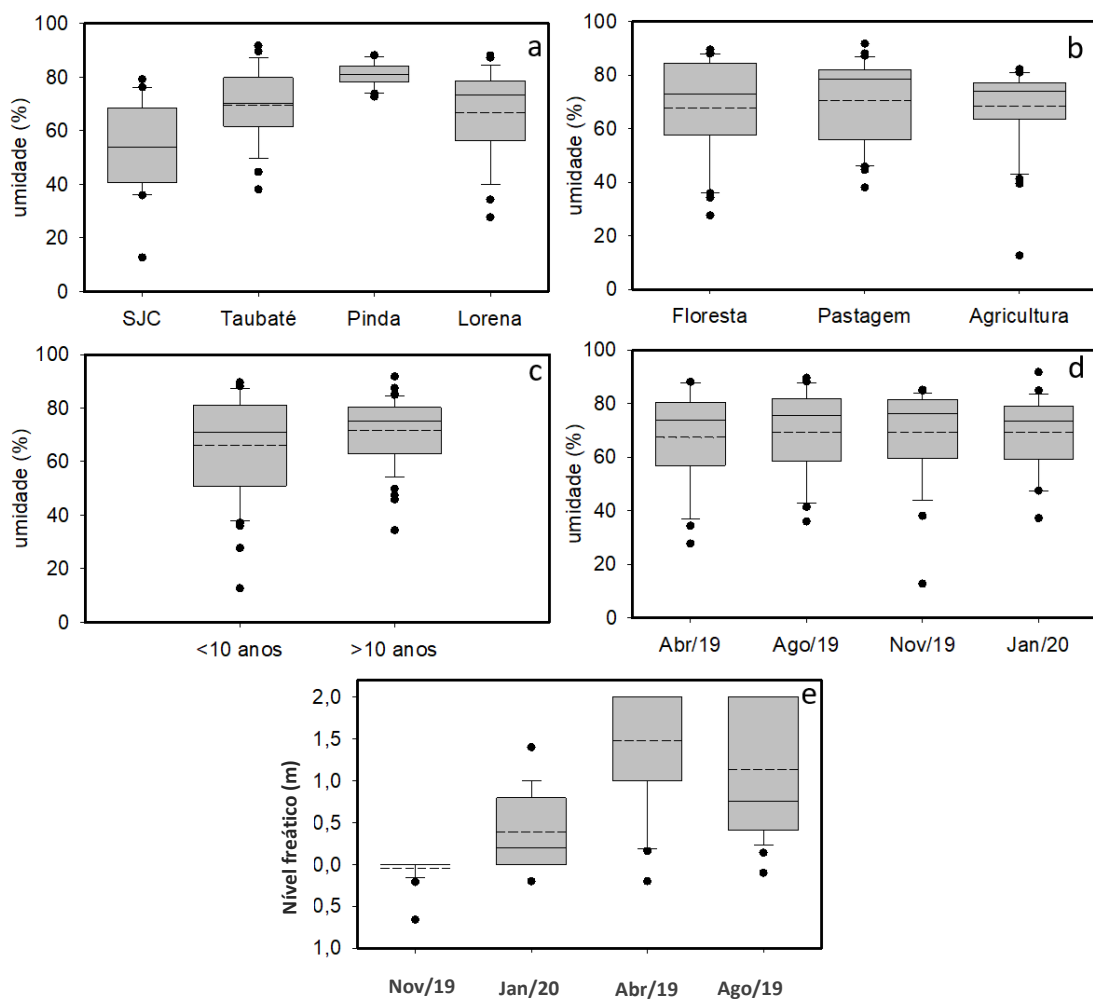
6.1.4 Umidade e nível freático

Os teores de umidade variaram entre 12,7% e 91,8% com média de $69,0 \pm 16,1$ %. A região de Pindamonhangaba apresentou teores estatisticamente mais elevados que todos sítios amostrais ($p < 0,05$) (Figura 6.4a). De forma geral, a cobertura da terra não foi uma variável que influenciou a umidade nos solos da região (Figura 6.4b).

As coberturas mais antigas apresentaram teores mais elevados para todas as coberturas vegetais (Figura 6.4c) e a sazonalidade não apresentou diferenças

na camada de solo de 0-20cm (Figura 6.4d). Entretanto, as medidas de profundidade do nível freático foram significativamente menores na estação chuvosa, compreendidas pelas campanhas de Nov/19 e Jan/20 (Figura 6.4e).

Figura 6.4: Box Plot da distribuição do percentual de umidade do solo na região (a), nas coberturas da terra (b), nas duas cronossequências (c) e nas campanhas (d). A Figura 4e ilustra a distribuição do nível freático nas diferentes estações analisadas.



Fonte: Produção da autora.

6.2 Características químicas do solo

Nas Tabelas 6.2, Tabela 6.3 e Tabela 6.4 são apresentados os resultados relativos às análises químicas do solo abordando teor de matéria orgânica (TMO), teor de carbono e nitrogênio e pH (Tabela 6.2). Os resultados para macronutrientes são apresentados na Tabela 6.3 e micronutrientes na Tabela 6.4, para os 24 locais de coleta desse estudo, considerando as três coberturas e duas cronossequência adotadas. São apresentados os valores médios das quatro campanhas realizadas, partindo da análise de variância aplicada, no qual essas variáveis não apresentam diferenças estatisticamente significativas entre as estações.

Tabela 6.2: Valores médios das variáveis químicas dos solos amostrados, incluindo sítios e locais de coleta, as coberturas do solo e as cronossequência adotadas para pH, teores de matéria orgânica, carbono e nitrogênio.

Local	Cobertura	Cronossequência	pH	TMO (%)	C (%)	N (%)
SJC	Floresta	<10 anos	3,23	45,78	25,43	1,49
		>10 anos	4,60	63,08	35,04	0,93
	Pastagem	<10 anos	3,95	39,43	21,90	0,84
		>10 anos	4,23	34,49	19,16	0,23
	Hortaliça	<10 anos	5,13	39,25	21,80	1,39
TAU	Floresta	<10 anos	4,20	46,59	25,88	0,36
		>10 anos	4,45	40,60	22,56	0,32
	Pastagem	<10 anos	3,80	49,86	27,70	0,91
		>10 anos	4,23	31,64	17,58	0,13
	Milho/Soja	<10 anos	4,15	63,75	35,41	0,47
		>10 anos	4,28	66,57	36,98	0,77
PINDA	Floresta	<10 anos	4,23	36,02	20,01	0,13
		>10 anos	3,95	35,12	19,51	0,18
	Pastagem	<10 anos	4,83	37,49	20,83	0,17
		>10 anos	4,50	35,40	19,67	0,21
	Arroz	<10 anos	4,13	27,22	15,12	0,15
		>10 anos	4,25	23,38	12,99	0,17
Hortaliça	>10 anos	5,38	32,28	17,93	0,22	
LORENA	Floresta	<10 anos	3,95	27,63	15,35	0,21
		>10 anos	3,73	27,85	15,47	0,36
	Pastagem	<10 anos	4,93	35,28	19,60	0,17
		>10 anos	4,18	45,28	25,16	1,04
	Arroz	<10 anos	4,48	21,81	12,12	0,16
		>10 anos	4,00	27,12	15,07	0,16

Fonte: Produção da autora.

A descrição dos resultados e as análises estatísticas serão abordadas nos subitens.

6.1.5 Teor de Matéria Orgânica (TMO)

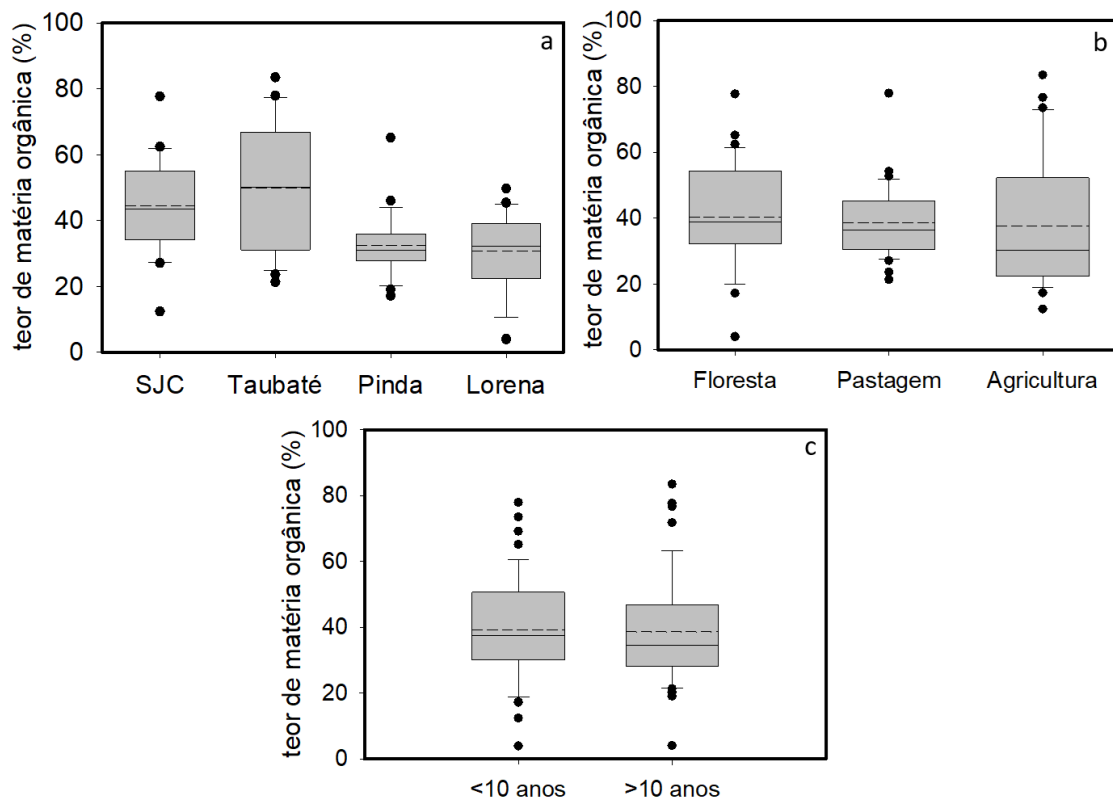
Na várzea do Rio Paraíba do Sul, o teor de matéria orgânica (TMO) nas amostras analisadas (%) na camada superior (0-20 cm) variou entre 3,9 e 83,5%, com média de $38,9 \pm 16,0\%$, sendo classificados como horizonte hístico, ou seja, solos com elevado teor de matéria orgânica (>8 %) mesmo em condições de revolvimento e mescla com material mineral.

Os maiores TMO foram observados em Taubaté ($49,8,3 \pm 16,6\%$, 21,3-83,5%) e São José dos Campos ($44,4 \pm 16,9\%$, 12,3-77,7%) e foram significativamente os maiores da região (Figura 6.5a). Além do município de Taubaté nota-se solos com percentual de areia mais elevado em Pindamonhangaba e de argila em Lorena, apresentando valores médios de matéria orgânica inferior a 33,0% (3,9 – 65,1%). Estes resultados, principalmente para São José dos Campos e Taubaté, evidenciam a ocorrência de solos com alto teor de matéria orgânica, principalmente nas áreas cobertas por florestas com valores até 77,7% para São José dos Campos e 57,0% para Taubaté respectivamente.

Ao longo da bacia, o teor de matéria orgânica no solo não apresentou diferença significativa entre as áreas cobertas por Floresta ($40,3 \pm 16,33\%$), Pastagens ($38,6 \pm 11,09\%$) e Agricultura ($37,7 \pm 19,74\%$) (Figura 6.5b). Embora não haja uma diferença significativa entre as coberturas, o teor de matéria orgânica na camada 0-20 cm dos solos florestais apresentou variação de 22,0 a 55,0%, enquanto que nas pastagens essa variação é de 25,0 a 35,0%.

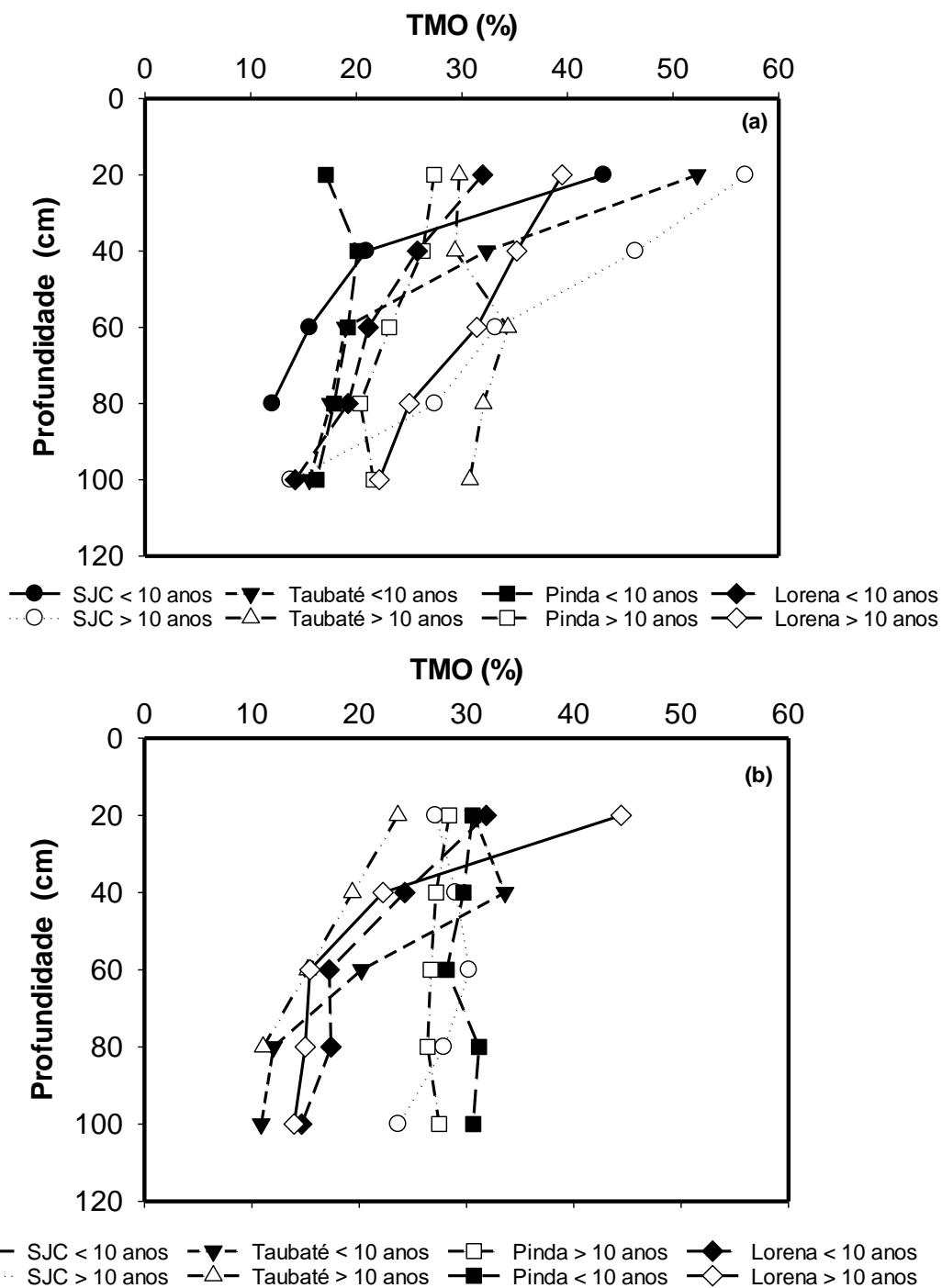
O perfil dos solos de florestas tende a acumular matéria orgânica na camada superficial, possivelmente de origem da serapilheira do sub-bosque e sofrem um declínio em profundidade (Figura 6.6a). As pastagens não apresentam grande variação entre a camada superficial e as mais profundas, ao longo do perfil (Figura 6.6b), com exceção da pastagem antiga de São José dos Campos que não apresentava *Brachiaria sp.*

Figura 6.5: Box plot do teor de matéria orgânica nos diferentes sítios (a), nas coberturas do solo (b) e nas diferentes cronossequência adotadas (c).



Fonte: Produção da autora.

Figura 6.6: Teor de matéria orgânica – TMO (%) nos diferentes perfis do solo, nas áreas cobertas por florestas (a), pastagens (b).

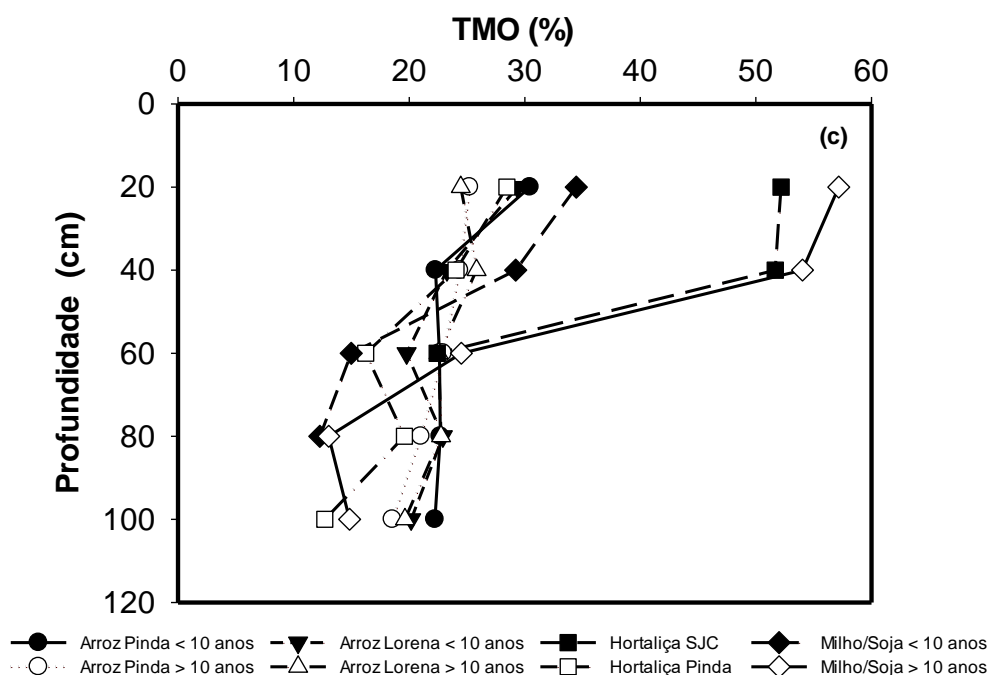


Fonte: Produção da autora.

As áreas agrícolas também não apresentaram aumento do teor de matéria orgânica em profundidade, ao longo do perfil (Figura 6.7), mantendo um percentual que variou de 15,0 a 30,0% da superfície até a profundidade de 100cm, com exceção de uma área de hortaliça que passou por processos de

adubação de superfície e uma área de rotação milho/soja que foi utilizada com plantio direto.

Figura 6.7: Teor de matéria orgânica – TMO (%) nos diferentes perfis do solo, nas áreas agrícolas.



Fonte: Produção da autora.

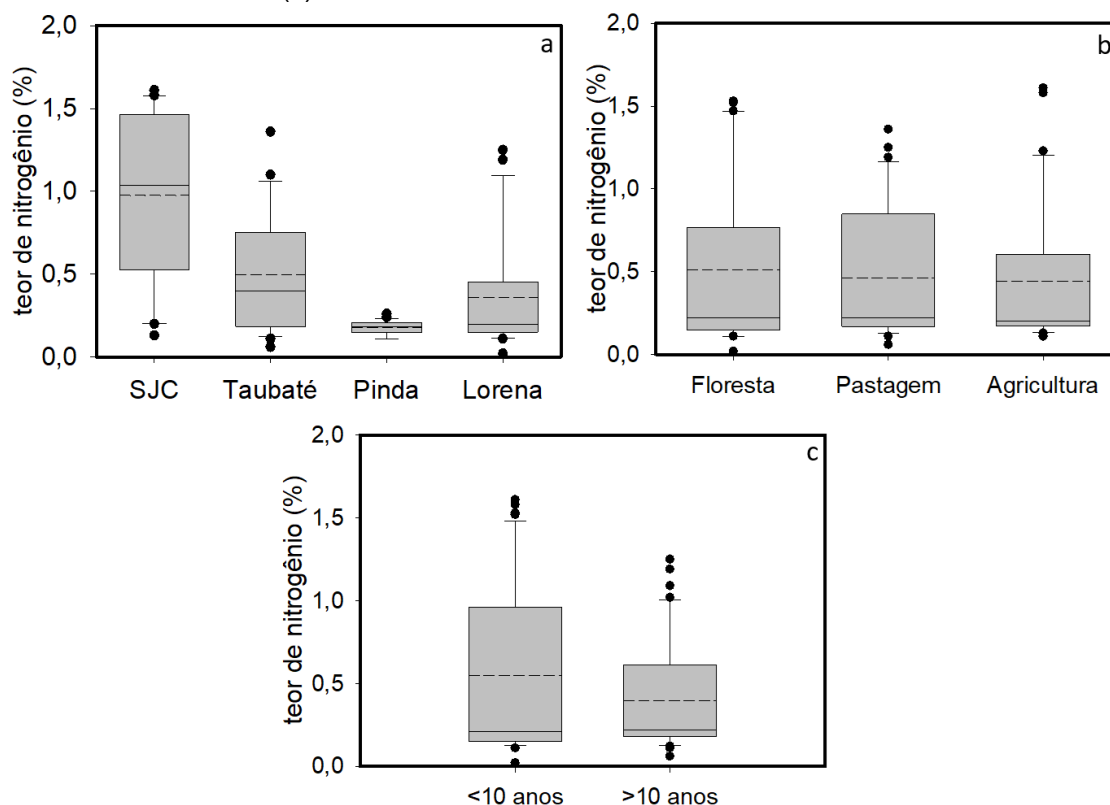
6.1.6 Teor de Nitrogênio

Os teores de nitrogênio no solo variaram entre 0,02 e 1,61 com média de $0,47 \pm 0,44$ %, sendo o nutriente de maior concentração, considerando a ordem de grandeza, e por esta razão ele será descrito separadamente dos outros macro e micronutrientes.

Os maiores teores de N foram encontrados na região de São José dos Campos (0,98 %) e Taubaté (0,50%) (Figura 6.8a). Não foi observada diferença significativa em seus teores entre as coberturas de florestas (0,74%), pastagens (0,56%) e áreas agrícolas (0,44%) (Figura 6.8b), embora no cultivo de hortaliça os teores ($0,80 \pm 0,65\%$) sejam numericamente maiores do que nas áreas de rotação milho/soja ($0,62 \pm 0,25\%$) e arroz irrigado ($0,16 \pm 0,03\%$). A cronologia não foi uma variável que influenciou no teor de N nos solos da região, embora a alta variabilidade dos resultados tenha se destacado como

um fator que possivelmente tenha mascarado os resultados (Figura 6.8c). A média do teor de N para usos mais recentes foram de $0,55 \pm 0,40\%$ e dos mais antigos $0,39 \pm 0,40\%$ na camada superficial (0-20cm).

Figura 6.8: Box plot da distribuição da porcentagem de nitrogênio nos solos da região (a), nas diferentes coberturas da terra (b) e nas duas cronosssequências adotadas (c).

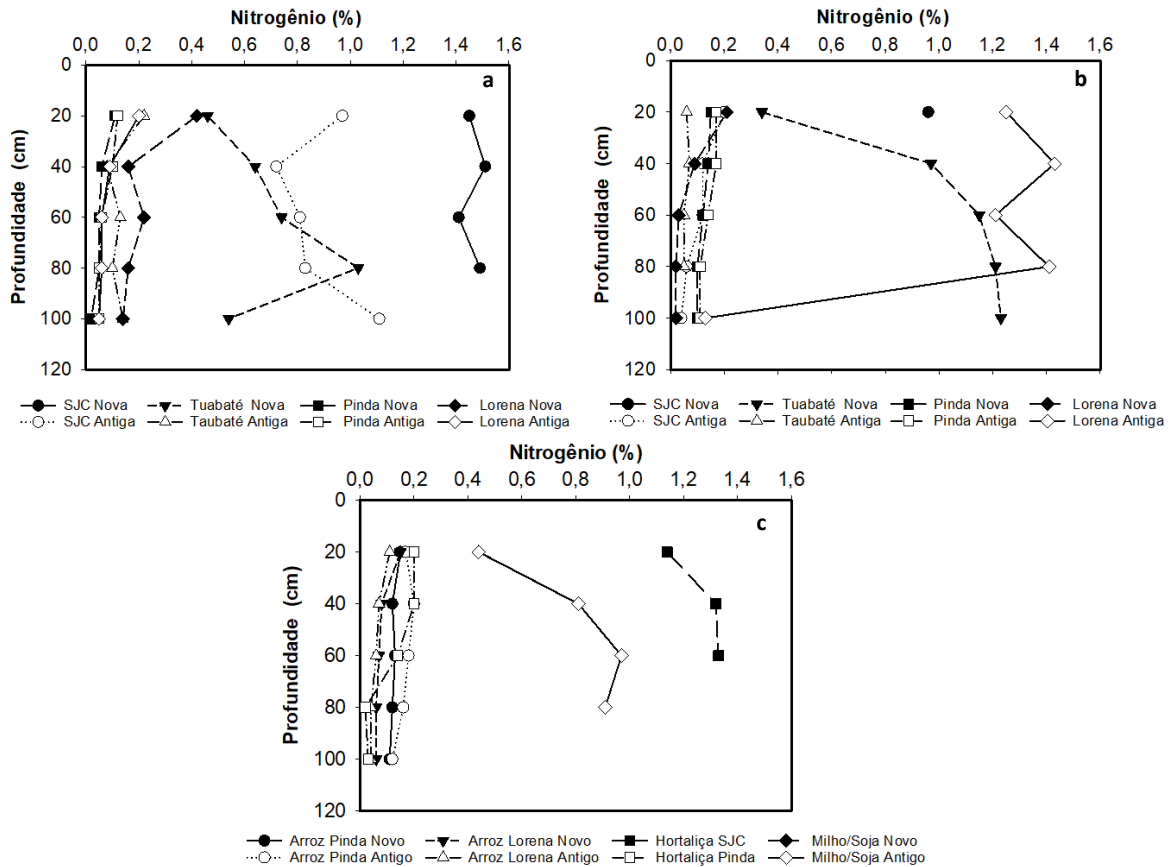


Fonte: Elaboração da autora.

O teor de N não apresentou variação significativa nas diferentes profundidades do solo coberto por floresta (Figura 6.9a), porém em dois pontos da pastagem (Figura 6.9b) essa diferença foi observada. Esses pontos são caracterizados por uma pastagem altamente degradada em Taubaté e uma pastagem cujo nível freático foi identificado com 100 cm de profundidade.

Já nas áreas de cultivo de arroz não foi observado variação do teor de nitrogênio nas diferentes profundidades (Figura 6.9c). Já nas culturas de hortaliça observa-se um padrão de acúmulo de nitrogênio na superfície até 60 cm e queda até atingir o nível freático. Nos sistemas agrícolas, o único local que apresentou perfil de acúmulo de nitrogênio em profundidade foi na área de rotação milho/soja (área antiga de cultivo) no município de Taubaté e potencialmente relacionadas ao acúmulo de resíduos lábeis de colheita anterior às medições (plantio direto).

Figura 6.9: Porcentagem de nitrogênio nos diferentes perfis do solo, nas áreas cobertas por florestas (a), pastagens (b) e agricultura (c).

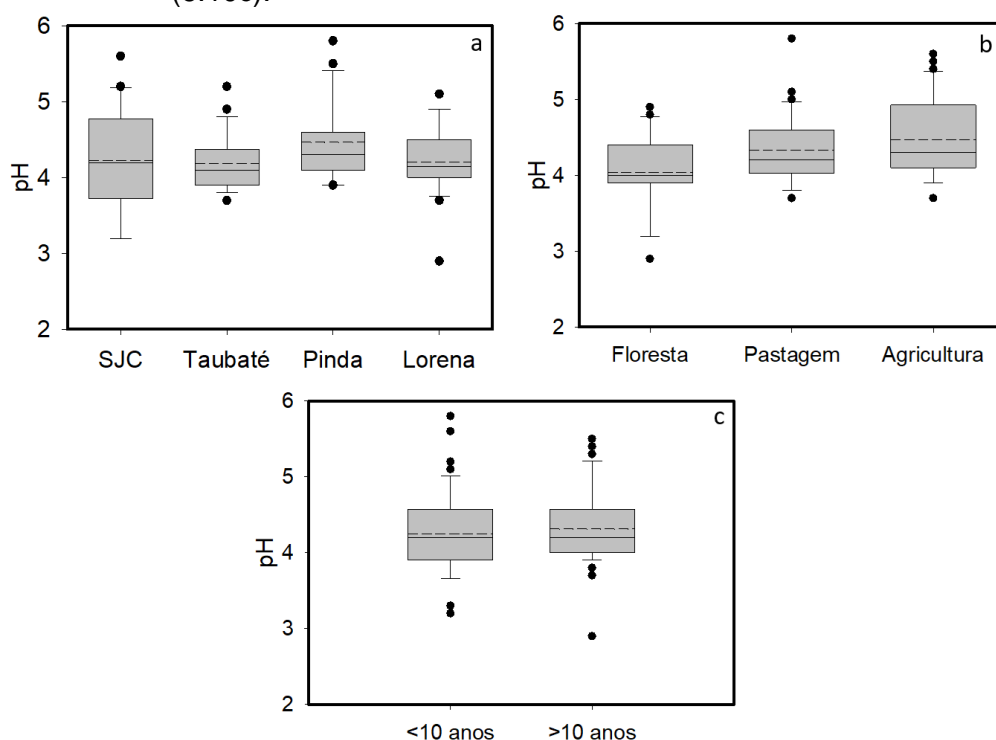


Fonte: Produção da autora.

6.2.4 pH

Os resultados das análises químicas das amostras dos solos indicam solos muito ácidos ($\text{pH} < 4,3$), com valores variando entre pH 2,9 e 5,8, com média de $4,28 \pm 0,53$, distribuídos pela várzea do Rio Paraíba do Sul, não apresentando diferença estatisticamente significativa entre os sítios amostrados (Figura 6.10a), embora, o pH dos solos cobertos por florestas foram significativamente menores (4,04) que as áreas de Pastagem (4,33) e Agricultura (4,47) (Figura 6.10b). Nos solos agrícolas a cultura de hortaliça ($\text{pH}=5,25$) apresentou valores estatisticamente maiores que arroz e milho/soja com $\text{pH}=4,21$. Embora de forma geral as diferentes cronossequências não tenham apresentado diferenças estatisticamente significativas (Figura 6.10c), nas florestas mais antigas foram observados solos mais ácidos ($\text{pH}=4,18$) em comparação com as florestas mais recentes ($\text{pH}=3,90$).

Figura 6.10: Box plot da distribuição do pH dos solos da região (6.10a), nas diferentes coberturas da terra (6.10b) e nas duas cronossequências adotadas (6.10c).



Fonte: Produção da autora.

6.1.7 Macronutrientes (P, K, Ca, Mg e S) no solo

Os macronutrientes apresentaram alta variabilidade conforme pode ser visualizado na Tabela 6.3, na qual são apresentados os valores médios da concentração dos macronutrientes nos solos, incluindo sítios e locais de coleta, as coberturas dos solos e as cronossequências adotadas.

Os resultados evidenciam que as maiores concentrações de macronutrientes foram encontrados principalmente na região de São José dos Campos, apresentando concentrações elevadas de P, K, e Ca em comparação com os outros sítios estudados e estão concentrados principalmente na cultura de hortaliças.

Tabela 6.3: Valores médios da concentração dos macronutrientes nos solos, incluindo sítios e locais de coleta, as coberturas do solo e as cronossequência adotadas.

Local	Cobertura	Cronossequência	Macronutrientes (mg/kg)				
			P	K	Ca	Mg	S
SJC	Floresta	<10 anos	59,90	290,50	568,39	149,29	52,61
		>10 anos	110,19	146,63	2653,44	264,38	99,07
	Pastagem	<10 anos	63,64	102,19	402,32	101,25	36,74
		>10 anos	10,05	191,47	185,94	72,02	18,81
	Hortaliça	<10 anos	316,57	412,24	4264,24	907,88	42,04
TAUBAT E	Floresta	<10 anos	59,06	187,12	427,18	118,70	7,20
		>10 anos	73,44	318,91	682,61	208,83	15,00
	Pastagem	<10 anos	47,06	134,17	392,94	77,43	38,73
		>10 anos	11,20	102,44	124,25	46,17	6,80
	Milho/Soja	<10 anos	123,77	135,35	751,92	133,34	94,48
		>10 anos	188,06	358,70	691,31	216,06	14,24
PINDA	Floresta	<10 anos	9,39	56,63	198,67	49,08	4,20
		>10 anos	22,30	136,48	178,73	75,85	8,96
	Pastagem	<10 anos	5,29	80,83	317,94	140,19	5,77
		>10 anos	9,13	240,62	327,58	151,88	5,29
	Arroz	<10 anos	12,78	108,18	250,18	76,01	18,10
		>10 anos	25,69	134,43	284,97	89,17	20,64
Hortaliça	>10 anos	155,50	101,66	1172,34	206,55	23,50	
LORENA	Floresta	<10 anos	7,90	162,18	102,48	37,97	9,06
		>10 anos	13,94	129,52	156,56	87,33	9,41
	Pastagem	<10 anos	20,33	96,36	402,23	108,04	5,08
		>10 anos	34,15	417,23	378,80	81,49	112,20
	Arroz	<10 anos	11,72	71,02	328,78	92,55	8,20
		>10 anos	4,20	86,80	132,26	48,60	6,00

Fonte: Produção da autora.

A concentração de cálcio foi a maior comparado entre todos os nutrientes analisados neste estudo e variaram de 102,48 a 4264,24 mg kg⁻¹ com média de 640,47 ± 932,93 mg kg⁻¹. A cultura de hortaliças apresentou maior concentração desse nutriente com média de 2718,29 mg kg⁻¹, seguido de milho/soja (721,61 mg kg⁻¹) e arroz (249,05 mg kg⁻¹). Em ambientes de baixo impacto antrópico como nas florestas mais antigas, a concentração de cálcio foi significativamente maior (valor médio de 917,83 mg kg⁻¹) comparada com as florestas mais recentes (valor médio de 324,18 mg kg⁻¹).

Os maiores teores de P, K e Mg foram observados principalmente nas áreas de hortaliças e rotação milho/soja. O S apresentou teor variando entre 4,20 e 112,20 mg kg⁻¹ com média de 27,59 ± 31,69 mg kg⁻¹, sendo o de menor concentração entre todos os macronutrientes. No que diz respeito a análise temporal, apenas o K apresentou diferença significativa, com valores mais elevados nas áreas mais antigas.

6.1.8 Micronutrientes (Cu, Fe, Mn e Zn) no solo

Todos os micronutrientes apresentam altas concentrações nos solos da várzea do Rio Paraíba do Sul no que diz respeito a sua fertilidade, na proporção Fe > Mn > Zn > Cu. (Tabela 6-4).

Com alta variabilidade dos resultados, os teores de ferro nos solos da região variaram entre 1,56 a 755,08 mg kg⁻¹, com média de 266,67 ± 190,20 mg kg⁻¹ e se distribuíram por toda a região, não apresentando diferenças estatisticamente significativas. Os solos agrícolas apresentaram concentração média de 213,35 mg kg⁻¹, enquanto que as florestas 176,67 mg kg⁻¹ e as pastagens 151,20 mg kg⁻¹.

Tabela 6.4: Valores médios da concentração de micronutrientes nos solos, incluindo sítios e locais de coleta, as coberturas do solo e as cronossequência adotadas.

Local	Cobertura	Cronossequência	Micronutrientes (mg/kg)			
			Cu	Fe	Mn	Zn
SJC	Floresta	<10 anos	0,65	755,08	3,15	9,06
		>10 anos	3,06	541,67	8,98	29,58
	Pastagem	<10 anos	3,22	310,98	5,72	2,73
		>10 anos	1,24	205,41	5,05	1,80
	Hortaliça	<10 anos	3,46	586,42	13,16	27,88
	TAU	Floresta	<10 anos	2,44	318,46	5,92
>10 anos			5,28	356,88	8,94	7,66
Pastagem		<10 anos	1,03	422,55	8,58	4,90
		>10 anos	1,28	163,80	3,94	3,56
Milho/Soja		<10 anos	2,33	284,97	4,24	8,69
		>10 anos	3,11	365,32	2,52	13,29
PINDA	Floresta	<10 anos	1,12	228,07	4,08	2,10
		>10 anos	0,39	261,32	4,86	2,03
	Pastagem	<10 anos	1,06	68,27	12,60	0,72
		>10 anos	2,02	132,21	16,73	3,32
	Arroz	<10 anos	18,10	2,41	189,22	11,42
		>10 anos	20,64	1,56	204,13	11,06
Hortaliça	>10 anos	6,50	103,00	2,70	2,50	
LORENA	Floresta	<10 anos	2,02	96,22	2,56	1,57
		>10 anos	1,59	121,06	2,13	1,43
	Pastagem	<10 anos	1,40	202,74	3,38	1,88
		>10 anos	3,84	508,54	5,67	3,29
	Arroz	<10 anos	2,29	203,52	13,16	2,19
		>10 anos	1,92	159,60	13,62	1,80

Fonte: Produção da autora.

Teores elevados de Cu, Mn e Zn são encontrados na região de São José dos Campos e Taubaté, principalmente nas áreas agrícolas de hortaliças e rotação milho/soja. Nas áreas cultivadas com arroz irrigado foram observados valores significativamente mais elevados para Mn com 105,03 mg g⁻¹ e Zn com 6,61 mg kg⁻¹, comparado com os outros micronutrientes. Na análise de cronossequência nenhuma diferença estatisticamente significativa foi observada.

6.2 Fluxos de Gases solo-atmosfera

Neste item são apresentados os resultados obtidos a respeito dos fluxos de GEE dos solos da várzea do Vale do Paraíba e os principais parâmetros que regularam as emissões de CO₂, CH₄ e N₂O. Destaca-se a grande variabilidade dos dados nessa seção, a qual pode estar relacionada a heterogeneidade dos solos da região. Na Tabela 6-5 é apresentada a variação dos fluxos de GEE obtidos no estudo, em todos os locais de amostragem e a descrição dos principais resultados e as análises estatísticas serão abordadas nos subitens.

Tabela 6-5: Variação dos fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O (médias e desvio padrão (σ)) em escala regional e local (sítios amostrais) separado por cobertura da terra .

		CH ₄	σ	CO ₂	σ	N ₂ O	σ
		g m ² d ⁻¹		g m ² d ⁻¹		g m ² d ⁻¹	
Floresta	Regional	-0,07	0,35	1936,51	1793,68	0,35	0,42
	SJC	-0,13	0,26	2755,25	2662,23	0,54	0,54
	TAU	0,01	0,31	1420,40	932,59	0,47	0,36
	PINDA	-0,17	0,47	1306,74	896,21	0,22	0,45
	LORENA	0,03	0,33	2263,65	1959,98	0,16	0,22
Pastagem	Regional	0,13	0,83	1492,32	1681,14	0,37	0,79
	SJC	-0,01	0,18	1977,05	2337,12	0,47	0,77
	TAU	0,05	0,77	1512,99	1487,91	0,64	1,37
	PINDA	0,31	0,92	1242,82	1854,45	0,11	0,09
	LORENA	0,19	1,22	1231,89	920,69	0,26	0,38
Agricultura	Regional	0,82	2,21	1256,49	851,96	0,64	1,32
	SJC	0,08	0,34	1355,55	604,70	0,26	0,28
	TAU	-0,01	0,53	820,57	148,99	1,06	1,82
	PINDA	0,9	2,46	1471,40	1015,29	2,30	5,45
	LORENA	1,84	3,09	1320,57	1053,09	5,32	14,71
Cultura	Hortaliça	0,10	0,48	1578,70	1005,29	1,00	1,86
	Milho/Soja	0,00	0,53	820,60	148,99	0,46	0,67
	Arroz	1,60	2,92	1313,30	926,23	0,23	0,34

Fonte: Produção da autora.

6.2.1 CO₂

Os fluxos de dióxido de carbono apresentaram valores médios de 1660,79 ± 1729,86 g m⁻² ano⁻¹ (variação: 53,20 a 9796,60 g m⁻² ano⁻¹). As áreas de florestas apresentaram fluxos médios de 1936,51 ± 1793,68 g m⁻² ano⁻¹ (variação: 133,00 a 9249,00 g m⁻² ano⁻¹), seguidos das áreas de pastagens

com $1492,32 \pm 1681,1 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ (variação: 53,24 a $5566,55 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) e solos agrícolas com $1256,50 \pm 851,96 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ (variação: 134,10 a $3727,90 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) (Figura 6.11), sendo que nas culturas de hortaliça apresentaram fluxos de $1578,69 \pm 1005,29 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ (variação: 558,30 a $3727,9 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$), seguido de arroz irrigado $1313,35 \pm 926,23 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ (variação: 134,13 a $2895,94 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) e Rotação Milho/Soja com $820,57 \pm 148,99 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ (variação: 624,40 a $1059,06 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$). Os fluxos de CO_2 foram significativamente maiores que os de CH_4 e N_2O , tornando-se assim o principal gás emitido por esse ecossistema. Especialmente os fluxos não apresentaram diferença significativa com os quatro sítios adotados no estudo ($p=0,50$), embora a alta variância apresentada na forma de desvio padrão evidencie a heterogeneidade dos solos analisados.

Estes resultados evidenciam ainda que não há diferença estatisticamente significativa entre as florestas, pastagens e áreas agrícolas ($p=0,13$), evidenciaram que a cobertura da terra não foi a variável mais importante relacionada à decomposição da matéria orgânica, bem como a respiração heterotrófica dos solos da região. Embora a relação seja de moderada a fraca, os fluxos de CO_2 mostraram-se relacionados principalmente por parâmetros físicos e químicos do solo como profundidade do nível freático ($r=0,43$, $p<0,05$) e temperatura ($r=0,31$, $p<0,05$).

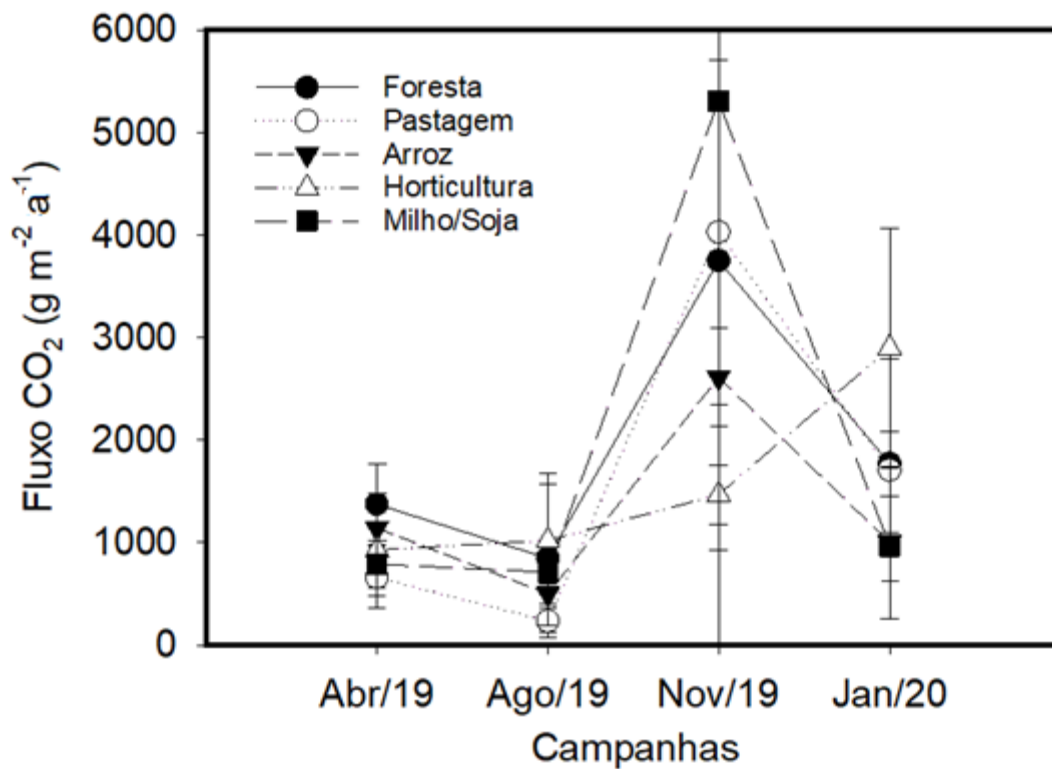
Nas áreas cobertas por florestas, os fluxos mais altos foram observados em situações em que o nível freático estava 50 cm abaixo da superfície do solo apresentando uma correlação média ($r= 0,46$, $p<0,05$) e quando o aporte de nutrientes, principalmente o enxofre estava mais elevado ($r= 0,44$, $p<0,05$). Comportamento semelhante foi observado para as áreas de pastagens onde os fluxos apresentaram correlação de moderada a fraca com a profundidade do nível freático ($r=0,48$, $p<0,05$), mas a ausência de dossel resultou numa relação positiva da temperatura do solo com os fluxos de CO_2 ($r=0,46$, $p<0,05$).

As maiores emissões foram encontradas nos solos agrícolas, as quais apresentaram relação direta com parâmetros do solo específicos de cada cultura. As emissões das culturas de hortaliça apresentaram correlação moderada a forte com a temperatura do solo ($r=0,52$, $p<0,05$) e manganês (Mn $r=0,71$, $p<0,05$). As áreas de rotação milho/soja também apresentaram

correlação com a temperatura ($r=0,62$, $p<0,05$), além do K ($r=0,90$, $p<0,05$), P ($r=0,50$, $p<0,05$), Fe ($r=0,43$, $p<0,05$), Mn ($r=0,38$, $p<0,05$) e densidade do solo ($0,55$, $p<0,05$). Já as emissões de cultura de arroz foram reguladas pela profundidade do nível freático ($r=0,33$, $p<0,05$) e teor de nitrogênio ($r=-0,51$, $p<0,05$).

Como mencionado anteriormente, neste estudo foi adotada duas cronologias, uma com até 10 anos e outra acima de 10 anos, usadas como referência ao estabelecimento da condição da cobertura estudada. Considerando essas duas linhas de tempo, verificou-se que não há diferença estatisticamente significativa para os fluxos de CO_2 entre os dois pontos no tempo. Contudo, quando a sazonalidade é considerada, observaram-se fluxos significativamente maiores ($p<0,05$) para o período chuvoso do que para o seco, evidenciando uma resposta sazonal de CO_2 .

Figura 6.11: Variação sazonal dos fluxos de CO_2 dos solos nas diferentes coberturas vegetais.



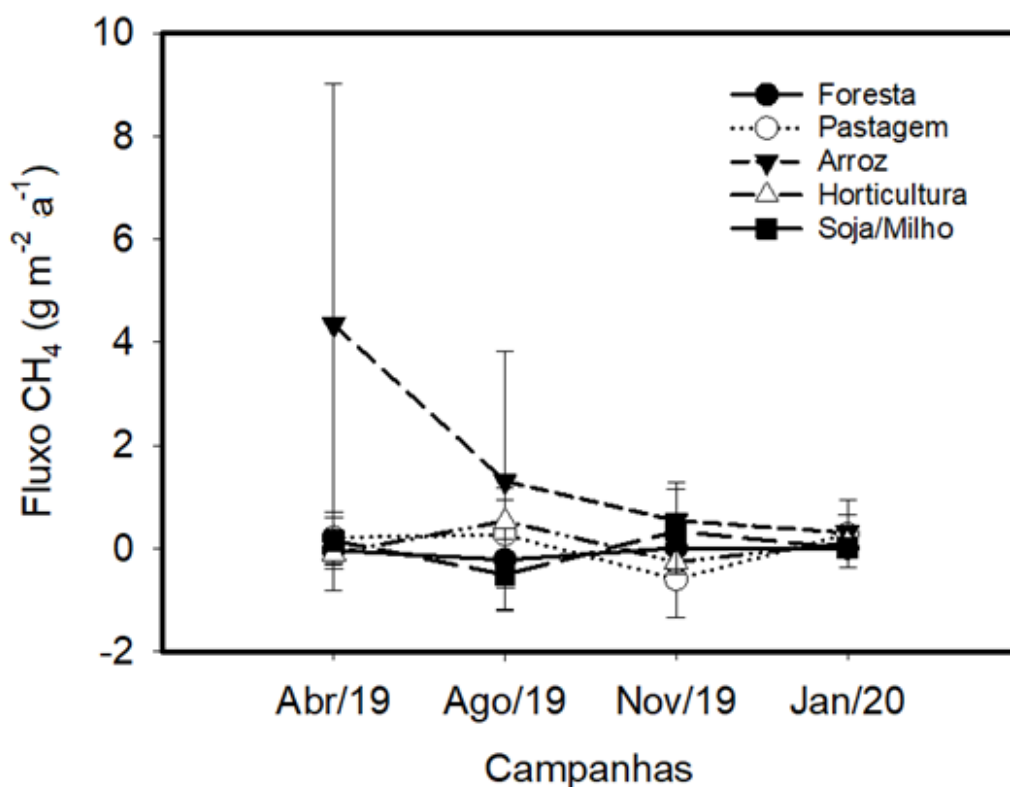
Fonte: Produção da autora.

6.2.2 CH₄

O fluxo médio de metano foi de $0,30 \pm 1,41 \text{ g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$ (variação: -2,2 a 8,58 $\text{g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$) para toda a região, não havendo diferenças estatisticamente significativas entre os pontos amostrados ($p=0,12$), o que pode estar relacionado à alta variabilidade dos fluxos (Figura 6.12). As áreas agrícolas de cultivo de arroz irrigado apresentam fluxo médio de $1,61 \pm 2,92 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ (variação: -0,18 a 8,58 $\text{g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) sendo significativamente maior ($p=0,04$) do que o fluxo nas áreas de florestas com $-0,07 \pm 0,35 \text{ g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$ (variação: -1,32 a 0,50 $\text{g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$). Para as áreas de hortaliças e rotação milho/soja foi observado valores de $0,08 \pm 0,48 \text{ g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$ (variação: -0,55 a 0,98 $\text{g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$) e $-0,01 \pm 0,53 \text{ g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$ (variação: -0,99 a 0,91 $\text{g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$) respectivamente, enquanto que para as pastagens observou-se fluxo médio de $0,13 \pm 0,83 \text{ g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$ (variação: -2,19 a 2,57 $\text{g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$).

Os fluxos de metano não apresentaram variação com os períodos sazonais ($p=0,16$), o que pode ter sido ocasionado pelo manejo dos solos, principalmente nas áreas agrícolas com manutenção das condições de inundação no arroz e irrigação nas outras culturas. Não foi identificado diferenças estatisticamente significativas ($p=0,66$) entre as cronossequência adotadas.

Figura 6.12: Variação sazonal dos fluxos de CH₄ dos solos nas diferentes coberturas vegetais.



Fonte: Elaboração da autora.

A relação entre os fluxos e os parâmetros físico-químicos mostrou que as emissões de CH₄ se relacionam de forma específica com os parâmetros de cada cultura, onde a temperatura do solo, concentração de ferro e manganês se destacaram para todos os sistemas agrícolas observados. Desta forma, observou-se que os fluxos das áreas de arroz irrigado apresentaram uma relação negativa moderada com o teor de matéria orgânica do solo ($r=-0,56$, $p<0,05$), ou seja as maiores emissões foram observados em baixo TMO e maior nível de acidez ($r=0,72$, $p<0,05$) e com maior disponibilidade de macronutrientes principalmente P ($r=0,46$), Ca ($r=0,68$) e Mg ($r=0,63$) e micronutrientes como Fe ($r=0,47$), Cu ($r=0,41$) e Mn ($r=0,34$) (Tabela A7 do Apêndice). Nas áreas cultivadas com hortaliça os fluxos são regulados principalmente com a altura do nível freático ($r=0,53$ $p<0,05$), presença de TMO ($r=0,59$ $p<0,05$), N ($r=0,50$ $p<0,05$), Zn ($r=0,45$ $p<0,05$) e Fe ($r=0,59$ $p<0,05$). Neste manejo, o aumento da temperatura do solo parecer inibir a produção de metano ($r= -0,57$, $p<0,05$) (Tabela A5 do Apêndice).

Na rotação de milho/soja a temperatura do solo apresentou correlação moderada com as emissões de metano ($r=0,55$, $p<0,05$) e embora mais fraca, a disponibilidade de macro e micronutrientes também regularam as emissões desse gás, principalmente Fe ($r=0,52$), Cu (0,50) e P (0,31) (Tabela A6 do Apêndice). Nas florestas, as correlações foram consideradas desprezíveis, enquanto que nas pastagens, o pH do solo foi a variável de maior importância na regulação da emissão de metano ($r=0,46$) (Tabela A4 do Apêndice).

6.2.3 N₂O

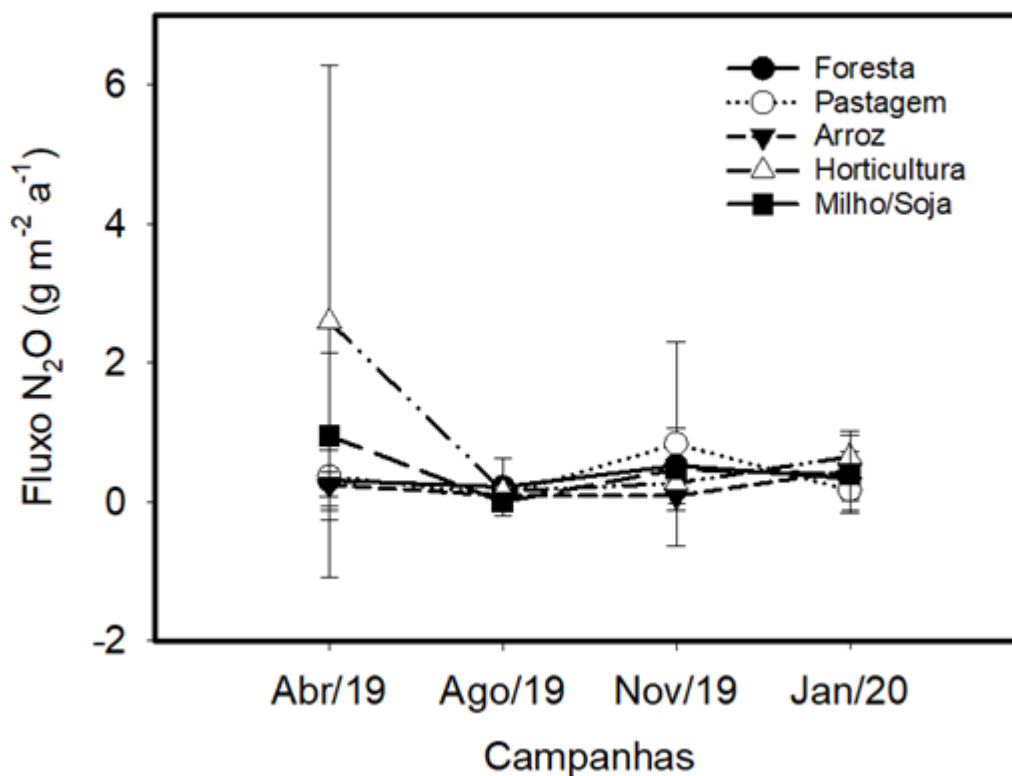
O fluxo médio de óxido nitroso para toda a região apresentou valor médio de $0,40 \pm 0,8$ g.m⁻²ano⁻¹ (variação: -0,27 a 5,21 g m⁻²ano⁻¹) e alta variabilidade, não havendo diferença significativa entre os sítios analisados ($p=0,49$). Nas áreas agrícolas o fluxo foi de $0,64 \pm 1,32$ g m⁻²ano⁻¹ (variação: -0,10 a 5,3 g m⁻²ano⁻¹), no qual as áreas de horticultura apresentaram $1,03 \pm 1,86$ g m⁻²ano⁻¹ (variação: 0,03 a 5,21 g m⁻²ano⁻¹), seguido de rotação milho/soja com $0,46 \pm 0,67$ g m⁻²ano⁻¹ (variação: -0,10 a 1,82 g m⁻²ano⁻¹) e arroz irrigado $0,23 \pm 0,34$ g m⁻²ano⁻¹ (variação: -0,10 a 1,21 g m⁻²ano⁻¹) (Figura 6.13).

Diferentemente dos fluxos de CO₂, não foi observado uma variação significativa entre os períodos sazonais e a emissão de óxido nitroso, o que pode ter sido mascarado pela alta variabilidade dos fluxos. Contudo, na campanha realizada em agosto de 2019, os valores das médias foram maiores para todos os usos da terra, embora com grande variabilidade. Este resultado evidencia que há uma possível relação entre as condições de umidade do solo e maiores emissões de N₂O, o que pode ser observado pela presença de picos de emissão nas áreas de arroz irrigado (Lorena-P2) com 41,73 g m⁻²ano⁻¹, horticultura (Pindamonhangaba) com 19,01 g m⁻²ano⁻¹ e rotação milho/soja com 5,29 g m⁻²ano⁻¹, ambas observadas na terceira campanha, que corresponde ao início do período chuvoso. Nas áreas de pastagem os fluxos foram de $0,37 \pm 0,80$ g m⁻²ano⁻¹ (variação: -0,10 a 3,92 g m⁻²ano⁻¹), seguido de florestas com emissão de $0,35 \pm 0,42$ g m⁻²ano⁻¹ (variação: -0,27 a 1,58 g m⁻²ano⁻¹), também não apresentando relação com a sazonalidade.

A variável de temporalidade foi testada através da cronosequência dos usos da terra e não foi observada diferença estatisticamente significativa ($p=0,90$), embora os usos mais recentes tenham apresentado maior variabilidade.

Os fluxos de N_2O nas florestas foram regulados principalmente pela temperatura do solo ($r=0,41$, $p<0,05$), e TMO ($r=0,42$, $p<0,05$). A maior distância do Rio Paraíba do Sul ($r=0,37$) e a profundidade do nível freático ($r=0,35$, $p<0,05$) parecem responder as emissões com menores fluxos na presença de água. Foram observados casos pontuais de fluxos negativos de $-0,27 \text{ gN}_2\text{O m}^{-2}\text{ano}^{-1}$ em uma floresta preservada em Taubaté e $-0,20 \text{ g N}_2\text{O.m}^{-2}\text{ano}^{-1}$ em Lorena, ambas com presença de nível freático próximo a superfície. Fenômeno semelhante foi observado para as emissões de N_2O nas áreas de cultivo de arroz irrigado, apresentando correlação negativa ($r= -0,76$). Portanto, parâmetros como o C e O_2 parecem regular as emissões de N_2O na região.

Figura 6.13: Variação sazonal dos fluxos de N_2O dos solos nas diferentes coberturas vegetais.

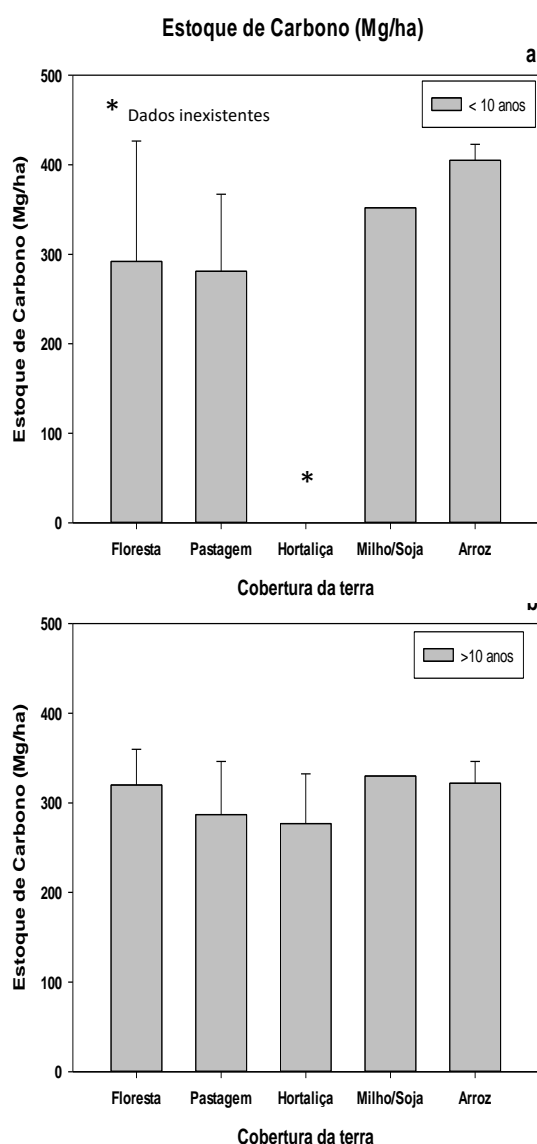


Fonte: Produção da autora.

6.3 Estoque de carbono

O estoque de carbono abaixo do solo foi avaliado na camada de 0-20 cm e apresentou uma variação de 159,2 a 470,5 Mg C ha⁻¹, com média de 309,00 Mg C ha⁻¹. Não foram observadas diferenças estatisticamente significativas nos diferentes sítios amostrais. A Figura 6.14 ilustra a distribuição dos estoques de carbono (0-20cm) nas diferentes coberturas vegetais e nas cronologias adotadas < 10 anos (Figura Figura 6.14a) e > 10 anos (Figura Figura 6.14b).

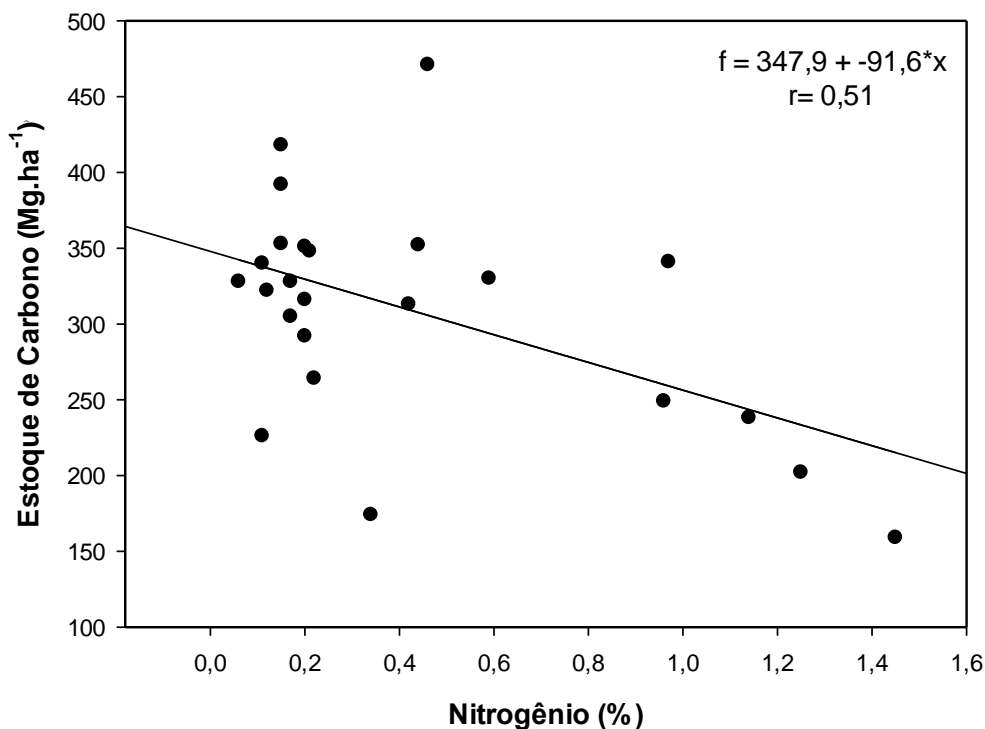
Figura 6.14: Estoque de carbono (Mg C ha⁻¹) nas camada de 0-20 cm nas áreas cobertas por florestas (a) e pastagens (Figura 6.14b). * Dados inexistentes para essa categoria.



Fonte: Produção da autora.

Com base nas análises estatísticas, não foi observada diferença significativa entre as diferentes coberturas da terra, embora as áreas de floresta mais antigas apresentem maiores estoques de carbono. As áreas de maior estoque de carbono apresentaram uma correlação negativa com o nitrogênio disponível no solo ($r=0,51$), evidenciando que maiores concentrações de nitrogênio resultaram em menor acúmulo de carbono no solo (Figura 6.15).

Figura 6.15: Relação do estoque de carbono (Mg C ha^{-1}) na camada de 0-20 cm com o percentual de nitrogênio no solo.



Fonte: Produção da autora.

No que diz respeito às estimativas de estoque regionais, considerando as diferentes coberturas da terra e cronologias adotadas, a várzea do Rio Paraíba do Sul apresenta um estoque total de 482 Tg de C nas camadas superficiais dos solos.

7 DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentadas as discussões sobre os resultados obtidos neste estudo. Em primeiro lugar apresentam-se as discussões sobre a os parâmetros físicos dos solos e a comparação com outras regiões. Na sequência, são apresentadas as discussões sobre as emissões de GEE e principalmente sobre os parâmetros que regularam a dinâmica do carbono e nitrogênio frente as alterações na dinâmica natural desse ecossistema. As estimativas de estoques de carbono são apresentadas em comparação com outras turfeiras tropicais e sua vulnerabilidade é discutida com base nas taxas de emissão de CO₂. O capítulo encerra-se com uma estimativa da representatividade das emissões dos solos do Vale do Paraíba em comparação com outras fontes do Estado de São Paulo.

7.1 Caracterização química dos solos da várzea do Rio Paraíba do Sul

Para efeito de comparação os resultados do teor de matéria orgânica (TMO) serão apresentados e discutidos nessa seção em porcentagem e, neste estudo o TMO variou entre 3,9 e 83,5 %, com média de $38,9 \pm 16,0$ %.

Embora altamente impactadas pela urbanização, as regiões de São José dos Campos e Taubaté, os solos apresentam alto teor de matéria orgânica, que podem estar associadas à ocorrência de manchas de turfa apontadas por Verdade et al. (1961), A partir do município de Taubaté nota-se maior heterogeneidade dos solos atribuída principalmente a condições geológicas inerentes do material de origem (VERDADE et al., 1961), com formações mais argilosas em Lorena (43,4%) e mais arenosas em Pindamonhangaba e Taubaté, embora o teor de matéria orgânica médio seja de 33%.

Não foram identificadas diferenças significativas nos teores de matéria orgânica entre as diferentes coberturas da terra, nem mesmo entre as cronologias adotadas, evidenciando que a cobertura da terra não foi uma variável que influenciou no acúmulo de TMO nos solos (Figura 6.5), embora as camadas superficiais apresentem teores elevados, o que potencialmente está relacionado a presença de serapilheira, gramíneas e restos agrícolas (Figura 6.6).

Considerando a lenta formação desse solo (100-300 anos por centímetro), infere-se que tanto as coberturas da terra como as idades adotadas são

relativamente recentes no contexto de acúmulo de C no solo (CLYMO, 1984; RUDIYANTO et al., 2015). Considerando-se ainda que as florestas mais antigas nessa região são datadas de 1985, com agravante de ser ambientes sujeitos a processos de degradação (desmatamento + drenagem + fogo) podem se comportar de forma semelhante a ambientes não florestais.

Tomando como referência a classificação de fertilidade adotado por Cravo et al (2007), os solos estudados apresentam alta fertilidade química, sendo propícios para agricultura uma vez que os teores de macronutrientes (P: $58,62 \pm 83,15$; K: $176,27 \pm 184,73$; Ca: $653,05 \pm 962,64$, Mg: $150,06 \pm 185,00$ e S: $29,10 \pm 40,31$ mg/kg) e micronutrientes (Cu: $2,38 \pm 2,34$; Fe: $286,77 \pm 200,69$; Mn: $7,38 \pm 6,20$; Zn: $5,88 \pm 8,99$ mg/kg) são elevados.

Na literatura valores semelhantes aos deste estudo, são encontrados para turfeiras drenadas com concentração média de P de $50,00 \pm 20,00$ mg/kg e K $100,00 \pm 40,00$ mg/kg (JAUHAINEN et al., 2014), e turfeiras no Brasil apresentaram teores de S com $90,00$ mg/kg (SILVA et al., 2009). Em solos de várzea no sul do Brasil a concentração de P foi de $4,00$ mg/kg; K, $30,00$ mg/kg; Ca, 50 mg/kg e Mg, 80 mg/kg (SOUZA DA SILVA; RANNO, 2005) enquanto que em pântanos alagados na Amazônia os valores de Ca ($240,00$ mg/kg), Mg ($50,00$ mg/kg), K ($20,00$ mg/kg) foram semelhantes com exceção de P (69.000 mg/kg) associado a fertilização de áreas agrícolas (FAJARDO; SOUZA; ALFAIA, 2009). Esses autores, apontam valores elevados de Fe ($1500,00$ mg/kg) e baixas concentrações de Cu ($8,00$ mg/kg), Mn (300 mg/kg) e Zn ($11,00$ %) na Amazônia.

A concentração de nutrientes no solo está associada ao material de origem (VERDADE et al., 1961), e os principais mecanismos que controlam os níveis dos micronutrientes na solução do solo são a adsorção e a precipitação (DE CAMARGO, 1991), embora a fração orgânica do solo também exiba propriedades de adsorção que em geral, tem afinidade muito grande pelos cátions. Dessa maneira, evidenciando que a presença de matéria orgânica pode favorecer a maior concentração de alguns nutrientes, uma vez que oferece sítios para a troca de cátions, embora sua principal afinidade é com metais, devido a ligantes ou grupos que formam quelatos, como foi observado nas elevadas concentrações de ferro neste estudo (DE CAMARGO, 1991).

O resultado das análises mostrou que os solos da região são altamente ácidos (pH médio < 4,3), não apresentando diferença significativa entre os sítios, embora as áreas florestais tenham apresentado menores valores de pH que as áreas agrícolas (Figura 6.10), podendo estar relacionada a calagem de solos agrícolas. Além disso, os baixos teores de bases trocáveis ou intemperização intrusa levando a altos teores de alumínio e H⁺ na complexa troca de solo.

A acidez é um subproduto dos processos de decomposição microbiana e neste processo, bactérias e fungos degradam a matéria orgânica do solo liberando ácidos para o ambiente (MORRIS, 2004). Nas regiões boreais e temperadas onde predominam vegetação herbácea de “sphagnum” há adsorção de cátions base, como cálcio (Ca²⁺) e magnésio (Mg²⁺) da água do solo e liberação de íons de hidrogênio em seu lugar (BRAGAZZA; GERDOL, 2009). No entanto, no Vale do Paraíba esse tipo de formação vegetal não é observada estando a acidificação muito provavelmente relacionado aos processos pontuais de alagamento dos solos, no qual o oxigênio molecular é consumido pelos microrganismos aeróbios, ocasionando um ambiente de oxidação do carbono e acúmulo de CO₂, diminuindo o pH (DENARDIN et al., 2020).

As turfeiras encontradas na região apresentam alta densidade, variando entre 0,33 e 1,28 g cm⁻³ (Tabela 6.1), e são significativamente maiores do que outras turfeiras tropicais (KRIEGER et al., 2020). Könönen et al (2015) observaram variação de 0,08 e 0,16 g cm⁻³ em turfeiras preservadas no Sudeste da Ásia e 0,02 a 0,20 g cm⁻³ em área úmidas da Amazônia (LÄHTEENOJA et al., 2012).

Em ambientes impactados, quanto mais elevada for a densidade do solo, maior será sua compactação, menor porosidade total e, conseqüentemente estrutura degradada. Sinclair et al (2020) identificou uma relação da densidade do solo com processos de degradação (desmatamento e drenagem) em uma turfeira tropical e mostraram que essas perturbações aumentaram a densidade aparente do solo de turfa por meio da secagem, compactação e redução das camadas de turfa. Dentre várias hipóteses, a alta densidade pode ter relação com os processos de regulação da vazão do Rio Paraíba do Sul e conseqüentemente degradação dos solos da várzea nessa região.

O conteúdo de nitrogênio variou entre 0,02 e 1,61 (média de 0,47 %) na camada superficial (Tabela 6.2) similar ao que foi reportado para outras turfeiras tropicais. Inubushi et al (2003) encontraram variação de 0,5 a 1,6 % em uma turfeira impactada pela agricultura no Sudeste da Ásia. Valores próximos são reportados para a mesma região com concentração média de $0,75 \pm 0,04\%$ (JAUHAINEN et al., 2014), enquanto que uma área alagada da Amazônia apresentou 0,13% (FAJARDO; SOUZA; ALFAIA, 2009).

Embora o nitrogênio total não tenha um valor agrônômico para previsão de disponibilidade para as culturas, os valores encontrados neste estudo são similares aos encontrados em outras áreas de várzea (FAJARDO; SOUZA; ALFAIA, 2009; SOUZA DA SILVA; RANNO, 2005) sendo um dos elementos limitantes no desenvolvimento de culturas nestes ambientes.

7.2 Fluxos de gases GEE

Neste item serão discutidas e realizadas comparações entre os valores dos fluxos de GEE produzidos nos diferentes sítios e diferentes coberturas do solo.

7.2.1 CO₂

Os resultados desse estudo mostraram que os fluxos médios de CO₂ foram positivos ($1660,79 \pm 1729,86 \text{ g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$), indicando emissão do solo para atmosfera, com grandes variações ao longo do período de observação (53,24 a $9796,62 \text{ g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$) (Figura 6.11). Esta variabilidade deve estar associada principalmente as diferentes propriedades dos solos da região, bem como aos fatores que regulam essas emissões. As florestas apresentaram valores médios dos fluxos de $1936,51 \pm 1793,68 \text{ gm}^{-2}\text{ano}^{-1}$ (Tabela 6-5), enquanto que para outras turfeiras é reportado valores médios de $3493,00 \pm 316,00 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ (JAUHAINEN et al., 2004), $2780,00 \pm 8320,00$ (HIRANO et al., 2009), $3460,00 \text{ g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$ (1603,00–35522,00) (HADI et al., 2005), $3495,00 \pm 315,00 \text{ g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$ (438,00–4820,00) (JAUHAINEN et al., 2004), $3889,00 \text{ gm}^{-2}\text{ano}^{-1}$ (MURAYAMA; BAKAR, 1996), $3469,00 \pm 315,00$ (2,98–3,52) (CHIMNER, 2004). O valor médio dos fluxos foi de $1492,32 \pm 1681,10 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ nas pastagens, abaixo do que é reportado na literatura ($3210,00 \text{ gm}^{-2}\text{ano}^{-1}$) para turfeiras impactadas na mesma região (RIBEIRO et al., 2018) e $4000,00 \pm 1,09 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ no Sudeste da Ásia (RIELEY et al., 2008).

As emissões de CO₂ dos sistemas agrícolas estudados neste trabalho assemelham-se com os valores de outros trabalhos reportados na literatura. Neste estudo, as áreas de cultivo de hortaliças apresentaram fluxo de 1578,69 ± 1005,29 g m⁻²ano⁻¹, próximo aos 1500,00 g m⁻²ano⁻¹ reportado para horticulturas no Sudeste de Ásia (INUBUSHI et al., 2003). No cultivo de arroz irrigado encontrou-se valor médio dos fluxos de 1313,35 ± 926,23 g m⁻²ano⁻¹ enquanto que no Sudeste Asiático Hadi et al (2005) relatam emissões 2178 g m⁻²ano⁻¹.

De uma forma geral infere-se que as emissões de CO₂ neste estudo foram reguladas principalmente pela profundidade do nível freático apresentando um padrão sazonal, considerando que foram medidos fluxos significativamente maiores na campanha realizada em novembro/2019 (início do período chuvoso). O regime de precipitação regula principalmente a profundidade do nível freático, influenciando o balanço do C e N nesse ecossistema (HIRANO et al., 2012; INUBUSHI et al., 2003). A hidrologia se destaca como sendo a variável de maior influência na dinâmica do carbono em turfeiras tropicais (HIRANO et al., 2009, 2012), para a qual a quantidade e o tempo da precipitação são elementos determinantes (HIRANO et al., 2009), controlando as reações biológicas no solo, influenciando o metabolismo dos microrganismos heterotróficos e raízes das plantas (INUBUSHI et al., 2003).

A posição do nível freático define a fronteira entre a turfa potencialmente aeróbia, próxima da superfície e a turfa anaeróbica saturada de água em profundidade. Mudanças na disponibilidade de água, ou seja, alteração no nível freático podem modificar as estruturas da comunidade microbiana sensíveis à disponibilidade de água e oxigênio (CAVICCHIOLI et al., 2019; JAUHAINEN et al., 2014; MURDIYARSO; HERGOUALCH; VERCHOT, 2010). Estudos corroboram com essa afirmação, como os resultados de Mitsch et al (2010), os quais mostram uma relação direta entre a profundidade do nível freático e os fluxos de CH₄ (correlação logarítmica negativa) e os de CO₂ (correlação linear positiva). Hirano et al (2009) relataram aumento da respiração heterotrófica em condições em que o nível freático estava a 0,7 m da superfície e Inubushi et al (2003) mostram que existe uma relação direta entre o aumento das emissões e

as estações chuvosas que abastecem as reservas subterrâneas, influenciando a dinâmica das emissões de CO₂ e CH₄.

Os resultados deste estudo mostram que as emissões foram significativamente maiores quando o nível freático estava na faixa entre 1,5-2,0 metros de profundidade em comparação ao nível superficial (0-20cm). Chimner et al (2004) também relatam a redução dos fluxos de CO₂ quando o nível freático atinge a faixa entre 10-20cm abaixo da superfície.

As maiores emissões de CO₂ ocorreram quando a umidade do solo estava na faixa de 70-80%, no qual há alteração no padrão de emissão de CO₂. Deve-se considerar que essa faixa de umidade pode afetar a difusão tanto dos nutrientes como do oxigênio solúvel, o que pode afetar a respiração microbiana do solo (DAVIDSON; JANSSENS; LOU, 2006; LINN; DORAN, 1984). Com a elevação do nível freático associado a maior incidência de chuvas em novembro, o aumento da saturação do solo promoveu a redução dos fluxos quando os solos apresentavam porcentagem acima de 90%, o que indica que a regulação desse gás e a retenção do carbono nessa região está relacionada a saturação dos solos (THANGARAJAN et al., 2013). O estudo de Inubushi et al (2003) que avaliaram a relação entre a emissão de CO₂ e a precipitação, não observaram tendência de aumento de emissões em condição inundada.

Quando são consideradas as diferentes coberturas da terra, não há diferenças estatisticamente significativas nas emissões de CO₂, mesmo quando são consideradas as diferentes cronologias adotadas (Figura 6.11c), evidenciando que os parâmetros físicos e químicos dos solos foram responsáveis pela regulação do CO₂ na região, principalmente a profundidade do nível freático. Outros autores relatam a predominância das condições do solo sob o uso e cobertura da terra (HIRAISHI et al., 2014; JAUHAINEN et al., 2014). A predominância das características físicas intrínsecas do solo sobre as demais variáveis escolhidas (uso e cronologia) pode ser o fator predominante para que os fluxos tenham sido equivalentes nas áreas com idades distintas.

7.2.2 CH₄

Em condições aeróbicas, a matéria orgânica próxima da superfície da turfa é decomposta em grande parte por bactérias e fungos e, à medida que os

substratos de turfa se tornam saturados de água, uma sucessão de bactérias anaeróbias decompõem esses produtos, resultando finalmente na produção de CH₄ por metanogênese (KOLTON et al., 2019). Embora o metano seja um importante GEE, em geral, seus fluxos são várias ordens de grandeza menores que os fluxos de CO₂, isso porque é produzido através da atividade de microrganismos metanogênicos que degradam a matéria orgânica lentamente em um ambiente de baixo oxigênio (MITSCH et al., 2010).

Embora a sazonalidade seja um parâmetro conhecido por regular as emissões de CH₄ em turfeiras tropicais (INUBUSHI et al., 2003; NYKÄNEN et al., 1998), neste estudo essa relação não foi observada, embora as emissões mais elevadas tenham ocorrido em situações em que o nível freático estava acima da superfície do solo (0-20cm) como também foi observado por Hirano et al (2008).

As emissões de metano são restritas a altos níveis de água quando a metanogênese ocorre sob condições anaeróbias perto da superfície e a reoxidação do metano é limitada (SEGARRA et al., 2015), embora o nível de acidez no solo também tenha influencia na metanogênese. O pH é um dos parâmetros mais importantes para a produção de hidrogênio em processos biológicos e conseqüentemente cria ambientes mais ácidos, o que em tese, inibe a atividade metanogênica (KIM et al., 2004; YANG; CHANG, 1998). No entanto, neste estudo, a acidez do solo não foi uma variável que regulou a produção do metano. Esta afirmação é corroborada pelo estudo de Horn et al (2003) que testaram diferentes níveis de acidez em amostras de turfa e observaram emissão moderada de metano mesmo em condições ácidas (pH 4,4).

Neste trabalho, as menores emissões foram observadas em florestas, cujos fluxos foram relativamente baixos ($-0,07 \pm 0,35 \text{ g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$) (Tabela 6-5), quando comparados aos reportados para outras turfeiras tropicais (COUWENBERG; DOMMAIN; JOOSTEN, 2010; HADI et al., 2005; INUBUSHI et al., 2003; MELLING; HATANO; GOH, 2005; VASANDER; JAUHAINEN, 2004). As maiores emissões foram observadas nas áreas de cultivo de arroz irrigado ($1,61 \pm 2,92 \text{ g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$), embora sejam menores do que as estimativas de $26 \text{ g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$ apontadas por Hadi et al (2005) em estudos realizados em

áreas extensas de cultivo de arroz no Sudeste da Ásia, e de $35 \text{ g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$ em solos de turfa com níveis elevados de água (FURUKAWA et al., 2005).

Os processos de emissão de metano em culturas de arroz está razoavelmente estabelecido, e sabe-se que o arroz fornece material facilmente degradável como fonte para a produção de metano que é transportado para a atmosfera através do parênquima da planta (NEUE, 1993). O metano emitido a partir dos arrozais de turfa é predominantemente derivado da decomposição dos compostos orgânicos por bactérias metanogênicas (SILVA et al., 2011). A metanogênese em solos cultivados com arroz irrigado é influenciada pela disponibilidade de substratos fermentativos, sendo a taxa de produção de metano aumentada com a elevação do teor de matéria orgânica (MOSCOSO et al., 2019) e nitrogênio (LI et al., 2021). A partir dos resultados deste estudo, corroboram de maneira geral, que as emissões de metano nas áreas agrícolas mostraram-se reguladas pela presença de matéria orgânica e nutrientes no solo, associada a altas temperaturas, as quais tem papel importante na dinâmica microbiana do solo, promovendo aumento das taxas de decomposição (IPCC, 2021).

A contribuição das emissões de metano dos solos na região do Vale do Paraíba é menor em comparação com o CO_2 , ocasionado principalmente pelas condições limitadas de inundação das planícies nessa região, o que torna o solo aeróbio e a atividade metanogênica reduzida.

7.2.3 N₂O

Neste trabalho verifica-se que os fluxos de N_2O foram em sua maior parte positivos, indicando emissão do solo para atmosfera, com grandes variações ao longo dos diferentes sítios e coberturas (Tabela 6-5). O fluxo médio foi de $0,40 \pm 0,8 \text{ gN}_2\text{Om}^{-2}\text{ano}^{-1}$ (variação: $-0,27$ a $5,21 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2}\text{ano}^{-1}$), significativamente menor do que do CO_2 e do CH_4 . Nas florestas, o fluxo médio foi de $0,35 \pm 0,4 \text{ g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$ inferior a $1,25 \text{ g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$ reportado por Jauhiainen et al (2004), o mesmo aconteceu para as áreas agrícolas no qual o fluxo médio foi de $0,64 \pm 1,32 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, menor que em outras áreas agrícolas no Sudeste da Ásia com $1,31 \text{ g m}^{-2}\text{ano}^{-1}$ (HADI et al., 2005).

Não foram observadas diferenças estatisticamente significativas nas emissões de N₂O entre as coberturas da terra adotadas, corroborando com os resultados de Hiraishi et al (2014) e Jauhiainen et al (2014), que destacaram que a posição do nível freático mostrou-se como único fator usado para explicar a dinâmica do fluxo de GEE em turfeiras tropicais, independentemente da cobertura vegetal ou de um tipo de uso da terra em particular.

Embora seja amplamente relatado na literatura a dependência da umidade do solo, (HADI et al., 2000; MELLING; HATANO; GOH, 2005) e da profundidade do nível freático (INUBUSHI et al., 2003) nas emissões de N₂O em turfeiras tropicais, neste estudo a sazonalidade não influenciou de forma direta nas emissões de N₂O, o que pode estar relacionado com a alta variabilidade dos fluxos em cada período e em cada sítio, mascarando uma possível variação sazonal. Em contrapartida a maior variabilidade dos fluxos observados na campanha de Abril/2019 (Figura 6.13), aponta uma possível relação entre as condições de umidade do solo e maiores emissões de N₂O, o que pode ser evidenciado pelos picos de emissão nas áreas de arroz irrigado em Lorena (> 10 anos) com 41,73 g m⁻²ano⁻¹, horticultura (Pindamonhangaba) com 19,01 g m⁻²ano⁻¹ e na Rotação Milho/Soja com 5,29 g m⁻²ano⁻¹(ver Tabela A9 do Apêndice).

Os resultados evidenciam que há uma correlação positiva entre as emissões de N₂O com o teor de matéria orgânica (r=0,42, p<0,05) nos solos das florestas (Tabela A.3 do Apêndice) e esse processo ocorre porque o N₂O é um subproduto da desnitrificação do nitrato (NO₃⁻), processo realizado por bactérias heterotróficas anaeróbicas, as quais dependem da disponibilidade de C orgânico (SANTOS, 2016). Neste processo, o nitrato recebe elétrons do carbono envolvido na ciclagem reduzindo-o a NO₂⁻, NO e N₂O (VIEIRA, 2017). A respiração microbiana juntamente com a redução do NO₃⁻ oxida a matéria orgânica para obtenção de energia, sendo favorecido em condições de elevada umidade no solo, onde o oxigênio é limitado, mas o NO₃⁻ e o carbono orgânico estão disponíveis às atividades microbianas (VIEIRA, 2017). Takakai et al (2006) observaram que as maiores emissões de óxido nitroso ocorreram quando o espaço poroso da turfa estava entre 60% a 90%. No entanto, em condições de solos saturados, possivelmente com umidade superior a 90%, o

N₂O é altamente solúvel, e não pode ser emitido facilmente para a atmosfera, o que pode ser corroborado pelas correlações dos fluxos de N₂O, nas áreas de florestas, com as variáveis de distância do Rio Paraíba do Sul ($r=0,37$) e a profundidade do nível freático ($r=0,35$) no qual as menores emissões foram observadas na presença de água (Tabela A.3 do Apêndice).

Outros fatores, como por exemplo o C disponível, parecem ter relação com a dinâmica do N₂O, uma vez que a nitrificação e desnitrificação, são influenciadas pelo teor de matéria orgânica. Em ambientes impactados, principalmente em decorrência do manejo agrícola, a ciclagem dos nutrientes é alterada, causando modificações na composição da matéria orgânica (SIGNOR; CERRI, 2013) com rápida decomposição do C orgânico anteriormente protegido, alterando o padrão de emissão de N₂O.

Considerando as dependências complexas e do comportamento altamente variável das emissões de N₂O observadas nas turfeiras da região, deve-se concordar com Melling et al (2005) e Goh et al (2005) que propõem um aumento na frequência das medições, particularmente durante a estação chuvosa, para obtenção de estimativas de emissões robustas, a fim de promover diretrizes mais adequadas de uso do solo na região.

7.3 Estoque de carbono no solo

No cenário de mudanças climáticas, as alterações nos estoques de carbono no solo são um forte “*feedback*” positivo (COX, 2019; COX et al., 2000) e desde o quinto relatório do IPCC (AR5), a temática das turfeiras como importantes reguladores do clima são destacadas devido ao seu substancial estoque subterrâneo. Grandes avanços na compreensão da dinâmica do carbono do solo, bem como dos processos a eles associados, impulsionaram políticas de proteção a esses ecossistemas. Mas, a compreensão das interações que promovem a manutenção do carbono ao longo do tempo é de extrema importância e ainda não totalmente compreendida nas turfeiras tropicais (HICKS PRIES et al., 2017, 2018), especialmente nas degradadas.

Neste trabalho, os estoques de carbono observados nas camadas superiores do solo (0-20cm), estão associadas a cobertura da terra. Nas áreas de florestas o acúmulo de carbono pode estar associado a ocorrência de serapilheira no

sub-bosque (LEIFELD; KLEIN; WÜST-GALLEY, 2020), da liteira nas gramíneas (QUEIROZ ROSSI et al., 2011) e plantio direto nas áreas agrícolas (WULANNINGTYAS et al., 2021).

Harris et al (2018) relatam um padrão de manutenção do estoque de carbono na camada superficial, enquanto Bader et al (2018) relata aumentos substanciais no estoque de carbono em profundidade para florestas, pastagens e áreas agrícolas em turfeiras do hemisfério norte e relacionam esse acúmulo a baixa decomposição em ambientes frios e situação de alagamento, o que é evidenciando no quinto relatório do IPCC (AR6) quanto ao aumento nos estoques de carbono em turfeiras em situação de alagamento (JELTSCH-THÖMMES et al., 2019; LINDGREN; HUGELIUS; KUHRY, 2018).

Neste estudo, não foram observadas diferenças entre as coberturas vegetais, embora nos solos de florestas os maiores estoques totais foram observados nas áreas mais antigas e de menor temperatura, influenciados pela cobertura do dossel. Nos cenários apresentados no sexto relatório do IPCC (AR6) há previsão de perdas de carbono do solo relacionado a alta sensibilidade da decomposição da matéria orgânica ao aumento da temperatura nos trópicos (KOVEN et al., 2017; NOTTINGHAM et al., 2020; VARNEY et al., 2020; WIEDER et al., 2018), ocasionando taxas de decomposição mais aceleradas (KOVEN et al., 2015; NOTTINGHAM et al., 2020), evidenciando a importância das florestas no potencial de estoque de carbono nessa região.

Desde 1962 é observado um aumento na cobertura florestal no Vale do Paraíba e, entre os anos de 1985 a 2015, o aumento foi substancial da ordem de 21 para 37%, sendo a maioria por regeneração natural em substituição a pastagens abandonadas (BICUDO DA SILVA et al., 2017; RONQUIM et al., 2016). Embora ainda existam uma grande quantidade de pastagens na região (5453 km²), essas áreas apresentam baixo potencial ecológico para regeneração natural (LEMOS et al., 2021), sendo de extrema importância o estabelecimento de políticas públicas que visem a recomposição florestal nessa região, principalmente nas áreas de várzea, promovendo assim o aumento da capacidade de estoque de carbono e a proteção do estoque existente. Entender os parâmetros que regulam a acumulação de estoque de carbono no solo é de grande importância para conservação desses ambientes.

Os resultados deste estudo mostram que os maiores estoques de carbono foram observados nas áreas de menor concentração de nitrogênio, apresentando correlação negativa ($r=0,51$) (Figura 6.15) e em locais com maior teor de umidade ($r=0,77$). Menores concentrações de nitrogênio minimizam os processos de decomposição da matéria orgânica no solo, promovendo sua acumulação.

Os solos de turfa atuam como grandes depósitos de carbono terrestre, tendo função importante nos processos de troca de carbono solo-atmosfera (PAGE et al., 2011). No entanto, identificar e mapear turfeiras é um grande desafio, considerando que sua formação e desenvolvimento está relacionada a muito fatores, tais como a origem da água e como ela escoar na paisagem, tipo da vegetação, regime de inundação, topografia do terreno, concentração de nutrientes, entre outros fatores. Isso significa que os métodos aplicados para mapeamento dessas áreas, reunindo conceitos, modelos estatísticos e observação de campo para conseguir individualizar as turfeiras dentro do conceito de áreas alagadas, e tendem a generalizar as características de turfeiras de grande extensão.

Para superar algumas das dificuldades e limitações, Gumbricht et al. (2017) usou um modelo híbrido que combina modelagem hidrológica, análise de série temporal da fenologia da umidade do solo a partir de imagens ópticas de satélite e hidrogeomorfologia de dados topográficos para capturar as principais propriedades do desenvolvimento de pântanos/turfeiras e relatam generalizações principalmente relacionada a profundidade das turfeiras. Xu et al (2018) apontam que os conjuntos de dados globais de áreas úmidas e de solos são pouco adequados para estimar a distribuição das turfeiras e omitem uma grande quantidade de áreas de menor extensão. Ribeiro (2021) reuniu os principais resultados da distribuição, profundidade, estoque de carbono e densidade para as áreas tropicais e estimou que esses ecossistemas estocam de 152 a 288 Gt C, e, considerando que são estimativas globais podem subestimar reservas menores como as do Vale do Paraíba.

A determinação do estoque de carbono na camada de 0-20 cm possivelmente subestimam os estoques de carbono calculados para a região, considerando também que prospecções realizadas de forma pontual em algumas regiões

reportam turfa de até 11 metros, que não foram utilizadas neste cálculo (VERDADE et al., 1961).

Com base nas amostras de solo coletadas nos diferentes sítios, variando de 0-20 cm, foi estimado o estoque de carbono variando de 159,2 a 470,5 Mg C ha⁻¹. Estudos em outras turfeiras tropicais relataram estoque médio de 648,65 Mg C ha⁻¹ para Sudeste Asiático, 724,65 Mg C ha⁻¹ para a bacia Amazônica e 1.037,73 Mg C ha⁻¹ para a Bacia do Congo na África (DARGIE et al., 2017; RIBEIRO et al., 2021; WANG et al., 2018). Em termo regionais, as camadas superficiais dos solos da várzea do Rio Paraíba do Sul estocam 482 Tg de C.

7.4 Representatividade das emissões de turfa do Vale do Paraíba em relação aos inventários regionais de emissões antrópicas

Embora neste trabalho tenha-se analisado apenas as emissões dos solos, a região apresenta outras fontes substanciais de GEE relacionadas principalmente aos setores agropecuário, energético, industrial, de resíduos e mudança no uso da terra e florestas. As emissões dos solos podem apontar quantificações ainda maiores de GEE para o estado de São Paulo, em especial para a região do Vale do Paraíba que detém duas das cidades com maiores emissões de GEE do estado (Jacareí e São José dos Campos), ocupando o 7° e 10° lugar do ranking estadual (SIMA, 2021). Este cenário torna-se ainda mais preocupante, uma vez que grandes projetos entre eles uma termelétrica, foram recentemente aprovados, o que potencialmente irá contribuir com emissões significativas de GEE na região.

Os inventários estaduais não abordam a participação dos solos de turfa, embora a falta de informações e mapeamento dessas áreas seja a principal limitação. Em muitos países europeus as emissões de GEE, principalmente de turfeiras utilizadas para agricultura dominam as emissões nacionais de solos (STRACK, 2008b).

No cenário internacional, as emissões de turfeiras tropicais são consideradas em inventário/avaliações globais. No quinto relatório do IPCC (AR5), as turfeiras foram destacadas como importantes estoques de carbono, sumidouros e fonte substancial de carbono para a atmosfera quando submetidos a

processos de degradação (WARREN et al., 2017). Nos cenários apresentados no AR6, as turfeiras restauradas são incorporadas nos métodos potenciais de remoção de CO₂ da atmosfera, além de atuar como zonas tampão que promovem o aumento da infiltração e retenção de nutrientes (KLEBER et al., 2021; VAN BEEST et al., 2019) oferecendo proteção à qualidade de água (DANESHVAR et al., 2017; SHAH; NISBET, 2019), além da prevenção de incêndios (MARLIER et al., 2019).

Neste contexto, é apontada a importância da restauração desses ecossistemas no cenário de emissões globais, a qual se dá por meio do retorno dos processos de inundação das turfeiras drenadas e/ou degradadas, ou seja, da volta das condições naturais de saturação dos solos (LEIFELD; WÜST-GALLEY; PAGE, 2019) e sua função como sumidouro de CO₂. Embora as condições inundadas promovam a maiores emissões de CH₄, em um período de décadas, a redução das emissões de CO₂ mais do que compensam esse aumento inicial (GÜNTHER et al., 2020).

Os GEE's do estado de São Paulo são quantificados pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) no "Inventário de emissões antrópicas de gases de efeito estufa diretos e indiretos do Estado de São Paulo" (CETESB, 2011) e não existe uma frequência de produção, sendo apresentada a primeira edição publicada em 2007 com dados de 1995 até 2005 e a segunda publicada em 2011 com dados de 2005 até 2008. Foram considerados nesse inventário, os GEE's listados no Protocolo de Quioto, sendo o dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), hidrofluorcarbono (HFC), perfluorcarbonos (PFC) e hexafluoreto de enxofre (SF₆). Os GEE foram quantificados por setores, conforme recomendação do IPCC (1996, 2000a e 2006) em Energia; Processos Industriais e Uso de Produtos; Agropecuária; Mudança do Uso da Terra e Florestas; e Resíduos Sólidos e Efluentes Líquidos e foram apresentadas em Gg e também em unidade de Dióxido de Carbono Equivalente (CO₂eq).

Lucon (2019) apresenta as estimativas mais recentes de emissão de CO₂ eq para o estado de São Paulo no ano de 2018 mostrando que o setor energético emitiu 87.000 Gg de CO₂eq, representando 53 % das emissões totais, seguido de agropecuária com 32.000 Gg de CO₂eq (19%), resíduos 29.000 Gg de

CO₂eq (18%), mudança no uso e cobertura da terra e florestas com 9.000 Gg de CO₂eq (6%) e industrial com 7.000 Gg de CO₂eq (4%).

Os resultados obtidos neste trabalho evidenciam que solos de turfa são uma importante fonte de carbono para a atmosfera, considerando uma média de 1.164,63 GgCO₂eq ano⁻¹ (variação de -52,20 a 7.458,2079 GgCO₂eq.ano⁻¹). Esta estimativa foi realizada com base nos resultados de emissões dos solos, incluindo CO₂, CH₄ e N₂O, as quais foram multiplicadas pelo seu respectivo GWP (Global Warming Potential', ou, em português, potencial de aquecimento global) e somados na forma de carbono equivalente.

Nossos resultados representam uma contribuição de até 5,4% das emissões totais do estado de São Paulo, e embora seja pequena em escala estadual, evidencia sua importância dos solos de turfa no cenário de emissões regionais ainda não contabilizada.

8 CONCLUSÃO

A partir de coletas em 24 locais considerando três coberturas (floresta, pastagem e agricultura) e duas cronossequência (mais de 10 anos e menos de 10 anos) mostraram que a várzea do Rio Paraíba do Sul apresenta solos com alta porcentagem de matéria orgânica (TMO médio=38,9 ± 16,0%) e elevadas concentrações de nutrientes, especialmente nitrogênio, ferro e cálcio, os quais estão relacionados ao material de origem mineral da região, às entradas via deposição seca e úmida além de manejo das condições naturalmente ácidas do ambiente. As condições limitadas de inundação associadas a disponibilidade de nutrientes e matéria orgânica lábil, promoveram a degradação das turfeiras da região, e consequente emissão de GEE para a atmosfera.

De forma geral, os fluxos de CO₂, N₂O e CH₄ foram positivos indicando emissão desses gases para a atmosfera e não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre as diferentes coberturas da terra e cronologias adotadas, refutando a hipótese 1 e 2 deste estudo, quanto a influência da cobertura da terra na alteração na dinâmica do C e N do solo e no padrão de emissões de GEE para a atmosfera.

No ecossistema estudado, a regulação da dinâmica de C e N e suas emissões foram atribuídas a parâmetros químicos e físicos do solo, principalmente a profundidade do nível freático que regulou os níveis de saturação do solo. Os fluxos de CO₂ (fluxo médio=1660,79 ± 1729,86 g m⁻² ano⁻¹) foram maiores quando o nível freático atingiu 1,5 metros de profundidade e menores quando atingiu a superfície do solo, favorecendo a emissão de CH₄. Embora apresentando correlações baixas ao teor de MO, temperatura do solo e disponibilidade de nutrientes apontaram como parâmetros que regulam a degradação da matéria orgânica e liberação de C.

Este estudo aponta valores do estoque de carbono acumulado variando entre 159,2 a 470,5 Mg C ha⁻¹ totalizando 482 Tg de C nas camadas superficiais, podendo ser essa estimativa subestimada, considerando a limitação da amostragem de campo, o que corrobora com a hipótese 3 proposta nesse

estudo, uma vez que as florestas mais antigas apresentaram estoque de carbono maior comprado com as coberturas mais recentes.

A decomposição da matéria orgânica do solo promoveu uma perda média de carbono estimada em 1.164,63 Gg_{CO₂eq} ano⁻¹ (variação de -52,20 a 7458,21 Gg_{CO₂eq} ano⁻¹) representando até 5,4% das emissões totais do estado de São Paulo, evidenciando a importante contribuição dessa fonte em inventários regionais.

Se as turfeiras do Vale do Paraíba continuarão a emitir quantidades substanciais de C para a atmosfera dependerá de políticas de conservação desse importante ecossistema frente às mudanças climáticas. A restauração de turfeiras degradadas através do retorno das condições alagadas, são apontadas no relatório do IPCC (AR6) como medidas que visem a preservação de estoques de carbono do solos e sumidouros para a atmosfera e apontam que o retorno das condições de saturação dos solos interrompem as emissões de CO₂ e, embora, as condições inundadas favoreçam a produção do metano, não apresentam prejuízos ao potencial de mitigação das mudanças climáticas.

No contexto regional, o retorno das condições de inundação é limitado pela ocupação urbana e agricultura nas várzeas do Rio Paraíba do Sul, embora a restauração ecológica de extensas áreas de pastagens degradadas possa promover melhores condições de conservação e sequestro de carbono pela vegetação.

Entender a dinâmica do carbono e nitrogênio, bem como os parâmetros que regulam as emissões de GEE para a atmosfera são de extrema importância na conservação dos estoques de carbono na região e pesquisas quantitativas fornecem importantes ferramentas para apoiar o desenvolvimento de políticas consistentes para a mitigação das mudanças climáticas no Vale do Paraíba.

9 PERSPECTIVAS FUTURAS

As observações realizadas neste estudo limitaram-se a porções da várzea do Rio Paraíba do Sul (trecho paulista), e generalizações para o restante da várzea podem ser limitadas pelas condições de alagamento em outros pontos. São necessários estudos detalhados por sensoriamento remoto e/ou modelagem em combinação com trabalhos de campo para determinar a profundidade exata das turfeiras da região e sua área de ocorrência, melhorando as estimativas de estoque de carbono.

O estudo de florestas mais antigas (> 30 anos) podem revelar padrões distintos de fluxos de GEE, considerando que a similaridade das emissões pode estar atribuída, neste trabalho, a condições ainda não estabelecidas em termos da biota dos solos da região. Dados de datação de carbono e de caracterização das comunidades microbianas dos solos podem fornecer informações adicionais que expliquem melhor os fatores de regulação de GEE.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACSELRAD, M.; BARCELLOS, F. C.; COSTA, V. G. Condições ambientais na bacia do Paraíba do Sul e a efetividade da cobrança pelo uso da água pelo Estado do Rio de Janeiro. **IPABHi**, p. 17–24, 2007. Disponível em: <<http://www.agro.unitau.br/serhidro/doc/pdfs/17-24.pdf>>.

AGUIAR, M. M. B. **Sucessão florestal em cronosequência na floresta atlântica: capacidade de resiliência e influência do meio**. 2016. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2016. Disponível em: <[http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede/bitstream/tede2/4994/2/Maria Manuela Bandeira de Aguiar.pdf](http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede/bitstream/tede2/4994/2/Maria%20Manuela%20Bandeira%20de%20Aguiar.pdf)>.

AMAZONAS, N. T. **Ciclagem do nitrogênio em uma cronosequência formada por florestas restauradas e floresta natural**. 2010. Dissertação (Mestrado em Conservação de Ecossistemas Florestais) - Universidade de São Paulo (USP), Piracicaba, 2010. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-20042010-103414/pt-br.php>>.

AZEVEDO, J.; PERERA, A. H.; PINTO, M. A. **Forest landscapes and global change: challenges for research and management**. [S.l.]: Springer, 2014.

AZIZ, A.; DOHONG, A.; DARGUSCH, P. A review of the drivers of tropical peatland degradation in South-East Asia. **Land Use Policy**, v. 69, 2017.

BADER, C.; MÜLLER, M.; SCHULIN, R.; LEIFELD, J. Peat decomposability in managed organic soils in relation to land use, organic matter composition and temperature. **Biogeosciences**, v. 15, n. 3, p. 703–719, 2018. Disponível em: <<https://bg.copernicus.org/articles/15/703/2018/>>.

BAKER, F. C. D. et al. The distribution and amount of carbon in the largest peatland complex in Amazonia. **Environmental Research Letters**, v. 9, n. 12, p. 124017, 2014. Disponível em: <<http://stacks.iop.org/1748-9326/9/i=12/a=124017>>.

BAPTISTA, M. N. **Critérios ambientais para estabelecimento de ações de manejo em planícies de inundação do Rio Paraíba do Sul**. 2014. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014. Disponível em: <http://r1.ufrjr.br/lmbh/pdf/mono_disset_tese/mono_disset_tese69.pdf>.

BASTVIKEN, D. Methane. In: LIKENS, G. E. (Ed.). **Encyclopedia of inland waters**. Oxford: Academic Press, 2009. p. 783–805.

BAUM, A.; RIXEN, T.; SAMIAJI, J. Relevance of peat draining rivers in central Sumatra for the riverine input of dissolved organic carbon into the ocean. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 73, n. 3, p. 563–570, 2007.

Disponível em:

<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272771407000637>>.

BERGAMASCHI, P.; FRANKENBERG, C.; MEIRINK, J. F.; KROL, M.; DENTENER, F.; WAGNER, T.; PLATT, U.; KAPLAN, J. O.; KÖRNER, S.; HEIMANN, M.; GOEDE, A. Satellite cartography of atmospheric methane from SCIAMACHY onboard ENVISAT: (II) comparison with inverse model simulations. **Journal of Geophysical Research**, v. 112, p. D02304, 2007. Disponível em: <<http://infoscience.epfl.ch/record/117485>>.

BICUDO DA SILVA, R. F.; BATISTELLA, M.; MORAN, E. F.; LU, D. Land changes fostering atlantic forest transition in Brazil: evidence from the Paraíba Valley. **The Professional Geographer**, v. 69, n. 1, p. 80–93, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/00330124.2016.1178151>>.

BRAGAZZA, L.; GERDOL, R. Are nutrient availability and acidity-alkalinity gradients related in Sphagnum-dominated peatlands? **Journal of Vegetation Science**, v. 13, p. 473–482, 2009.

BRASIL, E. C.; CRAVO, M. S. Interpretação dos resultados de análises de solo. In: CRAVO, M.; VIÉGAS, I. J.; BRASIL, E. C. (Org) **Recomendações de adubação e calagem para o Estado do Pará**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2007. p. 43–47.

BRAZ, L.; FERREIRA, W. J.; SILVA, M. G ; ALVALÁ, P. C.; MARANI, L.; BATISTA, G T.; HAMZA, V. M. Influência de características físico-químicas da água no transporte de metano para a atmosfera na Lagoa Rodrigo de Freitas, RJ. **Revista Ambiente e Agua**, v.7, n.3, 2012.

BROWN, L. E.; HOLDEN, J.; PALMER, S. M.; JOHNSTON, K.; RAMCHUNDER, S. J.; GRAYSON, R. Effects of fire on the hydrology, biogeochemistry, and ecology of peatland river systems. **Freshwater Science**, v. 34, n. 4, p. 1406–1425, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1086/683426>>.

BURTON, R. G O.; HODGSON, J. M. **Lowland peat in England and Wales**. [S.l.]: Soil Survey of England and Wales Harpenden, 1987.

CARMO, J. B.; SOUSA NETO, E. R.; DUARTE-NETO, P. J.; OMETTO, J. P. H. B.; MARTINELLI, L. A. Conversion of the coastal Atlantic forest to pasture: consequences for the nitrogen cycle and soil greenhouse gas emissions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 148, p. 37–43, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.11.010>>.

CAVICCHIOLI, R.; RIPPLE, W. J.; TIMMIS, K. N.; AZAM, F.; BAKKEN, L. R.; BAYLIS, M.; BEHRENFELD, M. J.; BOETIUS, A.; BOYD, P. W.; CLASSEN, A. T.; CROWTHER, T. W.; DANOVARO, R.; FOREMAN, C. M.; HUISMAN, J.; HUTCHINS, D. A.; JANSSON, J. K.; KARL, D. M.; KOSKELLA, B.; MARK WELCH, D. B.; MARTINY, J. B. H.; MORAN, M. A.; ORPHAN, V. J.; REAY, D. S.; REMAIS, J. V.; RICH, V. I.; SINGH, B. K.; STEIN, L. Y.; STEWART, F. J.; SULLIVAN, M. B.; VAN OPPEN, M. J. H.; WEAVER, S. C.; WEBB, E. A.;

WEBSTER, N. S. Scientists' warning to humanity: microorganisms and climate change. **Nature Reviews Microbiology**, v. 17, n. 9, p. 569–586, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41579-019-0222-5>>.

CHARMAN, D. **Peatlands and environmental change**. Chichester: John Wiley & Sons, 2002.

CHIMNER, R. Soil respiration rates of tropical peatlands in Micronesia and Hawaii. **Wetlands**, v. 24, n. 1, p. 51–56, 2004. Disponível em: <<http://www.bioone.org/bioone/?request=get-journals-list&issn=0277-5212>>.

CLYMO, R. S. The limits to peat bog growth. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, v. 303, n. 1117, p. 605–654, 1984. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/2396128>>.

CLYMO, R. S. The ecology of peatlands. **Science Progress**, v. 71, n. 4 (284), p. 593–614, 1987. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/43420701>>.

COLLIER, S. M.; RUARK, M. D.; OATES, L. G.; JOKELA, W. E.; DELL, C. J. Measurement of greenhouse gas flux from agricultural soils using static chambers. **Journal of Visualized Experiments**, n. 90, e52110, 2014. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25146426>>.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **1º inventário de emissões antrópicas de gases de efeito estufa diretos e indiretos do Estado de São Paulo**. 2.ed. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2011. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/inventario-gee-sp/wp-content/uploads/sites/34/2014/01/Primeiro_Inventario_GEE_WEB_Segunda-Edicao-v1.pdf>.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). **Resumo do 4º levantamento da safra de grãos 2017/18**. 2018. Disponível em: <https://www.planetaarroz.com.br/noticias/16500/Resumo_do_4Ao_Levantamento_da_Safra_de_GrAos_201718__Conab>. Acesso em: 15 jul. 2018.

COUWENBERG, J.; DOMMAIN, R.; JOOSTEN, H. Greenhouse gas fluxes from tropical peatlands in south-east Asia. **Global Change Biology**, v. 16, n. 6, p. 1715–1732, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02016.x>>.

COX, P. M. Emergent constraints on climate-carbon cycle feedbacks. **Current Climate Change Reports**, v. 5, n. 4, p. 275–281, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s40641-019-00141-y>>.

COX, P. M.; BETTS, R. A.; JONES, C. D.; SPALL, S. A.; TOTTERDELL, I. J. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. **Nature**, v. 408, n. 6809, p. 184–187, 2000. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/35041539>>.

DANESHVAR, F.; NEJADHASHEMI, A. P.; ADHIKARI, U.; ELAHI, B.; ABOUALI, M.; HERMAN, M. R.; MARTINEZ-MARTINEZ, E.; CALAPPI, T. J.;

ROHN, B. G. Evaluating the significance of wetland restoration scenarios on phosphorus removal. **Journal of Environmental Management**, v. 192, p. 184–196, 2017. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479717300774>>.

DARGIE, G. C.; LEWIS, S. L.; LAWSON, I. T.; MITCHARD, E. T. A.; PAGE, S. E.; BOCKO, Y. E.; IFO, S. A. Age, extent and carbon storage of the central Congo Basin peatland complex. **Nature**, v. 542, n. 7639, p. 86–90, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/nature21048>>.

DAVIDSON, E. A.; JANSSENS, I. A.; LOU, Y. On the variability of respiration in terrestrial ecosystems: moving beyond Q10. **Global Change Biology**, v. 12, n. 2, p. 154–164, 2006.

DE CAMARGO, O. A. **Reações e interações de micronutrientes no solo**. 1991. Disponível em: <http://ufjf.br/baccan/files/2019/04/Nutrientes-e-Solo.pdf>.

DENARDIN, L. G. O.; ALVES, L. A.; ORTIGARA, C.; WINCK, B.; COBLINSKI, J. A.; SCHMIDT, M. R.; CARLOS, F. S.; TONI, C. A. G.; CAMARGO, F. A. O.; ANGHINONI, I. How different soil moisture levels affect the microbial activity. **Ciência Rural**, v. 50, 2020.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Manual de procedimentos de coleta de amostras em áreas agrícolas para análise da qualidade ambiental: solo, água e sedimentos**. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 2006. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/129660/1/2006OL-008.pdf>>.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Manual de métodos de análise de solo**. Embrapa, 2017. Disponível em: <<file:///C:/Users/Kelly/Dropbox/Pós CCST/PROPOSTA DE TESE/Referencias/Manual-de-Metodos-de-Analise-de-Solo-2017.pdf>>.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5.ed. Brasília: Embrapa Solos, 2018.

FAJARDO, J. D. V.; SOUZA, L. A. G.; ALFAIA, S. S. Características químicas de solos de várzeas sob diferentes sistemas de uso da terra, na calha dos rios baixo Solimões e médio Amazonas. **Acta Amazonica**, v. 39, p. 731–740, 2009.

FAToyINBO, L. Ecology: vast peatlands found in the Congo Basin. **Nature**, v. 542, n. 7639, p. 38–39, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/542038b>>.

FERNANDES, F. A.; FERNANDES, A. **Cálculo dos estoques de carbono do solo sob diferentes condições de manejo**. [S.l.]: Embrapa Pantanal, 2008.

FLORIANO, S. P. Uso e ocupação do solo na área de proteção ambiental do Banhado em São José dos Campos-SP. **Revista Paisagens**, v. 1, n. 8, 2017.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). **Revised legend of the FAO-UNESCO soil map of the world**. Rome: FAO, 1988.

FRANCHI, J.; SÍGOLO, J.; MOTTA, J. F. Diagnósticos das turfas no Brasil: Histórico da utilização, classificação, geologia e dados econômicos. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 36, n. 1, p. 179–190, 2006. Disponível em: <<http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/rbg/article/view/9381>>.

FURUKAWA, Y.; INUBUSHI, K.; ALI, M.; ITANG, A. M.; TSURUTA, H. Effect of changing groundwater levels caused by land-use changes on greenhouse gas fluxes from tropical peat lands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 71, n. 1, p. 81–91, 2005. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10705-004-5286-5>>.

GUMBRICHT, T.; ROMAN-CUESTA, R. M.; VERCHOT, L.; HEROLD, M.; WITTMANN, F.; HOUSEHOLDER, E.; HEROLD, N.; MURDIYARSO, D. An expert system model for mapping tropical wetlands and peatlands reveals South America as the largest contributor. **Global Change Biology**, v. 23, n. 9, p. 3581–3599, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13689>>.

GÜNTHER, A.; BARTHELMES, A.; HUTH, V.; JOOSTEN, H.; JURASINSKI, ; KOEBSCH, F.; COUWENBERG, J. Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 1644, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41467-020-15499-z>>.

HADI, A.; INUBUSHI, K.; FURUKAWA, Y.; PURNOMO, E.; RASMADI, M.; TSURUTA, H. Greenhouse gas emissions from tropical peatlands of Kalimantan, Indonesia. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 71, n. 1, p. 73–80, 2005. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10705-004-0380-2>>.

HADI, A.; INUBUSHI, K.; PURNOMO, E.; RAZIE, F.; YAMAKAWA, K.; TSURUTA, H. Effect of land-use changes on nitrous oxide (N₂O) emission from tropical peatlands. **Chemosphere - Global Change Science**, v. 2, n. 3, p. 347–358, 2000. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1465997200000301>>.

HARENDÁ, K.; LAMENTOWICZ, M.; SAMSON, M.; CHOJNICKI, B. The role of peatlands and their carbon storage function in the context of climate change. In: ROWINSKI, P. M. (Ed.). **GeoPlanet: Earth and planetary sciences**. Berlin: Springer, 2018. p. 169–187.

HARRIS, L. I.; MOORE, T. R.; ROULET, N. T.; PINSONNEAULT, A. J. Lichens: a limit to peat growth? **Journal of Ecology**, v. 106, n. 6, p. 2301–2319, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/1365-2745.12975>>.

HEIJMANS, M. M. P. D.; VAN DER KNAAP, Y. A. M.; HOLMGREN, M.; LIMPENS, J. Persistent versus transient tree encroachment of temperate peat bogs: effects of climate warming and drought events. **Global Change Biology**, v. 19, n. 7, p. 2240–2250, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12202>>.

HICKS PRIES, C.; CASTANHA, C.; PORRAS, R.; TORN, M. The whole-soil carbon flux in response to warming. **Science**, v. 355, eaal1319, 2017.

HICKS PRIES, C. E.; SULMAN, B. N.; WEST, C.; O'NEILL, C.; POPPLETON, E.; PORRAS, R. C.; CASTANHA, C.; ZHU, B.; WIEDEMEIER, D. B.; TORN, M. S. Root litter decomposition slows with soil depth. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 125, p. 103–114, 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S003807171830230X>>.

HIRAISHI, T.; KRUG, T.; TANABE, K.; SRIVASTAVA, N.; BAASANSUREN, J.; FUKUDA, M.; TROXLER, T. G. **2013 supplement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**. Switzerland: IPCC, 2014.

HIRANO, T.; JAUHAINEN, J.; INOUE, T.; TAKAHASHI, H. Controls on the carbon balance of tropical peatlands. **Ecosystems**, v. 12, n. 6, p. 873–887, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10021-008-9209-1>>.

HIRANO, T.; SEGAL, H.; KUSIN, K.; LIMIN, S.; TAKAHASHI, H.; OSAKI, M. Effects of disturbances on the carbon balance of tropical peat swamp forests. **Global Change Biology**, v. 18, n. 11, p. 3410–3422, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02793.x>>.

HOOIJER, A.; PAGE, S.; CANADELL, J. G.; SILVIUS, M.; KWADIJK, J.; WÖSTEN, H.; JAUHAINEN, J. Current and future CO₂ emissions from drained peatlands in Southeast Asia. **Biogeosciences**, v. 7, p. 1505–1514, 2010. Disponível em: <<http://edepot.wur.nl/160538>>.

HOOIJER, A.; PAGE, S.; JAUHAINEN, J.; LEE, W. A.; LU, X. X.; IDRIS, A.; ANSHARI, G. Subsidence and carbon loss in drained tropical peatlands. **Biogeosciences**, v. 9, n. 3, p. 1053, 2012.

HORN, M. A.; MATTHIES, C.; KÜSEL, K.; SCHRAMM, A.; DRAKE, H. L. Hydrogenotrophic methanogenesis by moderately acid-tolerant methanogens of a methane-emitting acidic peat. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 69, n. 1, p. 74–83, 2003. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/12513979>>.

HUTCHINSON, G. L.; LIVINGSTON, G. P. **Use of chamber systems to measure trace gas fluxes**, 1993. Disponível em: <<https://doi.org/10.2134/asaspecpub55.c4>>.

INFRAESTRUTURA DE DADOS ESPACIAIS AMBIENTAIS DO ESTADO DE SÃO PAULO (IDEA). **DATAGEO**. 2021. Disponível em: <<http://datageo.ambiente.sp.gov.br/app/?ctx=DATAGEO#>>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico de pedologia**. 2.ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2007. v. 4

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate change 2021: the physical science basis**. Cambridge: Cambridge University Press, 2021. Disponível em:

<https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_Full_Report.pdf>.

INUBUSHI, K.; FURUKAWA, Y.; HADI, A.; PURNOMO, E.; TSURUTA, H. Seasonal changes of CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in relation to land-use change in tropical peatlands located in coastal area of South Kalimantan.

Chemosphere, v. 52, n. 3, p. 603–608, 2003. Disponível em:

<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004565350300242X>>.

JAENICKE, J.; RIELEY, J. O.; MOTT, C.; KIMMAN, P.; SIEGERT, F.

Determination of the amount of carbon stored in Indonesian peatlands.

Geoderma, v. 147, n. 3, p. 151–158, 2008. Disponível em:

<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706108002309>>.

JAUHAINEN, J.; JAYA, A.; INOUE, T.; HEIKKINEN, J. E. P.; MARTIKAINEN, P.; VASANDER, H. Carbon balance in managed tropical peat in central Kalimantan, Indonesia. In: INTERNATIONAL PEATLAND CONGRESS, 12., 2004. **Proceedings...** 2004. p. 653–659.

JAUHAINEN, J.; KEROJOKI, O.; SILVENNOINEN, H.; LIMIN, S.; VASANDER, H. Heterotrophic respiration in drained tropical peat is greatly affected by temperature: a passive ecosystem cooling experiment. **Environmental Research Letters**, v. 9, n. 10, p. 105013, 2014. Disponível em:

<<http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/9/10/105013>>.

JELTSCH-THÖMMES, A.; BATTAGLIA, G.; CARTAPANIS, O.; JACCARD, S. L.; JOOS, F. Low terrestrial carbon storage at the Last Glacial Maximum: constraints from multi-proxy data. **Climate of the Past**, v. 15, n. 2, p. 849–879, 2019. Disponível em: <<https://cp.copernicus.org/articles/15/849/2019/>>.

JOOSTEN, H. **Wise use of mires**: background and principles. [S.l.]: International Mire Conservation Group, 2003. p. 239–250.

JOOSTEN, H. **The global peatland CO₂ picture**: peatland status and drainage related emissions in all countries of the world. [S.l.]: Wetlands International, 2009.

JOOSTEN, H.; CLARKE, D. Wise use of mires and peatlands. **International Mire Conservation Group and International Peat Society**, v. 304, 2002.

JUNK, W. J.; AN, S.; FINLAYSON, C. M.; GOPAL, B.; KVĚT, J.; MITCHELL, S. A.; MITSCH, W. J.; ROBARTS, R. D. Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis.

Aquatic Sciences, v. 75, n. 1, p. 151–167, 2013. Disponível em:

<<https://doi.org/10.1007/s00027-012-0278-z>>.

KECHAVARZI, C.; DAWSON, Q.; BARTLETT, M.; LEEDS-HARRISON, P. The role of soil moisture, temperature and nutrient amendment on CO₂ efflux from agricultural peat soil microcosms. **Geoderma**, v. 154, p. 203–210, 2010.

KELLER, M.; VARNER, R.; DIAS, J. D.; SILVA, H.; CRILL, P.; DE OLIVEIRA JUNIOR, R. C.; ASNER, G. P. Soil–atmosphere exchange of nitrous oxide,

nitric oxide, methane, and carbon dioxide in logged and undisturbed forest in the Tapajós National Forest, Brazil. **Earth Interactions**, v. 9, n. 23, p. 1–28, 2005.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Embrapa Meio-Norte (CPAMN), 1985. Disponível em: <[https://www.bdpa.cnptia.embrapa.br/consulta/busca?b=ad&id=67514&biblioteca=vazio&busca=autoria:%22KIEHL, E.J.%22&qFacets=autoria:%22KIEHL, E.J.%22&sort=&paginaAtual=1](https://www.bdpa.cnptia.embrapa.br/consulta/busca?b=ad&id=67514&biblioteca=vazio&busca=autoria:%22KIEHL,%20E.J.%22&qFacets=autoria:%22KIEHL,%20E.J.%22&sort=&paginaAtual=1)>.

KIM, I.; HWANG, M.; JANG, N.; SEONG HYUN, H.; LEE, S. T. Effect of low pH on the activity of hydrogen utilizing methanogen in bio-hydrogen process. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 29, p. 1133–1140, 2004.

KLEBER, M.; BOURG, I. C.; COWARD, E. K.; HANSEL, C. M.; MYNENI, S. C. B.; NUNAN, N. Dynamic interactions at the mineral–organic matter interface. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 2, n. 6, p. 402–421, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s43017-021-00162-y>>.

KOLTON, M.; MARKS, A.; WILSON, R. M.; CHANTON, J. P.; KOSTKA, J. E. Impact of warming on greenhouse gas production and microbial diversity in anoxic peat from a sphagnum-dominated bog (Grand Rapids, Minnesota, United States). **Frontiers in Microbiology**, v. 10, p. 870, 2019. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31105668>>.

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

KOVEN, C. D.; HUGELIUS, G.; LAWRENCE, D. M.; WIEDER, W. R. Higher climatological temperature sensitivity of soil carbon in cold than warm climates. **Nature Climate Change**, v. 7, n. 11, p. 817–822, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/nclimate3421>>.

KOVEN, C. D.; SCHUUR, E. A. G.; SCHÄDEL, C.; BOHN, T. J.; BURKE, E. J.; CHEN, G.; CHEN, X.; CIAIS, P.; GROSSE, G.; HARDEN, J. W.; HAYES, D. J.; HUGELIUS, G.; JAFAROV, E. E.; KRINNER, G.; KUHR, P.; LAWRENCE, D. M.; MACDOUGALL, A. H.; MARCHENKO, S. S.; MCGUIRE, A. D.; NATALI, S. M.; NICOLSKY, D. J.; OLEFELDT, D.; PENG, S.; ROMANOVSKY, V. E.; SCHAEFER, K. M.; STRAUSS, J.; TREAT, C. C.; TURETSKY, M. A simplified, data-constrained approach to estimate the permafrost carbon–climate feedback. **Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, v. 373, n. 2054, p. 20140423, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1098/rsta.2014.0423>>.

KRIEGER, G.; BUFACCHI, P.; COSTA, F.; CORTEZ, E.; ANDRADE, J.; RIBEIRO, K.; COSTA, F. Smoldering characteristics of high bulk density peat. **Proceedings of the Combustion Institute**, v. 38, 2020.

KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, M. V. R.; VICTORIA, R. L.; BERNARDES, M. C.; LEITE, N. K.; HANADA, L.; VICTORIA, D. de C.; TOLEDO, A. M.; OMETTO,

J. P.; MOREIRA, M. Z.; GOMES, B. M.; BOLSON, M. A.; GOUVEIA NETO, S.; BONELLI, N.; DEEGAN, L.; NEILL, C.; THOMAS, S.; AUFDENKAMPE, A. K.; RICHEY, J. E. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia, **Acta Amazônica**, v.35, n.2, 2005.

LÄHTEENOJA, O.; FLORES, B.; NELSON, B. Tropical peat accumulation in central Amazonia. **Wetlands**, v. 33, n. 3, p. 495–503, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s13157-013-0406-0>>.

LÄHTEENOJA, O.; REÁTEGUI, Y. R.; RÄSÄNEN, M.; TORRES, D. D. C.; OINONEN, M.; PAGE, S. The large Amazonian peatland carbon sink in the subsiding Pastaza-Marañón foreland basin, Peru. **Global Change Biology**, v. 18, n. 1, p. 164–178, 2012.

LÄHTEENOJA, O.; RUOKOLAINEN, K.; SCHULMAN, L.; OINONEN, M. Amazonian peatlands: an ignored C sink and potential source. **Global Change Biology**, v. 15, n. 9, p. 2311–2320, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01920.x>>.

LARMOLA, T.; LEPPÄNEN, S. M.; TUUTTILA, E.-S.; AARVA, M.; MERILÄ, P.; FRITZE, H.; TIROLA, M. Methanotrophy induces nitrogen fixation during peatland development. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 2, p. 734 LP – 739, 2014. Disponível em: <<http://www.pnas.org/content/111/2/734.abstract>>.

LEHNER, B.; DÖLL, P. Development and validation of a global database of lakes, reservoirs and wetlands. **Journal of Hydrology**, v. 296, n. 1, p. 1–22, 2004. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169404001404>>.

LEIFELD, J.; KLEIN, K.; WÜST-GALLEY, C. Soil organic matter stoichiometry as indicator for peatland degradation. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 7634, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41598-020-64275-y>>.

LEIFELD, J.; MENICHETTI, L. The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, p. 1071, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41467-018-03406-6>>.

LEIFELD, J.; WÜST-GALLEY, C.; PAGE, S. Intact and managed peatland soils as a source and sink of GHGs from 1850 to 2100. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 12, p. 945–947, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41558-019-0615-5>>.

LE MOS, C. M. G.; ANDRADE, P. R.; RODRIGUES, R. R.; HISSA, L.; AGUIAR, A. P. D. Combining regional to local restoration goals in the Brazilian Atlantic forest. **Regional Environmental Change**, v. 21, n. 3, p. 68, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10113-021-01792-0>>.

LENG, L. Y.; AHMED, O. H.; JALLOH, M. B. Brief review on climate change and tropical peatlands. **Geoscience Frontiers**, v. 10, n. 2, p. 373–380, 2019.

LEVY, P. E.; GRAY, A.; LEESON, S. R.; GAIAWYN, J.; KELLY, M. P. C.; COOPER, M. D. A.; DINSMORE, K. J.; JONES, S. K.; SHEPPARD, L. J. Quantification of uncertainty in trace gas fluxes measured by the static chamber method. **European Journal of Soil Science**, v. 62, n. 6, p. 811–821, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01403.x>>.

LI, Q.; PENG, C.; ZHANG, J.; LI, Y.; SONG, X. Nitrogen addition decreases methane uptake caused by methanotroph and methanogen imbalances in a Moso bamboo forest. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 5578, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41598-021-84422-3>>.

LIMPENS, J.; BERENDSE, F.; BLODAU, C.; CANADELL, J. G.; FREEMAN, C.; HOLDEN, J.; ROULET, N.; RYDIN, H.; SCHAEPMAN-STRUB, G. Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications: a synthesis. **Biogeosciences**, v. 5, n. 5, p. 1475–1491, 2008. Disponível em: <<https://www.biogeosciences.net/5/1475/2008/>>.

LINDGREN, A.; HUGELIUS, G.; KUHR, P. Extensive loss of past permafrost carbon but a net accumulation into present-day soils. **Nature**, v. 560, n. 7717, p. 219–222, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41586-018-0371-0>>.

LINN, D. M.; DORAN, J. W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, n. 6, p. 1267–1272, 1984. Disponível em: <<https://doi.org/10.2136/sssaj1984.03615995004800060013x>>.

LUCON, O. **2050 Pathways**: international visit report. Disponível em: <https://www.theclimategroup.org/sites/default/files/2020-10/future_fund_2018_-_sao_paolo_secondment_report.pdf>.

MARANI, L. **Estudo da emissão de metano no Pantanal Sul-Matogrossense**. 2007. Tese (Doutorado em Geofísica Espacial) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2007. Disponível em: <<http://mtc-m16b.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m17@80/2007/04.23.12.15/doc/publicacao.pdf>>.

MARENGO, J.; ALVES, L. Tendências hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 20, n. 2, p. 215–226, 2005. Disponível em: <file:///C:/Users/Usuario/Dropbox/Paper/Queimadas/Referencias/50-2004_JMarengo-aceito.pdf>.

MARLIER, M. E.; LIU, T.; YU, K.; BUONOCORE, J. J.; KOPLITZ, S. N.; DEFRIES, R. S.; MICKLEY, L. J.; JACOB, D. J.; SCHWARTZ, J.; WARDHANA, B. S.; MYERS, S. S. Fires, smoke exposure, and public health: an integrative framework to maximize health benefits from peatland restoration. **GeoHealth**, v. 3, n. 7, p. 178–189, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1029/2019GH000191>>.

MARTIKAINEN, P. J.; NYKÄNEN, H.; ALM, J.; SILVOLA, J. Change in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophic. **Plant and Soil**, v. 168, n. 1, p. 571–577, 1995. Disponível

em: <<https://doi.org/10.1007/BF00029370>>.

MAYA, N. V. **Urbanização nas planícies de inundação do Rio Paraíba do Sul**. 2013. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013. Disponível em: <[file:///C:/Users/Kelly/Dropbox/Pós CCST/PROPOSTA DE TESE/Referencias/vandremaya.pdf](file:///C:/Users/Kelly/Dropbox/Pós%20CCST/PROPOSTA%20DE%20TESE/Referencias/vandremaya.pdf)>.

MELLING, L.; HATANO, R.; GOH, K. J. Soil CO₂ flux from three ecosystems in tropical peatland of Sarawak, Malaysia. **Tellus B: Chemical and Physical Meteorology**, v. 57, n. 1 p. 1–11, 2005. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.3402/tellusb.v57i1.16772>>.

MIETTINEN, J.; LIEW, S. C. Status of peatland degradation and development in Sumatra and Kalimantan. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 39, n. 5–6, p. 394–401, 2010. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/abs/10.1007/s13280-010-0051-2>>.

MIETTINEN, J.; SHI, C.; LIEW, S. C. Land cover distribution in the peatlands of Peninsular Malaysia, Sumatra and Borneo in 2015 with changes since 1990. **Global Ecology and Conservation**, v. 6, p. 67–78, 2016. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989415300470>>.

MITSCH, W. J.; BERNAL, B.; HERNANDEZ, M. E. Ecosystem services of wetlands. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 11, n. 1, p. 1–4, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/21513732.2015.1006250>>.

MITSCH, W. J.; NAHLIK, A.; WOLSKI, P.; BERNAL, B.; ZHANG, L.; RAMBERG, L. Tropical wetlands: seasonal hydrologic pulsing, carbon sequestration, and methane emissions. **Wetlands Ecology and Management**, v. 18, n. 5, p. 573–586, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11273-009-9164-4>>.

MOORE, S.; EVANS, C. D.; PAGE, S. E.; GARNETT, M. H.; JONES, T. G.; FREEMAN, C.; HOOIJER, A.; WILTSHIRE, A. J.; LIMIN, S. H.; GAUCI, V. Deep instability of deforested tropical peatlands revealed by fluvial organic carbon fluxes. **Nature**, v. 493, n. 7434, p. 660–663, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/nature11818>>.

MORRIS, L. A. Soil biology and tree growth. In: BURLEY, J. B. (Ed.). **Soil organic matter forms and functions**. Oxford: Elsevier, 2004. p. 1201–1207.

MOSCOSO, J. S. C.; SILVA, L. S.; PUJOL, S. B.; GIACOMINI, S. J.; SEVERO, F. F.; MARZARI, L. B.; MOLIN, G. D. Methane emission induced by short-chain organic acids in lowland soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 43, 2019.

MOTA, A. A. A questão da terra no Vale do Paraíba: história de um assentamento do MST. **Revista Espaço Plural**, v. 12, n. 24, p. 17, 2011. Disponível em: <<http://e-revista.unioeste.br/index.php/espacoplural/article/view/7231>>.

MURAYAMA, S.; BAKAR, Z. A. Decomposition of tropical peat soils, 2: estimation of in situ decomposition by measurement of CO₂ flux. **JARQ (Japan)**, n. 30, p. 153–158, 1996. Disponível em: <https://www.jircas.go.jp/sites/default/files/publication/jarq/30-3-153-158_0.pdf>.

MURDIYARSO, D.; HERGOUALCH, K.; VERCHOT, L. **Opportunities for reducing greenhouse gas emissions in tropical peatlands**. PNAS, 2010. Disponível em: <<http://www.cifor.org/nc/online-library/browse/view-publication/publication/3268.html%3Cbr/%3E>>.

NASCIMENTO, T. M. **Dossiê técnico: uso da turfa na agricultura**. Manaus (AM), Brazil, 2020. Disponível em: <<http://respostatecnica.org.br/dossie-tecnico/downloadsDT/Mjc2Njc=>>>.

NEUE, H.-U. Methane emission from rice fields. **BioScience**, v. 43, n. 7, p. 466–474, 1993. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/1311906>>.

NOTTINGHAM, A. T.; MEIR, P.; VELASQUEZ, E.; TURNER, B. L. Soil carbon loss by experimental warming in a tropical forest. **Nature**, v. 584, n. 7820, p. 234–237, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41586-020-2566-4>>.

NYKÄNEN, H.; ALM, J.; SILVOLA, J.; TOLONEN, K.; MARTIKAINEN, P. J. Methane fluxes on boreal peatlands of different fertility and the effect of long-term experimental lowering of the water table on flux rates. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 12, n. 1, p. 53–69, 1998. Disponível em: <<https://doi.org/10.1029/97GB02732>>.

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. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0009281916300551>>.

OLIVEIRA, C. A. **Turfa de São José dos Campos, estado de São Paulo**. São Paulo: CPRM, 2002. Disponível em: <<http://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/handle/doc/1558>>.

OLIVEIRA SILVA, C.; MELO, H. F.; PIERONE, D. V. **Determinação de gases de efeito estufa com sistema automático de injeção e forno auxiliar acoplado**. Disponível em: <<https://www.analiticaweb.com.br/downloads/literaturas/determinacao-gases-efeito-estufa.pdf>>.

OSTAFIUC, G. **Metodologia para cálculo de reservas da turfeira de Jacaré e suas características físico-químicas**. 1986. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Universidade de São Paulo - USP, São Paulo, 1986. Disponível em: <[file:///C:/Users/Kelly/Dropbox/Pós CCST/PROPOSTA DE TESE/Referencias/Ostafiuc_Mestrado \(1\).pdf](file:///C:/Users/Kelly/Dropbox/Pós%20CCST/PROPOSTA%20DE%20TESE/Referencias/Ostafiuc_Mestrado%20(1).pdf)>.

PAES JÚNIOR, N. S.; SIMÕES, S. Evolução espacial de áreas irrigadas com base em sensoriamento remoto o Médio Vale do Paraíba do Sul, Sudeste do Brasil. **Ambiente & Água**, v. 1, n. 1, p. 72–83, 2006. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/28671244_Evolucao_espacial_de_ar>

eas_irrigadas_com_base_em_sensoriamento_remoto_o_Medio_Vale_do_Paraiba_do_Sul_Sudeste_do_Brasil_doi104136ambi-agua7>.

PAGE, S. E.; BANKS, C. J.; RIELEY, J. O.; WUST, R. Extent, significance and vulnerability of the tropical peatland carbon pool: past, present and future prospects. In: INTERNATIONAL PEAT CONGRESS: AFTER WISE USE—THE FUTURE OF PEATLANDS, 13., 2008. **Proceedings...** 2008.

PAGE, S. E.; RIELEY, J. O.; BANKS, C. J. Global and regional importance of the tropical peatland carbon pool. **Global Change Biology**, v. 17, n. 2, p. 798–818, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02279.x>>.

PAGE, S. E.; SIEGERT, F.; RIELEY, J. O.; BOEHM, H.-D. V; JAYA, A.; LIMIN, S. The amount of carbon released from peat and forest fires in Indonesia during 1997. **Nature**, v. 420, n. 6911, p. 61–65, 2002. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/nature01131>>.

PARANÁ. SECRETARIA DA AGRICULTURA E DO ABASTECIMENTO. **Produtos florestais**. 2015. Disponível em: <http://www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/deral/Prognosticos/produtos_florestais_2014_2015.pdf>.

PELCZAR JUNIOR, M. J.; CHAN, E. C.; KRIEG, N. R.; EDWARDS, D. D.; PELCZAR, M. **Microbiologia: conceitos e aplicações**. São Paulo: Makron Books, 1996.

QIU, C.; ZHU, D.; CIAIS, P.; GUENET, B.; PENG, S. The role of northern peatlands in the global carbon cycle for the 21st century. **Global Ecology and Biogeography**, v. 29, n. 5, p. 956–973, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/geb.13081>>.

QUEIROZ ROSSI, C.; PEREIRA, M. G.; GUIMARÃES GIACOMO, S.; BETTA, M.; POLIDORO, J. C. Frações húmicas da matéria orgânica do solo cultivado com soja sobre palhada de braquiária e sorgo. **Bragantia**, v. 70, n. 3, p. 622–630, 2011. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=90821051008>>.

RAUPACH, M.; GLOOR, M.; SARMIENTO, J.; G. CANADELL, J.; FRÖLICHER, T.; GASSER, T.; HOUGHTON, R.; LE QUÉRÉ, C.; TRUDINGER, C. The declining uptake rate of atmospheric CO₂ by land and ocean sinks. **Biogeosciences**, v.11, n.13, p. 3453-3475, 2014.

REIS, B. J.; BATISTA, G. T.; TARGA, M. S.; CATELANI, C. S. Influência das cavas de extração de areia no balanço hídrico do Vale do Paraíba do Sul. **Revista da Escola de Minas**, v.59, n.4, 2006.

RIBEIRO, K. **Avaliação de emissões atmosféricas em cultivo de soja no município de Taubaté-SP**. 2011. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade de Taubaté - UNITAU, Taubaté, 2011.

RIBEIRO, K.; PACHECO, F. S.; FERREIRA, J. W.; SOUSA-NETO, E. R.;

HASTIE, A.; KRIEGER FILHO, G. C.; ALVALÁ, P. C.; FORTI, M. C.; OMETTO, J. P. Tropical peatlands and their contribution to the global carbon cycle and climate change. **Global Change Biology**, v. 27, n. 3, p. 489–505, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/gcb.15408>>.

RIBEIRO, K.; PACHECO, F. S.; FERREIRA, W.; SOUSA NETO, E. R.; OMETTO, J. P.; FORTI, M. C.; SOBRAL, A. C.; VENÂNCIO, S.; ALVALÁ, P. C. Effect of land use and land cover on greenhouse gas emissions from peatlands in the Paraíba Valley, Brazil. **AGUFM**, v. 2018, p. GC211-1213, 2018.

RIBEIRO, K.; SOUSA-NETO, E. R.; CARVALHO, J. A.; SOUSA LIMA, J. R.; MENEZES, R. S. C.; DUARTE-NETO, P. J.; DA SILVA GUERRA, G.; OMETTO, J. P. H. B. Land cover changes and greenhouse gas emissions in two different soil covers in the Brazilian Caatinga. **Science of The Total Environment**, v. 571, p. 1048–1057, 2016. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969716315418>>.

RIELEY, J.; WÜST, R.; JAUHAINEN, J.; PAGE, S.; WÖSTEN, H.; HOOIJER, A.; SIEGERT, F.; LIMIN, S. H.; VASANDER, H.; STAHLHUT, M. **Tropical peatlands**. Canada: University of Calgary, 2012. p. 148–181.

RITSON, J. P.; ALDERSON, D. M.; ROBINSON, C. H.; BURKITT, A. E.; HEINEMEYER, A.; STIMSON, A. G.; GALLEGOS-SALA, A.; HARRIS, A.; QUILLET, A.; MALIK, A. A.; COLE, B.; ROBROEK, B. J. M.; HEPPELL, C. M.; RIVETT, D. W.; CHANDLER, D. M.; ELLIOTT, D. R.; SHUTTLEWORTH, E. L.; LILLESKOV, E.; COX, F.; CLAY, G. D.; DIACK, I.; ROWSON, J.; PRATSCHER, J.; LLOYD, J. R.; WALKER, J. S.; BELYEA, L. R.; DUMONT, M. G.; LONGDEN, M.; BELL, N. G. A.; ARTZ, R. R. E.; BARDGETT, R. D.; GRIFFITHS, R. I.; ANDERSEN, R.; CHADBURN, S. E.; HUTCHINSON, S. M.; PAGE, S. E.; THOM, T.; BURN, W.; EVANS, M. G. Towards a microbial process-based understanding of the resilience of peatland ecosystem service provisioning: a research agenda. **Science of The Total Environment**, v. 759, p. 143467, 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720369989>>.

RONQUIM, C. C.; SILVA, R. F. B.; DE FIGUEIREDO, E. B.; BORDONAL, R. O.; TEIXEIRA, A. H. C.; COCHASRK, T. C. D.; LEIVAS, J. F. Carbon sequestration associated to the land-use and land-cover changes in the forestry sector in Southern Brazil. In: REMOTE SENSING FOR AGRICULTURE, ECOSYSTEMS, AND HYDROLOGY, 28., 2016. **Proceedings...** International Society for Optics and Photonics, 2016.

RUDIYANTO; SETIAWAN, B. I.; ARIEF, C.; SAPTOMO, S. K.; GUNAWAN, A.; KUSWARMAN; SUNGKONO; INDRIYANTO, H. Estimating distribution of carbon stock in tropical peatland using a combination of an empirical peat depth model and GIS. **Procedia Environmental Sciences**, v. 24, p. 152–157, 2015. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1878029615000882>>.

SANTOS, I. L. **Emissão de óxido nitroso e matéria orgânica do solo em agroecossistemas de longa duração no Cerrado**. 2016. Tese (Doutorado em

Agronomia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2016. Disponível em: <https://repositorio.unb.br/bitstream/10482/24921/1/2016_IsisLimadosSantos.pdf>.

SCHAD, P. B. T. **World reference base for soil resources**. [S.l.] : Elsevier, 2017.

SCHARLEMANN, J. P. W.; TANNER, E. V. J.; HIEDERER, R.; KAPOS, V. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. **Carbon Management**, v. 5, n. 1, p. 81–91, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.4155/cmt.13.77>>.

SCHILER, C.; HASTIE, D. Exchange of nitrous oxide within the Hudson Bay lowland. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 99, n. D1, p. 1573–1588, 1994. Disponível em: <<https://doi.org/10.1029/93JD01358>>.

SCHRÖDER, R. Distribuição e curso anual das precipitações no Estado de São Paulo. **Bragantia**, v. 15, p. 193–250, 1956.

SECRETARIA DE INFRAESTRUTURA E MEIO AMBIENTE (SIMA). **Anuário de energéticos por município no Estado de São Paulo – 2021 / ano base 2020**. 2021. São Paulo/SP. Disponível em: <https://dadosenergeticos.energia.sp.gov.br/portalsev2/intranet/BiblioVirtual/diversos/anuario_energetico_municipio.pdf>.

SEGARRA, K. E. A.; SCHUBOTZ, F.; SAMARKIN, V.; YOSHINAGA, M. Y.; HINRICHS, K.-U.; JOYE, S. B. High rates of anaerobic methane oxidation in freshwater wetlands reduce potential atmospheric methane emissions. **Nature Communications**, v. 6, n. 1, p. 7477, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/ncomms8477>>.

SETZER, J. **Contribuição para o estudo do clima do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica - USP, 1946. Disponível em: <<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutodebotanica/1946/01/contribuicao-para-o-estudo-do-clima-do-estado-de-sao-paulo/>>.

SHAH, N. W.; NISBET, T. R. The effects of forest clearance for peatland restoration on water quality. **Science of The Total Environment**, v. 693, p. 133617, 2019. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719335429>>.

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

SILVA, A. C.; HORÁK, I.; VIDAL-TORRADO, P.; CORTIZAS, A. M.; RACEDO, J. R.; CAMPOS, J. R. R. Turfeiras da Serra do Espinhaço Meridional-MG: II- influência da drenagem na composição elementar e substâncias húmicas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1399–1408, 2009.

SILVA, L. S.; GRIEBELER, G.; MOTERLE, D. F.; BAYER, C.; ZSCHORNACK, T.; POCOJESKI, E. Dinâmica da emissão de metano em solos sob cultivo de arroz irrigado no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p.

473–781, 2011.

SINCLAIR, A. L.; GRAHAM, L. L. B.; PUTRA, E. I.; SAHARJO, B. H.; APPLGATE, G.; GROVER, S. P.; COCHRANE, M. A. Effects of distance from canal and degradation history on peat bulk density in a degraded tropical peatland. **Science of The Total Environment**, v. 699, p. 134199, 2020.

Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719341762>>.

SOUZA, C. M.; Z. SHIMBO, J.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; A. ALENCAR, A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; G. FERREIRA, L.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; DE OLIVEIRA, S. W.; ROCHA, W. F.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WEBER, E. J.; LENTI, F. E. B.; PATERNOST, F. F.; PAREYN, F. G. C.; SIQUEIRA, J. V.; VIERA, J. L.; FERREIRA NETO, L. C.; SARAIVA, M. M.; SALES, M. H.; SALGADO, M. P. G.; VASCONCELOS, R.; GALANO, S.; MESQUITA, V. V.; AZEVEDO, T. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v.12, n.17, e2735, 2020.

SOUZA DA SILVA, L.; RANNO, S. Calagem em solos de várzea e a disponibilidade de nutrientes na solução do solo após o alagamento. **Ciência Rural**, v. 35, 2005.

STRACK, M. **Peatlands and climate change**. Canada: University of Calgary, 2008. Disponível em: <PeatlandsandClimateChangeBookIPS2008.pdf>.

STRACK, M. Summary for policy makers wise use of peatlands and climate change. **Peatlands and Climate Change**, p. 13–23, 2008b.

TAKAKAI, F.; MORISHITA, T.; HASHIDOKO, Y.; DARUNG, U.; KURAMOCHI, K.; DOHONG, S.; LIMIN, S. H.; HATANO, R. Effects of agricultural land-use change and forest fire on N₂O emission from tropical peatlands, Central Kalimantan, Indonesia. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 52, n. 5, p. 662–674, 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2006.00084.x>>.

THANGARAJAN, R.; BOLAN, N. S.; TIAN, G.; NAIDU, R.; KUNHIKRISHNAN, A. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. **Science of The Total Environment**, v. 465, p. 72–96, 2013. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969713000417>>.

VAN BEEST, C.; PETRONE, R.; NWAISHI, F.; WADDINGTON, J. M.; MACRAE, M. Increased peatland nutrient availability following the fort McMurray Horse River wildfire. **Diversity**, v.11, n.9, e142, 2019.

VAN DER WERF, G. R.; DEMPEWOLF, J.; TRIGG, S. N.; RANDERSON, J. T.; KASIBHATLA, P. S.; GIGLIO, L.; MURDIYARSO, D.; PETERS, W.; MORTON, D. C.; COLLATZ, G. J.; DOLMAN, A. J.; DEFRIES, R. S. Climate regulation of fire emissions and deforestation in equatorial Asia. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 51, p. 20350–20355, 2008.

Disponível em: <<http://www.pnas.org/content/105/51/20350.abstract>>.

VAN, R.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônômico-IAC, 2001.

VARNEY, R. M.; CHADBURN, S. E.; FRIEDLINGSTEIN, P.; BURKE, E. J.; KOVEN, C. D.; HUGELIUS, G.; COX, P. M. A spatial emergent constraint on the sensitivity of soil carbon turnover to global warming. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 5544, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41467-020-19208-8>>.

VASANDER, H.; JAUHAINEN, J. Measuring of CO₂ emissions in tropical peatlands. In: INTERNATIONAL CONFERENCE AND WORKSHOP ON TROPICAL PEAT SWAMPS, 2004. **Proceedings...** Penerbit Universiti Sains Malaysia, 2004.

VENTEREA, R. T.; SPOKAS, K. A.; BAKER, J. M. Accuracy and precision analysis of chamber-based nitrous oxide gas flux estimates. **Soil Science Society of America Journal**, v. 73, n. 4, p. 1087–1093, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0307>>.

VERDADE, F. C.; HUNGRIA, L. S.; RUSSO, R.; NASCIMENTO, A. C.; GROHMANN, F.; MEDINA, H. P. Solos da Bacia de Taubaté (Vale do Paraíba): levantamento de reconhecimento. Séries monotípicas, suas propriedades genético-morfológicas, físicas e químicas. **Bragantia**, v. 20, p. 43–322, 1961.

VERDADE, F. C.; HUNGRIA, L. S. Estudo genético de bacia orgânica do Vale do Paraíba. **Bragantia**, v.25, n.1, 1966.

VIEIRA, R. F. **Ciclo do nitrogênio em sistemas agrícolas**. Brasília, DF. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/175460/1/2017LV04.pdf>>.

VITT, D. H. Peatlands. In: JORGENSEN, S.; FATH, B. D. **Encyclopedia of ecology**. 2.ed. Oxford: Elsevier, 2013. p. 557–566.

WANG, S.; ZHUANG, Q.; LÄHTEENOJA, O.; DRAPER, F. C.; CADILLO-QUIROZ, H. Potential shift from a carbon sink to a source in Amazonian peatlands under a changing climate. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 115, n. 49, p. 12407 LP – 12412, 2018. Disponível em: <<http://www.pnas.org/content/115/49/12407.abstract>>.

WARREN, M.; HERGOUALC'H, K.; KAUFFMAN, J. B.; MURDIYARSO, D.; KOLKA, R. An appraisal of Indonesia's immense peat carbon stock using national peatland maps: uncertainties and potential losses from conversion. **Carbon Balance and Management**, v. 12, n. 1, p. 12, 2017.

WIEDER, W. R.; HARTMAN, M. D.; SULMAN, B. N.; WANG, Y.-P.; KOVEN, C. D.; BONAN, G. B. Carbon cycle confidence and uncertainty: exploring variation among soil biogeochemical models. **Global Change Biology**, v. 24, n. 4, p. 1563–1579, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/gcb.13979>>.

WILSON, S.; GRIFFITHS, M.; ANIELSKI, M. **The Alberta GPI accounts:**

wetlands and peatlands. Calgary, Canadá. Disponível em:
<http://www.pembina.org/reports/23_wetlands_and_peatlands.pdf>.

WULANNINGTYAS, H. S.; GONG, Y.; LI, P.; SAKAGAMI, N.; NISHIWAKI, J.; KOMATSUZAKI, M. A cover crop and no-tillage system for enhancing soil health by increasing soil organic matter in soybean cultivation. **Soil and Tillage Research**, v. 205, p. 104749, 2021. Disponível em:
<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198720305316>>.

XU, J.; MORRIS, P. J.; LIU, J.; HOLDEN, J. PEATMAP: refining estimates of global peatland distribution based on a meta-analysis. **Catena**, v. 160, p. 134–140, 2018. Disponível em:
<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816217303004>>.

YANG, S.-S.; CHANG, H.-L. Effect of environmental conditions on methane production and emission from paddy soil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 69, n. 1, p. 69–80, 1998. Disponível em:
<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016788099800098X>>.

ZERBE, S.; STEFFENHAGEN, P.; PARAKENINGS, K.; TIMMERMANN, T.; FRICK, A.; GELBRECHT, J.; ZAK, D. Ecosystem service restoration after 10 years of rewetting peatlands in NE Germany. **Environmental management**, v. 51, n. 6, p. 1194–1209, 2013.

ZOLTAI, S. C.; MARTIKAINEN, P. J. Estimated extent of forested peatlands and their role in the global carbon cycle BT. In: APPS, M. J.; PRICE, D. T. (Ed.). **Forest ecosystems, forest management and the global carbon cycle**. Berlin, Heidelberg: Springer, 1996. p. 47–58.

APÊNDICE A

Tabela A.1: Locais de amostragem com a identificação dos sítios de coleta, das coberturas do solo, cronossequência adotadas no estudo, coordenadas geográficas e a altitude.

Local	Cobertura	Cronossequência	Coordenadas Geográficas		Altitude (m)
			Lat S	Long W	
São José dos Campos	Floresta	<10 anos	23° 10' 38.9"	45° 53' 41.5"	554
		>10 anos	23° 10' 16.7"	45° 53' 47.1"	559
	Pastagem	<10 anos	23° 10' 26.8"	45° 54' 08.8"	555
		>10 anos	23° 11' 01.5"	45° 54' 26.8"	556
	Hortaliça	<10 anos	23° 10' 38.7"	45° 53' 36.3"	555
Taubaté	Floresta	<10 anos	22° 59' 10.1"	45° 36' 10.9"	541
		>10 anos	23° 00' 30.9"	45° 35' 49.5"	541
	Pastagem	<10 anos	22° 59' 11.1"	45° 36' 07.7"	539
		>10 anos	22° 59' 35.4"	45° 35' 43.9"	535
	Milho/Soja	<10 anos	22° 59' 26.3"	45° 35' 56.2"	539
>10 anos		23° 00' 31.4"	45° 35' 54.1"	539	
Pindamonhangaba	Floresta	<10 anos	22° 54' 31.8"	45° 28' 33.0"	542
		>10 anos	22° 53' 28.9"	45° 29' 27.7"	547
	Pastagem	<10 anos	22° 51' 35.1"	45° 26' 08.6"	545
		>10 anos	22° 51' 39.1"	45° 26' 04.9"	538
	Arroz	<10 anos	22° 51' 54.5"	45° 28' 02.7"	540
		>10 anos	22° 52' 12.4"	45° 27' 44.8"	539
Hortaliça	>10 anos	22° 53' 17.3"	45° 29' 50.0"	552	
Lorena	Floresta	<10 anos	22° 42' 40.2"	45° 05' 27.9"	531
		>10 anos	22° 42' 38.4"	45° 05' 37.7"	527
	Pastagem	<10 anos	22° 42' 35.1"	45° 05' 11.5"	531
		>10 anos	22° 43' 01.7"	45° 04' 44.8"	523
	Arroz	<10 anos	22° 42' 28.7"	45° 03' 52.6"	525
		>10 anos	22° 40' 59.6"	45° 02' 56.2"	521

Tabela A.2: Matriz de correlação dos fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O com as variáveis físicas e químicas dos solos, com os coeficientes de Spearman considerando todas as coberturas da terra analisadas neste estudo.

	Fluxo de CH₄	Fluxo de CO₂	Fluxo de N₂O	TMO
Temp. solo	0,12	0,31	0,19	0,13
Temp. ar	0,22	-0,09	-0,01	0,01
Umidade	0,00	-0,17	-0,12	0,11
TMO	-0,29	0,01	0,10	
C	-0,29	0,01	0,10	1,00
pH	0,13	-0,04	0,01	-0,11
P	0,04	-0,03	0,25	0,16
K	0,19	0,03	-0,12	-0,55
Ca	0,11	0,07	0,09	-0,17
Mg	0,16	-0,07	-0,05	-0,39
S	-0,08	0,16	0,21	0,07
Cu	0,28	-0,18	-0,02	-0,50
Fe	0,23	-0,13	0,00	-0,27
Mn	0,19	-0,12	-0,16	-0,50
Zn	0,02	-0,01	-0,03	-0,03
Nitro	-0,11	0,03	0,14	0,48
Argila	0,02	-0,02	-0,02	-0,14
Silte	-0,12	0,16	0,08	0,41
Areia	0,01	-0,08	0,01	0,01
Prof.nível	-0,21	0,43	0,03	0,06
Densidade	0,22	-0,12	-0,14	-0,58
Distancia Rio	0,29	0,18	0,18	-0,05

Tabela A.3: Matriz de correlação dos fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O com as variáveis físicas e químicas dos solos, com os coeficientes de Spearman para as áreas de florestas.

	Fluxo de CH₄	Fluxo de CO₂	Fluxo de N₂O
Temp. solo	0,15	0,36	0,41
Temp. ar	0,25	-0,14	0,17
Umidade	-0,15	-0,32	-0,18
TMO	-0,30	0,02	0,42
C(%)	-0,30	0,02	0,22
pH	-0,28	0,24	0,22
P	-0,03	0,02	0,33
K	0,28	-0,12	0,09
Ca	-0,28	0,17	0,22
Mg	-0,08	0,06	0,08
S	0,07	0,45	0,51
Cu	0,06	-0,29	-0,06
Fe	-0,05	-0,19	0,08
Mn	-0,00	-0,08	-0,06
Zn	-0,29	0,15	0,13
Nitro	-0,14	0,18	0,23
Argila	0,06	0,22	0,11
Silte	-0,39	0,31	0,13
Areia	-0,05	-0,19	0,02
Prof.nível	0,04	0,46	0,35
Densidade	0,09	-0,35	-0,28
Distancia Rio	0,18	0,21	0,37

Tabela A.4: Matriz de correlação dos fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O com as variáveis físicas e químicas dos solos, com os coeficientes de Spearman para as áreas de pastagens.

	Fluxo de CH₄	Fluxo de CO₂	Fluxo de N₂O
Temp. solo	0,08	0,46	0,04
Temp. ar	0,21	0,00	-0,10
Umidade	0,14	0,00	-0,13
TMO	-0,24	0,21	-0,01
C(%)	-0,24	0,20	-0,01
pH	0,46	-0,04	-0,09
P	0,05	-0,11	0,18
K	0,10	0,16	-0,24
Ca	0,26	-0,05	-0,09
Mg	0,21	-0,21	-0,12
S	-0,30	0,21	0,10
Cu	0,35	-0,13	-0,01
Fe	0,27	-0,10	0,10
Mn	0,06	-0,14	-0,26
Zn	0,15	-0,14	-0,24
Nitro	-0,03	-0,01	0,23
Argila	-0,31	-0,07	0,23
Silte	-0,04	0,02	0,04
Areia	0,10	0,00	-0,26
Prof.nível	-0,26	0,48	-0,07
Densidade	0,09	-0,06	-0,19
Distancia Rio	0,07	-0,01	0,02

Tabela A.5: Matriz de correlação dos fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O com as variáveis físicas e químicas dos solos, com os coeficientes de Spearman para as áreas cobertas com hortaliças.

	Fluxo de CH₄	Fluxo de CO₂	Fluxo de N₂O
Tsolo	-0,57	0,52	0,88
Tar	-0,69	0,38	0,67
Umidade	-0,10	-0,05	0,55
TMO	0,60	-0,14	-0,52
C(%)	0,60	-0,14	-0,52
pH	0,08	-0,60	0,00
P	-0,24	-0,19	0,64
K	-0,62	-0,05	0,60
Ca	-0,24	-0,19	0,64
Mg	-0,28	-0,32	0,56
S	-0,48	0,14	0,88
Cu	-0,21	0,17	0,71
Fe	0,60	-0,02	-0,12
Mn	0,10	0,71	0,48
Zn	0,46	-0,32	-0,32
Nitro	0,50	-0,26	-0,86
Argila	-0,22	0,00	0,65
Silte	0,22	0,00	-0,65
Areia	-0,22	0,00	0,65
Prof.nível	0,53	0,11	-0,14
Densidade	-0,21	-0,03	0,68
Distancia Rio	0,22	0,00	-0,65

Tabela A.6: Matriz de correlação dos fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O com as variáveis físicas e químicas dos solos, com os coeficientes de Spearman para as áreas cobertas com milho/soja.

	Fluxo de CH₄	Fluxo de CO₂	Fluxo de N₂O
Temp. solo	0,55	0,62	0,85
Temp.ar	0,16	0,48	0,47
Umidade	0,26	-0,24	0,35
TMO	0,12	-0,40	0,29
C(%)	0,12	-0,40	0,29
pH	-0,45	-0,45	-0,89
P	0,31	0,50	0,26
K	0,07	0,90	0,34
Ca	-0,26	-0,14	-0,73
Mg	-0,19	-0,05	-0,61
S	-0,21	-0,14	-0,25
Cu	0,50	0,14	0,20
Fe	0,52	0,43	0,62
Mn	-0,43	0,38	-0,24
Zn	-0,24	0,02	-0,49
Nitro	-0,05	0,05	0,06
Argila	-0,53	-0,55	-0,68
Silte	0,53	0,55	0,68
Areia	0,53	0,55	0,68
Prof.nível	0,10	0,19	0,36
Densidade	0,53	0,55	0,68
Distancia Rio	0,22	0,22	0,27

Tabela A7: Matriz de correlação dos fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O com as variáveis físicas e químicas dos solos, com os coeficientes de Spearman para as áreas cobertas com arroz irrigado.

	Fluxo de CH₄	Fluxo de CO₂	Fluxo de N₂O
Temp.solo	0,14	0,15	-0,31
Temp.ar	0,50	-0,08	-0,44
Umidade	-0,36	0,01	0,27
TMO	-0,56	-0,24	-0,21
C(%)	-0,56	-0,24	-0,21
pH	0,72	-0,13	-0,18
P	0,46	-0,16	-0,25
K	0,14	0,03	-0,40
Ca	0,68	-0,07	-0,23
Mg	0,63	-0,13	-0,36
S	-0,19	-0,02	-0,13
Cu	0,41	-0,27	-0,22
Fe	0,48	-0,24	-0,34
Mn	0,34	-0,10	-0,18
Zn	0,00	-0,01	-0,45
Nitro	0,16	-0,51	-0,14
Argila	-0,15	-0,16	0,00
Silte	-0,15	0,20	-0,08
Areia	0,29	-0,06	0,12
Prof.nível	-0,48	0,33	-0,76
Densidade	0,19	0,02	-0,15
Distancia Rio	0,38	0,19	-0,01

Tabela A.8: Variação dos fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O (mínimos e máximos) para todos os sítios amostrais nas diferentes coberturas da terra e cronossequência.

Local	Cobertura	Cronossequência	CO ₂		CH ₄		N ₂ O	
			(g m ² d ⁻¹)					
			mín	máx	mín	máx	mín	máx
SJC	Floresta	<10 anos	1327,05	2549,21	-0,17	0,35	0,02	1,58
		>10 anos	1979,98	9248,95	-0,54	0,04	0,06	0,91
	Pastagem	<10 anos	53,24	5547,88	-0,25	0,10	0,33	2,31
		>10 anos	276,86	4985,64	-0,21	0,33	-0,10	0,22
	Hortaliça	<10 anos	607,08	2071,03	-0,39	0,41	0,03	0,65
	TAU	Floresta	<10 anos	132,97	1734,15	-0,41	0,34	0,07
>10 anos			1511,68	2783,11	-0,35	0,50	0,26	1,25
Pastagem		<10 anos	76,49	4133,56	-0,76	0,00	-0,06	3,92
		>10 anos	162,65	2444,93	-0,37	1,84	-0,07	0,95
Milho/Soja		<10 anos	624,40	1059,06	-0,99	0,29	-0,10	0,79
		>10 anos	793,50	9796,62	-0,09	0,91	0,00	5,29
PINDA	Floresta	<10 anos	137,12	2998,67	-1,32	0,01	-0,09	0,49
		>10 anos	359,96	1725,93	-0,18	0,18	-0,27	1,17
	Pastagem	<10 anos	61,51	1956,21	-0,19	0,15	0,03	0,24
		>10 anos	248,86	5566,55	-0,20	2,57	0,03	0,21
	Arroz	<10 anos	523,16	2773,44	0,05	1,27	-0,03	1,21
		>10 anos	195,36	1896,99	-0,02	8,58	-0,06	0,39

	Hortaliça	>10 anos	558,29	3727,94	-0,55	0,98	0,24	19,01
		<10 anos	846,99	4718,15	-0,03	0,23	0,14	0,55
	Floresta	>10 anos	258,73	5852,32	-0,63	0,44	-0,21	0,22
		<10 anos	256,10	2634,15	-0,46	0,38	0,01	1,14
LORENA	Pastagem	>10 anos	548,58	2056,59	-2,19	1,94	-0,01	0,35
		<10 anos	459,75	2895,94	0,26	5,07	-0,10	41,73
	Arroz	>10 anos	134,13	2876,69	-0,18	8,16	-0,04	0,58

Tabela A.9: Fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O nas áreas agrícolas nas diferentes culturas, cronossequências e campanhas. Desta-se em amarelo as áreas que apresentaram picos de emissão de N₂O.

Sítio	Campanha	Cobertura	Cronossequência	Fluxo CH₄	Fluxo CO₂ (g m² d⁻¹)	Fluxo N₂O
SJC	Abril/2019	Hortaliça	< 10 anos	0,4	607,1	0,0
Tau	Abril/2019	Milho/Soja	< 10 anos	0,3	624,4	0,1
Tau	Abril/2019	Milho/Soja	> 10 anos	0,0	951,3	1,8
Pinda	Abril/2019	Arroz	< 10 anos	0,1	1141,8	0,4
Pinda	Abril/2019	Arroz	> 10 anos	8,6	1037,4	0,3
Pinda	Abril/2019	Hortaliça	> 10 anos	-0,6	1248,7	5,2
Lorena	Abril/2019	Arroz	< 10 anos	0,5	1596,4	0,0
Lorena	Abril/2019	Arroz	> 10 anos	8,2	787,6	0,3
SJC	Agosto/19	Hortaliça	< 10 anos	0,08	1482,33	0,07
Tau	Agosto/19	Milho/Soja	< 10 anos	-0,99	629,28	-0,10
Tau	Agosto/19	Milho/Soja	> 10 anos	-0,03	793,50	0,10
Pinda	Agosto/19	Arroz	> 10 anos	0,23	883,47	0,39
Pinda	Agosto/19	Arroz	< 10 anos	0,05	523,16	0,06
Pinda	Agosto/19	Hortaliça	> 10 anos	0,98	558,29	0,24
Lorena	Agosto/19	Arroz	> 10 anos	-0,15	134,13	0,01
Lorena	Agosto/19	Arroz	< 10 anos	5,07	459,75	-0,10
SJC	Nov/19	Hortaliça	< 10 anos	-0,39	1261,76	0,27

Tau	Nov/19	Milho/Soja	< 10 anos	-0,25	818,88	0,47
Tau	Nov/19	Milho/Soja	> 10 anos	0,91	796,62	5,29
Pinda	Nov/19	Arroz	> 10 anos	-0,02	1896,99	0,33
Pinda	Nov/19	Arroz	< 10 anos	1,27	2773,44	-0,03
Pinda	Nov/19	Hortaliça	> 10 anos	-0,14	1672,41	19,01
Lorena	Nov/19	Arroz	> 10 anos	-0,18	2876,69	-0,04
Lorena	Nov/19	Arroz	< 10 anos	1,07	2895,94	41,73
SJC	Jan/20	Hortaliça	< 10 anos	0,2	2071,0	0,6
Tau	Jan/20	Milho/Soja	> 10 anos	-0,1	891,6	0,0
Tau	Jan/20	Milho/Soja	< 10 anos	0,1	1059,1	0,8
Pinda	Jan/20	Hortaliça	> 10 anos	0,0	3727,9	0,7
Pinda	Jan/20	Arroz	> 10 anos	0,8	195,4	-0,1
Pinda	Jan/20	Arroz	< 10 anos	0,1	1997,5	1,2
Lorena	Jan/20	Arroz	> 10 anos	0,0	973,1	0,6
Lorena	Jan/20	Arroz	< 10 anos	0,3	840,9	0,1

Tabela A.10: Matriz de correlação de todas as variáveis físicas e químicas dos solos, com os coeficientes de Spearman.

	CH ₄	CO ₂	N ₂ O	Tsolo	Tar	Umidade	TMO	C(%)	pH	P	K	Ca	Mg	S	Cu	Fe	Mn	Zn	Nitro	Argila	Silte	Areia	Prof.lenço	Densidade	Distancia Ri	
CH ₄																										
CO ₂	-0,05	0,65	0,35	0,23	0,03	1,0	0,00	0,0	0,2	0,7	0,1	0,3	0,1	0,5	0,0	0,03	0,06	0,85	0,31	0,84	0,26	0,95	0,04	0,0	0,0	
N ₂ O	0,10	0,40		0,07	0,39	0,1	0,93	0,9	0,7	0,8	0,8	0,5	0,5	0,1	0,1	0,23	0,27	0,91	0,80	0,85	0,14	0,43	0,00	0,3	0,1	
Tsolo	0,12	0,31	0,19		0,00	0,3	0,13	0,1	0,0	0,8	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,41	0,03	0,50	0,04	0,61	0,11	0,16	0,04	0,1	0,4	
Tar	0,22	-0,09	-0,01	0,71		0,3	0,01	0,0	0,0	0,9	0,0	0,1	0,1	0,7	0,0	0,63	0,00	0,71	0,04	0,77	0,09	0,22	0,33	0,0	0,4	
Umidade	0,00	-0,17	-0,12	0,12	0,10		0,11	0,1	0,1	1,0	0,0	0,1	0,0	0,8	0,0	0,00	0,00	0,52	0,00	0,01	0,00	0,00	0,11	0,0	0,0	
TMO	-0,29	0,01	0,10	-0,16	-0,26	-0,2		0,0	0,3	0,1	0,0	0,1	0,0	0,5	0,0	0,01	0,00	0,78	0,00	0,18	0,00	0,89	0,54	0,0	0,6	
C	-0,29	0,01	0,10	-0,16	-0,26	-0,2	1,00		0,3	0,1	0,0	0,1	0,0	0,5	0,0	0,01	0,00	0,79	0,00	0,18	0,00	0,88	0,53	0,0	0,6	
pH	0,13	-0,04	0,01	0,25	0,28	0,2	-0,11	-0,1		0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,45	0,02	0,00	0,17	0,00	0,14	0,00	0,28	0,1	0,1	
P	0,04	-0,03	0,25	0,03	-0,01	0,0	0,16	0,2	0,4		0,3	0,0	0,0	0,1	0,0	0,00	0,65	0,00	0,01	0,00	0,72	0,00	0,24	0,3	0,1	
K	0,19	0,03	-0,12	0,31	0,30	0,3	-0,55	-0,5	0,3	0,1		0,0	0,0	0,9	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,38	0,00	0,05	0,93	0,0	1,0	
Ca	0,11	0,07	0,09	0,21	0,18	0,2	-0,17	-0,2	0,8	0,5	0,3		0,0	0,4	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22	0,00	0,07	0,00	0,42	0,0	0,0
Mg	0,16	-0,07	-0,05	0,18	0,20	0,3	-0,39	-0,4	0,8	0,4	0,6	0,9		0,6	0,0	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,17	0,0	0,1	
S	-0,08	0,16	0,21	0,21	0,04	0,0	0,07	0,1	0,0	0,2	0,0	0,1	-0,1		0,5	0,20	0,81	0,92	0,74	0,09	0,29	0,11	0,01	0,8	0,2	
Cu	0,28	-0,18	-0,02	0,18	0,30	0,3	-0,50	-0,5	0,4	0,3	0,5	0,5	0,6	-0,1		0,00	0,00	0,00	0,00	0,84	0,00	0,27	0,00	0,0	1,0	
Fe	0,23	-0,13	0,00	-0,09	0,05	0,4	-0,27	-0,3	0,1	0,4	0,4	0,3	0,3	-0,1	0,5		0,00	0,00	0,01	0,25	0,05	0,01	0,01	0,0	0,7	
Mn	0,19	-0,12	-0,16	0,22	0,34	0,5	-0,50	-0,5	0,2	0,0	0,5	0,4	0,5	0,0	0,5	0,52		0,01	0,00	0,44	0,00	0,09	0,62	0,0	0,4	
Zn	0,02	-0,01	-0,03	-0,07	-0,04	0,1	-0,03	0,0	0,4	0,5	0,3	0,6	0,5	0,0	0,4	0,47	0,26		0,99	0,01	0,09	0,00	0,04	0,0	0,9	
Nitro	-0,11	0,03	0,14	-0,21	-0,21	-0,8	0,48	0,5	-0,1	0,3	-0,4	-0,1	-0,3	0,0	-0,4	-0,27	-0,62	0,00		0,59	0,00	0,00	0,13	0,0	0,0	
Argila	0,02	-0,02	-0,02	-0,05	-0,03	-0,3	-0,14	-0,1	-0,4	-0,3	-0,1	-0,3	-0,3	0,2	0,0	-0,12	0,08	-0,27	0,06		0,31	0,00	0,66	1,0	0,6	
Silte	-0,12	0,16	0,08	-0,17	-0,18	-0,5	0,41	0,4	-0,2	0,0	-0,4	-0,2	-0,4	0,1	-0,4	-0,20	-0,35	-0,17	0,57	0,11		0,00	0,62	0,0	0,3	
Areia	0,01	-0,08	0,01	0,14	0,13	0,5	0,01	0,0	0,4	0,3	0,2	0,4	0,4	-0,2	0,1	0,28	0,18	0,29	-0,29	-0,82	-0,45		0,64	0,0	0,8	
Prof.lenço	-0,21	0,43	0,03	0,21	-0,10	0,2	0,06	0,1	-0,1	-0,1	0,0	-0,1	-0,1	0,3	-0,3	-0,28	-0,05	-0,21	-0,16	-0,05	0,05	0,05		0,7	0,2	
Densidade	0,22	-0,12	-0,14	0,18	0,25	0,7	-0,58	-0,6	0,2	-0,1	0,6	0,3	0,4	0,0	0,6	0,49	0,77	0,22	-0,81	0,00	-0,58	0,29	-0,05		0,1	
Distancia Ri	0,29	0,18	0,18	0,09	0,09	-0,4	-0,05	0,0	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,1	0,0	-0,04	-0,08	0,01	0,21	0,06	0,12	-0,03	-0,13	-0,1		