

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

LUARA CASTILHO BALBINOT

RELAÇÕES HIDROBIOGEOQUÍMICAS NO SISTEMA ÁGUA-SOLO-PLANTA
EM VASOS E CAMPO COM DIFERENTES ESPÉCIES FLORESTAIS

CURITIBA

2025

LUARA CASTILHO BALBINOT

RELAÇÕES HIDROBIOGEOQUÍMICAS NO SISTEMA ÁGUA-SOLO-PLANTA
EM VASOS E CAMPO COM DIFERENTES ESPÉCIES FLORESTAIS

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Renato Marques

Coorientadores:

Prof^ª. Dr^a. Kelly Cristina Tonello

Prof. Dr. Álvaro Luis Pasquetti Berghetti

CURITIBA

2025

Ficha catalográfica elaborada pela
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Balbinot, Luara Castilho

Relações hidrobiogeoquímicas no sistema água-solo-planta em vasos e campo com diferentes espécies florestais . - Curitiba, 2025.

1 recurso on-line : PDF

Orientador: Prof. Dr. Renato Marques

Coorientadores: Profa . Dra . Kelly Cristina Tonello

Prof. Dr. Álvaro Luis Pasquetti Berghetti

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa: Curitiba, 24/03/2025.

1. Plantas - Relações hídricas. 2. Plantas florestais - Efeito da umidade do solo. 3. Plantas florestais - Cultivo. 4. Solos - Microbiologia. 5. Solos - Fertilização. 6. Solos - Manejo. 7. Ciclos biogeoquímicos. 8. Recuperação ecológica. I. Marques Renato. II. Tonello, Kelly Cristina. III. Berghetti, Álvaro Luis Pasquetti. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. V. Título.

CDD - 631.4

581.732

CDU - 631.42

634.0.114

Bibliotecária: Marilene do Rocio Veiga - CRB9/424

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **LUARA CASTILHO BALBINOT**, intitulada: **RELAÇÕES HIDROBIOGEOQUÍMICAS NO SISTEMA ÁGUA-SOLO-PLANTA EM VASOS E CAMPO COM DIFERENTES ESPÉCIES FLORESTAIS**, sob orientação do Prof. Dr. RENATO MARQUES, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

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

CURITIBA, 24 de Março de 2025.

Assinatura Eletrônica

25/03/2025 12:00:32.0

RENATO MARQUES

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

25/03/2025 15:35:21.0

ALESSANDRO CAMARGO ANGELO

Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

26/03/2025 13:21:12.0

JEFERSON ALBERTO DE LIMA

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA)

Assinatura Eletrônica

25/03/2025 22:44:21.0

NELSON LUIZ COSMO

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

26/03/2025 13:09:23.0

MARCELLE TEODORO LIMA CUNHA

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MINAS GERAIS)

AGRADECIMENTOS

Ao meu marido, Leonardo Castilho Balbinot, pela sua dedicação em me ajudar a alcançar meus objetivos, me ajudando e apoiando em todas as etapas, ao amor e paciência e em especial pelo seu companheirismo, tornando cada etapa mais leve e divertida. À Leia e ao Graveto, que me trouxeram amor e alegria nesta trajetória.

A minha família, minha mãe Lara, irmã Ana Carolina, tia Ana e meus avós Laírces e José Ivan, que sempre me apoiaram e me incentivaram em toda a minha trajetória;

Ao meu orientador Renato Marques, pela orientação, confiança e abertura para trabalharmos em conjunto integrando diversas áreas de interesse dentro da florestal;

Aos meus Coorientadores Álvaro Luis Pasquetti Berguetti, pela ajuda, recursos e dicas e Kelly Cristina Tonello, por toda ajuda, confiança, incentivo e por me inspirar a buscar a carreira acadêmica.

Aos membros das bancas de defesa e qualificação, Alessandro, Dagma, Jeferson, Marcelle e Nelson, pela disponibilidade, participação e contribuições.

Ao John e a Stefanie, por todo suporte em meu período sanduíche nos Estados Unidos, pelas boas conversas, ensinamentos e ótimas experiências.

Aos professores Alessandro, Nelson, Christopher, Allan e em especial a Dagma, pelas dicas, apoio, trocas de ideias e boas conversas que me fazem desenvolver como ser humano.

Aos colegas da pós-graduação e da graduação, em especial, Letícia, Alessandra e Janaína, por todo apoio nos experimentos, medições, risadas, conversas e pela amizade.

Aos todos os técnicos que me ajudaram nas análises, em especial, Fabiana, Carla, Rafael e Tássya, por toda ajuda nas análises, extrações, pelos ensinamentos e todo o apoio, me ajudando muito neste trabalho;

Pelos Laboratórios de Análises Biogeoquímicas (LAB), Laboratório de Sementes Florestais (LASF), ao Grupo Integrado de Estudos em Silvicultura de Plantações Florestais e Recuperação de Áreas Degradadas (GISPRAD), *Wet Plant Lab* e pelo Projeto Arboreto III.

Agradeço à Universidade Federal do Paraná (UFPR), e pelo Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal (PPGEF), pela oportunidade, estrutura, recursos que tornaram possível essa e tantas outras pesquisas científicas.

À CAPES, pela bolsa de doutorado e pela bolsa sanduíche que tornaram possível minha dedicação nesses últimos anos à pesquisa florestal.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES). “Código 001.”

“A educação é a arma mais poderosa que
você pode usar para mudar o mundo”

- Nelson Mandela

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo investigar os efeitos de diferentes técnicas de manejo, fertilização e disponibilidade hídrica nas propriedades químicas, microbiológicas e hídricas do solo, bem como nas interações água-solo-planta, em três sistemas florestais distintos: (Capítulo 1) florestas de produção de *Pinus taeda* sob diferentes preparos de solo; (Capítulo 2) florestas de conservação sob técnicas de recuperação; e (Capítulo 3) um experimento em vasos com três espécies de *Pinus* (*P. caribaea*, *P. maximinoi* e *P. taeda*). Foram avaliados a infiltração de água, a resistência mecânica do solo, a respiração basal, a mineralização de nitrogênio, a biomassa microbiana, a fotossíntese, a respiração das plantas e as características estomáticas das acículas. No Capítulo 1, observou-se que o preparo do solo alterou significativamente as propriedades físicas do solo, com efeitos mais pronunciados em solos com menor teor de argila. No Capítulo 2, a regeneração natural destacou-se como a técnica mais eficaz para promover a infiltração de água e a diversidade microbiológica do solo. No Capítulo 3, a disponibilidade hídrica e a fertilização tiveram efeitos distintos sobre o crescimento e a fisiologia das plantas, com as espécies tropicais (*P. caribaea* e *P. maximinoi*) mostrando maior sensibilidade à redução de água, enquanto a espécie temperada (*P. taeda*) apresentou maior resiliência. Conclui-se que as técnicas de manejo, a disponibilidade hídrica e a fertilização têm impactos significativos nas propriedades do solo e no desenvolvimento vegetal, dependendo do contexto e das características específicas de cada sistema. Os resultados reforçam a necessidade de abordagens específicas para cada espécie e situação climática, visando práticas de manejo sustentáveis e adaptadas a cenários de mudanças climáticas.

Palavras-chave: Infiltração de água no solo. Relação solo-planta-água. Microbiologia do solo. *Pinus*. Recuperação florestal.

ABSTRACT

This study aimed to investigate the effects of different management techniques, fertilization, and water availability on the chemical, microbiological, and hydrological properties of the soil, as well as on water-soil-plant interactions, in three distinct forest systems: (Chapter 1) production forests of *Pinus taeda* under different soil preparation methods; (Chapter 2) conservation forests under restoration techniques; and (Chapter 3) a pot experiment with three *Pinus* species (*P. caribaea*, *P. maximinoi*, and *P. taeda*). The following were evaluated: water infiltration, soil mechanical resistance, basal respiration, nitrogen mineralization, microbial biomass, photosynthesis, plant respiration, and stomatal characteristics of needles. In Chapter 1, it was observed that soil preparation significantly altered the physical properties of the soil, with more pronounced effects in soils with lower clay content. In Chapter 2, natural regeneration stood out as the most effective technique for promoting water infiltration and soil microbiological diversity. In Chapter 3, water availability and fertilization had distinct effects on plant growth and physiology, with tropical species (*P. caribaea* and *P. maximinoi*) showing greater sensitivity to water reduction, while the temperate species (*P. taeda*) exhibited greater resilience. It is concluded that management techniques, water availability, and fertilization have significant impacts on soil properties and plant development, depending on the context and specific characteristics of each system. The results reinforce the need for species- and climate-specific approaches, aiming for sustainable management practices adapted to climate change scenarios.

Keywords: Soil water infiltration. Soil-plant-water relationship. Soil microbiology. *Pinus*. Forest restoration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização dos 2 sítios do experimento de preparo do solo.	25
Figura 2 - Pontos amostrais dentro de cada parcela de preparo de solo de Pinus.	26
Figura 3 - Penetrógrafo.....	27
Figura 5 - Médias de resistência à penetração do solo com os preparos de solo agrupados para cada sítio.	34
Figura 6 - Resistencia mecânica a penetração do solo em relação a diferentes classes de profundidades para os Sítios A (arenoso) e B (argiloso) e diferentes sistemas de preparo de solo.	36
Figura 7 - Interação entre os diferentes sítios e os preparos de solo em relação a condutividade hidráulica do solo. Letras minúsculas referem-se ao preparo de solo. Letras maiúsculas correspondem aos diferentes sítios.	40
Figura 8 - Comportamento da velocidade de infiltração em diferentes sítios.	42
Figura 9 - Comportamento da velocidade de infiltração sob diferentes tipos de preparo de solo – Sítio A.....	43
Figura 10 - Comportamento da velocidade de infiltração sob diferentes tipos de preparo de solo – Sítio B.....	43
Figura 11 - Interação entre os diferentes sítios e os preparos de solo em relação a velocidade básica de infiltração média. Letras minúsculas referem-se ao preparo de solo. Letras maiúsculas correspondem aos diferentes sítios.	45
Figura 12 - Interação entre os diferentes sítios e os preparos de solo em relação a velocidade básica de infiltração média. Letras minúsculas referem-se ao preparo de solo. Letras maiúsculas correspondem aos diferentes sítios.	47
Figura 13 - Correlação entre Resistência à Penetração do Solo (RPS) e Condutividade hidráulica (K) em diferentes sistemas de preparo do solo. Convencional (C); Preparo reduzido (PR); Sub-solado com máquina (SUB). ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1	50

Figura 14 - Localização da Área do Experimento.....	68
Figura 15 - Desenho experimental do Projeto Arboreto III.....	70
Figura 16 - Pontos amostrais dentro de cada parcela.	70
Figura 17 - Extração e leitura de macronutrientes no solo: A) pipetador automático para extração em Mehlich I; B) fotômetro de chama na determinação de K e Na; C) espectrofotômetro de absorção atômica para determinação de Ca e Mg.	71
Figura 18 - A) Incubação e B) leitura via titulação da análise da Respiração Basal do Solo (RBS).....	72
Figura 19 - Penetrógrafo (destaque em branco).	75
Figura 20 - Infiltrômetro Mini Disk da Meter Group®.....	76
Figura 21 - pH do solo. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis. Letras minúsculas representam diferença entre os tratamentos (p-value < 0,05).	79
Figura 22 - H + Al do solo em diferentes sistemas de regeneração florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis. Letras minúsculas representam diferença entre os tratamentos (p-value < 0,05).	80
Figura 23 - P – Fósforo do solo em diferentes sistemas de regeneração florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis. Letras minúsculas representam diferença entre os tratamentos (p-value < 0,05).	81
Figura 24 - Respiração Basal do Solo em difentes sistemas de regeneração florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis. Letras minúsculas representam diferença entre os tratamentos (p-value < 0,05).	82
Figura 25 - Quociente de CO ₂ do solo em diferentes sistemas de regeneração florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4:	

Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis. Letras minúsculas representam diferença entre os tratamentos (p-value < 0,05).	85
Figura 26 - Médias das resistências a penetração do solo ao longo da profundidade em diferentes sistemas de regeneração florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis.	87
Figura 27 - Resistencia do solo a penetração média em diferentes sistemas de regeneração florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis. Letras minúsculas representam diferença entre os tratamentos (p-value < 0,05).	89
Figura 28 - Condutividade hidráulica não saturada do solo em diferentes técnicas de recuperação florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis.....	91
Figura 29 - Velocidade básica de infiltração ao longo do tempo em diferentes sistemas de regeneração florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis.....	92
Figura 30 - Velocidade Básica de Infiltração média em diferentes sistemas de regeneração florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis.....	94
Figura 31 - Velocidade Básica de Infiltração final / estabilizada em diferentes sistemas de regeneração florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis.....	95
Figura 32 - Infiltração acumulada em diferentes sistemas de regeneração florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis.	96

Figura 33 - Experimento de vaso separado por espécie.	117
Figura 34 - Aferição do peso ideal para respectiva % da CC.	120
Figura 35 - Uso do IRGA para obtenção das variáveis fisiológicas.	121
Figura 36 - Extração e leitura de macronutrientes no solo: A) pipetador automático para extração em Mehlich I; B) fotômetro de chama na determinação de K e Na; C) espectrofotômetro de absorção atômica para determinação de Ca e Mg.	122
Figura 37 - Extração em KCl para análise de mineralização de N. A) incubação das amostras para mineralização de N. B) Extração da alíquota sobrenadante das amostras.	123
Figura 38 - A) Preparo das amostras para B) leituras de amônio e nitrato em espectrofotômetro.	124
Figura 39 - A) Incubação e B) leitura via titulação da análise da Respiração Basal do Solo (RBS).	125
Figura 40 - Extração de macronutrientes dos compostos vegetais do EA (<i>P. taeda</i>). ...	126
Figura 41 - Fotografia dos estômatos com lupa óptica.	127
Figura 42 - Representação gráfica das médias da concentração de fósforo (P) nos tecidos vegetais de <i>P. taeda</i> . Letras minúsculas referem-se à adição ou não de fertilizante. Letras maiúsculas correspondem as capacidades de campo. Letra romana referem-se as partes do vegetal.	163
Figura 43 - Representação gráfica das médias da concentração de cálcio (Ca) nos tecidos vegetais de <i>P. taeda</i> . Letras minúsculas referem-se à adição ou não de fertilizante. Letras maiúsculas correspondem as capacidades de campo. Letra romana referem-se as partes do vegetal.	164
Figura 44 - Representação gráfica das médias da concentração de magnésio (Mg) nos tecidos vegetais de <i>P. taeda</i> . Letras minúsculas referem-se à adição ou não de fertilizante. Letras maiúsculas correspondem as capacidades de campo. Letra romana referem-se as partes do vegetal.	165

Figura 45 - Representação gráfica das médias da concentração de potássio (K) nos tecidos vegetais de *P. taeda*. Letras minúsculas referem-se à adição ou não de fertilizante. Letras maiúsculas correspondem as capacidades de campo. Letra romana referem-se as partes do vegetal..... 166

LISTA DE TABELA

Tabela 1 - Caraterísticas de localização, clima, altitude e teor de argila dos sítios A e B.	24
Tabela 2 - Descrição das técnicas de preparo do solo e o código de cada tratamento em plantios de Pinus taeda.	25
Tabela 3 - Análise de DEVIANCE com fatorial triplo entre preparos de solo x sítio x tempo para a variável VIB.	41
Tabela 4 - Modelos para todos os tratamentos com métricas de avaliação.	48
Tabela 5 - Tratamentos com respectivas técnicas de RAD do Projeto Arboreto III.	69
Tabela 6 - Valores médios de Carbono da Biomassa Microbiana para diferentes métodos de regeneração delineados em blocos casualizados.	83
Tabela 7 - Valores médios de Nitrogênio da Biomassa Microbiana para diferentes métodos de regeneração delineados em blocos casualizados.	84
Tabela 8 - Medias das resistências a penetração do solo agrupado por tratamento ao longo das classes de profundidade em diferentes sistemas de regeneração florestal.	88
Tabela 9 - Delineamento experimental d.....	118
Tabela 10 - Características físico-químicas dos solos utilizados nos experimentos.....	119
Tabela 11 - Análise química do solo final de Pinus caribae sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.	129
Tabela 12 - Análise química do solo final de Pinus maximinoi sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.	131

Tabela 13 - Análise química do solo final de <i>Pinus taeda</i> sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.....	133
Tabela 14 - Respiração Basal do Solo (RBS) final de <i>Pinus caribaea</i> sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.	136
Tabela 15 - Respiração Basal do Solo (RBS) final de <i>Pinus maximinoi</i> sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.	136
Tabela 16 - Respiração Basal do Solo (RBS) final de <i>Pinus taeda</i> sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.	137
Tabela 17 - Nitrato Total (NO_3 total), Amônio Total (NH_4 total) e Nitrogênio disponível Total (NDT) final de <i>Pinus caribaea</i> sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.	138
Tabela 18 - Nitrato Total (NO_3 total), Amônio Total (NH_4 total) e Nitrogênio disponível Total (NDT) final de <i>Pinus maximinoi</i> sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.	139
Tabela 19 - Nitrato Total (NO_3 total), Amônio Total (NH_4 total) e Nitrogênio disponível Total (NDT) final de <i>Pinus taeda</i> sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.	140
Tabela 20 - Altura final e Diâmetro a altura do colo (DAC) final de <i>Pinus caribaea</i> sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC =	

capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante. 142

Tabela 21 - Massa Seca de Raiz (MSR), Massa Seca da Parte Aérea (MSPA), Massa Seca Total (MST) final e Razão S:R de *Pinus caribae* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante. 143

Tabela 22 - Altura (H) e Diâmetro a Altura do Colo (DAC) final de *Pinus maximinoi* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante..... 145

Tabela 23 - Massa Seca da Raiz (MSR), Massa Seca da Parte Aérea (MSPA), Massa Seca Total (MST) final e Razão S:R de *Pinus maximinoi* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante. 146

Tabela 24 - Massa Seca da Raiz (MSR), Massa Seca da Parte Aérea (MSPA), Massa Seca do Caule (MSC), Massa Seca das Acículas (MSA), Massa Seca Total (MST) final e Razão S:R final de *Pinus taeda* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante..... 148

Tabela 25 - Área dos estômatos (SA), Número de Linhas (NL) e Densidade estomática (SD) final de *Pinus caribae* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante. 151

Tabela 26 - Área dos estômatos (SA), Número de Linhas (NL) e Densidade estomática (SD) final de *Pinus maximinoi* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante. 153

Tabela 27 - Área dos estômatos (SA), Número de Linhas (NL) e Densidade estomática (SD) final de <i>Pinus taeda</i> sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.....	154
Tabela 28 - Concentração Intercelular de CO ₂ (ci), Taxa Fotossintética (A) e Transpiração (T) final de <i>Pinus caribaea</i> sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.....	157
Tabela 29 - Concentração Intercelular de CO ₂ (ci), Taxa Fotossintética (A) e Transpiração (T) final de <i>Pinus maximinoi</i> sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.....	158
Tabela 30 - Concentração Intercelular de CO ₂ (ci), Taxa Fotossintética (A) e Eficiência do uso da água instantâneo (WUEi) final de <i>Pinus taeda</i> sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.	159

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	16
1.1	OBJETIVO GERAL.....	19
CAPÍTULO 1 - EFEITO DO SISTEMA DE PREPARO E DA		
GRANULOMETRIA DO SOLO SOBRE PROPRIEDADES		
HIDROFÍSICAS DO SOLO EM PLANTIO DE <i>Pinus taeda</i>.....		
1	INTRODUÇÃO	21
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	24
2.1	CARACTERÍSTICAS DAS ÁREAS DE ESTUDO	24
2.2	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	25
2.3	RESISTÊNCIA MECÂNICA À PENETRAÇÃO DO SOLO (RPS)	26
2.4	INFILTRAÇÃO DE ÁGUA NO SOLO	27
2.4.1	Velocidade Básica de Infiltração (VIB):.....	28
2.4.2	Condutividade hidráulica do solo não saturado (K):	28
2.5	MODELAGEM DA INFILTRAÇÃO	29
2.5.1	Modelo de Kostiakov	29
2.5.2	Modelo de Horton.....	29
2.5.3	Modelo de Philip	30
2.6	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	30
2.6.1	Avaliação dos modelos dos modelos de infiltração	31
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
3.1	RESISTÊNCIA A PENETRAÇÃO DO SOLO (RPS).....	33
3.2	CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA NÃO SATURADA (K)	39
3.3	VELOCIDADE BÁSICA DE INFILTRAÇÃO	41
3.3.1	VIB GLMM.....	41
3.3.2	VIB média.....	44

3.3.3 VIB Final / estabilizada	46
3.4 MODELAGEM VIB	47
3.5 CORRELAÇÃO	49
4 CONCLUSÃO.....	51
REFERÊNCIAS	52
CAPÍTULO 2 - PROPRIEDADES HIDROBIOGEOQUÍMICAS NO SOLO EM DIFERENTES SISTEMAS DE REGENERAÇÃO FLORESTAL	64
1 INTRODUÇÃO	64
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	68
2.1 ANÁLISE QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DO SOLO	71
2.1.1 Análise química dos solos	71
2.1.2 Determinação da Respiração Basal do Solo (RBS).....	72
2.1.3 Determinação do carbono da biomassa microbiana (CMB) e nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) do solo	73
2.1.4 Quociente metabólico do solo (qCO_2).....	74
2.2 RESISTÊNCIA MECÂNICA À PENETRAÇÃO DO SOLO (RPS)	74
2.3 INFILTRAÇÃO DE ÁGUA NO SOLO	75
2.3.1 Velocidade Básica de Infiltração (VIB).....	76
2.3.2 Condutividade hidráulica do solo não saturado (K)	77
2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	77
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	79
3.1 QUÍMICA DO SOLO.....	79
3.2 MICROBIOLOGIA DO SOLO	82
3.2.1 Respiração Basal do Solo – RBS.....	82
3.2.2 Carbono da biomassa microbiana – CBM.....	83
3.2.3 Nitrogênio da biomassa microbiana – NBM	84
3.2.4 Quociente metabólico para dióxido de carbono - qCO_2	85

3.3	RESISTÊNCIA MECÂNICA À PENETRAÇÃO DO SOLO (RPS)	86
3.4	VARIÁVEIS DE INFILTRAÇÃO.....	90
3.4.1	Condutividade hidráulica do solo – K	90
3.4.2	Velocidade básica de infiltração (VIB) ao longo do tempo.....	92
3.4.3	Velocidade de infiltração básica (VIB) média.....	93
3.4.4	Velocidade de infiltração básica (VIB) final / estabilizada	94
3.4.5	Infiltração acumulada	96
4	CONCLUSÃO	97
	REFERÊNCIAS	98
CAPÍTULO 3 – EFEITOS DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA E DA		
FERTILIZAÇÃO EM ATRIBUTOS DO SOLO E NO CRESCIMENTO,		
FISIOLOGIA E NUTRIÇÃO DE TRÊS ESPÉCIES DE PINUS		
		114
1	INTRODUÇÃO.....	114
2	MATERIAL E MÉTODOS	117
2.1	VARIÁVEIS DE CRESCIMENTO.....	120
2.2	VARIÁVEIS FISIOLÓGICAS.....	121
2.3	ANÁLISE QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DO SOLO	122
2.3.1	Análise química dos solos	122
2.3.2	Ensaio de mineralização do nitrogênio do solo	123
2.3.3	Determinação da respiração basal do solo (RBS)	124
2.4	ANÁLISE QUÍMICA VEGETAL (<i>P. taeda</i>).....	126
2.5	ANÁLISE ANATÔMICA DOS ESTÔMATOS	127
2.6	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	128
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	129
3.1	QUÍMICA DO SOLO.....	129
3.1.1	<i>Pinus caribae</i>	129
3.1.2	<i>Pinus maximinoi</i>	131

3.1.3 <i>Pinus taeda</i>	133
3.2 RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO – RBS.....	135
3.2.1 <i>Pinus caribae</i>	135
3.2.2 <i>Pinus maximinoi</i>	136
3.2.3 <i>Pinus taeda</i>	137
3.3 MINERALIZAÇÃO DO SOLO.....	138
3.3.1 <i>Pinus caribae</i>	138
3.3.2 <i>Pinus maximinoi</i>	139
3.3.3 <i>Pinus taeda</i>	140
3.4 CRESCIMENTO	142
3.4.1 <i>Pinus caribae</i>	142
3.4.2 <i>Pinus maximinoi</i>	145
3.4.3 <i>Pinus taeda</i>	147
3.5 ANÁLISE ESTOMÁTICA.....	151
3.5.1 <i>Pinus caribae</i>	151
3.5.2 <i>Pinus maximinoi</i>	153
3.5.3 <i>Pinus taeda</i>	154
3.6 ANÁLISE FISIOLÓGICA	157
3.6.1 <i>Pinus caribae</i>	157
3.6.2 <i>Pinus maximinoi</i>	158
3.6.3 <i>Pinus taeda</i>	159
3.7 ANÁLISE QUÍMICA PARTES DOS VEGETAIS.....	163
3.7.1 <i>Pinus taeda</i>	163
4 CONCLUSÃO.....	168
REFERÊNCIAS	169
CONSIDERAÇÕES FINAIS	185
REFERÊNCIAS	187

1 INTRODUÇÃO GERAL

A água é vital para todos os aspectos da vida em nosso planeta. O gerenciamento da água é um componente fundamental das atividades econômicas humanas e deve se tornar ainda mais crítico à medida que as mudanças na demanda e no clima alteram sua disponibilidade e qualidade (Peters-Lidard *et al.*, 2021). Conforme observado no Quinto Relatório de Avaliação Climático Nacional (Norte Americano):

“Os sistemas naturais e humanos evoluíram com base nos padrões históricos do ciclo da água, tornando a adaptação rápida um desafio. Chuvas mais intensas, combinadas com mudanças no uso da terra e outros fatores, como umidade do solo e cobertura de neve, estão levando a um aumento nos danos causados por inundações. Os impactos das secas também estão aumentando, assim como os impactos na qualidade da água relacionados a inundações e secas. Todas as comunidades serão afetadas, mas, em particular, aquelas que estão na linha de frente das mudanças climáticas — incluindo muitas comunidades negras, hispânicas, tribais, indígenas e socioeconomicamente vulneráveis — enfrentam riscos crescentes devido às mudanças na quantidade e qualidade da água, pois suas casas e locais de trabalho estão próximos a áreas de risco e há acesso limitado a recursos e infraestrutura.” (USGCRP, 2023).

As mudanças climáticas, juntamente com o aumento da demanda por água (WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME, 2003; Hegerlet *et al.*, 2015), devem agravar a escassez hídrica em muitas regiões nas próximas décadas (Kundzewicz e José Mata, 2007; Arnell *et al.*, 2013). Eventos extremos ligados ao ciclo da água, como secas, chuvas intensas e inundações, já causam danos significativos (Lazo *et al.*, 2011), e espera-se que esses eventos se tornem mais severos e frequentes (Dai, 2006; Hegerl *et al.*, 2015).

Além da disponibilidade hídrica, as características do solo são de extrema importância para o desenvolvimento sustentável e ecologicamente correto de todas as plantas; a saúde do solo está associada à disponibilidade de nutrientes e resistência das plantas ao estresse (Tahat *et al.*, 2020).

A qualidade do solo, definida pelas características físicas, químicas e biológicas, determina a capacidade de suporte para o crescimento das plantas e manutenção dos serviços ecossistêmicos (Parr *et al.*, 1992). A alta qualidade do solo é associada com a melhor infiltração de água no solo, aeração e retenção de nutrientes, que são cruciais para o desenvolvimento sustentável das plantas (Herrick, 2000).

O Manejo sustentável do solo, pode melhorar a saúde do solo através do aumento da atividade e diversidade microbiológica (Tahat *et al.*, 2020), aumentando a capacidade do solo suportar o crescimento das plantas resistindo à degradação (Hou *et al.*, 2020) e às perdas de água e nutrientes.

Micro-organismos do solo, incluindo bactérias e fungos desempenham fundamental papel na ciclagem de nutrientes, decomposição de matéria orgânica e supressão patogênica, essenciais para a saúde das plantas e solo (Wang, Chi e Song, 2024).

As alterações no comportamento do ciclo hidrológico afetam de maneira significativa o desenvolvimento das plantas (Zeppel; Wilks e Lewis, 2014), seja em florestas naturais (Edwards *et al.*, 2014), em regeneração florestal (Pereira *et al.*, 2021) ou em plantios comerciais (Singh, Sihag e Deswal, 2019). A entrada da água em um sistema, pela infiltração por exemplo, interage com as raízes das plantas, micróbios e solos, facilitando a ciclagem de carbono e nutrientes e mobilizando solutos (Li, *et al.*, 2020).

O fluxo físico da água e as transformações biogeoquímicas, são reguladas pela vegetação de cobertura e pelo solo, pela profundidade das rochas e pelas propriedades subsuperficiais, estruturas que juntas, regulam a distribuição espacial das propriedades físicas e biogeoquímicas que governam o estoque, disponibilidade e fluxo de água no meio ambiente e o potencial de reações (Li, *et al.*, 2020).

Tanto as estruturas sobre quanto sob o solo, estão sendo alteradas pelas mudanças climáticas e atividades humanas, as alterações sobre o solo são facilmente visíveis, mas as alterações que têm ocorrido sob a superfície do solo, não são tão facilmente visíveis, resultando em menor atenção e conhecimento do assunto (Michaletz, Cheng, Kerkhoff, & Enquist, 2014; Sivapalan, 2018; Zimmer *et al.*, 2018; Li, *et al.*, 2020).

Entender as propriedades físico-hídricas do solo é de fundamental importância, pois elas sustentam funções essenciais da água no solo, e que podem potencialmente afetar os ciclos biogeoquímicos e atenuar os efeitos negativos das variações hidrológicas (Lü *et al.*, 2015).

Além disso, é muito importante entender o comportamento das plantas em cenários de mudanças climáticas intensas, como situações de estresse hídrico, tanto em situação de seca (Cinnirella *et al.*, 2022), quanto de excesso de água no solo (Phukan, Mishra e Shukla, 2016). Também é de grande relevância para o setor florestal perceber como algumas técnicas silviculturais como preparos de solo (Xu e Mermoud, 2001) e adubação (Ewers *et al.*, 1999) afetam as propriedades hidrofísicas, químicas e biológicas do solo em diferentes tipos de solo e entender a interação entre esses fatores.

Embora existam estudos que investiguem o impacto do preparo do solo, há lacunas evidente quando se considera uma abordagem hidrogeoquímica, essencial para compreender as interações entre propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e seu efeito na dinâmica da água e nutrientes. Essa abordagem é importante, especialmente em um contexto de intensas mudanças climáticas e crescente necessidade de práticas sustentáveis.

Sendo assim, o presente trabalho foi focado em três diferentes estudos, visando entender as relações água-solo-planta em uma plantação de pinus sob diferentes sistemas de preparo do solo (Capítulo 1); em uma área com diferentes sistemas de restauração florestal (Capítulo 2); e em um ensaio em vasos com diferentes disponibilidades hídricas e nutricionais para 3 espécies de pinus (Capítulo 3).

As hipóteses no capítulo 1 partem do princípio de que as práticas de preparo do solo com maior revolvimento do solo resultam em redução da resistência a penetração do solo e aumento da entrada (infiltração) e movimento (condutividade hidráulica) de água no solo, com efeito pronunciado em solos argilosos.

No capítulo 2 as hipóteses se baseiam nas premissas de que as técnicas de restauração ativas (com intervenção) promovem maior infiltração de água e atividade microbiológica no solo.

No terceiro capítulo, as hipóteses partem do princípio de que a maior disponibilidade hídrica afeta apenas variáveis de crescimento e fisiologia na espécie de clima temperado (*P. taeda*), e que a disponibilidade hídrica e fertilização possuem interação na resposta dessas variáveis, a alta disponibilidade hídrica aumenta a atividade microbiológica e densidade estomática.

Juntos, esses três capítulos devem prover resultados para uma melhor compreensão das complexas relações água-solo-planta em condições de vaso e de campo com espécies florestais,

fornecendo subsídios para práticas de manejo ou de condução florestal mais eficientes e sustentáveis.

1.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar relações hidrobiogeoquímicas no sistema água-solo-planta, em experimentos em vasos e campo com espécies florestais sob os efeitos do preparo do solo, da disponibilidade hídrica e da fertilização.

Os objetivos específicos de cada capítulo são apresentados a seguir:

CAPÍTULO - EFEITO DO SISTEMA DE PREPARO E DA GRANULOMETRIA DO SOLO SOBRE PROPRIEDADES HIDROFÍSICAS DO SOLO EM PLANTIO DE *Pinus taeda*.

Objetivo: avaliar a resistência mecânica à penetração do solo (RPS) e a infiltração de água no solo, em plantios de *Pinus taeda* sobre solos com diferentes granulometrias, submetidos a três sistemas de preparo do solo.

CAPÍTULO 2 - PROPRIEDADES HIDROBIOGEOQUÍMICAS NO SOLO EM DIFERENTES SISTEMAS DE REGENERAÇÃO FLORESTAL

Objetivo: Identificar a influência de diferentes técnicas de recuperação de áreas degradadas (restauração passiva, ativa com plantio de árvores em consórcio com leguminosa, plantio em consórcio com gramínea, plantio com nucleação e plantio de *Baccharis*) nas propriedades físicas, químicas, microbiológicas e hidrológicas do solo que foram aplicadas há 5 anos.

CAPÍTULO 3 - EFEITOS DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA E DA FERTILIZAÇÃO EM ATRIBUTOS DO SOLO E NO CRESCIMENTO, ANATOMIA, FISIOLOGIA E NUTRIÇÃO DE TRÊS ESPÉCIES DE PINUS.

Objetivo: Avaliar os efeitos da disponibilidade hídrica e da fertilização sobre atributos do solo e sobre o crescimento, anatomia, fisiologia e nutrição de três espécies de *Pinus*.

CAPÍTULO 1 - EFEITO DO SISTEMA DE PREPARO E DA GRANULOMETRIA DO SOLO SOBRE PROPRIEDADES HIDROFÍSICAS DO SOLO EM PLANTIO DE *Pinus taeda*.

1 INTRODUÇÃO

As estratégias de manejo são de extrema importância e devem ser assertivas, especialmente considerando o cenário de mudanças climáticas; e o entendimento do efeito das práticas de manejo na infiltração de água no solo é crucial para o manejo em bacias hidrográficas (Singh, Sihag e Deswal, 2019), já que uma maior velocidade de infiltração de água reduz o potencial de erosão do solo e pode aumentar o estoque de água no solo (Williams *et al.*, 2020; Amani *et al.*, 2021).

Compreender as propriedades hidrofísicas do solo é de suma importância para o cultivo de espécies florestais como o *Pinus*. Permitindo otimizar o manejo do solo, maximizando a infiltração e a retenção de água, o que resulta em um melhor desenvolvimento radicular, maior absorção de nutrientes e, consequentemente, em um aumento da produtividade e da resiliência das florestas.

Práticas de preparo e manejo do solo pré-plantio podem alterar substancialmente as propriedades físicas e hidrológicas da camada superficial do solo (Haruna *et al.*, 2018). Todavia, o quanto essas técnicas podem alterar as características do solo depende também de fatores como sistemas de plantio anterior, tipo de solo, circunstâncias climáticas predominantes e técnicas de preparo de solo anterior (Jabro *et al.*, 2008; Mahboubi, Lal e Faussey, 1993; Budu *et al.*, 2022).

Diversas pesquisas identificaram alterações significativas nas propriedades físicas do solo (Kanwar, 1989; Meek *et al.*, 1992; Cresswell, Painter e Cameron, 1993; Waddell e Wei, 1996; Xu e Mermoud, 2001). No entanto, também há estudos, que não identificaram efeitos significativos relacionados aos diferentes tipos de preparo do solo (Blevins e Frye, 1993).

A compactação do solo, bem como a resistência mecânica do solo à penetração (RMP) dependem de propriedades naturais do solo, como a textura e de condições climáticas (especialmente o conteúdo de água no solo) (Souza *et al.*, 2021; Lardy *et al.*, 2022). Além disso,

dependem também do tráfego de máquinas (Wang *et al.*, 2022) e de práticas de revolvimento e preparo do solo (Jug *et al.*, 2019; Jug *et al.*, 2021; Jug *et al.*, 2024).

Essas práticas podem reduzir significativamente a Resistência à Penetração no solo - RPS em comparação com técnicas que não revolvem o solo (Aikins e Afuakwa, 2010). Sendo que a RPS também tende a aumentar de acordo com a profundidade do solo (Celik, 2011; Almeida *et al.*, 2018). Alguns resultados mostram essa diferença entre os tipos de preparo do solo, mas há também trabalhos que mostraram diferença não significativa (Afzalnia e Zabihi, 2014; Jug *et al.*, 2024). Além disso, as técnicas de preparo do solo influenciam o estoque e transmissão de água no solo, consequentemente alterando o comportamento hidrológico da área (Xu e Mermoud, 2001), afetando o movimento da água no solo e sua utilização pelas plantas (Atta-Darkwa *et al.*, 2022).

A taxa de infiltração de água no solo é um importante componente do ciclo hidrológico, já que ela influencia diretamente a taxa de escoamento superficial, e a quantidade e qualidade de água na superfície do solo (Akinbile *et al.*, 2016). A taxa de infiltração também é influenciada por diversos fatores como rugosidade da superfície, cobertura vegetal, manejo do solo (ex: revolvimento do solo), densidade e porosidade, teor de matéria orgânica na superfície do solo, tamanho das partículas (areia, silte e argila), estabilidade dos agregados e umidade do solo (Almeida *et al.*, 2018; Atta-Darkwa *et al.*, 2022).

As técnicas de preparo do solo podem influenciar as características hídricas de diversas formas, aumentando (Osanyinpeju e Dada, 2018; Amani *et al.*, 2021) ou diminuindo (Shukla, Lal e Unkefer, 2003) a infiltração, alterando a transmissão de água e capacidade de armazenamento de água no solo, e alterando também a taxa de infiltração (Velocidade Básica de Infiltração – VIB), podendo ser mais lenta nas áreas de plantio direto, com práticas conservacionistas, devido a maior densidade do solo e menor susceptibilidade da “crosta” (camada mais superficial do solo) (Lindstrom e Onstad, 1984; Budu *et al.*, 2022).

Contudo, a grande maioria das pesquisas focam nas análises logo após a aplicação das técnicas (Xu e Mermoud, 2001). Entretanto, uma pesquisa que avaliou o efeito de 36 anos após um sistema convencional de preparo do solo comparando com sistema de plantio direto, indicou que a longo prazo, o revolvimento do solo em plantio agrícola teve mínimo impacto em fatores como densidade e porosidade, contudo, indicou que com o plantio direto a capacidade de retenção de água foi maior (Govindasamy *et al.*, 2021). No entanto, ainda faltam estudos que mostrem esses efeitos a médio e longo prazo em plantio florestais.

Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a resistência mecânica à penetração (RPS) e a infiltração de água no solo, em plantios de *Pinus taeda*, submetidos a três sistemas de preparo do solo com diferentes granulometrias.

As seguintes hipóteses foram testadas:

- a) A maior resistência mecânica a penetração do solo (RPS), será maior no solo com maior teor de argila, enquanto a taxa de infiltração (VIB) e a condutividade hidráulica do solo (K) serão maiores no solo com menor teor argila.
- b) O maior revolvimento do solo, como subsolagem, resulta em redução da RPS e aumento da taxa de infiltração (VIB) e da condutividade hidráulica (k);
- c) Solo com maior teor de argila apresenta maiores diferenças entre os tratamentos de preparo do solo em comparação a solo arenoso.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 CARACTERÍSTICAS DAS ÁREAS DE ESTUDO

O presente estudo foi realizado em parceria com o Programa Cooperativo sobre Pesquisa do Pinus no Brasil (PPPIB), do Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (IPEF), sendo os dados coletados em empresas associadas ao programa, aplicando as mesmas metodologias de preparo do solo.

Uma das áreas de estudo (Sítio A) está situada no município de Telêmaco Borba, Estado do Paraná. A região está localizada no Segundo Planalto Paranaense e, segundo a classificação de Köppen, apresenta clima tipo Cfa/Cfb, subtropical úmido transicional para temperado propriamente dito. A temperatura média no mês mais frio é inferior a 16°C, com ocorrência de geadas e temperatura média no mês mais quente acima de 22°C, com verões quentes (KLABIN, 2011) com um solo menos argiloso.

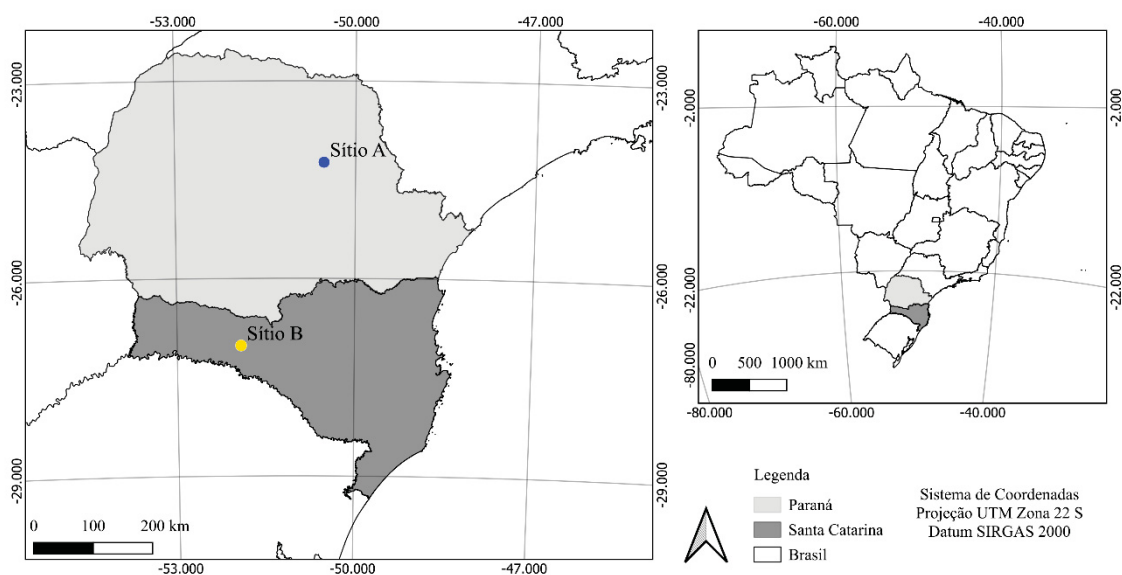
A outra área (Sítio B), está localizada em Vargem Bonita, Santa Catarina com um clima do tipo mesotérmico úmido, sem estação seca, com verões amenos, invernos rigorosos e estações bem definidas. A temperatura média anual é 16,9°C, com precipitação média anual em torno de 1.930 milímetros, bem distribuída ao longo do ano. O relevo é caracterizado pelo planalto de superfícies onduladas e montanhosas. Cerca de 80% da região é de formação basáltica, de boa fertilidade, textura normalmente argilosa, com razoáveis condições de manejo da terra, apesar da presença de muitas rochas e da dificuldade para a sua mecanização (Higa *et al.*, 2002), sobre solo mais argiloso (Tabela 1 e Figura 1).

Tabela 1 - Características de localização, clima, altitude e teor de argila dos sítios A e B.

Sítio	Local	Clima	Altitude*	Argila (g kg ⁻¹) *
A	Telêmaco Borba (PR)	Cfa	835	300 – 313
B	Vargem Bonita (SC)	Cfb	1088	711 – 714

* (Zanon *et al.*, 2023).

Figura 1 - Localização dos 2 sítios do experimento de preparo do solo.



FONTE: A autora (2024).

2.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Em 2019, as empresas e universidades cooperadas ao PPPIB instalaram em algumas empresas associadas, um experimento de preparo de solo para plantio de *Pinus taeda*, com espaçamento de 2,5m x 2,5m, sem fertilização mineral, contando com 3 tratamentos (Tabela 2).

Tabela 2 - Descrição das técnicas de preparo do solo e o código de cada tratamento em plantios de *Pinus taeda*.

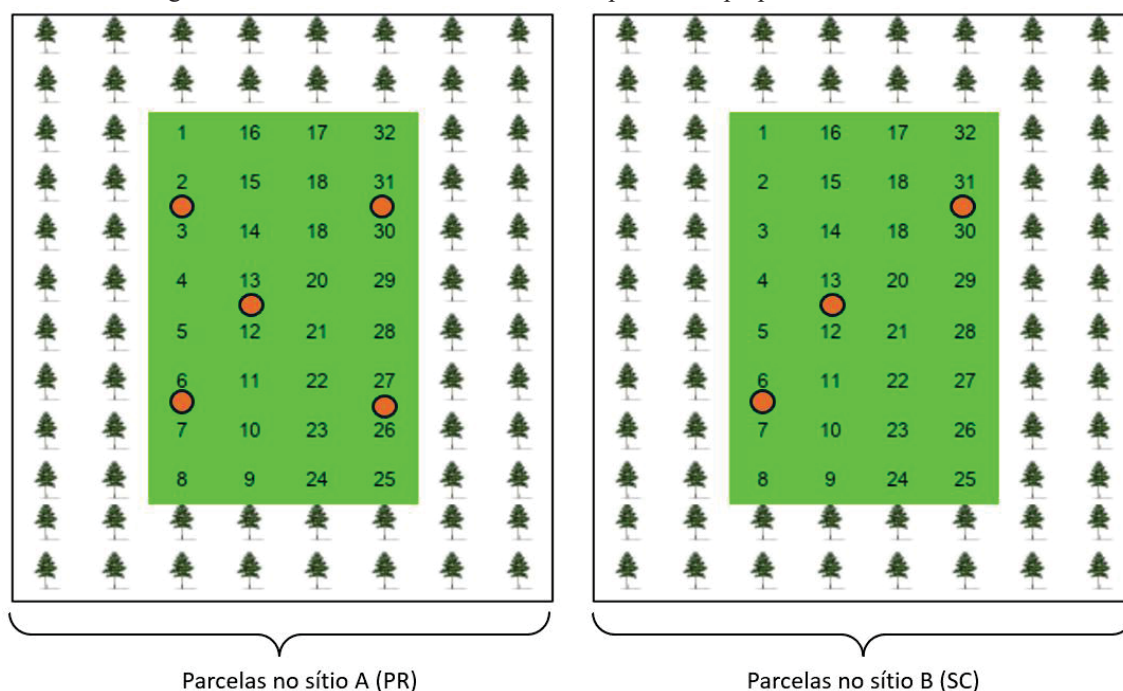
Tratamento	Código	Técnica aplicada
T1	C	Convencional, sem preparo do solo
T2	PR	Preparo reduzido com abertura de cova manual (25cm de diâmetro e 25cm de profundidade)
T3	SUB	Subsolagem de até 50cm de profundidade

FONTE: A autora (2024).

O delineamento experimental foi em Blocos Casualizados (DBC), com 3 blocos contendo uma parcela com 128 plantas (8 linhas de 16 plantas) para cada tratamento, em cada bloco, sendo que cada parcela contou com uma bordadura dupla nos quatro lados para reduzir

o efeito do tratamento das parcelas adjacentes (Figura 2). A coleta de dados de infiltração e penetração foi realizada com 5 pontos amostrais no Sítio A (Telêmaco Borba – PR) e com 3 pontos amostrais nos sítios B (Vargem Bonita – SC). A diferença amostral se deu devido à logística de coleta em campo.

Figura 2 - Pontos amostrais dentro de cada parcela de preparo de solo de Pinus.



FONTE: A autora (2024).

2.3 RESISTÊNCIA MECÂNICA À PENETRAÇÃO DO SOLO (RPS)

Em cada ponto amostral, foram coletados dados de resistência mecânica à penetração do solo em campo com o uso do equipamento Penetrógrafo Digital Falker PLG1020®, de haste de 60 cm de profundidade, o qual mede a força (kPa) aplicada para penetrar o solo em cada cm de profundidade (Figura 3). Em relação a RPS, ela foi testada pela média dos valores encontrados em cada ponto amostral, bem como o valor para cada classe de profundidade do ponto amostral, o qual foi obtido a cada 10 cm de profundidade (Classe 1: 0-10 cm; Classe 2: 10-20 cm; Classe 3: 20-30 cm; Classe 4: 30-40 cm; Classe 5: 40-50 cm; Classe 6: 50-60 cm).

Figura 3 - Penetrógrafo.



FONTE: A autora (2024).

2.4 INFILTRAÇÃO DE ÁGUA NO SOLO

Os dados de infiltração foram obtidos também nos pontos amostrais da Figura 4, por meio do uso do Infiltrômetro Mini Disk da Meter Group®, com uma taxa de sucção 2. Esse equipamento foi utilizado para a obtenção dos dados de infiltração acumulada (cm) e volume infiltrado ao longo do tempo (s) (Meter Group, 2021).

Figura 4 - Infiltrômetro Mini Disk da Meter Group



FONTE: A autora (2024).

2.4.1 Velocidade Básica de Infiltração (VIB):

A velocidade básica de infiltração foi calculada conforme método proposto por (Zhang, 1997), sendo recomendado para medições de infiltração em solo não saturado por água. O método requer a medição da infiltração acumulada em relação ao tempo com ajustes através da Equação 1:

$$VIB = \frac{I_t \times 10}{\frac{t}{3600}}$$

Na qual, VIB é a velocidade básica de infiltração em mm/h, I é a quantia de água infiltrada (cm) em t (segundos). Assim, os dados de infiltração acumulada (cm) em razão do tempo (t) foram transformados em mm h⁻¹ para serem computados como velocidade básica de infiltração.

Em relação aos valores de infiltração, foi analisado o valor da VIB ao longo do tempo, e os valores médio, inicial e final de VIB.

2.4.2 Condutividade hidráulica do solo não saturado (K):

A condutividade hidráulica não saturada (K) foi calculada a partir das equações 2 e 3 abaixo, propostas por (Zhang, 1997).

$$I = C_1 \sqrt{t} + C_2 t$$

Na qual, o C₁ está relacionado a condutividade hidráulica, e C₂ a sorvidade do solo.

$$K = \frac{C_1}{A}$$

Na qual $C1$ é o declive da curva da infiltração acumulada multiplicada pela raiz quadrada do tempo; e A é um valor relativo ao parâmetro de van Genuchten para cada tipo de solo e para cada taxa de sucção do infiltrômetro minidisk. Os parâmetros de van Genuchten para as 12 classes de texturas internacional do solo foram obtidas de Carsel e Parrish (1988).

2.5 MODELAGEM DA INFILTRAÇÃO

A modelagem de infiltração de água tem sido amplamente proposta na literatura para diversas aplicações em hidrologia ligada aos solos, modelagem ambiental e estimativa de produtividade agrícola (Omuto e Gumbe, 2009). No presente trabalho foram escolhidos três modelos dos mais utilizados em literatura.

2.5.1 Modelo de Kostiakov

Nos modelos empíricos de infiltração, a equação de Kostiakov é tipicamente usada para descrever processos de infiltração em solos experimentais (Kostiakov, 1932).

$$f(t) = i_0 t^{-\alpha}$$

Na qual, $f(t)$ é a taxa de infiltração instantânea (mm h^{-1}), i_0 é a taxa inicial de infiltração (mm h^{-1}), t é a duração (min) e α é um parâmetro empírico associado à textura do solo.

2.5.2 Modelo de Horton

O modelo de Horton é também um modelo empírico, baseado nos processos de infiltração em diferentes tipos de solo (Horton, 1941).

$$f(t) = fc + (f_0 - fc)^{-\alpha t}$$

Na qual, $f(t)$ é a taxa de infiltração instantânea (mm h^{-1}), fc é a capacidade final de infiltração ou taxa de infiltração estabilizada (mm h^{-1}), f_0 é a taxa inicial de infiltração (mm h^{-1}), t é a duração (min) e α é o parâmetro de decaimento.

2.5.3 Modelo de Philip

Conforme Philip (1957) as taxas de infiltração do solo diminuem com o tempo de acordo com uma equação de lei de potência e podem ser expressas como segue:

$$f(t) = A + \frac{1}{2}(St)^{-0.5}$$

Na qual, A é a taxa constante de infiltração (mm h^{-1}), t é a duração (min) e S é a taxa de sucção do solo durante o processo de umedecimento (mm h^{-1}).

2.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

O modelo linear generalizado misto (MLGM) (Lin *et al.*, 2020) foi escolhido para testar a influência dos sítios e dos preparos do solo tanto para a Resistência à Penetração do Solo ao longo do perfil do solo (classes de profundidades), quanto para a Velocidade Básica de Infiltração ao longo do tempo. Esse tipo de análise foi escolhido devido à natureza hierárquica e interdependente dos dados, particularmente as medidas repetidas no tempo e/ou espaço. Foram testados famílias e tipos de ligação e então foi escolhido o modelo com menor valor de AIC. A análise foi feita no software R, com auxílio do pacote ‘lme4’ (Bates *et al.*, 2015).

Em relação aos dados que não apresentam interdependência de espaço e tempo foi utilizado o Modelo Linear Generalizado (MLG) (Fox, 2016). Foram testadas as distribuições

de frequências gaussianas, gama e gaussiana inversa, com ligação identidade, log e inversa. Então foi escolhido o modelo pelo método de seleção de Akaike (AIC) (Akaike, 1992) e pela análise gráfica pelas Parcelas Semi-Normais com Envelopes de Simulação, com auxílio do pacote ‘hnp’ (Moral *et al.*, 2022). Foi realizado o teste de deviance (ANADEV) para verificar se havia diferença entre os fatores e se havia interação entre os fatores. O teste de Tukey foi aplicado, na sequência, com o auxílio do pacote ‘agricolae’ (Mendiburu, 2017) e do pacote ‘multcomp’ (Hothorn *et al.*, 2010). Também foi realizada a correlação entre os dados de VIB, teor de argila dos sítios, condutividade hidráulica e RPS. Todas as análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2022).

2.6.1 Avaliação dos modelos dos modelos de infiltração

Três parâmetros de avaliação de desempenho, como o erro quadrático médio (Root Mean Squared Error - RMSE), o erro absoluto médio (Mean Absolute Error - MAE) e o coeficiente de determinação (R^2) foram considerados para determinar o melhor modelo para estimar a infiltração ao longo do tempo. A técnica de estimativa de parâmetros com menores valores de MAE e RMSE e maiores valores de R^2 foi considerada como apresentando melhor ajuste. O RMSE, MAE e R^2 foram calculados usando as Equações 7, 8 e 9 (Amami *et al.*, 2021).

$$RMSE = \sqrt{\sum_{i=1}^n \frac{(p_i - m_i)^2}{n}} \quad (7)$$

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^n (|p_i - m_i|)}{n} \quad (8)$$

$$R^2 = \frac{SQReg}{SQT} \quad (9)$$

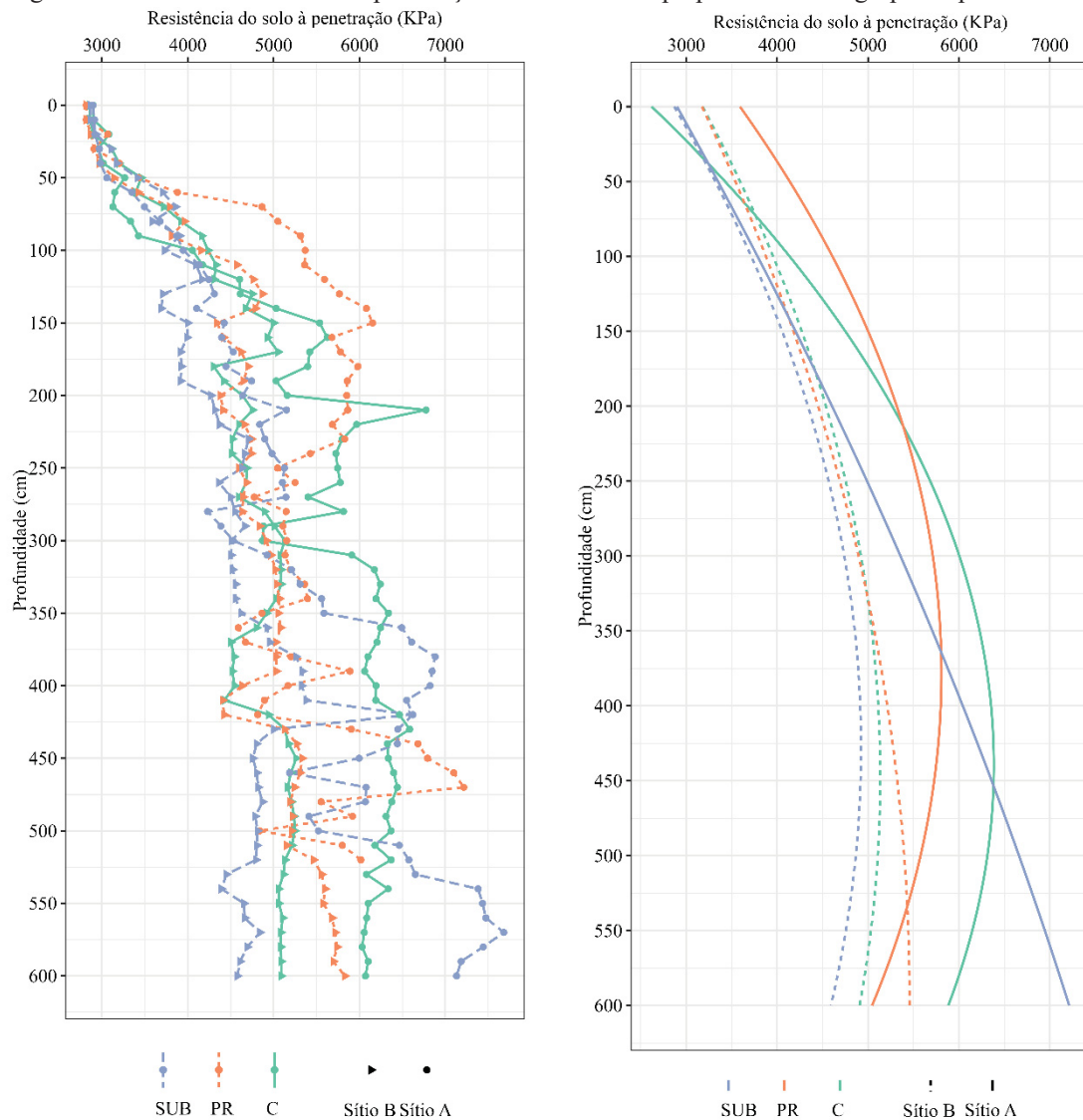
Nas quais, $\bar{p}_i$ representa a média da infiltração acumulada simulada, $\bar{m}_i$ a média da infiltração acumulada observada em campo, n é o número de amostras e SQ_{Reg} é a soma dos quadrados da regressão e SQT é a soma dos quadrados total.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 RESISTÊNCIA A PENETRAÇÃO DO SOLO (RPS)

Ao avaliar a resistência à penetração do solo (RPS), de modo geral, não foi encontrado diferença significativa entre os sítios, mas ao longo das classes de profundidade foi possível observar diferença significativa (Figura 5). Ou seja, ao longo da profundidade do solo a resistência é alterada de maneira significativa ($p\text{-valor} < 2,2^{-16}$). Pode-se observar na Figura 5 que em ambos os sítios ocorre o aumento linear da resistência à penetração em relação à profundidade do solo. Resultados similares foram encontrados em literatura (Adamchuk *et al.*, 2004; Viacheslav I. Adamchuk *et al.*, 2013; W. Gao *et al.*, 2016; Keller *et al.*, 2019).

Figura 4 - Médias de resistência à penetração do solo com os preparos de solo agrupados para cada sítio.



FONTE: A autora (2025).

Modelos baseados na profundidade (P) do solo:

$$\text{Sítio A + C: } Y = 2619,88 + 17,13 \cdot P - 0,0195 \cdot P^2 \quad (R^2=0,90)$$

$$\text{Sítio B + C: } Y = 3180,48 + 8,73 \cdot P - 0,0098 \cdot P^2 \quad (R^2=0,79)$$

$$\text{Sítio A + PR: } Y = 3591,14 + 11,72 \cdot P - 0,0155 \cdot P^2 \quad (R^2=0,43)$$

$$\text{Sítio B + PR: } Y = 3173,39 + 7,68 \cdot P - 0,0065 \cdot P^2 \quad (R^2=0,82)$$

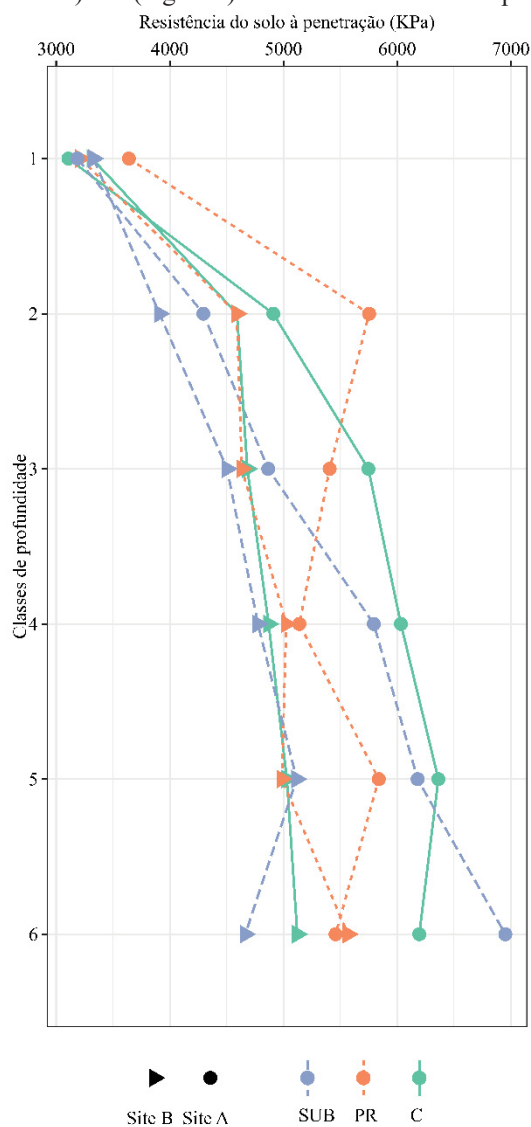
$$\text{Sítio A + SUB: } Y = 2898,53 + 9,2 \cdot P - 0,0033 \cdot P^2 \quad (R^2=0,88)$$

$$\text{Sítio B + SUB: } Y = 2868,09 + 9,6 \cdot P - 0,0112 \cdot P^2 \quad (R^2=0,80)$$

O comportamento da RPS em relação aos sistemas de preparo do solo nas duas classes texturais de solo demonstram que, no Sítio A (menos argiloso) as curvas (representando cada sistema de preparo do solo) estão mais distantes umas das outras, apresentando comportamentos distintos. Por outro lado, no Sítio B (mais argiloso), as linhas são mais próximas e exibem um comportamento semelhante (Figura 5), o que indica que, ao contrário do que imaginávamos (hipótese c), os diferentes sistemas de preparo do solo tiveram efeito mais pronunciado no sítio A, que é o sítio arenoso, com menor teor de argila.

Ainda que na média a RPS não apresentou diferença significativa entre os sítios, foi possível verificar pela Figura 6, que em algumas profundidades a diferença parece mais pronunciada, sendo assim, a diferença entre os sítios e entre os preparos de solo foram avaliados dentro de cada classe de profundidade (Classe 1: 0-10cm; Classe 2: 10-20cm; Classe 3: 20-30cm; Classe 4: 30-40cm; Classe 5: 40-50cm; Classe 6: 50-60cm).

Figura 5 - Resistência mecânica a penetração do solo em relação a diferentes classes de profundidades para os Sítios A (arenoso) e B (argiloso) e diferentes sistemas de preparo de solo.



FONTE: A Autora (2025).

Para a primeira classe de profundidade do solo (0-10 cm) foi observada diferença estatística entre os preparos de solo apenas para o Sítio A (arenoso), sendo que o preparo de solo que apresentou maior resistência à penetração foi o com preparo reduzido por meio de cova (3562 kPa) se diferenciando dos demais tratamentos, convencional e subsolagem (3107 e 3160 kPa, respectivamente). Em relação aos sítios, não foi observada diferença estatística para a primeira classe de profundidade (0-10 cm) de solo, contudo foi observada a interação entre os fatores.

Quanto à segunda classe (10-20 cm), foi observada diferença estatística tanto para o fator sítio quanto para o fator preparo de solo. Em relação aos sítios, o Sítio A (arenoso) demonstrou maior valor de resistência a penetração (4929 kPa) do que o Sítio B, argiloso, (4292 kPa), demonstrando que para a segunda classe de 10 a 20 cm do perfil do solo a textura do solo pode ser um fator significativo para essa variável. Quanto aos preparos de solo, novamente o preparo reduzido demonstrou maior valor (5369 kPa) se diferenciando estatisticamente dos demais tratamentos, convencional e subsolagem (4723 e 4072 kPa respectivamente). Para essa classe de solo não foi notado interação entre esses dois fatores, demonstrando que a interação pode ser mais relevante para os primeiros 10 cm do solo.

Para as terceira, quarta e quinta classes de profundidade (20-30 cm; 30-40 cm e 40-50 cm), apenas foi observado diferença estatística entre os sítios, sendo que o Sítio A (arenoso) obteve maior valor de resistência a penetração (Classe 3: 5309 kPa; Classe 4: 5575 kPa; Classe 5: 5888 kPa) do que o Sítio B (Classe 3: 4641 kPa; Classe 4: 4916 kPa, Classe 5: 4958 kPa), demonstrando novamente que textura é um fator importante para essa variável ao longo do perfil do solo. Dentro de cada sítio também foi realizado a análise estatística a fim de verificar se para cada sítio específico há ou não efeito dos tratamentos, nesta análise não foi observado diferenças significativas. Na classe de profundidade seis (50-60 cm), não foi observado diferença significativa entre os sítios, preparos de solo e nem interação entre os fatores.

De maneira geral todos os preparos e textura de solo apresentaram RPS acima do valor considerado limite para o crescimento radicular de 3000 kPa (Busscher e Sojka 1987; Hakansson e Lipiec, 2000; Aksakal *et al.*, 2011).

Sendo assim, para a maioria das classes de profundidades (0-50 cm), foi observado diferença significativa entre os sítios, sendo que a RPS foi sempre maior no Sítio A (arenoso), o que está relacionado a fatores intrínsecos de cada tipo de solo, como por exemplo a textura, a qual influencia significativamente a resistência a penetração (Hussein, Razzaq e Nayyef, 2022).

A quantidade de argila no solo tem uma relação negativa e significativa com a resistência a penetração do solo (Sağlam e Dengiz, 2017; Hussein, Razzaq e Nayyef, 2022); ou seja, maiores teores de argila são associados a menores valores de resistência a penetração, estando de acordo com o apresentado nesse trabalho.

As partículas de areia, que possuem maior diâmetro, possuem maior facilidade de compactação sob pressão, levando a maior resistência à penetração do solo (RPS), isso ocorre devido à falta de coesividade nas partículas de areia, permitindo que elas se consolidem mais

rapidamente do que as partículas de argila que são menores e mais coesivas (Dayal e Allen, 1975; Bennie e Burguer, 1988). A umidade do solo também influencia no processo de resistência à penetração, conforme solos arenosos secam, a resistência à penetração deles aumenta rapidamente, frequentemente alcançando valores tão altos a ponto de limitar o crescimento radicular das plantas (Bennie e Burguer, 1988; Jiang *et al.*, 2020; Souza *et al.*, 2021), enquanto em solos argilosos isso não ocorre tão rapidamente já que o conteúdo de argila está associado a retenção de água (Håkansson, 1990; Suzuki *et al.*, 2024).

Já em relação ao sistema de preparo do solo, foi observado que nas duas primeiras classes de profundidade do solo, (0-20 cm) o preparo subsolado apresentou menor valor de resistência a penetração (RPS), efeito que não foi evidenciado da terceira classe de profundidade em diante. Dentre os efeitos da subsolagem em literatura, é destacado a capacidade da técnica de reduzir a resistência à penetração (H. Wang *et al.*, 2019; Avila *et al.*, 2020), efeito observado no presente trabalho. Além dessa variável, a subsolagem também tende a aumentar os macros agregados ($> 0,25$ mm), melhorar a estabilidade da estrutura dos agregados, aumentar a capacidade de armazenamento de água (Wang *et al.*, 2019), aumentar a disponibilidade de nutrientes na camada subsolada e o carbono da biomassa microbiana (Shukla *et al.*, 2021).

A subsolagem também pode ajudar a promover o desenvolvimento das raízes, aumentar a acumulação de nutrientes e elevar a produtividade (Cai *et al.*, 2014). Os mesmos autores observaram que o comprimento das raízes, a área superficial das raízes e o peso seco das raízes foram significativamente aumentados, especialmente as proporções de raízes em camadas mais profundas do solo, devido à subsolagem. Como consequência dessas modificações no solo, as árvores podem responder de maneira positiva e melhorar seu crescimento e volume de madeira, como foi observado em um plantio de *Pinus taeda* em um solo argiloso úmido (Schulte *et al.*, 2020). Contudo os mesmos autores não observaram esse comportamento para sítios com solo vermelho argiloso, demonstrando que as características intrínsecas do solo, como a textura, são fatores importantes para a tomada de decisão.

Por mais que seja uma resposta natural do solo (Fabiola *et al.*, 2003), o aumento da RPS ao longo da profundidade, pode trazer uma série de implicações aos plantios florestais em relação às características físicas do solo, como aumento do escoamento superficial pela diminuição da capacidade de infiltração de água no solo; e, por consequência, o aumento do risco de erosões (Horn *et al.*, 1995; Keller *et al.*, 2019). O vento e a água removem aproximadamente 75 bilhões de toneladas métricas de solo anualmente de terras aráveis, e

aproximadamente 80% das terras do mundo adequadas para cultivo são moderadamente a severamente erodidas (Zhang *et al.*, 2021).

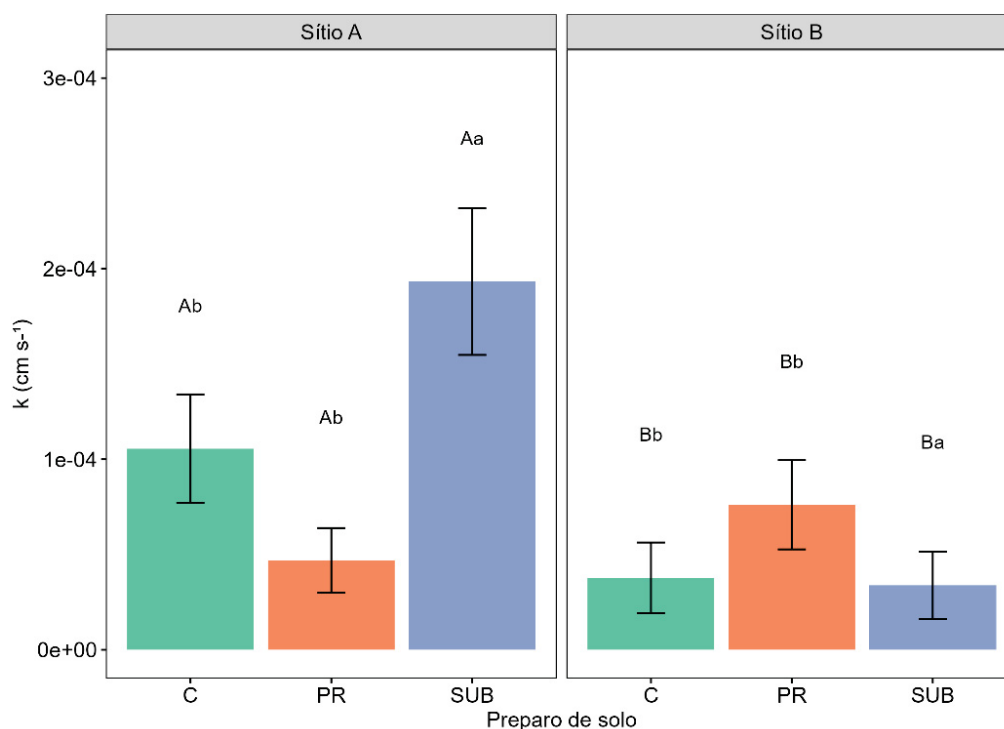
A compactação do solo e seus efeitos relacionados têm sido amplamente relatados na literatura como as principais causas da degradação do solo que podem afetar a produtividade do solo e, conseqüentemente, o desenvolvimento da vegetação (Kozłowski, 1999; Aroca-Fernández *et al.*, 2024). A compactação do subsolo afeta negativamente a penetração das raízes em partes mais profundas do solo e, conseqüentemente, causa maior estresse hídrico nas árvores (Nambiar e Sands, 1992). Em relação ao gênero *Pinus*, já foi relatado em literatura que altos níveis de resistência à penetração do solo limitaram o crescimento de raízes de *Pinus sylvestris* em solo franco arenoso em clima mediterrâneo (Aroca-Fernández *et al.*, 2024).

O aumento da compactação do solo também pode prejudicar o estabelecimento das mudas em campo, devido à maior dificuldade do crescimento radicular por consequência da resistência apresentada pelo solo (Bassett *et al.*, 2005). Mudas de *Pinus eldarica* e *Pinus nigra* demonstraram diferenças significativas em todas as variáveis de crescimento avaliadas quando comparados os tratamentos com solo considerados compactados e muito compactados em relação ao solo controle (Jourgholami *et al.*, 2024). Esse mesmo efeito também foi observado em mudas de *Pinus radiata*, sendo que o solo com maior nível de resistência causou a redução da sobrevivência das mudas devido a um maior déficit de oxigênio, causado pela redução no volume dos macroporos e uma profundidade menor do lençol freático (Simcock *et al.*, 2006). Resultado similar foi encontrado para *Pinus cortata*, sendo que o desenvolvimento de biomassa foi reduzido com o aumento da compactação para um solo franco siltoso (Blouin *et al.*, 2008).

3.2 CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA NÃO SATURADA (K)

Em relação à condutividade hidráulica (K), foram observadas diferenças estatísticas entre os diferentes preparos de solo, entre as localidades e na interação entre esses fatores. Conforme apresentado na Figura 7, o Sítio A, arenoso, exibiu valores de condutividade hidráulica superiores aos do Sítio B, argiloso, sugerindo que características intrínsecas do solo, como a quantidade de argila presente nos sítios, podem ser determinantes. Em relação ao sistema de preparo do solo, o tratamento subsolado apresentou valores de K significativamente maior do que nos demais tratamentos.

Figura 6 - Interação entre os diferentes sítios e os preparos de solo em relação a condutividade hidráulica do solo. Letras minúsculas referem-se ao preparo de solo. Letras maiúsculas correspondem aos diferentes sítios.



FONTE: A autora (2025).

Contudo, podemos observar também um comportamento diferente em relação aos preparos de solo em cada sítio. Para o Sítio A, podemos observar maior valor para o preparo do tipo subsolado, e um menor valor o preparo reduzido (PR) por coveamento, já para o Sítio B, argiloso, o maior valor encontrado de K foi para o preparo de solo do tipo preparo reduzido (coveamento), seguido dos demais tratamento (convencional e subsolador) essa diferença se dá pela interação entre os fatores, dessa forma os resultados sugerem que o sítio com menor teor de argila (A) foi mais suscetível ao efeito do subsolador a médio-longo prazo (5 anos).

Um estudo recente de modelagem, que analisou mais de 18.000 solos, demonstrou que a quantidade de argila é o segundo fator que mais influencia os valores de K . (Araya e Ghezzehei, 2019). Os altos conteúdos de argila, que é uma partícula fina, menor, leva ao bloqueio dos poros, e à redução da conectividade dos poros, o que leva à redução da condutividade hidráulica (K) do solo, especialmente quando as partículas de argila são dispersas no solo, o que influencia o fluxo de água nesse solo. (Frenkel, Goertzen e Rhoades, 1978; Fuentes, Hurtado e Lascarro, 2018).

Em relação aos diferentes preparos de solo, é comum observar na literatura diferença estatística para o K em diferentes usos de solo (Jarvis *et al.*, 2013; Haruna *et al.*, 2018; Kool *et al.*, 2019; Singh *et al.*, 2021). Para o Sítio A, arenoso, foi observado maior valor de K para o preparo do tipo subsolado, e um menor valor o preparo do tipo convencional (sacho) efeito esse também encontrado (Jabro *et al.*, 2023) em solo com maior teor de areia.

Embora alguns autores sugerirem que a subsolagem afete a condutividade hidráulica por um curto período (Jorda *et al.*, 2015; Almeida *et al.*, 2018), no presente trabalho podemos observar que mesmo após 5 anos, esse tratamento continua aumentando significativamente a condutividade hidráulica no solo para o Sítio A, arenoso. Contudo, vale destacar que esse efeito foi perdido para o solo com maior teor de argila, o que pode ocorrer justamente pelo solo arenoso possuir mais macroporos, devido a maior diâmetro das partículas, incluindo fissuras e rachaduras fornecendo caminhos que aumentam a capacidade de entrada e movimento da água no solo (Jarvis, Leeds-Harrison e Dosser, 1987; Greco, 2002; Muddle e Briggs, 2019).

3.3 VELOCIDADE BÁSICA DE INFILTRAÇÃO

3.3.1 VIB GLMM

Ao analisarmos a velocidade básica de infiltração ao longo do tempo, é possível observar que tanto o fator sítio quanto em relação ao fator preparo de solo foram significativos (Tabela 3). Também foi possível observar a interação entre os fatores sítio e tipo de preparo de solo, e entre o sítio e tempo.

Tabela 3 - Análise de DEVIANCE com fatorial triplo entre preparos de solo x sítio x tempo para a variável VIB.

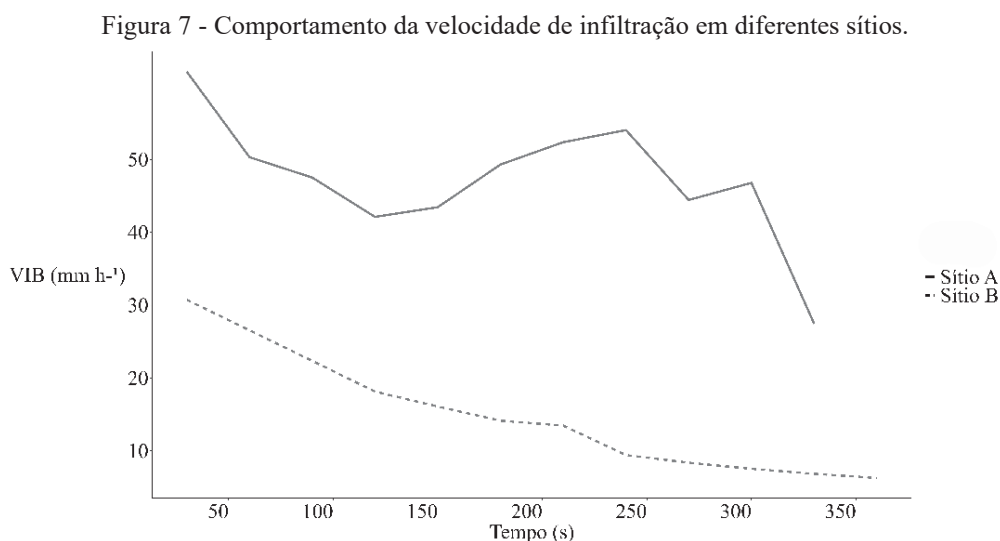
Fator	Chisq	Df	p-valor
Bloco	21,5659	2	4,17 ⁻⁶ **
Sítio	14,0197	2	0,0009 **
Preparo de solo	11,2265	2	0,0036 **
Tempo	3,3135	11	0,9859 ^{ns}

Sítio x Preparo de solo	22,9325	4	0,0001**
Sítio x Tempo	22,3578	15	0,0987*
Preparo de solo x Tempo	6,9176	17	0,9846 ^{ns}
Sítio x Preparo de solo x Tempo	30,1408	22	0,1151 ^{ns}

FONTE: A autora (2025).

Letras maiúsculas representam diferenças entre os blocos e letras minúsculas representam diferença entre os tratamentos. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

Podemos observar na Figura 8 que a curva da taxa de infiltração (VIB) do Sítio A, arenoso, foi maior, do que no Sítio B, argiloso. A interação entre o sítio e o tempo (s) em relação a VIB, foi significativa na análise de DEVIANCE, sendo que ambos os sítios variam em relação ao tempo, é visível que o solo com menor teor de argila (Sítio A) apresenta uma velocidade de infiltração irregular com o passar do tempo, com um comportamento não linear. Já a VIB do Sítio B apresenta uma maior linearidade ($R^2=0,75$) com o passar do tempo.



FONTE: A autora (2024).

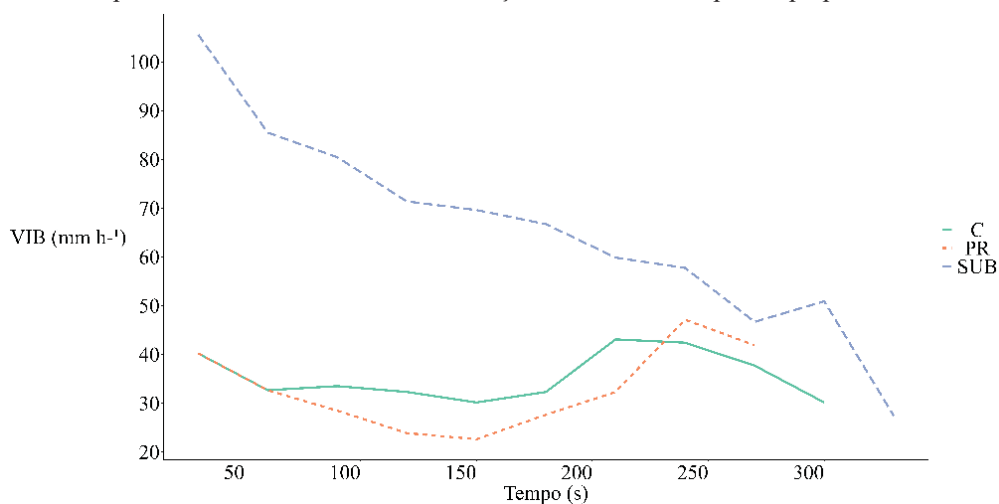
$$\text{Sítio A: } Y = 54,98803 - 0,05535 \cdot X; R^2 = 0,02525$$

$$\text{Sítio B: } Y = 29,889420 - 0,079248 \cdot X; R^2 = 0,7534$$

Geralmente, a VIB é descrita por modelos exponenciais, entretanto, na Figura 9, mostra que no Sítio A, arenoso, apenas o tratamento subsolado possui esse comportamento, já para o

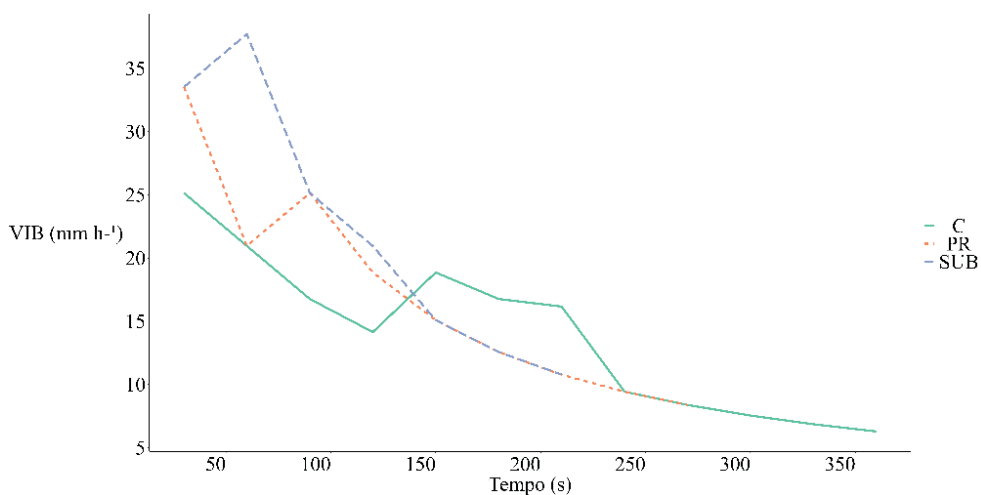
Sítio B, argiloso (Figura 10), esse comportamento é observado para os três preparos de solo, apesar disso ao longo do tempo ocorre picos de VIB.

Figura 8 - Comportamento da velocidade de infiltração sob diferentes tipos de preparo de solo – Sítio A.



FONTE: A autora (2024).

Figura 9 - Comportamento da velocidade de infiltração sob diferentes tipos de preparo de solo – Sítio B.



FONTE: A autora (2024).

Alguns trabalhos têm sugerido que diferentes preparos de solo podem tanto aumentar (Stone e Schlegel, 2010) quanto diminuir (Wienhold e Tanaka, 2000) os processos de infiltração de água no solo.

O teor de gravimétrico de água, referente à quantidade de água presente em uma amostra de solo ou material possui uma correlação significativa e positiva com o teor de argila (Sağlam e Dengiz, 2017), portanto solos com maior teor de argila, como o Sítio B, tendem a reter mais água, e por consequência ter uma menor velocidade básica de infiltração.

Essa mesma relação da quantidade de argila presente no solo também foi observada por (Mavimbela e van Rensburg, 2017), em que a quantidade de argila no solo teve efeito significativo na redução de infiltração de água no solo, reduzindo gradativamente a velocidade de infiltração com o passar do tempo. Esses resultados estão de acordo com os encontrados por Ma et al., (2020), em que a taxa média de infiltração diminuiu com o aumento do teor de argila. No presente trabalho o Sítio A com menor teor de argila apresentou um valor médio 84,48% maior de VIB média que o Sítio B, sítio com maior teor de argila.

O resultado mais comum encontrado em literatura sugere que as taxas de infiltração normalmente iniciam altas e diminuem gradualmente até atingirem uma taxa estável (Fan et al., 2013; Amami et al., 2021). Contudo, esse efeito foi observado apenas para o preparo com subsolador no sítio arenoso (A) e para todos os preparos do sítio argiloso (B). Indicando que apesar do sítio arenoso (A) apresentar maior resistência a penetração do solo, a taxa de infiltração foi significativamente melhorada com a subsolagem do solo, mesmo após 5 anos da operação, sendo que esse efeito da subsolagem não foi encontrado no solo argiloso, que sendo um solo também mais plástico, com partículas de menor diâmetro e maior coesão, têm a capacidade manter mais água retida e menos macroporos livres (Greco, 2002; Muddle e Briggs, 2019)

3.3.2 VIB média

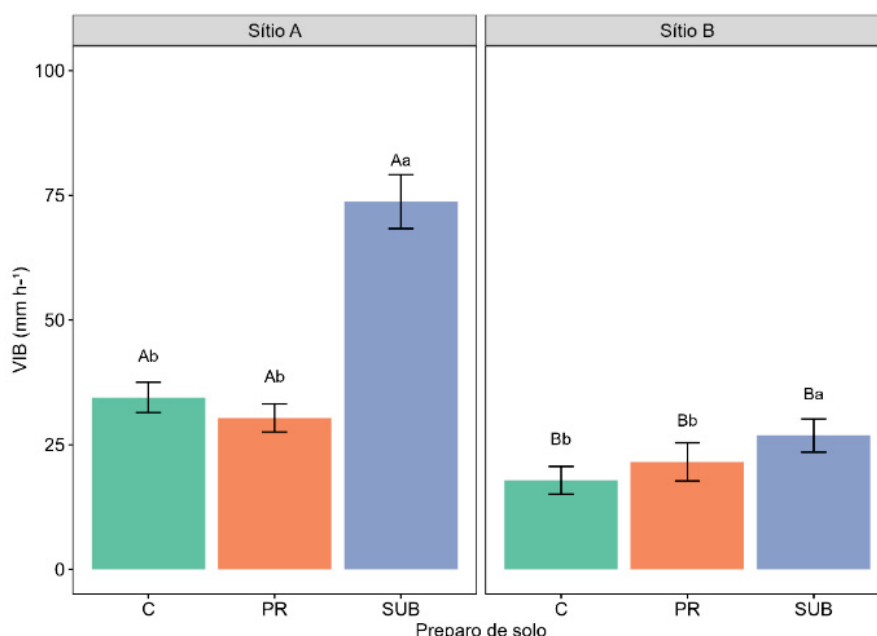
Em relação aos dados médios da VIB (Figura 11), os resultados da ANADEV sugerem diferença estatística entre os sítios, ou seja, a VIB média é influenciada pelo sítio. O valor médio da VIB encontrado para o Sítio A, arenoso, foi de 49,5 mm h⁻¹, enquanto para o Sítio B, argiloso, foi de 21,9 mm h⁻¹, esse resultado indica uma tendência de maior valor de infiltração médio para solos com menor teor de argila.

Quanto aos diferentes preparos de solo, também foi identificado diferença significativa entre os valores médios. Sendo que o preparo de solo do tipo subsolado obteve maior valor

(49,5 mm h⁻¹) se diferenciando estaticamente dos demais tratamentos, coveamento e preparo reduzido (21,7 e 21,3 mm h⁻¹ respectivamente). Isso indicado que mesmo após 5 anos da aplicação do tratamento ele continua a ser relevante nessa variável. Esses resultados também indicam que os tratamentos com menor revolvimento do solo não são suficientes para se diferenciar.

Também foi observada a interação entre os fatores, sugerindo que cada sítio pode responder de maneira distinta aos preparos de solo.

Figura 10 - Interação entre os diferentes sítios e os preparos de solo em relação a velocidade



básica de infiltração média. Letras minúsculas referem-se ao preparo de solo. Letras maiúsculas correspondem aos diferentes sítios.

FONTE: A autora (2024).

Outros autores (Xu e Mermoud, 2001; Y. Chen *et al.*, 2005; Zeng *et al.*, 2017; X. Wang, Geng, *et al.*, 2023; X. Wang, Zhou, *et al.*, 2023) também encontram maior VIB com o maior revolvimento do solo (subsolador), sendo bem estabelecido a relação entre subsolagem e velocidade de infiltração. Sendo um dos principais fatores para esse resultado ser o aumento da macro porosidade devido a subsolagem (Xu e Mermoud, 2001).

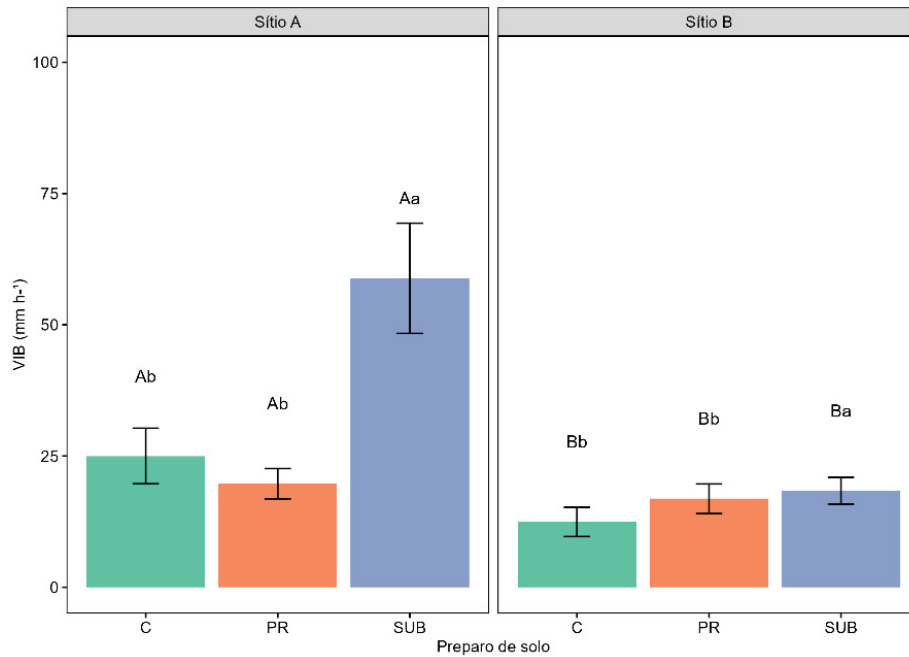
Na Figura 11, nota-se que os valores médios de VIB foram mais influenciados no Sítio A, arenoso, que possui menor teor de argila, do que no Sítio B, argiloso, que apresenta maior teor de argila. Isso sugere que solos com menor teor de argila são mais afetados pelos preparos de solo. Esse comportamento provavelmente ocorre porque solos com menor teor de argila possuem uma quantidade maior de macroporos. Embora os preparos de solo tendam a aumentar a quantidade de macroporos, a quantidade inicial dessa característica em cada solo faz com que as diferenças se mantenham. Além disso, é possível observar que, em ambos os sítios, o tratamento com subsolagem se diferenciou dos demais.

3.3.3 VIB Final / estabilizada

Em relação a velocidade básica de infiltração final (Figura 12), também conhecida como velocidade básica de infiltração estabilizada, foi observado diferença em relação aos sítios e entre os preparos de solo. O maior valor foi encontrado novamente no Sítio A, arenoso, ($34,5 \text{ mm h}^{-1}$), sendo mais que o dobro do valor encontrado no Sítio B, argiloso, ($15,8 \text{ mm h}^{-1}$), portanto em solos com menor teor de argila a infiltração tende a estabilizar em valores maiores do que em solos com maior teor de argila. Também foi observado que em solos menos argilosos a estabilização demora mais para ocorrer (185 s) do que em solos com mais argila (157 s), contudo não foi constatado diferença significativa do fator tempo (s), ou a interação entre os fatores.

Quanto ao fator preparo de solo, o tratamento com maior valor de VIB final foi novamente com subsolador ($43,7 \text{ mm h}^{-1}$), se diferenciando dos demais, preparo reduzido e coveamento ($18,7$ e 20 mm h^{-1} respectivamente). Também foi possível observar interação entre o fator preparo de solo e tempo, sendo que os tratamentos com preparo de solo com subsolador a VIB demorou mais para estabilizar (196 s) em relação aos demais tratamentos, preparo reduzido e coveamento (160 e 166 s respectivamente).

Figura 11 - Interação entre os diferentes sítios e os preparos de solo em relação a velocidade



básica de infiltração média. Letras minúsculas referem-se ao preparo de solo. Letras maiúsculas correspondem aos diferentes sítios.

FONTE: A autora (2024).

Solos arenosos possuem espaços porosos maiores devido a textura grossa, que facilita o movimento e entrada de água maiores taxas, diferente de solos argilosos que com partículas menores têm maior coesão e espaços de macroporos reduzido, tornando a infiltração de água mais lenta (Dias *et al.*, 2023; Fahmida, 2023), e como ainda os solos argilosos possuem maior capacidade de retenção hídrica, quando úmidos, eles podem apresentar uma taxa de infiltração ainda menor devido à redução dos espaços porosos disponíveis para a entrada de água via infiltração.

3.4 MODELAGEM VIB

Um modelo é considerado melhor quando os valores de erro quadrático médio (Root Mean Squared Error - RMSE) e erro absoluto médio (Mean Absolute Error - MAE) são baixos e o coeficiente de determinação (R^2) é maior. Todos os modelos tiveram dificuldades para explicar os dados de infiltração do Sítio A, arenoso. Em relação ao Sítio B, os melhores ajustes

foram para os tratamentos com preparo do solo tipo subsolador. Sendo que para ambos os sítios os piores ajustes foram feitos para os preparos do solo do tipo convencional.

Dentre os diferentes modelos de infiltração analisados (Tabela 4), o modelo de Horton apresentou o pior desempenho. Isso se deve aos altos valores de RMSE e MAE, indicando uma baixa precisão e altos erros médios. Em contraste, o modelo de Kostiakov foi o melhor, demonstrando valores de RMSE e MAE menores e um valor de R^2 maior, o que indica uma melhor capacidade de explicação dos dados de infiltração.

Tabela 4 – Modelos de infiltração para todos os tratamentos nos sítios A e B. Erro quadrático médio (RMSE), erro absoluto médio (MAE) e coeficiente de determinação (R^2).

Sítio	Trat	Kostiakov model	RMSE	R^2	MAE
A	Sub	$f(t) = 520,664 * t^{-0,4104704}$	52,14	0,16	42,54
A	C	$f(t) = 48,149 * t^{-0,07450749}$	27.62	0.00345	21.72
A	PR	$f(t) = 1241,711 * t^{-0,8017331}$	15.4	0.55	11.8
B	Sub	$f(t) = 1763,141 * t^{-0,9216758}$	7.8	0.84	4.25
B	C	$f(t) = 4941,401 * t^{-1,143714}$	18.58	0.055	13.9
B	PR	$f(t) = 520,664 * t^{-0,4104704}$	12.63	0.78	6.65
Média			22,195	0,398	16,81
Sítio	Trat	Horton model	RMSE	R^2	MAE
A	Sub	$f(t) = 1833,68 - 1720,709^{0,0001456053*t}$	53.18	0.12	46.3
A	C	$f(t) = 729,257 - 696,665^{0,00001448168*t}$	27.66	0.00055	7.71
A	PR	$f(t) = 3,433 + 0,00000018^{0,05368752*t}$	40.06	0.00132	32.9
B	Sub	$f(t) = 2751 - 2682,726^{0,0001364119*t}$	11.27	0.67	9.6
B	C	$f(t) = 371,578 - 347,554^{0,0001510789*t}$	18.61	0.05	13.16
B	PR	$f(t) = 54,677 - 50,33^{0,0001967588*t}$	37.37	0.47	26.2
Média			31,358	0,219	22,645
Sítio	Trat	Philip model	RMSE	R^2	MAE
A	Sub	$f(t) = 15,145 + 627,757 * t^{-0,5}$	52.13	0.16	42.59
A	C	$f(t) = 28,814 + 50,567 * t^{-0,5}$	27.6	0.005	21.71

A	PR	$f(t) = -17,948 + 509,411 * t^{-0,5}$	16	0.51	12.1
B	SUB	$f(t) = -32,975 + 588,536 * t^{-0,5'}$	7.7	0.85	4.41
B	C	$f(t) = 5,356 + 112,252 * t^{-0,5}$	18.59	0.05	14
B	PR	$f(t) = -48,67 + 775,683 * t^{-0,5}$	13.35	0.76	8.6
Média			22,567	0,389	17,235

FONTE: A autora (2024).

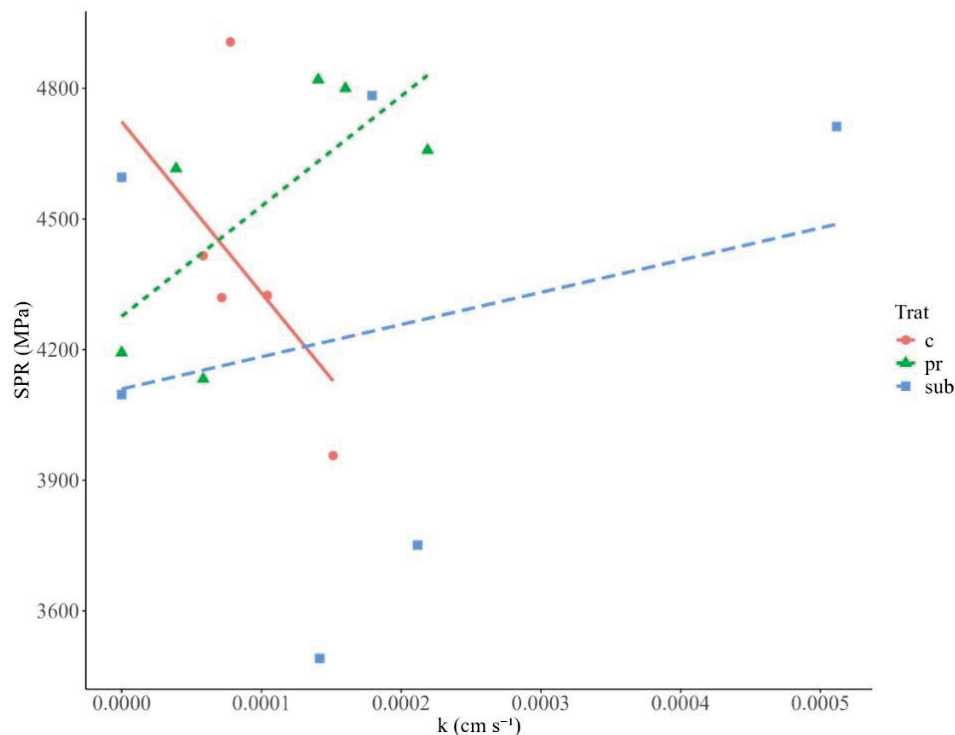
Uma explicação para o desempenho ruim das equações é que os modelos de infiltração geralmente são baseados em projetos experimentais que envolvem a drenagem de perfis de solo previamente saturados (Reichardt, 1993). Além disso, fatores influentes, como os tipos de modelos de permeabilidade relativa, fluxo de ar e variações da condutividade hidráulica associadas ao comportamento tensão-deformação do solo, têm efeitos significativos no mecanismo real de infiltração de chuva (Kang et al., 2020).

o modelo de Horton apresentou o pior desempenho dentre os 3 modelos, assim como em outros trabalhos (Amami *et al.*, 2021) que também estudaram diferentes preparos de solo, podendo esse modelo então não ser indicado para estimativas de infiltração sob diferentes tipos de preparo do solo.

3.5 CORRELAÇÃO

Os resultados indicam que a Resistência à Penetração do Solo (RPS) e a condutividade hidráulica (K) variam de acordo com o tipo de preparo de solo (Figura 13).

Figura 12 - Correlação entre Resistência à Penetração do Solo (RPS) e Condutividade hidráulica (K) em diferentes sistemas de preparo do solo. Convencional (C); Preparo reduzido



(PR); Sub-solado com máquina (SUB). ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1

FONTE: A autora (2025).

A correlação entre RPS e K com o preparo de solo também é descrito em literatura (Kool *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2023b; Xu e Mermoud, 2001). Quando a técnica aplicada, resulta em menor revolvimento do solo (tratamento C), a relação negativa sugere que o aumento da condutividade hidráulica do solo é associado com a menor resistência à penetração do solo, provavelmente devido ao mínimo distúrbio da estrutura e porosidade do solo.

Nos Sistemas de Preparo Reduzido (PR), com a abertura de cova, e subsolado (SUB); a relação positiva indica que a condutividade hidráulica pode ser maior quando há maior resistência mecânica à penetração do solo, sugerindo que a quebra dos agregados do solo através do revolvimento dele, apesar de reduzir a resistência a penetração, também pode reduzir o movimento de água no solo (K). No sistema com covas (PR) essa relação foi mais intensa; enquanto no subsolado, com maior revolido do solo ao longo da linha de plantio e até 50cm de profundidade, esse efeito é menos pronunciado.

Sendo assim, após 5 anos do revolvimento do solo pelo preparo da área, essa quebra de agregados que reduz a resistência a penetração, pode também reduzir o movimento de água no

solo, possivelmente pelo aumento da macroporidade e redução da microporosidade, sugere-se aqui em trabalhos futuros avaliar também o esse efeito sobre os poros do solo.

4 CONCLUSÃO

Em relação a primeira hipótese, em que a RPS seria maior e a K e VIB menores em solos mais argilosos, podemos afirmar que essa hipótese foi parcialmente confirmada, já que essas três variáveis foram maiores em solos arenosos. Portanto apesar do solo com menor teor de argila apresentar maior resistência a penetração do solo (RPS) após 5 anos do plantio, ele também apresentou maior taxa de infiltração (VIB) e movimento de água no solo (K) que favorecem o fornecimento de água para as raízes das plantas de *Pinus*.

Em relação a segunda hipótese, foi atendida, de forma que o preparo de solo do tipo subsolador gerou um solo com menor resistência a penetração para as duas primeiras classes, maior infiltração média e final e maior condutividade hidráulica, principalmente em solos com menor teor de argila, se mostrando uma prática eficiente tanto para o desenvolvimento das plantas, quanto para a sustentabilidade ambiental das operações.

Em relação a terceira hipótese, não foi atendida, já que foi observado maior diferença dos preparos de solo para o sítio com menor teor de argila, demonstrando assim que a escolha direcionada das técnicas de preparo de solo é mais importante (pode resultar em efeito mais pronunciado) em solos com menor teor de argila.

Esses resultados são importantes tanto para fornecer informações e dados que ajudem a direcionar as técnicas de preparo de solo mais recomendadas para cada região e objetivo, permitindo o uso sustentável tanto dos recursos naturais quanto dos recursos financeiros pelas empresas do setor, além de fornecer informações que auxiliam processos de tomada de decisões para direcionar pesquisas futuras nessa área.

REFERÊNCIAS

ADAMCHUK, V. I.; MORGAN, M. T.; SUMALI, H. Mapping of spatial and vertical variation of soil mechanical resistance using a linear pressure model. **The society for engineering in agricultural and biological systems**. 2013 doi: DOI: [10.13031/2013.7325](https://doi.org/10.13031/2013.7325)

ADAMCHUK, V. I.; SKOTNIKOV, A. V.; SPEICHINGER, J. D.; KOCHER, M. F. Development of an instrumented deep-tillage implement for sensing of soil mechanical resistance. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 47, n. 6, 2004.

AFZALINIA, S.; ZABIH, J. Soil compaction variation during corn growing season under conservation tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 137, p. 1-6, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.11.003>.

AIKINS, S.; AFUAKWA, J. Effect of four different tillage practices on cowpea performance. **World Journal of Agricultural Sciences**, v. 66, p. 644-651, 2010.

AKAIKE, H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. **Institute of Statistical Mathematics**, p. 267-281, 1992.

AKINBILE, C.; FAMUYIWA, O.; AJIBADE, F.; BABALOLA, T. Impacts of varying tillage operations on infiltration capacity of agricultural soils. **International Journal of Soil Science**, v. 11, n. 2, p. 29-35, 2016. DOI: 10.3923/ijss.2016.29.35.

AKSAKAL, EKREM LÜTFİ; ÖZTAŞ, TAŞKIN; ÖZGÜL, MÜDAHİR. "Time-dependent changes in distribution patterns of soil bulk density and penetration resistance in a rangeland under overgrazing," **Turkish Journal of Agriculture and Forestry**, v. 35, n. 2, Article 10, 2011. DOI: <https://doi.org/10.3906/tar-0909-383>.

ALMEIDA, W.; PANACHULI, E.; OLIVEIRA, P.; MENEZES, R.; SOBRINHO, T.; CARVALHO, D. Effect of soil tillage and vegetal cover on soil water infiltration. **Soil and Tillage Research**, v. 175, p. 130-138, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.07.009>.

AMANI, R.; IBRAHIMI, K.; SHER, F.; MILHAM, P.; GHAZOUANI, H.; CHEHAIBI, S.; IQBAL, H. Impacts of different tillage practices on soil water infiltration for sustainable agriculture. **Sustainability**, v. 13, n. 6, p. 3155, 2021. DOI: 10.3390/su13063155.

ARAYA, S. N.; GHEZZEHEI, T. A. Using machine learning for prediction of saturated hydraulic conductivity and its sensitivity to soil structural perturbations. **Water Resources Research**, v. 55, n. 7, p. 5715-5737, 2019.

AROCA-FERNÁNDEZ, M. J.; BRAVO-FERNÁNDEZ, J. A.; GARCÍA-VIÑAS, J. I.; SERRADA, R. Soil compaction and productivity evolution in a harvested and grazed Mediterranean Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) forest. **Forests**, v. 15, n. 3, 2024.

ATTA-DARKWA, T.; ASARE, A.; AMPONSAH, W.; OPPONG, E.; AGBESHIE, A.; BUDU, M.; QUAYE, D. Performance evaluation of infiltration models under different tillage operations in a tropical climate. **Scientific African**, v. 17, p. e01318, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2022.e01318>.

AVILA, R.; SCHOENAU, J.; KING, T.; SI, B.; GREVERS, M. Effects of subsoiling tillage on structure, permeability, and crop yields on compacted Solonetzic and Chernozemic dryland soils in Western Canada. **Canadian Biosystems Engineering / Le Genie des biosystems au Canada**, v. 62, n. 1, 2020.

BASSETT, I. E.; SIMCOCK, R. C.; MITCHELL, N. D. Consequences of soil compaction for seedling establishment: implications for natural regeneration and restoration. **Austral Ecology**, v. 30, n. 8, 2005.

BATES, D.; MACHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, p. 1-48, 2015. DOI: <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.

BLEVINS, R.; FRYE, W. Conservation tillage: an ecological approach to soil management. **Advances in Agronomy**, v. 51, p. 33-78, 1993.

BLOUIN, V. M.; SCHMIDT, M. G.; BULMER, C. E.; KRZIC, M. Effects of compaction and water content on lodgepole pine seedling growth. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 7, 2008.

BUSSCHER, W.J. e SOJKA, R.E. Enhancement of subsoiling effect on soil strength by conservation tillage. **Transactions of the ASAE** 30, p. 888-892, 1987.

BUDU, M.; ATTA-DARKWA, T.; AMAGLO, H.; KYEI-BAFFOUR, N.; AIDOO, I.; AHORSU, S.; BESSAH, E. The impact of tillage and weed control methods on physical properties of sandy clay loam forest ochrosol in cassava cultivation. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2022, p. 6758284, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1155/2022/6758284>.

CAI, H.; MA, W.; ZHANG, X.; PING, J.; YAN, X.; LIU, J.; YUAN, J.; WANG, L.; REN, J. Effect of subsoil tillage depth on nutrient accumulation, root distribution, and grain yield in spring maize. **Crop Journal**, v. 2, n. 5, 2014.

CARSEL, R.; PARRISH, R. Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. **Water Resource Research**, v. 24, n. 5, p. 755-769, 1988.

CELIK, I. Effects of tillage methods on penetration resistance, bulk density and saturated hydraulic conductivity in clayey soil conditions. **Tarim Bilimleri Dergisi**, v. 17, p. 143-156, 2011.

CHEN, Y.; CAVERS, C.; TESSIER, S.; MONERO, F.; LOBB, D. Short-term tillage effects on soil cone index and plant development in a poorly drained, heavy clay soil. **Soil and Tillage Research**, v. 82, n. 2, 2005.

CRESSWELL, H.; PAINTER, D.; CAMERON, K. Tillage and water content effects on surface soil hydraulic properties and shortwave albedo. **Soil Science Society of America Journal**, v. 57, p. 816-824, 1993.

DAYAL, U e ALLEN, J. The effect of penetration rate on the strength of remolded clay and sand samples. **Canadian Geotechnical Journal**, v.12, p. 336-348. DOI: <https://doi.org/10.1139/T75-038>.

DE ALMEIDA, W. S.; PANACHUKI, E.; DE OLIVEIRA, P. T. S.; DA SILVA MENEZES, R.; SOBRINHO, T. A.; DE CARVALHO, D. F. Effect of soil tillage and vegetal cover on soil water infiltration. **Soil and Tillage Research**, v. 175, p. 130-138, 2018.

DIAS, P., PORTELA, J., GONDIM, J., BATISTA, R., ROSSI, L., MEDEIROS, J., FARIAS, P., MOTA, P., BANDEIRA, D., De AQUINO LEMOS FILHO, L., De MATOS, G., MESQUITA, F., De OLIVEIRA, F., ARAÚJO, A., NASICMENTO, C. Soil Attributes and Their Interrelationships with Resistance to Root Penetration and Water Infiltration in Areas with Different Land Uses in the Apodi Plateau, Semiarid Region of Brazil. **Agriculture**, v. 13. 1921. 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/agriculture13101921>.

FABIOLA, N.; GIÁROLA, B.; DA SILVA, A. P.; IMHOFF, S.; DEXTER, A. R. Contribution of natural soil compaction on hardsetting behavior. **Geoderma**, v. 113, n. 1-2, 2003.

FAHMIDA, M. Design and Performance Evaluation of Constant Head Double Ring Infiltrometer at H.S.T.U. **Nature, Science and Technology**, v.2, 2023. DOI: <https://doi.org/10.36937/janset.2023.6813>.

FAN, R.; ZHANG, X.; YANG, X.; LIANG, A.; JIA, S.; CHEN, X. Effects of tillage management on infiltration and preferential flow in a black soil, Northeast China. **Chinese Geographical Science**, v. 23, n. 3, 2013.

FOX, J. Generalized Linear Models. In: **Applied Regression Analysis and Generalized Linear Models**. 3. ed. California: SAGE Publications, 2016. p. 418-472.

FRENKEL, H., GOERTZEN, J., RHOADES, J. Effects of Clay Type and Content, Exchangeable Sodium Percentage, and Electrolyte Concentration on Clay Dispersion and Soil Hydraulic Conductivity. **Soil Science Society of America Journal**, 42, 32-39. 1978. DOI: <https://doi.org/10.2136/SSSAJ1978.03615995004200010008X>.

FUENTES, W., HURTADO, C., LASCARRO, C. On the influence of the spatial distribution of fine content in the hydraulic conductivity of sand-clay mixtures. **Earth Sciences Research Journal**. 2018. DOI: <https://doi.org/10.15446/ESRJ.V22N4.69332>.

GAO, W.; HODGKINSON, L.; JIN, K.; WATTS, C. W.; ASHTON, R. W.; SHEN, J.; REN, T.; DODD, I. C.; BINLEY, A.; PHILLIPS, A. L.; HEDDEN, P.; HAWKESFORD, M. J.; WHALLEY, W. R. Deep roots and soil structure. **Plant Cell and Environment**, v. 39, p. 1241-1255, 2016.

GOVINDASAMY, P.; MOWRER, J.; RAJAN, N.; PROVIN, T.; HONS, F.; BAGAVATHIANNAN, M. Influence of long-term (36 years) tillage practices on soil physical properties in a grain sorghum experiment in Southeast Texas. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 67, n. 2, p. 234-244, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1080/03650340.2020.1720914>.

HÅKANSSON, I. A method for characterizing the state of compactness of the plough layer. **Soil and Tillage Research**, v. 16, n. 1-2, 1990.

HAKANSSON, I., LIPIEC, J. A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction. **Soil Tillage Research**, v. 53, p. 71-85, 2000.

HARUNA, S. I.; ANDERSON, S. H.; NKONGOLO, N. V.; ZAIBON, S. Soil hydraulic properties: influence of tillage and cover crops. **Pedosphere**, v. 28, n. 3, p. 430-442, jun. 2018.

HIGA, R.C.V.; HIGA, A.R.; ALVES, E.C. Comportamento de progênies de *Eucalyptus badjensis* Beuzev. & Welch em dois locais da região Sul do Brasil. **Boletim de Pesquisa Florestal**, 2002, v. 45, p. 89-97.

HORN, R.; DOMZZAŁ, H.; SŁOWIŃSKA-JURKIEWICZ, A.; VAN OUWERKERK, C. Soil compaction processes and their effects on the structure of arable soils and the environment. **Soil and Tillage Research**, v. 35, n. 1-2, 1995.

HORTON, R. An approach toward a physical interpretation of infiltration capacity. **Soil Science Society of America Journal**, v. 5, p. 399-417, 1941.

HOTHORN, T.; BRETZ, F.; WESTFALL, P.; HEIBERGER, R.; SCHUETZENMEISTER, A.; SCHEIBE, S. Multcomp: simultaneous inference in general parametric models.

Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/multcomp/index.html>. Acesso em: 26 ago. 2024.

HUSSEIN RAZZAK NAYYEF. Effect of continuous cultivation and soil texture on some soil properties. **GSC Advanced Research and Reviews**, v. 13, n. 1, 2022.

JABRO, J.; SAINJU, U.; STEVENS, W.; LENSSEN, A.; EVANS, R. Long-term tillage frequency effects on dry land soil physical and hydraulic properties. Proceedings of the International Soil Conservation Organization Conference, p. 15-23, Budapest, Hungary, 2008.

JABRO, J. D.; STEVENS, W. B.; IVERSEN, W. M.; SAINJU, U. M.; ALLEN, B. L. Saturated hydraulic conductivity of a sandy loam under no-till and intensive tillage in a corn-soybean rotation. **Soil Systems**, v. 7, n. 3, set. 2023.

JARVIS, N.; KOESTEL, J.; MESSING, I.; MOEYS, J.; LINDAHL, A. Influence of soil, land use and climatic factors on the hydraulic conductivity of soil. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 17, n. 12, p. 5185-5195, 20 dez. 2013.

JARVIS, N., LEEDS-HARRISON, P., DOSSER, J. The use of tension infiltrometers to assess routes and rates of infiltration in a clay soil. **European Journal of Soil Science**, 38, 633-640, 1987. DOI: <https://doi.org/10.1111/J.1365-2389.1987.TB02160.X>.

JIANG, Q.; CAO, M.; WANG, Y.; WANG, J. Estimating soil penetration resistance of paddy soils in the plastic state using physical properties. **Agronomy**, v. 10, n. 12, 2020.

JORDÁ, H.; BECHTOLD, M.; JARVIS, N.; KOESTEL, J. Using boosted regression trees to explore key factors controlling saturated and near-saturated hydraulic conductivity. **European Journal of Soil Science**, v. 66, n. 4, p. 744-756, 1 jul. 2015.

JOURGHOLAMI, M.; HOSSEINIALA, E. A.; LATTERINI, F.; VENANZI, R.; PICCHIO, R. The effects of soil compaction on the growth and architecture of the seedlings of species commonly used for afforestation in Iran. **Forests**, v. 15, n. 7, 1 jul. 2024.

JUG, D.; DURDEVIC, B.; BIRKÁS, B.; BROZOVIC, B.; LIPIEC, J.; VUKADINOVIC, V. et al. Effect of conservation tillage on crop productivity and nitrogen use efficiency. **Soil and Tillage Research**, v. 194, p. 104327, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104327>.

JUG, D.; JUG, I.; RADOCAJ, D.; WILCZEWSKI, E.; DURDEVIC, B.; JURISIC, M. et al. Spatio-temporal dynamics of soil penetration resistance depending on different conservation tillage systems. **Agronomy**, v. 14, p. 2168, 2024. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy14092168>.

JUG, I.; BROZOVIC, B.; DURDEVIC, B.; WILCZEWSKI, E.; VUKADINOVIC, V.; STIPESEVIC, B.; JUG, D. Response of crops to conservation tillage and nitrogen fertilization under different agroecological conditions. **Agronomy**, v. 11, n. 11, p. 2156, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy11112156>.

KANWAR, R. Effect of tillage systems on the variability of soil water tensions and soil water content. **Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 32, n. 2, p. 605-610, 1989.

KANG, S.; LEE, S. R.; CHO, S. E. Slope stability analysis of unsaturated soil slopes based on the site-specific characteristics: A case study of Hwangryeong Mountain, Busan, Korea. **Sustainability (Switzerland)**, v. 12, n. 7, 1 abr. 2020.

KELLER, T.; SANDIN, M.; COLOMBI, T.; HORN, R.; OR, D. Historical increase in agricultural machinery weights enhanced soil stress levels and adversely affected soil functioning. **Soil and Tillage Research**, v. 194, 2019.

KLABIN. Plano de manejo florestal 2011: resumo público Telêmaco Borba – PR. Telêmaco Borba: Klabin, 2011. 24 p.

KOOL, D.; TONG, B.; TIAN, Z.; HEITMAN, J. L.; SAUER, T. J.; HORTON, R. Soil water retention and hydraulic conductivity dynamics following tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 193, p. 95-100, 2019.

KOSTIAKOV, A. On the dynamics of the coefficient of water percolation in soils and on the necessity for studying it from a dynamic point of view for purposes of amelioration.

Transactions of 6th Committee International Society of Soil Science, p. 17-21, 1932.
Russia: Part A.

KOZLOWSKI, T. T. Soil compaction and growth of woody plants. **Scandinavian Journal of Forest Research**, v. 14, n. 6, 1999.

LARDY, J.; DESUTTER, T.; DAIGH, A.; MEEHAN, M.; STARICKA, J. Effects of soil bulk density and water content on penetration resistance. **Agricultural & Environmental Letters**, v. 7, n. 2, p. e20096, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1002/ael2.20096>.

LINDSTROM, M.; ONSTAD, C. Influence of tillage systems on soil physical parameters and infiltration after planting. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 39, p. 149-152, 1984.

LIN, L.; DRTON, M.; SHOJAIE, A. Statistical significance in high-dimensional linear mixed models. In: FODS 2020 - Proceedings of the 2020 ACM-IMS Foundations of Data Science Conference, 2020.

MAHBOUBI, A.; LAL, R.; FAUSSEY, N. Twenty-eight years of tillage effects on two soils in Ohio. **Soil Science Society of America Journal**, v. 57, p. 506-512, 1993.

MA, L.; LI, J.; LIU, J. Effects of antecedent soil water content on infiltration and erosion processes on loessial slopes under simulated rainfall. **Hydrology Research**, v. 51, n. 5, p. 882-893, 1 out. 2020.

MAVIMBELA, S. S. W.; VAN RENSBURG, L. D. Characterizing infiltration and internal drainage of South African dryland soils. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 42, n. 3, 2017.

MEEK, B.; RECHEL, E.; CARTER, L.; DETAR, W.; URIE, A. Infiltration rate of a sandy loam soil: effects of traffic tillage, and plant roots. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, p. 908-913, 1992.

MENDIBURU, F. agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research. R package version 1.2-8. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=agricolae>. Acesso em: 8 ago. 2024.

METER GROUP. Mini Disk Infiltrometer (11. ed.). Pullman, WA, USA: Meter, 2021.

MORAL, R. de A.; HINDE, J.; DEMETRIO, C. G. B. hnp: Half-Normal Plots with Simulation Envelopes.

MUDDLE, D., BRIGGS, K. Macropore structure and permeability of clay fill samples from a historic clay fill earthwork. **Transportation Geotechnics**, v. 19, p. 96-109, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.TRGEO.2019.02.003>.

GRECO, R. Preferential flow in macroporous swelling soil with internal catchment: model development and applications. **Journal of Hydrology**, 269, 150-168, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00215-9](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00215-9).

NAMBIAR, E. K. S.; SANDS, R. Effects of compaction and simulated root channels in the subsoil on root development, water uptake and growth of radiata pine. **Tree Physiology**, v. 10, n. 3, 1992.

OMUTO, C. T.; GUMBE, L. O. Estimating water infiltration and retention characteristics using a computer program in R. **Computers and Geosciences**, v. 35, n. 3, 2009.

OSANYINPEJU, K.; DADA, P. Soil porosity and water infiltration as influenced by. **International Journal of Latest Technology in Engineering, Management & Applied Science (IJLTEMAS)**, v. 7, n. 4, p. 245-252, 2018.

PHILIP, J. R. The theory of infiltration: 4. Sorptivity and algebraic infiltration equations. **Soil Science**, v. 84, n. 3, 1957.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2022. Disponível em: <http://www.r-project.org/>.

REICHARDT, K. Unit gradient in internal drainage experiments for the determination of soil hydraulic conductivity. **Scientia Agricola**, v. 50, n. 1, 1993.

SAĞLAM, M.; DENGİZ, O. Spatial variability of soil penetration resistance in an alluvial delta plain under different land uses in middle Black Sea Region of Turkey. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 63, n. 1, 2017.

SCHULTE, M. L.; COOK, R. L.; ALBAUGH, T. J.; ALLEN, H. L.; RUBILAR, R. A.; PEZZUTTI, R.; CALDATO, S. L.; CAMPOE, O.; CARTER, D. R. Mid-rotation response of *Pinus taeda* to early silvicultural treatments in subtropical Argentina. **Forest Ecology and Management**, v. 473, 2020.

SHUKLA, S. K.; JAISWAL, V. P.; SHARMA, L.; PATHAK, A. D.; SINGH, A. K.; GUPTA, R.; AWASTHI, S. K.; GAUR, A.; ZUBAIR, A.; TIWARI, R. Subsoiling affecting soil quality parameters and sugarcane yield in multiratooning system in subtropical India. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 52, n. 18, 2021.

SIMCOCK, R. C.; PARFITT, R. L.; SKINNER, M. F.; DANDO, J.; GRAHAM, J. D. The effects of soil compaction and fertilizer application on the establishment and growth of *Pinus radiata*. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 36, n. 5, 2006.

SINGH, D.; MISHRA, A. K.; PATRA, S.; MARIAPPAN, S.; SINGH, N. Near-saturated soil hydraulic conductivity and pore characteristics as influenced by conventional and conservation tillage practices in North-West Himalayan region, India. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 9, n. 2, p. 249-259, 2021.

SOUZA, R.; HARTZELL, S.; FERRAZ, A.; DE ALMEIDA, A.; LIMA, J.; ANTONINO, A.; DE SOUZA, E. Dynamics of soil penetration resistance in water-controlled environments. **Soil and Tillage Research**, v. 205, p. 104768, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104768>.

STONE, L. R.; SCHLEGEL, A. J. Tillage and crop rotation phase effects on soil physical properties in the west-central great plains. **Agronomy Journal**, v. 102, n. 2, p. 483-491, 2010.

SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J.; PILLON, C. N.; REICHERT, J. M. Mechanical resistance to penetration for improved diagnosis of soil compaction at grazing and forest sites. **Forests**, v. 15, n. 8, 1 ago. 2024.

WADDELL, J.; WEI, R. Water distribution in soil under ridge-till and no-till corn. **Soil Science Society of America Journal**, v. 60, p. 230-237, 1996.

WANG, H.; BAI, W.; HAN, W.; SONG, J.; LV, G. Effect of subsoiling on soil properties and winter wheat grain yield. **Soil Use and Management**, v. 35, n. 4, 2019a.

WANG, S. B.; GUO, L. L.; ZHOU, P. C.; WANG, X. J.; SHEN, Y.; HAN, H. F.; NING, T. Y.; HAN, K. Effect of subsoiling depth on soil physical properties and summer maize (*Zea mays* L.) yield. **Plant, Soil and Environment**, v. 65, n. 3, 2019b.

WANG, X.; GENG, L.; ZHOU, H.; HUANG, Y.; JI, J. Effects of subsoiling with different wing mounting heights on soil water infiltration using HYDRUS-2D simulations. **Agronomy**, v. 13, n. 11, 2023a.

WANG, X.; SUN, X.; SUN, L.; CHEN, N.; DU, Y. Small-scale variability of soil quality in permafrost peatland of the Great Hing'an Mountains, Northeast China. **Water**, v. 14, n. 17, p. 2597, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/w14172597>.

WANG, X.; ZHOU, H.; WANG, S.; ZHOU, H.; JI, J. Methods for reducing the tillage force of subsoiling tools: A review. **Soil and Tillage Research**, 2023b.

WIENHOLD, B. J.; TANAKA, D. L. Division S-6-notes haying, tillage, and nitrogen fertilization influences on infiltration rates at a conservation reserve program site. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, p. 379-381, 2000.

WILLIAMS, J.; REARDON, C.; WUEST, S.; LONG, D. Soil water infiltration after oilseed crop introduction into a Pacific Northwest winter wheat–fallow rotation. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 75, n. 6, p. 739-745, 2020. DOI: <https://doi.org/10.2489/jswc.2020.00165>.

XU, D.; MERMOUD, A. Topsoil properties as affected by tillage practices in North China. **Soil and Tillage Research**, v. 60, n. 1-2, 2001.

Zanon, J., Marques, R., Carvalho, D., Larsen, J., Kulmann, M., & Schumacher, M. (2023). Soil physical, chemical, and microbiological attributes under *Pinus taeda* on different soil taxonomy in southern Brazil. *Série Técnica IPEF*, 26(48). doi: <https://doi.org/10.18671/sertec.v26n48.093>

ZENG, Z.; CHEN, Y.; ZHANG, X. Modelling the interaction of a deep tillage tool with heterogeneous soil. *Computers and Electronics in Agriculture*, v. 143, 2017.

ZHANG, R. (1997). Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer. *Soil Science Society of America Journal*, 61(4), pp. 1024-1030.

ZHANG, L.; HUANG, Y.; RONG, L.; DUAN, X.; ZHANG, R.; LI, Y.; GUAN, J. Effect of soil erosion depth on crop yield based on topsoil removal method: a meta-analysis *Agronomy for Sustainable Development* 2021.

ZANON, J.; MARQUES, R.; CARVALHO, D.; LARSEN, J.; KULMANN, M.; SCHUMACHER, M. Soil physical, chemical, and microbiological attributes under *Pinus taeda* on different soil taxonomy in southern Brazil. **Série Técnica IPEF**, v. 26, n. 48, 2023. DOI: <https://doi.org/10.18671/sertec.v26n48.093>.

ZENG, Z.; CHEN, Y.; ZHANG, X. Modelling the interaction of a deep tillage tool with heterogeneous soil. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 143, 2017.

ZHANG, R. Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer. **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, n. 4, p. 1024-1030, 1997.

ZHANG, L.; HUANG, Y.; RONG, L.; DUAN, X.; ZHANG, R.; LI, Y.; GUAN, J. Effect of soil erosion depth on crop yield based on topsoil removal method: a meta-analysis. **Agronomy for Sustainable Development**, 2021.

CAPÍTULO 2 - PROPRIEDADES HIDROBIOGEOQUÍMICAS NO SOLO EM DIFERENTES SISTEMAS DE REGENERAÇÃO FLORESTAL

1 INTRODUÇÃO

A erosão tem afetado 84% das terras em todo o mundo, e mais de 33% dos solos globais já foram degradados (Borrelli *et al.*, 2017). E é estimado um aumento para 90% até 2050 (Qiu *et al.*, 2021). Um dos melhores recursos para mitigar e evitar a degradação do solo é através do correto uso dele de acordo com sua aptidão. Sendo assim, muitas áreas devem passar pelo processo de recuperação – restauração ecológica e/ou florestal, já que as florestas desempenham um papel crucial de recuperação e equilíbrio dos recursos naturais como solo e água, além da absorção de dióxido de carbono, contribuindo ainda para a mitigação das mudanças climáticas (Zuo *et al.*, 2024). Entretanto, pesquisas mostram que tanto fatores abióticos quanto bióticos podem prejudicar a recuperação de florestas tropicais, mas que a taxa de recuperação está relacionada com as características do sítio (Holl, 2017).

A restauração ecológica, pode ser definida como o processo de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído, visa recuperar a integridade do ecossistema, incluindo valores pessoais, culturais, socioeconômicos e ecológicos, com o objetivo de aumentar a resiliência socioecológica (Gann *et al.*, 2019). De uma maneira geral, o processo de restauração ecológica pode ser dividido em passiva e ativa (Pereira, *et al.*, 2021).

A restauração passiva, também chamada de restauração natural ou espontânea, tem como objetivo interromper a degradação, por exemplo: remoção de fontes de contaminação, restrição do fluxo de água, modificação de pastoreio inadequado, regimes de fogo inadequados, cessação de extração madeireira, desativação de terras agrícolas (Gann *et al.*, 2019; Atkison e Bonser, 2020). Essa técnica aproveita a resiliência natural da área degradada e apresenta grande vantagem econômica, uma vez que dispensa custos de implantação, compra de sementes, técnicas silviculturais, manutenção da área e mão de obra (Chazdon, 2012; Pereira *et al.*, 2020).

A restauração ativa, também chamada de restauração assistida, é uma combinação das estratégias citadas acima, porém com intervenções abióticas e bióticas, por exemplo:

- a) abióticas: remediação ativa das condições do substrato (físicas ou químicas), criação de habitat, remodelação de cursos de água, reintrodução de fluxos hídricos

ambientais, aplicação de distúrbios artificiais para promover a germinação de sementes.

- b) bióticas: Manejo de espécies invasoras, reintrodução de espécies, aumento ou reforço de populações de espécies esgotadas (Gann *et al.*, 2019; Atkison e Bonser, 2020).

Abrangendo diversos métodos com a intenção de acelerar e influenciar a trajetória sucessional para a recuperação da área (Holl e Aide, 2011). Essas técnicas são empregadas para facilitar o reestabelecimento do equilíbrio ecológico (Zuo *et al.*, 2024), inclusive algumas fazem uso de espécies de ciclo curto como gramíneas e leguminosas, devido ao seu crescimento rápido, ajudando na estabilização do solo (Rowland *et al.*, 2009; Macdonald *et al.*, 2015) e proteção do solo, além de promover a fixação de nitrogênio e o controle de erosão até as árvores nativas crescerem (Macdonald *et al.*, 2015).

Independentemente de uma grande área florestal ser natural ou artificial, ela causa impactos no clima, no solo e na hidrologia (Godsey e Elsenbeer, 2002; Pereira *et al.*, 2020). Uma efetiva restauração utiliza o conhecimento das propriedades do solo, aplicam espécies de plantas apropriadas para a área, e implementam estratégias de manejo que asseguram a saúde, sustentabilidade e resiliência do ecossistema florestal recuperado (Zuo *et al.*, 2024). Além disso, a recuperação dos atributos hidro físicos do solo é fundamental para maximizar o sucesso da restauração florestal (Giannini *et al.*, 2018; Pereira *et al.*, 2020).

Dentro do processo de restauração e recuperação de um ecossistema, fatores como as propriedades do solo, teores de nitrogênio, fósforo e potássio são fundamentais para a efetiva recuperação (Stefanowicz *et al.*, 2012; Lv *et al.*, 2021) e sustentabilidade do ecossistema à longo prazo. As avaliações dos sistemas de recuperação devem, portanto, focar não apenas nos resultados como diversidade de espécies, mas também na estabilidade, sustentabilidade e resiliência do ecossistema ao longo dos anos (Yang *et al.*, 2017).

As alterações de uso e cobertura do solo provocam mudanças na densidade, umidade, pH, teor de carbono e nitrogênio do solo; que, por sua vez, influenciam a comunidade microbiana do solo (Cai *et al.*, 2024). Assim, a restauração florestal, pode influenciar positivamente a diversidade das comunidades microbianas (Turley *et al.*, 2020; Chernov *et al.*, 2021; Chen *et al.*, 2024; Guo *et al.*, 2024).

Os microrganismos do solo desempenham um papel crucial para a saúde do solo; decompõem a matéria orgânica, liberando no solo nutrientes essenciais às plantas; e preservam

os serviços ecossistêmicos (Liu *et al.*, 2017; Coban, De Deyn e Van Der Ploeg, 2022; Jiao *et al.*, 2022; Wu *et al.*, 2022; Banerjee e Van der Heijden, 2023; Philippot *et al.*, 2023; Cai *et al.*, 2024), além de ajudar a manter a estabilidade dos agregados do solo (Piché e Kelting, 2015; Pereira *et al.*, 2020).

O entendimento de como a transformação do uso do solo e a restauração vegetal influenciam a rede microbiana do solo é essencial para compreender a estabilidade, a biodiversidade do solo e a multifuncionalidade do ecossistema (Wang, Mishra e Yang, 2023; Cai *et al.*, 2024). Outros fatores que influenciam o crescimento e distribuição das espécies arbóreas e sua interação com a microfauna é a capacidade de penetração das raízes no solo e a capacidade de troca gasosa entre as raízes e o solo, que podem, ainda, influenciar as propriedades físico-químicas e a disponibilidade de água e nutrientes no solo (Safar *et al.*, 2019; Pereira *et al.*, 2021).

A cobertura do solo pela restauração florestal (seja ela ativa ou passiva), promove o aumento de interceptação da precipitação (Bessi *et al.*, 2018; Yang *et al.*, 2019), aumenta a retenção de água pela floresta, reduzindo o escoamento superficial, erosões e perda de nutrientes; e aumenta a infiltração de água no solo (Jian *et al.*, 2018; Pereira *et al.*, 2021). A infiltração, entretanto, é um atributo complexo do solo, com alta variabilidade tanto em tempo quanto em espaço (Deb e Shukla, 2012; Lozano-Baez *et al.*, 2019). O escoamento superficial e a infiltração dependem também das propriedades hidráulicas do solo como a condutividade da água e a capacidade de retenção de água, as quais também se relacionam com as propriedades físico-químicas do solo (Gwenzi *et al.*, 2011; Liu *et al.*, 2020; Zema *et al.*, 2021) e com o uso anterior do solo, tipo de solo e de vegetação (Zimmermann, Elsenbeer e De Moraes, 2006; Leite *et al.*, 2017; Lozano-Baez *et al.*, 2019).

Indicadores de recuperação ecológica são as características de um ecossistema que podem ser usadas para medir o progresso em direção aos objetivos de restauração em um local específico, por exemplo, medidas de presença/ausência e qualidade dos componentes bióticos ou abióticos do ecossistema (Gann *et al.*, 2019).

Atualmente, os indicadores de restauração mais utilizados são os químicos (76% dos artigos), seguidos pelos físicos (58%) e biológicos (55%). Dentre os químicos, carbono do solo (C), nitrogênio (N), pH, fósforo (P) e potássio (K⁺ disponível ou trocável) são os mais frequentes, os indicadores físicos do solo mais utilizados são: teor de água (37%), densidade aparente (34%) e textura (21%), e os três indicadores biológicos mais utilizados são:

diversidade de invertebrados (21%), biomassa microbiana de C (15%) e respiração do solo (12% dos estudos) (Gatica-Saavedra *et al.*, 2023).

Variáveis relacionadas ao teor de água no solo são relevantes para todos os tipos de floresta (Zou *et al.*, 2008). Apesar de sua relevância, revisões da literatura constataram que esse indicador raramente é relatado e pode ser considerado uma lacuna de conhecimento em projetos de restauração (Gatica-Saavedra *et al.*, 2023). É fundamental incluir indicadores relacionados ao componente hidrológico do solo em projetos de restauração (Lozano-Baez *et al.*, 2021).

Outra variável que não ganha a devida atenção em estudos de restauração ecológica é a resistência a penetração, contudo, essa variável deveria ser mais avaliada, já que está relacionada ao desenvolvimento da camada herbácea (Buckley *et al.*, 2003), o crescimento das árvores (Gebauer e Martinková, 2005) e a fauna do solo (Battigelli *et al.*, 2004).

Nesse contexto, faz-se necessário incluir indicadores de solo e hidrológicos no monitoramento e avaliação de projetos de recuperação florestal para melhorar o entendimento de como esses projetos interagem também com a conservação de água (Pereira *et al.*, 2021). Ainda que seja conhecida a melhoria da qualidade do solo e eficiência de circulação de água em áreas recuperadas (Leite *et al.*, 2017; van Hall *et al.*, 2017; Liu *et al.*, 2020) é necessário também entender como essas características de solo e água se relacionam com as diferentes técnicas de recuperação e solo para melhorar o direcionamento de recomendações de manejo destas áreas.

Sendo assim, o objetivo do presente capítulo foi identificar a influência de diferentes técnicas de recuperação de áreas degradadas (restauração passiva, ativa com plantio de árvores em consórcio com leguminosa, plantio em consórcio com gramínea, plantio com nucleação e plantio de *Baccharis*) que foram empregadas há 5 anos, nas propriedades físicas, químicas, microbiológicas e hidrológicas do solo.

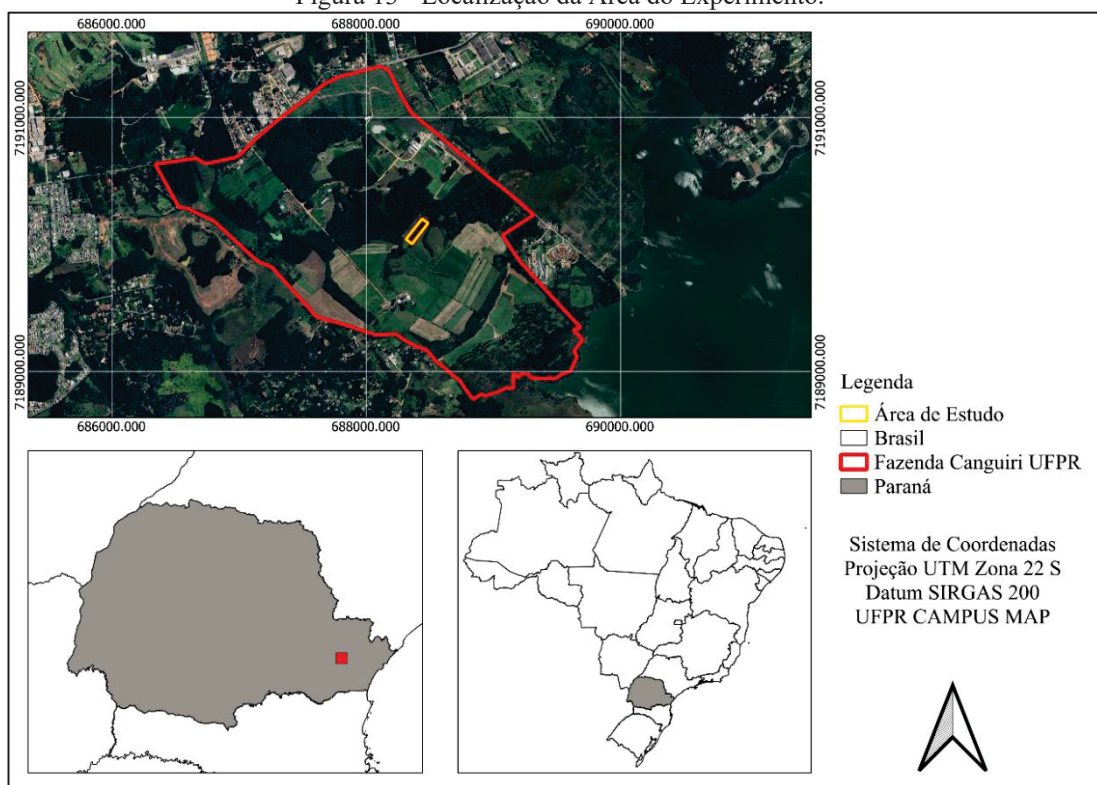
As seguintes hipóteses foram testadas:

- a) A restauração ativa, com o plantio de árvores, promove maior taxa de infiltração de água no solo e maior atividade microbiológica do solo;
- b) A restauração ativa com o plantio de espécies nativas consorciadas com plantas forrageiras (leguminosas e gramíneas), promove, pelo aporte de biomassa um incremento no teor de nutrientes no solo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

A área está localizada dentro da Fazenda Experimental Canguiri da UFPR (25°25'31.10"S e 49° 6'46.51"O), inserida dentro da Área de Preservação Ambiental (APA) do Iraí (Figura 14). A região possui 900 m de altitude e o clima é classificado como Cfb de acordo com Köppen, temperado com chuvas uniformemente distribuídas, sem estação de seca (Alvares *et al.*, 2013).

Figura 13 - Localização da Área do Experimento.



FONTE: A autora (2025).

A região é plana, e a área está em uma zona de transição entre Floresta Ombrófila Mista (FOM) e vegetação de campo natural (Estepe) (Mastella, 2022). O projeto (Arboreto III) foi implantado em dezembro de 2019, sobre Latossolo de textura argilosa; e o histórico da área é caracterizado pelo cultivo de culturas agrícolas anuais como *Raphanus sativus* L. (rabanete) no inverno e *Zea mays* L. (milho) no verão, além de servir também como pastagem com *Avena strigosa* Schieb (aveia preta) (Junior, *et al.* 2024), passando por desuso por aproximadamente 2 anos até a implantação do experimento desenhado em Delineamento de Blocos Casualizados

(DBC), conforme Figura 15. Cada bloco é composto por 6 diferentes técnicas de recuperação de áreas degradadas (RAD), compondo assim os 6 tratamentos (Tabela 5). Com parcelas de 432m² (24 x 18m).

Tabela 5 - Tratamentos com respectivas técnicas de RAD do Projeto Arboreto III.

Tratamento	Técnica aplicada
T1	Restauração passiva
T2	Plantio de espécies nativas com regeneração natural nas entrelinhas
T3	Plantio de espécies nativas em consórcio com aveia (gramínea)
T4	Plantio de espécies nativas em consórcio com ervilhaca (leguminosa)
T5	Plantio de nativas com mix de técnicas de nucleação (poleiro, galharia)
T6	Plantio de <i>Baccharis dracunculifolia</i>

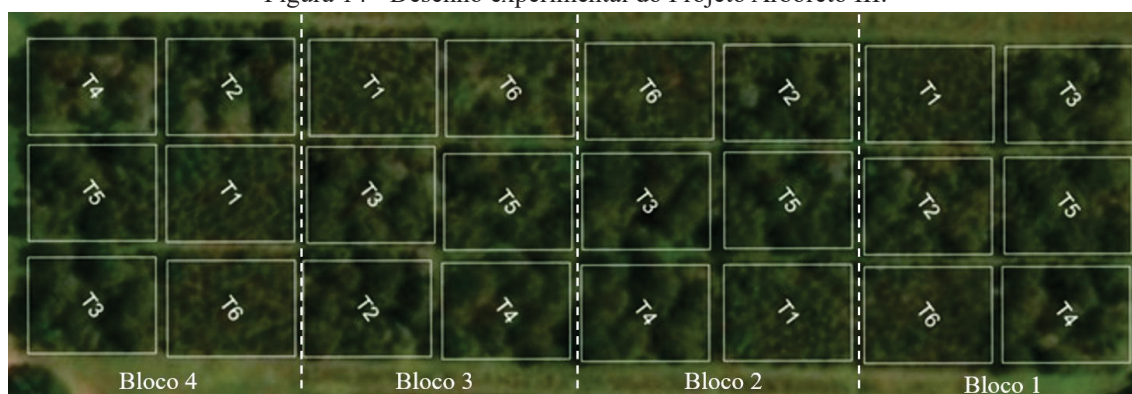
Fonte: A Autora (2025).

Antes de aplicar as técnicas de restauração ativas (T2 a T6), ocorreu o preparo do solo meio da gradagem, inclusive com o intuito de conter o crescimento da espécie invasora *Melampodium perfoliatum* (estrelinha) presente na área.

Nos tratamentos de restauração ativa com plantio de espécies nativas (T2 a T5) as principais espécies plantadas foram: *Luehea divaricata* Mart. & Zucc. (açoita-cavalo), *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (pinheiro-do-paraná), *Casearia decandra* Jacq. (guaçatunga), *Cassia leptophylla* Vogel (falso-barbatimão), *Inga sessilis* (Vell.) Mart. (ingá-ferradura), *Vitex megapotamica* (Spreng.), *Moldenke* (tarumã), *Mimosa scabrella* Benth. (bracatinga) e *Solanum diploconos* (Mart.) Bohs. Sendo escolhidas de acordo com o grupo ecológico ou sucessional, ocorrência natural e adaptação das espécies na região bioclimática.

No tratamento 3, além do plantio das mudas nativas, foi realizado a semeadura manual a lanço de 10 Kg por parcela ou 232 Kg.ha⁻¹ de *Avena strigosa* Schieb (aveia-preta) e no T4, 6,25 Kg por parcela ou 145 Kg.ha⁻¹ de sementes de *Vicia sativa* L. (ervilhaca) em maio de 2020, após a semeadura, foi realizada a roçada mecanizadas om trator e roçadeira para recobrir as sementes.

Figura 14 - Desenho experimental do Projeto Arboreto III.



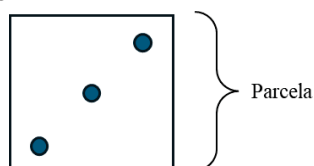
FONTE: A autora (2025).

Em 2023, algumas das principais espécies plantadas nos tratamentos T2, T3 e T4, já estavam com um bom recobrimento da área, a Bracatinga, estava com a altura média (H) 6,81 m, com diâmetro do colo de 16,58 cm e projeção de copa de 25,23 m², o Acoita-cavalo com 3,06 m, diâmetro do colo de 10,46 cm e projeção de copa de 8,34 m² (Schimaleski, 2023).

Em setembro de 2023 foi ainda realizado um inventário fitossociológico identificando e quantificando espécies inclusive de regeneração natural na área do Tratamento 6 que teve o plantio do *Baccharis dracunculifolia* DC. como facilitador, no qual foi identificado outras 23 espécies regenerantes (Junior *et al.*, 2024), ainda assim, a estrutura deste tratamento, assim como a do tratamento 1 (restauração passiva), é bem menor tanto em altura, quanto em diâmetro das árvores e inclusive em projeção de copas, mantando a maior parte da área com incidência da luz solar, diferente dos tratamentos com o plantio das espécies nativas (T2 – T5).

No ano de 2024, foi realizada a coleta de amostras de solo (0-20 cm) com trado holandês, Dados hidrológicos relacionados à entrada de água no sistema florestal foram coletados em 3 pontos sistemáticos dentro de cada parcela, na diagonal (Figura 16).

Figura 15 - Pontos amostrais dentro de cada parcela.



FONTE: A autora (2024).

2.1 ANÁLISE QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DO SOLO

Os solos coletados foram colocados para secar à temperatura ambiente; e, após secos, foram destorroados com o uso de almofariz e pistilo e peneirados em malha de 2 mm.

2.1.1 Análise química dos solos

Como atributos químicos, foram determinados os valores de pH em CaCl_2 ; pH SMP; H^+Al (estimado a partir do pH SMP); Ca, Mg e Al trocáveis extraídos por $\text{KCl } 1 \text{ mol L}^{-1}$, P, K e Na extraídos com extrator Mehlich I, (Figura 17 – A). As determinações de K e Na foram feitas em fotômetro de chama (Figura 17 – B); o Ca e Mg foram determinados em espectrofotômetro de absorção atômica (Figura 17 – C); Al foi determinado por titulação, P por colorimetria em e N e C foram determinados por combustão total no Analisador Elementar Vario El III espectrofotômetro (Marques e Motta, 2003).

Figura 16 - Extração e leitura de macronutrientes no solo: A) pipetador automático para extração em Mehlich I; B) fotômetro de chama na determinação de K e Na; C) espectrofotômetro de absorção atômica para



determinação de Ca e Mg.

FONTE: A autora (2024).

2.1.2 Determinação da Respiração Basal do Solo (RBS)

A RBS foi realizada conforme a metodologia inicialmente descrita por (Jenkinson e Powlson, 1976) e rerepresentada por (Silva, Azevedo e De-Polli, 2007). Em potes de vidro, foi adicionado 20g de cada amostra de solo umedecido, dentro do recipiente de vidro foi ainda adicionado um recipiente menor com 10mL de NaOH 1 mol L⁻¹, os recipientes foram então hermeticamente fechados para não haver entrada de CO₂ externo ou fuga do CO₂ internamente produzido pela amostra de solo, foram ainda adicionados amostras controles chamadas de “branco” em frascos de vidro contendo apenas a solução de NaOH e água deionizada para uso no cálculo final, as amostras foram incubadas à temperatura de 25°C por 10 dias (Figura 18 - A).

Figura 17 - A) Incubação e B) leitura via titulação da análise da Respiração Basal do Solo (RBS).



FONTE: A autora (2024).

Após a incubação, os recipientes com NaOH foram retirados dos vidros e adicionado 2mL de BaCl₂ para a devida precipitação do CO₂, e duas gotas de solução de fenolftaleína 1% como indicador, em seguida, foi realizada a leitura por titulação com solução de HCl 0,5 mol L⁻¹ (Figura 18 – B). Então, foram realizadas a padronização das soluções para determinar as concentrações mais próximas do valor real. O cálculo da RBS é representado pela equação abaixo:

$$RBS = \frac{(Vb - Va) \cdot M \cdot 6 \cdot 1000 / Ps}{T}$$

Na qual, RBS é a respiração basal do solo medida em mg de CO₂ kg⁻¹ solo hora⁻¹, Vb é o volume de ácido clorídrico gasto na titulação da solução controle (branco) em mL e Va o volume gasto na titulação da amostra, M é a molaridade exata do HCl, Ps é a massa de solo seco (20g) e T é o tempo de incubação da amostra em horas.

2.1.3 Determinação do carbono da biomassa microbiana (CMB) e nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) do solo

A determinação de CBM e NBM foi realizada através da diferença entre duplicatas de amostras irradiadas em micro-ondas e amostras não irradiadas. Então, 20g de cada amostra de solo umedecidas foi adicionada em tubos de ensaio, cada amostra tinha sua duplicata, a qual foi irradiada em forno micro-ondas da marca Philco® modelo PMS38NP, 127 V (60Hz) com frequência de micro-ondas de 2.450 MHz e concentração de energia de 1,40 kW, durante 120 segundos, após a irradiação de metade das amostras (duplicatas), foi adicionado 25mL de K₂SO₄ 0,5 mol L⁻¹ em cada tubo (Vance, Brookes e Jenkinson, 1987), levados à mesa agitadora por 30 minutos seguido da centrífuga orbital a 220 rpm por 10 minutos, após a decantação do solo o sobrenadante foi filtrado em papel filtro quantitativo de “faixa azul” (lenta).

A quantificação de C e N foram determinados em analisador Elementar vario TOC cube. O CBM foi obtido pela diferença de carbono entre a amostra irradiada e a não irradiada, utilizando o fator de correção 0,33 (Ferreira, Camargo e Vidor, 1999) com o uso da equação abaixo:

$$CBM = \frac{(CI - CNI)}{Kc}$$

No qual CBM é o carbono presente na biomassa microbiana do solo em mg kg^{-1} , CI é o carbono presente na amostra irradiada, CNI o carbono presente na amostra não irradiada e Kc é o fator de correção (0,33).

O cálculo do NBM do solo foi realizado conforme equação x abaixo, através da diferença entre a quantidade nitrogênio das amostras irradiadas e não irradiadas com o fator de correção de 0,54 (De-Polli e Guerra, 2008).

$$NBM = \frac{(NI - NNI)}{Kc}$$

Na qual NBM é o nitrogênio presente na biomassa microbiana do solo em mg kg^{-1} , Ni é o nitrogênio presente da amostra irradiada, NNI é o nitrogênio presente na amostra não irradiada e Kc é o fator de correção (0,54).

2.1.4 Quociente metabólico do solo ($q\text{CO}_2$)

O quociente metabólico foi calculado pela razão entre a RBS por unidade de CBM do solo através da equação abaixo (Silva, Azevedo e De-Polli, 2007):

$$q\text{CO}_2 = \frac{RBS}{CBM \cdot 10}$$

Na qual $q\text{CO}_2$ é o quociente metabólico do solo, RBS é a respiração basal do solo em $\text{mg de CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ de solo por hora e CBM é o Carbono da biomassa microbiana do solo em mg kg^{-1} .

2.2 RESISTÊNCIA MECÂNICA À PENETRAÇÃO DO SOLO (RPS)

Em cada ponto amostral foram coletados dados de resistência mecânica à penetração

do solo em campo com o uso de um equipamento Penetrógrafo Digital Falker PLG1020®, de haste de 60 cm de profundidade, o qual mede a força (KPa) aplicada para penetrar o solo em cada cm de profundidade (Figura 19). Foi realizado ainda o agrupamento do resultado de RPS em classes de profundidade do solo (Classe 1: 0-10 cm; Classe 2: 10-20 cm; Classe 3: 20-30 cm; Classe 4: 30-40 cm; Classe 5: 40-50 cm; Classe 6: 50-60 cm).

Figura 18 - Penetrógrafo (destaque em branco).



FONTE: A autora (2024).

2.3 INFILTRAÇÃO DE ÁGUA NO SOLO

Os dados de infiltração foram obtidos também nos pontos amostrais já citados, através do uso do Infiltrômetro Mini Disk da Meter Group®, com uma taxa de sucção 2. Esse equipamento foi utilizado para a obtenção dos dados de infiltração acumulada (cm) e volume infiltrado (cm) ao longo do tempo (s) (Meter Group, 2021) (Figura 20).

Figura 19 - Infiltrômetro Mini Disk da Meter Group®



FONTE: A autora (2024)

2.3.1 Velocidade Básica de Infiltração (VIB)

A velocidade básica de infiltração foi calculada através do método proposto por (Zhang, 1997), sendo recomendado para medições de infiltração em solo seco. O método requer a medição da infiltração acumulada em relação ao tempo com ajustes através da equação abaixo:

$$VIB = \frac{I_t \times 10}{\frac{t}{3600}}$$

Na qual VIB é a velocidade básica de infiltração em mm/h, I é a quantia de água infiltrada (cm) em t (segundos). Assim, os dados de infiltração acumulada (cm) em razão do tempo (t) foram transformados em mm/h para serem computados como velocidade básica de infiltração.

2.3.2 Condutividade hidráulica do solo não saturado (K)

A condutividade hidráulica não saturada (K) foi calculada a partir das equações 15 e 16 abaixo, propostas por (Zhang, 1997).

$$I = C_1 \sqrt{t} + C_2 t$$

Na qual o C_1 corresponde a sorvidade do solo, C_2 à condutividade hidráulica. Assim a condutividade hidráulica não saturada do solo (K) será computada a partir da equação 2 abaixo:

$$K = \frac{C_1}{A}$$

Na qual C_1 é o declive da curva da infiltração acumulada versos a raiz quadrada do tempo e A é um valor relativo ao parâmetro de Van Genuchten para cada tipo de solo e para cada taxa de sucção do infiltrômetro minidisk. Os parâmetros de Van Genuchten para as 12 classes de texturas internacional do solo foram obtidas por (Carsel e Parrish, 1988).

2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

O modelo linear generalizado misto (MLGM) (Lin *et al.*, 2020) foi escolhido para testar a influência dos tratamentos tanto para a Resistência a Penetração do Solo ao longo do perfil do solo (classes de profundidades), quanto para a Velocidade Básica de Infiltração ao longo do tempo. Esse tipo de análise foi escolhido devido à natureza hierárquica e interdependente dos dados, particularmente as medidas repetidas ao longo do tempo e espaço. Foi testado diferentes tipos de famílias e tipos de ligação, então foi escolhido o modelo com menor valor de AIC. A análise foi feita no software R, com auxílio do pacote ‘lme4’ (Bates *et al.*, 2015).

Em relação aos dados que não apresentam interdependência de espaço e tempo foi utilizado o Modelo Linear Generalizado (MLG) (Fox, 2016). Foi testado as distribuições de frequências gaussiana, gama e gaussiana inversa, com ligação identidade, log e inversa. Então foi escolhido o modelo pelo método de seleção de Akaike (AIC) (Akaike, 1992) e pela análise gráfica pelas Parcelas Semi-Normais com Envelopes de Simulação com auxílio do pacote ‘hnp’ (Moral *et al.*, 2022) . Foi realizado o teste de deviance (ANADEV) para verificar se há diferença entre os fatores e se há interação entre os fatores. O teste de Tukey foi aplicado na sequência com o auxílio do pacote ‘agricolae’ (Mendiburu, 2017) e o pacote ‘multcomp’ (Hothorn *et al.*, 2010). Todas as análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2022).

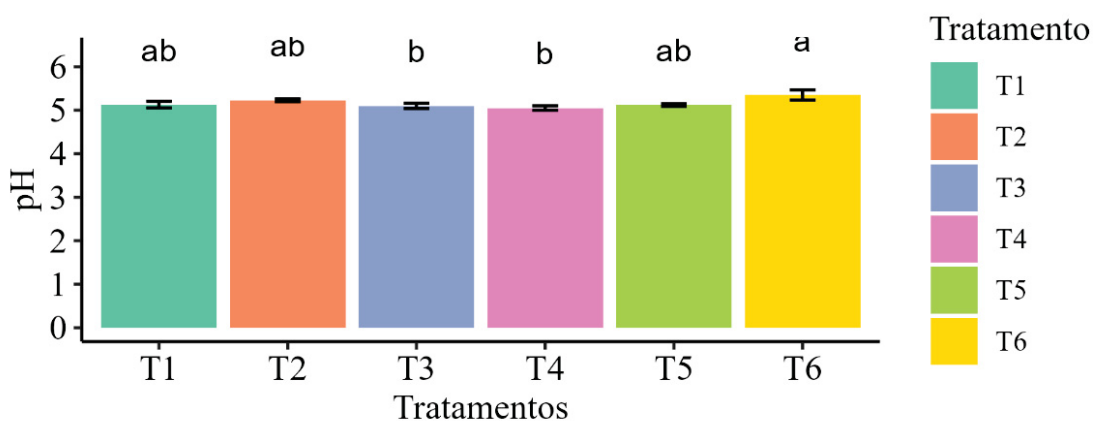
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 QUÍMICA DO SOLO

Em relação a análise química do solo, os elementos potássio, cálcio e sódio não se diferenciaram entre os tratamentos e entre os blocos. O pH SMP e o elemento magnésio apenas houve diferença estatística entre os blocos, sendo que para o pH SMP o bloco 3 se diferenciou do bloco 2, já para o magnésio, o bloco 3 se diferenciou do bloco 1. Para os demais elementos químicos foi observado diferença significativa entre os tratamentos.

Como observado na Figura 21 o pH é influenciado pelo método de recuperação aplicado. No presente estudo o tratamento com aplicação de *Baccharis dracunculifolia* apresentou maior valor de pH (5,35), se diferenciando dos tratamentos com plantio de mudas nativas e plantio de aveia e ervilhaca (5,10 e 5,05 respectivamente).

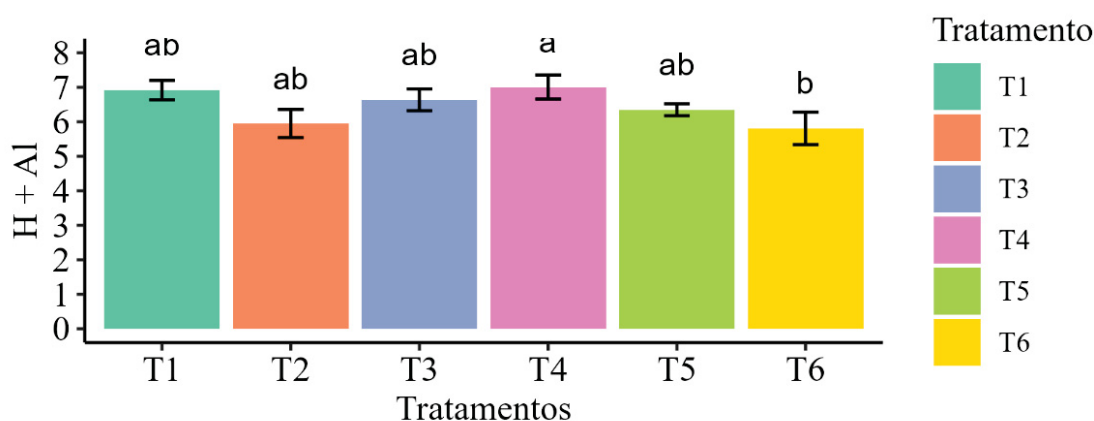
Figura 20 - pH do solo. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis. Letras minúsculas representam diferença entre os tratamentos (p-value < 0,05).



FONTE: A autora (2024).

Quanto ao H + Al, os tratamentos 6 e 4 se diferenciaram (Figura 22), sendo que o T6 apresentou menor valor e o T4 maior valor, os demais tratamentos não se diferenciaram. Em relação ao fósforo, os tratamentos 6, 5 e 4 apresentaram diferença em relação ao tratamento 3, sendo esse o menor valor de P encontrado entre todos os tratamentos.

Figura 21 - H + Al do solo em diferentes sistemas de regeneração florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis. Letras minúsculas representam diferença entre os tratamentos (p-value < 0,05).



FONTE: A autora (2024).

O pH do solo pode ser influenciado por uma série de fatores, como balanço de água no solo (Slessarev *et al.*, 2016), topografia e material de origem do solo (Y. Y. Zhang *et al.*, 2019), textura do solo (Wei *et al.*, 2022), rizosfera e endosfera radicular (Lopes *et al.*, 2021).

Além desses fatores, a composição de espécies arbóreas também pode levar à modificação do pH do solo, devido a características específicas das espécies, como a capacidade de fixação de nitrogênio e o acúmulo de alumínio (Russell *et al.*, 2018). Outro fator importante o qual está correlacionado com o pH do solo é a deposição de serrapilheira, podendo alterar o pH do solo tanto para mais ácido quanto para mais básico (De Schrijver *et al.*, 2012; Fu *et al.*, 2015). Não foi encontrado em literatura o efeito direto no pH do solo em relação ao plantio de *Baccharis*. Contudo, (Monteiro *et al.*, 2023) ao extrair o óleo essencial de folhas de *Baccharis dracunculifolia* constatou um pH elevado, podendo chegar até 7,55, e (Lemos *et al.*, 2010) observaram o aumento do pH gastrointestinal de ratos sob doses de extrato de *B. dracunculifolia*. Logo, é possível assumir que a serrapilheira das folhas do *Baccharis* spp. possam ter o efeito de aumento de pH. Mas é necessário trabalhos futuros para confirmar essa hipótese.

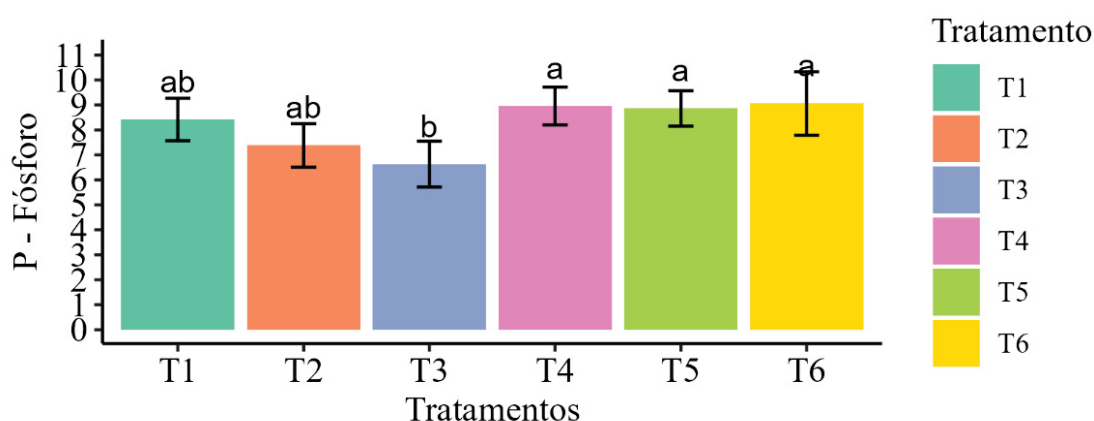
Em relação a diminuição do pH do solo em relação aos tratamentos 3 e 4, é sabido que plantas de cobertura podem afetar as propriedades químicas do solo, não obstante há resultados

contraditórios em literatura sobre esses efeitos (Vanzolini *et al.*, 2017). As raízes da aveia podem secretar e acumular ácidos orgânicos, a fim de manter o pH e o equilíbrio iônico durante situações de estresse (Y. Gao *et al.*, 2022), podendo então ter sido a causa da diminuição do pH do solo no tratamento 3. Quanto ao tratamento 4, plantas leguminosas, como a ervilhaca, liberam prótons (íons H^+) de suas raízes durante o crescimento, o que pode levar à acidificação do solo. Esse processo está associado à absorção de mais cátions do que ânions do solo, resultando em um efluxo líquido de íons H^+ na rizosfera, reduzindo assim o pH do solo (Haynes, 1983; Yan *et al.*, 1996).

Outro fator associado com plantas leguminosas é a fixação de nitrogênio atmosférico, o que pode influenciar o pH do solo de coberturas leguminosas. Nitrogênio? pode causar alterações na acidez do solo, conforme observado em estudos onde culturas de cobertura leguminosas foram utilizadas (Darma e Dhonanto, 2021).

Em relação a quantidade de fósforo no solo (Figura 23), os tratamentos 6, 5 e 4 (9,06, 8,86 e 8,96 $mg\ Kg^{-1}$ respectivamente) apresentaram maiores valores, se diferenciando do tratamento 3, o qual obteve menor valor (6,63 $mg\ Kg^{-1}$).

Figura 22 - P – Fósforo do solo em diferentes sistemas de regeneração florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis. Letras minúsculas representam diferença entre os tratamentos (p-value < 0,05).



FONTE: A autora (2024).

Em relação ao efeito de coberturas verdes, foi encontrado artigos contrastantes em relação a seu efeito no fósforo no solo. Enquanto alguns artigos relatam que o uso de coberturas verdes pode levar a um aumento na disponibilidade de fósforo (Y. Wang *et al.*, 2021; Leite *et*

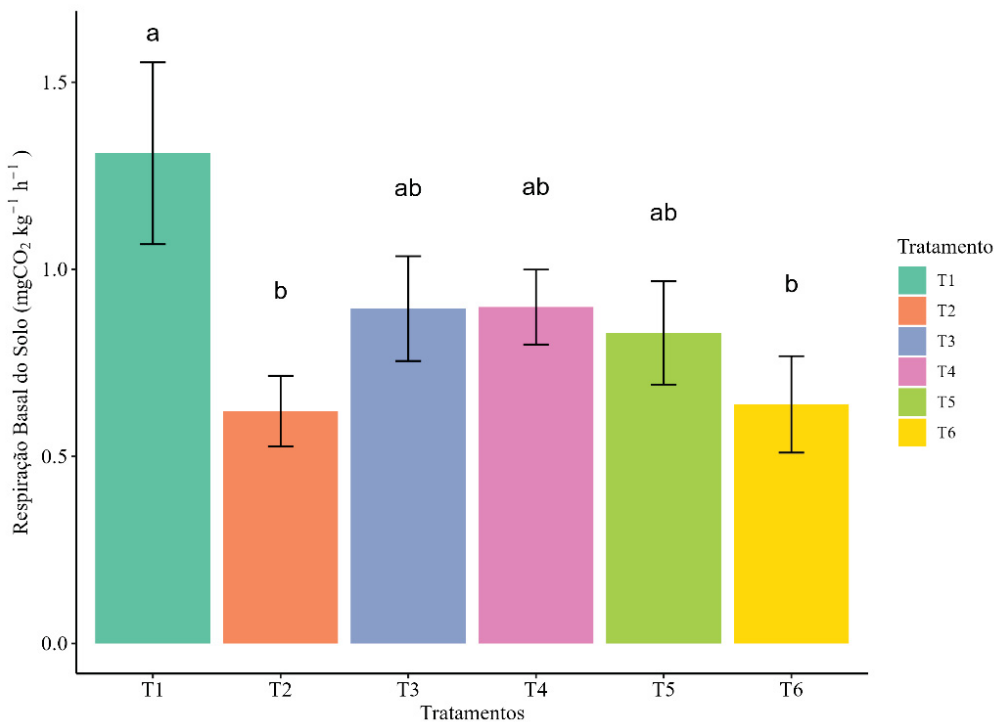
al., 2024), outros estudos indicam um efeito oposto, resultando na diminuição deste nutriente no solo (H. Gao *et al.*, 2022). Esses efeitos dependem da cobertura utilizada. O uso de couve-marinha pode resultar em maior disponibilidade de P no solo, enquanto o amendoim e o sorgo diminuem a capacidade máxima de adsorção de P no solo, provavelmente devido à exsudação ou ao estímulo da produção microbiana de ácidos orgânicos e compostos fenólicos (Janegitz *et al.*, 2017). Porém, o efeito de outras coberturas de solo ainda não se foram estudas.

3.2 MICROBIOLOGIA DO SOLO

3.2.1 Respiração Basal do Solo – RBS

Quanto a respiração basal do solo (RBS) foi observada diferença estatística entre os tratamentos T1, T2 e T6 (Figura 24). Os demais tratamentos não diferenciaram.

Figura 23 - Respiração Basal do Solo em difentes sistemas de regeneração florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis. Letras minúsculas representam diferença entre os tratamentos (p-value < 0,05).



FONTE: A autora (2024).

As práticas de manejo florestal podem afetar a respiração do solo, decisões relacionadas a composição de espécies e características do povoamento podem ter um grande impacto nessa variável (Schlesinger e Andrews, 2000).

Um dos menores valores encontrados para essa variável foi o tratamento com plantio de *B. dracunculifolia*, enquanto os maiores foram em T1 (Restauração passiva), T3 (nativas + aveia), T4 (nativas + ervilhaca) e T5 (nativas + Mix de nucleação), as biomassas microbiana, bacteriana e fúngica, a relação fungos/bactérias e a respiração microbiana aumentam em resposta às misturas de plantas (Beule *et al.*, 2019; Chen *et al.*, 2019). Nesse sentido podemos levantar a hipótese de que o tratamento 1, o qual é de regeneração passiva, apresenta maior biodiversidade de microrganismos no solo ou menor estabilidade da comunidade microbiana do solo.

3.2.2 Carbono da biomassa microbiana – CBM

Em relação ao CBM (Tabela 6), não houve diferença significativa entre os tratamentos, apesar de alguns tratamentos apresentarem diferença numérica de até 14,5%, como é o caso dos tratamentos T5 (mix de nucleação) e T1 (restauração passiva). Uma possível explicação para esse resultado é a dispersão dos valores dentro dos blocos. Por exemplo, para o tratamento T5 o valor encontrado de CBM para o bloco 1 é menos da metade do valor encontrado para o bloco 3, essa dispersão significativa pode “mascarar” o efeito dos tratamentos aplicados. Em relação aos valores médios encontrados nos blocos, os blocos 3 e 4 obtiveram maiores valores se diferenciando estatisticamente dos demais.

Tabela 6 - Valores médios de Carbono da Biomassa Microbiana para diferentes métodos de regeneração delineados em blocos casualizados.

CBM (mg C Kg ⁻¹ solo)	T1 ^{ns}	T2 ^{ns}	T3 ^{ns}	T4 ^{ns}	T5 ^{ns}	T6 ^{ns}	Média
B1**	270,56	268,86	330,34	233,84	204,50	274,27	263,73 C
B2**	271,08	307,54	296,00	323,53	409,23	443,96	341,89 B

B3**	389,29	416,48	432,57	640,33	565,00	484,07	487,96 A
B4**	531,24	470,09	406,76	415,83	494,95	430,39	458,21 A
Média	365,54	365,74	366,42	403,38	418,41	408,17	387,95

FONTE: A autora (2025).

T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: *Baccharis*. Letras maiúsculas representam diferenças entre os blocos e letras minúsculas representam diferença entre os tratamentos. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

3.2.3 Nitrogênio da biomassa microbiana – NBM

O NBM (Tabela7) teve comportamento similar ao CBM, sendo possível apenas observar diferença estatística entre os blocos, sendo que novamente os blocos 3 e 4 obtiveram valores acima dos demais blocos, sendo essa diferença significativa.

Tabela 7 - Valores médios de Nitrogênio da Biomassa Microbiana para diferentes métodos de regeneração delineados em blocos casualizados.

NBM (mg N Kg⁻¹ solo)	T1^{ns}	T2^{ns}	T3^{ns}	T4^{ns}	T5^{ns}	T6^{ns}	Média
B1**	13,78	19,03	28,06	18,94	16,35	23,15	19,89 B
B2**	16,66	28,36	27,55	22,26	38,52	24,60	26,33 B
B3**	28,07	43,71	37,91	55,48	51,04	41,16	42,90 A
B4**	44,02	43,99	40,07	39,44	48,89	40,59	42,83 A
Média	25,63	33,77	33,40	34,03	38,70	32,38	32,99

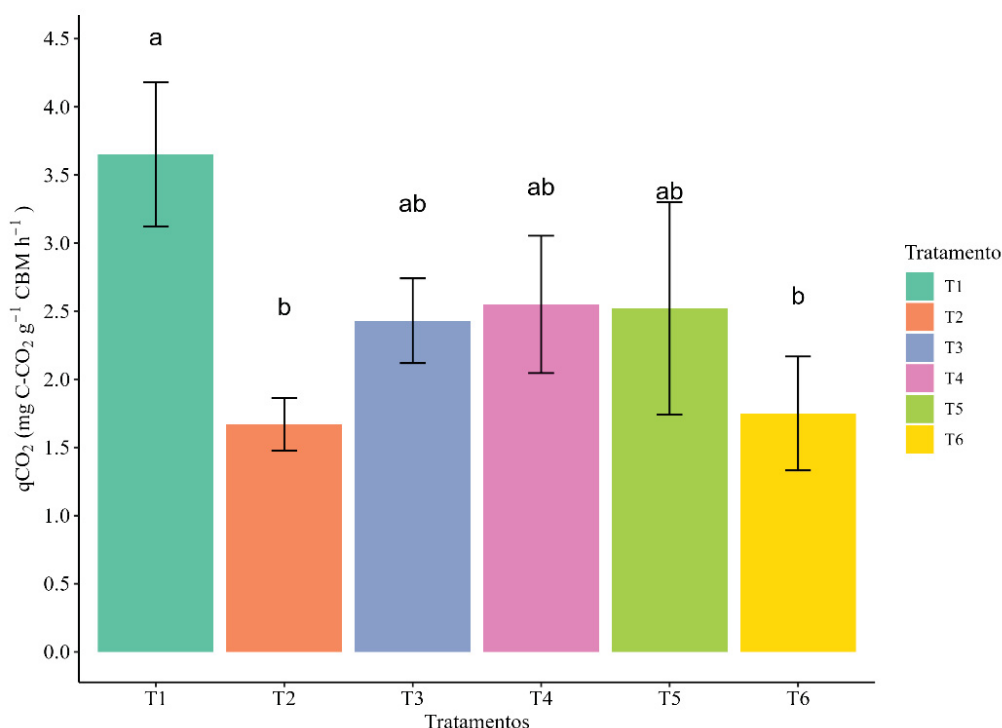
FONTE: A autora (2025).

T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: *Baccharis*. Letras maiúsculas representam diferenças entre os blocos e letras minúsculas representam diferença entre os tratamentos. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

3.2.4 Quociente metabólico para dióxido de carbono - qCO_2

Em relação ao qCO_2 , foi observada diferença estatística entre os tratamentos T1 e T4 e T6, sendo que o valor de T1 (restauração passiva) foi significativamente maior. Os outros tratamentos não se diferenciam dos demais. Esses resultados são similares ao da RBS (Figura 25).

Figura 24 - Quociente de CO_2 do solo em diferentes sistemas de regeneração florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis. Letras minúsculas representam diferença entre os tratamentos (p-value < 0,05).



FONTE: A autora (2025).

O quociente metabólico (qCO_2) é amplamente utilizado como um indicador biológico do equilíbrio do solo (Wardle e Ghani, 2018). Isso ocorre porque, à medida que a biomassa microbiana aumenta sua eficiência, há uma redução na liberação de carbono na forma de CO_2 pela respiração, enquanto uma maior proporção de carbono é assimilada pela biomassa microbiana (Anderson e Domsch, 1990; Bohm *et al.*, 2011). Dessa forma, o quociente metabólico (qCO_2) é um indicador que representa a relação entre a respiração basal do solo (RBS) e o carbono da biomassa microbiana (CBM). Valores elevados desse índice geralmente

estão associados a condições ambientais adversas, nas quais a biomassa microbiana demanda maior quantidade de carbono para sua manutenção (dos Araujo *et al.*, 2019).

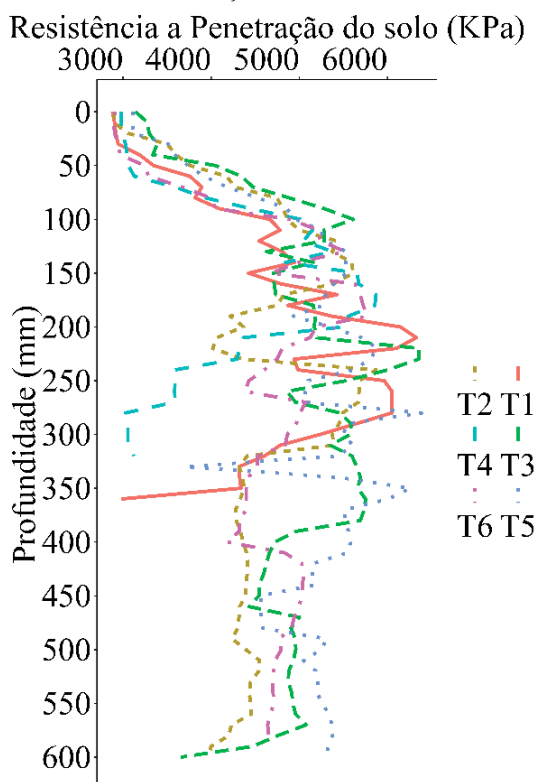
Em solos naturais bem estruturados e equilibrados, com boa atividade microbiológica e matéria orgânica estável, os valores médios de qCO_2 geralmente variam entre 0,2 e 2,0 $mg\ CO_2-C\ g^{-1}\ biomassa\ C\ h^{-1}$ (Anderson e Domsch, 1990). Baixos valores de qCO_2 indicam uma comunidade microbiana eficiente, onde a energia derivada da decomposição da matéria orgânica é utilizada principalmente para o crescimento e a manutenção da biomassa microbiana, resultando em menor perda de carbono na forma de CO_2 . Esse equilíbrio reflete um sistema saudável e funcional, com condições ideais para a atividade biológica e a ciclagem de nutrientes.

Por outro lado, em ambientes adversos ou degradados, como solos impactados por contaminação, compactação, baixa fertilidade, perturbação antrópica intensa ou estresse ambiental, o qCO_2 tende a ser significativamente mais elevado. Nesses casos, os valores podem ultrapassar 3,0 $mg\ CO_2-C\ g^{-1}\ biomassa\ C\ h^{-1}$ (Wardle e Ghani, 1995). Esse aumento no qCO_2 sugere uma comunidade microbiana sob estresse, onde uma proporção maior da energia é dissipada na forma de CO_2 , em vez de ser direcionada para o crescimento e a manutenção da biomassa. Essa condição é frequentemente associada a ecossistemas desequilibrados, com menor eficiência energética e maior perda de carbono para a atmosfera. Portanto isso indica que o tratamento 1, sob restauração passiva, apresenta menor equilíbrio da comunidade microbiana, indicando que esses microrganismos gastam mais energia para se manter do que para crescer, possivelmente devido ao menor teor de matéria orgânica no solo. O que abre espaço para a hipótese de que o uso de técnicas passivas, não são tão efetivas no crescimento da comunidade microbiana do solo quanto técnicas ativas.

3.3 RESISTÊNCIA MECÂNICA À PENETRAÇÃO DO SOLO (RPS)

Ao longo da profundidade do solo a resistência é alterada de maneira significativa (p -valor $< 4,6^{-5}$). Pode-se observar na Figura 26 a resistência a penetração começa em níveis mais baixos e gradualmente aumenta conforme aumenta a profundidade do solo.

Figura 25 - Médias das resistências a penetração do solo ao longo da profundidade em diferentes sistemas de regeneração florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: *Baccharis*.



FONTE: A autora (2025).

Contudo não foi possível observar diferença estatística nessa análise em relação aos tratamentos. Então o perfil do solo foi separado em classes de profundidade, na qual foi observada diferença estatística entre as profundidades. Sendo assim, foi avaliado a diferença entre os tratamentos em cada uma das classes (Classe 1: 0-10 cm; Classe 2: 10-20 cm; Classe 3: 20-30 cm; Classe 4: 30-40 cm; Classe 5: 40-50 cm; Classe 6: 50-60 cm).

Para a primeira classe de profundidade (0-10 cm) do solo houve diferença entre dois tratamentos, sendo que o tratamento 3 (nativa + aveia) apresentou maior valor de resistência à penetração (3817,72 kPa), se diferenciando do tratamento 6 (*Baccharis*) com menor valor de resistência à penetração (3243,10). Os demais tratamentos não se diferenciaram estatisticamente. Para as demais classes não foi notado diferença estatística entre os tratamentos conforme informação da Tabela 8.

Tabela 8 - Médias das resistências a penetração do solo agrupado por tratamento ao longo das classes de profundidade em diferentes sistemas de regeneração florestal.

RPS (kPa)	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Classe 1**	3281,76 ab	3628,65 ab	3817,72 a	3273,49 ab	3740,89 ab	3243,10 b
Classe 2^{ns}	4775,12	5117,57	5006,93	5273,56	5302,00	5311,33
Classe 3^{ns}	5681,10	3842,98	5145,56	4484,32	5336,65	4669,53
Classe 4^{ns}	4490,06	4544,20	5568,15	3078,00	5157,00	4499,40
Classe 5^{ns}	-	4354,80	4568,56	-	4984,83	4404,90
Classe 6^{ns}	-	4332,18	4763,33	-	5260,27	4700,00

FONTE: A autora (2025).

T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: *Baccharis*. Letras maiúsculas representam diferenças entre os blocos e letras minúsculas representam diferença entre os tratamentos. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

De maneira geral todas as técnicas apresentaram RPS acima do valor considerado limite para o crescimento radicular de 3000 kPa (Busscher e Sojka 1987; Hakansson e Lipiec, 2000; Aksakal *et al.*, 2011).

A interação mecânica entre raiz e solo é uma complexa interação entre propriedades da raiz e do solo (Kolb *et al.*, 2017). A influência do desenvolvimento radicular nas propriedades do solo é afetada por diferentes fatores, como textura do solo, tipo de planta, idade da planta, estação de crescimento e profundidade do solo (Shi *et al.*, 2021).

A aveia (uma gramínea) é conhecida por possuir um sistema radicular denso e fasciculado (Canales *et al.*, 2019), que pode exercer uma pressão maior sobre o solo, especialmente na camada superficial (primeira classe do perfil do solo). Isso pode ter levado a uma maior ocupação dos macroporos e maior agregação nessa camada, levando a uma compactação local maior, aumentando a resistência à penetração nesse tratamento. Contudo, as coberturas vegetais tendem a melhorar as características ao longo do tempo (Çerçioğlu *et al.*, 2019), fazendo necessário o acompanhamento dos tratamentos.

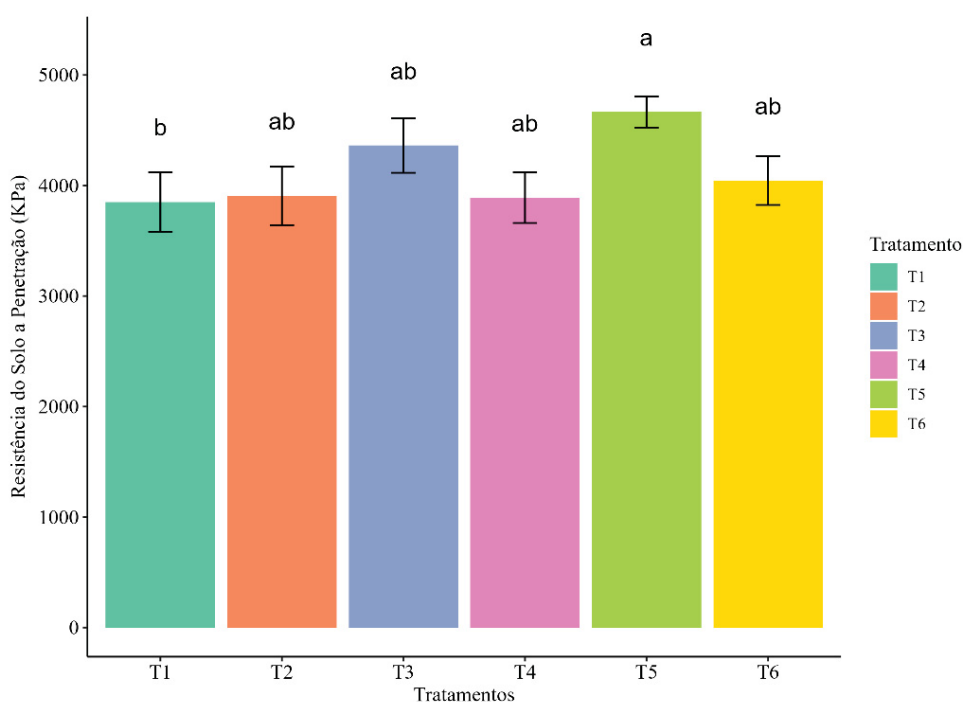
Por outro lado, o tratamento com *Baccharis* (um arbusto) pode apresentar um sistema radicular mais profundo e menos denso nas camadas superficiais (Fernandes *et al.*, 2022),

resultando em menor compactação do solo e, conseqüentemente, em menor resistência à penetração. O efeito das raízes da *Baccharis* pode ter contribuído para a manutenção ou melhoria da porosidade, reduzindo a compactação.

É importante citar também que espécies do gênero *Baccharis* estão associadas à regeneração passiva de áreas compactadas, como pastagem e áreas abandonadas após uso agrícola (Negreiros *et al.*, 2014). Sendo que esse gênero tende a sair do sistema após o surgimento das espécies arbóreas: ou seja, a espécie aparece em estágio inicial de regeneração e “facilita” o estabelecimento das demais espécies nos próximos estágios de regeneração (Dos Santos Coutinho *et al.*, 2019).

Em relação a Resistência do Solo à Penetração (RPS) média de cada tratamento, foi observado diferença estatística entre os tratamentos (Figura 27).

Figura 26 - Resistência do solo a penetração média em diferentes sistemas de regeneração florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: *Baccharis*. Letras minúsculas representam diferença entre os tratamentos (p-value < 0,05).



FONTE: A autora (2025).

A técnica de plantio de espécies nativas, aliada à técnica de nucleação, apresentou maior valor de resistência à penetração (4664,77 kPa); já a técnica de regeneração passiva apresentou o menor valor (3851,31), sendo que esses dois tratamentos se diferenciaram estatisticamente.

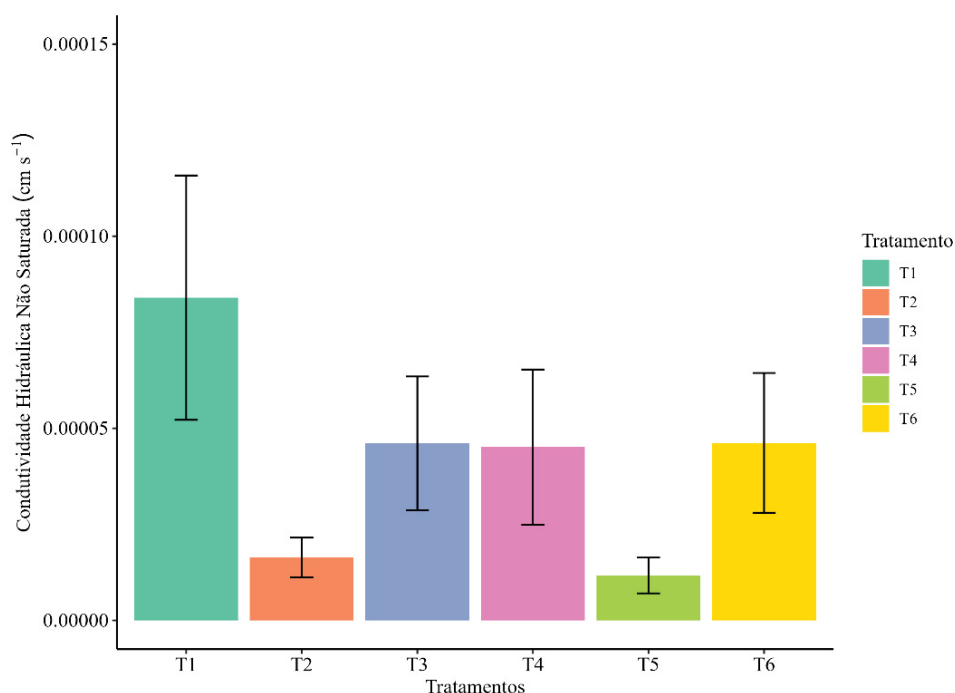
Já para os demais tratamentos não foram observadas diferenças estatísticas. Resultados similares foram encontrados por (Lozano-Baez *et al.*, 2019), em que o tratamento com “restauração ativa” mostrou maior valor significativo que o apresentado pelo tratamento de “restauração passiva assistida”. Contudo, os mesmos autores atribuíram essa diferença às condições iniciais da área de estudo e não à técnica em si.

3.4 VARIÁVEIS DE INFILTRAÇÃO

3.4.1 Condutividade hidráulica do solo – K

Os resultados indicaram que a condutividade hidráulica do solo (Figura 28); não apresentou significância estatística entre os diferentes tratamentos, conforme revelado pela análise de ANOVA. Assim, conclui-se que os diferentes métodos de regeneração não influenciaram a condutividade hidráulica do solo de forma significativa.

Figura 27 - Condutividade hidráulica não saturada do solo em diferentes técnicas de recuperação florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis.



FONTE: A autora (2024).

No presente estudo foi avaliada a condutividade hidráulica não saturada, diretamente em campo, a qual mostra seguir comportamento similar à condutividade hidráulica saturada. A condutividade hidráulica é uma das propriedades mais importantes do solo que determina o comportamento do fluxo de água em ecossistemas terrestres (Klute e Dirksen, 1986). No entanto, a condutividade hidráulica (saturada) de solos florestais é difícil de prever devido a múltiplas interações, como processos antropológicos e geomórficos (Hao *et al.*, 2019). Os mesmos autores encontraram diferença significativa entre diferentes sistemas florestais, com as disparidades ocorrendo principalmente na profundidade de 10 – 30 cm do solo, demonstrando que a profundidade em que é feita a análise pode ser determinante para avaliar a condutividade hidráulica em diferentes sistemas florestais.

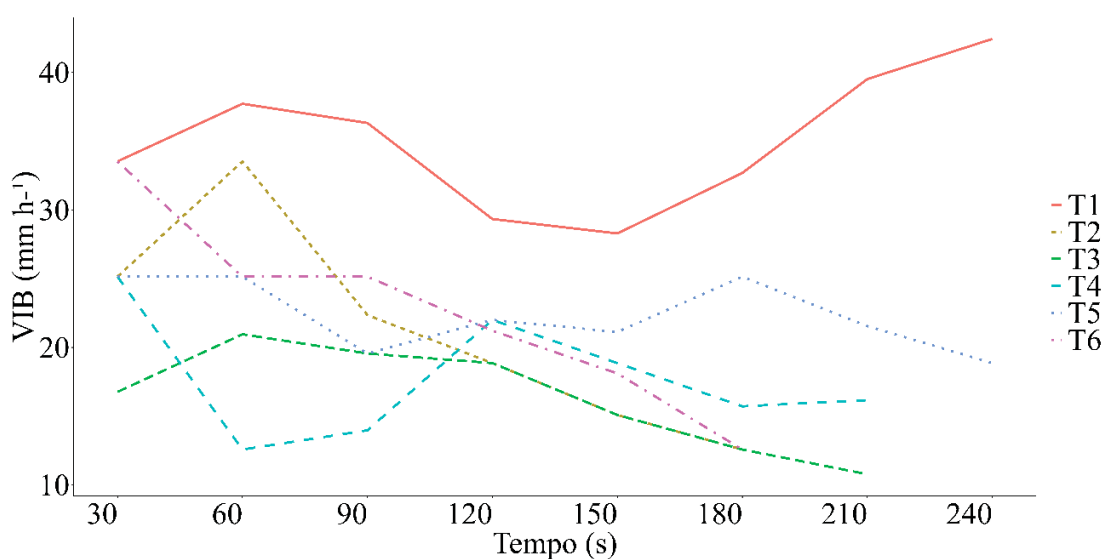
Em relação ao valor médio encontrado no presente estudo ($0,000042 \text{ cm s}^{-1}$), está abaixo de outros trabalhos em áreas de recuperação passiva entre 5 e 8 anos (Hassler *et al.*, 2011 - $0,0022 \text{ cm s}^{-1}$) e em relação a uma área de floresta natural com valor de $0,00375 \text{ cm s}^{-1}$ (Zimmermann e Elsenbeer, 2008). Esses valores mais baixos poderiam ser atribuídos à textura do solo, argilosa, que por ter menos macroporos devido às partículas menores, possui maior

coesão, reduzindo a velocidade de movimento da água no solo (Dias *et al.*, 2023; Fahmida, 2023).

3.4.2 Velocidade básica de infiltração (VIB) ao longo do tempo

Ao analisar a velocidade de infiltração ao longo do tempo (VIB) e entre os diferentes tratamentos, constatou-se uma diferença estatisticamente significativa para o fator tratamento. Na figura 29, podemos observar a diferença no comportamento da VIB nos tratamentos em relação ao tempo.

Figura 28 - Velocidade básica de infiltração ao longo do tempo em diferentes sistemas de regeneração florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis.



FONTE: A autora (2025).

O tratamento 1 (passiva), representada em vermelho, começa com valores elevados acima de 30 mm h⁻¹, apresenta uma leve queda até cerca de 120 segundos e, a partir desse ponto, demonstra uma tendência de aumento, ultrapassando 35 mm h⁻¹ próximo a 240 segundos. O tratamento 2 (passiva + nativa), em amarelo na Figura 19, inicia em torno de 30 mm h⁻¹, atinge um pico próximo de 60 segundos e, em seguida, cai de forma contínua, alcançando valores abaixo de 20 mm h⁻¹ após 150 segundos.

Já o tratamento 3 (nativa + aveia), em verde, começa em torno de 20 mm h^{-1} , sobe levemente até 60 segundos e depois declina gradualmente, permanecendo abaixo de 20 mm h^{-1} a partir de 120 segundos até o final do intervalo. O tratamento 4 (nativa + ervilhaca), em azul claro, inicia com valores próximos a 20 mm h^{-1} , apresenta uma leve subida até 60 segundos, mantém-se relativamente estável entre 60 e 150 segundos e, a partir de então, exibe uma queda moderada até o final.

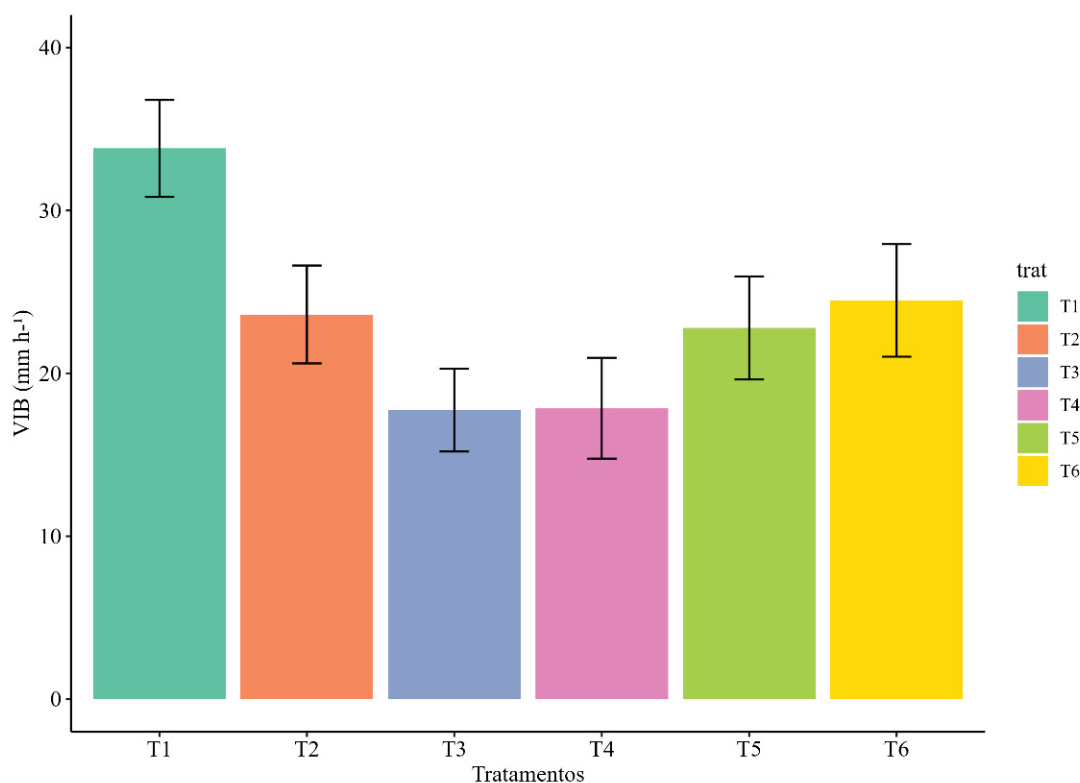
O tratamento 5 (nativa + nucleação), em azul escuro, começa por volta de 20 mm h^{-1} , sobe lentamente até atingir um pico próximo de 90 segundos e depois apresenta uma queda gradual, mantendo-se abaixo de 20 mm h^{-1} após 150 segundos. Por fim, o tratamento 6 (*Baccharis*), em rosa, inicia também em torno de 20 mm h^{-1} , atinge um pico próximo de 60 segundos e, em seguida, apresenta uma queda acentuada, terminando próxima de 10 mm h^{-1} ao final dos 240 segundos. De forma geral, T1 é a única linha que termina em alta, enquanto as demais demonstram variações iniciais, mas acabam declinando ao longo do tempo, com o tratamento 6 exibindo a queda mais acentuada.

O T1, sob restauração florestal passiva, apresentou a maior taxa de infiltração (VIB), como esse tratamento é o único que utiliza uma técnica passiva, sem revolvimento do solo, esse resultado pode estar relacionado com a manutenção dos agregados do solo, os quais servem de caminho para a infiltração de água no solo, especialmente quando o solo é argiloso, como nesse caso, por naturalmente possuir maior quantidade de microporos do que de macroporos (Fér *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2021).

3.4.3 Velocidade de infiltração básica (VIB) média

Em relação à velocidade de infiltração básica, não houve diferença significativa entre os tratamentos. Apesar disso, podemos observar que o tratamento 1 possui o maior valor (Figura 30), os tratamentos 2, 5 e 6 apresentam valores intermediários e os tratamentos 3 e 4 apresentam menor média. Apesar de ser relatado em literatura que as coberturas verdes tendem a aumentar o valor de infiltração (Haruna *et al.*, 2018a), os mesmos autores citam que o efeito da cobertura verde também é passageiro.

Figura 29 - Velocidade Básica de Infiltração média em diferentes sistemas de regeneração florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis.

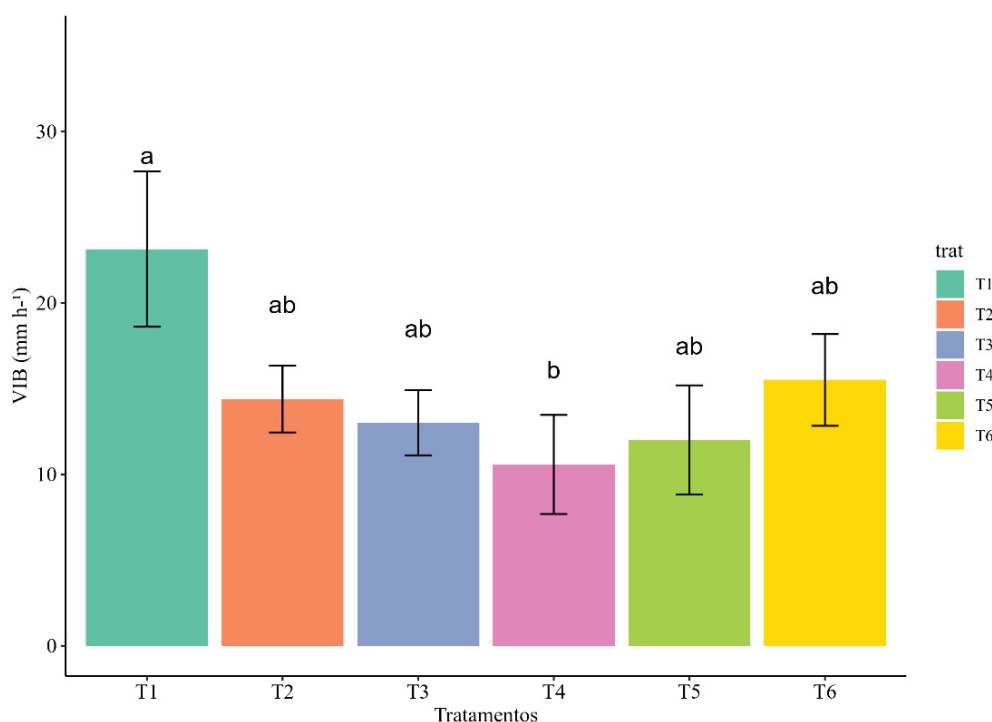


FONTE: A autora (2025).

3.4.4 Velocidade de infiltração básica (VIB) final / estabilizada

Em relação a velocidade de infiltração final, houve diferença significativa entre os tratamentos 1 e 4 (Figura 31). O tratamento 1, regeneração passiva, se destaca com o maior valor (23.10 cm s⁻¹). Os tratamentos 2, 3, 5 e 6 apresentam valores intermediários, não se diferenciando dos demais tratamentos. O tratamento 4, nativa + ervilhaca, apresentou o menor valor (10.59 cm s⁻¹).

Figura 30 - Velocidade Básica de Infiltração final / estabilizada em diferentes sistemas de regeneração florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: *Baccharis*.



FONTE: A autora (2025).

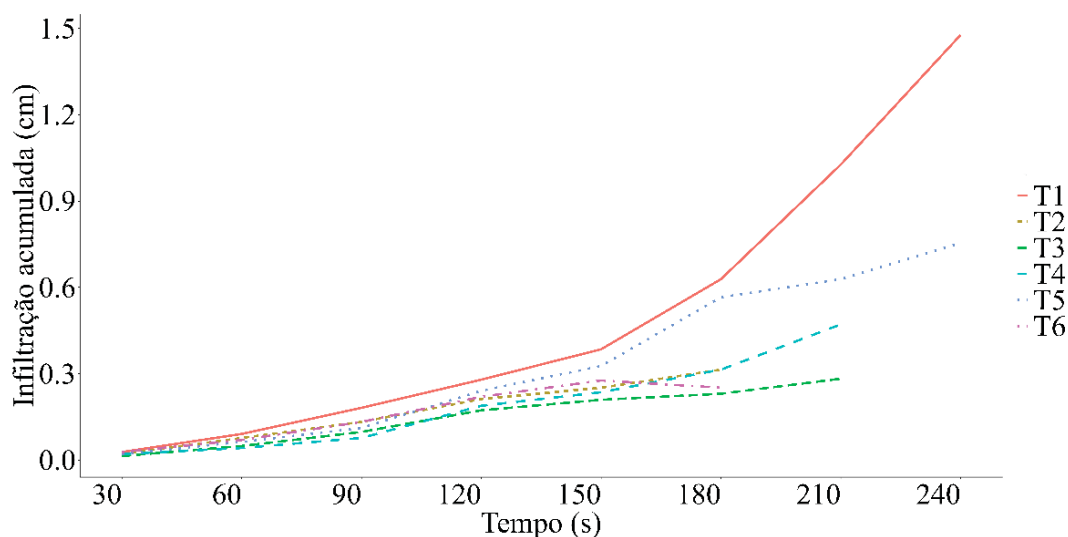
De maneira geral, as coberturas verdes tendem a favorecer o processo de infiltração de água no solo (Haruna *et al.*, 2018b), apesar de ser encontrado em literatura experimentos em que não foi observado alteração nas propriedades do solo nos tratamentos com plantios de espécies agrícolas leguminosas (*Pisum sativum* e *Glycine max*) (Blanco-Canqui e Jasa, 2019). Além disso, o efeito das coberturas verdes no balanço hidrológico ainda é pouco estudado (Meyer *et al.*, 2019), principalmente ao se tratar do uso da técnica em processos de recuperação de florestas.

Ainda assim, é possível perceber que T1 (restauração passiva) foi o que apresentou maior taxa de infiltração seguida do T6 (plantio do facilitador *Baccharis*), esse resultado pode ainda estar relacionado com o nível de exposição do solo, sendo esses, os dois tratamentos com menos estrutura de superfície vegetal, com maior incidência solar, o que provoca o aumento da evaporação do solo, reduzindo o conteúdo de água e aumentando os “espaços vazios” nos macro e microporos do solo para receber mais água pela infiltração, um bom estudo complementar seria o da luminosidade ou até mesmo da umidade do solo para verificar essa teoria.

3.4.5 Infiltração acumulada

Em relação à infiltração acumulada ao longo do tempo, não foi observada diferença estatística entre os tratamentos, contudo foi observada diferença ao longo do tempo e interação entre os dois fatores. Na Figura 32 podemos observar que todos os tratamentos possuem um comportamento inicial semelhante; e, somente a partir dos 150 s é possível observar um comportamento diferente dos tratamentos 1 e 5, quando há um crescimento acentuado no valor de infiltração acumulada, com destaque para o tratamento 1.

Figura 31 - Infiltração acumulada em diferentes sistemas de regeneração florestal. T1: Restauração passiva; T2: Nativas; T3: Nativas+aveia; T4: Nativas+ervilhaca; T5: Mix de nucleação; T6: Baccharis.



FONTE: A autora (2025).

Esse resultado está de acordo com as análises de VIB, as quais mostraram que o tratamento 1 apresentou maior velocidade de infiltração, e maior valor de condutividade hidráulica, o que pode ser explicado pela preservação da estrutura natural do solo, o que inclui os agregados e macroporos que suportam o movimento de água no solo (k) assim como a entrada de água no solo, ou seja, a infiltração (Fér *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2021).

4 CONCLUSÃO

Em relação à primeira hipótese, na qual esperava-se maior taxa de infiltração e atividade microbiológica mais eficiente nas técnicas ativas, não foi totalmente atendido já que a infiltração acumulada e a taxa final (estabilizada) foram maiores no T1 (técnica passiva), a qual preservou os agregados do solo e consequentemente os macroporos, se mostrando uma técnica recomendada para a recuperação de áreas degradadas nessas características ambientais que objetivem o incremento da infiltração de água no solo. A RPS também foi maior nesse tratamento. Contudo, parte foi atendida já que a eficiência da atividade microbiológica foi maior nos tratamentos com plantio de árvores nativas (T2) e *Baccharis* (T6).

Em relação à segunda hipótese, de que as forrageiras poderiam promover um incremento na química do solo, apenas foram observadas diferenças estatísticas para o elemento fósforo, com valores mais elevados nos tratamentos 4 (nativas + ervilhaca), 5 (mix de nucleação) e 6 (*Baccharis*).

Importante ainda ressaltar que o *Baccharis* demonstrou um efeito importante de aumento do pH do solo, representando um potencial de uso como fito remediador de áreas degradadas.

Nota-se que variáveis como a infiltração de água no solo, resistência à penetração, variáveis químicas (como pH) e microbiológicas (como quociente de CO₂ do solo) podem atuar como importantes indicadores de resiliência ambiental em áreas de recuperação.

Este estudo demonstrou ainda que mesmo após apenas 5 anos, as diferentes técnicas de restauração ecológica conseguem alterar o meio ambiente de forma diferente, podendo ainda provocar mudanças no padrão hidrológico e biogeoquímico.

REFERÊNCIAS

AKAIKE, H. Information Theory and an Extension of the Maximum Likelihood Principle. **Institute of Statistical Mathematics**, p. 267–281, 1992.

AKSAKAL, EKREM LÜTFİ; ÖZTAŞ, TAŞKIN; ÖZGÜL, MÜDAHİR. "Time-dependent changes in distribution patterns of soil bulk density and penetration resistance in a rangeland under overgrazing," **Turkish Journal of Agriculture and Forestry**, v. 35, n. 2, Article 10, 2011. DOI: <https://doi.org/10.3906/tar-0909-383>.

ALVARES, C.; STAPE, J.; SENTELHAS, P.; GONÇALVES, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard methods for the examination of water and wastewater. 19. ed. Washington: APHA, 1995.

ANDERSON, T.-H.; DOMSCH, K. H. Application of eco-physiological quotients (qCO₂ and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, n. 2, p. 251-255, 1990.

ATKINSON, J.; BONSER, S. P. “Active” and “passive” ecological restoration strategies in meta-analysis. **Restoration Ecology**, 2020, v. 28, p.1032-1035. Doi: <https://doi.org/10.1111/rec.13229>.

BANERJEE, S.; VAN DER HEIJDEN, M. Soil microbiomes and one health. **Nature Reviews Microbiology**, v. 21, p. 6-20, 2023. doi: <https://doi.org/10.1038/s41579-022-00779-w>.

BATES, D.; MACHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, p. 1-48, 2015. doi: <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>

BATTIGELLI, J. P.; SPENCE, J. R.; LANGOR, D. W.; BERCH, S. M. Short-term impact of forest soil compaction and organic matter removal on soil mesofauna density and oribatid mite diversity. **Can. J. Forest Res**, 2004, v. 34 , p. 1136-1149.

BEULE, L.; CORRE, M. D.; SCHMIDT, M.; GÖBEL, L.; VELDKAMP, E.; KARLOVSKY, P. Conversion of monoculture cropland and open grassland to agroforestry alters the abundance of soil bacteria, fungi and soil-N-cycling genes. **PLoS ONE**, v. 14, n. 6, p. e0218779, 2019. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0218779>

BESSI, D.; TANAKA, M.; DA COSTA, L.; CORREA, C.; TONELLO, K. Forest restoration and hydrological parameters effects on soil water conditions: a structural equation modelling approach. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 23, p. e41, 2018. doi: <https://doi.org/10.1590/2318-0331.231820180043>

BLANCO-CANQUI, H.; JASA, P. J. Do Grass and Legume Cover Crops Improve Soil Properties in the Long Term? **Soil Science Society of America Journal**, v. 83, n. 4, p. 1181–1187, 2019. doi: <https://doi.org/10.2136/sssaj2018.12.0482>

BOHM, G. M. B.; SCHENEIDER, L.; CASTILHOS, D.; AGOSTINETTO, D.; ROMBALDI, C. V. Controle de plantas daninhas, biomassa e metabolismo microbiano do solo em função da aplicação de glifosato ou imazetapir na cultura da soja. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 32, n. 3, p. 919–930, 2011. doi: <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2011v32n3p919>

BORRELLI, P.; ROBINSON, D.; FLEISCHER, L.; LUGATO, E.; BALLABIO, C.; ALEWELL, C.; PANAGOS, P. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. **Nature Communications**, v. 8, p. 2013, 2017. doi: <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7>

BUCKLEY, D. S.; CROW, T. R.; NAUERTZ, E. A.; SCHULZ, K. E. Influence of skid trails and haul roads on understory plant richness and composition in managed forest landscapes in Upper Michigan, USA. **Forest Ecol. Manage.** 2003, v. 175, p. 509-520.

BUSSCHER, W.J. e SOJKA, R.E. Enhancement of subsoiling effect on soil strength by conservation tillage. **Transactions of the ASAE** 30, p. 888-892, 1987.

CAI, X.; CHEN, C.; SINGH, A.; ZHU, X.; LIU, W. Anthropogenic restoration exhibits more complex and stable microbial co-occurrence patterns than natural restoration in rubber plantations. **Science of the Total Environment**, v. 948, 2024. doi: 10.1016/j.scitotenv.2024.174935

CANALES, F. J.; NAGEL, K. A.; MÜLLER, C.; RISPAIL, N.; PRATS, E. Deciphering Root Architectural Traits Involved to Cope With Water Deficit in Oat. **Frontiers in Plant Science**, v. 10, p. 1338, 2019. doi: <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.01338>

CARSEL, R.; PARRISH, R. Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. **Water Resource Research**, v. 24, n. 5, p. 755-769, 1988.

ÇERÇİOĞLU, M.; ANDERSON, S. H.; UDAWATTA, R. P.; ALAGELE, S. Effect of cover crop management on soil hydraulic properties. **Geoderma**, v. 343, p. 247–253, 2019. doi: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.02.028>

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim Museu Paranaense Emílio Goeldi Ciências Naturais**, v. 7, p. 195-218, 2012.

CHEN, C.; CHEN, H. Y. H.; CHEN, X.; HUANG, Z. Meta-analysis shows positive effects of plant diversity on microbial biomass and respiration. **Nature Communications**, v. 10, n. 1, p. 1332, 2019. doi: <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09258-y>

CHEN, P.; WANG, L.; LI, J.; WAN, W.; ZHANG, R.; LIU, Y.; LI, Z. Response of soil aggregate-associated fertility and microbial communities to afforestation in the degraded ecosystem of the Danjiangkou Reservoir, China. **Plant and Soil**, v. 501, p. 171-189, 2024. doi: <https://doi.org/10.1007/s11104-023-05973-0>

CHERNOV, T.; ZHELEZOVA, A.; TKHAKAKHOVA, A.; KSENOFONTOVA, N.; ZVEREV, A.; TIUNOV, A. Soil microbiome, organic matter content and microbial abundance in forest and forest-derived land cover in cat Tien National Park (Vietnam). **Applied Soil Ecology**, v. 165, p. 103957, 2021. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.103957>

COBAN, O.; DE DEYN, G.; VAN DER PLOEG, M. Soil microbiota as game-changers in restoration of degraded lands. **Science**, v. 375, n. 6584, p. abe0725, 2022. doi: <https://doi.org/10.1126/science.abe0725>

DARMA, S.; DHONANTO, D. Analisis kandungan N-total dan pH tanah yang ditanami leguminosae cover crops (LCC) pada umur tanam serta dosis pengapuran berbeda. **Journal of Tropical AgriFood**, p. 75–80, 2021.

DE SCHRIJVER, A.; DE FRENNE, P.; STAELENS, J.; VERSTRAETEN, G.; MUYS, B.; VESTERDAL, L.; WUYTS, K.; VAN NEVEL, L.; SCHELFHOUT, S.; DE NEVE, S.; VERHEYEN, K. Tree species traits cause divergence in soil acidification during four decades of postagricultural forest development. **Global Change Biology**, v. 18, n. 3, p. 1127–1140, 2012. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02572.x>

DEB, S.; SHUKLA, M. Variability of Hydraulic Conductivity Due to Multiple Factors. **American Journal of Environmental Sciences**, v. 8, n. 5, p. 489-502, 2012. doi: <https://doi.org/10.3844/ajessp.2012.489.502>

DE-POLLI, H.; GUERRA, J. Carbono, nitrogênio e fósforo na biomassa microbiana do solo. In: SANTOS, G.; SILVA, L.; CANELLAS, L.; CAMARGO, F. (Eds.). Fundamentos da matéria orgânica - Ecossistemas tropicais e subtropicais. 2. ed. Porto Alegre: Metropole, 2008. p. 500-502.

DIAS, P., PORTELA, J., GONDIM, J., BATISTA, R., ROSSI, L., MEDEIROS, J., FARIAS, P., MOTA, P., BANDEIRA, D., De AQUINO LEMOS FILHO, L., De MATOS, G., MESQUITA, F., De OLIVEIRA, F., ARAÚJO, A., NASICMENTO, C. Soil Attributes and Their Interrelationships with Resistance to Root Penetration and Water Infiltration in Areas with Different Land Uses in the Apodi Plateau, Semiarid Region of Brazil. **Agriculture**, v. 13. 1921. 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/agriculture13101921>.

DOS ARAUJO, T. S.; DE GALLO, A. S.; DOS ARAUJO, F. S.; DOS SANTOS, L. C.; DE GUIMARÃES, N. F.; DA SILVA, R. F. Biomassa e atividade microbiana em solo cultivado com milho consorciado com leguminosas de cobertura. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 42, n. 2, p. 347–357, 2019. doi: <https://doi.org/10.19084/rca.15433>

DOS SANTOS COUTINHO, P. R. de O.; VALCARCEL, R.; RODRIGUES, P. J. F. P.; BRAGA, J. M. A. Passive restoration of abandoned pastures from the nuclei of vegetation in the Atlantic rainforest, Brazil. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 3, p. 1307–1323, 2019. doi: <https://doi.org/10.5902/1980509835332>

FAHMIDA, M. Design and Performance Evaluation of Constant Head Double Ring Infiltrometer at H.S.T.U. **Nature, Science and Technology**, v.2, 2023. DOI: <https://doi.org/10.36937/janset.2023.6813>.

FÉR, M., LEUE, M., KODESOVA, R., GERKE, H., ELLERBROCK, R. Droplet infiltration dynamics and soil wettability related to soil organic matter of soil aggregate coatings and interiors. **Journal of Hydrology and Hydromechanics**, 64, 111 – 120, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1515/johh-2016-0021>.

FERNANDES, G. W.; OKI, Y.; BARBOSA, M. Baccharis: From evolutionary and ecological aspects to social uses and medicinal applications. Springer International Publishing, 2022. 578 p.

FERREIRA, A.; CAMARGO, F.; VIDOR, C. Utilização de micro-ondas para avaliação da biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 1, p. 991-996, 1999. doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000400026>

FOX, J. Applied Regression Analysis and Generalized Linear Models. 3. ed. California: SAGE Publications, 2016. 472 p.

FU, X.; YANG, F.; WANG, J.; DI, Y.; DAI, X.; ZHANG, X.; WANG, H. Understory vegetation leads to changes in soil acidity and in microbial communities 27 years after reforestation. **Science of the Total Environment**, v. 502, p. 280–286, 2015. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.018>

GANN, G. D.; MCDONALD, T.; WALDER, B.; ARONSON, J.; NELSON, C. R.; JONSON, J.; HALLETT, J. G.; EISENBERG, C.; GUARIGUATA, M. R.; LIU, J.; HUA, F.; ECHEVERRÍA, C.; GONZALES, E.; SHAW, N.; DECLEER, K.; DIXON, K. W. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. **Restoration Ecology**, 2019, v. 27, p. S1-S46.

GAO, H.; TIAN, G.; KHASHI U RAHMAN, M.; WU, F. Cover Crop Species Composition Alters the Soil Bacterial Community in a Continuous Pepper Cropping System. **Frontiers in Microbiology**, v. 12, p. 667926, 2022. doi: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.667926>

GAO, Y.; JIN, Y.; GUO, W.; XUE, Y.; YU, L. Metabolic and Physiological Changes in the Roots of Two Oat Cultivars in Response to Complex Saline-Alkali Stress. **Frontiers in Plant Science**, v. 13, p. 827735, 2022. doi: <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.827735>

GATICA-SAAVEDRA, P.; ABURTO, F.; ROJAS, P.; ECHEVERRÍA, C. Soil health indicators for monitoring forest ecological restoration: a critical review. **Restor Ecol**, 2023, v. 31, e13836. Doi: <https://doi.org/10.1111/rec.13836>.

GEBAUER, R.; MARTINKOVÁ, M. Effects of pressure on the root systems of Norway spruce plants (*Picea abies* [L.] Karst.). **J. For. Sci.** 2005, v. 51, p. 268-275.

GIANNINI, V.; BERTACCHI, A.; BONARI, E.; SILVESTRI, N. Rewetting in Mediterranean reclaimed peaty soils and its potential for phyto-treatment use. **Journal of Environmental Management**, v. 208, p. 91-101, 2018. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.016>

GODSEY, S.; ELSENBEEER, H. The soil hydrologic response to forest regrowth: a case study from southwestern Amazonia. **Hydrological Processes**, v. 16, n. 7, p. 1519-1522, 2002. doi: <https://doi.org/10.1002/hyp.605>

GUO, R.; CHEN, Y.; XIUANG, M.; YANG, S.; WANG, F.; CAO, W.; PENG, S. Soil nutrients drive changes in the structure and functions of soil bacterial communities in a restored forest soil chronosequence. **Applied Soil Ecology**, v. 195, p. 105247, 2024. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105247>

GWENZI, W.; HINZ, C.; HOLMES, K.; PHILIPS, I.; MULLINS, I. Field-scale spatial variability of saturated hydraulic conductivity on a recently constructed artificial ecosystem. **Geoderma**, v. 166, n. 1, p. 43-56, 2011. doi: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.06.010>

HAKANSSON, I., LIPIEC, J. A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction. **Soil Tillage Research**, v. 53, p. 71-85, 2000.

HAO, M.; ZHANG, J.; MENG, M.; CHEN, H. Y. H.; GUO, X.; LIU, S.; YE, L. Impacts of changes in vegetation on saturated hydraulic conductivity of soil in subtropical

forests. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 10252, 2019. doi: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46741-4>

HARUNA, S. I.; NKONGOLO, N. V.; ANDERSON, S. H.; EIVAZI, F.; ZAIBON, S. In situ infiltration as influenced by cover crop and tillage management. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 73, n. 2, p. 164–172, 2018. doi: <https://doi.org/10.2489/jswc.73.2.164>

HASSLER, S. K.; ZIMMERMANN, B.; VAN BREUGEL, M.; HALL, J. S.; ELSENBEEER, H. Recovery of saturated hydraulic conductivity under secondary succession on former pasture in the humid tropics. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1634–1642, 2011. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.013>

HAYNES, R. J. Soil acidification induced by leguminous crops. **Grass and Forage Science**, v. 38, n. 4, p. 345–353, 1983. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.1983.tb01658.x>

HEINZMANN, F.; PAVAN, M.; MIYAZAWA, M. Determinação de nitrato em extratos de solos ácidos por espectrofotometria de absorção ultravioleta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 8, n. 1, p. 159-163, 1984.

HOLL, K. Research Directions in Tropical Forest Restoration. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 102, p. 237-250, 2017. doi: <https://doi.org/10.3417/2016036>

HOLL, K.; AIDE, T. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558-1563, 2011. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>

HOTHORN, T.; BRETZ, F.; WESTFALL, P.; HEIBERGER, R.; SCHUETZENMEISTER, A.; SCHEIBE, S. Multcomp: Simultaneous Inference in General Parametric Models. R package version 1.4-25. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/multcomp/index.html>. Acesso em: 26 ago. 2024.

JANEGITZ, M. C.; MARTINS, A. R. H.; ROSOLEM, C. A. Cover Crops and Soil Phosphorus Availability. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 48, n. 10, p. 1240–1246, 2017. doi: <https://doi.org/10.1080/00103624.2017.1373798>

JENKINSON, D.; POWLSON, D. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. Method for measuring soil biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 8, n. 3, p. 167-177, 1976. doi: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(76\)90001-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(76)90001-8)

JIAN, S.; ZHANG, X.; LI, D.; WANG, D.; ZENING, W.; CAIHONG, H. The effects of stemflow on redistributing precipitation and infiltration around shrubs. **Journal of Hydrology and Hydromechanics**, v. 66, n. 1, p. 79-86, 2018. doi: <https://doi.org/10.1515/johh-2017-0043>

JIAO, S.; CHU, H.; ZHANG, B.; WEI, X.; CHEN, W.; WEI, G. Linking soil Fungi to bacterial community assembly in arid. **Ecosystems iMeta**, v. 1, n. 2, 2022. doi: <https://doi.org/10.1002/imt2.2>.

JUNIOR, R. G. da S., ÂNGELO, A. C., COSMO, N. L., BRESSIANI, L. de S. T., RIOS, R. C. Monitoring Ecological Restoration Techniques in Mixed Ombrophylous Forest: Mixed Planting of Eight Native Species Versus Facilitating Species (*Baccharis Dracunculifolia*). SSRN doi: <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4936444>.

KLUTE, A.; DIRKSEN, C. Hydraulic Conductivity and Diffusivity: Laboratory Methods. In: **Methods of Soil Analysis: Part 1—Physical and Mineralogical Methods**. [s.l.], 1986.

KOLB, E.; LEGUÉ, V.; BOGEAT-TRIBOULOT, M. B. Physical root-soil interactions. **Physical Biology**, v. 14, n. 6, p. 065004, 2017. doi: <https://doi.org/10.1088/1478-3975/aa7f4d>

LEITE, H. M. F.; CALONEGO, J. C.; DE MORAES, M. F.; MOTA, L. H. da S. de O.; DA SILVA, G. F.; DO NASCIMENTO, C. A. C. How a Long-Term Cover Crop Cultivation Impacts Soil Phosphorus Availability in a No-Tillage System? **Plants**, v. 13, n. 15, p. 2676, 2024. doi: <https://doi.org/10.3390/plants13152676>

LEITE, P.; DE SOUZA, E.; DOS SANTOS, E.; GOMES, R.; CANTALICE, J.; WILCOX, B. The influence of forest regrowth on soil hydraulic properties and erosion in a semiarid region of Brazil. **Ecohydrology**, v. 11, n. 3, p. e1910, 2017. doi: <https://doi.org/10.1002/eco.1910>

LEMOS, M.; DE BARROS, M. P.; SOUSA, J. P. B.; FILHO, A. A. da S.; BASTOS, J. K.; DE ANDRADE, S. F. *Baccharis dracunculifolia*, the main botanical source of Brazilian green propolis, displays antiulcer activity. **Journal of Pharmacy and Pharmacology**, v. 59, n. 4, p. 603–608, 2007. doi: <https://doi.org/10.1211/jpp.59.4.0016>

LIN, L.; DRTON, M.; SHOJAIE, A. Statistical Significance in High-dimensional Linear Mixed Models. In: **FODS 2020 - Proceedings of the 2020 ACM-IMS Foundations of Data Science Conference**, 2020.

LIU, P.; LIU, X.; DAI, Y.; FENG, Y.; ZHANG, Q.; CHU, G. Influence of vegetation restoration on soil hydraulic properties in south china. **Forests**, v. 11, n. 10, p. 1-16, 2020. doi: 10.3390/f11101111

LIU, S.; ZENG, G.; NIU, Q.; LIU, Y.; ZHOU, L.; JIAN, L.; CHENG, M. Bioremediation mechanisms of combined pollution of PAHs and heavy metals by bacteria and fungi: A mini review. **Bioresource Technology**, v. 224, p. 25-33, 2017. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.095>

LOPES, L. D.; HAO, J.; SCHACHTMAN, D. P. Alkaline soil pH affects bulk soil, rhizosphere and root endosphere microbiomes of plants growing in a Sandhills ecosystem. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 97, n. 4, p. fiab033, 2021. doi: <https://doi.org/10.1093/femsec/fiab033>

LOZANO-BAEZ, S.; COOPER, M.; MELI, P.; FERRAZ, S.; RODRIGUES, R.; SAUER, T. Land restoration by tree planting in the tropics and subtropics improves soil infiltration, but some critical gaps still hinder conclusive results. **Forest Ecology and Management**, v. 444, p. 89-95, 2019. doi: 10.1016/j.foreco.2019.04.046.

LOZANO-BAEZ, S. E.; COOPER, M.; FERRAZ, S. F. de B.; RODRIGUES, R. R.; CASTELLINI, M.; DI PRIMA, S. Recovery of soil hydraulic properties for assisted passive and active restoration: Assessing historical land use and forest structure. **Water**, v. 11, n. 1, p. 7, 2019. doi: <https://doi.org/10.3390/w11010007>.

LOZANO-BAEZ, S. E.; DOMINGUEZ-HAYDAR, Y.; MELI, P.; VAN MEERVELD, I. VASQUEZ, K. V.; CASTELLINI, M. Key gaps in soil monitoring during forest restoration in Colombia. **Restoration Ecology**, 2021, v. 29, e13391. Doi: <https://doi.org/10.1111/rec.13391>.

LV, B.; YANG, H.; PENG, Y.; WANG, J.; ZENG, Z.; LI, N.; SONG, Q. Cadmium exposure alters expression of protective enzymes and protein processing genes in venom glands of the wolf spider *Pardosa pseudoannulata*. **Environmental Pollution**, v. 268, p. 115847, 2021. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115847>

MACDONALD, S.; SNIVELY, A.; FAIR, J.; LANSHAUSSER, S. Early trajectories of forest understory development on reclamation sites: Influence of forest floor placement and a cover crop. **Restoration Ecology**, p. 698-706, 2015. doi: 10.1111/rec.12217

MARQUES, R.; MOTTA, A. Análise química do solo para fins de fertilidade. In: LIMA, M. (Ed.). Manual de diagnóstico da fertilidade e manejo dos solos. Curitiba: UFPR, 2003. p. 81-102.

MASTELLA, A. Estratégias de Restauração Ecológica na APA do Iraí - Paraná. 2022. Tese (Doutorado) - PPGEF, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2022.

MENDIBURU, F. agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research. R package version 1.2-8. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=agricolae>. Acesso em: 8 ago. 2024.

METER GROUP. Mini Disk Infiltrimeter. 11. ed. Pullman: Meter, 2021.

MEYER, N.; BERGEZ, J. E.; CONSTANTIN, J.; JUSTES, E. Cover crops reduce water drainage in temperate climates: A meta-analysis. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 39, n. 1, p. 3, 2019. doi: <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0546-y>

MONTEIRO, E. da S.; DA SILVA, F. S.; GOMES, K. O.; DO PRADO, B. A.; DOS SANTOS, R. D.; GOMES DA CAMARA, C. A.; DE MORAES, M. M.; SILVA, I. C. R. da; DE MACÊDO, V. T.; GELFUSO, G. M.; SÁ BARRETO, L. C. L. de; ORSI, D. C. Characterization and Determination of the Antibacterial Activity of *Baccharis dracunculifolia* Essential-Oil Nanoemulsions. **Antibiotics**, v. 12, n. 12, p. 1675, 2023. doi: <https://doi.org/10.3390/antibiotics12121675>

MORAL, R. de A.; HINDE, J.; DEMETRIO, C. G. B. hnp: Half-Normal Plots with Simulation Envelopes. R package version 1.2-6. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=hnp>. Acesso em: 2024.

NEGREIROS, D.; ESTEVES, D.; FERNANDES, G. W.; BERBARA, R. L. L.; OKI, Y.; VICHATO, M.; CHALUB, C. Growth-survival tradeoff in the widespread tropical shrub *Baccharis dracunculifolia* (Asteraceae) in response to a nutrient gradient. **Tropical Ecology**, v. 55, n. 2, p. 167–176, 2014.

NORMAN, R.; STUCKI, J. The determination of nitrate and nitrite in soil extracts by ultraviolet spectrophotometry. **Soil Science Society of America Journal**, v. 45, n. 2, p. 347–353, 1981. doi: <https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500020024x>

PEREIRA, L.; BALBINOT, L.; MATUS, G.; DIAS, H.; TONELLO, K. Aspects of forest restoration and hydrology: linking passive restoration and soil--water recovery in Brazilian Cerrado. **Journal of Forestry Research**, v. 32, n. 6, p. 2301–2311, 2021. doi: 10.1007/s11676-021-01301-3

PEREIRA, N.; PRIMA, S.; BOVI, R.; DA SILVA, L.; DE GODOY, G.; NAVES, R.; COOPER, M. Does the process of passive forest restoration affect the hydrophysical attributes of the soil superficial horizon? **Water**, v. 12, 2020. doi: 10.3390/W12061689

PHILIPPOT, L.; CHENU, C.; KAPPLER, A.; RILLIG, M.; FIERER, N. The interplay between microbial communities and soil properties. **Nature Reviews Microbiology**, v. 22, p. 226–239, 2023. doi: <https://doi.org/10.1038/s41579-023-00980-5>.

PICHÉ, N.; KELTING, D. Recovery of soil productivity with forest succession on abandoned agricultural land. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 5, p. 645–654, 2015. doi: <https://doi.org/10.1111/rec.12241>

QIU, L.; ZHANG, Q.; ZHU, H.; REICH, P.; BANERJEE, S.; VAN DER HEIJDEN, M.; WEI, X. Erosion reduces soil microbial diversity, network complexity and multifunctionality. **The ISME Journal**, v. 15, n. 8, p. 2474–2489, 2021. doi: <https://doi.org/10.1038/s41396-021-00913-1>

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2022. Disponível em: <http://www.r-project.org/>.

ROWLAND, S.; PRESCOTT, C.; GRAYSTON, S.; QUIDEU, S.; BRADFELD, G. Recreating a functioning forest soil in reclaimed oil sands in northern alberta: an approach for measuring success in ecological respiration. **Journal of Environmental Quality**, v. 38, p. 1580-1590, 2009.

RUSSELL, A. E.; KIVLIN, S. N.; HAWKES, C. V. Tropical tree species effects on soil pH and biotic factors and the consequences for macroaggregate dynamics. **Forests**, v. 9, n. 4, p. 193, 2018. doi: <https://doi.org/10.3390/f9040193>

SAFAR, N.; MAGNAGO, L.; ROLIM, S.; SCHAEFER, C. Atlantic Forest topsoil nutrients can be resistant to disturbance and forest clearing. **Biotropica**, v. 51, n. 3, p. 342-354, 2019. doi: <https://doi.org/10.1111/btp.12658>

SCHIMALESKI, A. C. C. Influência da adubação verde no crescimento e sobrevivência de duas espécies florestais nativas em plantio de restauração florestal. TCC de Engenharia Florestal. UFPR, 2023.

SCHLESINGER, W. H.; ANDREWS, J. A. Soil respiration and the global carbon cycle. **Biogeochemistry**, v. 48, n. 1, p. 7–20, 2000. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1006247623877>

SHI, X.; QIN, T.; YAN, D.; TIAN, F.; WANG, H. A meta-analysis on effects of root development on soil hydraulic properties. **Geoderma**, v. 403, p. 115375, 2021. doi: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115375>

SILVA, E.; AZEVEDO, P.; DE-POLLI, H. Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO₂). Seropédica: Embrapa, 2007. (Comunicado Técnico, 99).

SLESSAREV, E. W.; LIN, Y.; BINGHAM, N. L.; JOHNSON, J. E.; DAI, Y.; SCHIMEL, J. P.; CHADWICK, O. A. Water balance creates a threshold in soil pH at the global scale. **Nature**, v. 540, n. 7634, p. 567–569, 2016. doi: <https://doi.org/10.1038/nature20139>

SOUSA, P. M.; TRIGO, R. M.; AIZPURUA, P.; NIETO, R.; GIMENO, L.; GARCIA-HERRERA, R. Trends and extremes of drought indices throughout the 20th century in the Mediterranean. **Natural Hazards and Earth System Sciences**, 2011, v. 11, p. 33–51. Doi: <https://doi.org/10.5194/nhess-11-33-2011>.

STEFANOWICZ, A.; KAPUSTA, P.; SZAREK-LUKASZEWSKA, G.; GRODZINSKA, K.; NIKLINSKA, M.; VOGT, R. Soil fertility and plant diversity enhance microbial performance in metal-polluted soils. **Science of The Total Environment**, v. 439, p. 211-219, 2012. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.09.030>

TURLEY, N.; BELL-DERESKE, L.; EVAN, S.; BRUDVIG, L. Agricultural land-use history and restoration impact soil microbial biodiversity. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 5, p. 825-863, 2020. doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13591>

VAN HALL, R.; CAMMERAAT, L.; KEESSTRA, S.; ZORN, M. Impact of secondary vegetation succession on soil quality in a humid Mediterranean landscape. **CATENA**, v. 149, p. 836-843, 2017. doi: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.05.021>

VANCE, E.; BROOKES, P.; JENKINSON, D. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, n. 1, p. 703-707, 1987. doi: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6)

VANZOLINI, J. I.; GALANTINI, J. A.; MARTÍNEZ, J. M.; SUÑER, L. Changes in soil pH and phosphorus availability during decomposition of cover crop residues. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 63, n. 13, p. 1864–1874, 2017. doi: <https://doi.org/10.1080/03650340.2017.1308493>

WANG, W.; MISHRA, S.; YANG, X. Seasonal difference in soil health indicators mediating multidiversity-multifunctionality relationship depends on body size of soil organisms: evidence from rubber plantation agroforestry system. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 178, p. 108968, 2023. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.108968>

WANG, Y.; HUANG, Q.; GAO, H.; ZHANG, R.; YANG, L.; GUO, Y.; LI, H.; AWASTHI, M. K.; LI, G. Long-term cover crops improved soil phosphorus availability in a rain-fed apple orchard. **Chemosphere**, v. 275, p. 130094, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130094>

WANG, H., SUN, H., HUANG, Z., GE, X. A microstructural investigation on hydraulic conductivity of soft clay. **Bulletin of Engineering Geology and the Environment**, 80, 4067 – 4078, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10064-021-02176-8>.

WARDLE, D.A. and GHANI, A. (1995) A Critique of the Microbial Metabolic Quotient (qCO₂) as a Bioindicator of Disturbance and Ecosystem Development. **Soil Biology & Biochemistry**, 27, 1601-1610.
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00093-T](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00093-T)

WARDLE, D. A. and GHANI, A. (2018). A tale of two theories, a chronosequence and a bioindicator of soil quality. **Soil Biology and Biochemistry**, 121, A3–A7. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.005>

WARING, S. and BREMNER, J. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. **Nature**, v. 201, p. 951-952, 1964.
doi: <https://doi.org/10.1038/201951a0>

WEI, H.; YANG, J.; LIU, Z.; ZHANG, J. Data Integration Analysis Indicates That Soil Texture and pH Greatly Influence the Acid Buffering Capacity of Global Surface Soils. **Sustainability**, v. 14, n. 5, p. 2676, 2022. doi: <https://doi.org/10.3390/su14052676>

WU, W.; KE, T.; ZHOU, X.; LI, Q.; TAO, Y.; ZHANG, Y.; CHEN, L. Synergistic remediation of copper mine tailing sand by microalgae and fungi. **Applied Soil Ecology**, v. 175, p. 104453, 2022. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104453>

YAN, E.; SCHUBERT, S.; MENGEL, K. Soil pH changes during legume growth and application of plant material *Biol Fertil Soils*. [s.l.] Springer-Verlag, 1996.

YANG, B.; LEE, D.; HEO, H.; BIGING, G. The effects of tree characteristics on rainfall interception in urban areas. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 15, p. 289-296, 2019. doi: <https://doi.org/10.1007/s11355-019-00383-w>

YANG, W.; LI, X.; SUN, T.; YANG, Z.; LI, M. Habitat heterogeneity affects the efficacy of ecological restoration by freshwater releases in a recovering freshwater coastal wetland in

China's Yellow River Delta. **Ecological Engineering**, v. 104, p. 1-12, 2017.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.007>

ZEMA, D.; PLAZA-ALVAREZ, P.; XU, X.; CARRA, B.; LUCAS-BORJA, M. Influence of forest stand age on soil water repellency and hydraulic conductivity in the Mediterranean environment. **Science of The Total Environment**, v. 753, p. 142006, 2021.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142006>

ZHANG, R. Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer. **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, n. 4, p. 1024-1030, 1997.

ZHANG, Y. Y.; WU, W.; LIU, H. Factors affecting variations of soil pH in different horizons in hilly regions. **PLoS ONE**, v. 14, n. 6, 1 jun. 2019.

Zheng, Y.; Ye, J.; Pei, J.; Fang, C.; Li, D.; Ke, W.; Song, X.; Sardans, J.; Peñuelas, J. Initial soil condition, stand age, and aridity alter the pathways for modifying the soil carbon under afforestation. **Science of the Total Environment**, v. 946, 174448, 2024.
doi:10.1016/j.scitotenv.2024.174448

ZIMMERMANN, B.; ELSSENBEER, H. Spatial and temporal variability of soil saturated hydraulic conductivity in gradients of disturbance. **Journal of Hydrology**, v. 361, n. 1–2, p. 78–95, 30 out. 2008.

ZIMMERMANN, B.; ELSSENBEER, H.; DE MORAES, J. The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: Implications for runoff generation. **Forest Ecology and Management**, v. 222, n. 1-3, p. 29-38, 2006.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.070>

ZOU, C.B.; BRESHEARS, D. D.; NEWMAN, B. D.; WILCOX, B. P.; GARD, M. O.; RICH, P. M. Soil water dynamics under low-versus high-ponderosa pine tree density: ecohydrological functioning and restoration implications. **Ecohydrology**, 2008, v. 1, p. 309–315. Doi: <https://doi.org/10.1002/eco.17>.

ZUO, Y.; LI, W.; ZENG, Y.; XIA, C.; ZHANG, H.; ZHANG, Z.; DENG, K. Changes in the soil microenvironment during ecological restoration of forest parks in megacities. **Ecological Indicators**, v. 166, 2024. doi: 10.1016/j.ecolind.2024.112261

CAPÍTULO 3 – EFEITOS DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA E DA FERTILIZAÇÃO EM ATRIBUTOS DO SOLO E NO CRESCIMENTO, FISIOLOGIA E NUTRIÇÃO DE TRÊS ESPÉCIES DE PINUS

1 INTRODUÇÃO

O gênero *Pinus* é o segundo mais plantado no Brasil, com cerca de 1,69 milhão de hectares, concentrados principalmente na região Sul (IBÁ, 2022). As espécies de *Pinus* variam de acordo com as exigências edafoclimáticas. Espécies tropicais, como *Pinus caribaea* e *Pinus maximinoii*, ocorrem principalmente na América Central e México, enquanto espécies de clima temperado, como *Pinus taeda*, são mais comuns em regiões mais frias e úmidas, como nos Estados Unidos (Kronca, Bertolani e Ponce, 2005). *P. taeda*, que se adaptou bem à região Sul do Brasil, é a espécie de *Pinus* mais difundida comercialmente no país, sendo que a indústria de árvores cultivadas brasileira tem um comércio internacional de US\$ 12,7 bilhões (IBÁ, 2024), representando assim um setor de extrema importância econômica para o Brasil.

P. maximinoii, naturalmente adaptado a climas tropicais, prospera em locais com precipitação entre 900 e 2200 mm, com uma estação seca bem definida (Fritzsons *et al.*, 2013). *Pinus caribaea* var. *hondurensis*, originária da América Central, é descrita como adaptável a diversas microrregiões climáticas, desde climas tropicais mais quentes e úmidos, até climas subtropicais mais secos, com períodos de seca que podem durar até seis meses (Barrichelo, 1979). Essas características conferem às espécies tropicais uma possível resistência a períodos de seca, um aspecto crucial frente às alterações climáticas e aos eventos extremos cada vez mais frequentes. *P. taeda*, por outro lado, prefere regiões de clima temperado e úmido, com precipitação mínima de 800 mm ao ano e temperaturas médias de 11 a 15°C (ABRAF, 2013). É a espécie mais representativa do gênero no Brasil (Kulmann *et al.*, 2023).

O uso adequado e a conservação do solo e da água para o crescimento saudável das plantas já são reconhecidos há muito tempo. Cada vez mais, estudos têm revelado novas relações e consequências dos atributos físicos, químicos e microbiológicos do solo e da água, especialmente no contexto dos efeitos gerados pelas mudanças climáticas.

A interação entre solo, água e nutrientes é essencial para o crescimento de diversas espécies, incluindo as do gênero *Pinus*. Pesquisas indicam que a disponibilidade de nutrientes, especialmente de nitrogênio e fósforo, tem impactado o crescimento de espécies como *Pinus*

tubuliformis, onde a limitação de nitrogênio foi identificada como um fator que restringe o desenvolvimento (Gao, Wang e Li, 2023). Fenômenos semelhantes foram observados em *P. radiata*, onde o fósforo foi apontado como um elemento crítico para a produtividade (Sánchez-Rodríguez *et al.*, 2002). Outras espécies como *P. massoniana* e *P. radiata* também demonstraram que a disponibilidade de N e P favorece o aumento do crescimento e a absorção de nutrientes (Sheriff, Nambiar e Fife, 1986; Mao *et al.*, 2021).

Em diversos ambientes, já se observa o aumento nas taxas de deposição de nitrogênio. Dependendo das condições locais, isso pode causar um desbalanceamento, como, por exemplo, deficiência de fósforo, o que afeta negativamente o crescimento ao longo do tempo, como foi observado em *P. sylvestris* (Sardans *et al.*, 2016).

A disponibilidade hídrica tem um impacto significativo na performance fisiológica das plantas e na absorção de nutrientes. Em um estudo com *P. laricio* (35 anos), observou-se uma redução no comprimento das acículas e no incremento do alburno quando a planta passou por um período de seca. Além disso, as taxas de transpiração foram substancialmente reduzidas durante a seca no verão (Cinnirella *et al.*, 2022). Para *P. pinaster*, a redução da água também afetou significativamente a fotossíntese, a condutância estomática, bem como o diâmetro e a altura das plantas (Feinard-Duranceau *et al.*, 2018).

A combinação de disponibilidade hídrica e nutrientes pode até influenciar as taxas de transpiração e o uso geral da água pelas plantas (Ewers *et al.*, 1999), já que a água é fundamental para o funcionamento de processos fisiológicos. A interação entre disponibilidade hídrica e fertilidade do solo é determinante para a distribuição e absorção de nutrientes pelas raízes. Em *Pinus pinaster*, por exemplo, a distribuição das raízes foi influenciada pela fertilidade do solo e pelo nível de água no solo, o que afetou diretamente o acesso da planta aos nutrientes (Bakker, Augusto e Achat, 2006).

A atividade microbiológica nos solos de plantações de *Pinus* depende de fatores como tipo de solo, condições ambientais e manejo silvicultural (Albaugh *et al.*, 2010; Albaugh *et al.*, 2017; Zanon *et al.*, 2024). Essa atividade possui forte correlação com as propriedades físico-químicas do solo (Gispert *et al.*, 2013), influenciando a disponibilidade, acumulação e mineralização dos nutrientes (Zhang *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2018).

Diversos estudos demonstraram que a mineralização de nitrogênio e carbono da biomassa microbiana (CBM) pode ser um indicador da qualidade do solo em florestas (López-Poma *et al.*, 2020; Lu *et al.*, 2020; Zanon *et al.*, 2024). Além disso, os microrganismos

responsáveis pela mineralização desses elementos são essenciais para torná-los disponíveis às plantas (Romeo *et al.*, 2020).

A respiração basal do solo (RBS), que representa o maior fluxo de carbono em terras manejadas e não manejadas, afeta a matéria orgânica e o sequestro de carbono do solo (Samuelson *et al.*, 2009). A relação entre a respiração basal do solo (RBS) e a fertilização tem mostrado resultados variados: efeitos positivos (Tyree *et al.*, 2006), negativos (Maier e Kress, 2000) e indiferentes (Pangle e Seiler, 2002). Além disso, a fertilização e a umidade do solo influenciam a RBS de maneira distinta (Maier e Kress, 2000; Maier *et al.*, 2004; Samuelson *et al.*, 2009). A disponibilidade hídrica também afeta os processos fisiológicos das plantas, como o fechamento dos estômatos em situações de estresse hídrico (Koç, Nzokou e Cregg, 2022), além de alterar a morfologia estomática (Woo *et al.*, 2002).

Essas alterações na fisiologia e crescimento das plantas de *Pinus*, assim como na anatomia dos estômatos, devido a variações na disponibilidade hídrica e fertilização, precisam ser mais bem exploradas. O presente estudo avaliou através de três experimentos, cada um com uma espécie de *Pinus* (*P. taeda*, *P. caribaea*, *P. maximinoii*), com três níveis de disponibilidade hídrica e o fator fertilização (com e sem) para testar as hipóteses acima. O objetivo é avaliar os efeitos da disponibilidade hídrica e da fertilização sobre atributos do solo e sobre o crescimento, anatomia, fisiologia e nutrição de três espécies de pinus.

Ao executar essa pesquisa, as seguintes hipóteses foram avaliadas:

- a) Espécies de clima tropical (*P. caribaea* e *P. maximinoii*) não apresentam diferença significativa nas variáveis de crescimento e fisiologia com a redução da disponibilidade hídrica, em contrapartida, a espécie de clima temperado (*P. taeda*) apresenta diferença significativa nas variáveis de crescimento e fisiologia com a redução da disponibilidade hídrica;
- b) As variáveis fisiológicas e de crescimento apresentam interação entre os fatores disponibilidade hídrica e fertilização;
- c) Plantas com maior disponibilidade hídrica apresentam maior atividade microbiológica no solo;
- d) Plantas com maior disponibilidade hídrica apresentam maior densidade estomática.

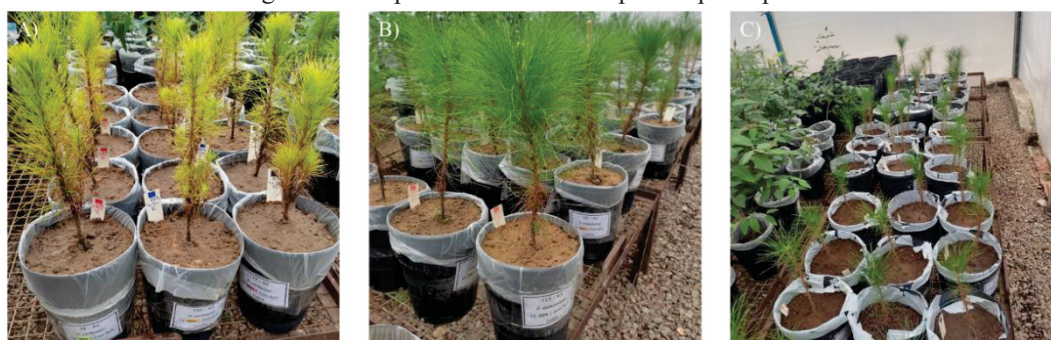
2 MATERIAL E MÉTODOS

Foram instalados em casa de vegetação, 3 experimentos semelhantes, com o intuito de avaliar as relações entre a disponibilidade hídrica e o uso de nutrientes das plantas, para isso, cada experimento foi delineado com dois fatores; água e fertilizante, sendo o fator água com 3 níveis de disponibilidade hídrica: 20%, 60% e 80% da capacidade de vaso – “capacidade de campo” (CC) e o fertilizante com dois níveis: com e sem fertilizante.

A casa de vegetação, pertencente ao grupo integrado de estudos em silvicultura de plantações florestais e recuperação de áreas degradadas (GISPRAD) do departamento de Engenharia Florestal, fica localizada no Centro de Ciências Florestais e da Madeira (CIFLOMA) da Universidade Federal do Paraná (UFPR) no bairro Jardim Botânico de Curitiba – PR (25°26'48.4"S e 49°14'12.9"W). No período do experimento a temperatura média foi de 20°C, variando de 0°C a 34,5°C, e a precipitação do período (dezembro de 2023 a julho de 2024) foi de 469,2 mm.

Cada experimento utilizou uma espécie de *Pinus*, sendo o Experimento A (EA) com *Pinus taeda* (Figura 33 – C), o Experimento B (EB) com *Pinus Caribaeae* (Figura 33 - A) e o Experimento C (EC) com *Pinus maximinoi* (Figura 33 - B), ambas as espécies tropicais (*P. Caribaeae* e *P. maximinoi*) foram instaladas em vasos de 4 litros com solo arenoso (SA) fornecido pela empresa Klabin e o *P. taeda* foi instalado em vasos de 8 litros com solo argiloso (SG) fornecido pela empresa Irani. A escolha dos solos para o plantio das respectivas espécies ocorreu devido a maior propensão de cultivo das espécies mais tropicais em locais mais quentes com solos menos argilosos e o cultivo de *P. taeda* mais na região sul em solos mais argilosos.

Figura 32 - Experimento de vaso separado por espécie.



FONTE: A autora (2023).

Cada tratamento contou com 5 repetições, portanto cada experimento (EA, EB, EC) contou com 30 unidades amostrais (vasos). O desenho experimental está demonstrado na Tabela 9.

Tabela 9 - Delineamento experimental do Experimento A (EA) com *P. taeda*, Experimento B (EB) com *P. caribaeae* e Experimento C (EC) com *P. maximinoi*, com os respectivos tratamentos formados por 2 fatores: água (CC) e fertilizante.

Experimento	Tratamento	Água (CC)	Fertilizante	Espécie
EA	T1	20%	Sem	<i>P. taeda</i>
	T2		Com	
	T3	60%	Sem	
	T4		Com	
	T5	80%	Sem	
	T6		Com	
EB	T7	20%	Sem	<i>P. caribaeae</i>
	T8		Com	
	T9	60%	Sem	
	T10		Com	
	T11	80%	Sem	
	T12		Com	
EC	T13	20%	Sem	<i>P. maximinoi</i>
	T14		Com	
	T15	60%	Sem	
	T16		Com	
	T17	80%	Sem	
	T18		Com	

FONTE: A autora (2024).

As características dos dois tipos de solos utilizados estão descritas na Tabela 10.

Tabela 10 - Características físico-químicas dos solos utilizados nos experimentos.

Solo	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	pH	P (mg/kg)	K (mg/kg)	Na (mg/kg)	Ca (cmolc/dm ³)	Mg (cmolc/dm ³)	Al (cmolc/dm ³)
SA	85	2,5	12,5	3,82	2,98	3,2	0,2	0,61	0,18	1,89
SG	13,8	12,5	73,8	3,76	1,57	1,8	0,3	0,61	0,00	5,42

FONTE: A autora (2024.)

O solo arenoso (SA) foi classificado como Areia Franca (*Loamy sand*) e o solo argiloso (SG) como muito argiloso (*Clay*) de acordo com o triângulo de classificação textural de solos (Lemos e Santos, 1984), ambos os solos, antes de serem utilizados, foram peneirados em peneira grossa apenas para retirada de materiais indesejáveis (pedras, galhos, e outros rejeitos) e torrões muito grandes.

Após o preenchimento dos vasos com os respectivos solos, foi realizada a correção com aplicação de calcário (PNRT 75%) para atingir um V2 (Saturação por base) de 40% através do cálculo da necessidade de calcário (NC) a qual resultou em 15,35 g por vaso (3,83 t ha⁻¹) no solo arenoso (vaso de 4L) e 28,10 g por vaso (7,02 t ha⁻¹) no solo argiloso (vaso de 8L), o calcário aplicado ficou incubado nos solos com uma umidade média de 60% por 15 dias, sendo que a correção dos solos ocorreu de forma padronizada, seguindo a mesma proporção para que passassem todos pela mesma correção.

Após esse período ocorreu a instalação do experimento com a aplicação de fertilizante prontamente disponível para atingir as seguintes doses de referência de 100 mg dm⁻³ de fósforo (P), 300 mg.dm⁻³ de nitrogênio (N) e 150 mg.dm⁻³ de potássio (K), o que resultou em 0,4264 g L⁻¹ de (NH₄)₂HPO₄, 0,8002 g L⁻¹ de NH₄Cl e 0,3610 g L⁻¹ de KCl. Após a aplicação e mistura do fertilizante com o solo, foi realizado o plantio das mudas de pinus fornecidas pela empresa Klabin®.

Após instalado o experimento, todos os vasos foram pesado e mantidos com uma umidade de 60% por uma semana para o correto estabelecimento das mudas, após esse período, todos os vasos foram pesados para estabelecer o peso ideal de cada tratamento com a respectiva quantidade de água (20%, 60%, 80% da CC – Figura 34), para manter os vasos nessas condições, eles foram pesados frequentemente (a cada 4 dias aproximadamente) para manter a

umidade nas respectivas proporções – adicionando apenas a quantia de água necessária para os vasos atingirem o peso ideal correspondente a sua proporção de água disponível. O experimento foi instalado em dezembro de 2023 e desinstalado em julho de 2024.

Figura 33 - Aferição do peso ideal para respectiva % da CC.



FONTE: A autora (2024).

2.1 VARIÁVEIS DE CRESCIMENTO

Todos os vasos tiveram seu crescimento em altura (H) e em diâmetro a altura do colo (DAC) medidos mensalmente com a última medição após os 6 meses de experimento. No final do experimento as plantas foram retiradas dos vasos e separadas em partes aéreas (acículas com caule) e raiz, as quais foram limpas com peneira e água corrente, secas em estufa com circulação forçada a 65° até atingirem peso constante, as amostras foram pesadas para obtenção das variáveis de massa seca da parte aérea (MSPA) que é a soma das acículas e caule, e da massa seca radicular (MSR). Ao final, foi calculado da Massa Seca Total (MST) representando toda a biomassa das plantas. Foi ainda calculado a Razão S:R gerada pela massa seca da parte aérea (MSPA) sobre a Massa Seca Radicular (MSR).

2.2 VARIÁVEIS FISIOLÓGICAS

No último mês do experimento (junho de 2024) 3 mudas representativas de cada tratamento foram selecionadas aleatoriamente para medição de parâmetros fisiológicos com o uso do equipamento IRGA XLCpro-SD (Figura 35), com o qual foi obtido as variáveis taxa de assimilação fotossintética (A , $\mu\text{molH}_2\text{O}.\text{m}^{-2}.\text{s}^{-1}$), taxa de transpiração (E , $\text{mmol}.\text{m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) e concentração intercelular de CO_2 (c_i , ppm), foi utilizado uma intensidade luminosa de 1500 ($\mu\text{mol f\acute{o}tons m}^{-2}.\text{s}^{-1}$). A fim de ajustar os resultados obtidos com o aparelho que possui uma área de 6 cm^2 , as medições utilizaram 3 acículas por vez, as quais tiveram seu diâmetro medido com paquímetro digital, e assim foi realizada a conversão dos resultados para a área específica das 3 acículas utilizadas nas medições.

Devido as limitações do equipamento, não foi possível a obtenção dos dados de condutância estomática, portanto não foi possível o cálculo da eficiência de uso da água intrínseca, mas foi possível o cálculo da Eficiência de Uso da Água instantânea (WUE_i) através da divisão da taxa de assimilação fotossintética (A) pela taxa de transpiração (E).

Figura 34 - Uso do IRGA para obtenção das variáveis fisiológicas.



FONTE: A autora (2024)

2.3 ANÁLISE QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DO SOLO

Ao final do experimento foram coletadas amostras de solo para análises químicas e microbiológicas as quais foram armazenadas em sacos plásticos. Então os solos coletados foram alocados em bandejas metálicas para secarem à temperatura ambiente, após secos, os solos foram destorroados com o uso de almofariz e pistilo e peneirados em malha de 2mm.

2.3.1 Análise química dos solos

Após essa primeira preparação do solo, foi realizada a análise química sendo determinados as concentrações de pH em CaCl_2 , pH SMP, H+Al (estimado a partir do pH SMP), Ca, Mg e Al trocáveis extraídos por $\text{KCl } 1 \text{ mol L}^{-1}$, P, K e Na com extrator Mehlich I, sendo utilizado pipetador semiautomático (Figura 36 – A). As determinações de K e Na fizeram uso de fotômetro de chama (Figura 36 – B), o Ca e Mg foram determinados em espectrofotômetro de absorção atômica (Figura 36 – C), Al por titulação, P por colorimetria em espectrofotômetro e N e C foram determinados por combustão total no Analisador Elementar Vario El III (Marques e Motta, 2003).

Figura 35 - Extração e leitura de macronutrientes no solo: A) pipetador automático para extração em Mehlich I; B) fotômetro de chama na determinação de K e Na; C) espectrofotômetro de absorção atômica para determinação de Ca e Mg.



FONTE: A autora (2024).

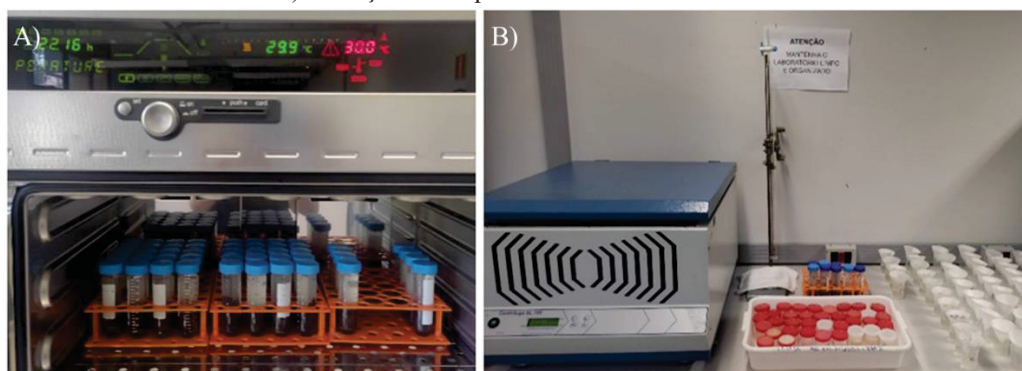
Para as análises microbiológicas, as amostras de 20 g cada, foram umedecidas novamente até atingirem a máxima capacidade de campo, (aplicação de água deionizada nos solos com filtro qualitativo e espera até a água aplicada parar de escoar).

2.3.2 Ensaio de mineralização do nitrogênio do solo

O ensaio de mineração do nitrogênio do solo sob condições anaeróbicas foi realizado através do método adaptado de (Waring e Bremner, 1964). As amostras umedecidas foram alocadas em tubos de ensaio com 30mL de solução extratora de KCl 2mol L⁻¹, foram então levadas em mesa agitadora por 45 minutos e na centrífuga (Figura 37 - B) por 10 minutos em 2000 rpm, em seguida as amostras foram filtradas com filtro quantitativo “faixa preta” com retenção nominal de 20 a 25 micra.

Após a obtenção da primeira extração, as amostras de solo retornaram para os tubos de ensaio com 30 mL de solução nutritiva com Na₃PO₄ (0,005 mol L⁻¹), MgSO₄ (0,002 mol L⁻¹) e CaCl₂ (0,005 mol L⁻¹) e levados a incubadora à 30°C por 15 dias (Figura 37 - A), período ao qual ocorria a segunda extração novamente com KCl para extrair o nitrogênio inorgânico (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻).

Figura 36 - Extração em KCl para análise de mineralização de N. A) incubação das amostras para mineralização de N. B) Extração da alíquota sobrenadante das amostras.



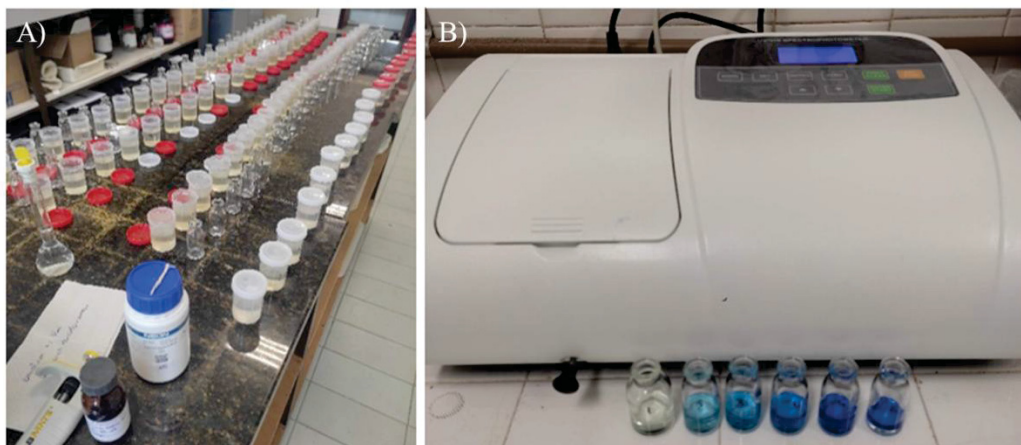
FONTE: A autora (2024).

O nitrato solúvel nas amostras foi determinado por espectrofotometria de absorção ultravioleta com redução química (Norman e Stucki, 1981) (Heinzmann, Pavan e Miyazawa,

1984). Sendo assim, foi diluído 1 mL do extrato em 0,2 mL de H_2SO_4 em um frasco de vidro e completado com água deionizada até o volume atingir 5 mL, em duplicatas dessas amostras foi adicionado 0,1 g de zinco metálico para a redução do nitrato para a leitura dos interferentes, após 24 horas de reação do zinco com as amostras, a leitura de ambas as duplicatas de cada amostra foram realizadas a 210 nm em UV/VIS espectrofotômetro. A diferença entre a leitura das amostras com e sem zinco, expressam o teor de nitrato na solução extratora.

Para a determinação do amônio solúvel, foi diluído o extrato em água deionizada até ambos juntos completarem 5 mL (essa diluição do extrato variou conforme a concentração dele, entre 0,1 mL de extrato + 4,9 mL de água a 1,0 mL de extrato + 4,0 mL de água), com 0,2mL de solução alcoólica de fenol, 0,2mL de solução de nitroprussiato sódico e 0,5 mL de solução oxidante conforme metodologia do “fenato” (American Public Health Association (APHA), 1995). A diluição do extrato em água foi posteriormente corrigida com seu respectivo fator (Figura 38 - A). As amostras então foram submetidas à leitura no UV/VIS espectrofotômetro (Figura 38 - B) em comprimento de onda de 640 nm.

Figura 37 - A) Preparo das amostras para B) leituras de amônio e nitrato em espectrofotômetro.



FONTE: A autora (2024).

2.3.3 Determinação da respiração basal do solo (RBS)

A RBS foi realizada conforme a metodologia inicialmente descrita por (Jenkinson e Powlson, 1976) e rerepresentada por (Silva, Azevedo e De-Polli, 2007). Em potes de vidro, foi adicionado 20g de cada amostra de solo umedecido, dentro do recipiente de vidro foi ainda

adicionado um recipiente menor com 10mL de NaOH 1 mol L⁻¹, os recipientes foram então hermeticamente fechados para não haver entrada de CO₂ externo ou fuga do CO₂ internamente produzido pela amostra de solo, foram ainda adicionados amostras controles chamadas de “branco” em frascos de vidro contendo apenas a solução de NaOH e água deionizada para uso no cálculo final, as amostras foram incubadas à temperatura de 25°C por 10 dias (Figura 39 - A).

Figura 38 - A) Incubação e B) leitura via titulação da análise da Respiração Basal do Solo (RBS).



FONTE: A autora (2024).

Após a incubação, os recipientes com NaOH foram retirados dos vidros e adicionado 2mL de BaCl₂ para a devida precipitação do CO₂, e 2 gotas de solução de fenolftaleína 1% como indicador, em seguida, foi realizada a leitura por titulação com solução de HCl 0,5 mol L⁻¹ (Figura 39 - B). Foram realizadas a padronização das soluções para determinar as concentrações mais próximas do valor real. O cálculo da RBS é representado pela equação abaixo.

$$RBS = \frac{(Vb - Va) \cdot M \cdot 6 \cdot 1000 / Ps}{T}$$

Na qual, RBS é a respiração basal do solo medida em mg de CO₂ kg⁻¹ solo hora⁻¹, Vb é o volume de ácido clorídrico gasto na titulação da solução controle (branco) em mL e Va o volume

gasto na titulação da amostra, M é a molaridade exata do HCl, P_s é a massa de solo seco (20g) e T é o tempo de incubação da amostra em horas.

2.4 ANÁLISE QUÍMICA VEGETAL (*P. taeda*)

Estas variáveis foram obtidas apenas para o Experimento A com *Pinus taeda* (tratamentos 1 a 6) devido sua menor taxa de mortalidade. Após seco o material vegetal (acículas, caule e raiz), as amostras foram trituradas pesadas em balança analítica e alocadas em cadinhos de porcelana (Figura 40 - A), nos quais foram levados à combustão a 500°C na mufla por 3 horas, foi então adicionado 3 gotas de ácido clorídrico (HCl 3 mol L⁻¹) em cada cadinho (amostra), os quais retornaram à mufla por mais 3 horas a 500°C, após a combustão, o material foi esfriado à temperatura ambiente, foi adicionado 5 mL de HCl (3 mol L⁻¹) e as amostras foram filtradas com filtro de papel quantitativo faixa preta e diluídas em água deionizada em balões de 50 mL para a aferição do volume final (Figura 40 - B).

Figura 39 - Extração de macronutrientes dos compostos vegetais do EA (*P. taeda*).



FONTE: A autora (2024).

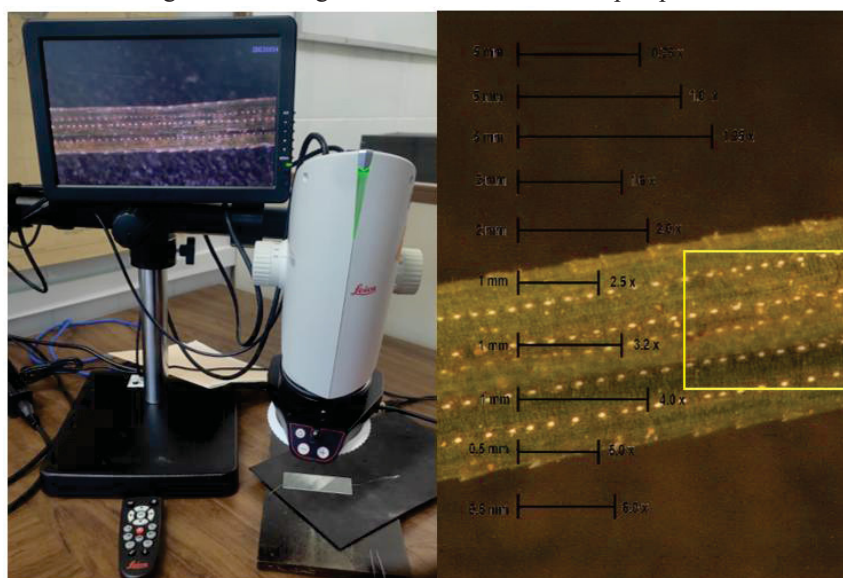
Após a extração dos macronutrientes, ocorreu a leitura de Ca e Mg em espectrofotômetro de absorção atômica, P por colorimetria em espectrofotômetro, N e C foram determinados por combustão total no Analisador Elementar Vario El III. Então, foi ainda calculado a Eficiência de uso do nutriente assimilatório (ANUE) para o fósforo, através do

quociente da biomassa foliar (g) dividida pela concentração foliar do fósforo (mg g^{-1}) (Sheriff *et al.*, 1995).

2.5 ANÁLISE ANATÔMICA DOS ESTÔMATOS

Ao final do experimento, após as medições das variáveis fisiológicas e antes da análise destrutiva das mudas, houve coleta de aproximadamente 3 acículas por planta para análises anatômicas dos estômatos. Foram utilizadas 3 acículas por planta para a medição anatômica dos estômatos, como cada tratamento contou com 5 plantas (repetições), portanto cada tratamento obteve 15 medições das variáveis dos estômatos. As variáveis número de linhas (NL), lembrando que nos *Pinus* os estômatos são arranjados em linhas longitudinais (Jankowski, Wyka e Oleksyn, 2021), área média de um estômato (AE) e densidade estomática (DE), foram medidas com o apoio do software ImageJ®, utilizando imagens obtidas com a lupa óptica digital Leica DMS 300 (Figura 41).

Figura 40 - Fotografia dos estômatos com lupa óptica.



FONTE: A autora (2024).

2.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para avaliar a influência dos tratamentos sobre as variáveis, foi realizada uma análise por Modelo Linear Generalizado (GLM) (Fox, 2016). Para variáveis contínuas e não negativas, foram testadas distribuições Gaussiana, Gama e Inversa Gaussiana com funções de ligação identidade e log. A seleção do modelo foi baseada no Critério de Informação de Akaike (AIC) (Akaike, 1992) e na análise gráfica utilizando Plots Half-Normal com Envelopes de Simulação, implementados pelo pacote ‘hnp’ (Moral, Hinde e Demetrio, 2018). Foi realizada uma análise de deviance (ANADEV) para verificar diferenças entre os fatores e suas interações. O teste de Tukey foi aplicado em seguida, utilizando os pacotes ‘agricolae’ (Mendiburu, 2023) e ‘multcomp’ (Hothorn *et al.*, 2024). Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R (R CORE TEAM, 2024).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 QUÍMICA DO SOLO

3.1.1 *Pinus caribae*

Para as variáveis pH-SMP, H+Al e potássio, os fatores não alteraram as médias significativamente. O pH demonstrou diferença estatística apenas para o fator fertilizante, sendo que o tratamento com fertilizante apresentou maior valor. Não houve interação entre os fatores para essa variável.

Em relação ao fósforo, houve diferença significativa em relação ao fertilizante, sendo que o tratamento sem fertilizante apresentou maior valor de fósforo. Não houve interação entre os fatores. Quanto ao sódio, os fatores isolados não influenciaram de maneira significativa, contudo, foi identificada a interação entre os fatores. O elemento cálcio apresentou diferença significativa tanto para o fator capacidade de campo quanto para a interação entre os fatores. Em relação ao Mg, foi identificada a interação entre os fatores, porém, os mesmos, de maneira isolada, não apresentaram diferença significativa, e o potássio não mostrou influência significativa de nenhum dos fatores (Tabela 11).

Tabela 11 - Análise química do solo final de *Pinus caribae* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.

pH	CF**	SF**	Média
CC 20%^{ns}	5,5	4,8	5,2
CC 60%^{ns}	5,4	4,5	4,9
CC 80%^{ns}	5,3	4,8	5,1
Média	5,4 a	4,7 b	5,0^{ns}
pH SMP	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%^{ns}	6,8	6,5	6,6
CC 60%^{ns}	6,7	6,4	6,6

CC 80%^{ns}	6,5	6,5	65
Média	6,7	6,5	6,6^{ns}
H + Al	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%^{ns}	2,9	3,5	3,2
CC 60%^{ns}	3,0	3,7	3,4
CC 80%^{ns}	3,5	3,4	3,5
Média	3,1	3,5	3,3^{ns}
P	CF^{**}	SF^{**}	Média
CC 20%^{ns}	21,8	61,9	41,8
CC 60%^{ns}	29,9	77,6	53,7
CC 80%^{ns}	29,4	69,4	49,4
Média	27,0 b	69,6 a	48,3^{ns}
K	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%^{ns}	0,3	0,6	0,5
CC 60%^{ns}	0,3	0,7	0,5
CC 80%^{ns}	0,4	0,3	0,4
Média	0,4	0,6	0,5^{ns}
Na	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%^{ns}	0,0234	0,0234	0,0234
CC 60%^{ns}	0,0147	0,0242	0,0195
CC 80%^{ns}	0,0190	0,0182	0,0186
Média	0,0190	0,0219	0,0205*
Ca	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%**	7,1150	7,5200	7,3175 A
CC 60%**	4,1475	6,8200	5,4838 B
CC 80%**	7,4350	3,4250	5,4300 B
Média	6,2325	5,9217	6,0771**
Mg	CF^{ns}	SF^{ns}	Média

CC 20%^{ns}	5,243	4,490	4,867
CC 60%^{ns}	5,292	5,054	5,173
CC 80%^{ns}	2,520	4,650	3,585
Média	4,352	4,731	4,542

FONTE: A autora (2024).

Letras maiúsculas representam diferenças entre as capacidades de campo e letras minúsculas representam diferença entre o fertilizante. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

3.1.2 *Pinus maximinoi*

Para as variáveis pH, pH-SMP, H+Al, K, Na e Ca, os fatores não alteraram as médias significativamente (Tabela 12). Em relação ao potássio, foi observada diferença significativa entre as diferentes capacidades de campo, sendo que a maior disponibilidade hídrica obteve maior valor, diferenciando-se dos demais, os quais não se diferenciaram entre si. Não houve interação entre os fatores.

Tabela 12 - Análise química do solo final de *Pinus maximinoi* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.

pH	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%^{ns}	5,2	5,2	5,2
CC 60%^{ns}	5,5	5,1	5,3
CC 80%^{ns}	4,9	5,2	5,1
Média	5,2	5,2	5,2^{ns}
pH SMP	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%^{ns}	6,0	5,8	5,9
CC 60%^{ns}	6,0	5,8	5,9
CC 80%^{ns}	6,2	6,0	6,1
Média	6,1	5,9	6,0^{ns}
H + Al	CF^{ns}	SF^{ns}	Média

CC 20%^{ns}	5,1	5,9	5,5
CC 60%^{ns}	5,1	5,7	5,4
CC 80%^{ns}	4,9	5,2	5,0
Média	5,0	5,6	5,3^{ns}
P	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%*	16,3	7,0	11,6 B
CC 60%*	6,3	17,6	11,9 B
CC 80%*	54,9	36,9	45,9 A
Média	25,8	20,5	23,2
K	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%^{ns}	0,31	0,14	0,23
CC 60%^{ns}	0,13	0,30	0,22
CC 80%^{ns}	0,54	0,73	0,63
Média	0,33	0,39	0,36^{ns}
Na	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%^{ns}	0,017	0,019	0,018
CC 60%^{ns}	0,018	0,018	0,018
CC 80%^{ns}	0,018	0,022	0,020
Média	0,018	0,020	0,019^{ns}
Ca	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%^{ns}	8,045	7,225	7,635
CC 60%^{ns}	8,040	9,990	9,015
CC 80%^{ns}	8,045	10,206	9,126
Média	8,043	9,140	8,592
Mg	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%^{ns}	2,1920	2,4000	2,2960
CC 60%^{ns}	1,6640	2,2640	1,9640
CC 80%^{ns}	3,7368	1,2320	2,4844

Média	2,5309	1,9653	2,2481**
-------	--------	--------	-----------------

FONTE: A autora (2024).

Letras maiúsculas representam diferenças entre as capacidades de campo e letras minúsculas representam diferença entre o fertilizante. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

3.1.3 Pinus taeda

Para as variáveis químicas de solo apenas foi observado diferença estatística para a quantidade de cálcio no solo em relação ao fator fertilidade (Tabela 13), sendo que o tratamento com fertilizante apresentou maior valor. Para esse mesmo elemento também foi observado a interação entre os fatores.

Tabela 13 - Análise química do solo final de Pinus taeda sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.

pH	CF ^{ns}	SF ^{ns}	Média
CC 20% ^{ns}	5,1	5,1	5,1
CC 60% ^{ns}	4,6	4,2	4,4
CC 80% ^{ns}	4,7	4,6	4,7
Média	4,8	4,7	4,7^{ns}
pH SMP	CF ^{ns}	SF ^{ns}	Média
CC 20% ^{ns}	6,5	6,7	6,6
CC 60% ^{ns}	6,4	6,3	6,3
CC 80% ^{ns}	6,4	6,4	6,4
Média	6,4	4,5	6,5^{ns}
H + Al	CF ^{ns}	SF ^{ns}	Média
CC 20% ^{ns}	3,3	3,1	3,2
CC 60% ^{ns}	3,8	4,0	3,9
CC 80% ^{ns}	3,6	3,8	3,7
Média	3,6	3,6	3,6^{ns}

P	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%^{ns}	29,1	70,2	49,7
CC 60%^{ns}	27,9	69,7	48,8
CC 80%^{ns}	40,4	23,9	32,1
Média	32,5	54,6	43,5^{ns}
K	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%^{ns}	0,41	0,46	0,43
CC 60%^{ns}	0,21	0,37	0,29
CC 80%^{ns}	0,36	0,22	0,29
Média	0,32	0,35	0,34^{ns}
Na	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%^{ns}	0,023	0,018	0,020
CC 60%^{ns}	0,018	0,017	0,018
CC 80%^{ns}	0,018	0,018	0,018
Média	0,020	0,018	0,019^{ns}
Ca	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%^{ns}	7,3	4,6	5,9
CC 60%^{ns}	6,2	6,4	6,3
CC 80%^{ns}	7,1	6,6	6,8
Média	6,9 a	5,8 b	6,4**
Mg	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%^{ns}	2,2	2,0	2,1
CC 60%^{ns}	1,7	1,8	1,7
CC 80%^{ns}	2,2	1,8	2,0
Média	2,0	1,9	1,9

FONTE: A autora (2024).

Letras maiúsculas representam diferenças entre as capacidades de campo e letras minúsculas representam diferença entre o fertilizante. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

A disponibilidade hídrica e fertilização podem influenciar as dinâmicas de nutrientes no solo, afetando tanto a absorção de nutrientes pela planta quanto a composição de nutrientes no solo. Geralmente a fertilização aumenta a concentração de nutrientes no solo, e por consequência nos tecidos das plantas também, mais do que isso, a fertilização pode alterar a composição e disponibilidade dos nutrientes nas formas orgânicas e inorgânicas afetando ainda atividades enzimáticas que podem mobilizar esses nutrientes (Consalter *et al.*, 2020).

Mesmo aplicando mesma quantia de fertilizante, as plantas com maior disponibilidade hídrica podem apresentar maior eficiência na absorção de nutrientes (Mothy, Albaugh e Thomas, 2008). Portanto a interação do fertilizante com a água pode alterar a disponibilidade e capacidade de absorção dos nutrientes pelas plantas. No presente trabalho, foi possível observar que no solo do *P. caribaea*, o fósforo foi maior no tratamento de maior disponibilidade hídrica. A disponibilidade de solo é diretamente afetada pela quantidade de água no solo (Mayakaduwege *et al.*, 2021). Resultado similar foi encontrado em literatura, obtendo maiores valores de P em solos com maior disponibilidade hídrica (Yang *et al.*, 2009; Sun *et al.*, 2018). E o cálcio foi maior nos tratamentos com menor disponibilidade hídrica, o que pode estar relacionado com a correção do solo com a aplicação de calcário, o qual pode não ter se dissolvido por completo nos tratamentos de menor disponibilidade hídrica.

No solo de *P. maximinoii* e *P. taeda*, apenas o potássio e cálcio, respectivamente, demonstraram influência dos fatores, sendo maior nos vasos com maior disponibilidade hídrica (80% da CC) para o *P. maximinoii* em relação ao potássio, e o fator fertilidade para o *P. taeda* em relação ao cálcio. Outros estudos com aplicação de fertilizantes em *Pinus*, apontaram maior diferença significativa nos elementos Ca e Mg do solo (Marques *et al.*, 2024).

3.2 RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO – RBS

3.2.1 *Pinus caribaea*

A Respiração Basal do Solo (RBS) demonstrou diferença significativa entre os fatores fertilidade e capacidade de campo, assim como a interação entre esses fatores. Em relação à fertilidade, os tratamentos sem aplicação de fertilizantes apresentaram valores maiores do que os tratamentos com fertilizante (Tabela 14). Quanto à capacidade de campo, o tratamento com

60% de CC demonstrou o maior valor médio, diferenciando-se dos demais, que não apresentaram diferenças significativas entre si.

Tabela 14 - Respiração Basal do Solo (RBS) final de *Pinus caribaea* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.

RBS (mgCO ₂ Kg ⁻¹ h ⁻¹)	CF**	SF**	Média
CC 20%**	0,35	0,57	0,46 B
CC 60%**	0,47	2,19	1,330A
CC 80%**	0,28	0,93	0,61 B
Média	0,37 b	1,23 a	0,80*

FONTE: A autora (2024).

Letras maiúsculas representam diferenças entre as capacidades de campo e letras minúsculas representam diferença entre o fertilizante. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

3.2.2 *Pinus maximinoi*

Em relação à RBS para o *Pinus maximinoi*, houve diferença significativa apenas para o fator capacidade de campo, sendo que o maior valor foi obtido no tratamento com menor capacidade de campo, que se diferenciou do tratamento com maior capacidade de campo (Tabela 15). O tratamento com capacidade de campo intermediária não apresentou diferença significativa em relação aos demais. Não houve interação entre os fatores.

Tabela 15 - Respiração Basal do Solo (RBS) final de *Pinus maximinoi* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.

RBS (mgCO ₂ Kg ⁻¹ h ⁻¹)	CF ^{ns}	SF ^{ns}	Média
CC 20%**	0,87	0,98	0,92 A
CC 60%**	0,28	0,73	0,50 AB
CC 80%**	0,13	0,56	0,35 B
Média	0,43	0,75	0,59^{ns}

FONTE: A autora (2024).

Letras maiúsculas representam diferenças entre as capacidades de campo e letras minúsculas representam diferença entre o fertilizante. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

3.2.3 *Pinus taeda*

Em relação à RBS, foi observada diferença significativa apenas para o fator fertilidade, sendo que o tratamento sem a adição de fertilizante demonstrou maior valor, se diferenciando estatisticamente dos tratamentos com aplicação de fertilizante (Tabela 16). Não houve interação entre os fatores.

Tabela 16 - Respiração Basal do Solo (RBS) final de *Pinus taeda* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.

RBS (mgCO ₂ Kg ⁻¹ h ⁻¹)	CF**	SF**	Média
CC 20% ^{ns}	0,84	1,21	1,03
CC 60% ^{ns}	0,97	1,23	1,10
CC 80% ^{ns}	0,31	1,18	0,74
Média	0,70 b	1,21 a	1,00^{ns}

FONTE: A autora (2024).

Letras maiúsculas representam diferenças entre as capacidades de campo e letras minúsculas representam diferença entre o fertilizante. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

Portanto a RBS apresentou também comportamento variado em cada espécie, sendo que a maior influência (dos dois fatores – disponibilidade hídrica e fertilização) ocorreu no solo do *P. caribaea*, sendo maior sem fertilizante e na disponibilidade hídrica média (60% da CC), o *P. maximinoii* que também apresentou influência da disponibilidade hídrica, resultou em maior RBS em 20% da CC, sendo que a RBS reduzia com o aumento da disponibilidade hídrica. Já a RBS do *P. taeda* que apresentou influência apenas do fertilizante, foi 42% maior nos tratamentos sem fertilizantes, portanto comportamento igual ao do *P. caribaea* (70% maior nos sem fertilizante).

Apesar de (Maier e Kress, 2000) resultados semelhantes ao do presente estudo, com maior fluxo de CO₂ da superfície do solo de *Pinus taeda* para os tratamentos sem fertilizante, eles apontam a inconsistência de resultados obtidos em literatura.

3.3 MINERALIZAÇÃO DO SOLO

3.3.1 *Pinus caribae*

Em relação ao nitrato total (NO₃ total), é possível observar diferença estatística quanto ao fator fertilizante, sendo que nos tratamentos com adição de fertilizante o valor foi superior (Tabela 17). Não foi observado interação entre os fatores.

Tabela 17 - Nitrato Total (NO₃ total), Amônio Total (NH₄ total) e Nitrogênio disponível Total (NDT) final de *Pinus caribae* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.

NO ₃ total (mg Kg ⁻¹)	CF**	SF**	Média
CC 20% ^{ns}	0,23	0,09	0,16
CC 60% ^{ns}	0,23	0,08	0,16
CC 80% ^{ns}	0,24	0,06	0,15
Média	0,23 a	0,08 b	0,15^{ns}
NH ₄ total (mg Kg ⁻¹)	CF**	SF**	Média
CC 20%**	159,24	21,14	90,19 A
CC 60%**	110,37	14,01	62,19 A
CC 80%**	31,406	20,61	26,00 B
Média	100,34 a	18,59 b	59,46**
NDT total (mg Kg ⁻¹)	CF**	SF**	Média
CC 20%**	159,46	21,23	90,35 A
CC 60%**	110,61	14,09	62,35 A
CC 80%*	31,64	20,66	26,16 B

Média	100,57 a	18,66 b	59,62**
-------	----------	---------	----------------

FONTE: A autora (2024).

Letras maiúsculas representam diferenças entre as capacidades de campo e letras minúsculas representam diferença entre o fertilizante. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

Quanto ao amônio total (NH₄ total), ambos os fatores foram significativos, bem como a interação entre os fatores. Em relação ao fator fertilizante, do mesmo modo que o nitrato, o tratamento adubado apresentou um valor significativamente maior. Quanto ao fator capacidade de campo, a menor disponibilidade hídrica obteve maior valor, sendo que os valores diminuíram conforme a disponibilidade hídrica aumentava. Em relação ao nitrogênio disponível total (NDT), o resultado estatístico foi similar ao do amônio.

3.3.2 *Pinus maximinoi*

Em relação ao nitrato total (NO₃ total), é possível observar diferença estatística quanto ao fator fertilizante, sendo que nos tratamentos com adição de fertilizante o valor foi superior (Tabela 18). Não foi observado interação entre os fatores.

Tabela 18 - Nitrato Total (NO₃ total), Amônio Total (NH₄ total) e Nitrogênio disponível Total (NDT) final de *Pinus maximinoi* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.

NO ₃ total (mg Kg ⁻¹)	CF**	SF**	Média
CC 20% ^{ns}	0,23	0,14	0,19
CC 60% ^{ns}	0,23	0,05	0,14
CC 80% ^{ns}	0,22	0,12	0,17
Média	0,23 a	0,11 b	0,17^{ns}
NH ₄ total (mg Kg ⁻¹)	CF**	SF**	Média
CC 20% ^{ns}	138,50	84,9600	111,73
CC 60% ^{ns}	229,51	33,1875	131,35

CC 80%^{ns}	112,84	69,5610	112,8375
Média	160,28 a	62,57 b	111,43^{ns}
NDT total (mg Kg⁻¹)	CF**	SF**	Média
CC 20%**	110,35	31,40	70,88
CC 60%**	90,03	19,27	54,65
CC 80%**	71,57	25,67	48,62
Média	90,65 a	25,45 b	58,05

FONTE: A autora (2024).

Letras maiúsculas representam diferenças entre as capacidades de campo e letras minúsculas representam diferença entre o fertilizante. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

Quanto ao amônio total (NH₄ total), apenas o fator fertilizante foi significativo, não houve interação entre os fatores. Em relação ao fator fertilizante, do mesmo modo que o nitrato, o tratamento adubado apresentou um valor significativamente maior. Em relação ao nitrogênio disponível total (NDT), o resultado estatístico foi similar ao do amônio.

3.3.3 *Pinus taeda*

Em relação ao nitrato total (NO₃ total), é possível observar diferença estatística quanto ao fator fertilizante, sendo que nos tratamentos com adição de fertilizante o valor foi superior (Tabela 19). Não foi observado interação entre os fatores.

Tabela 19 - Nitrato Total (NO₃ total), Amônio Total (NH₄ total) e Nitrogênio disponível Total (NDT) final de *Pinus taeda* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.

NO₃ total (mg Kg⁻¹)	CF**	SF**	Média
CC 20%^{ns}	0,26	0,18	0,22
CC 60%^{ns}	0,26	0,14	0,20
CC 80%^{ns}	0,28	0,12	0,20

Média	0,27 a	0,15 b	0,21^{ns}
NH₄ total (mg Kg⁻¹)	CF*	SF*	Média
CC 20%*	139,33	42,36	90,84 A
CC 60%*	86,30	19,98	53,14 A
CC 80%*	22,52	26,75	24,63 B
Média	82,72 a	29,69 b	56,20*
NDT total (mg Kg⁻¹)	CF*	SF*	Média
CC 20%*	139,59	42,54	91,06 A
CC 60%*	86,56	20,12	53,34 A
CC 80%*	22,80	26,87	24,83 B
Média	82,98 a	29,84 b	56,41*

FONTE: A autora (2024).

Letras maiúsculas representam diferenças entre as capacidades de campo e letras minúsculas representam diferença entre o fertilizante. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

Quanto ao amônio total (NH₄ total), ambos os fatores foram significativos, bem como a interação entre os fatores. Em relação ao fator fertilizante, do mesmo modo que o nitrato, o tratamento adubado apresentou um valor significativamente maior. Quanto ao fator capacidade de campo, a menor disponibilidade hídrica obteve maior valor, sendo que os valores diminuíram conforme a disponibilidade hídrica aumentava. Em relação ao nitrogênio disponível total (NDT), o resultado estatístico foi similar ao do amônio.

De forma geral, a mineralização do nitrogênio nos solos das três espécies estudadas apresentou um incremento influenciado pela aplicação do fertilizante, além disso para as espécies *P. caribaea* e *P. taeda*, o NH₄ foi ainda influenciado pela disponibilidade hídrica, sendo que quanto maior a disponibilidade hídrica, menor a concentração de NH₄, apresentando, portanto, um comportamento inversamente proporcional. O NH₄ dessas espécies apresentou ainda interação significativa dos fatores água e fertilizante, portanto um fator influencia o outro, sendo que as menores concentrações foram na CC de 60% sem fertilizante e as maiores em 20% da CC com fertilizante. Isso indica que o fertilizante isolado ajuda a aumentar a

concentração de NH_4 , mas quando a disponibilidade hídrica é baixa (20% da CC) o N mineralizado disponível no solo tende a aumentar.

O aumento de água disponível no solo pode aumentar a mineralização de N (Fu-sheng *et al.*, 2005; Koç, Nzokou e Cregg, 2022) que na forma inorgânica pode ser mais absorvido pelas plantas, infelizmente não foi possível realizar a leitura de N na biomassa devido à falhas do equipamento, mas essa pode ser uma explicação para o resultado dos tratamentos com menor disponibilidade hídrica apresentarem maior concentração de N mineralizado disponível no solo, já que ao se desenvolverem, as plantas podem ter consumido esse N inorgânico que estava no solo dos tratamentos de maior disponibilidade hídrica.

3.4 CRESCIMENTO

3.4.1 *Pinus caribae*

Para a variável altura (H), foi observada diferença estatística tanto para o fator capacidade de campo quanto para o fator fertilidade. No entanto, não foi detectada interação entre os fatores. Em relação ao fator fertilizante, os tratamentos sem a adição deste apresentaram maior valor médio. Já quanto à capacidade de campo, o tratamento com menor porcentagem da CC se destacou, diferindo dos demais por apresentar a menor altura (Tabela 20).

Tabela 20 - Altura final e Diâmetro a altura do colo (DAC) final de *Pinus caribae* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.

H (cm)	CF**	SF**	Média
CC 20%*	27,3	34,2	30,8 B
CC 60%*	30,1	40,1	35,1 A
CC 80%*	32,7	38,0	35,4 A
Média	30,0 b	37,4 a	33,7 ^{ns}

DAC (mm)	CF	SF	Média
CC 20%*	4,7	5,2	4,9 B
CC 60%*	5,7	6,3	6,0 B
CC 80%*	9,1	6,9	8,0 A
Média	6,5	6,2	6,3^{ns}

FONTE: A autora (2024).

Letras maiúsculas representam diferenças entre as capacidades de campo e letras minúsculas representam diferença entre o fertilizante. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

Em relação ao diâmetro à altura do colo (DAC), apenas o fator capacidade de campo apresentou diferença significativa. O tratamento com maior capacidade de campo exibiu o maior valor médio de DAC.

Quanto à massa seca da raiz, ambos os fatores apresentaram diferença significativa, mas não foi observada interação entre eles (Tabela 21). Em relação à fertilização, os tratamentos sem fertilizantes obtiveram os maiores valores médios. Já quanto às capacidades de campo, o maior valor foi registrado no tratamento com a maior capacidade de campo, o qual se diferenciou apenas do tratamento com maior disponibilidade hídrica, já o tratamento a 60% da CC não se diferenciou dos demais. Portanto a MSR apresentou um crescimento conforme o aumento da disponibilidade hídrica.

Tabela 21 - Massa Seca de Raiz (MSR), Massa Seca da Parte Aérea (MSPA), Massa Seca Total (MST) final e Razão S:R de *Pinus caribae* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.

MSR (g)	CF**	SF**	Média
CC 20%*	1,0	1,4	1,2 B
CC 60%*	1,0	1,9	1,5 AB
CC 80%*	1,4	2,1	1,8 A
Média	1,1 b	1,8 a	1,5^{ns}
MSPA (g)	CF**	SF**	Média
CC 20%**	2,6	4,6	3,6 B
CC 60%**	3,3	8,3	5,8 AB

CC 80%**	4,5	9,0	6,7 A
Média	3,5 b	7,3 a	5,4*
MST (g)	CF**	SF**	Média
CC 20%**	3,6	6,0	4,8 B
CC 60%**	4,3	10,2	7,3 AB
CC 80%**	5,8	11,1	8,5 A
Média	4,6 b	9,1a	6,8*
Razão S:R (g g⁻¹)	CF**	SF**	Média
CC 20%^{ns}	2,6	3,6	3,1
CC 60%^{ns}	3,3	4,3	3,8
CC 80%^{ns}	3,3	4,2	3,7
Média	3,1 b	4,0 a	3,5

FONTE: A autora (2024).

Letras maiúsculas representam diferenças entre as capacidades de campo e letras minúsculas representam diferença entre o fertilizante. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

A massa seca da parte aérea (MSPA) e a massa seca total (MST) apresentaram diferença estatística para ambos os fatores, além de interação entre eles. Assim como observado para a MSR, os maiores valores foram registrados nos tratamentos sem fertilizante e com maior capacidade de campo.

Como a MSPA e a MST apresentaram interação significativa entre os fatores fertilizante e disponibilidade hídrica, isso indica que a presença de um dos fatores pode alterar a resposta ao outro fator. Além disso a relação S:R sofreu influência significativa apenas para o fator fertilizante, sendo maior nos tratamento sem aplicação de fertilizante, o que representa uma maior diferença entre a biomassa aérea da radicular, ou seja, apesar dos tratamentos sem aplicação de fertilizante apresentarem maior incremento em biomassa (radicular, aérea e total), a diferença entre a biomassa aérea e radicular foi maior do que para as plantas com aplicação de fertilizante, indicando que apesar das plantas sem aplicação de fertilizante terem crescido mais (especialmente na parte aérea) o crescimento foi desproporcional, de forma que a planta ficou com uma parte aérea bem maior do que a radicular.

Portanto para as plantas de *Pinus caribaea*, todas as variáveis de crescimento (H, DAC, MSR e MSPA) apresentaram maior incremento significativo na maior disponibilidade hídrica (80% da CC) e para as variáveis que apresentaram influência também do fator fertilizante (H, MSR, MSPA) apresentaram maior resultado sem a aplicação de fertilizante (SF).

3.4.2 *Pinus maximinoi*

Quanto à altura, apenas o fator fertilidade apresentou diferença estatística. Os tratamentos sem aplicação de fertilizante exibiram os maiores valores médios para essa variável (Tabela 22).

Tabela 22 - Altura (H) e Diâmetro a Altura do Colo (DAC) final de *Pinus maximinoi* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.

H (cm)	CF**	SF**	Média
CC 20% ^{ns}	28,4	30,5	29,5
CC 60% ^{ns}	29,2	36,9	33,1
CC 80% ^{ns}	24,0	36,9	30,5
Média	27,2 b	34,8 a	31,0 ^{ns}
DAC (mm)	CF**	SF**	Média
CC 20% ^{**}	4,4	4,8	4,6 B
CC 60% ^{**}	4,5	6,6	5,5 A
CC 80% ^{**}	4,7	6,1	5,4 A
Média	4,5 b	5,8 a	5,2*

FONTE: A autora (2024).

Letras maiúsculas representam diferenças entre as capacidades de campo e letras minúsculas representam diferença entre o fertilizante. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

Em relação ao diâmetro à altura do colo (DAC), ambos os fatores influenciaram de forma significativa. Quanto à fertilização, os tratamentos sem adição de fertilizante apresentaram valores maiores. Já em relação às diferentes capacidades de campo, apenas a menor capacidade de campo se destacou, apresentando um valor inferior aos demais tratamentos.

Para a massa seca da raiz (MSR), de modo similar ao DAC, ambos os fatores influenciaram de forma significativa (Tabela 23). Em relação à fertilidade, os tratamentos sem adição de fertilizante apresentaram os maiores valores de MSR. Quanto disponibilidade hídrica (% da CC), o tratamento com maior média foi o de 60% da CC, diferenciando-se apenas do tratamento com menor proporção da CC (20%) e não se diferenciando do tratamento com maior proporção da CC (80%). Observou-se também uma interação entre os fatores, sendo que o maior valor de MSR foi registrado no tratamento sem fertilizante e com 60% da CC.

Tabela 23 - Massa Seca da Raiz (MSR), Massa Seca da Parte Aérea (MSPA), Massa Seca Total (MST) final e Razão S:R de *Pinus maximinoi* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.

MSR (g)	CF**	SF**	Média
CC 20%**	0,6	1,0	0,8 B
CC 60%**	0,7	2,1	1,4 A
CC 80%**	0,8	1,4	1,1 AB
Média	0,7 b	1,5 a	1,1**
MSPA (g)	CF**	SF**	Média
CC 20%**	4,2	6,4	5,3 B
CC 60%**	4,2	12,2	8,2 A
CC 80%**	3,8	6,3	5,1 B
Média	4,1 b	8,3 a	6,2^{ns}
MST (g)	CF**	SF**	Média
CC 20%**	4,7	7,3	6,0 B
CC 60%**	4,9	14,2	9,6 A
CC 80%**	4,6	7,7	6,2 B
Média	4,8 b	9,8 a	7,3^{ns}

Razão S:R (g g ⁻¹)	CF ^{ns}	SF ^{ns}	Média
CC 20% ^{ns}	6,9	6,6	6,8
CC 60% ^{ns}	5,8	6,2	6,0
CC 80% ^{ns}	5,2	4,6	5,0
Média	6,0	5,8	5,9 ^{ns}

FONTE: A autora (2024).

Letras maiúsculas representam diferenças entre as capacidades de campo e letras minúsculas representam diferença entre o fertilizante. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

Em relação à massa seca da parte aérea (MSPA) e à massa seca total (MST), houve diferença significativa tanto para o fator fertilizante quanto para o fator disponibilidade hídrica. Quanto ao fertilizante, os tratamentos sem sua aplicação apresentaram as maiores médias. Em relação à % da CC, de forma semelhante à MSR, a maior média foi observada no tratamento com 60% da CC. Não foi identificada interação entre os fatores.

Os dados de crescimento de *Pinus Maximinoi*, foram positivamente influenciados pela não aplicação do fertilizante (SF), e para as variáveis que apresentaram influência significativa quanto a disponibilidade hídrica, apresentam maior crescimento para 60% da CC.

3.4.3 *Pinus taeda*

Para as variáveis altura e diâmetro à altura do colo, não foram observadas diferenças estatísticas em relação aos fatores, nem interação entre eles (Tabela 24). Em relação à massa seca da raiz (MSR), houve diferença estatística entre as diferentes disponibilidades hídricas (% da CC), sendo que a menor proporção da CC se destacou, apresentando valores inferiores aos demais tratamentos. Não foi identificada interação entre os fatores.

Tabela 24 - Massa Seca da Raiz (MSR), Massa Seca da Parte Aérea (MSPA), Massa Seca do Caule (MSC), Massa Seca das Acículas (MSA), Massa Seca Total (MST) final e Razão S:R final de *Pinus taeda* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.

MSR (g)	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%**	1,9	0,8	1,4 B
CC 60%**	2,8	3,2	3,0 A
CC 80%**	3,8	4,2	4,0 A
Média	2,8	2,8	2,8^{ns}
MSPA (g)	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%**	4,6	2,8	3,7 B
CC 60%**	5,3	5,0	5,2 A
CC 80%**	5,4	5,9	5,6 A
Média	5,1	4,6	4,8^{ns}
MSC (g)	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%**	1,8	1,2	1,5 B
CC 60%**	2,3	2,4	2,3 A
CC 80%**	2,4	2,8	2,6 A
Média	2,2	2,1	2,1^{ns}
MSA (g)	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%*	2,8	1,6	2,2 B
CC 60%*	3,0	2,6	2,8 AB
CC 80%*	3,0	3,0	3,0 A
Média	2,9	2,4	2,7^{ns}
MST (g)	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%**	6,4	3,6	5,0 B
CC 60%**	8,1	8,2	8,2 A
CC 80%**	9,2	10,1	9,7 A
Média	7,9	7,3	7,6^{ns}
Razão S:R (g g⁻¹)	CF^{ns}	SF^{ns}	Média

CC 20%**	3,13	3,6	3,4 A
CC 60%**	3,0	1,6	2,3 A
CC 80%**	1,4	1,4	1,4 B
Média	2,5	2,2	2,3 **

FONTE: A autora (2024).

Letras maiúsculas representam diferenças entre as capacidades de campo e letras minúsculas representam diferença entre o fertilizante. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

Para a massa seca da parte aérea (MSPA) e na massa seca total (MST), assim como na MSR, foi observada diferença estatística apenas em relação ao fator disponibilidade hídrica. O tratamento com a menor proporção da CC apresentou valores inferiores aos demais. Não foi identificada interação entre os fatores.

Para o *Pinus taeda*, também foram analisadas as partições da parte aérea, divididas em massa seca do caule (MSC) e massa seca das acículas (MSA). Quanto à MSC, observou-se diferença significativa entre as diferentes disponibilidades hídricas, com o tratamento de 20% de CC apresentando valores inferiores aos demais. Não houve diferença significativa entre as 60% e 80% da CC. Não foi identificada interação entre os fatores.

Em relação à massa seca das acículas (MSA), foi observada diferença estatística entre as diferentes disponibilidades hídricas. O maior valor encontrado foi para o tratamento com maior proporção da CC, embora não tenha se diferenciado da 60% da CC, apenas da 20% da CC. Não houve interação entre os fatores.

Já a razão S:R apresentou diferença significativa apenas sob influência da disponibilidade hídrica, apresentando maiores valores nas menores disponibilidades hídricas (20 e 60% da CC), apenas o de 80% da CC se diferenciou dos demais com uma menor razão, ou seja, apresentando uma menor diferença da biomassa da parte aérea e radicular.

As variáveis H e DAC não apresentaram influência significativa de nenhum dos fatores (% da CC e F), já para as variáveis de crescimento em biomassa, apresentou influência significativa do fertilizante, mas o crescimento foi favorecido pela disponibilidade hídrica de 60 e 80% da CC, demonstrando um crescimento de acordo com o aumento da disponibilidade hídrica.

No geral, as variáveis de crescimento para as espécies tropicais se mostraram favorecidas pela não aplicação do fertilizante. Quanto a disponibilidade hídrica, o indicado para o *P. caribae* foi a maior disponibilidade hídrica (80% da CC) e para o *P. maximinoi* a disponibilidade hídrica média (60% da CC). Enquanto o crescimento do *P. taeda* não apresentou influência em relação a aplicação do fertilizante, mas demonstrou um crescimento favorecido conforme o aumento da disponibilidade hídrica.

A fertilização pode acarretar aumento de incremento em volume em alguns plantios de *Pinus* (Maggard et al., 2017). Há evidências de aumento da biomassa em 64% em plantas *Pinus* que receberam aplicação de fertilizante com um acréscimo ainda de 50% nos que tiveram irrigação (Ali et al., 2014), além de outros registros com crescimento também em H e DAC além da biomassa devido à fertilização de nitrogênio e maior disponibilidade hídrica (Jose, Merritt e Ramsey, 2003). Entretanto, os autores desse estudo relatam que a influência passou a ser perceptível após o primeiro verão com efeitos pronunciados apenas na segunda estação de crescimento (primavera), que pode ser a causa da inconsistência dos resultados do presente estudo que teve duração de 6 meses, o que indica que essas alterações devem ser mais bem estudadas em períodos de 1 a 2 anos.

Contudo, há também outras pesquisas que notaram que o menor crescimento em H e DAC em *Pinus* ocorreu em baixa disponibilidade hídrica como nos outros trabalhos, e com aplicação de fertilizante (Koç, Nzokou e Cregg, 2022), resultado similar com o encontrado para as espécies tropicais aqui avaliadas. Analisando outras variáveis de crescimento morfológico, há também trabalhos que não identificaram influência da fertilização e disponibilidade hídrica no índice de área foliar em plantas de *Pinus* (Ward et al., 2015).

Todavia, a maioria dos trabalhos apontam resultados de maior crescimento de *Pinus* em maiores disponibilidades hídricas, há inclusive trabalhos que apontam uma redução no incremento em volume de plantios de *Pinus* devido uma redução na precipitação interna da floresta de *Pinus*, o que acarretou uma redução no conteúdo de água no solo (Maggard et al., 2017).

A razão “root:shoot” que é o inverso da razão S:R, sofre influência tanto da disponibilidade de água quanto da fertilização (nitrogênio) sendo que a alocação de biomassa da raiz em alguns trabalhos foi maior para tratamentos sob estresse hídrico, comportamento esperado e amplamente documentado em literatura (Jose, Merritt e Ramsey, 2003). Ainda que as árvores geralmente apresentem menor razão S:R com raízes mais profundas em ambientes

mais secos devido a limitação no crescimento aéreo pela falta de água (Seileman et al., 2021; Koç, Nzokou e Cregg, 2022). Esse comportamento pode ser interpretado como um mecanismo de adaptação da planta para manter funções importantes em estresse hídrico, já que os sistemas radiculares são responsáveis pela absorção de água e nutrientes (Koç, Nzokou e Cregg, 2022).

Entretanto, na presente pesquisa, apenas o *P. taeda* apresentou influência da disponibilidade hídrica na razão S:R, com um comportamento inverso do apresentado na maioria dos trabalhos. As plantas com a maior disponibilidade hídrica apresentam maior incremento radicular, com menor razão S:R. Essa redução da biomassa radicular nos tratamentos com menor disponibilidade hídrica foi também observado em um experimento com 20, 60 e 80% da CC, sendo que quanto menor a disponibilidade hídrica, menor foi o incremento radicular (Meng, Zhang e Tin, 2023). Resultado similar também foi observada em outro experimento com diferentes regimes hídricos, no qual os autores não encontraram evidências de diferença de alocação de biomassa parte aérea e radicular sob esses diferentes regimes hídricos (Torreano e Morris, 1998).

3.5 ANÁLISE ESTOMÁTICA

3.5.1 *Pinus caribae*

Foi observada diferença estatística em relação ao fator capacidade de campo e à interação entre os fatores para a variável área média de um estômato (Tabela 25). O tratamento com 60% da CC se diferenciou dos demais com o menor valor, enquanto os tratamentos com 20% e 80% da CC não apresentaram diferenças significativas entre si. Em relação a interação dos fatores que houve diferença significativa, podemos notar que o tratamento com fertilizante e 80% da CC foi o que apresentou a maior área média de um estômato.

Tabela 25 - Área dos estômatos (SA), Número de Linhas (NL) e Densidade estomática (SD) final de *Pinus caribae* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.

SA (mm ²)	CF ^{ns}	SF ^{ns}	Média
CC 20%**	0,0038	0,0035	0,0037 a

CC 60%**	0,0024	0,0034	0,0029 b
CC 80%**	0,0051	0,0032	0,0042 a
Média	0,0038	0,0034	0,0036**
NL (unidade)	CF ^{ns}	SF ^{ns}	Média
CC 20%**	3	3	3 b
CC 60%**	3	4	3 b
CC 80%**	5	5	5 a
Média	4	4	4^{ns}
SD (n° mm ⁻²)	CF ^{ns}	SF ^{ns}	Média
CC 20%**	54,4	45,9	50,3 b
CC 60%**	51,8	69,7	60,4 ab
CC 80%**	60,6	68,8	64,7 a
Média	55,6	61,3	58,4**

FONTE: A autora (2024).

Letras maiúsculas representam diferenças entre as capacidades de campo e letras minúsculas representam diferença entre o fertilizante. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

Para a variável número de linhas de estômatos, foi observada diferença significativa em relação ao fator capacidade de campo, com destaque de maior valor para 80% da CC, indicando que a quantidade de água disponível para as plantas alterou essa variável. Contudo, não houve interação entre os fatores.

Em relação a densidade estomática houve diferença significativa para o fator capacidade de campo e houve interação entre os fatores. Em relação a capacidade de campo o tratamento com maior aplicação de água demonstrou maior valor, se diferenciando dos demais tratamentos, sendo que os dois tratamentos com menor aplicação de água não se diferenciaram estatisticamente.

Os dados dos estômatos do *P. caribaea*, não apresentaram influência significativa em relação à aplicação de fertilizante, mas apresentaram influência quanto à disponibilidade hídrica, sendo positivamente afetado pelas maiores disponibilidades hídricas (60 e 80% da CC)

especialmente de densidade estomática, a qual apresentou crescimento conforme o aumento da disponibilidade hídrica.

3.5.2 *Pinus maximinoi*

Para a variável área do estômato não foi identificado diferença estatística em relação aos fatores, contudo houve interação entre eles (Tabela 26). Quanto à variável número de linhas de estômatos, foi observada diferença estatística em relação ao fator capacidade de campo, sendo que o tratamento com maior quantidade de água apresentou maior número de linhas em comparação aos demais tratamentos. Para essa mesma variável, não foi observada diferença estatística em relação ao fator fertilidade, nem interação entre os fatores.

Já em relação a variável densidade estomática foi observado apenas a interação entre os fatores. Apenas então o NL de linhas na maior disponibilidade hídrica (80% da CC) demonstrou aumento significativo.

Tabela 26 - Área dos estômatos (SA), Número de Linhas (NL) e Densidade estomática (SD) final de *Pinus maximinoi* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.

SA (mm ²)	CF ^{ns}	SF ^{ns}	Média
CC 20% ^{ns}	0,0023	0,0015	0,0019
CC 60% ^{ns}	0,0016	0,0027	0,0021
CC 80% ^{ns}	0,0018	0,0020	0,0018
Média	0,0019	0,0020	0,0019**
NL (unidade)	CF ^{ns}	SF ^{ns}	Média
CC 20%**	3	3	3 b
CC 60%**	3	4	3 b
CC 80%**	5	5	5 a
Média	4	4	4^{ns}
SD (n° mm ⁻²)	CF ^{ns}	SF ^{ns}	Média
CC 20% ^{ns}	55,6	82,7	68,7
CC 60% ^{ns}	84,7	52,1	69,0

CC 80%^{ns}	66,8	63,8	65,3
Média	68,7	66,5	67,7**

FONTE: A autora (2024)

Letras maiúsculas representam diferenças entre as capacidades de campo e letras minúsculas representam diferença entre o fertilizante. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

3.5.3 *Pinus taeda*

Em relação a variável área dos estômatos não foi observado diferença estatística entre os fatores, contudo houve interação entre os fatores (Tabela 27). Quanto a variável número de linhas, foi observado diferença estatística para o fator fertilidade. Sendo que para essa variável o tratamento com fertilizante apresentou maior valor. Para a variável densidade estomática foi observado diferença estatística entre o fator disponibilidade hídrica, sendo que o tratamento com menor quantidade de água apresentou maior valor de densidade estomática.

Tabela 27 - Área dos estômatos (SA), Número de Linhas (NL) e Densidade estomática (SD) final de *Pinus taeda* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.

SA (mm²)	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%^{ns}	0,0024	0,0023	0,0024
CC 60%^{ns}	0,0017	0,0022	0,0019
CC 80%^{ns}	0,0029	0,0018	0,0023
Média	0,0023	0,0021	0,0022**
NL (unidade)	CF**	SF**	Média
CC 20%^{ns}	6	3	5
CC 60%^{ns}	6	5	5
CC 80%^{ns}	6	5	5
Média	6 a	4 b	5^{ns}
SD (nº mm⁻²)	CF^{ns}	SF^{ns}	Média

CC 20%**	72,2	78,5	75,1 A
CC 60%**	75,8	70,2	73,0 AB
CC 80%**	65,6	61,2	63,4 B
Média	71,2	69,6	70,4^{ns}

FONTE: A autora (2024)

Letras maiúsculas representam diferenças entre as capacidades de campo e letras minúsculas representam diferença entre o fertilizante. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

Ao contrário do ocorrido nas outras espécies, as plantas de *P. taeda* tiveram um aumento do número de linhas de estômatos devido à fertilização e a densidade estomática foi inversamente proporcional a disponibilidade hídrica, ou seja, quanto mais água disponível menor foi a densidade estomática.

Os estômatos são importantes canais por onde a planta consegue realizar trocas gasosa de água e nutrientes com o meio ambiente, por isso eles possuem influência sob os processos de transpiração, respiração e fotossíntese das plantas (Franks e Beerling, 2009; Taylor et al., 2011).

Variáveis relacionadas aos estômatos, como densidade estomática, número de linhas dos estômatos e tamanho médio dos estômatos, podem apresentar certa correlação com a morfologia das folhas e com características químicas (como nutrientes) (Wang et al., 2016; Lai et al., 2023).

De maneira geral, no presente trabalho, é possível notar que as variáveis relativas aos estômatos (área de um estômato, número de linhas e densidade estomática) apresentaram um comportamento variado de acordo com as espécies, sendo que as espécies tropicais (*P. caribaea* e *P. maximinoii*) apresentaram maior número de linhas de estômatos no tratamento de maior disponibilidade hídrica, além disso, a densidade estomática do *P. caribaea* aumentou conforme o aumento da disponibilidade hídrica, sem demonstrar influência do fertilizante.

Já o *P. taeda* apresentou um comportamento contrário, além de apresentar aumento do NL apenas com a fertilização (sem influência da % da CC), a densidade estomática foi inversamente proporcional à disponibilidade hídrica, ou seja, aparentemente as espécies tropicais mostram uma tendência de aumentar as estruturas de controle de água em ambientes

com maior disponibilidade hídrica, enquanto o *P. taeda* mostrou o contrário, que ele possui maior densidade estomática, o que gera maior controle sobre a troca de gases e água com o ambiente, quando está em situação de menor disponibilidade hídrica, o que pode representar um mecanismo adaptativo às situações de seca.

Plantas com maior densidade estomática podem ajustar melhor a abertura estomática para manter a reserva de água, reduzir a transpiração e absorver mais CO₂ do meio ambiente, o que facilita as trocas gasosas (Brodribb e Holbrook, 2003; Sack e Scoffoni, 2013; Lai et al., 2023). No geral, plantas com mais e maiores estômatos, tendem a ter uma condutância estomática maior e assim maior capacidade para fotossíntese (Xiong, Douthe e Flexas, 2017; Zhang, Peng e Li, 2019).

Assim como encontrado para o do *P. taeda* do presente estudo, outro experimento com níveis de estresse hídrico em *Pinus tabulaeformis*, verificou que o tratamento com o estresse hídrico mais severo apresentou a maior densidade estomática (Qi e Yin, 2023). Outros trabalhos encontrados na literatura apresentam uma tendência de aumento da densidade estomática e redução do tamanho dos estômatos conforme a redução da umidade do solo (Guérin et al., 2018), mesmo que sem diferença estatística, resultado esse que pode ter ocorrido devido às diferenças da expansão das acículas que é favorecida em solos mais úmidos (Ingwers et al., 2017).

Ao analisar o crescimento da biomassa da parte aérea do *P. taeda*, ela teve maior desenvolvimento nos maiores níveis de disponibilidade hídrica, o que corrobora com a possível justificativa de maior expansão das acículas resultando em menor densidade estomática. Em outro estudo com *Pinus sylvestris* var. *mongólica*, o estresse hídrico moderado aumentou a densidade estomática (SD) enquanto o estresse mais severo (também com 20% da CC) reduziu a SD (Meng, Zhang e Tin, 2023), em concordância com os resultados do *P. caribae* do presente estudo.

3.6 ANÁLISE FISIOLÓGICA

3.6.1 *Pinus caribaea*

O tratamento com 20% de CC e com fertilizante apresentou valor 'zero' devido à morte de todos os indivíduos nessa condição. Em relação à concentração intercelular de CO₂, houve diferença significativa em relação à adição do fertilizante, sendo que os tratamentos sem fertilizante apresentaram maiores valores de ci, especialmente o tratamento com 20% da CC. Quanto a capacidade de campo, também foi observado diferença significativa entre as médias, sendo que as plantas com a menor capacidade de campo obtiveram maior valor de ci (Tabela 28).

Tabela 28 - Concentração Intercelular de CO₂ (ci), Taxa Fotossintética (A) e Transpiração (T) final de *Pinus caribaea* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.

ci (ppm)	CF**	SF**	Média
CC 20% ^{ns}	0	4339	2170 A
CC 60% ^{ns}	609	636	629 B
CC 80% ^{ns}	636	1715	1176 B
Média	503,6 b	1627,1 a	1159,0**
A (μ mol H ₂ O m ⁻² s ⁻¹)	CF**	SF**	Média
CC 20% ^{ns}	0,000	1,146	0,573
CC 60% ^{ns}	0,271	1,331	1,066
CC 80% ^{ns}	0,483	3,089	1,786
Média	0,344 b	2,058 a	1,344^{ns}
T (mmol m ⁻² s ⁻¹)	CF ^{ns}	SF ^{ns}	Média
CC 20% ^{ns}	0	0	0
CC 60% ^{ns}	0,1054	0,4171	0,3392
CC 80% ^{ns}	0,2918	0,3833	0,3375
Média	0,1962	0,3431	0,2819

FONTE: A autora (2024).

Letras maiúsculas representam diferenças entre as capacidades de campo e letras minúsculas representam diferença entre o fertilizante. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

Para a variável taxa fotossintética (A), foi observado diferença estatística entre os tratamentos com diferentes concentrações de fertilizante. Sendo que os tratamentos sem fertilizante apresentaram maiores valores de A. Quanto a transpiração e a eficiência do uso da água (WUE), não foi observada diferença estatística entre nem um dos fatores e não foi observado interação entre eles.

3.6.2 *Pinus maximinoi*

O tratamento com 20% de CC, tanto com, quanto sem fertilizante, apresentaram valor 'zero' devido à morte de todos os indivíduos nessas condições. Em relação à variável ci, foi observada diferença estatística entre os tratamentos com e sem fertilizante, com os tratamentos sem fertilizante apresentando maiores valores médios dessa variável (Tabela 29).

Tabela 29 - Concentração Intercelular de CO₂ (ci), Taxa Fotossintética (A) e Transpiração (T) final de *Pinus maximinoi* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.

ci (ppm)	CF**	SF**	Média
CC 20% ^{ns}	0	0	0
CC 60% ^{ns}	575,0	669,7	631,8
CC 80% ^{ns}	197,0	692,0	527,0
Média	449,0 b	678,6 a	592,5^{ns}
A (μ mol H ₂ O m ⁻² s ⁻¹)	CF*	SF*	Média
CC 20%	0,000	0,000	0,000
CC 60%*	1,049	4,239	2,963 A
CC 80%*	0,417	1,221	0,953 B
Média	0,838 b	3,032 a	2,209^{ns}
T (mmol m ⁻² s ⁻¹)	CF ^{ns}	SF ^{ns}	Média

CC 20%^{ns}	0	0	0
CC 60%^{ns}	-3,1004	0,8781	-0,7133
CC 80%^{ns}	-0,5729	0,4319	0,0970
Média	-2,2579	0,6996	-0,4095

FONTE: A autora (2024)

Letras maiúsculas representam diferenças entre as capacidades de campo e letras minúsculas representam diferença entre o fertilizante. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

Quanto à variável A, foi observada diferença estatística tanto para o fator disponibilidade hídrica quanto para o fator fertilizante, contudo, não foi observada interação entre os fatores. Os maiores valores para essa variável foram encontrados no tratamento sem adição de fertilizante e com 60% da capacidade de campo. Quanto a transpiração e a eficiência do uso da água (WUE), não foi observada diferença estatística entre nem um dos fatores e não foi observado interação entre eles.

3.6.3 *Pinus taeda*

O tratamento com 20% de CC e sem fertilizante apresentou valor 'zero' devido à morte de todos os indivíduos nessa condição. Em relação à variável ci, foi observada diferença significativa em relação ao fator fertilizante, sendo que o maior valor observado foi no tratamento com adição de fertilizante (Tabela 30).

Tabela 30 - Concentração Intercelular de CO₂ (ci), Taxa Fotossintética (A) e Eficiência do uso da água instantâneo (WUEi) final de *Pinus taeda* sob diferentes capacidades de campo e diferentes adições de fertilizante. CC = capacidade de campo; CF = com adição de fertilizante; SF = sem adição de fertilizante.

ci (PPM)	CF**	SF**	Média
CC 20%^{ns}	732	0	549
CC 60%^{ns}	651	546	598
CC 80%^{ns}	1111	579	845
Média	832 a	482 b	679^{ns}

A ($\mu \text{ mol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	CF*	SF*	Média
CC 20%*	0,292	0,000	0,219 B
CC 60%*	0,696	1,688	1,192 A
CC 80%*	1,066	1,296	1,181 A
Média	0,685 b	1,279 a	0,495^{ns}
T ($\text{mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	CF*	SF*	Média
CC 20%*	0,0888	0	0,0666
CC 60%*	0,5284	1,0549	0,7917
CC 80%*	0,9846	0,5430	0,7638
Média	0,5339	0,6848	0,5999
WUEi ($\text{g mmol}^{-1} \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	CF^{ns}	SF^{ns}	Média
CC 20%*	2,7	1	2,3 AB
CC 60%*	1,1	1,7	1,4 B
CC 80%*	6,7	2,3	4,5 A
Média	3,5	1,9	2,8^{ns}

FONTE: A autora (2024)

Letras maiúsculas representam diferenças entre as capacidades de campo e letras minúsculas representam diferença entre o fertilizante. ** p-value < 0,05; * p-value < 0,1; ns não significativo.

Quanto à fotossíntese (A), foi observada diferença estatística em relação aos dois fatores analisados, disponibilidade hídrica e fertilizante; contudo, não foi observada interação entre os fatores. Para esse caso específico, a diferença observada entre as proporções da capacidades de campo pode ter ocorrido devido a um dos tratamentos não ter apresentado exemplares vivos até o final do experimento, gerando um valor médio abaixo dos demais. De qualquer forma, em relação ao fertilizante, os maiores valores foram observados nos tratamentos sem adição dele.

Quanto a transpiração não foi observada diferença estatística entre nenhum dos fatores e nem interação entre eles. Já a Eficiência do uso da água instantânea (WUEi) demonstrou sofrer significativa influência apenas da disponibilidade hídrica, sendo que a maior eficiência foi com 80% da CC, ou seja, com bastante disponibilidade de água as plantas tiveram uma

eficiência maior de uso de água, entretanto a segundo melhor eficiência foi observada para a 20% da CC, provavelmente devido à limitação hídrica que fez a planta consumir a água disponível de uma forma mais eficiente do que com a disponibilidade hídrica média de 60% da CC. Apesar do presente estudo apontar influência apenas da disponibilidade hídrica, outros trabalhos encontraram um aumento da WUE devido à fertilização em *Pinus* (Maggard *et al.*, 2017).

Portanto podemos observar que a transpiração não foi significativamente influenciada por nenhum dos fatores (disponibilidade hídrica e fertilização) em nenhuma das espécies avaliadas. Já a taxa fotossintética (A) foi maior nos tratamentos sem fertilização nas 3 espécies e para as espécies *P. maximinoii* e *P. taeda* ela foi positivamente influenciada pela disponibilidade hídrica média (60% da CC). A concentração intracelular de CO₂ (ci) foi menor com a fertilização para as espécies tropicais (*P. caribaea* e *P. maximinoii*) mas foi maior com a fertilização para o *P. taeda*.

Outras pesquisas com fertilização (nitrogênio) e diferentes níveis de água apontam que ambos os fatores aumentam a fotossíntese e a redução de água (ou estresse hídrico), aumenta a transpiração em 75% (Jose, Merritt e Ramsey, 2003). Geralmente plantas de *Pinus* bem irrigadas tendem a aumentar a fotossíntese e condutância estomática, enquanto as plantas sob estresse hídrico tendem a aumentar a eficiência de uso da água (WUEi) e a concentração interna de CO₂ e diminuir a fotossíntese e condutância estomática (Green e Mitchell, 1992) devido à redução do potencial hídrico (mais negativo) das folhas associado ao estresse hídrico (Maggard *et al.*, 2016), e ao fechamento dos estômatos para evitar perda de água sob estresse hídrico, (Limousin *et al.*, 2010; De Miguel *et al.*, 2012), já que a redução da abertura estomática é uma das primeiras reações de proteção de plantas isohídricas como as do gênero *Pinus* (Picon, Guehl e Ferhi, 1996; Feinard-Duranceau *et al.*, 2018), e esse mecanismo pode reduzir a taxa de fotossíntese e entrada de CO₂ pelos estômatos.

Há inclusive hipóteses de que a mortalidade de plantas isohídricas como as de *Pinus* devido à seca ocorrem principalmente pelo período prolongado de fechamento estomático (McDowell *et al.*, 2008). Há trabalhos que apontam um aumento na taxa de transpiração nos tratamentos fertilizados no início, seguido de redução da transpiração das plantas fertilizadas, além da redução da transpiração em tratamentos com redução de disponibilidade hídrica (Ward *et al.*, 2015), sendo que neste caso, os menores valores de transpiração foram dos tratamentos que passaram tanto pela fertilização quanto pela falta de água, resultado similar para a

fotossíntese do *P. taeda* do presente estudo, a qual obteve também influência negativa da fertilização e da menor disponibilidade hídrica.

Nenhuma das 3 espécies estudadas apresentaram diferença significativa na taxa de transpiração, entretanto há relatos da redução significativa na transpiração devido à seca durante o verão, mas não durante o inverno (Cinnirella *et al.*, 2022), como as medições fisiológicas ocorreram no inverno, é possível que a transpiração não tenha apresentado diferenças devido à estação marcada por menores temperaturas na região.

Quando a concentração intracelular de CO₂ aumenta ou se mantém a mesma sob estresse hídrico, é um indício de que possíveis limitações que ocorrem na fotossíntese não estão exclusivamente relacionadas aos estômatos, pois não ocorrem pela falta de captura de CO₂ (Green e Mitchell, 1992), portanto as taxas de fotossíntese significativamente maiores a 60% da CC no *P. maximinoii* e a 60% e 80% da CC no *P. taeda*, provavelmente não se devem exclusivamente à diferenças de trocas gasosas que ocorrem nos estômatos.

Conforme a literatura demonstra, a fertilização pode aumentar a eficiência de uso da água (WUE), no presente estudo sendo 59% maior com o fertilizante em *P. taeda*, mesmo sem demonstrar significância estatística, isso permite que as plantas mantenham taxas fotossintéticas mesmo quando a condutância estomática é reduzida (Maggard *et al.*, 2016). Além disso, a fertilização por si própria tende a aumentar a área e biomassa das acículas, o que aumenta os mecanismos responsável pela fotossíntese (Teskey, Gholz e Cropper, 1994).

Apesar do resultado da presente pesquisa não corroborar, a literatura diz que a fertilização pode compensar parcialmente o decréscimo de disponibilidade hídrica através do aumento da eficiência da produção de volume por unidade de área foliar (Maggard *et al.*, 2017), entretanto o benefício da fertilização é limitado quando a disponibilidade hídrica é limitada (Tang *et al.*, 2004).

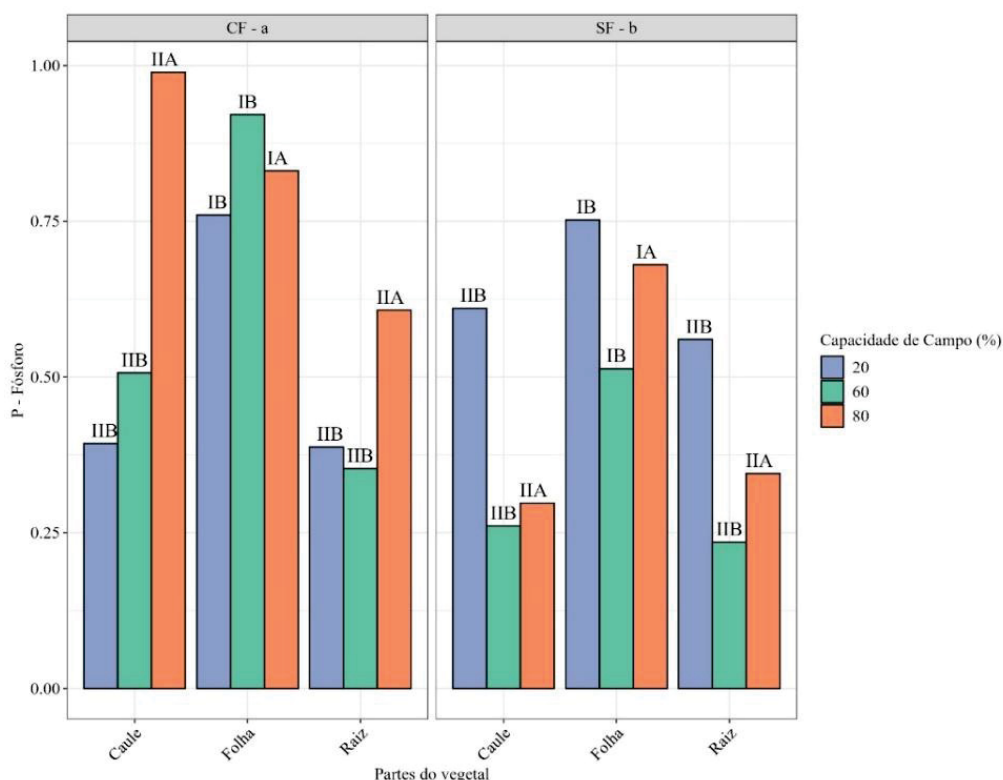
Mas é importante ainda lembrar que é possível que tenha ocorrido um efeito acentuado de salinidade devido a forma prontamente disponível do fertilizante que foi adicionado nesta pesquisa, portanto recomenda-se o uso de dosagens menores de fertilizante prontamente disponíveis ou de fórmulas comerciais para experimentos em vasos.

3.7 ANÁLISE QUÍMICA PARTES DOS VEGETAIS

3.7.1 *Pinus taeda*

Essa análise apenas foi feita para o *Pinus taeda*. Para o elemento fósforo, os três fatores analisados (parte do vegetal, fertilizante e disponibilidade hídrica) foram significativos de maneira isolada. A interação entre os fatores fertilizante e capacidade de campo também foi significativa (Figura 42). A interação entre os três fatores também apresentou significância.

Figura 41 - Representação gráfica das médias da concentração de fósforo (P) nos tecidos vegetais de *P. taeda*. Letras minúsculas referem-se à adição ou não de fertilizante. Letras maiúsculas correspondem as capacidades de campo. Letra romana referem-se as partes do vegetal.



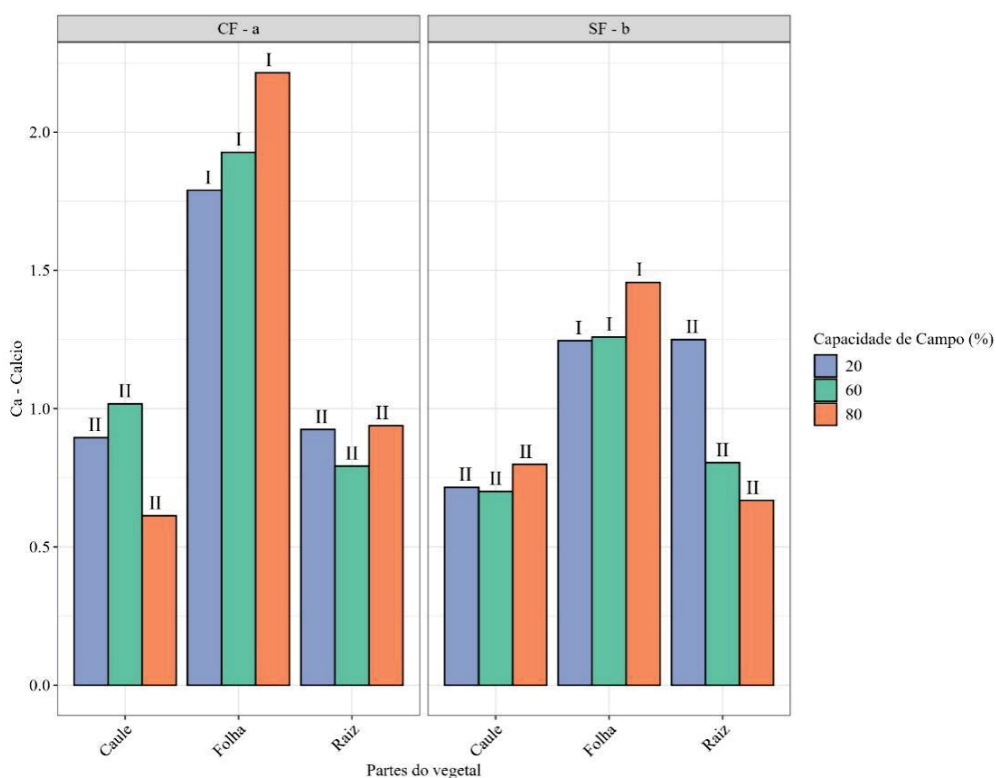
FONTE: A autora (2022).

Em relação à capacidade de campo, a maior proporção da CC foi a que obteve maior valor médio (0,6251 g), se diferenciando das de 60 e 20% da CC (0,5773 g e 0,4650 g,

respectivamente). Em relação ao fator fertilizante, o tratamento com aplicação do fertilizante obteve maior valor médio (0,63388 g), diferenciando-se estatisticamente dos tratamentos sem fertilizante (0,4728 g). Quanto à parte do vegetal, as folhas foram as que apresentaram o maior valor médio (0,7430 g), se diferenciando dos demais tratamentos (caule e raiz: 0,5097 g e 0,4147 g, respectivamente), os quais não se diferenciaram entre si.

Em relação ao elemento cálcio (Figura 43), os fatores fertilidade e parte da planta foram estatisticamente significativos. A interação entre parte da planta e fertilidade também foi significativa, assim como a interação entre parte da planta e capacidade de campo. A interação tripla entre os três fatores também apresentou significância.

Figura 42 - Representação gráfica das médias da concentração de cálcio (Ca) nos tecidos vegetais de *P. taeda*. Letras minúsculas referem-se à adição ou não de fertilizante. Letras maiúsculas correspondem as capacidades de campo. Letra romana referem-se as partes do vegetal.



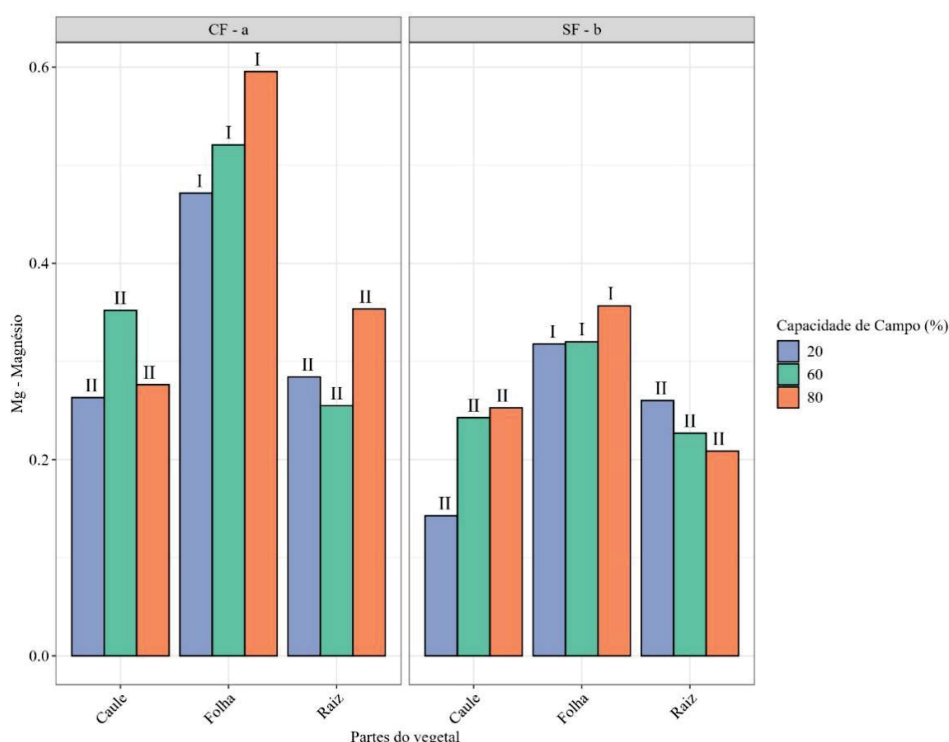
FONTE: A autora (2024).

Quanto à fertilidade, o tratamento com maior valor foi o que recebeu a aplicação de fertilizante (1,2348 g), diferenciando-se do tratamento sem fertilizante (0,9887 g). Quanto à

parte do vegetal, as folhas foram as que apresentaram o maior valor médio (1,6489 g), se diferenciando dos tratamentos caule e raiz (0,7900 g e 0,8965 g, respectivamente), os quais não se diferenciaram entre si.

Quanto ao magnésio (Figura 44), houve diferença significativa entre os fatores parte da planta e fertilidade. Também foi observada interação entre os fatores parte da planta e capacidade de campo. Em relação à fertilização, o tratamento com aplicação de fertilizante obteve maior valor do elemento (0,3747 g), diferenciando-se estatisticamente do tratamento sem fertilizante (0,2587 g). Quanto à parte do vegetal, as folhas apresentaram o maior valor médio (0,4304 g), diferenciando-se dos demais tratamentos, caule e raiz (0,2550 g e 0,2648 g, respectivamente), os quais não se diferenciaram entre si.

Figura 43 - Representação gráfica das médias da concentração de magnésio (Mg) nos tecidos vegetais de *P. taeda*. Letras minúsculas referem-se à adição ou não de fertilizante. Letras maiúsculas correspondem as capacidades de campo. Letra romana referem-se as partes do vegetal.

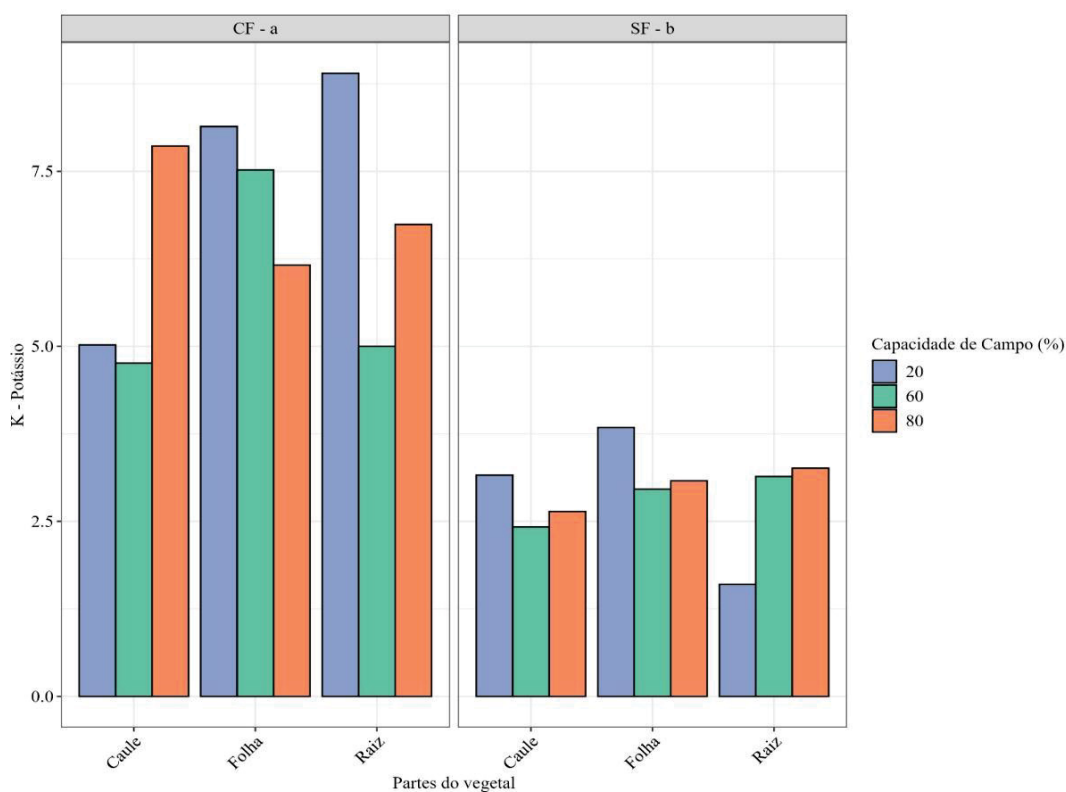


FONTE: A autora (2024).

O potássio (K) foi significativamente maior nos tratamentos com aplicação de fertilizante (Figura 45), entretanto ele não demonstrou sofrer influência nem da disponibilidade

hídrica (% da CC), nem apresentou diferença estatística em relação à parte vegetal (acícula, caule e raiz).

Figura 44 - Representação gráfica das médias da concentração de potássio (K) nos tecidos vegetais de *P. taeda*. Letras minúsculas referem-se à adição ou não de fertilizante. Letras maiúsculas correspondem as capacidades de campo. Letra romana referem-se as partes do vegetal.



FONTE: A autora (2024).

A eficiência de assimilação de uso de fósforo (APUE) demonstrou sofrer significativa influência da disponibilidade hídrica, sendo que a disponibilidade média (60% da CC) obteve a maior eficiência (5.0 – a), seguida da maior disponibilidade hídrica (80% da CC - 4.1 – ab) e pôr fim a menor foi sob o menor regime hídrico (20% da CC- 2.9 – b). Isso demonstra que existe uma faixa ideal de disponibilidade hídrica para melhorar a assimilação de nutrientes pelas folhas, sendo que uma quantia maior assim como uma quantia menor de água prejudica essa eficiência, indicando que eventos extremos tanto de seca quanto de cheia (excesso hídrico) podem prejudicar a assimilação de nutrientes em mudas de *P. taeda*. Alguns artigos já haviam apontado que a falta de água (o estresse ou déficit hídrico) afeta negativamente a assimilação

de nutrientes pelas plantas (Herzog *et al.*, 2014; Koç, Nzokou e Cregg, 2022), mas com esses resultados podemos notar que o excesso em alguns casos pode provocar o mesmo efeito.

Alguns trabalhos mostram que a fertilização aumenta significativamente a concentração foliar de N e de P (Maggard *et al.*, 2017). De forma geral as folhas (acículas) são os órgãos da planta que apresentam maior concentração de nutrientes, resultado esperado já que as folhas são o compartimento responsável pela fotossíntese e evaporação, portanto com maior atividade metabólica (Van den Driessche, 1974; Allen e Albaugh, 1999; Marques *et al.*, 2024), todos os nutrientes avaliados foram positivamente influenciados pela aplicação do fertilizante (CF), ainda que outros trabalhos na literatura não tenham encontrado influência da fertilização nos nutrientes das acículas de *Pinus* adultos (Marques *et al.*, 2024)

Apenas o fósforo foi influenciado pela disponibilidade hídrica de forma proporcional (maior concentração de P ao aumentar a disponibilidade hídrica). Em outros trabalhos, plantas com a maior disponibilidade hídrica apresentaram menores concentrações de N, P, Ca (Singh e Singh, 2004; Koç, Nzokou e Cregg, 2022) e até de (Jose, Merritt e Ramsey, 2003), provavelmente devido ao efeito de diluição. Já outros trabalhos mostram que pode ainda depender do nutriente avaliado, por exemplo na biomassa de *Pinus* avaliada por (Ali *et al.*, 2014) encontraram maior concentração de N e menor concentração de P nos tratamentos controle (sem fertilizante).

4 CONCLUSÃO

Em relação à primeira hipótese, de que as espécies de clima tropical sofreriam menor impacto com a redução da disponibilidade de água, foi observado o comportamento oposto. As variáveis de crescimento foram significativamente maiores nos tratamentos com maior disponibilidade hídrica. Além disso, a espécie de clima temperado não apresentou alteração no diâmetro e na altura em função das diferentes proporções da capacidades de campo (% da CC). Quanto às variáveis fisiológicas, observaram-se poucas alterações em todas as espécies.

No que se refere à interação entre os fatores disponibilidade hídrica e fertilização, cada espécie apresentou um comportamento distinto, evidenciando um padrão interespecífico.

Com relação à hipótese de que uma maior disponibilidade hídrica resultaria em maior atividade microbiológica, verificou-se o comportamento contrário para as espécies tropicais, enquanto para a espécie temperada não houve diferença nessa variável. Quanto às variáveis estomáticas, novamente, as espécies responderam de maneira distinta: *Pinus caribaea* apresentou maiores valores sob maior disponibilidade hídrica, enquanto *Pinus taeda* exibiu o comportamento oposto.

Os resultados indicam que a disponibilidade hídrica exerce um papel determinante no crescimento e na resposta fisiológica das espécies estudadas, com efeitos distintos entre espécies tropicais e temperadas. A interação entre a disponibilidade hídrica e fertilização revelou respostas interespecíficas, reforçando a complexidade das relações entre fatores ambientais e o desenvolvimento vegetal. Esses achados destacam a importância de considerar as particularidades de cada espécie ao avaliar os efeitos da disponibilidade hídrica e da fertilização, especialmente para o setor de árvores cultivadas de *Pinus* em cenários de mudança climática, visando manter o manejo sustentável.

REFERÊNCIAS

ABRAF. **Anuário estatístico ABRAF 2013, ano base 2012**. Brasília: ABRAF - Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas, 2013.

AKAIKE, H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. **Institute of Statistical Mathematics**, p. 267-281, 1992.

ALBAUGH, J. et al. Characterization of foliar macro- and micronutrient concentrations and ratios in loblolly pine plantations in the Southeastern United States. **Journal of Applied Forestry**, v. 34, n. 2, p. 53-64, 2010. doi: <https://doi.org/10.1093/sjaf/34.2.53>.

ALBAUGH, T. et al. Post-thinning density and fertilization affect Pinus taeda stand and individual tree growth. **Forest Ecology and Management**, v. 396, p. 207-216, 2017. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.030>.

ALI, M. et al. Positive growth response of Pinus pinaster seedlings in soils previously subjected to fertilization and irrigation. **Forest Ecology and Management**, v. 318, p. 62-70, 2014. doi: 10.1016/j.foreco.2014.01.006.

ALLEN, H.; ALBAUGH, T. Ecophysiological basis for plantation production: A loblolly pine case study. **Bosque**, v. 20, n. 1, p. 3-8, 1999. doi: <https://doi.org/10.4206/bosque.1999>.

ALVARES, C. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19. ed. Washington: APHA, 1995.

BAKKER, M.; AUGUSTO, L.; ACHAT, D. Fine root distribution of trees and understory in mature stands of maritime pine (Pinus pinaster) on dry and humid sites. **Plant and Soil**, v. 286, p. 37-51, 2006. doi: <https://doi.org/10.1007/s11104-006-9024-4>.

BANERJEE, S.; VAN DER HEIJDEN, M. Soil microbiomes and one health. **Nature Reviews Microbiology**, v. 21, p. 6-20, 2023. doi: <https://doi.org/10.1038/s41579-022-00779-w>.

BARRICHELO, L. E. **Estudo das características físicas, anatômicas e químicas da madeira de Pinus caribaea var. hondurensis Bar. et. a Golf. para a produção de celulose kraft**. Piracicaba: Tese - Livre docência - USP - ESALQ, 1979.

BATES, D. et al. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, p. 1-48, 2015. doi: <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.

BELLOTE, A.; TOMAZELLO FILHO, M.; DEDECEK, R. **Influência dos nutrientes minerais e do solo sobre a produtividade, a estrutura anatômica e a densidade da madeira de Pinus taeda**. Colombo - PR - BR: Embrapa Florestas, 2005.

BESSI, D. et al. Forest restoration and hydrological parameters effects on soil water conditions: a structural equation modelling approach. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 23, p. e41, 2018. doi: <https://doi.org/10.1590/2318-0331.231820180043>.

BORRELLI, P. et al. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. **Nature Communications**, v. 8, p. 2013, 2017. doi: <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7>.

BRODRIBB, T.; HOLBROOK, N. Stomatal Closure during Leaf Dehydration, Correlation with Other Leaf Physiological Traits. **Plant Physiology**, v. 132, n. 4, p. 2166-2173, 2003. doi: <https://doi.org/10.1104/pp.103.023879>.

CAI, X. et al. Anthropogenic restoration exhibits more complex and stable microbial co-occurrence patterns than natural restoration in rubber plantations. **Science of the Total Environment**, v. 948, 2024. doi: 10.1016/j.scitotenv.2024.174935.

CARSEL, R.; PARRISH, R. Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. **Water Resource Research**, v. 24, n. 5, p. 755-769, 1988.

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim Museu Paranaense Emílio Goeldi Ciências Naturais**, v. 7, p. 195-218, 2012.

CHEN, P. et al. Response of soil aggregate-associated fertility and microbial communities to afforestation in the degraded ecosystem of the Danjiangkou Reservoir, China. **Plant and Soil**, v. 501, p. 171-189, 2024. doi: <https://doi.org/10.1007/s11104-023-05973-0>.

CHERNOV, T. et al. Soil microbiome, organic matter content and microbial abundance in forest and forest-derived land cover in Cat Tien National Park (Vietnam). **Applied Soil Ecology**, v. 165, p. 103957, 2021. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.103957>.

CINNIRELLA, S. et al. Response of a mature *Pinus laricio* plantation to a three-year restriction of water supply: structural and functional acclimation to drought. **Tree Physiology**, v. 221, p. 21-30, 2022. doi: <https://doi.org/10.1093/treephys/22.1.21>.

COBAN, O.; DE DEYN, G.; VAN DER PLOEG, M. Soil microbiota as game-changers in restoration of degraded lands. **Science**, v. 375, n. 6584, p. abe0725, 2022. doi: <https://doi.org/10.1126/science.abe0725>.

CONSALTER, R. et al. Mid-rotation fertilization and liming effects on nutrient dynamics of *Pinus taeda* L. in subtropical Brazil. **European Journal of Forest Research**, v. 140, p. 19-35, 2020. doi: <https://doi.org/10.1007/s10342-020-01305-4>.

DE MIGUEL, M. et al. Functional and genetic characterization of gas exchange and intrinsic water use efficiency in a full-sib family of *Pinus pinaster* Ait. in response to drought. **Tree Physiology**, v. 32, n. 1, p. 94-103, 2012. doi: <https://doi.org/10.1093/treephys/tpr122>.

DEB, S.; SHUKLA, M. Variability of Hydraulic Conductivity Due to Multiple Factors. **American Journal of Environmental Sciences**, v. 8, n. 5, p. 489-502, 2012. doi: <https://doi.org/10.3844/ajessp.2012.489.502>.

DE-POLLI, H.; GUERRA, J. Carbono, nitrogênio e fósforo na biomassa microbiana do solo. In: SANTOS, G. et al. **Fundamentos da matéria orgânica - Ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre/RS: Metropole, 2008. p. 500-502.

EWERS, B. et al. Carry-over effects of water and nutrient supply on water use of *Pinus taeda*. **Ecological Applications**, v. 9, p. 513-525, 1999. doi: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[0513:COEOWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[0513:COEOWA]2.0.CO;2).

FRANKS, P.; BEERLING, D. Maximum leaf conductance driven by CO₂ effects on stomatal size and density over geologic time. **PNAS**, v. 106, n. 25, p. 10343-10347, 2009. doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.0904209106>.

FEINARD-DURANCEAU, M. et al. Plastic response of four maritime pine (*Pinus pinaster* Aiton) families to controlled soil water deficit. **Annals of Forest Science**, v. 75, p. 47, 2018. doi: <https://doi.org/10.1007/s13595-018-0719-5>.

FERREIRA, A.; CAMARGO, F.; VIDOR, C. Utilização de micro-ondas para avaliação da biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 1, p. 991-996, 1999. doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000400026>.

FOX, J. **Applied regression analysis and generalized linear models**. California: SAGE Publications, 2016.

FRITZSONS, E. et al. **Zoneamento de *Pinus maximinoi* para o estado do Paraná**. Colombo: Embrapa (Comunicado técnico), 2013.

FU-SHENG, C. et al. Effects of soil moisture and soil depth on nitrogen mineralization process under Mongolian pine plantations in Zhanggutai sandy land, P. R. China. **Journal of Forestry Research**, v. 16, p. 101-104, 2005. doi: <https://doi.org/10.1007/BF02857899>.

GAO, J.; WANG, J.; LI, Y. Effects of Soil Nutrients on Plant Nutrient Traits in Natural *Pinus tabuliformis* Forests. **Plants**, v. 12, n. 4, p. 735, 2023. doi: <https://doi.org/10.3390/plants12040735>.

GIANNINI, V. et al. Rewetting in Mediterranean reclaimed peaty soils and its potential for phyto-treatment use. **Journal of Environmental Management**, v. 208, p. 91-101, 2018. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.016>.

GISPERT, M. et al. The impact of land management and abandonment on soil enzymatic activity, glomalin content and aggregate stability. **Geoderma**, v. 202-203, p. 51-61, 2013. doi: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.03.012>.

GODSEY, S.; ELSENBEER, H. The soil hydrologic response to forest regrowth: a case study from southwestern Amazonia. **Hydrological Processes**, v. 16, n. 7, p. 1519-1522, 2002. doi: <https://doi.org/10.1002/hyp.605>.

GREEN, T.; MITCHELL, R. Effects of nitrogen on the response of loblolly pine to water stress I. Photosynthesis and stomatal conductance. **New Phytologist**, v. 122, n. 4, p. 627-633, 1992. doi: 10.1111/j.1469-8137.1992.tb00090.x.

GUÉRIN, M. et al. Interannual variations in needle and sapwood traits of *Pinus edulis* branches under an experimental drought. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 3, p. 1655-1672, 2018. doi: 10.1002/ece3.3743.

GUO, R. et al. Soil nutrients drive changes in the structure and functions of soil bacterial communities in a restored forest soil chronosequence. **Applied Soil Ecology**, v. 195, p. 105247, 2024. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105247>.

GWENZI, W. et al. Field-scale spatial variability of saturated hydraulic conductivity on a recently constructed artificial ecosystem. **Geoderma**, v. 166, n. 1, p. 43-56, 2011. doi: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.06.010>.

HEINZMANN, F.; PAVAN, M.; MIYAZAWA, M. Determinação de nitrato em extratos de solos ácidos por espectrofotometria de absorção ultravioleta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 8, n. 1, p. 159-163, 1984.

HERZOG, C. et al. Nine Years of Irrigation Cause Vegetation and Fine Root Shifts in a Water-Limited Pine Forest. **PLOS One**, v. 9, n. 5, p. e96321, 2014. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096321>.

HOLL, K. Research Directions in Tropical Forest Restoration. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 102, p. 237-250, 2017. doi: <https://doi.org/10.3417/2016036>.

HOLL, K.; AIDE, T. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558-1563, 2011.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>.

HOTHORN, T. et al. **multcomp: Simultaneous Inference in General Parametric Models**. 2024. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/multcomp/index.html>. Acesso em: 18 jul. 2024.

IBÁ. **Relatório anual 2022**. São Paulo: Indústria Brasileira de Árvores - IBÁ, 2022.

IBÁ. **Relatório anual 2024**. São Paulo: Indústria Brasileira de Árvores - IBÁ, 2024.

INGWERS, M. et al. Half-sibling loblolly pine clones exhibited intraspecific variation, a $G \times E$ interaction, and differences in stable isotope composition in response to soil moisture availability. **Environmental and Experimental Botany**, v. 138, p. 88-98, 2017. doi: 10.1016/j.envexpbot.2017.03.010.

JANKOWSKI, A.; WYKA, T.; OLEKSYN, J. Axial variability of anatomical structure and the scaling relationships in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles of contrasting origins. **Flora**, v. 274, p. 151747, 2021. doi: 10.1016/j.flora.2020.151747.

JENKINSON, D.; POWLSON, D. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. Method for measuring soil biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 8, n. 3, p. 167-177, 1976. doi: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(76\)90001-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(76)90001-8).

JIAN, S. et al. The effects of stemflow on redistributing precipitation and infiltration around shrubs. **Journal of Hydrology and Hydromechanics**, v. 66, n. 1, p. 79-86, 2018.
doi: <https://doi.org/10.1515/johh-2017-0043>.

JIAO, S. et al. Linking soil Fungi to bacterial community assembly in arid. **Ecosystems iMeta**, v. 1, n. 2, 2022. doi: <https://doi.org/10.1002/imt2.2>.

JOSE, S.; MERRITT, S.; RAMSEY, C. Growth, nutrition, photosynthesis and transpiration responses of longleaf pine seedlings to light, water and nitrogen. **Forest Ecology and Management**, v. 180, n. 1-3, p. 335-344, 2003. doi: 10.1016/S0378-1127(02)00583-2

KOÇ, I.; NZOKOU, P.; CREGG, B. Biomass allocation and nutrient use efficiency in response to water stress: insight from experimental manipulation of balsam fir, concolor fir and white pine transplants. **New Forests**, v. 53, p. 915-933, 2022.
doi: <https://doi.org/10.1007/s11056-021-09894-7>.

KRONCA, F.; BERTOLANI, F.; PONCE, R. **A cultura de Pinus no Brasil**. São Paulo: Páginas e Letras. Sociedade Brasileira de Silvicultura, 2005.

KULMANN, M. et al. Can fertilization and stand uniformity affect the growth and biomass. **Forest Ecology and Management**, v. 541, p. 121075, 2023.
doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121075>.

LAI, M. et al. Needle functional features in contrasting yield phenotypes of slash pine at three locations in southern China. **Industrial Crops and Products**, v. 206, p. 117613, 2023. doi: 10.1016/j.indcrop.2023.117613.

LEITE, P. et al. The influence of forest regrowth on soil hydraulic properties and erosion in a semiarid region of Brazil. **Ecohydrology**, v. 11, n. 3, p. e1910, 2017

LEMOS, R.; SANTOS, R. Manual de descrição e coleta de solo no campo. 2. ed. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; Embrapa-SNLCS, 1984.

LIMOUSIN, J.; MISSON, L.; LAVOIR, A.; MARTIN, N.; RAMBAL, S. Do photosynthetic limitations of evergreen *Quercus ilex* leaves change with long-term increased drought severity? **Plant, Cell & Environment**, v. 33, n. 5, p. 863-875, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2009.02112.x>.

LIU, P.; LIU, X.; DAI, Y.; FENG, Y.; ZHANG, Q.; CHU, G. Influence of vegetation restoration on soil hydraulic properties in South China. **Forests**, v. 11, n. 10, p. 1-16, 2020. DOI: 10.3390/f11101111.

LIU, S.; ZENG, G.; NIU, Q.; LIU, Y.; ZHOU, L.; JIAN, L. et al. Bioremediation mechanisms of combined pollution of PAHs and heavy metals by bacteria and fungi: A mini review.

Bioresource Technology, v. 224, p. 25-33, 2017. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.095>.

LÓPEZ-POMA, R.; PIVELLO, V.; DE BRITO, G.; BAUTISTA, S. Impact of the conversion of Brazilian woodland savanna (cerradão) to pasture and *Eucalyptus* plantations on soil nitrogen mineralization. **Science of The Total Environment**, v. 704, p. 135397, 2020. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135397>.

LOZANO-BAEZ, S.; COOPER, M.; MELI, P.; FERRAZ, S.; RODRIGUES, R.; SAUER, T. Land restoration by tree planting in the tropics and subtropics improves soil infiltration, but some critical gaps still hinder conclusive results. **Forest Ecology and Management**, v. 444, p. 89-95, 2019. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.04.046.

LU, T.; WANG, Y.; ZHU, H.; WEI, X.; SHAO, M. Drying-wetting cycles consistently increase net nitrogen mineralization in 25 agricultural soils across intensity and number of drying-wetting cycles. **Science of The Total Environment**, v. 710, p. 135574, 2020. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135574>.

LV, B.; YANG, H.; PENG, Y.; WANG, J.; ZENG, Z.; LI, N. et al. Cadmium exposure alters expression of protective enzymes and protein processing genes in venom glands of the wolf spider *Pardosa pseudoannulata*. **Environmental Pollution**, v. 268(A), p. 115847, 2021. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115847>.

MACDONALD, S.; SNIVELY, A.; FAIR, J.; LANSHAUSSER, S. Early trajectories of forest understory development on reclamation sites: influence of forest floor placement and a cover crop. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 5, p. 698-706, 2015. DOI: 10.1111/rec.12217.

MAGGARD, A.; WILL, R.; WILSON, D.; MEEK, C.; VOGEL, J. Fertilization reduced stomatal conductance but not photosynthesis of *Pinus taeda*, which compensated for lower water availability in regards to growth. **Forest Ecology and Management**, v. 381, p. 37-47, 2016. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.08.046.

MAGGARD, A.; WILL, R.; WILSON, D.; MEEK, C.; VOGEL, J. Fertilization can compensate for decreased water availability by increasing the efficiency of stem volume

production per unit of leaf area for loblolly pine (*Pinus taeda*) stands. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 47, n. 4, p. 445-457, 2017. DOI: 10.1139/cjfr-2016-0422.

MAIER, C.; KRESS, L. Soil CO₂ evolution and root respiration in 11-year-old loblolly pine (*Pinus taeda*) plantations as affected by moisture and nutrient availability. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 30, p. 347-359, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1139/x99-218>.

MAIER, C.; ALBAUGH, T.; ALLEN, H.; DOUGHERTY, P. Respiratory carbon use and carbon storage in mid-rotation loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantations: the effect of site resources on the stand carbon balance. **Global Change Biology**, v. 10, p. 1335-1350, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00809.x>.

MANGHABATI, H.; WEIS, W.; GOTTLEIN, A. Importance of soil extractable phosphorus distribution for mature Norway spruce nutrition and productivity. **European Journal of Forest Research**, v. 137, p. 631-642, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10342-018-1130-3>.

MAO, L.; ZHA, R.; CHEN, S.; ZHANG, J.; JIE, L.; ZHA, X. Mixture compound fertilizer and super absorbent polymer application significantly promoted growth and increased nutrient levels in *Pinus massoniana* seedlings and soil in seriously eroded degradation region of Southern China. **Frontiers in Plant Science**, v. 12, p. 763175, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.763175>.

MARQUES, R.; MOTTA, A. Análise química do solo para fins de fertilidade. In: LIMA, M. **Manual de diagnóstico da fertilidade e manejo dos solos**. Curitiba: UFPR, 2003. p. 81-102.

MARQUES, R.; PINTO, C.; DE SOUZA, M.; SCHUMACHER, M.; DICKOW, K. Relationships between nutrients in the soil and nutritional status of *Pinus taeda* stands in southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 562, p. 121918, 2024. DOI: 10.1016/j.foreco.2024.121918.

MASTELLA, A. **Estratégias de restauração ecológica na APA do Iraí - Paraná**. 2022. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2022.

MAYAKADUWAGE, S.; MOSLEY, L. M.; MARSCHNER, P. Phosphorus pools in acid sulfate soil are influenced by soil water content and form in which P is added. **Geoderma**, v. 381, 1 jan. 2021.

MCDOWELL, N.; POCKMAN, W.; ALLEN, C.; BRESHEARS, D.; COBB, N.; KOLB, T. et al. Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? **New Phytologist**, v. 178, n. 4, p. 719-739, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02436.x>.

MENDIBURU, F. agricolae: Statistical procedures for agricultural research. 2023. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=agricolae>. Acesso em: 22 out. 2023.

MENG, F.; ZHANG, T.; TIN, D. The effects of soil drought stress on growth characteristics, root system, and tissue anatomy of *Pinus sylvestris* var. *mongolica*. **PeerJ**, v. 11, p. e14578, 2023. DOI: 10.7717/peerj.14578.

METER GROUP. *Mini Disk Infiltrrometer* (11. ed.). Pullman, WA, USA: Meter, 2021.

MORAL, R. A.; HINDE, J.; DEMETRIO, C. G. Package 'hnp'. 2018. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/hnp/hnp.pdf>. Acesso em: 21 maio 2018.

MOTHY, J.; ALBAUGH, L.; THOMAS, R. Nutrient use and uptake in *Pinus taeda*. **Tree Physiology**, v. 28, p. 1083-1098, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1093/TREEPHYS/28.7.1083>.

NORMAN, R.; STUCKI, J. The determination of nitrate and nitrite in soil extracts by ultraviolet spectrophotometry. **Soil Science Society of America Journal**, v. 45, n. 2, p. 347-353, 1981. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500020024x>.

PANGLE, R.; SEILER, J. Influence of seedling roots, environmental factors and soil characteristics on soil CO₂ efflux rates in a 2-year-old loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantation in the Virginia Piedmont. **Environmental Pollution**, v. 116, p. 585-596, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00261-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00261-5).

PEREIRA, L.; BALBINOT, L.; MATUS, G.; DIAS, H.; TONELLO, K. Aspects of forest restoration and hydrology: linking passive restoration and soil–water recovery in Brazilian Cerrado. **Journal of Forestry Research**, v. 32, n. 6, p. 2301-2311, 2021. DOI: 10.1007/s11676-021-01301-3.

PEREIRA, N.; PRIMA, S.; BOVI, R.; DA SILVA, L.; DE GOYOD, G.; NAVES, R.; COOPER, M. Does the process of passive forest restoration affect the hydrophysical attributes of the soil superficial horizon? **Water**, v. 12, 2020. DOI: 10.3390/W12061689.

PHILIPPOT, L.; CHENU, C.; KAPPLER, A.; RILLIG, M.; FIERER, N. The interplay between microbial communities and soil properties. **Nature Reviews Microbiology**, v. 22, p. 226-239, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41579-023-00980-5>.

PICHÉ, N.; KELTING, D. Recovery of soil productivity with forest succession on abandoned agricultural land. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 5, p. 645-654, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.12241>.

PICON, C.; GUEHL, J.; FERHI, A. Leaf gas exchange and carbon isotope composition responses to drought in a drought-avoiding (*Pinus pinaster*) and a drought-tolerant (*Quercus petraea*) species under present and elevated atmospheric CO₂ concentrations. **Plant, Cell & Environment**, v. 19, n. 2, p. 182-190, 1996. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1996.tb00239.x>.

QI, J.; YIN, D. Effects of *Suillus luteus* on the growth, photosynthesis, stomata, and root system of *Pinus tabulaeformis* under drought stress. **Journal of Plant Growth Regulation**, v. 42, n. 6, p. 3486-3497, 2023. DOI: 10.1007/s00344-022-10809-9.

QIU, L.; ZHANG, Q.; ZHU, H.; REICH, P.; BANERJEE, S.; VAN DER HEIJDEN, M. et al. Erosion reduces soil microbial diversity, network complexity and multifunctionality. **The ISME Journal**, v. 15, n. 8, p. 2474-2489, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41396-021-00913-1>.

R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2022.

ROMEO, F.; SETTINERI, G.; SIDARI, M.; MALLAMACI, C.; MUSCOLO, A. Responses of soil quality indicators to innovative and traditional thinning in a beech (*Fagus sylvatica* L.) forest. **Forest Ecology and Management**, v. 465, p. 118106, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118106>.

ROWLAND, S.; PRESCOTT, C.; GRAYSTON, S.; QUIDEU, S.; BRADFIELD, G. Recreating a functioning forest soil in reclaimed oil sands in northern Alberta: an approach for measuring success in ecological restoration. **Journal of Environmental Quality**, v. 38, p. 1580-1590, 2009.

SACK, L.; SCOFFONI, C. Leaf venation: structure, function, development, evolution, ecology and applications in the past, present and future. **New Phytologist**, v. 198, n. 4, p. 983-1000, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.12253>.

SAFAR, N.; MAGNAGO, L.; ROLIM, S.; SCHAEFER, C. Atlantic Forest topsoil nutrients can be resistant to disturbance and forest clearing. **Biotropica**, v. 51, n. 3, p. 342-354, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12658>.

SAMUELSON, L.; MATHEW, R.; STOKES, T.; FENG, Y.; AUBREY, D.; COLEMAN, M. Soil and microbial respiration in a loblolly pine plantation in response to seven years of irrigation and fertilization. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 11, p. 2431-2438, 2009. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.08.020.

SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ, F.; RODRÍGUEZ-SOALEIRO, R.; ESPAÑOL, E.; LÓPEZ, C.; MERINO, A. Influence of edaphic factors and tree nutritive status on the productivity of *Pinus radiata* D. Don plantations in northwestern Spain. **Forest Ecology and Management**, p. 181-189, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00471-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00471-1).

SARDANS, J.; ALONSO-R, JANSSEINS, I.; CARNICER, J.; VERESOGLOU, S.; RILLIG, M. et al. Foliar and soil concentrations and stoichiometry of nitrogen and phosphorus across European *Pinus sylvestris* forests: relationships with climate, N deposition and tree growth. **Functional Ecology**, v. 30, p. 676-689, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12541>.

SEILEMAN, M.; AL-SUHAIBANI, N.; ALI, N.; AKMAL, M.; ALOTAIBI, M.; REFAY, Y. et al. Drought stress impacts on plants and different approaches to alleviate its adverse effects. **Plants**, v. 10, n. 2, p. 259, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/plants10020259>.

SHERIFF, D.; MARGOLIS, H.; KAUFMANN, M.; REICH, P. Resource use efficiency. In: SMITH, W.; HINCKLEY, T. *Resource physiology of conifers*. San Diego, CA, USA: Academic Press, 1995. p. 142-178.

SHERIFF, D.; NAMBIAR, E.; FIFE, D. Relationships between nutrient status, carbon assimilation and water use efficiency in *Pinus radiata* (D. Don) needles. **Tree Physiology**, p. 73-88, 1986. DOI: <https://doi.org/10.1093/TREEPHYS/2.1-2-3.73>.

SILVA, E.; AZEVEDO, P.; DE-POLLI, H. Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO₂). *Comunidade Técnico*, v. 99, Seropédica: Embrapa, 2007.

SINGH, B.; SINGH, G. Influence of soil water regime on nutrient mobility and uptake by *Dalbergia sissoo* seedlings. **Tropical Ecology**, v. 45, n. 2, p. 337-340, 2004.

STEFANOWICZ, A.; KAPUSTA, P.; SZAREK-LUKASZEWSKA, G.; GRODZINSKA, K.; NIKLINSKA, M.; VOGT, R. Soil fertility and plant diversity enhance microbial performance in metal-polluted soils. **Science of The Total Environment**, v. 439, p. 211-219, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.09.030>.

SUN, D.; BI, Q.; LI, K.; DAI, P.; YU, Y.; ZHOU, W.; LV, T.; LIU, X.; ZHU, J.; ZHANG, Q.; JIN, C.; LU, L.; LIN, X. Significance of temperature and water availability for soil phosphorus transformation and microbial community composition as affected by fertilizer sources. **Biology and Fertility of Soils**, v. 54, n. 2, p. 229–241, 1 fev. 2018.

TANG, Z.; SAYER, M.; CHAMBERS, J.; BARNETT, J. Interactive effects of fertilization and throughfall exclusion on the physiological responses and whole-tree carbon uptake of mature loblolly pine. **Canadian Journal of Botany**, v. 82, p. 850-861, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1139/b04-064>.

TAYLOR, S.; FRANKS, P.; HULME, S.; SPRIGGS, E.; CHRISTIN, P.; EDWARDS, E. et al. Photosynthetic pathway and ecological adaptation explain stomatal trait diversity amongst grasses. **New Phytologist**, v. 193, n. 2, p. 387-396, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03935.x>.

TESKEY, R.; GHOLZ, H.; CROPPER, W. Influence of climate and fertilization on net photosynthesis of mature slash pine. **Tree Physiology**, v. 14, n. 11, p. 1215-1227, 1994. DOI: <https://doi.org/10.1093/treephys/14.11.1215>.

Torreano, S., & Morris, L. (1998). Loblolly Pine Root Growth and Distribution under Water Stress. **Soil Science Society of America Journal**, 68, pp. 818-827.
doi:<https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200030040x>

Turley, N.; Bell-Dereske, L.; Evan, S.; Brudvig, L. Agricultural land-use history and restoration impact soil microbial biodiversity. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 5, p. 825-863, 2020. doi:<https://doi.org/10.1111/1365-2664.13591>

Tyree, M.; Seiler, J.; Aust, W.; Sampson, D.; Fox, T. Long-term effects of site preparation and fertilization on total soil CO₂ efflux and heterotrophic respirations in a 33-year-old *Pinus taeda* L. plantations on the wet flats of the Virginia Lower Coastal Plain. **Forest Ecology and Management**, v. 234, p. 363-369, 2006.

Van den Driessche, R. Prediction of mineral nutrient status of trees by foliar analysis. **The Botanical Review**, v. 40, p. 347-394, 1974. doi:<https://doi.org/10.1007/BF02860066>

van Hall, R.; Cammeraat, L.; Keesstra, S.; Zorn, M. Impact of secondary vegetation succession on soil quality in a humid Mediterranean landscape. **CATENA**, v. 149, n. 3, p. 836-843, 2017. doi:<https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.05.021>

Vance, E.; Brookes, P.; Jenkinson, D. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, n. 1, p. 703-707, 1987.
doi:[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6)

Wang, R.; Yu, G.; He, N.; Wang, Q.; Zhao, N.; Xu, Z. Altitudinal variation in the covariation of stomatal traits with leaf functional traits in Changbai Mountain. **Acta ecologia Sinica**, v. 36, n. 8, p. 2175-2184, 2016. doi:<https://doi.org/10.5846/stxb201411042162>

Wang, W.; Mishra, S.; Yang, X. Seasonal difference in soil health indicators mediating multidiversity-multifunctionality relationship depends on body size of soil organisms: evidence from rubber plantation agroforestry system. **Soil Biol. Biochem.**, v. 178, p. 108968, 2023. doi:<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.108968>

Ward, E.; Domec, J.; Laviner, M.; Fox, T.; Sun, G.; McNulty, S.; . . . Noormets, A. Fertilization intensifies drought stress: Water use and stomatal conductance of *Pinus taeda* in a

midrotation fertilization and throughfall reduction experiment. **Forest Ecology and Management**, v. 355, p. 72-82, 2015. doi:10.1016/j.foreco.2015.04.009

Waring, S.; Bremner, J. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. **Nature**, v. 201, n. 1, p. 951-952, 1964.
doi:<https://doi.org/10.1038/201951a0>

Woo, K.; Fins, L.; McDonald, G.; Wenny, D.; Eramian, A. Effects of nursery environment on needle morphology of *Pinus monticola* Dougl. and implications for tree improvement programs. **New Forests**, v. 24, p. 113-129, 2002. doi:<https://doi-org.ez22.periodicos.capes.gov.br/10.1023/A:1021230304530>

Wu, W.; Ke, T.; Zhou, X.; Li, Q.; Tao, Y.; Zhang, Y. Chen, L. Synergistic remediation of copper mine tailing sand by microalgae and fungi. **Applied Soil Ecology**, v. 175, p. 104453, 2022. doi:<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104453>

Xiong, D.; Douthe, C.; Flexas, J. Differential coordination of stomatal conductance, mesophyll conductance, and leaf hydraulic conductance in response to changing light across species. **Plant, Cell & Environment**, v. 41, n. 2, p. 436-450, 2017.
doi:<https://doi.org/10.1111/pce.13111>

Yang, B.; Lee, D.; Heo, H.; Biging, G. The effects of tree characteristics on rainfall interception in urban areas. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 15, p. 289-296, 2019. doi:<https://doi.org/10.1007/s11355-019-00383-w>

Yang, J.; Li, Z.; Liang, Y.; Zhang, L.; Li, W. Effects and their mechanisms of temperature and moisture on phosphorus transformation in black soil manured with different fertilizers. **Plant Nutr. Fert. Sci.**, p. 1295-1302, 2009.

Yang, W.; Li, X.; Sun, T.; Yang, Z.; Li, M. Habitat heterogeneity affects the efficacy of ecological restoration by freshwater releases in a recovering freshwater coastal wetland in China's Yellow River Delta. **Ecological Engineering**, v. 104(A), p. 1-12, 2017.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.007>

Zanon, J.; Marques, R.; Herzog de Carvalho, D.; Larsen, J.; De Souza Kulmann, M.; Schumacher, M. Relationship between microbiological, physical, and chemical attributes of different soil types under *Pinus taeda* plantations in southern Brazil. **iForest - Biogeosciences and Forestry**, v. 17, n. 1, p. 29-35, 2024. doi:10.3832/for4349-016

Zema, D.; Plaza-Alvarez, P.; Xu, X.; Carra, B.; Lucas-Borja, M. Influence of forest stand age on soil water repellency and hydraulic conductivity in the Mediterranean environment. **Science of The Total Environment**, v. 753, p. 142006, 2021. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142006>

Zhang, C.; Liu, G.; Xue, S.; Wang, G. Soil bacterial community dynamics reflect changes in plant community and soil properties during the secondary succession of abandoned farmland in the Loess Plateau. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 97, p. 40-49, 2016. doi:<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.02.013>

Zhang, Q.; Peng, S.; Li, Y. Increase rate of light-induced stomatal conductance is related to stomatal size in the genus *Oryza*. **Journal of Experimental Botany**, v. 70, n. 19, p. 5259-5269, 2019. doi:<https://doi.org/10.1093/jxb/erz267>

Zhang, R. Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer. **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, n. 4, p. 1024-1030, 1997.

Zhang, W.; Qiao, W.; Gao, D.; Dai, Y.; Deng, J.; Yang, G.; . . . Guangxin, R. Relationship between soil nutrient properties and biological activities along a restoration chronosequence of *Pinus tabulaeformis* plantation forests in the Ziwuling Mountains, China. **Catena**, v. 161, p. 85-95, 2018. doi:10.1016/j.catena.2017.10.021

Zimmermann, B.; Elsenbeer, H.; De Moraes, J. The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: Implications for runoff generation. **Forest Ecology and Management**, v. 222, n. 1-3, p. 29-38, 2006. doi:<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.070>

Zuo, Y.; Li, W.; Zeng, Y.; Xia, C.; Zhang, H.; Zhang, Z.; . . . Deng, K. Changes in the soil microenvironment during ecological restoration of forest parks in megacities. **Ecological Indicators**, v. 166, 2024. doi:10.1016/j.ecolind.2024.112261

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho buscou investigar como diferentes técnicas de manejo, preparo do solo, fertilização e disponibilidade hídrica influenciam as propriedades químicas, microbiológicas e hídricas do solo em sistemas florestais, bem como seus impactos nas interações entre água, solo e planta. Os resultados obtidos nos três capítulos permitiram compreender melhor os efeitos desses fatores em diferentes contextos, desde florestas de produção até áreas em regeneração natural.

No primeiro capítulo, observou-se que o preparo do solo, especialmente o uso do subsolador, alterou significativamente as propriedades físicas do solo, reduzindo a resistência à penetração e aumentando a infiltração de água e a condutividade hidráulica. Esses efeitos foram mais pronunciados em solos com menor teor de argila, reforçando a importância de considerar as características intrínsecas do solo ao planejar técnicas de manejo. A correlação entre resistência à penetração e taxa de infiltração, no entanto, não foi tão evidente quanto o esperado, sugerindo que outros fatores, como a textura e a estrutura do solo, também desempenham papéis relevantes.

No segundo capítulo, o estudo em áreas de regeneração natural destacou que a regeneração sem interferência humana foi a técnica mais eficaz para promover a infiltração de água e a diversidade microbiológica do solo. Enquanto técnicas como o plantio de árvores e forrageiras apresentaram resultados variáveis, a regeneração natural mostrou-se superior em termos de infiltração estabilizada e atividade biológica do solo. Isso reforça a importância de se considerar processos naturais em estratégias de recuperação de áreas degradadas, especialmente quando o objetivo é restaurar a funcionalidade hidrológica e ecológica do solo.

Por fim, o terceiro capítulo, realizado em condições controladas, evidenciou que a disponibilidade hídrica e a fertilização têm efeitos distintos sobre o crescimento, a fisiologia e a atividade microbiológica do solo, dependendo da espécie vegetal. Enquanto as espécies tropicais foram mais sensíveis à redução da água, a espécie temperada (*Pinus taeda*) mostrou maior resiliência. A interação entre capacidade de campo e fertilização também variou entre as espécies, destacando a complexidade das respostas vegetais a fatores ambientais e de manejo. Esses resultados ressaltam a necessidade de abordagens específicas para cada espécie, especialmente em cenários de mudanças climáticas e manejo sustentável.

Em síntese, este trabalho demonstrou que as técnicas de manejo, a disponibilidade hídrica e a fertilização têm impactos significativos em variáveis relativas às propriedades do solo e desenvolvimento vegetal, dependendo do contexto e das características específicas de cada sistema. A escolha das técnicas deve considerar não apenas os objetivos produtivos ou de conservação, mas também as particularidades do solo, do clima e das espécies envolvidas. Esses achados contribuem para a compreensão das interações no sistema água-solo-plantas e fornecem subsídios para o planejamento de práticas de manejo mais eficientes e sustentáveis em diferentes sistemas florestais.

Conforme demonstrado, as respostas e características fisiológicas, de desenvolvimento das plantas, é complexo e varia conforme as espécies. Além disso, as características de ambientais geomorfológicas como a estrutura do solo, disponibilidade hídrica da região e práticas de manejo, influenciam diretamente no uso sustentável dos recursos naturais (como perdas de solo e água), e com as alterações climáticas trazendo eventos cada vez mais extremos e adversos, é necessário continuar a pesquisa com demais sistemas florestais para entender como essas alterações climáticas de precipitação e temperatura podem afetar o desenvolvimento e saúde das florestas e quais práticas de manejo são recomendadas para manter a sustentabilidade de uso dos recursos naturais como solo e água nessas situações.

REFERÊNCIAS

ARNELL, N. W.; LOWE, J. A.; BROWN, S.; GOSLING, S. N.; GOTTSCHALK, P.; HINKEL, J.; WARREN, R. F. A global assessment of the effects of climate policy on the impacts of climate change. **Nature Climate Change**, v. 3, p. 512-519, 2013.
doi:<https://doi.org/10.1038/nclimate1793>

CINNIRELLA, S.; MAGNANI, F.; SARACINO, A.; & BORGUETTI, M. Response of a mature *Pinus laricio* plantation to a three-year restriction of water supply: structural and functional acclimation to drought. **Tree Physiology**, v. 221, p. 21-30, 2022.
doi:<https://doi.org/10.1093/treephys/22.1.21>

DAI, A. Recent Climatology, Variability, and Trends in Global Surface Humidity. **Journal of Climate**, v. 19, p. 3589–3606, 2006 Doi: <https://doi.org/10.1175/JCLI3816.1>

EDWARDS, D. P.; TOBIAS, J. A.; SHEIL, D.; MEIJAARD, E.; LAURANCE, W. F. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, Elsevier Ltd, 2014.

EWERS, B.; OREN, R.; ALBAUGH, T.; & DOUGHERTY, P. Carry-over effects of water and nutrient supply on water use of *Pinus taeda*. **Ecological Applications**, v. 9, p. 513-525, 1999.

HEGERL, G. C.; BLACK, E.; ALLAN, R. P.; INGRAM, W. J.; POLSON, D.; TRENBERTH, K. E.; CHADWICK, R. S.; ARKIN, BEENA BALAN SARAJINI, P. A.; BECKER, A.; DURACK, P. J.; EASTERLING, D.; FOWLER, H. J.; KENDON, J.; HUFFMAN, G. J.; LIU, C.; MARSH, R.; OSBORN, T. J.; STOTT, P. A.; VIDALE, P.-L.; WIJFFELS, S. E.; WILCOX, L. J.; WILLETT, K. M.; ZHANG, X. CHALLENGES IN QUANTIFYING CHANGES IN THE GLOBAL WATER CYCLE. **American Meteorological Society**, v. 96, p. 1097–1115, 2015.

HERRICK, J. E. Soil quality: an indicator of sustainable land management? **Applied Soil Ecology**, 15, n. 1, 2000. 75-83.

HOU, D.; HOU, D.; BOLAN, N.S.; TSANG, D.C.W.; KIRKHAM, M.B.; O'CONNOR, D. Sustainable soil use and management: An interdisciplinary and systematic approach. **Science of The Total Environment**, 729, n. 10, 2020. 138961.

KUNDZEWICZ, Z. W.; JOSÉ MATA, L. Freshwater resources and their management. In: **Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability**, Cambridge University Press, 2007. p. 173–10.

LAZO, J. K.; LAWSON, M.; LARSEN, P. H.; WALDMAN, D. M. U.S. economic sensitivity to weather variability. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 92, n. 6, p. 709–720, jun. 2011.

LI, L.; SULLIVAN, P. L.; BENETTIN, P.; CIRPKA, O. A.; BISHOP, K.; BRANTLEY, S. L.; KNAPP, J. L. A.; MEERVELD, I. van.; RINALDO A.; SIEBERT, J.; WEN, J.; KIRCHNER, J. W. Toward catchment hydro-biogeochemical theories. **WIREs Water**. 2021; v.8, e1495. Doi: <https://doi.org/10.1002/wat2.1495>.

LÜ, Y. H.; HU, J.; SUN, F. X.; ZHANG, L. W. Water retention and hydrological regulation: Harmony but not the same in terrestrial hydrological ecosystem services. **Shengtai Xuebao**, v. 35, n. 15, p. 5191–5196, 2015.

MICHALETZ, S. T.; CHENG, D.; KERKHOFF, A. J.; ENQUIST, B. J. Convergence of terrestrial plant production across global climate gradients. **Nature**, 2014, v. 512, p. 39–43.

PARR, J. F.; PAPENDICK, R.I.; HORNICK, S.B.; MEYER, R.E. Soil quality: Attributes and relationship to alternative and sustainable agriculture. **American Journal of Alternative Agriculture**, 7, n. 1-2, 1992. 5-11.

PEREIRA, L.; BALBINOT, L.; MATUS, G.; DIAS, H.; & TONELLO, K. Aspects of forest restoration and hydrology: linking passive restoration and soil–water recovery in Brazilian Cerrado. **Journal of Forestry Research**, v. 32, n. 6, p. 2301-2311, 2021. doi:10.1007/s11676-021-01301-3

PETERS-LIDARD, C. D.; ROSE, K. C.; KIANG, J. E.; STROBEL, M. L.; ANDERSON, M. L.; BYRD, A. R.; KOLIAN, M. J.; BREKKE, L. D.; ARNDT, D. S. Indicators of climate

change impacts on the water cycle and water management. **Climatic Change**, v. 165, n. 1–2, 2021.

PHUKAN, U. J.; MISHRA, S.; SHUKLA, R. K. Waterlogging and submergence stress: affects and acclimation. **Critical Reviews in Biotechnology**, 36, n. 5, 2016. 956–966.

SINGH, B.; SIHAG, P.; & DESWAL, S. Modelling of the impact of water quality on the infiltration rate of the soil. **Applied Water Science**, v. 9, n. 15, p. 15, 2019. doi: <https://doi.org/10.1007/s13201-019-0892-1>

SIVAPALAN, M. From engineering hydrology to earth system science: Milestones in the transformation of hydrologic science. **Hydrology and Earth System Sciences**, 2018, v. 22, p. 1665–1693.

TAHAT, M.; ALANANBEH, K.M; OTHMAN, Y.A; LESKOVAR, D.I. Soil Health and Sustainable Agriculture. **Sustainability**, 12, 2020. 4859.

USGCRP. Fifth National Climate Assessment: Report-in-Brief. [s.l: s.n.]. Disponível em: <nca2023.globalchange.gov>. Acesso em: 29 jan. 2025.

WANG, X.; CHI, Y.; SONG, S. Important soil microbiota's effects on plants and soils: a comprehensive 30-year systematic literature review. **Frontiers Microbiology**, 15, 2024. 1347745.

WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME. Water for People Water for Life The United Nations World Water Development Report Executive Summary. UNESCO and Berghahn Books, 36p. 2003.

XU, D.; MERMOUD, A. Topsoil properties as affected by tillage practices in North China. **Soil and Tillage Research**, v. 60, p. 11-19, 2001.

ZEPPEL, M. J. B.; WILKS, J. V.; LEWIS, J. D. Impacts of extreme precipitation and seasonal changes in precipitation on plants. **Biogeosciences**, v. 11, n. 11, p. 3083–3093, 2014.

ZIMMER, A.; MENESES, R. I.; RABATEL, A.; SORUCO, A.; DANGLES, O.; ANTHELME, F. Time lag between glacial retreat and upward migration alters tropical alpine communities. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, 2018, v. 30, p. 89–102.