

JÉSSICA AKEMI HITAKA SOARES

**EFEITO DA ESTRUTURA DE FLORESTAS EM RESTAURAÇÃO NAS VARIÁVEIS
AMBIENTAIS DE MICROCLIMA E NA DISPONIBILIDADE HÍDRICA DO SOLO**

Botucatu

2022

JÉSSICA AKEMI HITAKA SOARES

**EFEITO DA ESTRUTURA DE FLORESTAS EM RESTAURAÇÃO NAS VARIÁVEIS
AMBIENTAIS DE MICROCLIMA E NA DISPONIBILIDADE HÍDRICA DO SOLO**

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da Unesp Campus de Botucatu, um dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Ciência Florestal, do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Vera Lex Engel

Coorientador: Dr. Angelo Albano da Silva Bertholdi

Botucatu

2022

S676e Soares, Jéssica Akemi Hitaka
Efeito da estrutura de florestas em restauração nas variáveis ambientais de microclima e na disponibilidade hídrica do solo / Jéssica Akemi Hitaka Soares. -- Botucatu, 2023
108 p. : il., tabs., fotos

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu
Orientadora: Vera Lex Engel
Coorientador: Angelo Albano da Silva Bertholdi

1. Restauração ecológica. 2. Radiação solar. 3. Ecologia florestal. 4. Vegetação e clima. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

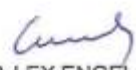
TÍTULO DA TESE: EFEITO DA ESTRUTURA DE FLORESTAS EM RESTAURAÇÃO NO
MICROCLIMA E NA DISPONIBILIDADE HÍDRICA DO SOLO

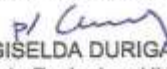
AUTORA: JÉSSICA AKEMI HITAKA SOARES

ORIENTADORA: VERA LEX ENGEL

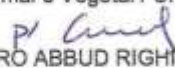
COORDENADOR: ANGELO ALBANO DA SILVA BERTHOLDI

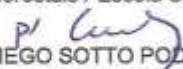
Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em Ciência Florestal, pela
Comissão Examinadora:


Prof.ª Dr.ª VERA LEX ENGEL (Participação Virtual)
Ciência Florestal Solos e Ambiente / Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu UNESP


Prof.ª Dr.ª GISELDA DURIGAN (Participação Virtual)
Laboratório de Ecologia e Hidrologia Florestal - Floresta Estadual de Assis / Instituto Florestal do Estado de São Paulo


Prof. Dr. JOSÉ MARCELO DOMINGUES TOREZAN (Participação Virtual)
Biologia Animal e Vegetal / Universidade Estadual de Londrina


Prof. Dr. CIRO ABBUD RIGHT (Participação Virtual)
Ciências Florestais / Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz


Prof. Dr. DIEGO SOTTO PODADERA (Participação Virtual)
Pós-Doutorando - Departamento de Ciência Florestal, Solos e Ambiente / Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu

Botucatu, 14 de dezembro de 2022

Ao meu companheiro e a minha família pelo apoio e amor
nesta, e em outras fases de minha vida.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, a Deus e aos meus guias espirituais.

Ao meu companheiro, Luís Fernando, pela ajuda e incentivo em todas as etapas do doutorado, mas principalmente por seu amor, amizade, paciência e carinho que me fortaleceram ao longo desta caminhada.

A minha família, por me encorajar e me dar força para prosseguir e concretizar mais este objetivo, não permitindo que eu desanime.

A família Pestana, minha família de coração, pelo carinho, amor e apoio.

A professora Vera e ao Angelo, pela incrível orientação, paciência e por todo ensinamento, os quais me fizeram crescer tanto profissionalmente como pessoalmente.

Ao Guilherme José Móres e Guilherme Alcarás de Góes pela amizade, risadas no campo e por terem compartilhado uma parte de seus dados para o desenvolvimento desta tese.

Ao João, Diana, Bárbara, Vinícius, Diego, Rolis, Polly, Lepo, Grelha, Beatriz, e por tantos outros alunos da graduação e da pós do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF) pela amizade, e por terem contribuído também com esta pesquisa, principalmente na coleta dos dados.

A todos os professores e colaboradores do Programa da Pós Graduação de Ciência Florestal e do viveiro, especialmente a Rosangela, pelo carinho comigo e por ter me ajudado muitas vezes.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – Brasil – CNPQ
- Processo: 141671/2019-0.

RESUMO

Em ecossistemas florestais degradados, a alteração das condições abióticas, entre elas o microclima e a disponibilidade hídrica do solo, pode ser um dos principais filtros para a colonização de espécies nativas adaptadas ao interior da floresta. Independentemente da técnica de restauração, supõe-se que a maior complexidade estrutural da vegetação contribuirá para a maior interceptação e absorção da radiação solar e para mudanças associadas à temperatura e umidade do ar e do solo. Apesar da importância, esse tema ainda é pouco explorado nas pesquisas com florestas em restauração. Visamos, com este trabalho, avaliar o estado da arte das pesquisas envolvendo estudos microclimáticos e de disponibilidade hídrica no solo em florestas tropicais restauradas, identificando os padrões emergentes de estudo, bem como avaliar o efeito da estrutura da vegetação nestas variáveis ambientais. O primeiro capítulo mostra os resultados de uma revisão sistemática da literatura abordando microclima florestal e restauração. Após realizarmos a prospecção de artigos e analisarmos a quantidade de publicações por ano, país e palavras-chaves, inferimos que a mudança das variáveis microclimáticas tem sido avaliada no contexto da restauração; contudo há necessidade de maior profundidade nas abordagens. Variáveis estruturais, como a cobertura, altura do dossel e a área basal, se destacam como preditoras de mudanças no microclima, indicando a existência de limiares para área basal e cobertura de dossel. No segundo capítulo, avaliamos se diferentes técnicas de restauração e a estrutura da vegetação alteraram a radiação fotossinteticamente ativa (RFA), temperatura do ar ($T^{\circ}\text{C}$), umidade relativa (UR), déficit de pressão de vapor (DPV) no ar e potencial de água no solo. Testamos as seguintes hipóteses: (I) A estrutura da vegetação em áreas em processo de restauração da floresta estacional semidecidual afeta significativamente as condições microclimáticas e de água no solo; (II) Existem limiares relacionados aos parâmetros de estrutura florestal para estabilização do microclima e da disponibilidade hídrica no solo à medida que a estrutura da vegetação se desenvolve; e (III) Florestas com maior diversidade de espécies possuem condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica no solo similares aos fragmentos de referência. Conduzimos esta pesquisa em dois sítios experimentais em Botucatu-SP, onde um experimento instalado entre 1997 e 1998 foram delineados em blocos ao acaso, com três repetições de cinco tratamentos em cada sítio, a saber: restauração passiva (RP), sistema agroflorestal

(SAF), consórcio de espécies para madeira e lenha (CML), semeadura direta (SEM) e plantio de alta diversidade (PAD), além da mata nativa de referência (REF). Registramos dados de microclima e potencial de água no solo em quatro épocas, durante um ano, e avaliamos parâmetros estruturais da vegetação. O IAF afetou negativamente a RFA. A altura média do dossel exerceu um efeito negativo no DPV e na T°C máxima, e positivo na UR média. Tanto o IAF quanto à altura média afetou positivamente a UR mínima. Houve a formação de pontos de inflexão nas curvas de regressão do IAF com a T°C e DPV máximo, evidenciando quedas mais acentuadas em ambas as medidas, a partir de uma IAF de 9,3. Somente a T°C máxima e as taxas de RFA foram afetadas pelos tratamentos, os quais se diferiram da mata nativa em relação a RFA diária e máxima, mas se igualaram na T°C máxima com exceção da restauração passiva. O potencial de água no solo não foi afetado significativamente pela estrutura ou pelos tratamentos. Para a RFA, a hipótese de que o PAD seria mais similar à mata de referência não foi confirmada, o que pode ser atribuído à alta heterogeneidade entre as parcelas deste tratamento.

Palavras-chave: estrutura da vegetação; filtros abióticos; mata atlântica; radiação solar; restauração ecológica.

ABSTRACT

In degraded forest ecosystems, the change in the abiotic conditions, including the microclimate and soil water availability, can be one of the main filters for the colonization of native species adapted to the forest understory. Regardless of the restoration technique, it is assumed that the greater structural complexity of the vegetation will contribute with the increase of interception and absorption of solar radiation and changes associated with the temperature and soil and air humidity. Despite its importance, this topic is still little explored in research with restored forests. We aimed at to evaluate the state of the art of research works involving microclimate and soil water availability in restored tropical forests, identifying patterns of variation, as well as evaluating the effect of vegetation structure on these environmental variables. The first chapter presents a systematic literature review of research papers addressing forest microclimate and restoration. After, analyzing the number of publications per year, country and keywords, we concluded that the change in microclimatic variables during restoration has been analyzed, but not as deep as necessary. Structural variables, such as forest cover, canopy height and basal area, stand out as predictors for changes in the microclimate, indicating the existence of thresholds for basal area and canopy cover. In the second chapter, we evaluated whether different restoration techniques and vegetation structure affect the photosynthetically active radiation (PAR), air temperature ($T^{\circ}\text{C}$), air relative humidity (ARH), vapor pressure deficit (VPD) and soil water potential (SWP). We tested the following hypotheses: (I) The vegetation structure of restored seasonal tropical forests significantly affects the microclimatic and soil water conditions throughout the year; (II) In restored tropical seasonal forests over 20 year-ages it is already possible to detect forest structure parameters thresholds for microclimate and soil water availability stabilization ; and (III) Forests with higher species diversity have microclimatic conditions and soil water availability similar to the reference forests. We conducted this research at two experimental sites at Botucatu-SP, where an experiment installed between 1997 and 1998 was designed in randomized blocks, with three replications of five treatments at each site, namely: passive restoration (PR), agroforestry system (AS), consortium of species for wood and firewood (CWF), direct seeding (DS) and high diversity planting (HDP), and the monitored native forest of reference (REF). We recorded microclimate data and soil water potential in four periods throughout one year

and evaluated the vegetation structural parameters. The IAF negatively affected PAR. Mean canopy height had a negative effect on DPV and maximum T°C, and a positive effect on mean RH. Both LAI and mean height positively affected minimum RH. There was the formation of inflection points in the LAI regression curves with T°C and maximum DPV, showing more accentuated drops in both measures, from an LAI of 9.3. Only the maximum T°C and the PAR rates were affected by the treatments, which differed from the native forest in relation to the daily and maximum PAR, but were equal in the maximum T°C with the exception of the passive restoration. Soil water potential was not significantly affected by structure or treatments. For PAR, the hypothesis that the HDP would be more similar to the reference forest was not confirmed, which can be attributed to the high heterogeneity between plots of this treatment.

Keywords: abiotic filters; atlantic forest; ecological restoration; solar radiation; vegetation structure.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Capítulo 1 – Relação entre o microclima e a estrutura da vegetação no contexto da restauração ecológica: uma análise sistemática da bibliografia

Figura 1 – Palavras-chave inseridas na plataforma de busca da *Web of Science*, *Scopus* e *Scielo* para a coleta de artigos originais e de revisão que abordaram a influência de parâmetros de estrutura da vegetação na alteração de variáveis ambientais no contexto da restauração ecológica de áreas florestais no Brasil e no mundo..... 33

Figura 2 – Número de artigos originais e de revisão que abordaram a influência de pelo menos um parâmetro de estrutura da vegetação na alteração de uma ou mais variáveis ambientais no contexto da restauração ecológica de áreas florestais no Brasil e no mundo, publicados nas plataformas de pesquisa 35

Figura 3 – Número de artigos por local (país) de realização dos experimentos que abordaram a influência de pelo menos um parâmetro de estrutura da vegetação na alteração de uma ou mais variáveis ambientais no contexto da restauração ecológica de áreas florestais no Brasil e no mundo 36

Figura 4 – Mapa de co-ocorrência de palavras-chave das pesquisas envolvendo a relação entre parâmetros da estrutura da vegetação com as variáveis ambientais no contexto da restauração de áreas florestais no Brasil e no mundo37

Figura 5 – Número de artigos originais e de revisão que abordaram a influência de pelo menos um parâmetro de estrutura da vegetação na alteração de uma ou mais variáveis ambientais no contexto da restauração ecológica de áreas florestais no Brasil e no mundo..... 39

Capítulo 2 – Microclima e disponibilidade hídrica do solo em áreas em restauração da floresta estacional semidecidual: influência de diferentes técnicas de restauração e da estrutura da vegetação

Figura 1 – Localização e delimitação da área de estudo..... 61

Figura 2 – Parcelas de referência e disposição dos blocos das diferentes técnicas de restauração na Área 1 e na Área 2..... 63

Figura 3 – <i>Data-logger</i> e sensores de microclima e de potencial de água do solo (disponibilidade hídrica do solo) utilizados para a amostragem das variáveis microclimáticas e de disponibilidade hídrica do solo	67
Figura 4 – Análise de Componentes Principais (ACP) da estrutura da vegetação das diferentes técnicas de restauração após 23 anos de implantação do experimento nas fazendas Lageado (Área 1, cor azul) e Edgardia (Área 2, cor vermelha)	75
Figura 5 – Efeito das variáveis estruturais de IAF (índice de área foliar) e altura média do dossel nas variáveis de microclima durante o pico da época úmida (fevereiro), após 23 anos de implantação	77
Figura 6 – Efeito do IAF (índice de área foliar) na temperatura máxima (T°C) e no déficit de pressão (DPV) máximo durante o pico da época úmida (fevereiro) após 23 anos de implantação	79
Figura 7 – Taxas de respostas média das variáveis de radiação fotossinteticamente ativa e temperatura máxima entre as técnicas de restauração e as florestas de referência	82

LISTA DE TABELAS

Capítulo 2 – Microclima e disponibilidade hídrica do solo em áreas em restauração da floresta estacional semidecidual: influência de diferentes técnicas de restauração e da estrutura da vegetação

Tabela 1 – Atributos físicos (textura) e químicos (fertilidade) do solo nas áreas experimentais Lageado (área 1) e Edgárdia (área 2)	62
Tabela 2 – Descrição dos tratamentos ou técnicas de restauração inseridos na Área 1 (Lageado) e Área 2 (Edgardia).....	64
Tabela 3 – Coeficientes das técnicas de restauração e da mata nativa de referência obtidos por intermédio dos valores médios transformados (método <i>box-cox</i>) das variáveis de radiação fotossinteticamente ativa e dos valores médios de temperatura máxima.....	80

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	21
CAPÍTULO 1 - RELAÇÃO ENTRE O MICROCLIMA E A ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO NO CONTEXTO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: UMA ANÁLISE SISTEMÁTICA DA BIBLIOGRAFIA	26
RESUMO	26
1.1 INTRODUÇÃO	27
1.2 MATERIAL E MÉTODOS	30
1.2.1 Coleta de dados	30
1.2.2 Análise de dados	32
1.3 RESULTADOS	33
1.3.1 Número de publicações, distribuição por países e principais palavras- chave.....	33
1.3.2 Número de pesquisas que abordaram a interação do microclima e da disponibilidade hídrica com a estrutura da vegetação	37
1.4 DISCUSSÃO	39
1.4.1 Avaliação do efeito da a estrutura florestal nas variáveis de microclima e de disponibilidade hídrica do solo em pesquisas de restauração de ecossistemas florestais no Brasil e no mundo	39
1.4.2 Padrões emergentes de influência da estrutura florestal no microclima e disponibilidade hídrica do solo em florestas restauradas	40
1.4.3 Indicadores ou limiares de mudança de variáveis do microclima ou de disponibilidade hídrica do solo em relação aos parâmetros de estrutura florestal	43
1.5 CONCLUSÃO	45
REFERÊNCIAS	46
CAPÍTULO 2 - MICROCLIMA E DISPONIBILIDADE HÍDRICA DO SOLO EM ÁREAS EM RESTAURAÇÃO DA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL: INFLUÊNCIA DE DIFERENTES TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO E DA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO	54
RESUMO	54

2.1	INTRODUÇÃO	56
2.2	MATERIAL E MÉTODOS	59
2.2.1	Áreas de estudo	59
2.2.2	Delineamento experimental	61
2.2.3	Amostragem da estrutura da vegetação nos tratamentos de restauração.....	64
2.2.4	Amostragem das variáveis microclimáticas e de disponibilidade hídrica no solo nos tratamentos de restauração e de referência	65
2.2.5	Análise de dados	67
2.2.5.1	A estrutura da vegetação em áreas em processo de restauração da floresta estacional semidecidual afeta significativamente as condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica do solo	67
2.2.5.2	Existem limiares relacionados aos parâmetros de estrutura florestal para a estabilização do microclima e de disponibilidade hídrica no solo à medida que a estrutura da vegetação se desenvolve	69
2.2.5.3	Florestas com maior diversidade de espécies possuem condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica no solo similares aos fragmentos de referência	70
2.3	RESULTADOS	72
2.3.1	A estrutura da vegetação em áreas em processo de restauração da floresta estacional semidecidual afeta significativamente as condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica do solo	72
2.3.1.1	Estrutura da vegetação dos diferentes tratamentos de restauração das Fazendas Edgardia e Lageado	72
2.3.1.2	Efeito das variáveis de estrutura da vegetação nas condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica no solo	74
2.3.2	Existem limiares relacionados aos parâmetros de estrutura florestal para a estabilização do microclima e de disponibilidade de água à medida que a estrutura da vegetação se desenvolve	76
2.3.3	Florestas com maior diversidade de espécies possuem condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica no solo similares aos fragmentos de referência.....	77
2.3.3.1	Comparações das técnicas de restauração florestal com a floresta de	

	referência em relação as variáveis de microclima	78
2.4	DISCUSSÃO	80
2.4.1	A estrutura da vegetação em áreas em processo de restauração da floresta estacional semidecidual afeta significativamente as condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica do solo	80
2.4.1.1	Estrutura da vegetação dos diferentes tratamentos de restauração das Fazendas Edgardia e Lageado	80
2.4.1.2	Efeito das variáveis de estrutura da vegetação nas condições de microclimáticas e de disponibilidade hídrica do solo	82
2.4.2	Existem limiares relacionados aos parâmetros de estrutura florestal para a estabilização do microclima e de disponibilidade de água à medida que a estrutura da vegetação se desenvolve	84
2.4.3	Florestas com maior diversidade de espécies possuem condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica no solo similares aos fragmentos de referência	85
2.5	CONCLUSÃO	88
	REFERÊNCIAS	89
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	98
	REFERÊNCIAS	99
	APÊNDICES	103

INTRODUÇÃO GERAL

A restauração ecológica é uma das principais práticas utilizadas para auxiliar na recuperação de uma área degradada (GUERRA *et al.*, 2020; SER, 2004). Compromissos ambientais nacionais e internacionais firmados pelo Brasil, como o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PLANAVEG), que visa restaurar 12 milhões de hectares (WRI BRASIL, 2019), e o Desafio de Bonn de 2011, cujo objetivo é a restauração de 350 milhões de hectares até 2030 (IUCN, 2019), reforçam a importância e o aumento da aplicação desta atividade frente à degradação dos ecossistemas florestais. As técnicas de restauração podem ser aplicadas na forma passiva e a ativa. A restauração passiva envolve a retirada dos fatores de perturbação e a possibilidade de colonização da área por qualquer espécie dos habitats circundantes (BENAYAS *et al.*, 2009). Na restauração ativa, empregam-se técnicas mais intensivas de manejo, como a capina e o posterior plantio de sementes ou mudas, e algumas abordagens partem do princípio de que a reintrodução de uma alta diversidade de espécies e de grupos funcionais contribui mais para a integridade biológica e o funcionamento do ecossistema, principalmente, em regiões tropicais (NAEEM *et al.*, 2012; BENAYAS *et al.*, 2009). Em outros casos, são implantados sistemas mais simples, do ponto de vista estrutural e funcional, que priorizam a provisão de recursos (como, alimentos), associados aos serviços ecossistêmicos (como a ciclagem de nutrientes) (PONTES *et al.*, 2019).

Ao implementar a prática de restauração, espera-se conduzir a área degradada a uma trajetória sucessional que a levará a condições desejáveis (CHAZDON, 2014), como a formação de uma comunidade mínima viável, biodiversa e com os serviços ecossistêmicos recuperados. Contudo, para que isso aconteça, filtros ambientais abióticos, como temperaturas elevadas, precisam ser superados (HOBBS; NORTON, 2004), de modo que uma comunidade inicial se estabeleça e seja capaz de persistir a ponto de provocar mudanças ambientais subsequentes que irão garantir a continuidade da sucessão (ENGEL; PARROTTA, 2008). Espera-se que a vegetação estabelecida proporcione modificação nos filtros ambientais abióticos, tais como as condições microclimáticas (radiação fotossinteticamente ativa (RFA), temperatura do ar e do solo, umidade relativa e déficit de pressão de vapor (DPV) do ar, disponibilidade hídrica do solo), de modo a torna-las mais estáveis e mais

semelhantes às de uma mata nativa, favorecendo a regeneração das espécies adaptadas ao habitat de interior da floresta (BIZUTI *et al.*, 2016).

Independentemente da técnica de restauração empregada, o principal fator biótico responsável por alterar o microclima e a disponibilidade hídrica do solo é o arranjo espacial dos elementos dentro da floresta, ou seja, a sua estrutura (ARX *et al.*, 2013; BENAYAS *et al.*, 2009; MCELHINNY *et al.*, 2005;). Por ocupar o espaço entre a atmosfera e o solo, os componentes individuais da vegetação, como as folhas e galhos, realizam trocas de energia com a atmosfera (como a evapotranspiração) e absorvem e emitem a radiação fotossinteticamente ativa, resultando na formação de um microclima distinto em relação à área circundante (GEIGER *et al.*, 1995). As particularidades da estrutura de cada fisionomia florestal (como a altura e o número de estratos) podem ocasionar maiores ou menores diferenciações microclimáticas em relação às áreas abertas. Por exemplo, as florestas tropicais secas são 3,1 °C mais frias que áreas abertas; já nas florestas tropicais úmidas esta diferença pode chegar a 9,5°C (LEBRIJA-TREJOS *et al.*, 2011). Ainda, as distintas características estruturais podem ser responsáveis também pela formação de gradientes de microclima em florestas contíguas.

A estrutura da vegetação inicia a alteração do microclima pela interceptação, absorção e transmissão da radiação fotossinteticamente ativa (RFA), ou seja, a radiação que é utilizada para a fotossíntese. O aumento da cobertura e densidade do dossel superior altera o regime da RFA direta, pois uma menor quantidade chegará ao chão da floresta, devido à reflexão, e principalmente à absorção pelas folhas do dossel superior (KOVÁCS *et al.*, 2017; MEIJIDE *et al.*, 2018). No sub-bosque, estrato florestal constituído por indivíduos arbóreos regenerantes e espécies herbáceas e arbustivas (SILVA, 2018), a radiação direta é mais heterogênea em relação à radiação difusa (OLPENDA *et al.*, 2018). A radiação direta alcança o chão da floresta, na forma de raios de luz solar direta (*sunflecks*) que entram por aberturas do dossel da floresta (GUARIGUATA; KATTAN, 2002; LEBRIJA-TREJO *et al.*, 2011). Já a radiação difusa, que ocorre principalmente em dias nublados, pode predominar no sub-bosque (MONTAGNINI; JORDAN, 2005). Contudo, a capacidade de moderação do dossel pode mudar em fisionomias que perdem folhas em épocas mais secas do ano (SOUZA *et al.*, 2014; ARX *et al.*, 2013).

A menor taxa de radiação chegando ao solo modifica automaticamente outras variáveis microclimáticas. A absorção da radiação pelo dossel é convertida em calor

latente (evapotranspiração), que somado ao efeito de sombreamento do dossel auxilia na diminuição da temperatura e em sua variação, além também diminuir o DPV (DAVIS *et al.*, 2019; FREY *et al.*, 2016; MEIJIDE *et al.*, 2018). O incremento em altura e a estratificação do dossel também atuarão no decréscimo e na estabilização da temperatura e do DPV (FREY *et al.*, 2016; MEIJIDE *et al.*, 2018), pois aumentam a distância do solo em relação ao topo do dossel e a áreas vizinhas mais abertas. No sentido contrário, há o aumento da umidade relativa (KÓVACS *et al.*, 2017; TREJOS *et al.*, 2011) que possui uma relação inversa com a temperatura, e da disponibilidade hídrica do solo, uma vez que o aumento da cobertura do dossel diminui a evaporação de água do solo (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; TREJOS *et al.*, 2011).

Entretanto, mesmo que as diferentes abordagens utilizadas para a restauração florestal possibilitem a formação da estrutura da vegetação, não há evidências que demonstrem que a mudança do microclima ocorrerá no mesmo período, intensidade e direção nas diferentes técnicas de restauração. Isto ocorre, pois a estabilização das variáveis do microclima e de água do solo dependerá também da diversidade de espécies inseridas no processo de restauração, e pelo nível de complexidade estrutural da comunidade. A maior diversidade nas comunidades florestais proporciona o efeito de complementaridade de nichos, uma vez que a presença de diferentes traços funcionais no sistema em restauração, como diferentes alturas ou tolerâncias a sombra, resulta na partição de recursos (diferenciação de nichos) e na diminuição da competição (MENSAH *et al.*, 2018; MORIN *et al.*, 2011). Desta forma, há maior formação e preenchimentos dos estratos, aumentando o índice de área foliar e a estratificação e altura do dossel.

Apesar das pesquisas em florestas tropicais, temperadas e em plantios puros evidenciarem que sistemas de maior diversidade possuem maior complexidade estrutural e, por conseguinte, menores oscilações e valores menos extremos das variáveis do microclima (FREY *et al.*, 2016; HARDWICK *et al.*, 2015; RISSANEN *et al.*, 2019; WILLIAMS *et al.*, 2017), ainda há lacunas nas pesquisas sobre este tipo de interação em áreas em restauração. Quando, o quanto e como as propriedades de estrutura (altura, área basal, entre outros) são capazes de influir na recuperação destas variáveis abióticas (GAVITO *et al.*, 2021; HARDWICK *et al.*, 2015) em diferentes técnicas de restauração, ainda não terem sido bem avaliados. O longo prazo para realização da coleta de dados (em função da necessidade de um desenvolvimento mínimo da estrutura da vegetação), investimentos financeiros de alto

custo para aquisição de materiais (como sensores e “*data loggers*”) para o registro dos dados (GENDRON *et al.*, 2001; JAEN; AIDE, 2005; ZELLWEGER *et al.*, 2019) e a complexidade envolvida na validação e tratamento dos dados (WOLF *et al.*, 2021), podem contribuir para a incipiente aplicação deste tipo de avaliação em experimentos acadêmicos relacionados à restauração ecológica.

Consequentemente, há poucas publicações de pesquisas científicas demonstrando as relações intrínsecas entre as condições de microclima e água no solo com a estrutura da vegetação, ou até mesmo de estudos mais descritivos das condições de microclima de áreas em restauração florestal. A melhor compreensão do microclima florestal e de sua mudança contribui para a melhoria do ajuste de modelos de distribuição das espécies, tendo em vista que as condições ambientais locais (como topografia e vegetação) podem resultar em microclimas substancialmente distintos do macroclima (KOVÁCS *et al.*, 2020; WOLF *et al.*, 2021). Por intermédio da análise de dados obtidos do microclima em florestas em restauração, podem ser geradas inferências realistas para a avaliação das condições abióticas que impliquem no desenvolvimento da comunidade. Este tipo de informação subsidia a tomada de decisão sobre o manejo das áreas, podendo nortear o enriquecimento da comunidade com espécies mais exigentes em condições abióticas (WALLACE *et al.*, 2017), inserir outras com o intuito de diminuir as oscilações das variáveis de microclima ou ainda, a extração dos componentes arbóreos, com as possíveis consequências no microclima (KOVÁCS *et al.*, 2020).

Objetivamos, com este trabalho, avaliar o estado da arte das pesquisas sobre microclima de áreas restauradas, no contexto das florestas tropicais, buscando identificar padrões e lacunas do conhecimento, bem como avaliar o efeito da estrutura da vegetação e de diferentes técnicas de restauração da Floresta Estacional Semidecidual nas condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica no solo. Para isso, o trabalho foi estruturado em dois capítulos.

No primeiro capítulo, realizamos uma revisão sistemática de literatura para verificar se as pesquisas acadêmicas estão abordando o efeito da estrutura da vegetação no microclima e da disponibilidade hídrica do solo, no contexto da restauração ecológica florestal. Buscamos responder as seguintes perguntas:

- 1) As pesquisas de restauração de ecossistemas florestais, no Brasil e no mundo, estão abordando a influência da estrutura da vegetação nas variáveis de microclima e de disponibilidade hídrica do solo?

2) Existem padrões emergentes de influência da estrutura da vegetação no microclima e disponibilidade hídrica do solo em florestas restauradas?

3) Há indicadores ou limiares nos parâmetros de estrutura da vegetação que se relacionam a mudanças nas variáveis do microclima ou disponibilidade hídrica do solo?

No segundo capítulo, utilizamos dados primários de um experimento implantando em 1997 e denominado “Restauração da Mata Atlântica em Sítios Degradados no Estado de São Paulo”. Fruto de uma parceria entre pesquisadores da Universidade Estadual Paulista (UNESP) e USDA – Forest Service, este experimento foi desenvolvido para avaliar a sustentabilidade ecológica, econômica e social de diferentes associações de espécies (MACHADO, 2016) e desde sua implantação tem sido desenvolvidas diferentes pesquisas, como: estoque de madeira e biomassa (PONTES, 2019; NOGUEIRA JUNIOR, 2010), regeneração (FIGUEIREDO, 2018; PODADERA *et al.*, 2015), respostas ecofisiológicas (BERTHOLDI, 2019), ciclagem de nutrientes (MACHADO, 2016), entre outras. Com os dados coletados neste experimento, buscamos no segundo capítulo comparar as condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica do solo de diferentes técnicas de restauração com as observadas nas matas nativas de referência. Também investigamos a influência das técnicas de restauração e das métricas da estrutura da vegetação na alteração das variáveis de microclima e de água no solo, além da possibilidade de existência de limiares nos parâmetros de estrutura para estabilização das variáveis microclimáticas estudadas.

Buscamos testar as seguintes hipóteses:

- I. A estrutura da vegetação em áreas em processo de restauração da floresta estacional semidecidual afeta significativamente as condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica do solo.
- II. Existem limiares relacionados aos parâmetros de estrutura florestal para a estabilização do microclima e de disponibilidade hídrica no solo à medida que a estrutura da vegetação se desenvolve.
- III. Florestas com maior diversidade de espécies possuem condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica no solo similares aos fragmentos de referência.

CAPÍTULO 1

RELAÇÃO ENTRE O MICROCLIMA E A ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO NO CONTEXTO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA DA LITERATURA ¹

RESUMO

Em florestas tropicais conservadas, a maior estratificação do dossel e a cobertura foliar garante a maior absorção da radiação solar, além de mudanças associadas na temperatura, déficit de pressão de vapor e umidade do ar e do solo. Em florestas degradados, estas variáveis ambientais podem possuir maior variabilidade, devido ao baixo índice de área foliar e número de estratos. Assim, espera-se que as ações de restauração nestas áreas, possam modificar estas variáveis ambientais, criando condições mais semelhantes ao interior da floresta nativa devido ao desenvolvimento da estrutura florestal. Contudo, ainda não está claro nas pesquisas quais são os principais componentes da estrutura da vegetação responsáveis por estas mudanças e nem a direção de efeito de cada componente no microclima. Com este estudo visamos responder as seguintes perguntas: 1) As pesquisas de restauração de ecossistemas florestais no Brasil e no mundo estão abordando a influência da estrutura da vegetação nas variáveis de microclima e de disponibilidade hídrica do solo?; 2) Existem padrões emergentes de influência da estrutura da vegetação no microclima e disponibilidade hídrica do solo em florestas restauradas? e 3) Há indicadores ou limiares nos parâmetros de estrutura de vegetação relacionados a mudanças de variáveis do microclima ou de disponibilidade hídrica do solo? Realizamos a prospecção de artigos nas plataformas de pesquisa da *Web of Science*, *Scopus* e *Scielo*, e analisamos a quantidade de publicações por ano, país e palavras-chaves. Inferimos que a mudança das variáveis microclimáticas tem sido avaliada no contexto da restauração; contudo há necessidade de mais pesquisas abordando com maior profundidade os mecanismos que explicam a interação da estrutura com o microclima e a disponibilidade hídrica. A maior cobertura de vegetação absorve a radiação global e aumenta as taxas de umidade relativa do ar. Conjuntamente com a

¹ Capítulo redigido de acordo com as normas gerais de formatação do periódico *Restoration Ecology*, onde está submetido para revisão.

maior altura do dossel, a cobertura do dossel afeta negativamente a temperatura do ar e o déficit de pressão de vapor. A densidade e a área basal também podem predizer a diminuição da taxa de transmissão de radiação para o sub-bosque. Há divergências em relação ao efeito da estrutura florestal na disponibilidade hídrica, com efeitos positivos e negativos, principalmente em relação à cobertura de dossel. A interação comprovada entre estrutura e microclima indicam a necessidade de estudos que visem a prospecção de limiares ou indicadores para aplicação em monitoramentos ambientais, como também para o manejo destas áreas.

Palavras-chave: análise bibliométrica; estrutura da vegetação; floresta tropical; microclima; radiação solar; restauração ecológica.

1.1 INTRODUÇÃO

As florestas ocupam uma área de 4 bilhões de hectares, o que corresponde a 31% da área global de terras (FAO, 2020). De modo geral, as florestas diferem de outros tipos de vegetação (como as áreas campestres), por possuírem como principal forma de vida os indivíduos arbóreos com altura mínima entre 2 a 5 metros, e que proporcionam uma cobertura de copas acima de 10% (FAO, 2000). Há no globo quatro grandes biomas florestais: floresta boreal, temperada, subtropical e tropical (FAO, 2020). A floresta tropical corresponde a 45% da área florestal global e abriga a maior parte da biodiversidade terrestre, sendo compostos principalmente por uma vegetação lenhosa perene, além de outras formas de vida, como lianas, epífitas, palmeiras e herbáceas (BOWLES, 1998; FAO, 2020; JACOBS, 1988). Em relação as outras florestas, como as temperadas, que podem possuir até três estratos (herbáceo, intermediário e dossel superior), a floresta tropical possui uma estrutura multiestratificada e densa, com grande complexidade e diversidade (ARX *et al.*, 2012; JACOBS, 1988; TERBORGH, 1985; TREJOS *et al.*, 2011).

A elevada diversidade de espécies incrementa a complexidade estrutural das florestas tropicais pelos efeitos das diferentes espécies e de interações interespecíficas. As características intrínsecas das espécies (identidade), como de altura, arquitetura de dossel e principalmente de tamanho, contribuem para aumentar a complexidade estrutural, pela maneira como cada uma preenche o espaço (MORIN *et al.*, 2011; ZEMP *et al.*, 2019). No que se refere às interações interespecíficas,

espécies com características complementares, ou seja, que partilham os recursos, apresentam menor competição entre si, devido às diferenças em seus traços funcionais, como tolerância à sombra e taxas de crescimento (MORIN *et al.*, 2011; WILLIAMS *et al.*, 2021). Como resultado, pode haver o preenchimento dos diferentes nichos de luz por espécies distintas, resultando na ampliação do índice de área foliar do estande (gerado pela sobreposição de copas).

A manutenção da integridade biológica e da funcionalidade dos ecossistemas florestais, em geral, propiciam a modificação do ambiente biótico e abiótico (NADROWSKI; WIRTH; LORENZEN, 2010), como a regulação do clima em escalas locais, como o microclima (MORI; LERTZMAN; GUSTAVO, 2016). O microclima é o conjunto de condições climáticas (temperatura, umidade, entre outros), caracterizado pelo alto dinamismo e por ser regulado também pela vegetação, em função de sua estrutura (AUSSENAC, 2000; BONAN, 2016; GEIGER *et al.*, 1995; TREJOS *et al.*, 2011). O dossel dos ecossistemas florestais influi nas variáveis microclimáticas do sub-bosque, tornando-as mais estáveis e com menores valores extremos (como a temperatura do ar), em comparação a áreas abertas, o que se inicia pela alteração da radiação fotossinteticamente ativa (RFA), tanto direta quanto difusa. Nas florestas tropicais, a maior biomassa e desenvolvimento do dossel interceptam entre 25 a 100% da radiação global (dependendo do ângulo do sol) (MONTAGNINI; JORDAN, 2005), diminuindo gradualmente sua transmissão para o sub-bosque florestal (GUARIGUATA; KATTAN, 2002; JORDAN, 2005).

A redução da entrada de radiação para o sub-bosque diminui a temperatura próxima ao solo (LOWMAN; RINKER, 2004). Ao absorver a radiação direta, as folhas do dossel as converte em calor latente (evapotranspiração), resfriando o ar (DAVIS *et al.*, 2019; SHEN *et al.*, 2020). Conjuntamente, a maior altura total da árvore impede a mistura vertical de ar quente (proveniente de áreas circundantes) com o sub-bosque, resultando em maiores temperaturas próximo da copa, e menores próximas ao solo, podendo ocorrer diferenças de até 4°C (HARDWICK *et al.*, 2015; JUCKER *et al.*, 2018). Com a diminuição da temperatura do ar pelo dossel e a restrição do fluxo de ar próximo ao solo, há o aumento e a manutenção da umidade ao longo do ano (LOWMAN; RINKER, 2004). Da mesma maneira, há o decréscimo do déficit de pressão de vapor (TREJOS *et al.*, 2011) entre folha e atmosfera, devido à menor temperatura (TURNER, 2004) e maior umidade próximo ao solo.

Outro efeito positivo do desenvolvimento da vegetação é a redução do ressecamento do solo ocasionado pelo sombreamento do solo, principalmente durante o início do processo de sucessão (LEBRIJA-TREJOS *et al.*, 2011; RIVAS *et al.*, 2017). Ainda, em determinados casos, a retirada de indivíduos arbóreos pode ocasionar o mesmo efeito positivo, devido à diminuição da captação da água do solo pela vegetação (MA *et al.*, 2010; WENG *et al.*, 2007). Por outro lado, o desenvolvimento da vegetação nos processos de restauração pode ocasionar o efeito inverso, ou seja, diminuir a disponibilidade hídrica do solo. O desenvolvimento inicial de uma comunidade florestal pode culminar com a maior extração de água no solo, até a floresta alcançar maiores estágios sucessionais (BROWN *et al.*, 2005). Ou ainda, a inserção de projetos de restauração em áreas com susceptíveis a secas prolongadas, pode também diminuir a umidade do solo (FILOSO *et al.*, 2017).

A estrutura de florestas degradadas pode diferir dos ecossistemas florestais conservados (GRANDÓN *et al.*, 2018), e por possuir um menor número de estratos e baixo índice de área foliar, pode resultar em um ambiente físico com condições estressantes de microclima (como de temperatura e umidade), que influi na montagem das comunidades. Segundo a teoria das regras de montagem das comunidades, a restauração de áreas degradadas é norteadas por filtros bióticos e abióticos (HOBBS; NORTON, 2004). Os filtros abióticos (do ambiente físico), tais como a disponibilidade hídrica do solo e as variáveis do microclima, podem oferecer resistência ao processo de restauração, por reduzir o *pool* de possíveis espécies colonizadoras (HOBBS; NORTON, 2004; FATTORINI; HALLE, 2004; KEDDY, 1992). Ações de restauração ecológica surgem para modificar estes filtros por intermédio de técnicas compatíveis com a resiliência local, e pela inserção de indivíduos mais adaptados às condições abióticas iniciais (GILARDELLI *et al.*, 2015; LAUGHLIN, 2014; TREJOS *et al.*, 2010). O posterior desenvolvimento das espécies introduzidas resulta na formação da estrutura florestal, que modulará os filtros abióticos do micro sítio, permitindo o avanço da sucessão.

Apesar de estudos indicarem que nas áreas em restauração, o microclima se altera a partir do desenvolvimento dos componentes estruturais (SUGANUMA; DURIGAN, 2015), ainda não está claro nas pesquisas quais são os principais componentes da estrutura da vegetação responsáveis por estas mudanças; nem o tamanho e a direção de efeito de cada componente no microclima, nem quando este processo se inicia (GAVITO *et al.*, 2021; HARDWICK *et al.*, 2015). Ainda, a

possibilidade de aplicação de variadas técnicas, como o plantio de mudas ou a semeadura direta, de baixa ou alta diversidade de espécies (NAEEM *et al.*, 2012), entre outros, possibilitam a formação de distintas estruturas de floresta. Isto pode refletir em tempos diferentes de estabilização das variáveis do microclima e de água no solo, assim como em oscilações diárias ou sazonais das variáveis (exemplo: temperatura do ar). Portanto, o conhecimento dessas interações em diferentes contextos ambientais, principalmente se compilados em estudos de revisão, podem oferecer subsídios para melhorar o planejamento, o manejo e a longevidade dos diferentes sistemas de restauração.

Visamos, com esta pesquisa, compreender como a estrutura da vegetação interage com as variáveis de microclima e de disponibilidade hídrica do solo nos sistemas de fisionomias florestais em restauração. Propomos responder as seguintes perguntas: 1) As pesquisas de restauração de ecossistemas florestais, no Brasil e no mundo, estão abordando a influência da estrutura da vegetação nas variáveis de microclima e de disponibilidade hídrica do solo? 2) Existem padrões emergentes de influência da estrutura da vegetação no microclima e disponibilidade hídrica do solo em florestas restauradas? 3) Há indicadores ou limiares nos parâmetros de estrutura da vegetação relacionados a mudanças nas variáveis do microclima ou de disponibilidade hídrica do solo?

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

1.2.1 Coleta dos dados

Para garantir a maior coleta de artigos relevantes e a menor perda de informação (AVENELL *et al.*, 2001; ROMANELLI *et al.*, 2021), foram utilizadas três fontes de dados: a base de dados da Elsevier, a *Scopus*; a biblioteca eletrônica científica online, *Scielo*; e a base de dados do Índice de Citações Expandido em Ciências (SCI – E) da *Web of Science* (WoS).

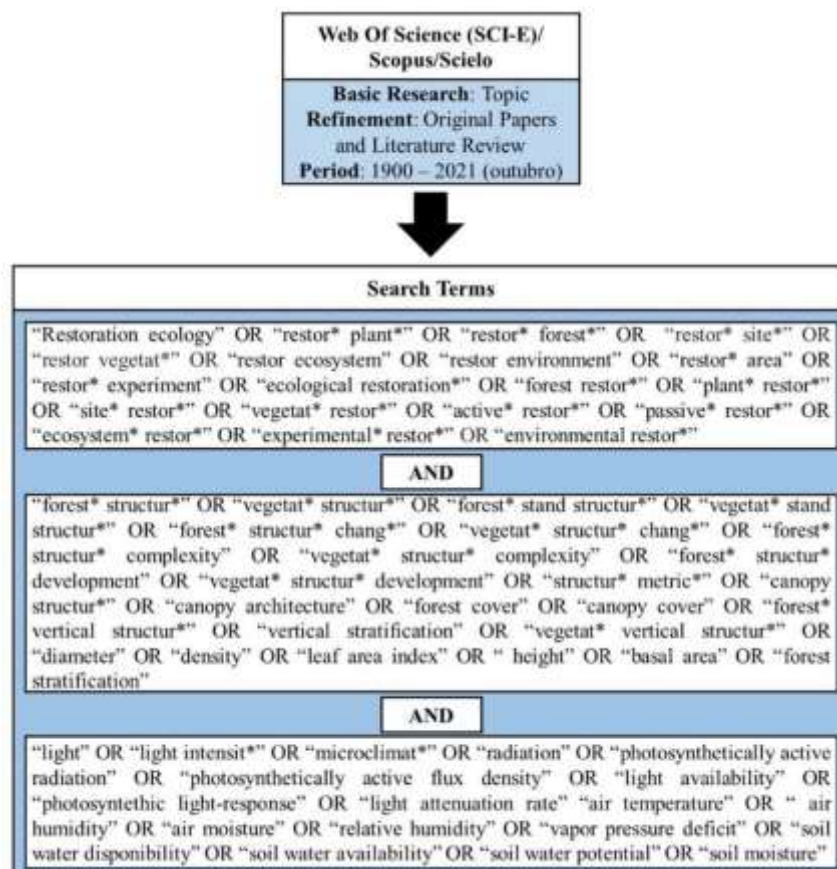
Para a busca dos artigos na base de dados da *Scopus* foi utilizada a abordagem de pesquisa que abrange o título do artigo, o resumo e as palavras-chave. Na *Scielo* foi aplicada a pesquisa que compreende todos os índices (ano de publicação, autor, financiador, periódico, resumo e título), enquanto na *WoS* utilizamos o campo “Tópico”, que inclui o título, resumo, palavras-chaves do autor e as *key-words plus*,

sendo esta última, termos de pesquisa adicionais da WoS que foram extraídos dos títulos de artigos citados pelos autores em suas referências de artigos (GARFIELD, 1990).

Para os termos de busca, utilizamos *strings*, ou seja, a combinação de termos de pesquisa ou palavras-chave utilizando operadores booleanos, no caso, utilizamos o “AND” (ROMANELLI *et al.*, 2021). Cada termo foi colocado entre “aspas” para permitir que a busca retorne artigos que os tragam nesta ordem nas diferentes formas de busca (CEE, 2019; STIRBU *et al.*, 2015), além do “asterisco”, dado que é um símbolo que permite que diferentes sinônimos e grafias, como singular e plural, também sejam incluídas (CEE, 2019). Foram considerados somente artigos originais e de revisão. Para a coleta dos artigos, consideramos todos os anos, até o dia 30 de outubro de 2021, data de prospecção dos artigos.

Na primeira caixa de busca de cada plataforma de pesquisa, inserimos as palavras-chaves associada a “restauração ecológica” e “ecologia da restauração”, além de outras variações de cada uma (Figura 1). Estes dois termos foram usados em conjunto, tendo em vista que as teorias e conceitos presentes na ciência embasam a aplicação da restauração ecológica na prática (HIGGS, 2005), além de serem abrangentes para recuperar a maioria das publicações neste contexto de pesquisa (ROMANELLI *et al.*, 2021). As palavras-chave relacionadas aos parâmetros de estrutura da vegetação e as variáveis do microclima e de disponibilidade hídrica no solo (sendo estas denominadas conjuntamente como variáveis ambientais) foram inseridas na segunda e terceira caixa, respectivamente. Nas plataformas de pesquisa da WoS e da Scopus as palavras-chaves foram traduzidas para o inglês, já na Scielo foram colocadas também no idioma português para uma busca adequada de artigos.

Figura 1 – Palavras-chave inseridas na plataforma de busca da *Web of Science*, *Scopus* e *Scielo* para a coleta de artigos originais e de revisão que abordaram a influência de parâmetros de estrutura da vegetação na alteração de variáveis ambientais no contexto da restauração ecológica de áreas florestais no Brasil e no mundo



Legenda: Parâmetros de estrutura da vegetação = altura, diâmetro, índice de área foliar, densidade e área basal); variáveis ambientais = radiação fotossinteticamente ativa, temperatura do ar, umidade relativa e déficit de pressão de vapor e de disponibilidade hídrica no solo.

1.2.2 Análise de dados

Para a análise dos dados, primeiramente retiramos artigos que ocorreram em mais de uma fonte de dados para evitar a superestimação da quantidade de artigos, além também da exclusão daqueles recuperados pelas *key-words plus* que não estavam associados ao contexto principal do estudo (ROMANELLI *et al.*, 2021). Posteriormente, avaliamos os resumos de cada artigo, sendo selecionados somente aqueles que atendiam simultaneamente aos seguintes critérios: (1) avaliavam a influência de pelo menos um parâmetro da estrutura da vegetação na mudança de

pelo menos uma variável ambiental; (2) se inseriam no contexto da restauração ecológica de áreas florestais.

Após a seleção dos artigos, avaliamos a quantidade de publicações por ano e por país. Utilizamos o software MS Excel (versão 2013) para a confecção de gráficos de visualização para auxiliar na interpretação dos dados.

Para analisar as tendências no campo de pesquisa que relacionam a estrutura da vegetação com as variáveis ambientais em áreas florestais restauradas, utilizamos o gráfico de co-ocorrência de palavras-chave do autor elaborada pelo software Vos Viewer (versão 1.6.13). Estabelecemos o valor mínimo de ocorrência de palavras-chave igual a dois para que ocorra a sua inclusão no gráfico. Para evitar que ocorram palavras-chaves sinônimas no mapa utilizamos o arquivo “*thesaurus*” do software Vos Viewer para substituí-las e padronizar as mesmas. O Vos Viewer elabora os gráficos empregando algoritmos de *clustering* e funcionalidades, tendo como base potenciais conexões bibliográficas, podendo por exemplo ilustrar quais são os termos de pesquisa com maior e menor utilização nas pesquisas (ROMANELLI *et al.*, 2018, 2021; VALENZUELA *et al.*, 2017).

1.3 RESULTADOS

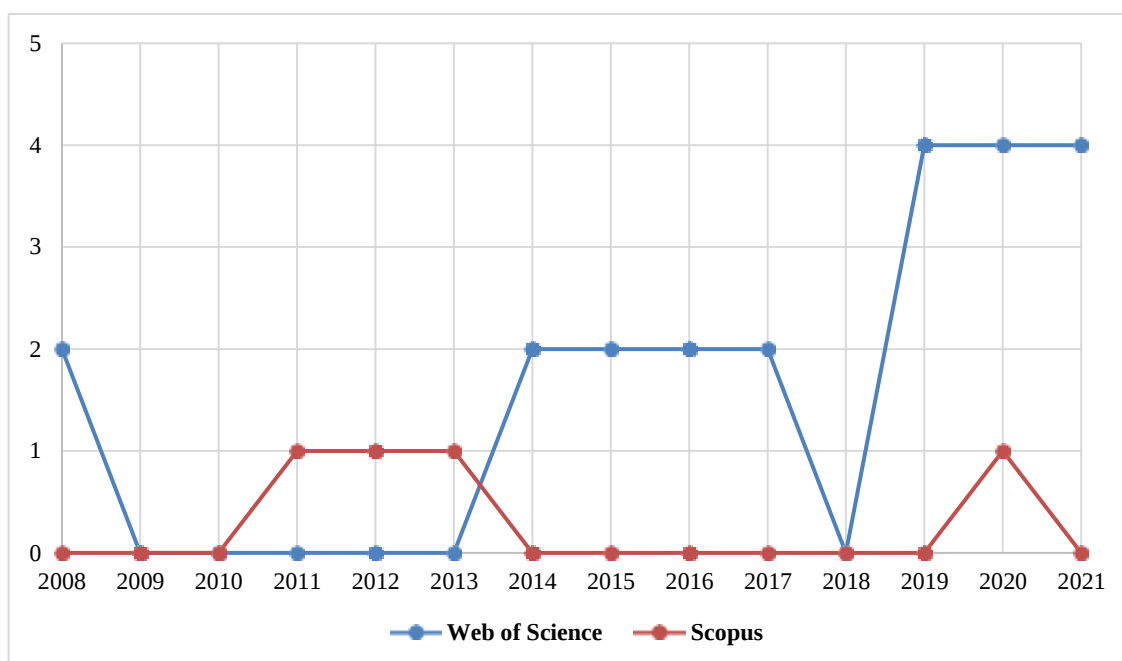
1.3.1 Número de publicações, distribuição por países e principais palavras-chave

A influência da estrutura da vegetação na mudança das variáveis ambientais tem sido avaliada no contexto da ciência e da prática da restauração ecológica. Na plataforma de pesquisa da WoS foram retornados 502 artigos, dos quais 22 abordaram a interação de pelo menos um parâmetro da estrutura da vegetação na alteração de pelo menos uma variável ambiental. Na Scopus foram registrados 95 artigos, dos quais quatro tratavam desta interação. Já na plataforma Scielo não houve o retorno de artigos. Assim, foram registrados no total 26 estudos.

Os artigos mais antigos foram indexados em 2008 (ZOU *et al.*, 2008) e 2012 (MAROD *et al.*, 2012), e os mais atuais em 2021 (REN *et al.*, 2020) e 2020 (LIU *et al.*, 2020) na WoS e Scopus, respectivamente. Na WoS, no período de 2008 a 2013 foram publicados somente três artigos no total (Figura 2). Após 2013 o número de publicações se manteve no patamar de dois artigos por ano (com exceção de 2018 em que não houve publicações), havendo um salto para quatro artigos em 2019, o

qual vem se mantendo até o momento de coleta dos dados (Figura 2). Diferentemente, na *Scopus* foram indexados somente entre 2011 e 2013 e pontualmente em 2020, com apenas um artigo nos respectivos anos.

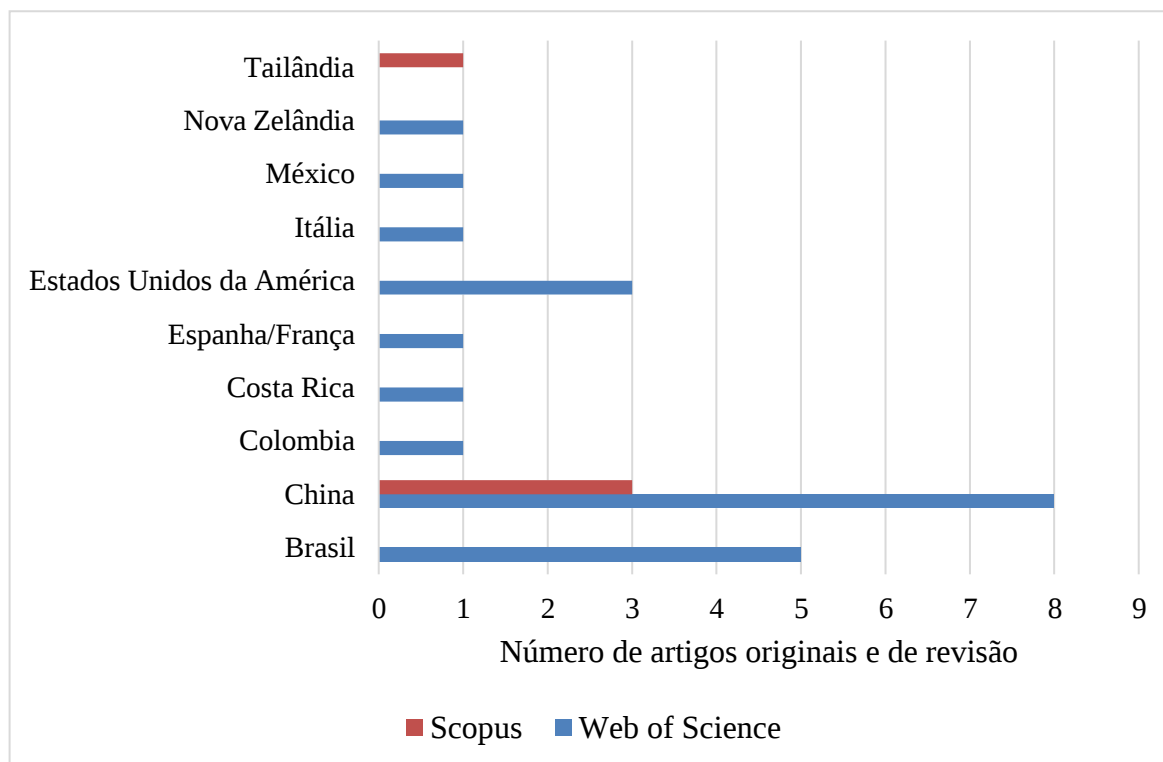
Figura 1 - Número de artigos originais e de revisão que abordaram a influência de pelo menos um parâmetro de estrutura da vegetação na alteração de uma ou mais variáveis ambientais no contexto da restauração ecológica de áreas florestais no Brasil e no mundo, publicados nas plataformas de pesquisa



Legenda: Em azul, estão representados os trabalhos publicados na plataforma *Web of Science*; e em vermelho, estão representados os trabalhos publicados na plataforma *Scopus*. Período de amostragem: de 2008 até outubro de 2021.

Os principais países que avaliaram a interação da estrutura com as variáveis ambientais em suas áreas florestais em restauração foram a China, Brasil e EUA com oito, cinco e três estudos, respectivamente (Figura 3). O EUA, conjuntamente com a Colômbia, foram os pioneiros com a indexação na WoS dos artigos em 2008. Posteriormente, outros países iniciaram suas pesquisas com enfoque nesta interação: o Brasil e a China com a primeira publicação em 2014, a Espanha em colaboração com a França em 2015, o México e a Nova Zelândia em 2017 e a Itália em 2019. Contudo, há predominância de artigos realizados na China e no Brasil a partir de 2019 (Figura 3). Na *Scopus*, o primeiro país a publicar foi a China em 2011, e em seguida com a Tailândia em 2012, mas havendo posteriormente a dominância dos artigos realizados na China.

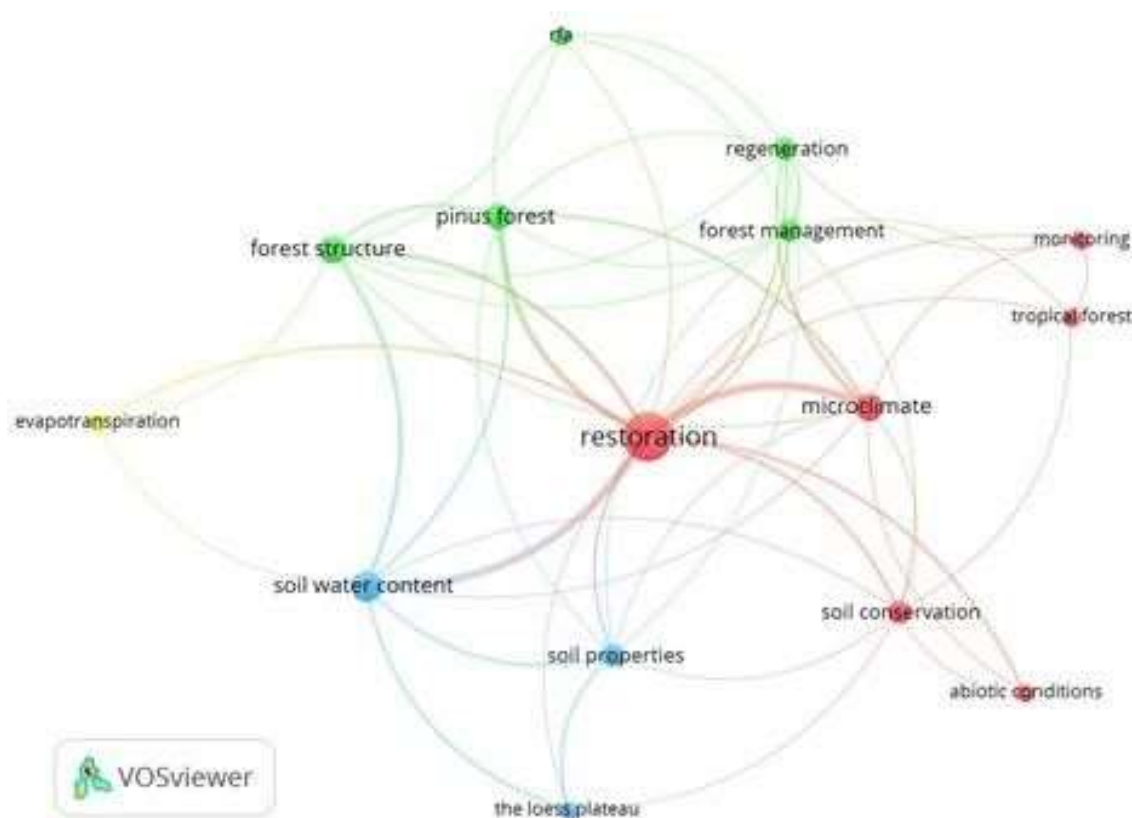
Figura 2 - Número de artigos por local (país) de realização dos experimentos que abordaram a influência de pelo menos um parâmetro de estrutura da vegetação na alteração de uma ou mais variáveis ambientais no contexto da restauração ecológica de áreas florestais no Brasil e no mundo



Legenda: Em azul, estão representados os trabalhos publicados na plataforma *Web of Science*; e em vermelho estão representados os trabalhos publicados na plataforma *Scopus*. Período de amostragem: de 2008 até outubro de 2021.

De uma forma geral, pode-se conferir quais os tipos de abordagens em que estão sendo realizadas as pesquisas de interação da estrutura com as variáveis ambientais no contexto da restauração florestal, analisando o mapa de análise de co-ocorrência de palavras-chave. Houve a formação de quatro *clusters*, ou seja, grupos de palavras-chave com maior afinidade entre si, sendo interligados pelo conceito central de “restauração” (Figura 4).

Figura 3 - Mapa de co-ocorrência de palavras-chave das pesquisas envolvendo a relação entre parâmetros da estrutura da vegetação com as variáveis ambientais no contexto da restauração de áreas florestais no Brasil e no mundo



Legenda: Espessura da linha = representa o número de vezes em que os termos aparecem juntos nas publicações; cluster = agrupamento que indica maior relação dos termos entre si.

O cluster 1 (vermelho) abrangeu as palavras-chaves de “restauração”, “microclima”, “condições abióticas”, “conservação do solo”, “monitoramento” e “florestas tropicais”. O termo de “microclima” também apresentou ligação com o cluster 2 (verde), estando associado com as palavras-chave de “florestas de pinus” e “regeneração”, e também com o cluster 3 (azul), estando ligado com a “conteúdo de água no solo” e as “propriedades do solo”.

O cluster 2 (verde) foi formado pelos termos de “manejo de florestas”, “estrutura florestal”, “floresta de pinus”, “regeneração” e radiação fotossinteticamente ativa (“RFA”), interligados com o termo de restauração. Dos termos relacionados ao microclima, destacou-se somente a radiação fotossinteticamente ativa, de modo que outros termos como a temperatura do ar e a umidade relativa não foram incluídos no mapa, tendo em vista que não foram citadas como palavras-chaves em pelo menos

dois estudos. Além disso, a “RFA” não apresentou ligação com termos de outros clusters.

O cluster 3 (azul) interligou a restauração com os termos específicos de “propriedades do solo”, “conteúdo de água no solo” e pela região do “Loess Plateau”, na China. A disponibilidade hídrica do solo, representada pelo termo de “conteúdo de água no solo”, foi interligada também com o cluster 2, por intermédio das palavras-chave de “estrutura florestal” e “floresta de pinus”.

O cluster 4 (amarelo) foi constituído basicamente pela palavra-chave “evapotranspiração”, estando ligado ao cluster 1 pelo termo de “restauração”; ao cluster 2, pelo termo de “estrutura da vegetação”; e ao cluster 3, com o “conteúdo de água no solo”.

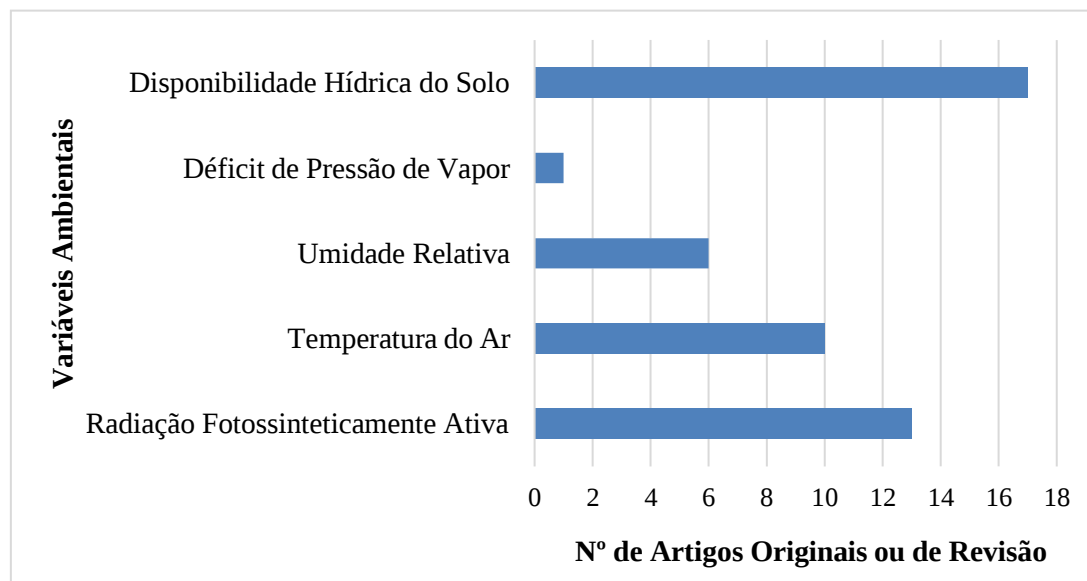
1.3.2 Número de pesquisas que abordaram a interação do microclima e da disponibilidade hídrica com a estrutura da vegetação

Há uma grande variação na forma de abordar a modificação do microclima ou de disponibilidade hídrica pela estrutura da vegetação nas pesquisas, pois há estudos que abordaram somente uma variável do microclima, como também houve aqueles que abordaram mais de uma. Os artigos que abordaram mais de uma variável ambiental evidenciaram ou não as possíveis inter-relações entre elas, como por exemplo, a relação entre temperatura do ar e umidade relativa.

A alteração da disponibilidade de radiação fotossinteticamente ativa (direta, difusa ou ambas conjuntamente na forma da radiação global) no sub-bosque em função da cobertura do dossel em florestas em restauração, foi evidenciado em treze estudos (Figura 5), dos quais três foram realizados no Brasil (ALMEIDA; VIANI, 2019; MELO *et al.*, 2015; PASSOS *et al.*, 2014). A maioria dos estudos abordou conjuntamente a radiação com a disponibilidade hídrica do solo (MARCOLIN *et al.*, 2019; MELO *et al.*, 2015; PASSOS *et al.*, 2014; REN *et al.*, 2020) ou com a temperatura e a disponibilidade hídrica do solo (DENG *et al.*, 2019; RIVAS *et al.*, 2017; WERDEN *et al.*, 2020). Por outro lado, a avaliação da radiação fotossinteticamente ativa com as variáveis ambientais de temperatura do ar e umidade relativa foi abordado somente em um artigo (MONTENEGRO; RÍOS, 2007) e a radiação fotossinteticamente ativa de forma isolada em três trabalhos (ALMEIDA; VIANI, 2019; CANNON *et al.*, 2019; MAROD *et al.*, 2012). Além do dossel, três estudos indicaram

também o efeito de outras métricas estruturais na radiação, como a área basal (CANNON *et al.*, 2019; WALLACE *et al.*, 2017) e a densidade (MAROD *et al.*, 2012).

Figura 4 - Número de artigos originais e de revisão que abordaram a influência de pelo menos um parâmetro de estrutura da vegetação na alteração de uma ou mais variáveis ambientais no contexto da restauração ecológica de áreas florestais no Brasil e no mundo



Legenda: O mesmo artigo pode ter sido incluído na contagem de mais de uma variável ambiental. Os dados foram obtidos pelas plataformas de pesquisa da *Web of Science* e *Scopus* de 2008 a outubro de 2021.

Tratando-se sobre o efeito da estrutura da vegetação em outras variáveis ambientais microclimáticas, a mudança na temperatura e na umidade relativa foram abrangidas conjuntamente ou separadamente (Figura 5) (BIZUTI *et al.*, 2016; MIAO *et al.*, 2013; ROSE *et al.*, 2020; WALLACE *et al.*, 2017; ZHENG *et al.*, 2020).

O efeito da restauração ecológica na disponibilidade hídrica foi abordado em 17 estudos (Figura 5), dos quais nove indicaram impactos positivos da restauração (CHENGZHANG *et al.*, 2011; LIU *et al.*, 2020; MARCOLIN *et al.*, 2019; PASSOS *et al.*, 2014; PEREIRA *et al.*, 2021; QIU *et al.*, 2021; REN *et al.*, 2020; RIVAS *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2021), seis demonstraram impactos negativos (DENG *et al.*, 2019; GAVINET *et al.*, 2015; SHI *et al.*, 2021; YANG *et al.*, 2014; ZHANG *et al.*, 2016; ZOU *et al.*, 2008) e um demonstrou indiferença do efeito da vegetação (MELO *et al.*, 2015).

A maioria das pesquisas avaliou o efeito da estrutura na disponibilidade hídrica de forma isolada (CHENGZHANG *et al.*, 2011; LIU *et al.*, 2020; PEREIRA *et al.*, 2021;

SHI *et al.*, 2021; YANG *et al.*, 2014; ZHANG *et al.*, 2016, 2021; ZOU *et al.*, 2008), havendo poucos casos em que aspectos relacionados a temperatura também foram analisadas em conjunto (QIU *et al.*, 2021).

Somente um estudo abordou o déficit de pressão de vapor (Figura 5), o qual ocorreu em conjunto com as variáveis de radiação, temperatura, umidade relativa e disponibilidade hídrica do solo (GAVINET *et al.*, 2015).

1.4 DISCUSSÃO

1.4.1 Avaliação do efeito da estrutura florestal nas variáveis de microclima e de disponibilidade hídrica do solo em pesquisas de restauração de ecossistemas florestais no Brasil e no mundo

A ciência da ecologia da restauração se tornou um forte campo acadêmico a partir da década de 90 (GUAN *et al.*, 2019; GUERRA *et al.*, 2020; ROMANELLI *et al.*, 2018; YOUNG *et al.*, 2005). Da mesma maneira, nichos específicos de pesquisa desta ciência, como a avaliação da interação de parâmetros da estrutura da vegetação com o microclima e a disponibilidade hídrica também são recentes, tendo em vista que o primeiro artigo científico foi publicado em 2008 (ZOU *et al.*, 2008).

Este tipo de pesquisa está em crescimento, pois reverter os processos de degradação e recuperar os serviços ecossistêmicos por intermédio da restauração, são objetivos que têm impulsionado a demanda por informações científicas robustas e confiáveis sobre a montagem das comunidades (GARCÍA *et al.*, 2019; GUAN *et al.*, 2019; GUERRA *et al.*, 2020; HAUGO *et al.*, 2015). Países como a China, Brasil e Estados Unidos se destacaram na publicação de artigos, tendo em vista a necessidade de frear processos de degradação, como a erosão (no caso da China, a desertificação) e a melhoria da qualidade de vida (GUAN *et al.*, 2019; HAUGO *et al.*, 2015).

Os estudos avaliaram principalmente a interação das condições microclimáticas e de água no solo com as variáveis de cobertura do dossel (como o índice de área foliar), altura máxima dos indivíduos arbóreos, densidade, e área basal, no contexto da restauração de florestas temperadas e tropicais. A alta aplicabilidade geral destas métricas estruturais em pesquisas de monitoramento e manejo (DURIGAN; SUGANUMA; MELO, 2016; SAAVEDRA; ECHEVERRÍA; NELSON,

2017), já possibilita avaliar também o seu efeito no microclima e na disponibilidade hídrica, no mesmo estudo, principalmente, se o microclima se relaciona com a pergunta ou objetivo do estudo.

A relação entre estrutura e microclima é avaliada em estudos com temáticas voltadas a regeneração natural; avaliação de espécies e de suas características morfológicas; manejo florestal, e especialmente em balanços hídrico e energético. Contudo, mesmo esta interação estando envolvida com diferentes abordagens, seus resultados podem ser discutidos a nível secundário, ou seja, servem para subsidiar as conclusões das perguntas centrais das pesquisas. Consequentemente, o aprofundamento da relação estrutura-microclima, envolvendo, por exemplo, o tamanho do efeito da métrica estrutural na variável de microclima ou os mecanismos que justificam a relação entre elas, não tem sido explorado ou descrito de forma eficiente. Além disso, a abordagem isolada ou de apenas duas variáveis descritoras do microclima, não permite avaliar as possíveis inter-relações entre variáveis, como entre a temperatura do ar e umidade relativa, as quais possuem uma alta correlação negativa, ou seja, quanto maior a temperatura do ar, menor a umidade relativa (KÓVACS; TINYA; ÓDOR, 2017).

1.4.2 Padrões emergentes de influência da estrutura florestal no microclima e disponibilidade hídrica do solo em florestas restauradas

A modificação do microclima de áreas em restauração segue os mesmos padrões que nos ecossistemas florestais conservados, pois se inicia por intermédio do efeito positivo das maiores coberturas de dossel na diminuição da radiação fotossinteticamente ativa (RFA) no sub-bosque florestal. A maior densidade de dossel intercepta maiores taxa de radiação de ondas curtas, resultando na diminuição da transmissão e no sombreamento do sub-bosque (ALMEIDA; VIANI, 2019; MONTENEGRO; RÍOS, 2007; MARCOLIN *et al.*, 2019; PASSOS *et al.*, 2014; RIVAS *et al.*, 2017; WERDEN *et al.*, 2020). Dependendo das espécies inseridas e principalmente, de suas características morfológicas, podem ser interceptadas até 70% da radiação ao longo do ano (ALMEIDA; VIANI, 2019). Neste sentido, os estudos enfatizaram a importância dos aspectos morfológicos das espécies para garantir o incremento da complexidade do estande, e posteriormente a alteração do microclima. Espécies de árvores com maior projeção e densidade de copa (mais amplas)

interceptam mais a radiação e permitem maior entrada de luz lateral (ângulos menores) (ALMEIDA; VIANI, 2019; MONTENEGRO; RÍOS, 2007; MELO *et al.*, 2015).

Em florestas conservadas, as plantas do interior experimentam predominantemente, um ambiente com a radiação difusa que, por se propagar em diferentes direções, penetra com mais facilidade no sub-bosque (BRODERSEN; VOGELMANN, 2007; CHAZDON; PEARCY, 1991; HUTCHISON; MATT, 1977; LIEFFERS *et al.*, 2011). Em função de condições específicas, como horário e abertura do dossel, há também breves e imprevisíveis períodos de radiação direta no sub-bosque (*sunflecks*) (CHAZDON; PEARCY, 1991). Apesar de sua infrequência e pouca durabilidade, espécies do sub-bosque conseguem fixar o carbono durante a passagem dos *sunflecks*, como também após a sua ocorrência, mesmo que por um curto período de tempo (ADAMS *et al.*, 1999; PEARCY, 1987).

Esta amostragem indicou que nas florestas temperadas em restauração, são utilizados também os parâmetros de densidade e a área basal como fatores que predizem a disponibilidade de radiação para o sub-bosque (CANNON *et al.*, 2019; MAROD *et al.*, 2012; WALLACE *et al.*, 2017). Uma elevada área basal causa diminuição na disponibilidade e na variabilidade de radiação (WALLACE *et al.*, 2017). A alta correlação positiva da área basal com o índice de área foliar encontrada em áreas naturais e conservadas explicam este efeito (GOUDE *et al.*, 2019; GRAYSON *et al.*, 2012; MATSUO *et al.*, 2021). Uma elevada densidade possui o mesmo efeito na radiação fotossinteticamente ativa, principalmente, em sistemas com dominância de uma única espécie, pois esta forma um estrato único e fechado (MAROD *et al.*, 2012). Contudo, mesmo com o domínio de uma espécie, a variabilidade da radiação no sistema pode ocorrer, pois dependerá também da distribuição dos diâmetros (CANNON *et al.*, 2019). Neste caso, a maior variação do regime de radiação poderá aumentar a disponibilidade de nichos a serem ocupados, e consequentemente, a diversidade de regenerantes.

Os estudos em florestas em restauração, indicaram efeitos positivos do aumento da cobertura do dossel, assim como da altura das árvores, na temperatura do ar, na umidade relativa e no déficit de pressão de vapor (BIZUTI *et al.*, 2016; LUCÍA MONTENEGRO; VARGAS RÍOS, 2007; RIVAS-RIVAS *et al.*, 2017; WALLACE *et al.*, 2017; WERDEN *et al.*, 2020; ZHENG *et al.*, 2020). A maior cobertura do dossel se reflete em temperatura médias e máximas mais baixas próximo ao solo (até 2 metros), podendo haver um decréscimo de 0,32 C° na temperatura média (RIVAS *et al.*, 2017;

WERDEN *et al.*, 2020; ZHENG *et al.*, 2020). Além disso, em locais com o dossel mais fechado também não são observados valores extremos de temperatura mínima, resultando em uma menor amplitude de variação da temperatura (GAVINET *et al.*, 2015; ROSE *et al.*, 2020). Conjuntamente com o dossel, a maior altura das árvores, possui a capacidade de atenuar os valores de temperatura máxima. Indivíduos maiores que dez metros podem evitar os extremos de temperatura, já aquelas com menores alturas potencialmente podem influir em maiores oscilações de temperatura (BIZUTI *et al.*, 2016; MONTENEGRO; RÍOS, 2007).

A revegetação está relacionada com uma maior taxa de umidade do ar, além de apresentar maior estabilidade ao longo dos anos com o avanço sucessional, conforme ocorra o incremento estrutural, principalmente da área basal (WALLACE *et al.*, 2017). Aumentos na umidade do ar podem ocorrer a dois metros do solo, em função da evapotranspiração gerar uma maior concentração de vapor de água na atmosfera próxima (ZHENG *et al.*, 2020). Como um gatilho, o déficit de pressão de vapor, ou seja, a demanda atmosférica por água da atmosfera, também é elevado, principalmente no verão, quando as temperaturas são mais altas (GAVINET *et al.*, 2015), uma vez que o aumento da temperatura no ambiente reflete no acréscimo da capacidade da atmosfera em reter água. Como resultado, maior é a evapotranspiração da vegetação.

Outra interação amplamente discutida, é a relação da estrutura da vegetação com a disponibilidade hídrica do solo no Brasil, e principalmente em áreas específicas na China, como no Planalto de Loess (localizado no centro norte da China). As conclusões divergem em relação ao efeito da estrutura da vegetação nesta variável ambiental. Em determinados casos, a densidade ou cobertura de copa não afeta significativamente a disponibilidade hídrica do solo (MELO *et al.*, 2015). Por outro lado, o aumento de cobertura foliar evita o estresse evaporativo (impulsionado pela demanda de água da atmosfera), e aumenta a umidade do solo, principalmente quando há também uma alta taxa de precipitação (CHENGZHANG *et al.*, 2011; MIAO *et al.*, 2013; PASSOS *et al.*, 2014; PEREIRA *et al.*, 2021; QIU *et al.*, 2021; REN *et al.*, 2020; RIVAS *et al.*, 2017). A presença de elementos arbóreos (como galhos) e da serapilheira, também evitam a dessecação ou a perda de água no solo por meio da evaporação (MARCOLIN *et al.*, 2019; PASSOS *et al.*, 2014). Ademais, o próprio desenvolvimento do conjunto de raízes, possui a capacidade de melhorar a porosidade e a agregação do solo, resultando em uma maior retenção hídrica (LIU *et*

al., 2020; ZHANG *et al.*, 2021; ZHOU *et al.*, 2012). Em alguns ambientes de climas áridos e semiáridos, ou com estações de fortes secas, como em áreas do planalto de Loess da China, pode ocorrer o declínio da disponibilidade hídrica. Além da interceptação de água da chuva pela vegetação, o aumento da produtividade primária e da cobertura foliar elevam a taxa de evapotranspiração; por conseguinte, pode ocorrer menor infiltração no solo e maior consumo de água (AUSSENAC, 2000; DENG *et al.*, 2019; YANG *et al.*, 2014). Elevadas densidades de plantio, associadas à introdução de espécies com raízes densas, e que podem alcançar camadas mais profundas do solo, contribuem também para o decréscimo de água no solo (YANG *et al.*, 2014; ZHANG *et al.*, 2016; ZOU *et al.*, 2008). Em determinados casos, as espécies de sub-bosque também possuem elevadas taxas de transpiração e consumo de água, principalmente nos períodos mais secos e com menor precipitação (GAVINET *et al.*, 2015). Ainda, a seleção de espécies que não sejam nativas da região e/ou que não possuam um uso eficiente da água, também geram uma maior extração de água do solo (DENG *et al.*, 2019; SHI *et al.*, 2021), como o que acontece no caso de introdução de árvores em sistemas ocupados naturalmente por gramíneas nativas. Para evitar este *trade-off* a avaliação sistêmica da interação entre clima, planta e propriedades do solo é imprescindível antes da implantação da restauração, especialmente, em locais cuja quantidade de água é mais limitada pelas condições gerais de clima. Assim, pode-se direcionar assertivamente a cobertura de solo em cada local, principalmente para países que possuem uma diversidade de climas, fisionomias e solos.

1.4.3 Indicadores ou limiares de mudança de variáveis do microclima ou de disponibilidade hídrica do solo em relação aos parâmetros de estrutura florestal

Estudos com aplicação direta para a avaliação ou monitoramento de sistemas em restauração estão envolvidos na busca por indicadores ou limiares de estabilização do microclima em função da estrutura florestal. O limiar é uma forma quantitativa de indicar um valor de algum componente estrutural do estande, como índice de área foliar, altura, área basal, que provoque ou mudança mais brusca ou estabilização de variáveis microclimáticas (WALLACE *et al.*, 2017). Em comparação com florestas temperadas conservadas, florestas em áreas em restauração já alteram a disponibilidade de luz no sob-bosque, e os padrões de microclima, como da umidade

relativa, que se torna mais estável e elevada, a partir de uma área basal de 27 m².ha⁻¹ (WALLACE *et al.*, 2017).

Apesar da ausência de estudos no contexto da restauração brasileira que objetivem a inferência de limiares, como os que ocorrem em áreas temperadas (COMEAU, 2000; HALE, 2001; WALLACE *et al.*, 2017), já estão sendo desenvolvidos estudos similares, e que potencialmente podem embasar este tipo de pesquisa. A partir de três anos de plantio, árvores de rápido crescimento já conseguem interceptar a radiação e gerar condições microclimáticas distintas sob as suas copas, mesmo sem a sobreposição entre essas (ALMEIDA; VIANI, 2019; BIZUTI *et al.*, 2016). Estes estudos indicaram a idade em que há o início da modulação do microclima dos sistemas em restauração e sua variação de acordo com os grupos ecológicos inseridos, contudo é necessário considerar outros fatores, como as condições ambientais locais (como por exemplo, a fertilidade do solo), que influenciam o crescimento dos indivíduos arbóreos, principalmente das espécies que são exigentes em nutrientes (ALMEIDA; VIANI, 2019).

Em alguns protocolos de monitoramento de restauração (não selecionados para este estudo), os limiares têm sido considerados. No protocolo do Pacto para a Restauração da Mata Atlântica (PACTO), há os “pontos de gatilho”, que também podem ser considerados limiares. Os pontos de gatilho são valores-alvo específicos a serem atingidos em um determinado tempo por um sistema de restauração, que se não forem alcançados demonstram que há necessidade de ações de manejo (VIANI *et al.*, 2017). Com base em experimentos realizados em diferentes regiões do bioma de Mata Atlântica, chegou-se à conclusão de que os plantios devem possuir 70% de cobertura do dossel, pois é o nível necessário de cobertura para reduzir a presença de gramíneas e facilitar o estabelecimento da regeneração (VIANI *et al.*, 2017). Entretanto, tais protocolos não têm considerado as variáveis microclimáticas associadas a tais gatilhos.

Os limiares de mudança de microclima podem complementar o monitoramento dos sistemas em restauração no Brasil e no mundo, como por exemplo, que indiquem a relação da influência da área basal ou da cobertura de copas com uma variável do microclima. Tanto para as fisionomias de Mata Atlântica, como também para outras, este conceito pode nortear as tomadas de decisão em relação a restauração e as medidas de manejo, além também de poder abordar outros elementos ecológicos, não sendo restrito ao microclima.

1.5 CONCLUSÕES

Desde 2008, o efeito da estrutura da vegetação no microclima e na disponibilidade hídrica do solo tem sido abordado em temáticas relacionadas a regeneração natural e balanço hídrico em áreas em restauração. Contudo, há necessidade de maior profundidade e detalhamento do efeito da estrutura no microclima e na disponibilidade hídrica do solo, ou seja, pesquisas em que as perguntas principais ou hipóteses possuam enfoque na identificação dos parâmetros estruturais atuantes e nos mecanismos que explicam esta relação.

A modificação do microclima em áreas florestais restauradas, ocorre principalmente pelo efeito positivo do desenvolvimento da cobertura do dossel, área basal e da altura das árvores no decréscimo da temperatura e déficit de pressão de vapor, e na manutenção de maiores taxas de umidade no ar e no solo no sub-bosque. Estes parâmetros estruturais são responsáveis pelo tamponamento microclimático no sub-bosque florestal, ao isolá-lo dos fatores ambientais externos.

Parâmetros estruturais de cobertura de dossel e área basal estão sendo indicados como limiares ou indicadores de mudança do microclima, sendo utilizados principalmente para o manejo e monitoramentos destas áreas. Além disso, as pesquisas também sugerem a idade em que os plantios de restauração apresentam modificação ou estabilização do microclima. Contudo a interação com outros fatores ambientais, como a fertilidade do solo, também deve ser abordada, tendo em vista a influência que exercem no desenvolvimento da vegetação.

REFERÊNCIAS

ADAMS, W. W.; DEMMIG-ADAMS, B.; LOGAN, B. A.; BARKER, D. H.; OSMOND, C. B. Rapid changes in xanthophyll cycle-dependent energy dissipation and photosystem II efficiency in two vines, *Stephania japonica* and *Smilax australis*, growing in the understory of an open *Eucalyptus* forest. **Plant, Cell & Environment**, [s. l.], v. 22, n. 2, p. 125–136, 1999.

ALMEIDA, C.; VIANI, R. A. G. Selection of shade trees in forest restoration plantings should not be based on crown tree architecture alone. **Restoration Ecology**, [s. l.], v. 27, n. 4, p. 832–839, 2019.

AUSSENAC, G. Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. **Annals of Forest Science**, [s. l.], v. 57, n. 3, p. 287–301, 2000.

AVENELL, A.; HANDOLL, H. H. G.; GRANT, A. M. Lessons for search strategies from a systematic review, in The Cochrane Library, of nutritional supplementation trials in patients after hip fracture. **The American Journal of Clinical Nutrition**, [s. l.], v. 73, n. 3, p. 505–510, 2001.

BIZUTI, D. T. G.; TANIWAKI, R. H.; SILVA, R. J.; COSTA, C. O. R. da; RONCON, T. J.; VIANI, R. A. G.; BRANCALION, P. H. S. Influência da composição de espécies florestais no microclima de sub-bosque de plantios jovens de restauração. **Scientia Forestalis**, [s. l.], v. 44, n. 112, p. 971–978, 2016.

BONAN, G. **Ecological Climatology**. 3. ed. New York: Cambridge University Press: [s. n.], 2016. 2016.

BOWLES, I. A. et al. Logging and Tropical Forest Conservation. **Tropical Forest Conservation**, [s. l.], v. 280, p. 1899–1900, 1998.

BRODERSEN, C. R.; VOGELMANN, T. C. Do epidermal lens cells facilitate the absorptance of diffuse light?. **American Journal of Botany**, [s. l.], v. 94, n. 7, p. 1061–1066, 2007.

BROWN, A. E.; ZHANG, L.; MCMAHON, T. A.; WESTERN, A. W. VERTESSY, R. A. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. **Journal of Hidrology**, , [s. l.], v. 310, n. 1, p. 28–61, 2005.

CANNON, J. B.; TINKHAM, W. T.; DEANGELIS, R. K.; HILL, E. M.; BATTAGLIA, M. A. Variability in Mixed Conifer Spatial Structure Changes Understory Light Environments. **Forests**, [s. l.], v. 10, n. 11, 2019.

CEE. Collaboration for Environmental Evidence. **Guidelines and standards for evidence synthesis in environmental management**, 2018.
<https://environmentalevidence.org/information-for-authors/>

CHAZDON, R. L.; PEARCY, R. W. The Importance of Sunflecks for Forest Understory Plants Photosynthetic machinery appears adapted to brief, unpredictable periods of

radiation. **BioScience**, [s. l.], v. 41, n. 11, p. 760–766, 1991.

CHENGZHANG, Z.; FUXI1, S.; XIAOGANG, D.; HENG1, R.; YAPING, S.; FUYUAN, G.; WENBIN, Y. Dynamics of vegetation structure and soil properties in the natural restoration process of degraded woodland on the northern slope of Qilian Mountains, northwestern China - CNKI. **Acta Ecologica Sinica.**, [s. l.], v. 1, p. 115–122, 2011.

COMEAU, P. **Measuring light in the forest**, Extension note 42. [s. l.], n. December, p. 7, 2000.

DAVIS, K. T.; DOBROWSKI, S. Z.; HOLDEN, Z. A.; HIGUERA, P. E.; ABATZOGLOU, J. T. Microclimatic buffering in forests of the future: the role of local water balance. **Ecography**, [s. l.], v. 42, n. 1, p. 1–11, 2019.

DENG, C.; ZHANG, B.; CHENG, L.; HU, L.; CHEN, F. Vegetation dynamics and their effects on surface water-energy balance over the Three-North Region of China. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 275, p. 79–90, 2019.

DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica**, [s. l.], v. 31, n. 1, p. 17–30, 1999.

DURIGAN, G.; SUGANUMA, M. S.; CARLOS, A.; DE MELO, G. Valores esperados para atributos de florestas ripárias em restauração em diferentes idades Expected values for attributes of riparian forests undergoing restoration at different ages. **Scientia Forestalis**, [s. l.], v. 110, p. 463–474, 2016.

FAO. Global Forest Resources Assessment, key findings. **Global Forest Resources Assessment**, 2000.

FAO. Global Forest Resources Assessment, key findings. **Global Forest Resources Assessment, key findings**, 2020.

FATTORINI, M.; HALLE, S. Advances in Retoration Ecology: insights from aquatic and terrestrial ecosystems. In: TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. **Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice**. Washington: Island Press, 2004.

FILOSO S.; BEZERRA, M. O.; WEISS, K. C. B.; PALMER, M. A. Impacts of forest restoration on water fields: a systematic review. **Plos one**, [s. l.], v. 13, n. 8, 2017.

GARCÍA, M. E. G.; CHIRINO MIRANDA, E.; GANDÍA NAVALÓN, C.; VALLEJO CALZADA, V. R.; VILAGROSA CARMONA, A. Effect of light and soil moisture on physiological variables in six Mediterranean forest species planted under a pine forest canopy. **Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente**, [s. l.], v. 25, n. 3, p. 461–476, 2019.

GARFIELD, E. Keywords Plus: ISI's breakthrough retrieval method. Part 1. Expanding your searching power on current content on diskette. **Current Contents**, [s. l.], v. 1, n. 32, p. 5-9, 1990.

GAVINET, J.; VILAGROSA, A.; CHIRINO, E.; GRANADOS, M. E.; VALLEJO, V. R.;

PRÉVOSTO, B. Hardwood seedling establishment below Aleppo pine depends on thinning intensity in two Mediterranean sites. **Annals of Forest Science**, [s. l.], v. 72, n. 8, p. 999–1008, 2015.

GAVITO, M. E.; PAZ, H.; BARRAGÁN, F.; SIDDIQUE, I.; ARREOLA-VILLA, F.; PINEDA-GARCÍA, F.; BALVANERA, P. Indicators of integrative recovery of vegetation, soil and microclimate in successional fields of a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 479, 2021.

GEIGER, R.; ARON, R. H.; TODHUNTER, P. **The Climate Near the Ground**. 5. ed. Michigan: Harvard University Press: [s. n.], 1995.

GILARDELLI, F.; SGORBATI, S.; ARMIRAGLIO, S.; CITTERIO, S.; GENTILI, R. Ecological Filtering and Plant Traits Variation Across Quarry Geomorphological Surfaces: Implication for Restoration. **Environmental Management**, [s. l.], v. 55, n. 5, p. 1147–1159, 2015.

GOUDE, M.; NILSSON, U.; HOLMSTRÖM, E. Comparing direct and indirect leaf area measurements for Scots pine and Norway spruce plantations in Sweden. **European Journal of Forest Research**, [s. l.], v. 138, p. 1033-1047, 2019.

GRAYSON, S. F.; BUCKLEY, D. S.; HENNING, J. G.; SCHWEITZER, C. J.; GOTTSCHALK, K. W.; LOFTIS, D. L. Understory light regimes following silvicultural treatments in central hardwood forests in Kentucky, USA. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 279, p. 66-76, 2012.

GUAN, Y.; KANG, R.; LIU, J. Evolution of the field of ecological restoration over the last three decades: a bibliometric analysis. **Restoration Ecology**, [S. l.], v. 27, n. 3, p. 647-660, 2019.

GUARIGUATA, M. R.; KATTAN, G. G. **Ecología y conservación de Bosques Neotropicales**. 2. ed. Cartago: Ediciones LUR: [s. n.], 2002. 2002.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 148, n. 1–3, p. 185–206, 2001.

GUERRA, A.; REIS, L. K.; BORGES, F. L. G.; OJEDA, P. T. A.; PINEDA, D. A. M.; MIRANDA, C. O.; MAIDANA, D. P. F. de L.; SANTOS, T. M. R. dos; SHIBUYA, P. S.; MARQUES, M. C. M.; LAURANCE, S. G. W.; GARCIA, L. C. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, [S. l.], v. 458, 2020.

HALE, S. E. Light regime beneath Sitka spruce plantations in northern Britain: preliminary results. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 151, n. 1–3, p. 61–66, 2001.

HARDWICK, S. R.; TOUMI, R.; PFEIFER, M.; TURNER, E. C.; NILUS, R.; EWERS, R. M. The relationship between leaf area index and microclimate in tropical forest and oil palm plantation: Forest disturbance drives changes in microclimate. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 201, p. 187–195, 2015.

HAUGO, R.; ZANGER, C.; DEMEO, T.; RINGO, C.; SHLISKY, A.; BLANKENSHIP, K.; SIMPSON, M.; MELLEN-MCLEAN, K.; KERTIS, J.; STERN, M. A new approach to

evaluate forest structure restoration needs across Oregon and Washington, USA. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 335, p. 37–50, 2015.

HIGGS, E. The two-culture problem: Ecological restoration and the integration of knowledge. **Restoration Ecology**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 159–164, 2005.

HOBBS, R. J.; NORTON, D. A. Ecological filters, thresholds, and gradient in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. **Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice**. Washington: Island Press, 2004.

HUTCHISON, B. A.; MATT, D. R. The Distribution of Solar Radiation within a Deciduous Forest. **Ecological Monographs**, [s. l.], v. 47, n. 2, p. 185–207, 1977.

JACOBS, M. **The tropical rain forest: A first encounter**. Verlag: Springer, Berlin: [s. n.], 1988.

JUCKER, T.; HARDWICK, S. R.; BOTH, S.; ELIAS, D. M. O.; EWERS, R. M.; MILODOWSKI, D. T.; SWINFIELD, T.; COOMES, D. A. Canopy structure and topography jointly constrain the microclimate of human-modified tropical landscapes. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 24, n. 11, p. 5243–5258, 2018.

KEDDY, P. A. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. **Journal of Vegetation Science**, [s. l.], v. 3, n. 2, p. 157–164, 1992.

KOVÁCS, B.; TINYA, F.; ÓDOR, P. Stand structural drivers of microclimate in mature temperate mixed forests. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 234–235, p. 11–21, 2017.

LAUGHLIN, D. C. Applying trait-based models to achieve functional targets for theory-driven ecological restoration. **Ecology Letters**, [s. l.], v. 17, n. 7, p. 771–784, 2014.

LEBRIJA-TREJOS, E.; MEAVE, J. A.; POORTER, L.; PÉREZ-GARCÍA, E. A.; BONGERS, F. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, [s. l.], v. 12, n. 4, p. 267–275, 2010.

LEBRIJA-TREJOS, E.; PÉREZ-GARCÍA, E. A.; MEAVE, J. A.; POORTER, L.; BONGERS, F. Environmental changes during secondary succession in a tropical dry forest in Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, [s. l.], v. 27, n. 5, p. 477–489, 2011.

LIEFFERS, V. J.; MESSIER, C.; STADT, K. J.; GENDRON, F.; COMEAU, P. G. Predicting and managing light in the understory of boreal forests. <https://doi.org/10.1139/x98-165>, [s. l.], v. 29, n. 6, p. 796–811, 2011.

LIU, P.; LIU, X.; DAI, Y.; FENG, Y.; ZHANG, Q.; CHU, G. Influence of Vegetation Restoration on Soil Hydraulic Properties in South China. **Forests**, [s. l.], v. 11, n. 10, p. 1111, 2020.

LOWMAN, M. D.; RINKER, H. B. **Forest canopies**. 2. ed. San Diego, California: [s. n.], 2004.

MONTENEGRO, A. L.; RÍOS, O. V. Caracterización de bordes de bosque altoandino e implicaciones para la restauración ecológica en la Reserva Forestal de Cogua (Colombia). **Revista de Biología Tropical**, [s. l.], v. 56, n. 3, p. 1543–1556, 2007.

MA, S.; CONCILIO, A.; OAKLEY, B.; NORTH, M.; CHEN, J. Spatial variability in microclimate in a mixed-conifer forest before and after thinning and burning treatments. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 259, n. 5, p. 904–915, 2010.

MARCOLIN, E.; MARZANO, R.; VITALI, A.; GARBARINO, M.; LINGUA, E. Post-Fire Management Impact on Natural Forest Regeneration through Altered Microsite Conditions. **Forests**, [s. l.], v. 10, n. 11, p. 1014, 2019.

MAROD, D.; DUENGKAE, P.; KUTINTARA, U.; SUNGKAEW, S.; WACHRINRAT, C.; ASANOK, L.; KLOMWATTANAKUL, N. The Influences of an Invasive Plant Species (*Leucaena leucocephala*) on Tree Regeneration in Khao Phuluang Forest, Northeastern Thailand. **Agriculture and Natural Resources**, [s. l.], v. 46, n. 1, p. 39–50, 2012.

MATSUO, T.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; SANDE, M. T. van der; POORTER, L. Forest structure drives changes in light heterogeneity during tropical secondary forest succession. **Journal of Ecology**, [s. l.], v. 00, p. 1–14, 2021.

MELO, A. C. G.; DARONCO, C.; RE, D. S.; DURIGAN, G. Tree species attributes and facilitation of natural regeneration in heterogeneous planting of riparian vegetation. **Scientia Florestalis**, [s. l.], v. 43, n. 106, p. 333–344, 2015.

MIAO, N.; LIU, S.; SHI, Z.; MA, J.; WANG, H. A review of ecological effects of remnant trees in degraded forest ecosystems after severe disturbances. **Shengtai Xuebao/Acta Ecologica Sinica**, [s. l.], v. 33, n. 13, p. 3889–3897, 2013.

MONTAGNINI, F.; JORDAN, C. F. **Tropical forest ecology: the basis for conservation and management**. Springer: [s. n.], 2005.

MORI, A. S.; LERTZMAN, K. P.; GUSTAFSSON, L. Biodiversity nad ecosystem services in forest ecosystems: a research for applied forest ecology, **Journal of Applied Ecology**, [s. l.], v. 54, n. 1, p. 12-27, 2017.

MORIN, X.; FAHSE, L.; SCHERER-LORENZEN, M.; BUGMANN, H. Tree species richness promotes productivity in temperate forests through strong complementarity between species. **Ecology Letters**, [s. l.], v. 14, n. 12, p. 1211–1219, 2011.

NAEEM, S.; DUFFY, J. E.; ZAVALA, E. The functions of biological diversity in an age of extinction. **Science**, [S. l.], v. 336, n. 6087, p. 1401-1406, 2012.

NADROWSKI, K.; WIRTH, C.; LORENZEN, M. S. Is forest diversity driven ecosystem function and service? **Current Opinion and Environmental Sustainability**, [S. l.], v. 2, n. 1-2, p. 75-79, 2010.

PASSOS, F. B.; DE MESQUITA LOPES, C.; DE GOIS AQUINO, F.; RIBEIRO, J. F. Nurse plant effect of *Solanum lycocarpum* A. St.-Hil. in area of Brazilian Savanna undergoing a process of restoration. **Revista Brasileira de Botanica**, [s. l.], v. 37, n. 3, p. 251–259, 2014.

PEARCY, R. Photosynthetic gas exchange response of Australian tropical forest tree in canopy, gap and understory micro-environment. **Functional Ecology**, [s. l.], v. 1, n. 3, 1987.

PEREIRA, L. C.; BALBINOT, L.; MATUS, G. N.; DIAS, H. C. T.; TONELLO, K. C.

Aspects of forest restoration and hydrology: linking passive restoration and soil–water recovery in Brazilian Cerrado. **Journal of Forestry Research**, [s. l.], v. 32, n. 6, p. 2301–2311, 2021.

QIU, L.; CHEN, Y.; WU, Y.; XUE, Q.; SHI, Z.; LEI, X.; LIAO, W.; ZHAO, F.; WANG, W. The Water Availability on the Chinese Loess Plateau since the Implementation of the Grain for Green Project as Indicated by the Evaporative Stress Index. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 13, n. 16, p. 3302, 2021.

REN, H.; FAN, Y.; ZOU, Z.; HUI, D.; GUO, Q.; YAO HUANG, . Long-term structural and functional changes in *Acacia mangium* plantations in subtropical China. **Landscape and Ecological Engineering**, [s. l.], v. 1, p. 3, 2020.

RIVAS-RIVAS, M. B.; RAMÍREZ-MARCIAL, N.; PERALES, H.; LEVY-TACHER, S. I.; BONFIL, C. Supervivencia y crecimiento de tres especies de *Quercus* bajo condiciones contrastantes de cobertura en el sur de México. **Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente**, [s. l.], v. 23, n. 2, p. 275–288, 2017.

ROMANELLI, J. P.; FUJIMOTO, J. T.; FERREIRA, M. D.; MILANEZ, D. H. Assessing ecological restoration as a research topic using bibliometric indicators. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 120, p. 311–320, 2018.

ROMANELLI, J. P.; GONÇALVES, M. C. P.; DE ABREU PESTANA, L. F.; SOARES, J. A. H.; BOSCHI, R. S.; ANDRADE, D. F. Four challenges when conducting bibliometric reviews and how to deal with them. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 28, n. 43, p. 60448–60458, 2021.

ROSE, K. M.; FRIDAY, J. B.; OLIET, J. A.; JACOBS, D. F. Canopy openness affects microclimate and performance of underplanted trees in restoration of high-elevation tropical pasturelands. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 292–293, p. 108105, 2020.

SAAVEDRA, G. A.; ECHEVERRÍA, C.; NELSON, C. R. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. **Restoration Ecology**, [s. l.], v. 25, n. 6, p. 850–857, 2017.

SHEN, W.; HE, J.; HUANG, C.; LI, M. Quantifying the actual impacts of forest cover change on surface temperature in Guangdong, China. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 12, n. 15, p. 2354, 2020.

SHI, P.; LI, Z.; LI, P.; ZHANG, Y.; LI, B. Trade-offs Among Ecosystem Services After Vegetation Restoration in China's Loess Plateau. **Natural Resources Research**, [s. l.], v. 30, n. 3, p. 2703–2713, 2021.

ŞTIRBU, S.; THIRION, P.; SCHMITZ, S.; HAESBROECK, G.; GRECO, N. The Utility of Google Scholar When Searching Geographical Literature: Comparison With Three Commercial Bibliographic Databases. **Journal of Academic Librarianship**, [s. l.], v. 41, n. 3, p. 322–329, 2015.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, [s. l.], v. 23, n. 3, p. 238–251, 2015.

TERBORGH, J. The Vertical Component of Plant Species Diversity in Temperate and

Tropical Forests. **The American Naturalist**, [s. l.], v. 126, n. 6, p. 760–776, 1985.

TURNER, I. **The ecology of trees in the tropical rain forest**. United Kingdom: Cambridge University Press. 2004.

VALENZUELA, L. M.; MERIGÓ, J. M.; JOHNSTON, W. J.; NICOLAS, C.; JARAMILLO, J. F. Thirty years of the Journal of Business & Industrial Marketing: a bibliometric analysis. **Journal of Business and Industrial Marketing**, [s. l.], v. 32, n. 1, p. 1–17, 2017.

VÁSQUEZ-GRANDÓN, A.; DONOSO, P. J.; GERDING, V. Forest Degradation: When Is a Forest Degraded?. **Forests**, [s. l.], v. 9, n. 11, p. 726, 2018.

VIANI, R. A. G.; HOLL, K. D.; PADOVEZI, A.; STRASSBURG, B. B. N.; FARAH, F. T.; GARCIA, L. C.; CHAVES, R. B.; RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S. Protocol for Monitoring Tropical Forest Restoration. **Tropical Conservation Science**, [s. l.], v. 10, 2017.

VON ARX, G.; DOBBERTIN, M.; REBETEZ, M. Spatio-temporal effects of forest canopy on understory microclimate in a long-term experiment in Switzerland. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 166–167, p. 144–155, 2012.

WALLACE, K. J.; LAUGHLIN, D. C.; CLARKSON, B. D. Exotic weeds and fluctuating microclimate can constrain native plant regeneration in urban forest restoration. **Ecological Applications**, [s. l.], v. 27, n. 4, p. 1268–1279, 2017.

WENG, S. H.; KUO, S. R.; GUAN, B. T.; CHANG, T. Y.; HSU, H. W.; SHEN, C. W. Microclimatic responses to different thinning intensities in a Japanese cedar plantation of northern Taiwan. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 241, n. 1–3, p. 91–100, 2007.

WERDEN, L. K.; CALDERÓN-MORALES, E.; ALVARADO J., P.; GUTIÉRREZ L., M.; NEDVECK, D. A.; POWERS, J. S. Using large-scale tropical dry forest restoration to test successional theory. **Ecological Applications**, [s. l.], v. 30, n. 6, p. e02116, 2020.

WILLIAMS, L. J.; BUTLER, E. E.; CAVENDER-BARES, J.; STEFANSKI, A.; RICE, K. E.; MESSIER, C.; PAQUETTE, A.; REICH, P. B. Enhanced light interception and light use efficiency explain overyielding in young tree communities. **Ecology Letters**, [s. l.], v. 24, n. 5, p. 996–1006, 2021.

YANG, L.; WEI, W.; CHEN, L.; CHEN, W.; WANG, J. Response of temporal variation of soil moisture to vegetation restoration in semi-arid Loess Plateau, China. **CATENA**, [s. l.], v. 115, p. 123–133, 2014.

YOUNG, T. P.; PETERSEN, D. A.; CLARY, J. J. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. **Ecology Letters**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 662–673, 2005.

ZEMP, D. C.; EHBRECHT, M.; SEIDEL, D.; AMMER, C.; CRAVEN, D.; ERKELENZ, J.; IRAWAN, B.; SUNDAWATI, L.; HÖLSCHER, D.; KREFT, H. Mixed-species tree plantings enhance structural complexity in oil palm plantations. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [s. l.], v. 283, p. 106564, 2019.

ZHANG, Y.; DENG, L.; YAN, W.; SHANGGUAN, Z. Interaction of soil water storage

dynamics and long-term natural vegetation succession on the Loess Plateau, China. **CATENA**, [s. l.], v. 137, p. 52–60, 2016.

ZHANG, Y.; WANG, K.; WANG, J.; LIU, C.; SHANGGUAN, Z. Changes in soil water holding capacity and water availability following vegetation restoration on the Chinese Loess Plateau. **Scientific Reports 2021 11:1**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 1–11, 2021.

ZHENG, Y.; DONG, L.; XIA, Q.; LIANG, C.; WANG, L.; SHAO, Y. Effects of revegetation on climate in the Mu Us Sandy Land of China. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 739, p. 139958, 2020.

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**, [s. l.], v. 1, n. 4, p. 309–315, 2008.

CAPÍTULO 2

MICROCLIMA E DISPONIBILIDADE HÍDRICA DO SOLO EM ÁREAS EM RESTAURAÇÃO DA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL: INFLUÊNCIA DE DIFERENTES TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO E DA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO

RESUMO

Devido a sua complexidade estrutural, como o maior índice de área foliar e a estratificação vertical, o ambiente do interior de uma floresta tropical possui um microclima contrastante em relação a áreas degradadas. Do dossel ao sub-bosque, há a diminuição da transmissão da radiação fotossinteticamente ativa (RFA), da velocidade do vento, da temperatura e do déficit de pressão de vapor, que resulta na maior umidade no ar (também devido à evapotranspiração) e no solo. Diferentemente, a ausência de um dossel florestal pode originar condições estressantes, como maior temperatura e menor umidade do ar, que se tornam filtros abióticos na montagem das comunidades. Com as ações de restauração florestal essas condições abióticas podem ser estabilizadas, principalmente, com a inserção de uma maior diversidade de espécies para garantir a complexidade estrutural. Buscamos compreender como a estrutura florestal formada em decorrência de diferentes técnicas de restauração da floresta estacional semidecidual influencia na variação dos fatores do microclima (radiação fotossinteticamente ativa, umidade, temperatura e umidade do ar) e de disponibilidade hídrica no solo. Testamos as seguintes hipóteses: I) A estrutura da vegetação em áreas em processo de restauração florestal da floresta estacional semidecidual afeta significativamente as condições microclimáticas e disponibilidade hídrica do solo; II) Existem limiares relacionados aos parâmetros de estrutura florestal para a estabilização do microclima e da disponibilidade hídrica no solo à medida que a estrutura da vegetação se desenvolve; e III) Florestas com maior diversidade de espécies possuem condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica no solo similares aos fragmentos de referência. Conduzimos esta avaliação em dois sítios experimentais (Botucatu-SP), onde um experimento instalado entre 1997 e 1998 foi delineado em blocos ao acaso, em com três repetições de cinco tratamentos em cada sítio, sendo: restauração passiva (RP), sistema agroflorestal (SAF), consórcio de

espécies para madeira e lenha (CML), semeadura direta (SEM) e plantio de alta diversidade (PAD), além da mata nativa de referência (REF). Registramos dados de microclima e água no solo em quatro épocas, durante um ano, e obtivemos dados de variáveis estruturais das comunidades de outro estudo em andamento nas mesmas áreas. Utilizamos os modelos lineares mistos para verificar o efeito dos tratamentos nas variáveis ambientais; testes de médias de *Tukey* para comparação dos tratamentos em relação a mata nativa; e regressão múltipla e segmentada, para verificar o efeito das métricas estruturais no microclima e na disponibilidade hídrica do solo, e da possível formação de limiares. O IAF afetou negativamente a RFA. A altura média do dossel afetou negativamente o DPV e a T°C máxima, e positivamente a UR média. Tanto o IAF quanto à altura média afetou positivamente a UR mínima. Houve a formação de pontos de inflexão nas curvas de regressão do IAF com a T°C e DPV máximo, evidenciando quedas mais acentuadas em ambas as medidas, a partir de uma IAF de 9,3. Somente a T°C máxima e as taxas de RFA foram afetadas pelos tratamentos, os quais se diferiram da mata nativa em relação a RFA diária e máxima, mas se igualaram na T°C máxima com exceção da restauração passiva. O potencial de água no solo não foi afetado significativamente pela estrutura ou pelos tratamentos. Mesmo com espécies que incrementam o índice de área foliar, o PAD transmitiu maiores taxas de RFA para o sub-bosque do que a floresta nativa, o que pode estar relacionado à alta heterogeneidade entre as parcelas. Nossas hipóteses foram parcialmente confirmadas, pois todos os tratamentos foram semelhantes a mata nativa somente em relação a T°C máxima com exceção da RP, e houve a formação de pontos de inflexão com o índice de área foliar, mas não excluindo a importância da altura média do dossel no tamponamento do microclima do sub-bosque. Por fim, sugerimos que a seleção das espécies para introdução em plantios de restauração seja embasada também na área foliar e na altura total dos indivíduos adultos, além dos critérios já normalmente utilizados.

Palavras-chave: índice de área foliar; floresta estacional semidecidual; microclima; radiação fotossinteticamente ativa; restauração ecológica.

2.1 INTRODUÇÃO

O ambiente do interior de uma floresta tropical possui um conjunto de condições microclimáticas bastante contrastantes em relação a outros tipos de ecossistemas mais abertos. Geralmente, as flutuações das variáveis microclimáticas no interior da floresta são menores em comparação com a área circundante, de modo que o sub-bosque pode possuir 7°C a menos de temperatura do ar que as áreas abertas, em função da regulação exercida pela estrutura da vegetação (JACOBS, 1988). Do dossel ao sub-bosque, há a diminuição da transmissão da radiação fotossinteticamente ativa (RFA), da velocidade do vento, da temperatura e do déficit de pressão de vapor, que resulta na maior umidade no ar (também devido à evapotranspiração) e no solo, sendo que a menor RFA torna o ambiente mais limitante para as espécies do sub-bosque (GEIGER *et al.*, 1995; JACOBS, 1988).

O microclima florestal é afetado pelo clima regional (maior escala), tipo e usos de solos, topografia (AUSSENAC, 2000; GEIGER *et al.*, 1995; KOVÁCS *et al.*, 2017) e principalmente, pela vegetação. O efeito tampão no microclima do sub-bosque é devido à atividade fisiológica das plantas (evapotranspiração) e a presença de sua estrutura física. De modo geral, as florestas são sistemas de estrutura complexa e tridimensional (PAN *et al.*, 2013). A variação dos diâmetros e da altura são descritores da complexidade estrutural, e conjuntamente com o índice de área foliar, alteram o regime de radiação ao longo da sucessão (ALI, 2019; MCELHINNY *et al.*, 2005; RISSANEN *et al.*, 2019; ZENNER, 2000). No estágio inicial de sucessão, o maior índice de área foliar, proporcionado pela homogeneidade de alturas das árvores do dossel garante uma forte atenuação da radiação disponível para a planta, principalmente da direta (MATSUO *et al.*, 2021; OLIVER, 1980). Em estágios posteriores, a complexidade estrutural associada à competição por luz e ao desbaste natural, resultam na estratificação vertical (maior índice de área foliar - IAF), e consequentemente, também no decréscimo ainda maior da radiação para o sub-bosque (EHBRECHT *et al.*, 2019; JUCKER *et al.*, 2014; MATSUO *et al.*, 2021; OLIVER, 1980).

Outras métricas de povoamento florestal, como a área basal e a densidade de plantas também indicam a diminuição da entrada de radiação no sub-bosque. A área basal possui uma relação positiva com o índice de área foliar, e da mesma maneira provoca um decréscimo na quantidade de radiação que chega no sub-bosque

(KOVÁCS *et al.*, 2017; LEBRIJA-TREJOS *et al.*, 2011). Complementar à área basal, a densidade de plantio também pode indicar a quantidade e qualidade de radiação no sub-bosque, em função da forma de distribuição dos indivíduos no sítio (ANGELINI *et al.*, 2015; YAN *et al.*, 2019). Contudo, dependendo da fisionomia da floresta tropical, a abscisão foliar das espécies decíduas durante a época de seca para evitar o estresse hídrico, resulta em menores IAF, podendo alterar o regime de luz ao longo do ano (LOPEZ *et al.*, 2008; SOUZA *et al.*, 2014).

A maior cobertura e altura do dossel evita tanto a evaporação de água pelo solo, como também a mistura do ar com áreas circundantes, contribuindo para manter menores temperaturas próximas ao solo (HARDWICK *et al.*, 2015; JUCKER *et al.*, 2018; VANNESTE *et al.*, 2020). Concomitantemente, haverá maior umidade relativa e menor déficit de pressão de vapor próximo ao solo. Estas respostas podem ser lineares, não lineares ou ainda, de limiares (WALLACE *et al.*, 2017). No último caso, os limiares ecológicos são pontos onde ocorrem a alteração drástica da taxa de uma variável microclimática em resposta ao desenvolvimento de um componente estrutural (BESTELMEYER, 2006; WALLACE *et al.*, 2017). Por exemplo, um IAF maior que quatro já diminui a temperatura máxima em até 2,1°C (VON ARX *et al.*, 2013), ou uma área basal de 27 m².ha⁻¹ estabiliza a umidade relativa de áreas em restauração (WALLACE *et al.*, 2017). Por indicarem a melhoria ou a estabilização do microclima e de água no solo, os limiares potencialmente podem ser utilizados como indicadores no monitoramento e/ ou como subsídio para manejo das áreas em restauração.

Em ecossistemas florestais degradados, as condições de microclima e de disponibilidade hídrica do solo podem ser consideradas filtros abióticos na montagem das comunidades (HOBBS; NORTON, 2004). A ausência de um dossel florestal pode originar condições estressantes, como maior temperatura, menor umidade e maiores flutuações de seus valores. Estas novas condições abióticas podem limitar a sobrevivência e o desenvolvimento de possíveis espécies regenerantes (HOBBS; NORTON, 2004; FATTORINI; HALLE, 2004). Com as ações de restauração florestal, as condições de microclima e de água no solo podem ser modificadas ou estabilizadas para favorecer a regeneração natural das espécies nativas, os serviços ecológicos e garantir a recuperação e o aumento da estabilidade (resistência e resiliência) da área (PARROTA; TURNBULL; JONES, 1997).

Para garantir uma maior complexidade estrutural das florestas tropicais e a modificação do microclima, é necessária uma maior diversidade de espécies, em

função de seus efeitos individuais e de interação planta-planta na formação da floresta. A maior diversidade aumenta a probabilidade da partição de recursos, ou seja, da existência de nichos diferenciados, que não somente permitem que diferentes espécies coexistam, mas também gerem o efeito de complementaridade de copas, responsável pelo incremento da complexidade da estrutura florestal (ALI, 2019; MORIN *et al.*, 2011; WILLIAMS *et al.*, 2017). O efeito de complementaridade possibilita um maior preenchimento do dossel e um maior crescimento das copas, tendo em vista que espécies com diferentes necessidades por luz, como tolerantes ou intolerantes à sombra, podem ocupar os diferentes espaços no dossel e no espaço (CASTRO-IZAGUIRRE *et al.*, 2016; ZEMP *et al.*, 2019).

Diferenciações de traços funcionais, tais como características fenológicas e morfológicas (VIOLLE *et al.*, 2007) dos diferentes grupos de espécies também proporcionam o efeito de complementaridade. As diferenciações de arquiteturas de copa, assim como variação na taxa de crescimento podem garantir o particionamento de luz no dossel (JUCKER *et al.*, 2015; WILLIAMS *et al.*, 2017). A sazonalidade foliar de espécies caducifólias beneficia as espécies perenes, uma vez que estas podem capturar maior recurso de luz (SAPIJANSKAS *et al.*, 2014) durante épocas mais secas. É o caso das florestas semidecíduais, que possuem de 20 a 50% de espécies caducifólias, que perdem suas folhas para evitar o estresse hídrico (BOHLMAN, 2010; IBGE, 2012). Não menos importantes, as interações interespecíficas (como a competição e a facilitação) podem provocar mudanças plásticas (capacidade de modificar a morfologia em função das condições ambientais) na arquitetura de copa das árvores, contribuindo também para a ocupação das diferentes camadas do dossel (BRADSHAW, 1965; MORIN *et al.*, 2011; SAPIJANSKAS *et al.*, 2014; THORPE *et al.*, 2010).

Buscamos, com este capítulo, compreender como a estrutura florestal formada por diferentes técnicas de restauração da floresta estacional semidecidual influencia na variação dos fatores do microclima (radiação fotossinteticamente ativa, umidade, temperatura, déficit de pressão de vapor e umidade do ar) e de disponibilidade hídrica do solo. Procuramos testar as seguintes hipóteses:

- I. A estrutura da vegetação em áreas em processo de restauração da floresta estacional semidecidual afeta significativamente as condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica do solo.

- II. Existem limiares relacionados aos parâmetros de estrutura florestal para a estabilização do microclima e de disponibilidade hídrica no solo à medida que a estrutura da vegetação se desenvolve.
- III. Florestas com maior diversidade de espécies possuem condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica no solo similares aos fragmentos de referência.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

Conduzimos o experimento na região centro-sul do estado de São Paulo, no município de Botucatu, nas fazendas experimentais Edgardia e Lageado (Figura 1, coordenadas geográficas 22°52'32" S e 48°26'46" S), ambas pertencentes ao campus da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP).

Figura 1 – Localização e delimitação da área de estudo



Fonte: Google Earth, imagem baixada em 30 de julho de 2021.

Legenda: Área 1 = Fazenda Lageado e Área 2 = Fazenda Edgardia.

O clima da região é classificado como *Cfa* (CUNHA; MARTINS, 2009), sendo caracterizado por ser temperado quente úmido, seguindo a classificação de Köppen. A média de precipitação anual é de 1494 mm, com chuvas concentradas de outubro a março, enquanto a temperatura média anual é de 20,3°C, com a mínima ocorrendo no mês de julho e a máxima em fevereiro (CUNHA; MARTINS, 2009). A vegetação típica da área de estudo é a floresta estacional semidecidual pertencente ao bioma de Mata Atlântica (IBGE, 2012).

As duas áreas possuem características contrastantes de textura e fertilidade de solo (Tabela 1). A Fazenda Experimental Lageado (área 1) situa-se próxima à calha do Ribeirão Lavapés, em relevo ondulado e a 700m de altitude, sendo cercada por pastagens e fragmentos florestais esparsos. Possui solo classificado como Nitossolo Vermelho, de textura argilosa e de alta fertilidade. Antes da instalação do experimento, era uma pastagem com predomínio do capim *napier* (*Pennisetum purpureum* Schum). O sítio utilizado como referência é um fragmento de mata ciliar degradada em estágio intermediário de sucessão da Floresta Estacional Semidecidual, contíguo à da área experimental (10 metros) (Figura 2).

A Fazenda Experimental Edgárdia (área 2) está localizada em relevo suave ondulado, a 547m de altitude e possui um solo do tipo Argissolo Vermelho-Amarelo com textura de areia franca e de baixa fertilidade. Antes do plantio, era predominantemente uma pastagem de *Urochloa decumbens* Stapf. bem como possuía uma pequena área de pomar de *Citrus* sp. O sítio de referência é um fragmento da Floresta Estacional Semidecidual de aproximadamente 300 hectares, localizado a menos de 50 metros da área do experimento (Figura 2). Está em estágio avançado de sucessão e sofreu as últimas extrações seletivas de madeira na década de 1980. Os atributos físicos e químicos de cada área estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1 - Atributos físicos (textura) e químicos do solo (fertilidade) nas áreas experimentais Lageado (área 1) e Edgárdia (área 2)

Áreas	Textura			Fertilidade							
	Areia	Argila	Silte	pH	M.O	P resina	H+Al	K	Ca	Mg	V
	(g/kg ⁻¹)			CaCl ₂	g/dm ³	mg/dm ³	mmolc/dm ³			%	
1	193	507	300	5,2	34	10	44	2,7	71	17	66
2	887	93	19	4,3	10	6	31	0,6	15	4	39

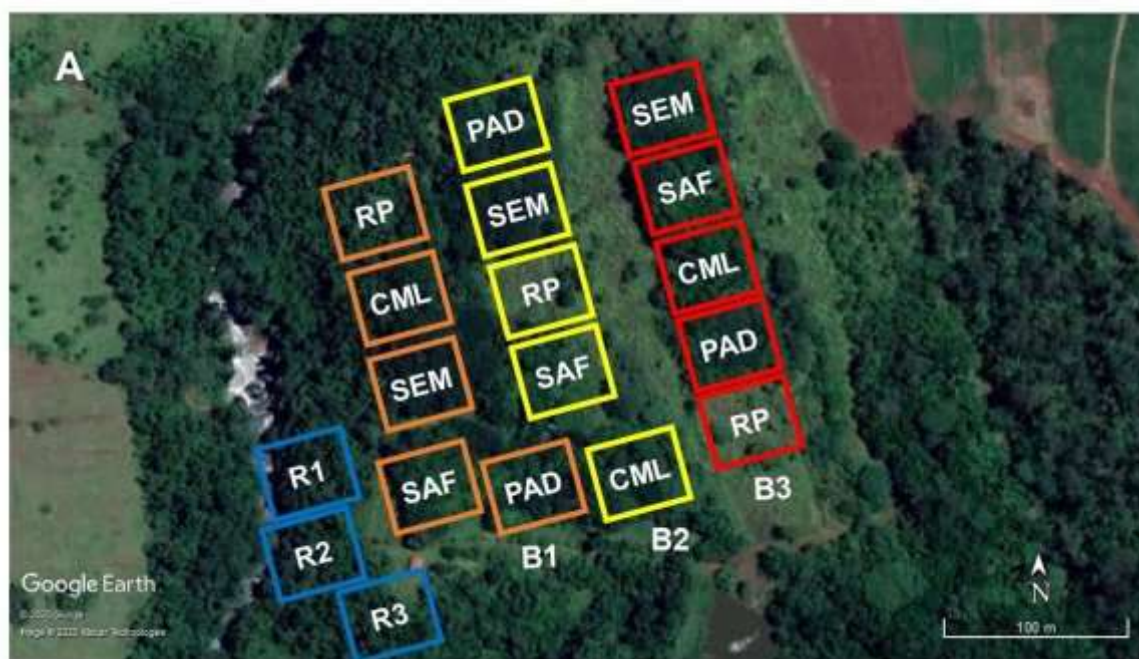
Fonte: Adaptado de Bertholdi (2019).

2.2.2 Delineamento experimental

Entre fevereiro e março de 1997 e janeiro e março de 1998, foram implantados cinco tratamentos (técnicas de restauração) nas duas áreas experimentais, ambas com 3,75 hectares, com um delineamento em blocos ao acaso com três repetições, e parcelas de 50 x 50 m. Foram implantados nas duas áreas, os seguintes tratamentos (técnicas) de restauração: restauração passiva (RP), semeadura direta (SEM), sistema agroflorestal (SAF), consórcio de espécies para produção de madeira e lenha (CML) e plantio de alta diversidade (PAD) (Figura 2 e Tabela 2). As espécies introduzidas são em sua maioria nativas da região, mas algumas exóticas foram inseridas com objetivos específicos, como aumentar a fixação de nitrogênio no solo. Um estudo já demonstrou que há diferenças na estrutura da vegetação entre os tratamentos, uma vez que a área basal varia entre 15 e 36,23 m². ha⁻¹ e a densidade entre 400 e 1400 ind. ha⁻¹ (DAP ≥5 cm) (PONTES, 2018).

Nos sítios de referência de cada área, foram implantadas três parcelas com as mesmas dimensões, porém estas não fazem parte do delineamento em blocos de plantio, já que foram estabelecidas de forma independente (Figura 2).

Figura 2 - Parcelas de referência e disposição dos blocos das diferentes técnicas de restauração na Área 1 e na Área 2





Fonte: Google Earth Pro (2021). Imagem baixada em 30 de julho de 2021.

Legenda: A = Fazenda Lageado; B = Fazenda Edgardia; B1 = bloco 1; B2 = bloco 2; B3 = bloco 3; RP = restauração passiva; SEM = semeadura direta; SAF = sistema agroflorestal; CML = consórcio madeira e lenha; PAD = plantio de alta diversidade; R1, R2 e R3 = parcelas da floresta de referência.

Tabela 2 - Descrição dos tratamentos ou técnicas de restauração inseridos na Área 1 (Lageado) e Área 2 (Edgardia)

Sigla	Tratamento	Técnica	Número de espécies	Descrição
RP	Restauração Passiva	Restauração passiva ou regeneração natural	-	Possuem o mesmo preparo de solo em relação aos demais, contudo foram posteriormente abandonadas (VILLOTA-CERÓN; ENGEL, 2021). Na área 1, há a dominância de capim napier (<i>Pennisetum purpureum</i> Schum) e na área 2, de capim braquiária (<i>Urochloa decumbens</i> Stapf.).
SEM	Semeadura Direta	Semeadura	5	Duas a quatro sementes foram inseridas em sulcos de plantio com cerca de 40 cm de profundidade, sendo abertos com subsolador acoplado a um trator de pneu, aplicando-se a técnica do cultivo mínimo (ENGEL;

				PARROTTA, 2001; PONTES <i>et al.</i>, 2019). Há a predominância do <i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake (Guapuruvu) (PONTES <i>et al.</i>, 2019). As espécies inseridas são heliófilas.
SAF	Sistema Agroflorestal	Plantio de mudas	20	Foram inseridas linhas triplas com espaçamento de 1,5m. As linhas externas são formadas pelas espécies de crescimento rápido e as linhas centrais, pelas espécies de crescimento lento (PONTES <i>et al.</i>, 2019). Essas linhas foram intercaladas com faixas de cinco metros, onde foram cultivadas espécies de culturas anuais, como o feijão realizando-se o preparo e adubação convencional (BERTHOLDI, 2019). Após o fechamento do dossel, foram introduzidas espécies nativas frutíferas.
CML	Consórcio Madeira e Lenha	Plantio de mudas	35	Semelhante ao SAF, porém não possui as faixas de cultura agrícola. Foram introduzidas 10 espécies de crescimento rápido para a produção de lenha, e em linhas alternadas com 15 espécies de crescimento lento para a produção de madeira (BERTHOLDI, 2019; PONTES <i>et al.</i> 2019).
PAD	Plantio de Alta Diversidade	Plantio de mudas	40	As mudas de diferentes grupos ecológicos-silviculturais foram inseridas em linhas alternadas de espécies de crescimento rápido e lento (VILLOTA-CERÓN; ENGEL, 2021).

2.2.3 Amostragem da estrutura da vegetação nos tratamentos de restauração

Para a avaliação da estrutura da vegetação nos plantios de restauração de cada parcela, utilizamos os dados coletados por Góes (2022)². Foram desprezados 10 metros da borda em cada parcela, para evitar a influência entre tratamentos, obtendo-se assim parcelas de 30 x 30m com área útil de 900 m². Para a amostragem da estrutura da comunidade, as parcelas de cada tratamento foram subdivididas em quatro sub-parcelas de 15 x 15 m (área de 225 m²), sendo selecionadas duas sub-parcelas escolhidas aleatoriamente para a obtenção dos dados de altura total e diâmetro dos indivíduos com altura > 1,30m e DAP ≥ a 5 cm (GÓES, 2022). Para registrar a altura total os autores utilizaram um clinômetro, e o DAP, uma fita diamétrica.

Utilizamos as variáveis de diâmetro à altura do peito (DAP) para a obtenção da área basal (AB, m² . ha⁻¹), a altura total dos indivíduos para o registro da altura total média (A, m) e máxima (AT, m), a densidade de indivíduos (D, ind. ha⁻¹) e o índice de área foliar (IAF, razão entre superfícies de folhas e superfície do terreno). Com os dados de altura total dos indivíduos arbóreos, obtivemos a média, e o desvio padrão da altura, que representou o coeficiente de estratificação da altura, de acordo com Fernandes et al (2014) e Souza et al (2013), variável representando a estratificação do dossel e consequentemente, a complexidade estrutural (ALI, 2019; EHBRECHT *et al.*, 2019).

Diferentemente das outras medidas estruturais, registramos o IAF em cinco pontos sorteados na área útil (900 m²) da parcela de 30 x30m, e em dois pontos no exterior (fora da parcela, em área aberta), utilizando o interceptômetro (ACCUPAR modelo LP-80), posicionado a 120 cm em relação ao solo. Realizamos as medidas entre 11h30min e 12h30min, em dias sem nuvens, em dois períodos, o mais chuvoso (fevereiro de 2021) e o de seca (agosto de 2021).

2 GÓES (2022). Dissertação de mestrado em fase de homologação.

2.2.4 Amostragem das variáveis microclimáticas e de disponibilidade hídrica no solo no tratamentos de restauração e de referência

Na área útil (900m²) de cada parcela dos tratamentos (técnicas) de restauração e de referência, coletamos os dados das variáveis ambientais de umidade relativa (U. R., %), temperatura do ar (T., C°), a radiação fotossinteticamente ativa (RFA, $\mu\text{mol/m}^2\text{s}^{-1}$) e o potencial de água no solo (disponibilidade hídrica) ($\Psi_{\text{W}_{\text{solo}}}$, kPa). Em 2020 realizamos as coletas por 48 horas, em dias claros e com tempo estável, em quatro épocas do ano: fevereiro (pico da época úmida), final de maio/início de junho (início da época seca), setembro (final da época seca) e final de novembro/início de dezembro (início da época úmida). Utilizamos sensores e *data-loggers* da marca *Decagon Devices Inc. Pullman, WA, USA* para a medição e registro de cada variável de microclima e de disponibilidade hídrica.

Registramos o $\Psi_{\text{W}_{\text{solo}}}$ a partir da introdução de sensores a 15cm de profundidade do solo. Implantamos dois sensores aleatoriamente em cada parcela e utilizamos o analisador de potencial de água MPS-2 (Figura 3A).

Para o RFA, implantamos aleatoriamente em cada parcela dois sensores de radiação PAR QSO-S Photon flux acoplados a um tripé fotográfico para seu adequado nivelamento entre 50 e 65 cm acima do nível do solo (Figura 3B).

Para os atributos de T e UR implantamos um sensor, que mede estas três variáveis simultaneamente, no centro de cada parcela, a 130 cm acima do solo. Utilizamos o sensor ATMOS 14 (VP-4) (Figura 3C).

Obtivemos também dados de déficit de pressão de vapor (DPV, kPa) de cada parcela, utilizamos os dados da T e UR registrados pelo sensor ATMOS 14 (VP-4). Fizemos os cálculos segundo Jones (1992).

Para registrar os dados das variáveis ambientais, instalamos um coletor de dados Data-logger no centro de cada parcela (Figura 3D), no qual foram acoplados os sensores de microclima. Cada *data-logger* foi programado para registrar a leitura das variáveis de microclima e de potencial de água no solo (disponibilidade hídrica) por hora, por um período de dois dias, portanto 48 leituras de cada variável para cada época do ano. As medidas das variáveis microclimáticas e de disponibilidade hídrica foram coletadas simultaneamente.

Figura 3 - Data-logger e sensores de microclima e de potencial de água do solo (disponibilidade hídrica do solo) utilizados para a amostragem das variáveis microclimáticas e de disponibilidade hídrica do solo



Legenda: A = potencial de água no solo (MPS-2), B = radiação PAR QSO-S *photon flux*, C = sensor de temperatura do ar e umidade relativa e pressão de vapor ATMOS 14 (VP-4), D = data-logger EM50 Decagon Devices

Devido ao número restrito de sensores e data loggers não foi possível inserir os data-loggers e sensores em todas as parcelas das duas áreas e no mesmo dia. Nestas condições, inserimos um conjunto de sensores e data logger (formado por dois sensores de RFA, dois sensores de $\Psi_{w\text{solo}}$, um sensor de T, UR e DPV e um *data-logger*) simultaneamente em cinco parcelas de um mesmo bloco, e após 48 horas de coleta dos dados nestas parcelas, mudamos os conjuntos de sensores e *data-loggers* para outras cinco parcelas do bloco seguinte, até a amostragem completa das parcelas de cada tratamento, como também das parcelas das matas referências das duas áreas. Cada sensor foi provido de um cabo de extensão de até 50 metros para permitir uma adequada alocação nas parcelas.

Devido a questões logísticas dos equipamentos e a perda de dados em função de avarias com os *data-loggers* e sensores em campo, utilizamos para as análises os dados coletados pelos *data-loggers* de apenas 1 dia (24 leituras), ou seja, 24 leituras por época do ano.

2.2.5 Análise de Dados

2.2.5.1 A estrutura da vegetação em áreas em processo de restauração da floresta estacional semidecidual afeta significativamente as condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica do solo

2.2.5.1.1 Estrutura da vegetação dos diferentes tratamentos de restauração das Fazendas Edgardia e Lageado

Visando verificar como os tratamentos se diferenciam entre si em relação à complexidade estrutural, realizamos uma Análise de Componentes Principais (ACP).

Utilizamos as variáveis estruturais de área basal, densidade, altura total máxima, coeficiente de variação da altura e índice de área foliar (referente ao pico da estação úmida – fevereiro). Para garantir a normalidade dos dados, transformamos as variáveis de altura máxima total e coeficiente de variação da altura pela técnica *box-cox* e o índice de área foliar pela *raiz de $x + 1$* . A área basal e a densidade não necessitaram de transformação por já possuírem distribuição normal. Posteriormente, os dados foram padronizados para média zero e desvio padrão igual a 1, tendo em vista as diferentes grandezas de cada uma. Consideramos somente os eixos da ACP com autovalor maior que 1 (KAISER, 1958). Utilizamos os pacotes *factoextra*, *devtools* e *ggbiplot* na interface *RStudio* versão 4.0.2, do software *R* e o *Past* versão 4.03.

2.2.5.1.2 Efeito das variáveis de estrutura da vegetação nas condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica no solo

Utilizamos a análise de regressão múltipla *stepwise* (nível de significância de $p < 0,05$) para verificar quais variáveis estruturais afetaram mais significativamente as condições microclimáticas e disponibilidade hídrica no solo. Inserimos as variáveis de estrutura da vegetação, representadas pela área basal, densidade, altura máxima, altura média, coeficiente de variação da altura e índice de área foliar como variáveis explanatórias ou independentes, e as variáveis de disponibilidade hídrica do solo (potencial de água no solo) e de microclima (radiação fotossinteticamente ativa, temperatura do ar, umidade relativa e déficit de pressão de vapor) como variáveis resposta ou dependentes.

Utilizamos a mínima, mediana e máximo da temperatura do ar; média e mínimo da umidade relativa e média e máximo do déficit de pressão de vapor. Com a utilização de dois sensores por parcela do potencial de água no solo e da radiação fotossinteticamente ativa, realizamos primeiramente a média das leituras dos dois sensores por hora, para obtenção de uma única medida por hora para cada época do ano. Assim, posteriormente, utilizamos a média do potencial de água no solo; a média do período de maior intensidade de radiação fotossinteticamente ativa (das 11h até 13h), e a mediana do intervalo de radiação diária (das 6 até 18h) para reduzir a contribuição relativa dos “*sunflecks*” (TOBIN; REICH, 2009). Estes valores foram obtidos de cada bloco e área.

Os dois sítios de estudo possuem o mesmo delineamento experimental (blocos ao acaso), contudo são distintos em relação a textura e fertilidade do solo, assim para aplicá-los conjuntamente nos modelos de regressão múltipla, realizamos previamente teste de homogeneidade de variâncias entre os sítios (Bartlett; $p < 0.05$) (GOMES; GARCIA, 2002). A variável independente de coeficiente de variação da altura foi transformada pela técnica *box-cox* para atender a premissa. As variáveis de densidade, área basal, altura máxima, altura média e índice de área foliar não necessitaram ser transformadas. E já entre as variáveis dependentes, a mediana e a máxima da radiação fotossinteticamente ativa (mediana da radiação diária) foram transformadas pela técnica *box-cox*.

Para a realização da regressão múltipla, atendemos as premissas de linearidade e de normalidade multivariada ($p > 0,05$). Contudo, encontramos correlações e presença de multicolinearidade entre as variáveis de área basal e densidade ($p = 0,0007$), área basal e altura média ($p = 5,63.10^{-5}$), área basal e altura máxima ($p = 1,16.10^{-6}$), área basal e coeficiente de variação da altura ($p = 0,0003$), densidade e altura máxima ($p = 0,01$), densidade e índice de área foliar ($p = 0,0,008$), altura média e altura máxima ($p = 1,98.10^{-8}$), altura máxima e coeficiente de variação da altura ($p = 0,0008$) e altura máxima e índice de área foliar ($p = 0,02$). Assim, para retirar a multicolinearidade, utilizamos somente as variáveis estruturais de altura média dos indivíduos arbóreos, coeficiente de variação da altura e índice de área foliar ($p > 0,05$), como variáveis preditoras.

Após a seleção das variáveis estruturais mais significativas, validamos os pressupostos de homogeneidade (homoscedasticidade) das variâncias e normalidade dos resíduos dos modelos selecionados.

Utilizamos a regressão múltipla somente como os dados de estrutura da vegetação registrados durante o pico da estação úmida (fevereiro), tendo em vista que as medidas do índice de área foliar referentes ao final da época seca (setembro) foram perdidas, devido a avarias no sensor (*Accupar*).

Utilizamos os pacotes *olsrr* e *ggplot2* na interface *RStudio* versão 4.0.2, do software *R* e o *Past* versão 4.03.

2.2.5.2 Existem limiares relacionados aos parâmetros de estrutura florestal para a estabilização do microclima e de disponibilidade hídrica no solo à medida que a estrutura da vegetação se desenvolve

Após a seleção das variáveis de estrutura da vegetação pela regressão múltipla, utilizamos a regressão segmentada (*Piecewise*) para verificar a possível existência de pontos de inflexão. Como variáveis respostas ou dependentes, inserimos o mínimo, mediana e o máximo da temperatura do ar; média e mínimo da umidade relativa, média e máximo do déficit de pressão de vapor; a média do potencial de água no solo (disponibilidade hídrica); a média do período de radiação de maior intensidade (das 11h até 13h), e a mediana do intervalo de radiação diário (das 6 até 18h) de cada bloco e área. Como variáveis explanatórias utilizamos a(s) a(s) métrica(s) estrutural(is) selecionada(s) pela regressão múltipla, como variáveis explicativas ou independentes.

Aplicamos um modelo de regressão segmentada para cada variável de microclima ou de disponibilidade hídrica do solo selecionada pela regressão múltipla, e consideramos o nível de significância de $p < 0.05$ para corroborar a existência do ponto de inflexão. Nos casos em que uma variável de microclima ou disponibilidade hídrica era afetada significativamente por mais de uma variável de estrutura, realizamos mais de um modelo, uma vez que a regressão segmentada utiliza uma única variável independente por vez. Caso não fosse corroborada a existência de um ponto de inflexão entre uma variável de microclima com a estrutural, consideramos da mesma maneira o efeito desta, tendo em vista que já foi comprovada anteriormente pela regressão múltipla.

Utilizamos o Critério de Informação de Akaike (*AIC*) e o delta de Akaike para confirmar o melhor modelo de ajuste de regressão (BURNHAM; ANDERSON, 1998) somente para as variáveis de microclima que se ajustaram tanto para a regressão

simples quanto para a regressão segmentada. Foi selecionado o modelo que se difere em pelo menos duas unidades em relação ao outro (SILK *et al.*, 2020), e caso isto não ocorresse, selecionamos o modelo mais simples, no caso, a regressão linear simples. Utilizamos o AIC tendo em vista que este procedimento é baseado na parcimônia, ou seja, um trade-off entre o ajuste do modelo e o número de parâmetros (STEFANONI, 2005).

Aplicamos também a regressão segmentada para as variáveis preditoras não selecionadas pela regressão múltipla, tendo em vista a possibilidade do ajuste de dados por intermédio da regressão segmentada.

Aplicamos testes de validação dos pressupostos de homogeneidade das variâncias e normalidade dos resíduos para todos os modelos. Devido às transformações realizadas anteriormente na regressão múltipla, os pressupostos não foram violados. Utilizamos os pacotes *segmented* e *ggplot2* na interface *RStudio* versão 4.0.2, do software *R*.

2.2.5.3 Florestas com maior diversidade de espécies possuem condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica no solo similares aos fragmentos de referência

Para verificar em qual técnica de restauração florestal as condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica no solo são mais similares aos sítios de referência, aplicamos os modelos lineares mistos (LMM).

Como variáveis dependentes, utilizamos os valores de mediana e máxima da temperatura do ar; média e mínima da umidade relativa; média e máxima do déficit de pressão de vapor; a média do potencial de água; a mediana do intervalo total de radiação diária (das 6 até 18h) e a média do período de maior intensidade de radiação fotossinteticamente ativa (das 11h até 13h) ao longo de um dia de medição. Os dados de potencial de água no solo foram multiplicados por -1, para se tornarem positivos (os dados de potencial são negativos, de modo que quão mais próximo de zero, maior a disponibilidade hídrica do solo), tendo em vista a impossibilidade da utilização dos modelos lineares mistos com valores negativos. Estes valores foram obtidos por bloco de cada tratamento (técnica de restauração), e de ambas as áreas. Utilizamos os tratamentos de restauração e de referência (RP, SEM, PAD, CML, SAF, REF) como

efeitos fixos, e as épocas do ano (pico da época úmida, início da época seca, final da época seca e início da época úmida), os blocos e as áreas como efeitos aleatórios.

Para cada variável dependente, realizamos primeiramente a seleção de modelos para a estrutura dos efeitos aleatórios, ou seja, as variáveis que podem afetar as variáveis respostas (medidas de microclima e água no solo), mas que não são de interesse da presente pesquisa (MENG *et al.*, 2007): (I) efeito aleatório completo: cada tratamento poderá ter uma inclinação e um intercepto diferente para época do ano, bloco e área; (II) efeito aleatório completo da época do ano: cada tratamento poderá ter uma inclinação e um intercepto diferente em cada época do ano, e cada bloco e área poderão ter um intercepto distinto (III) efeito aleatório completo do bloco: cada tratamento poderá ter uma inclinação e um intercepto diferente em cada bloco, e cada época do ano e área poderão ter um intercepto distinto; (III) efeito aleatório completo da área: cada tratamento poderá ter uma inclinação e um intercepto diferente em cada área, e cada bloco e época do ano poderão ter um intercepto distinto; (IV) efeito aleatório somente no intercepto: épocas do ano, blocos e áreas poderão possuir interceptos distintos; (V) sem efeito aleatório de época do ano, bloco e área: somente o modelo com o efeito fixo.

Utilizamos o Critério de Informação de Akaike (AIC) e o delta de Akaike para selecionar o melhor modelo de efeitos aleatórios (BURNHAM; ANDERSON, 2002) e como critério escolhemos o modelo que possuía um delta de Akaike pelo menos duas unidades menor que o segundo melhor (SILK *et al.*, 2020).

Posteriormente, usamos também a seleção de modelos para avaliar qual dos dois modelos de efeitos fixos explicava melhor a variação dos dados de cada variável ambiental: (I) modelo completo: efeito dos tratamentos ou técnicas de restauração; e (II) modelo nulo: apenas os efeitos aleatórios. Assim como na seleção dos efeitos aleatórios, também utilizamos o Critério de Informação de Akaike (AIC) e o delta de Akaike para selecionar o melhor modelo de efeitos fixos (BURNHAM; ANDERSON, 1998).

Após avaliação dos resultados dos modelos finais, retiramos o efeito aleatório de época do ano, bloco ou área, quando a variância era igual a zero (CHUNG *et al.*, 2012). Na ocorrência destes casos, repetimos os passos anteriores de escolha dos efeitos aleatórios e fixos. Para avaliar o ajuste dos dados do modelo final usamos o coeficiente de determinação, R^2 .

Aplicamos nos modelos finais selecionados, testes para a validação dos pressupostos de homogeneidade (homoscedasticidade) das variâncias e normalidade dos resíduos. Para a obtenção da normalidade dos resíduos realizamos a transformação de dados utilizando a *raiz quarta* para a umidade relativa mínima e radiação máxima (das 11 às 13h), e a *raiz cúbica* para a mediana de radiação fotossinteticamente ativa diária (das 6 às 18h).

Comparamos os tratamentos com os sítios de referência, utilizando a técnica de Tukey ($p < 0.05$). Realizamos as análises no software R e sua interface RStudio versão 4.0.2, utilizando mais especificamente os pacotes: *lme4*, *bbml*, *rsq*, *Lsmeans*, *psych* e *ggbiplot*.

Obtivemos também as taxas de respostas dos tratamentos (técnicas de restauração) comparados com as matas de referência para cada variável de microclima e disponibilidade hídrica (GUREVITCH; HEDGES, 2001) utilizando a equação I:

$$TR = \ln \left(\frac{\text{tratamento}}{\text{mata de referência}} \right) \quad (1)$$

Onde, *TR* é a taxa de resposta, *tratamento* são as técnicas de restauração do experimento e *mata de referência* são os ambientes nativos de cada área de estudo.

Para o cálculo da taxa de resposta com o potencial de água no solo, também utilizamos valores positivos. Posteriormente, destacamos os tratamentos que apresentaram diferenças significativas em relação a mata nativa de referência obtidas pela técnica de Tukey ($p < 0.05$) com os modelos lineares mistos.

2.3 RESULTADOS

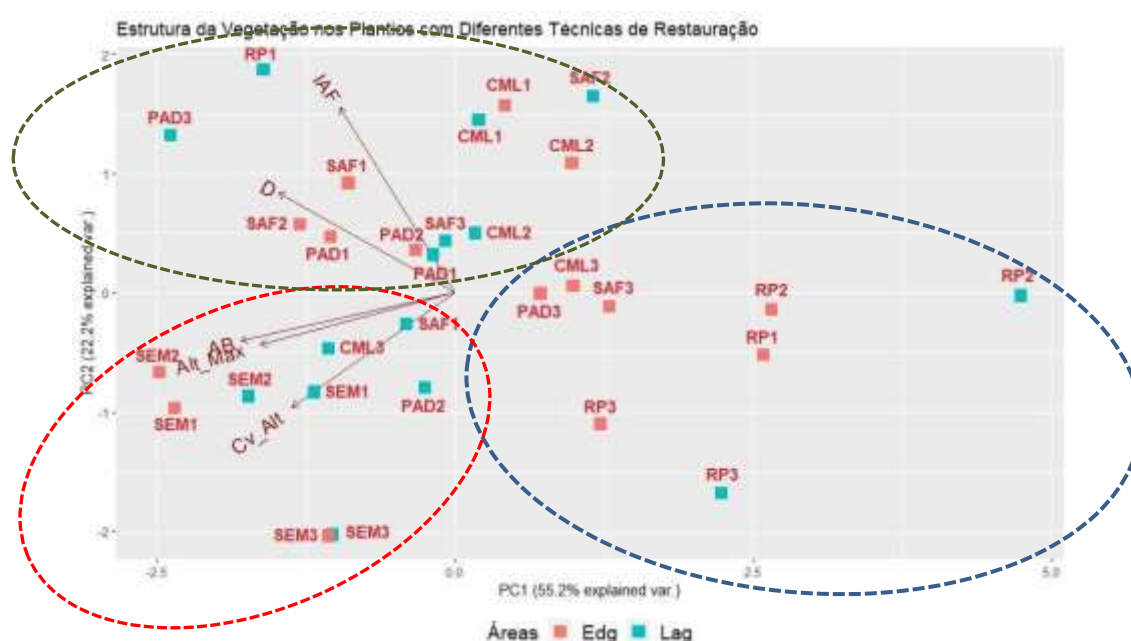
2.3.1 A estrutura da vegetação em áreas em processo de restauração da floresta estacional semidecidual afeta significativamente as condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica do solo

2.3.1.1 Estrutura da vegetação dos diferentes tratamentos de restauração das Fazendas Edgardia e Lageado

Por meio da análise de componentes principais (PCA), observamos que as parcelas se distribuíram no espaço multivariado tanto em função de tratamentos de restauração, mas também com um forte componente espacial (Figura 4). O primeiro eixo do PCA (autovalor = 1.66) explicou 55.2% da variação dos dados e foi correlacionado negativamente com a área basal (AB) e com a altura máxima (Alt_Max). Já o segundo eixo (autovalor = 1.05) explicou 22.2% dos dados e foi correlacionado positivamente com o índice de área foliar (IAF) e a densidade, mas negativamente com o coeficiente de variação da altura (CV_alt).

De um modo geral, o PCA separou as parcelas em três grupos com características distintas de complexidade de estrutura da vegetação: baixa, intermediária e alta (Figura 4).

Figura 4 - Análise de Componentes Principais (ACP) da estrutura da vegetação das diferentes técnicas de restauração após 23 anos de implantação do experimento nas fazendas Lageado (Área 1, cor azul) e Edgardia (Área 2, cor vermelha)



Legenda: Variáveis estruturais: IAF = índice de área foliar; AB = área basal; Cv_alt = altura máxima do dossel; D = densidade; Tratamentos ou técnicas de restauração: RP = restauração passiva; SEM = semeadura direta; PAD = plantio de alta diversidade; CML = consórcio madeira e lenha; SAF = sistema agroflorestal; Número = (1) bloco 1; (2) bloco 2; (3) bloco 3; círculo tracejado em azul = agrupamento simples; círculo tracejado em vermelho = agrupamento de complexidade intermediária; círculo tracejado em verde = agrupamento de alta complexidade estrutural da vegetação.

No agrupamento de baixa complexidade, as parcelas possuíram baixa densidade de indivíduos e índice de área foliar (Figura 4). Além disso, a área basal também não foi elevada e os indivíduos arbóreos possuíram baixa estatura. Neste grupo foram identificadas as parcelas de restauração passiva de ambas as áreas (RP1/RP2/RP3), com exceção da RP1 do Lageado, além das parcelas do bloco 3 da Fazenda Edgardia pertencentes às técnicas de sistema agroflorestal (SAF3), plantio de alta diversidade (PAD3) e consórcio madeira e lenha (CML3).

No agrupamento de complexidade intermediária as parcelas possuíram valores elevados de área basal e altura máxima e houve uma variabilidade de alturas (Cv_{alt}) mais acentuada em relação aos outros (Figura 4). Neste grupo estiveram todas as parcelas de semeadura direta (SEM1, SEM2 e SEM3) de ambas as áreas, e parcelas da área 1 (Lageado), como do consórcio madeira e lenha (CML3), plantio de alta diversidade (PAD2) e sistema agroflorestal (SAF1).

Por fim, no agrupamento de alta complexidade, as parcelas foram caracterizadas por possuírem maior densidade e cobertura de vegetação, ou seja, do índice de área foliar (Figura 4). Neste caso, estiveram inseridas principalmente os tratamentos de plantio de alta diversidade, como a PAD1 e PAD3 do Lageado e PAD1 e PAD2 da Edgardia; parcelas do sistema agroflorestal, SAF2, SAF3 do Lageado e SAF1 e SAF2, da Edgardia; além de parcelas do consórcio madeira e lenha, como CM1 e CML2 pertencentes ao Lageado, e CML1 e CML2, a Edgárdia. Destacou-se também a ocorrência da parcela 1 da técnica de restauração passiva do Lageado (RP1), uma vez que diferentemente das demais parcelas do mesmo tratamento, esta possuiu uma alta densidade de indivíduos assim como um elevado IAF, portanto afastou-se das demais, pois possuiu maior complexidade estrutural da vegetação.

2.3.1.2 Efeito das variáveis de estrutura da vegetação nas condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica no solo

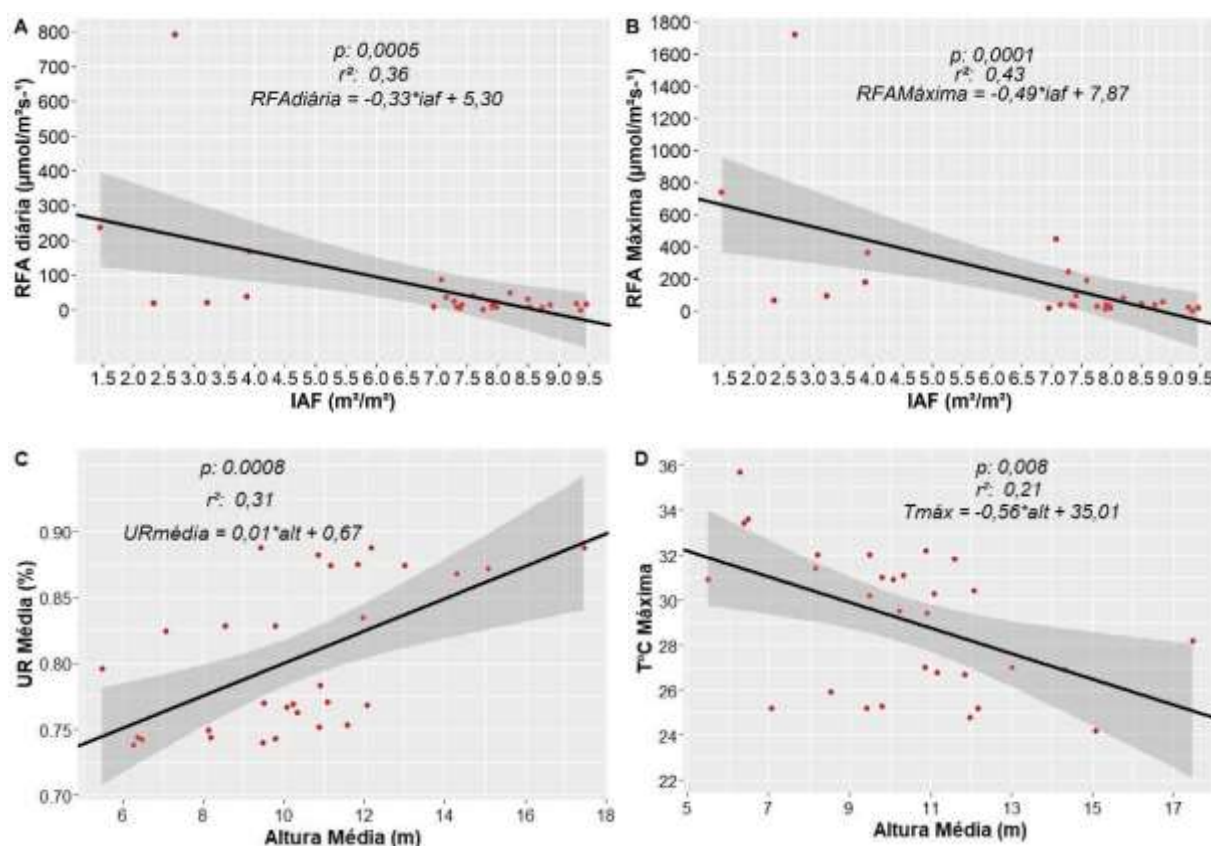
As variáveis de estrutura da vegetação (Apêndice A) influenciaram significativamente o microclima no pico da época úmida (fevereiro). As variáveis preditivas de IAF e de altura média dos indivíduos arbóreos (1,30 m com DAP $\geq$ 5cm), explicaram entre 21 a 43% a variação da RFA, UR, DPV e $T^{\circ}C$ (Figura 5). Contudo, a $T^{\circ}C$ diária ($p = 0,28$), $T^{\circ}C$ mínima ($p = 0,38$) e o potencial de água no solo

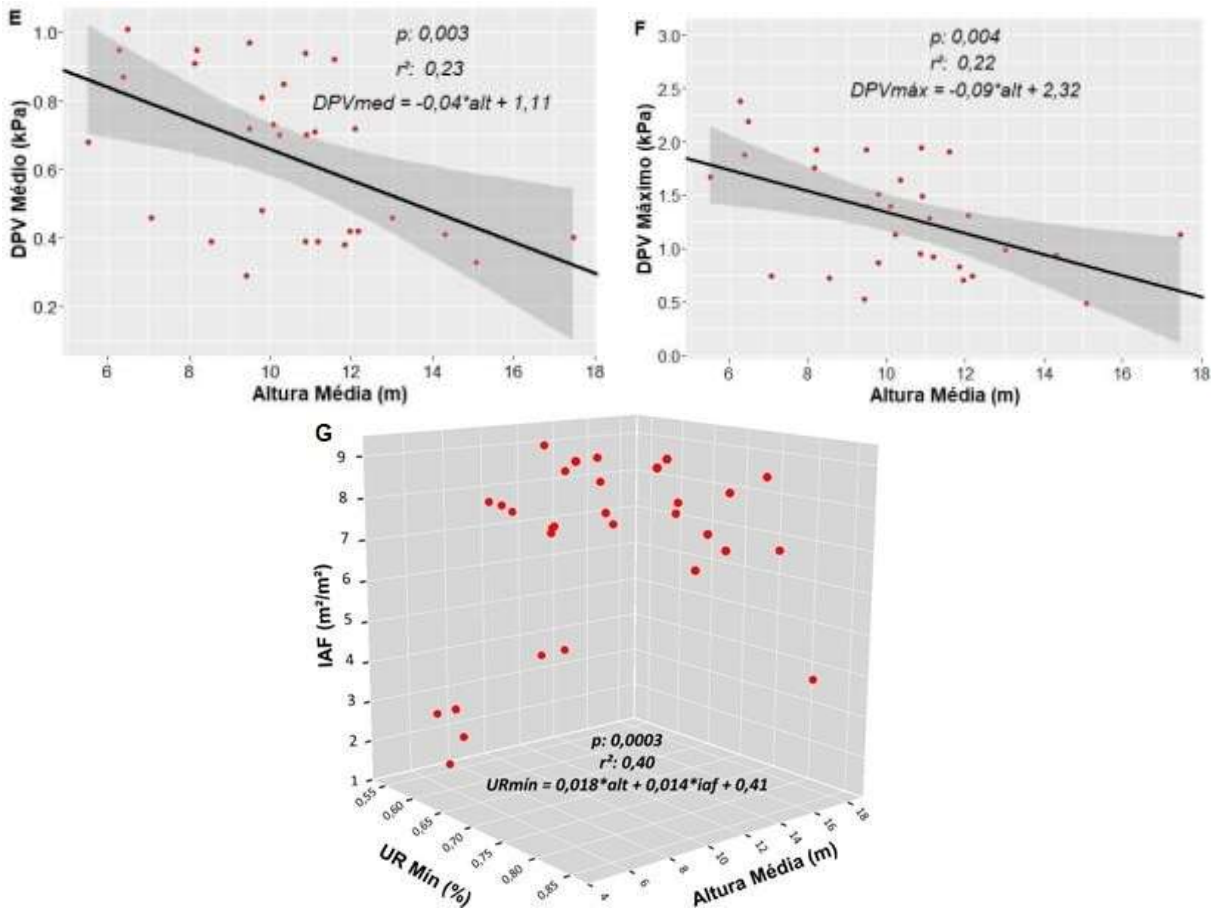
(disponibilidade hídrica) ($p = 0,62$) não foram afetados por nenhuma variável estrutural.

O IAF afetou negativamente a RFA diária e RFA máxima. Quanto maior o IAF dos plantios de restauração, menor foi a transmissão da RFA diária (entre 6 e 18h) (Figura 5A) e da RFA de maior intensidade (entre 11 e 13 horas, máxima) (Figura 5B) da copa do dossel superior para o sub-bosque florestal.

Quanto maior a altura média das árvores, maior foi a UR média (Figura 5C) a 1,30m do solo. Por outro lado, tanto os valores de temperatura máxima (Figura 5D), quanto de DPV médio (Figura 5E) e DPVmáximo (Figura 5F) foram afetados negativamente pela altura média. Diferentemente das demais variáveis de microclima, a UR mínima foi afetada positivamente e conjuntamente pela altura média e índice de área foliar (Figura 5G).

Figura 5 - Efeito das variáveis estruturais de IAF (índice de área foliar) e altura média do dossel nas variáveis de microclima durante o pico da época úmida (fevereiro), após 23 anos de implantação





Legenda: RFA = radiação fotossinteticamente ativa; T°C = Temperatura do ar; UR = umidade relativa, DPV = déficit de pressão de vapor, IAF = índice de área foliar; RFA diária = mediana das 6h às 18h; RFA máxima = média das 11 às 13h.

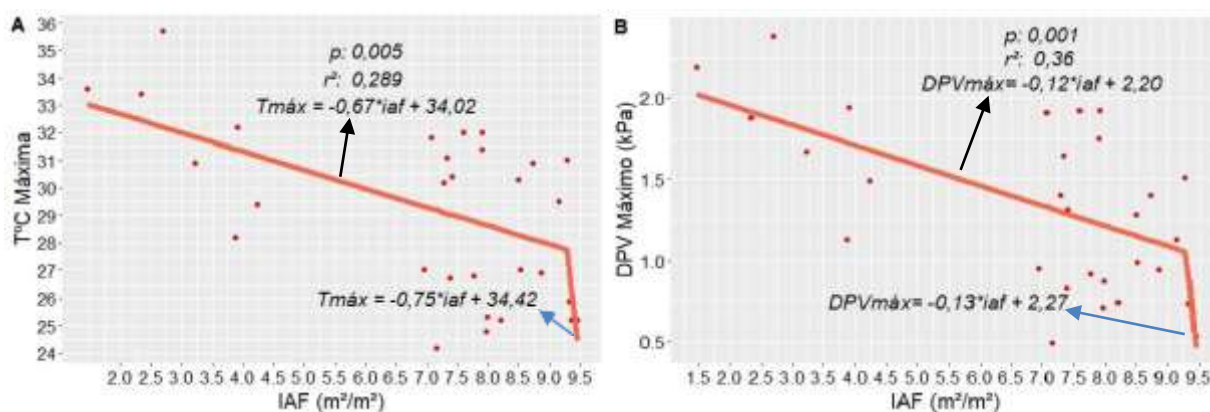
2.3.2 Existem limiares relacionados aos parâmetros de estrutura florestal para a estabilização do microclima e de disponibilidade de água à medida que a estrutura da vegetação se desenvolve

Por apresentarem os melhores deltas de AIC em relação a regressão linear ($\Delta AIC =$ zero e com diferença mínima de 2 unidades entre os dois melhores modelos), as regressões segmentadas indicaram pontos de inflexão significativos para IAF e T°C máxima (Figura 6A) e para IAF e DPV máximo (Figura 6B).

As temperaturas máximas no sub-bosque decresceram conforme o acréscimo do IAF até o limiar de 9,3 (Figura 6A). Apesar do ponto de inflexão formado com o IAF de 9,3, ainda se prevaleceu uma relação de linearidade entre a temperatura máxima e o IAF (Figura 6A), porém com mudança mais acentuada de inclinação para menores T°C máximas. No mesmo sentido, o aumento do IAF (Figura 6B) até 9,3 também

contribuiu para o decréscimo do DPV_{máx}, de modo que após este ponto, há mudança de inclinação na reta.

Figura 6 - Efeito do IAF (índice de área foliar) na temperatura máxima (T°C) e no déficit de pressão (DPV) máximo durante o pico da época úmida (fevereiro) após 23 anos de implantação



Legenda: T°C = temperatura do ar; IAF = índice de área foliar; seta preta = indica a equação da regressão segmentada; seta azul = indica a equação da regressão linear simples.

2.3.3 Florestas com maior diversidade de espécies possuem condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica no solo similares aos fragmentos de referência

Os resultados dos modelos lineares mistos indicaram que houve o efeito aleatório somente no intercepto das épocas do ano, blocos e áreas (modelo IV), pois apresentou o melhor delta de AIC em relação demais ($\Delta AIC = \text{zero}$ e com diferença mínima de 2 unidades entre os dois melhores modelos). Seguindo o mesmo critério de AIC, o melhor modelo de efeitos fixos indicou o efeito das técnicas de restauração (modelo I) nas variáveis microclimáticas de RFA diária ($r^2_{ajustado} = 0,25$), RFA máxima ($r^2_{ajustado} = 0,51$) e T°C máxima ($r^2_{ajustado} = 0,08$) (Tabela 3 e Apêndice B). Enquanto a variabilidade das medidas de T°C diária, UR média e mínima, DPV médio e máximo e disponibilidade hídrica do solo (potencial de água) foi explicada pelos tratamentos entre 1 e 3% (Apêndice B).

Tabela 3 - Coeficientes das técnicas de restauração e da mata nativa de referência obtidos por intermédio dos valores médios transformados (método *box-cox*) das variáveis de radiação fotossinteticamente ativa e dos valores médios de temperatura máxima

	Média da RFA máxima (t)	Mediana da RFA diária (t)	T (°C) ar máxima
R² ajustado	0,51	0,25	0,08
Intercepto (CML)	2,77 ^c	2,63 ^c	28,96 ^a
RP	1,09 ^b	2,06 ^b	2,12 ^b
SEM	0,68 ^{cb}	0,81 ^c	0,38 ^a
PAD	0,41 ^{cb}	0,47 ^c	0,05 ^a
SAF	0,10 ^c	0,16 ^c	0,04 ^a
REF	-0,86 ^a	-1,20 ^a	-1,49 ^a

Legenda: t = dado transformado utilizado na análise pelo método *box-cox*; RFA máxima = radiação fotossinteticamente ativa das 11 até 13h; RFA diária = radiação fotossinteticamente ativa das 08 até 18h; T°C = temperatura do ar; CML = consórcio madeira e lenha; RP = restauração passiva; SEM = semeadura direta; PAD = plantio de alta diversidade; SAF = sistema agroflorestal; REF = matas de referência; médias diferem estatisticamente para letras diferentes.

As matas de referência apresentaram as menores transmissões de RFAmáxima e RFAdiária para o interior do sub-bosque e se diferiram significativamente em relação aos plantios em restauração (Tabela 3). Com exceção da restauração passiva (RP), a RFA diária não se diferiu entre os tratamentos de restauração (Tabela 3). Já em relação a RFA máxima, a RP foi semelhante à semeadura direta (SEM) e plantio de alta diversidade (PAD). As maiores temperaturas máximas no sub-bosque ocorreram nas parcelas da floresta com restauração passiva, que diferiram significativamente dos demais tratamentos e da mata nativa (Tabela 3).

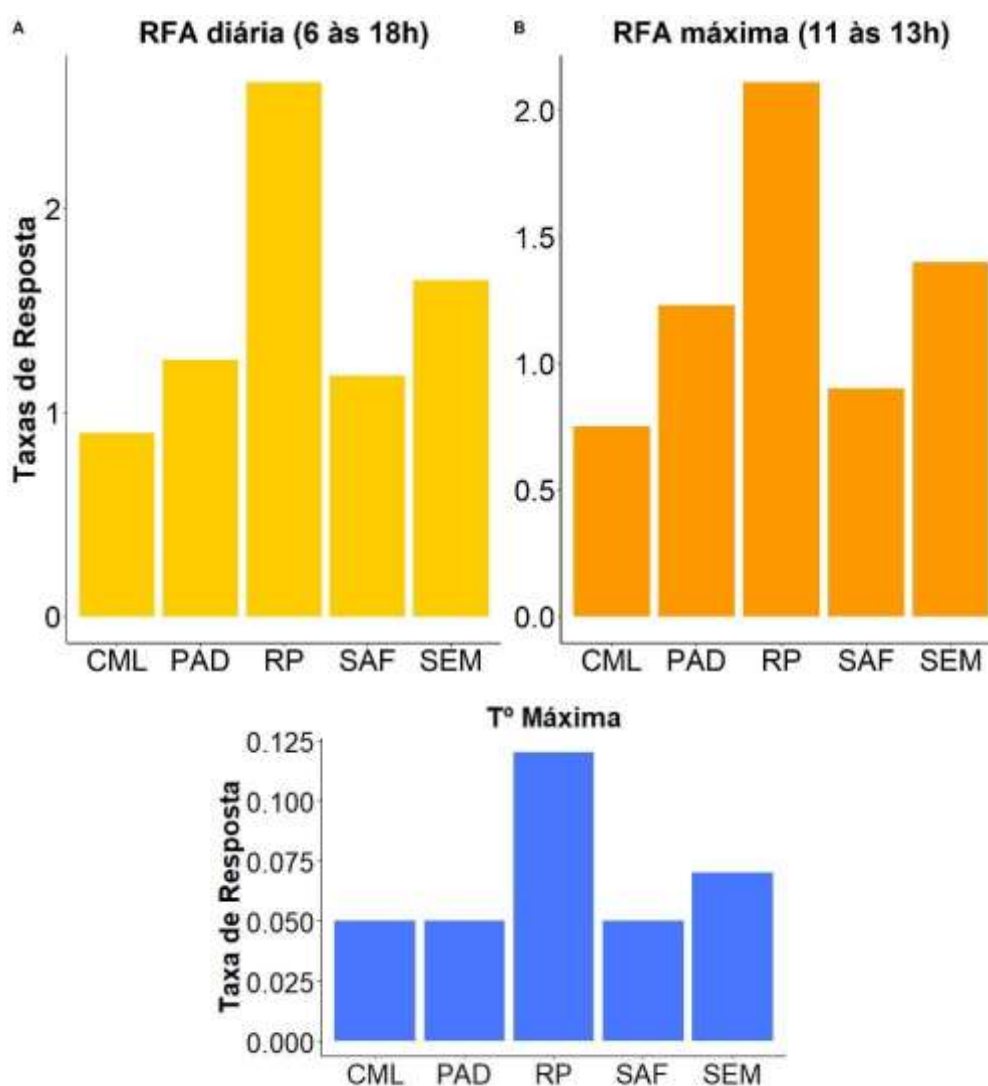
2.3.3.1 Comparações das técnicas de restauração florestal com a floresta de referência em relação as variáveis de microclima

A razão dos valores médios (ou taxa de resposta) das variáveis de RFA diária e máxima e da T°C máxima entre as técnicas de restauração e a floresta de referência, mostraram somente respostas positivas (Figura 7).

As taxas de respostas da RFAdiária (Figura 7A) e RFAmáx (Figura 7B) foram positivas, de modo que após 23 anos de implantação todas as florestas em restauração (RP, PAD, SAF, CML e SEM) diferiram significativamente das matas nativas por apresentarem valores mais elevados, ou seja, permitirem uma maior

transferência de radiação do dossel para o interior do sub-bosque (Tabela 3). Da mesma forma, a taxa de resposta da T°C máxima também foi positiva (Figura 7C), contudo, diferentemente das RFA diária e máxima, somente a floresta com restauração passiva possuiu diferenças significativas em relação a mata nativa, apresentando maior temperatura máxima (Tabela 3). A diferença de temperatura entre a floresta com restauração passiva e a de referência pode chegar a 6,55 graus na Área 1 (Lageado) e 7,87 graus da Area 2 (Edgardia) (Apêndice C).

Figura 7 - Taxas de respostas média das variáveis de radiação fotossinteticamente ativa e temperatura máxima entre as técnicas de restauração e as florestas de referência



Legenda: RFA = radiação fotossinteticamente ativa; T = temperatura do Ar; RP= restauração passiva; SEM = semeadura direta; SAF = sistema agroflorestal; CML = consórcio madeira e lenha; PAD = plantio de alta diversidade.

2.4 DISCUSSÃO

2.4.1 A estrutura da vegetação em áreas em processo de restauração da floresta estacional semidecidual afeta significativamente as condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica do solo

2.4.1.1 Estrutura da vegetação dos diferentes tratamentos de restauração das Fazendas Edgardia e Lageado

Após 23 anos de implantação do experimento, as florestas com restauração passiva apresentaram uma complexidade estrutural simples devido as menores alturas máximas de dossel, densidade de indivíduos arbóreos, variação de alturas (estratificação vertical) e área basal, mas principalmente de índice de área foliar (Figura 4). Mesmo no período chuvoso (fevereiro) o IAF médio das parcelas da restauração passiva foi baixo, sendo de 5,60 na Área 1, e 2,16 na Área 2 (Figura 4 e Apêndice A). Somente uma parcela deste tratamento (RP1, Lageado) possuiu maior índice de área foliar (Figura 4) indicando maior complexidade estrutural. A proximidade com a mata nativa (Figura 2) provavelmente facilitou o desenvolvimento da vegetação, pois desde o início do experimento contribui com a regeneração natural (como a chuva de sementes) (SANSEVERO *et al.*, 2017) e com o sombreamento da área, diminuindo o desenvolvimento de gramíneas exóticas.

Diferentemente dos outros tratamentos, as parcelas com restauração passiva apresentaram principalmente uma elevada cobertura de gramíneas, como o capim napier ou capim elefante (*Pennisetum purpureum Schum*) na Área 1 e capim braquiária (*Urochloa decumbens Stapf.*) na Área 2 (MACHADO, 2016). Mesmo com a presença de sementes nativas no banco de sementes neste tratamento, o sombreamento no solo ocasionado pela densa camada de gramíneas pode impedir a sua germinação (FOSTER; GROSS, 1998; HOLL *et al.*, 2001). Ademais, a área 1 possuía parcelas de restauração passiva com gramíneas que ultrapassavam 150cm de altura, e conjuntamente com a camada densa de serapilheira originada pelas próprias gramíneas, tornaram-se uma barreira a germinação de sementes ao dificultar seu acesso ao solo (TRUONG *et al.*, 2020), além de comprometer o desenvolvimento de plântulas (provenientes de áreas adjacentes) que conseguiriam germinar.

O tratamento de semeadura direta possuía uma complexidade estrutural intermediária em função das maiores alturas das espécies arbóreas, variação de altura e área basal (Figura 4). Neste tratamento, havia principalmente a ocorrência do *Schizolobium parahyba* (guapuruvu), espécie de crescimento rápido e de copa ampla e galhosa (CARVALHO, 2005; LOCATELI, *et al.*, 2007) e que após dois anos de experimento era a espécie dominante no sistema (ENGEL; PARROTTA, 2001). Atualmente, há dois estratos florestais neste tratamento, a camada ocupada pelas gramíneas e arbustos, e o dossel com o predomínio do guapuruvu. A ocorrência dos dois estratos e a elevada altura do *Schizolobium parahyba* (máximo de até 25 metros, segundo Góes³, 2022), originou um espaço na estrutura desde sistema.

Outros tratamentos, como o consórcio madeira e lenha, plantio de alta diversidade e sistema agroflorestal, possuíam maior complexidade estrutural, principalmente, por apresentarem elevado índice de área foliar (Figura 4). O CML e o SAF possuíam respectivamente os valores de 8,40 e 8,68 na Área 1, e 8,32 e 8,36, na Área 2 (Apêndice A), respectivamente. Adicionalmente, o tratamento de CML possuía também maior cobertura de cipós, principalmente na Área 2. A composição de espécies destes tratamentos favoreceu a maior cobertura do dossel. O CML possuía elevada presença de indivíduos arbóreos da espécie *Hymenaea courbaril* (jatobá) e principalmente da *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (Griseb.) (angico), que devido a elevada cobertura de dossel, são utilizados como espécie de sombreamento (ALMEIDA; VIANI, 2019). Já no SAF ocorrem a *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth. (sansão do campo) espécie exótica e de crescimento rápido que possui uma copa larga (PODADERA, 2015), além da *Hymenaea courbaril* (jatobá) e *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (Griseb.) (angico) (GÓES, 2022).

O plantio de alta diversidade possuía valores de IAF próximos de 7,9 em ambas as áreas (Apêndice A). Além disso, destacou-se também pela densidade de indivíduos arbóreos (DAP $\geq$ 5cm), pois possuía 940 ind. ha⁻¹, na Área 1, e 851,8 ind. ha⁻¹ na Área 2 (Apêndice A), com a elevada ocorrência das espécies *Dipteryx alata* Vogel (cumbaru) e *Schinus terebinthifolia* Raddi. (aroeira pimenteira) (GÓES, 2022). Em função do plantio de elevada diversidade de espécies e de grupos funcionais no início do experimento, foram encontradas espécies com diferentes características morfológicas, principalmente de copa. Neste caso, há muitos indivíduos da espécie

³ GÓES (2022). Dissertação de mestrado em fase de homologação.

Schinus terebinthifolia Raddi (aroeira pimenteira) (GILBERT; FAVORETO, 2011), caracterizada pela copa ampla, e também da espécie *Dipteryx alata* Vogel (cumbaru), cuja copa é densa e arredondada (CARRAZA; ÁVILA; 2010). No sentido oposto há também o *Schizolobium parahyba* (guapuruvu) e *Croton floribundus*, espécies que possuem copa arredondadas, mas abertas (CARVALHO, 2003) e de menor densidade de folhas. Através de observações de campo, destaca-se que em relação aos demais, este tratamento foi caracterizado por possuir clareiras do dossel provocados tanto pela queda de árvores, como também pela mortalidade de árvores de ciclo curto e falhas decorrentes de espécies que não se adaptaram as condições ambientais desde o início do experimento.

2.4.1.2 Efeito das variáveis de estrutura da vegetação nas condições de microclimáticas e de disponibilidade hídrica do solo

Assim como ocorreu em outras áreas florestais tropicais e temperadas conservadas ou em restauração (HARDWICK *et al.*, 2015; LEBRIJA-TREJOS *et al.*, 2011; RAGO *et al.*, 2021; YAN *et al.*, 2019), encontramos um forte efeito negativo do índice de área foliar na transmissão da radiação fotossinteticamente ativa, tanto diária (RFA_{diária}) (Figura 5A) quanto no horários de maior intensidade (das 11 às 13h) para o sub-bosque (Figura 5B). A maior cobertura de copas das árvores aumenta a interceptação e reflexão, mas principalmente a absorção da radiação direta de ondas curtas (vermelho e azul), a qual é utilizada para a fotossíntese (MONTAGNINI; JORDAN, 2005; VANNESTE *et al.*, 2020). Desta forma, a maior parte da radiação a ser transmitida ao sub-bosque é difusa e de maiores comprimentos de onda (infravermelho) (GEIGER *et al.*, 1995; MONTAGNINI; JORDAN, 2005). O declínio na disponibilidade de radiação em direção ao sub-bosque orienta o processo de sucessão, pois as espécies sucessionais exigentes em luz são gradualmente substituídas por espécies tardias (MATSUO *et al.*, 2021).

O aumento da altura média das árvores promove o decréscimo da T^oC máxima do sub-bosque das florestas em restauração a 130cm do solo (Figura 5D). Além de amortizar o aquecimento do ar devido à redução da RFA no sub-bosque, as árvores mais altas conferem maior resistência à mistura turbulenta de ar por aumentar a distância em relação ao solo, ou seja, evita que fluxo de ar das áreas circundantes ou próximo a copa, se misturem com o ar mais próximo ao solo, reduzindo o transporte

de calor e vapor d'água (BONAN, 2016; HARDWICK *et al.*, 2015). Deste modo, garante a manutenção de um gradiente, com T°C mais altas próximas a copa, e menores ao sub-bosque (HARDWICK *et al.*, 2015). A maior altura média dos indivíduos arbóreos possibilita também a maior dispersão e distribuição da área foliar no terreno, contribuindo para a diminuição da mistura de ar, além de aumentar o sombreamento no chão florestal (BONAN, 2016; FOTIS; CURTIS, 2017). Estudos em florestas temperadas conservadas e sob restauração também encontraram menores temperaturas máximas em função de alturas mais elevadas (DE FRENNE *et al.*, 2019; FREY *et al.*, 2016; HARDWICK *et al.*, 2015; JUCKER *et al.*, 2018; VANNESTE *et al.*, 2020). Jucker *et al.* (2018) inferiram que florestas temperadas conservadas com 20 metros de altura possuem temperaturas máximas 5,9°C mais frias em comparação com áreas com dosséis menores que 1 metro.

Verificamos que além de decrescer a temperatura máxima, a altura do dossel também incrementa a taxa de umidade relativa mínima e média próxima ao solo (130cm) (Figura 5G e 5C). A restrição de fluxo de ar gerada pela maior altura média do dossel mantém maiores níveis de umidade próximo ao solo, de modo que a umidade relativa pode ser até 10% maior próximo ao solo, em relação ao topo do dossel (LOWMAN; RINKER, 2004). Ainda, sua associação com a maior cobertura de dossel ou índice de área foliar (Figura 5G) contribui para diminuir o efeito da alta radiação para o sub-bosque, mantendo também a umidade relativa elevada (DENG *et al.*, 2022; FANOURAKIS *et al.*, 2020). O processo de evapotranspiração também garante um efeito umectante, que pode ocorrer a dois metros do solo (ZHENG *et al.*, 2020). Por possuírem um albedo mais baixo, as florestas tropicais absorvem mais radiação de ondas curtas, resultando num aquecimento para compensar este ganho de energia ocorre a perda de calor latente, por intermédio da evapotranspiração (LI *et al.*, 2015).

O incremento em altura média dos indivíduos arbóreos reflete no decréscimo das taxas do DPV médio (Figura 6E) e máximo (Figura 6F). Assim, como encontrado em outros estudos (BAKER *et al.*, 2014; HARDWICK *et al.*, 2015; MEIJIDE *et al.*, 2018), a T°C e o DPV possuíram uma correlação positiva e significativa (0,90, $p = 5,4 \cdot 10^{-11}$) entre eles. Portanto, é esperado o mesmo efeito da altura média na atenuação nas medidas do DPV, assim como ocorreu com a temperatura máxima. O efeito da altura do dossel no decréscimo do DPV foi evidenciado também em outros estudos (ASHCROFT; GOLLAN, 2013; DAVIS, *et al.*, 2019; JUCKER *et al.*, 2018).

A variável de potencial de água no solo não foi afetada pelas variáveis estruturais de vegetação medidas durante o pico da época úmida. Outros estudos também não encontraram efeitos significativos (MELO *et al.*, 2015; SCHWARTZ *et al.*, 2022). Entretanto, não se descarta a possibilidade de haver o efeito, principalmente do índice de área foliar na época mais seca, quando as condições seriam mais extremas com maiores déficits hídricos no solo.

2.4.2 Existem limiares relacionados aos parâmetros de estrutura florestal para a estabilização do microclima e de disponibilidade de água à medida que a estrutura da vegetação se desenvolve

Nossos resultados sugeriram que há pontos de inflexão relacionados a mudanças de inclinação da reta entre IAF e T°C máxima (Figura 6A) e IAF e DPV máximo (Figura 6B). Uma queda dos valores de temperatura máxima ocorreu até o IAF de aproximadamente 9,3 (Figura 7B), sendo o decréscimo da T°C máxima mais acentuada após este valor. Pela cobertura formada pelo dossel ser a primeira camada de interface entre a atmosfera e a floresta, pode ser considerada uma “borda”, onde ocorre o decréscimo do fluxo de calor proveniente da atmosfera para o sub-bosque (DENG *et al.*, 2022; MALCOLM, 1998). Isto ocorre, pois além do dossel sombrear o solo florestal (DE FRENNE *et al.*, 2019; LOWMAN; RINKER, 2004), a maior densidade de folhagem funciona como uma barreira ao vento, ao retardar o seu movimento próximo ao solo e impedir as trocas de calor sensível e consequentemente, o aumento da T°C máxima próximo ao solo (AUSSÉNAC, 2000; BONAN, 2015; HARDWICK *et al.*, 2015; MEYER *et al.*, 2001).

Em florestas temperadas, um IAF a partir de 4, já resulta em quedas significativas de temperaturas, principalmente das máximas, ao diminuir até 3,3°C (HARDWICK *et al.*, 2015) e 5°C (VON; ARX *et al.*, 2013). Do contrário, Hardwick *et al.* (2015), verificaram que a diminuição de 1m² m⁻² no IAF resulta no aumento de 2,45 °C nas T°C máximas em áreas temperadas. Este impacto positivo da cobertura florestal sob as temperaturas reduz a gravidade dos impactos das mudanças climáticas nos ecossistemas florestais (DE FRENNE *et al.*, 2019). Contudo, devido à forte tendência de inclinação entre o IAF e T°C máxima (Figura 7A) sugere-se mais estudos que avaliem os pontos de inflexão com o IAF para a obtenção da maior estabilização das medidas de temperatura máxima.

Da mesma forma que a T°C máxima, o aumento progressivo do IAF até 9,3, ocasiona decréscimo dos valores de DPV máximo, de modo que após este valor, o decréscimo (inclinação da reta) é mais acentuado (Figura 7B). Assim como nos modelos com regressões simples (Figura 5), a alta correlação entre T°C e DPV (0,90, $p = 5,4.10^{-11}$), também é esperada para a regressões segmentadas (Figura 6). Portanto, ocorre o mesmo efeito do IAF na taxa de DPV máximo (Figura 6B), pois à medida que há diminuição dos valores de T°C máxima em função do aumento do IAF, há também o decréscimo do DPV máximo, como indicado também em outros estudos (HARDWICK *et al.*, 2015). Desta forma, o IAF com valores de 9,3 ocasiona conjuntamente o decréscimo da T°C e DPV máximo.

2.4.3 Florestas com maior diversidade de espécies possuem condições microclimáticas e de disponibilidade hídrica no solo similares aos fragmentos de referência

Após 23 anos, todos os tratamentos de restauração já se assemelham entre si, não ocasionando efeito diferenciado nas variáveis de T°C diária, UR média e mínima, DPV médio e máximo e potencial de água no solo (Apêndice B). Contudo, não se pode descartar a possibilidade de outros fatores ambientais e físicos, não avaliados neste estudo, estarem influenciando o microclima nesta área em restauração, como o vento, que propicia a mistura do ar do sub-bosque com o ar circundante (PORTÉ *et al.*, 2004); o efeito dos indivíduos arbóreos do próprio sub-bosque ($DAP \leq 5\text{cm}$) (KOVÁCS *et al.*, 2017; SERCU *et al.*, 2017; WENG *et al.*, 2007), além do efeito da topografia (JUCKER *et al.*, 2018). Neste caso, são necessários outros estudos que avaliem o efeito destas possíveis variáveis preditoras conjuntamente ou não, com os indivíduos arbóreos ($DAP \geq 5\text{cm}$).

Diferentemente das demais, as medidas de RFA e de T°C máxima foram afetadas pelos tratamentos ou técnicas, havendo diferenças significativas em relação às florestas de referência. A transmissão da RFA diária e máxima para o sub-bosque de todos os tratamentos foi significativamente maior, em relação a floresta de referência (Tabela 3 e Figura 7A e B). Já em relação a T°C máxima, somente a floresta com restauração passiva possuiu valores mais elevados em relação a floresta de referência (Tabela 3 e Figura 7C).

A alta infestação por gramíneas exóticas na floresta com restauração passiva, dificultou o desenvolvimento da cobertura arbórea, resultando em baixos valores de IAF (Figura 4 e Apêndice A). A menor densidade ou cobertura de dossel, associada às copas mais baixas deste tratamento, resultam em maiores transmissões de radiação fotossinteticamente ativa diária e máxima para o sub-bosque (ALMEIDA; VIANI, 2019; PASSOS *et al.*, 2014), e maior ocorrência da mistura de ar do sub-bosque com o ar das áreas adjacentes, aumentando as temperaturas máximas. Áreas florestais mais abertas tendem a possuir maiores flutuações térmicas pelos aumentos da temperatura máxima, associada ao decréscimo da temperatura mínima (ROSE, *et al.*, 2020; GAVINET *et al.*, 2015). Outros estudos já destacaram a formação de estruturas florestais complexas decorrentes da restauração passiva e similares a florestas de referência, principalmente quando as áreas estão próximas às matas nativas (GARCÍA; ALVARES, 2022). Assim especificamente neste caso, a baixa resiliência da área experimental, não beneficiou a complexidade estrutural da maioria das parcelas com restauração passiva.

O mesmo ocorre no tratamento com semeadura direta. O IAF deste tratamento (IAF de 6,13 na Área 1 e de 6,20, na Área 2) não reduziu a transmissão de RFA para o sub-bosque tanto quanto a mata nativa ou os demais tratamentos (Tabela 3). A arquitetura de copas de *Schizolobium parahyba*, espécie monodominante no dossel, e as aberturas laterais proporcionadas pelo espaço bem definido entre os dois estratos dominantes do sistema, propiciaram a entrada de radiação pelas laterais do plantio (MATSUO *et al.*, 2021). Assim, plantações com dominância de uma única espécie podem reduzir a capacidade de proteção térmica podendo resultar na limitação de microclimas mais favoráveis para determinadas espécies, como as de sub-bosque (FREY *et al.*, 2016; KOVÁCS *et al.*, 2017; MEIJIDE *et al.*, 2018).

Esperávamos que o PAD possuiria um microclima mais similar à floresta de referência, em função da maior diversidade (inserida no início do plantio) e de seu efeito de complementaridade proporcionarem a maior estratificação e índice de área foliar do dossel (ALMEIDA; VIANI, 2019; DONFACK *et al.*, 2021). Contudo, este tratamento, assim como os demais (com exceção da floresta em restauração passiva), foi similar a floresta de referência somente em relação a T°C máxima, possivelmente devido à altura média dos indivíduos arbóreos dos tratamentos ser suficiente para diminuir a troca de calor latente do ar próximo ao solo em relação ao próximo do dossel.

Já em relação a transmissão da RFA, o sub-bosque do PAD, assim como o CML e SAF, ainda recebe maiores taxas de RFA diária e máxima, se diferenciando da floresta de referência (Tabela 3). Apesar do CML, SAF e o PAD possuírem valores de IAF (Figura 4 e Apêndice A), que possibilitassem uma maior interceptação da RFA diária e máxima, a presença de clareiras no dossel nas bordas das parcelas, resultantes de distúrbios e entrada de gado, especialmente na Área 2, tanto na época de instalação do experimento como esporadicamente nos dias atuais, prejudicaram o desenvolvimento da vegetação e o aumento da cobertura do dossel. O desenvolvimento de outros estudos em ambas as áreas, como a retirada de indivíduos adultos da espécie *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth para avaliação da regeneração natural (PODADERA *et al.*, 2015) e a derrubada de indivíduos de 19 espécies, para a quantificação de carbono na borda dos tratamentos (NOGUEIRA-JUNIOR *et al.*, 2014) contribuíram também para a menor cobertura atual de dossel. Além disso, o efeito de borda (do próprio experimento) dos tratamentos nos blocos 1 e 3, proporcionam a maior exposição dos tratamento às áreas abertas circundantes (pastagem e campos agrícolas) facilitando a maior entrada de radiação e circulação de ventos (CAMPANELLO *et al.*, 2007; MA *et al.*, 2010; PINTO-JÚNIOR *et al.*, 2011; PORTE; HUARD; DREYFUS, 2004). Outros fatores relacionados a face de exposição da área experimental, podem influenciar à intensidade e qualidade da radiação recebida ao longo do ano, de modo que as copas da floresta podem desempenhar um papel menor na interceptação de radiação, antes que atinja o solo (JUCKER *et al.*, 2018; SILVA *et al.*, 2003).

Embora já tenha sido importante em fases mais jovens do plantio (ENGEL, n.p.⁴), os resultados indicaram que a diversidade de espécies não é um fator preponderante para a alteração do microclima, como a RFA. Além disso, outros fatores, como a modificação da estrutura florestal por efeitos antrópicos (entrada de gado), assim como efeitos espaciais relacionados ao próprio experimento, podem estar afetando diretamente as variáveis do microclima.

Adicionalmente, o efeito dos parâmetros de estrutura de povoamento a nível de comunidade, como o índice de área foliar e a altura média dos indivíduos arbóreos, sugerem também que os mesmos parâmetros, mas avaliados a nível de espécie (atributos relacionados aos traços morfológicos) (VIOLLE *et al.*, 2007), podem ser

⁴ ENGEL, V.L. (Faculdade de Ciências Agrônômicas). Dados não publicados.

mais significativos para a formação do microclima, como já indicado em alguns estudos, como Melo *et al.* (2015) e Almeida e Viani (2019). Desta forma, o efeito tampão ou o amortecimento do microclima ao longo do processo de restauração, dependerá mais da arquitetura de dossel (como cobertura de copas, forma e tamanho do dossel) e da altura das espécies inseridas no processo de restauração, e menos do nível de diversidade. Contudo, a capacidade das espécies de regular as condições de microclima, como a temperatura podem depender do estágio de desenvolvimento florestal, (ZHANG *et al.*, 2021).

2.5 CONCLUSÃO

A estrutura da vegetação em áreas em processo de restauração da floresta estacional semidecidual afetou significativamente as condições microclimáticas. Parâmetros estruturais de povoamento, como o índice de área foliar diminuiu as médias de RFA. No mesmo sentido, a altura média das espécies arbóreas diminuiu a T°C máxima, assim como o DPV médio e máximo, mas aumentou a UR média. Contudo a estrutura da vegetação não influenciou a disponibilidade hídrica do solo, portanto a primeira hipótese foi corroborada parcialmente.

Foram observadas modificações mais acentuadas do microclima, como a queda significativa da temperatura máxima e déficit de pressão de vapor máximo com IAFs próximos a 9, mas não foram identificadas tendências de estabilização, sendo assim, a segunda hipótese foi confirmada parcialmente.

Das variáveis ambientais avaliadas, somente as medidas de RFA e a T°C máxima são afetadas pelas técnicas de restauração. A T°C máxima do sub-bosque do PAD, CML, SAF e SEM foram similares a floresta de referência. Assim, em relação a RFA, a hipótese de que o PAD seria mais similar à mata de referência não foi confirmada, o que pode ser atribuído à alta heterogeneidade entre as parcelas deste tratamento.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, C.; VIANI, R. A. G. Selection of shade trees in forest restoration plantings should not be based on crown tree architecture alone. **Restoration Ecology**, [s. l.], v. 27, n. 4, p. 832–839, 2019.
- ALI, A. Forest stand structure and functioning: Current knowledge and future challenges. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 98, p. 665–677, 2019.
- ANGELINI, A.; CORONA, P.; CHIANUCCI, F.; PORTOGHESI, L. **Structural attributes of stand overstory and light under the canopy**. [S. l.]: Centro di Ricerca per la Selvicoltura, Consiglio per la Ricerca in Agricoltura e l'Analisi dell'Economia Agraria, 2015.
- ASHCROFT, M. B.; GOLLAN, J. R. Moisture, thermal inertia, and the spatial distributions of near-surface soil and air temperatures: understating factors that promote microrefugia. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 176, p. 77-89, 2013.
- AUSSENAC, G. Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. **Annals of Forest Science**, [s. l.], v. 57, n. 3, p. 287–301, 2000.
- BAKER, T.; JORDAN, G.; STEEL, E. A.; JONES, N. M. F.; WARDLAW, T. J.; BAKER, S. Microclimate through space and time: Microclimatic variation at the edge of regeneration forests over daily, yearly and decadal time scales. **Forest Ecology and Management**, v. 334, p. 174-184, 2014.
- BERTHOLDI, A. A. S. **Aquisição do carbono e atividade fotoquímica em sistemas de restauração ecológica com estrutura e diversidade de espécies contrastantes**. 2019. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2019.
- BESTELMEYER, B. T. Threshold Concepts and Their Use in Rangeland Management and Restoration: The Good, the Bad, and the Insidious. **Restoration Ecology**, [s. l.], v. 14, n. 3, p. 325–329, 2006.
- BOHLMAN, S. A. Landscape patterns and environmental controls of deciduousness in forests of central Panama. **Global Ecology and Biogeography**, [s. l.], v. 19, n. 3, p. 376–385, 2010.
- BONAN, G. **Ecological Climatology (Third Edition)**. 3. ed. New York: Cambridge University Press: [s. n.], 2016
- BRADSHAW, A. Evolutionary significance of phenotypic plasticity in plants. **Advances in Genetics**, [s. l.], v. 13, p. 115-155, 1965.
- BURNHAM, K.; ANDERSON, D. **Model selection and multimodel inference: a practical information theoretic approach**. 2ed. Rev. ed. of: Model selection and inference, 488p, 1998.
- CAMPANELLO, P. I.; GENOVEVA GATTI, M.; ARES, A.; MONTTI, L.; GOLDSTEIN, G. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 252, n.

1–3, p. 108–117, 2007.

CARRAZZA, L.; ÁVILA, J. **Manual Tecnológico de Aproveitamento Integral do Fruto do Baru**. 2. ed. Brasília: Instituto Sociedade, População e Natureza, 2010. 56p.

CARVALHO, P. **Circular técnica 104: guapuruvu**. Embrapa Florestas: Colombo. 2005.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Embrapa: Colombo, v.1. 2003.

CASTRO-IZAGUIRRE, N.; CHI, X.; BARUFFOL, M.; TANG, Z.; MA, K.; SCHMID, B.; NIKLAUS, P. A. Tree Diversity Enhances Stand Carbon Storage but Not Leaf Area in a Subtropical Forest. **PLOS ONE**, [s. l.], v. 11, n. 12, p. e0167771, 2016.

CUNHA, A. R.; MARTINS, D. Classificação climática para os municípios de Botucatu e São Manuel. **Irriga**, Botucatu, v. 14, n. 1, p. 1-11, 2009.

CHUNG, Y.; RABE-HESKETH, S.; GELMAN, A.; LIU, J.; DORIE, V. Avoiding Boundary Estimates in Linear Mixed Models Through Weakly Informative Priors. **U.C. Berkeley Division of Biostatistics Working Paper Series**, [s. l.], 2012.

DAVIS, K.; DOBROWSKI, S. Z.; HOLDEN, Z. A.; HIGUERA, P. E.; ABATZOGLOU, J. T. Microclimatic buffering in forests of the future: the role of local water balance. **Ecography**, v. 42, n. 1, p. 1-11, 2019.

DE FRENNE, P.; ZELLWEGER, F.; RODRÍGUEZ-SÁNCHEZ, F.; SCHEFFERS, B. R.; HYLANDER, K.; LUOTO, M.; VELLEND, M.; VERHEYEN, K.; LENOIR, J. Global buffering of temperatures under forest canopies. **Nature Ecology & Evolution**, [s. l.], v. 3, n. 5, p. 744–749, 2019

DENG, Y.; DONG, J.; ZHANG, W.; YUAN, S.; TAN, Z.; SONG, Q.; DENG, X.; CAO, M. Quantifying the vertical microclimate profile within a tropical seasonal rainforest, based on both ground- and canopy-referenced approaches. **Iforest**, v. 15, p. 24-32, 2022.

DONFACK L. S.; ROLL, A.; ELLISAER, F.; EHBRECHT, M.; IRAWAN, B.; HOLSCHER, D.; KNOHL, A.; KREFT, H.; SIAHAAN, E. J., SUNDAWATI, L.; STIEGLER, C.; ZEMP, D. C. Microclimate and land surface temperature in a biodiversity enriched oil palm plantation. **Forest Ecology and Management**, v. 497, 2021.

DURIGAN, G.; SUGANUMA, M. S.; CARLOS, A.; DE MELO, G. Valores esperados para atributos de florestas ripárias em restauração em diferentes idades Expected values for attributes of riparian forests undergoing restoration at different ages. **Scientia Forestalis**, [s. l.], v. 110, p. 463–474, 2016.

EHBRECHT, M.; SCHALL, P.; AMMER, C.; FISCHER, M.; SEIDEL, D. Effects of structural heterogeneity on the diurnal temperature range in temperate forest ecosystems. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 432, p. 860–867, 2019.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 152, n. 1-3, p. 169-181, 2001.

FANOURLAKIS D., ALINIAEIFARD S., SELLIN A., GIDAY H., KÖRNER O., REZAEI NEJAD A., DELIS C., BOURANIS D., KOUBOURIS G., KAMBOURAKIS E., NIKOLOUDAKIS N., TSANIKLIDIS G. Stomatal behavior following mid- or long-term exposure to high relative air humidity: a review. **Plant Physiology and Biochemistry**, v.153, p. 92-105, 2020.

FATTORINI, M.; HALLE, S. Advances in Retoration Ecology: insights from aquatic and terrestrial ecosystems. In: TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. **Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice**. Washington: Island Press, 2004.

FERNANDES, J. F.; SOUZA, A. L. T.; TANAKA, M. O. Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. **Hydrobiologia**, [s. l.], v. 724, n. 1, p. 175–185, 2014.

FOSTER, B. L.; GROSS, K. L. Species richness in a successional grassland: effects of nitrogen enrichment and plant litter. **Ecology**, v. 79, n. 8, p. 2593-2602, 1998.

FOTIS, A. T.; CURTIS, P. S. Effects of structural complexity on within-canopy light environments and leaf traits in a northern mixed deciduous forest. **Tree Physiology**, [s. l.], v. 37, n. 10, p. 1426–1435, 2017

FREY, S. J. K. et al. Spatial models reveal the microclimatic buffering capacity of old-growth forests. **Science Advances**, v.2, n. 4, 2016.

GAVINET, J.; VILAGROSA, A.; CHIRINO, E.; GRANADOS, M. E.; VALLEJO, V. R.; PRÉVOSTO, B. Hardwood seedling establishment below Aleppo pine depends on thinning intensity in two Mediterranean sites. **Annals of Forest Science**, [s. l.], v. 72, n. 8, p. 999–1008, 2015.

GEIGER, R.; ARON, R. H.; TODHUNTER, P. **The Climate Near the Ground**. 5. ed. Michigan: Harvard University Press: [s. n.], 1995. 1995.

GILBERT, B.; FAVORETO, R. **Schinus terebinthifolius Raddi**. Revista Fitos, v. 6, n. 1, 2011.

GÓES, G. A. **Atributos funcionais e o desempenho de espécies arbóreas nativas na restauração da florestas estacional semidecidual**. 2022. Dissertação em fase de homologação (Mestrado em Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2022.

GOMES, F. P; GARCIA, C. H. **Estatística aplicada a experimentos agrônômicos e florestais**. Piracicaba: FEALQ, 2002. 309 p.

GOOGLE EARTH PRO website. Disponível em:< <http://earth.google.com>>. Acesso em: 30 de julho de 2021.

GUREVITCH, J.; HEDGES, L. V. **Meta-analysis: Combining the Results of Independent Experiments**. In: Design and Analysis of Ecological Experiments, S. M. SCHEINER, J. GUREVITCH, Eds. (Oxford Univ. Press, Oxford), 347p., 2001.

HARDWICK, S. R.; TOUMI, R.; PFEIFER, M.; TURNER, E. C.; NILUS, R.; EWERS,

R. M. The relationship between leaf area index and microclimate in tropical forest and oil palm plantation: Forest disturbance drives changes in microclimate. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 201, p. 187–195, 2015.

HOBBS, R. J.; NORTON, D. A. Ecological filters, thresholds, and gradient in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. **Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice**. Washington: Island Press, 2004.

HOLL, K. D.; LOIK, M. E.; LIN, H. V.; SAMUELS, I. A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, [s. l.], v. 8, n. 4, p. 339–349, 2000.

IBGE, I. B. de G. e E. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE: [s. n.], 2012.

JACOBS, M. **The tropical rain forest: A first encounter**. Verlag: Springer: Berlin: [s. n.], 1988.

JONES, H. G. **Plants and microclimate: A quantitative approach to environmental plant physiology**. Cambridge University Press, 1992.

JUCKER, T.; BOURIAUD, O.; AVACARITEI, D.; DĂNILĂ, I.; DUDUMAN, G.; VALLADARES, F.; COOMES, D. A. Competition for light and water play contrasting roles in driving diversity-productivity relationships in Iberian forests. **Journal of Ecology**, [s. l.], v. 102, n. 5, p. 1202–1213, 2014.

JUCKER, T.; BOURIAUD, O.; COOMES, D. A. Crown plasticity enables trees to optimize canopy packing in mixed-species forests. **Functional Ecology**, [s. l.], v. 29, n. 8, p. 1078–1086, 2015.

JUCKER, T.; HARDWICK, S. R.; BOTH, S.; ELIAS, D. M. O.; EWERS, R. M.; MILODOWSKI, D. T.; SWINFIELD, T.; COOMES, D. A. Canopy structure and topography jointly constrain the microclimate of human-modified tropical landscapes. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 24, n. 11, p. 5243–5258, 2018.

KAISER, H. F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. **Psychometrika**, v. 23, n. 3, [s. l.], v. 23, n. 3, p. 187–200, 1958. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF02289233>. Acesso em: 20 abr. 2022

KAPPELLE, M.; GEUZE, T.; LEAL, M. E.; CLEEF, A. M. Successional age and forest structure in a Costa Rican upper montane Quercus forest. **Journal of Tropical Ecology**, [s. l.], v. 12, n. 5, p. 681–698, 1996.

KOVÁCS, B.; TINYA, F.; ÓDOR, P. Stand structural drivers of microclimate in mature temperate mixed forests. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 234–235, p. 11–21, 2017.

LEBRIJA-TREJOS, E.; PÉREZ-GARCÍA, E. A.; MEAVE, J. A.; POORTER, L.; BONGERS, F. Environmental changes during secondary succession in a tropical dry forest in Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, [s. l.], v. 27, n. 5, p. 477–489, 2011.

LHOTKA, J. M.; LOEWENSTEIN, E. F. Influence of canopy structure on the survival

and growth of underplanted seedlings. **New Forests**, [s. l.], v. 35, n. 1, p. 89–104, 2008.

LI, Y.; ZHAO, M.; MOTESHARREI, S.; MU, QIAOZHEN M.; KALNAY, E.; LI, S.; Local cooling and warming effects of forest based on satellite observations. **Nature Communications**, v. 6, n. 6603, 2015.

LOCATELLI, M.; MELO, A. S.; LIMA, L. M.; VIEIRA, A. H. Deficiências nutricionais em mudas de *Schizolobium parayba* var. *amazonicum*. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 2, p. 648-650, 2007.

LOPEZ, O. R.; FARRIS-LOPEZ, K.; MONTGOMERY, R. A.; GIVNISH, T. J. Leaf phenology in relation to canopy closure in southern Appalachian trees. **American journal of botany**, [s. l.], v. 95, n. 11, p. 1395–1407, 2008.

LOWMAN, M. D.; RINKER, H. B. **Forest canopies**. 2. ed. San Diego, California: [s. n.], 2004.

MA, S.; CONCILIO, A.; OAKLEY, B.; NORTH, M.; CHEN, J. Spatial variability in microclimate in a mixed-conifer forest before and after thinning and burning treatments. **Forest and Ecology Management**, [s. l.], v. 259, n. 5, p. 904-915, 2010.

MACHADO, D. L. **Aporte de serapilheira, fauna edáfica e matéria orgânica, do solo em diferentes sistemas de restauração florestal**. 2016. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2016.

MALCOLM, J. R. A model of conductive heat flow in forest edges and fragmented landscapes. **Climatic Change**, [s. l.], v. 39, p. 487-502, 1998.

MATSUO, T.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; SANDE, M. T. van der; POORTER, L. Forest structure drives changes in light heterogeneity during tropical secondary forest succession. **Journal of Ecology**, [s. l.], v. 00, p. 1–14, 2021.

MCELHINNY, C.; GIBBONS, P.; BRACK, C.; BAUHUS, J. Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 218, n. 1–3, p. 1–24, 2005.

MEIJIDE, A.; BADU, C. S.; MOYANO, F.; TIRALLA, N.; GUNAWAN, D.; KNOHL, A. Impact of forest conversion to oil palm and rubber plantations on microclimate and the role of the 2015 ENSO event. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 252, p. 208–219, 2018.

MELO, A. C. G.; DARONCO, C.; RE, D. S.; DURIGAN, G. Tree species attributes and facilitation of natural regeneration in heterogeneous planting of riparian vegetation. **Scientia Florestalis**, [s. l.], v. 43, n. 106, p. 333–344, 2015.

GARCIA, M.; ALVARES, ALVAREZ, G. H. Spontaneous vegetation succession and recovery of ecosystem structure and function in a 40-year abandoned stone quarry in a Mexican tropical dryland. **Botanical Sciences**, v. 100, n. 1, p. 86-92, 2022.

MENG, Q.; CIESZEWSKI, M.; MADDEN, M.; BORDERS, B. A linear mixed effects model of biomass and volume of trees using Landsat ETM+ images. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 244, n. 1-3, p. 93-101, 2007.

MEYER, C. L.; SISK, T. D.; COVINGTON, W. W. Microclimatic Changes Induced by Ecological Restoration of Ponderosa Pine Forests in Northern Arizona. **Restoration Ecology**, [s. l.], v. 9, n. 4, p. 443–452, 2001

MONTAGNINI, F.; JORDAN, C. F. **Tropical forest ecology: the basis for conservation and management**. Springer: [s. n.], 2005.

MORIN, X.; FAHSE, L.; SCHERER-LORENZEN, M.; BUGMANN, H. Tree species richness promotes productivity in temperate forests through strong complementarity between species. **Ecology Letters**, [s. l.], v. 14, n. 12, p. 1211–1219, 2011.

NOGUEIRA-JÚNIOR, L. R.; ENGEL, V. L. Allometric equations for estimating tree biomass in restored mixed-species Atlantic Forest stands. **Biota Neotropica**, [s. l.], v. 14, p. 1-9, 2014.

OLIVER, C. D. Forest development in North America following major disturbances. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 3, n. C, p. 153–168, 1980.

PAN, Y.; BIRDSEY, R. A.; PHILLIPS, O. L.; JACKSON, R. B. The Structure, Distribution, and Biomass of the World's Forests. **The annual review of Ecology, Evolution, and Systematic**, v. 44, p. 593-622, , 2013.

PASSOS, F. B.; DE MESQUITA LOPES, C.; DE GOIS AQUINO, F.; RIBEIRO, J. F. Nurse plant effect of *Solanum lycocarpum* A. St.-Hil. in area of Brazilian Savanna undergoing a process of restoration. **Revista Brasileira de Botanica**, [s. l.], v. 37, n. 3, p. 251–259, 2014.

PARROTA, J. A.; TURNBULL, J. W. JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 99 n. 1-2, p. :1-7, 1997.

PINTO-JÚNIOR, O. B.; SANCHES, L.; DE ALMEIDA LOBO, F.; BRANDÃO, A. A.; DE SOUZA NOGUEIRA, J. Leaf area index of a tropical semi-deciduous forest of the southern Amazon Basin. **International Journal of Biometeorology**, [s. l.], v. 55, n. 2, p. 109–118, 2011

PODADERA, D. S.; ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A.; MACHADO, D. L.; SATO, L. M.; DURIGAN, G. Influence of Removal of a Non-native Tree Species *Mimosa caesalpinifolia* Benth. on the Regenerating Plant Communities in a Tropical Semideciduous Forest Under Restoration in Brazil. **Environmental Management**, [s. l.], v. 56, n. 5, p. 1148–1158, 2015.

PONTES, D. M. F.; ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Forest Structure, Wood Standing Stock, and Tree Biomass in Different Restoration Systems in the Brazilian Atlantic Forest. **Forests**, [s. l.], v. 10, n. 7, p. 588, 2019.

PORTÉ, A.; HUARD, F.; DREYFUS, P. Microclimate beneath pine plantation, semi-mature pine plantation and mixed broadleaved -pine forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 126, n.1-2, p.175-182, 2004.

RAGO, M. M.; URRETAVIZCAYA, M. F.; DEFOSSÉ, G. E. Relationships among forest structure, solar radiation, and plant community in ponderosa pine plantations in the Patagonian steppe. **Forest Ecology and Management**, v. 502, 2021.

RISSANEN, K.; MARTIN-GUAY, M. O.; RIOPEL-BOUVIER, A. S.; PAQUETTE, A. Light interception in experimental forests affected by tree diversity and structural complexity of dominant canopy. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 278, p. 107655, 2019.

ROSE, K. M.; FRIDAY, J. B.; OLIET, J. A.; JACOBS, D. F. Canopy openness affects microclimate and performance of underplanted trees in restoration of high-elevation tropical pasturelands. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 292–293, p. 108105, 2020.

SANSEVERO, J. B. B.; PRIETO, P. V.; TAPIA, A. S.; BRAGA, J. M. A.; RODRIGUES, P. J. F. P. Past land use and ecological resilience in a lowland Brazilian Atlantic Forest: implications for passive restoration. **New Forests**, [s. l.], v. 48, p. 573-586, 2017.

SAPIJANSKAS, J.; PAQUETTE, A.; POTVIN, C.; KUNERT, N.; LOREAU, M. Tropical tree diversity enhances light capture through crown plasticity and spatial and temporal niche differences. **Ecology**, [s. l.], v. 95, n. 9, p. 2479–2492, 2014.

SCHWARTZ, N. B. et al. Intra-annual variation in microclimatic conditions in relation to vegetation type and structure in two tropical dry forests undergoing secondary succession. **Forest Ecology and Management**, v. 511, 2022.

SERCU, B. K. BAETEN, L.; VAN COILLIE, L.; MARTEL, U.; LUC, L.; VERHEYEN, K.; BONTE, S. How tree species identity and diversity affect light transmittance to the understory in mature temperate forests. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 24, p. 10861-10870, 2017.

SILK, M. J.; HARRISON, X. A.; HODGSON, D. J. Perils and pitfalls of mixed-effects regression models in biology. **PeerJ**, [s. l.], v. 8, p. e9522, 2020.

SILVA, A. F.; OLIVEIRA, R. V.; SANTOS, N. R. L.; PAULA, A. Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecídua submontana da Fazenda São Geraldo, Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v. 27, n.3, 2003.

SOUZA, A. L. T.; FONSECA, D. G.; LIBÓRIO, R. A.; TANAKA, M. O. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 298, p. 12-18, 2013.

SOUZA, F. M.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Deciduousness Influences the Understory Community in a Semideciduous Tropical Forest. **Biotropica**, [s. l.], v. 46, n. 5, p. 512–515, 2014.

SOUZA, F. M.; DURIGAN, G. Enriquecimento de talhões puros de leucena com espécies nativas. In DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. Páginas e Letras Editora e Gráfica, São Paulo, p. 19-22, 2013.

STEFANONI, J. H. Relationship between landscapes patterns and species richness of trees, shrubs, and vines in a tropical forest. **Plant Ecology**, [s. l.], v. 179, n. 1, p. 53-65, 2005.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, [s. l.], v. 23, n. 3, p. 238–251, 2015.

THORPE, H. C.; ASTRUP, R.; TROWBRIDGE, A.; COATES, K. D. Competition and tree crowns: A neighborhood analysis of three boreal tree species. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 259, n. 8, p. 1586–1596, 2010.

TOBIN, M. F.; REICH, P. B. Comparing indices of understory light availability between hemlock and hardwood forest patches. **Canadian Journal of Forest Research**, [s. l.], v. 39, n.10, 1949–1957, 2009

TRUONG, T. T. A.; ANDREW, M. E.; HARDY, G. E. J.; PHAM, T. Q.; NGUYEN, Q. H.; DELL, B. Impact of a native invasive weed (*Microstegium ciliatum*) on regeneration of a tropical forest. **Plant Ecology**, [s. l.], v. 222, p. 173-191, 2021.

VANNESTE, T.; GOVAERT, S.; SPICHER, F.; BRUNET, J.; COUSINS, S. A. O.; DECOCQ, G.; DIEKMANN, M.; GRAAE, B. J.; HEDWALL, P.-O.; KAPÁS, R. E.; LENOIR, J.; LIIRA, J.; LINDMO, S.; LITZA, K.; NAAF, T.; ORCZEWSKA, A.; PLUE, J.; WULF, M.; VERHEYEN, K.; DE FRENNE, P. Contrasting microclimates among hedgerows and woodlands across temperate Europe. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 281, p. 107818, 2020.

VILLOTA-CÉRON, D.; ENGEL, V. L. Similarity in seed removal patterns of four tree species in active and passive restoration treatments of the tropical seasonal forest after 23 years. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 499, 202.

VIOLLE, C.; NAVAS, M. L.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C.; HUMMEL, I.; GARNIER, E. Let the concept of trait be functional!. **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882-892, 2007. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>. Acesso em: 10 maio 2021.

VON ARX, G.; GRAF PANNATIER, E.; THIMONIER, A.; REBETEZ, M. Microclimate in forests with varying leaf area index and soil moisture: Potential implications for seedling establishment in a changing climate. **Journal of Ecology**, [s. l.], v. 101, n. 5, p. 1201–1213, 2013.

WALLACE, K. J.; LAUGHLIN, D. C.; CLARKSON, B. D. Exotic weeds and fluctuating microclimate can constrain native plant regeneration in urban forest restoration. **Ecological Applications**, [s. l.], v. 27, n. 4, p. 1268–1279, 2017..

WENG, S.-H.; KUO, S.-R.; GUAN, B. T.; CHANG, T.-Y.; HSU, H.-W.; SHEN, C.-W. Microclimatic responses to different thinning intensities in a Japanese cedar plantation of northern Taiwan. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 241, n. 1–3, p. 91–100, 2007.

WILLIAMS, L. J.; PAQUETTE, A.; CAVENDER-BARES, J.; MESSIER, C.; REICH, P. B. Spatial complementarity in tree crowns explains overyielding in species mixtures. **Nature Ecology and Evolution**, [s. l.], v. 1, n. 4, p. 0063, 2017.

YAN, Z.; ZHOU, Q.; TENG, M.; JI, H.; ZHANG, J.; HE, W.; YE, Y.; WANG, B.; WANG, P. High planting density and leaf area index of masson pine forest reduce crown transmittance of photosynthetically active radiation. **Global Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 20, 2019.

ZEMP, D. C.; EHBRECHT, M.; SEIDEL, D.; AMMER, C.; CRAVEN, D.; ERKELENZ, J.; IRAWAN, B.; SUNDAWATI, L.; HÖLSCHER, D.; KREFT, H. Mixed-species tree

plantings enhance structural complexity in oil palm plantations. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [s. l.], v. 283, p. 106564, 2019.

ZENNER, E. K. Do Residual Trees Increase Structural Complexity in Pacific Northwest Coniferous Forests?. **Ecological Applications**, [s. l.], v. 10, n. 3, p. 800, 2000.

ZHANG, S.; LANDUYT, D.; VERHEYEN, K.; FRENNE, P. Tree species mixing can amplify microclimate offsets in Young forest plantations. **Journal of Applied Ecology**, V. 59, P. 1428-1439, 2021.

ZHENG , Y.; DONG, L.; X, Q.; LIANG, C.; WANG, L.; SHAO, Y. Effects of revegetation on climate in the Mu Us Sandy Land of China. **Science of Total Environment**, v. 739, 2020.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O efeito da estrutura florestal em variáveis ambientais de microclima e de disponibilidade hídrica de áreas em restauração é um nicho de pesquisa que está em desenvolvimento e crescimento, especialmente em florestas temperadas e tropicais. Assim como em outros estudos na literatura, as características morfológicas da espécie (exemplo: altura total) e do povoamento (IAF) são percursoras da mudança das variáveis de microclima. Estas mudanças têm sido abordadas principalmente, no contexto da regeneração natural.

No presente estudo, a maior cobertura do dossel (como o índice de área foliar) afetou negativamente a radiação fotossinteticamente ativa. A altura média dos indivíduos arbóreos destacou-se por afetar negativamente a T°C máxima e o DPV médio e máximo, e positivamente ao aumentar as taxas de umidade relativa. O progressivo desenvolvimento da estrutura florestal resulta em valores de IAF que culminam em alterações mais significativas do microclima, assim como sua estabilização. Neste caso, IAF com valores próximos a 9 indicaram quedas significativas da temperatura e déficit de pressão de vapor máximo.

Além dos parâmetros estruturais, as técnicas de restauração afetaram significativamente a T°C e a RFA. A técnica com alta diversidade de espécies foi similar a floresta de referência, somente em relação a T°C máxima. Apesar de possuir valores elevados de IAF, à alta heterogeneidade entre as parcelas deste tratamento, pode estar afetando a RFA. Além disso, o comprovado efeito dos parâmetros de estrutura de povoamento, como o índice de área foliar e a altura média dos indivíduos arbóreos no amortecimento do microclima, podem indicar que a nível específico (traços morfológicos), estes parâmetros podem ser mais significativos para a formação do microclima, do que a diversidade de espécies em si. Deste modo, sugerimos que a seleção das espécies para introdução em plantios de restauração, seja embasada também na área foliar e na altura total dos indivíduos adultos, além dos critérios já normalmente utilizados.

Finalmente, são necessários mais estudos que abordem com maior profundidade os mecanismos responsáveis pelo efeito da estrutura florestal no microclima e da disponibilidade hídrica do solo, tendo em vista o potencial de aplicabilidade no monitoramento e manejo.

REFERÊNCIAS

- ARX, G. V.; PANNATIER, E. G.; THIMONIER, A.; REBETEZ, M. Microclimate in forests with varying leaf area index and soil moisture: Potential implications for seedling establishment in a changing climate. **Journal of Ecology**, [s. l.], v. 101, n. 5, p. 1201–1213, 2013.
- BENAYAS, J. M. R.; NEWTON, A. C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J. M. Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. **Science**, [s. l.], v. 325, n. 5944, p. 1121–1124, 2009. Disponível em: <https://sci-hub.tw/10.1126/science.1172460>. Acesso em: 25 mar. 2020.
- BERTHOLDI, A. A. S. **Aquisição do carbono e atividade fotoquímica em sistemas de restauração ecológica com estrutura e diversidade de espécies contrastantes**. 2019. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2019.
- BIZUTI, D. T. G.; TANIWAKI, R. H.; SILVA, R. J.; COSTA, C. O. R. da; RONCON, T. J.; VIANI, R. A. G.; BRANCALION, P. H. S. Influência da composição de espécies florestais no microclima de sub-bosque de plantios jovens de restauração. **Scientia Forestalis**, [s. l.], v. 44, n. 112, p. 971–978, 2016.
- CHAZDON, R. L. **Second Growth: the promise of tropical forest regeneration in na age of deforestation**. London: The University of Chicago Press, 2014.
- DAVIS, K. T.; DOBROWSKI, S. Z.; HOLDEN, Z. A.; HIGUERA, P. E.; ABATZOGLOU, J. T. Microclimatic buffering in forests of the future: the role of local water balance. **Ecography**, [s. l.], v. 42, n. 1, p. 1–11, 2019.
- ENGEL, V. L., PARROTA, J. A. **Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais**. 2008. In: KAGEYAMA, P. Y. (Ed.). Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Botucatu, São Paulo, p. 1-26, 2008.
- FIGUEIREDO, L. P. I. **A comunidade regenerante em diferentes sistemas de restauração ecológica na floresta estacional semidecidual**. 2018. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2018.
- FREY, S. J. K.; HADLEY, A. S.; JOHNSON, S. L.; SCHULZE, M.; JONES, J. A.; BETTS, M. G. Spatial models reveal the microclimatic buffering capacity of old-growth forests. **Science Advances**, [s. l.], v. 2, n. 4, p. e1501392, 2016.
- GAVITO, M. E.; PAZ, H.; BARRAGÁN, F.; SIDDIQUE, I.; ARREOLA-VILLA, F.; PINEDA-GARCÍA, F.; BALVANERA, P. Indicators of integrative recovery of vegetation, soil and microclimate in successional fields of a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 479, p. 118526, 2021.
- GEIGER, R.; ARON, R. H.; TODHUNTER, P. **The Climate Near the Ground**. 5. ed. Michigan: Harvard University Press: [s. n.], 1995. 1995.
- GENDRON, F.; MESSIER, C.; COMEAU, P. G. **Temporal variations in the understorey photosynthetic photon flux density of a deciduous stand: the**

effects of canopy development, solar elevation, and sky conditions *Agricultural and Forest Meteorology*. [S. l.: s. n.], 2001.

GUARIGUATA, M. R.; KATTAN, G. G. **Ecologia y conservacion de Bosques Neotropicales**. 2. ed. Cartago: Ediciones LUR: [s. n.], 2002. 2002.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 148, n. 1–3, p. 185–206, 2001.

GUERRA, A.; REIS, L. K.; BORGES, F. L. G.; OJEDA, P. T. A.; PINEDA, D. A. M.; MIRANDA, C. O.; MAIDANA, D. P. F. de L.; SANTOS, T. M. R. dos; SHIBUYA, P. S.; MARQUES, M. C. M.; LAURANCE, S. G. W.; GARCIA, L. C. **Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps**. [S. l.]: Elsevier B.V., 2020.

HARDWICK, S. R.; TOUMI, R.; PFEIFER, M.; TURNER, E. C.; NILUS, R.; EWERS, R. M. The relationship between leaf area index and microclimate in tropical forest and oil palm plantation: Forest disturbance drives changes in microclimate. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 201, p. 187–195, 2015.

HOBBS, R. J.; NORTON, D. A. Ecological filters, thresholds, and gradient in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. **Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice**. Washington: Island Press, 2004.

IUCN. International Union for Conservation of Nature. **The bonn Challenge**. 2019. Disponível em: < <https://www.bonnchallenge.org/> >.

KOVÁCS, B.; TINYA, F.; NÉMETH, C.; ÓDOR, P. Unfolding the effects of different forestry treatments on microclimate in oak forests: results of a 4-yr experiment. **Ecological Applications**, [s. l.], v. 30, n. 2, 2020.

KOVÁCS, B.; TINYA, F.; ÓDOR, P. Stand structural drivers of microclimate in mature temperate mixed forests. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 234–235, p. 11–21, 2017.

MACHADO, D. L. M. **Aporte de serapilheira, fauna edáfica e matéria orgânica do solo em diferentes sistemas de restauração florestal**. 2016. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2016.

MCELHINNY, C.; GIBBONS, P.; BRACK, C.; BAUHUS, J. Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 218, n. 1–3, p. 1–24, 2005.

MEIJIDE, A.; BADU, C. S.; MOYANO, F.; TIRALLA, N.; GUNAWAN, D.; KNOHL, A. Impact of forest conversion to oil palm and rubber plantations on microclimate and the role of the 2015 ENSO event. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 252, p. 208–219, 2018.

MENSAH, S.; DU TOIT, B.; SEIFERT, T. Diversity–biomass relationship across forest layers: implications for niche complementarity and selection effects. **Oecologia**, [s. l.], v. 187, n. 3, p. 783–795, 2018.

MONTAGNINI, F.; JORDAN, C. F. **Tropical forest ecology: the basis for conservation and management**. Springer: [s. n.], 2005.

MORIN, X.; FAHSE, L.; SCHERER-LORENZEN, M.; BUGMANN, H. Tree species richness promotes productivity in temperate forests through strong complementarity between species. **Ecology Letters**, [s. l.], v. 14, n. 12, p. 1211–1219, 2011. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1461-0248.2011.01691.x>. Acesso em: 16 nov. 2021.

NAEEM, S.; DUFFY, J. E.; ZAVALA, E. **The functions of biological diversity in an age of extinction**. [S. l.]: American Association for the Advancement of Science, 2012. Disponível em: <https://www.sciencemag.org/lookup/doi/10.1126/science.1215855>. Acesso em: 6 ago. 2020.

NOGUEIRA JUNIOR, L. R. **Estoque de carbono na fitomassa e mudanças nos atributos do solo em diferentes modelos de restauração da Mata Atlântica**. 2010. Tese (Doutorado em Ciências Florestais), Universidade de São Paulo, ESALQ, Piracicaba, 2010.

OLPENDA, A. S.; STERENCZAK, K.; BĘDKOWSKI, K. Modeling Solar Radiation in the Forest Using Remote Sensing Data: A Review of Approaches and Opportunities. **Remote Sensing 2018, Vol. 10, Page 694**, [s. l.], v. 10, n. 5, p. 694, 2018. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/10/5/694/htm>. Acesso em: 1 dez. 2021.

PODADERA, D. S.; ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A.; MACHADO, D. L.; SATO, L. M.; DURIGAN, G. Influence of Removal of a Non-native Tree Species *Mimosa caesalpinhiifolia* Benth. on the Regenerating Plant Communities in a Tropical Semideciduous Forest Under Restoration in Brazil. **Environmental Management**, [s. l.], v. 56, n. 5, p. 1148–1158, 2015.

PONTES, D. M. F.; ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Forest Structure, Wood Standing Stock, and Tree Biomass in Different Restoration Systems in the Brazilian Atlantic Forest. **Forests**, [s. l.], v. 10, n. 7, p. 588, 2019. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1999-4907/10/7/588>. Acesso em: 26 mar. 2020.

RISSANEN, K.; MARTIN-GUAY, M. O.; RIOPEL-BOUVIER, A. S.; PAQUETTE, A. Light interception in experimental forests affected by tree diversity and structural complexity of dominant canopy. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 278, p. 107655, 2019.

JAEN, M. C. R.; AIDE, T. M. Restoration Success: How Is It Being Measured?. **Restoration Ecology**, [s. l.], v. 13, n. 3, p. 569–577, 2005. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1526-100X.2005.00072.x>. Acesso em: 29 abr. 2021.

SER. Society for ecological restoration international. **Primer on ecological restoration**. 2004. Disponível em: https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/ser_primer.pdf.

SOUZA, F. M.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Deciduousness Influences the

Understory Community in a Semideciduous Tropical Forest. **Biotropica**, [s. l.], v. 46, n. 5, p. 512–515, 2014. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/btp.12137>. Acesso em: 3 maio 2021.

TREJOS, E. L.; GARCÍA, E. A.P.; MEAVE, J. A.; POORTER, L.; BONGERS, F. Environmental changes during secondary succession in a tropical dry forest in Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, [s. l.], v. 27, n. 5, p. 477–489, 2011.

WALLACE, K. J.; LAUGHLIN, D. C.; CLARKSON, B. D. Exotic weeds and fluctuating microclimate can constrain native plant regeneration in urban forest restoration. **Ecological Applications**, [s. l.], v. 27, n. 4, p. 1268–1279, 2017.

WILLIAMS, L. J.; PAQUETTE, A.; CAVENDER-BARES, J.; MESSIER, C.; REICH, P. B. Spatial complementarity in tree crowns explains overyielding in species mixtures. **Nature Ecology and Evolution**, [s. l.], v. 1, n. 4, p. 0063, 2017.

WOLF, C.; BELL, D. M.; KIM, H.; NELSON, M. P.; SCHULZE, M.; BETTS, M. G. Temporal consistency of undercanopy thermal refugia in old-growth forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 307, p. 108520, 2021.

WRI BRASIL. WORLD RESOURCE INSTITUTE. **Você sabe o que é o PLANAVEG? Conheça o plano do Brasil para restaurar 12 milhões de hectares**. Disponível em: <<https://wribrasil.org.br/pt/blog/2019/05/voce-sabe-o-que-e-planaveg-conheca-o-plano-do-brasil-para-restaurar-12-milhoes-de-hectares>>. Acesso em: setembro de 2019.

ZELLWEGER, F.; COOMES, D.; LENOIR, J.; DEPAUW, L.; MAES, S. L.; WULF, M.; KIRBY, K. J.; BRUNET, J.; KOPECKÝ, M.; MÁLIŠ, F.; SCHMIDT, W.; HEINRICHS, S.; DEN OUDEN, J.; JAROSZEWICZ, B.; BUYSE, G.; SPICHER, F.; VERHEYEN, K.; DE FRENNE, P. Seasonal drivers of understorey temperature buffering in temperate deciduous forests across Europe. **Global Ecology and Biogeography**, [s. l.], v. 28, n. 12, p. 1774–1786, 2019.

APÊNDICE A - Média e desvio padrão das variáveis estruturais por tratamento e área utilizadas na regressão múltipla

Área	Trat	Altura Total (m)		CV da Altura (%)		IAF	
		Média	DP	Média	DP	Média	DP
Lag	RP	7,24	3,08	0,29	0,20	5,60	2,69
Lag	SEM	15,05	6,89	0,46	0,07	6,13	1,60
Lag	SAF	22,5	11,1	0,39	0,07	8,68	0,48
Lag	PAD	12,92	4,75	0,38	0,07	7,93	0,78
Lag	CML	24,7	10,1	0,39	0,05	8,40	0,75
Edg	RP	6,38	2,11	0,33	0,06	2,16	0,52
Edg	SEM	10,81	6,16	0,56	0,03	6,20	1,62
Edg	SAF	10,21	4,2	0,39	0,06	8,36	0,94
Edg	PAD	10,45	4,3	0,41	0,02	7,81	0,50
Edg	CML	8,97	3,25	0,36	0,07	8,32	0,59

Legenda: Lag = Lageado; Edg = Edgardia; Trat = tratamento; DP = desvio padrão; ima (m); CV Alt. = coeficiente de variação da altura; IAF = índice de área foliar (m²/m²)

APÊNDICE B - Modelos lineares mistos indicando o efeito das técnicas de restauração nas variáveis microclimáticas após 23 anos de implantação do experimento nas fazendas Lageado (Área 1) e Edgardia (Área 2), na cidade de Botucatu (SP)

	AIC	Δ AIC	Modelo	Adj-R ² Efeitos Fixos	Efeitos Aleatórios
Média da Radiação Fotossinteticamente Ativa Máxima (das 11h às 13h) (t)					
(I) Nulo	459,05	79	0,04	-	0,04
(II) Tratamento	380,06	0	0,56	0,51	0,05
Mediana da Radiação Fotossinteticamente Ativa Diária (das 06 às 18h) (t)					
(I) Nulo	429,18	45,2	0,31	-	0,31
(II) Completo	393,94	0	0,56	0,25	0,31
Mediana da Temperatura do Ar Diária (C°)					
(I) Nulo	659,02	0	0,46	-	0,46
(II) Completo	659,15	0,1	0,47	0,02	0,44
Temperatura do Ar Máxima (C°)					
(I) Nulo	726,44	16,2	0,44	-	0,45
(II) Completo	710,29	0	0,51	0,08	0,43
Umidade Relativa Média do Ar (%)					
(I) Nulo	-343,89	0	0,62	-	0,62
(II) Completo	-310,83	33,1	0,63	0,02	0,60
Umidade Relativa Mínima do Ar (%)					
(I) Nulo	-507,43	0	0,61	-	0,61
(II) Completo	-466,90	40,5	0,62	0,02	0,60
Déficit de Pressão de Vapor Médio (kPa)					
(I) Nulo	81,71	0	0,54	-	0,54
(II) Completo	98,32	16,6	0,56	0,03	0,53

Déficit de Pressão de Vapor Máximo (kPa)					
(I) Nulo	305,28	0	0,51	-	0,51
(II) Completo	314,61	9,3	0,63	0,03	0,50

Potencial de Água no Solo (kPa)					
(I) Nulo	1283,96	0	-	-	-
(II) Completo	1298,30	5,3	-	-	-

Legenda: t = valor transformado; AIC = Critério de Informação de Akaike; ΔAIC = diferença entre o AIC do melhor modelo em relação ao modelo i, $ajd-R^2$ = coeficiente de determinação ajustado

APÊNDICE C - Variação dos dados de microclima e de disponibilidade hídrica do solo por tratamento (técnica de restauração), época e área, após 23 anos de implantação do experimento nas fazendas Lageado (Área 1) e Edgardia (Área 2), na cidade de Botucatu (SP)

Área	Época	Trat	RFA		T (°C)			UR (%)				DPV (kPa)				Potencial (kPa)	
			Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Média	DP	Máx	Mín	Média	DP	Máx	Média	DP
Edg	Fev	CML	14,19	27,00	20,90	25,10	30,97	0,64	0,75	0,01	0,853	2,20	0,85	0,44	1,92	-34,16	27,26
		PAD	27,16	92,77	20,80	24,83	31,13	0,64	0,76	0,01	0,858	2,18	0,84	0,45	1,92	-14,44	2,36
		REF	0,00	0,50	21,03	23,67	27,87	0,71	0,80	0,02	0,844	2,40	0,62	0,26	1,49	-15,69	3,86
		RP	350,34	843,50	19,77	24,33	34,23	0,58	0,74	0,00	0,856	2,03	0,94	0,61	2,38	-19,66	7,20
		SAF	37,23	170,18	20,33	24,70	31,23	0,63	0,75	0,01	0,866	2,16	0,82	0,43	1,91	-19,66	7,20
		SEM	69,58	234,88	20,40	24,70	30,93	0,64	0,76	0,00	0,867	2,16	0,79	0,43	1,94	-13,59	1,94
	Maio	CML	6,71	20,55	13,37	17,50	24,63	0,52	0,66	0,05	0,751	1,36	0,76	0,40	1,87	-113,39	135,13
		PAD	12,82	131,94	13,23	17,23	24,93	0,50	0,66	0,03	0,769	1,37	0,70	0,40	1,76	-87,12	99,34
		REF	0,00	0,91	14,47	17,10	21,20	0,78	0,84	0,01	0,866	1,62	0,33	0,09	0,57	-62,95	18,83
		RP	92,77	150,35	15,30	21,67	28,93	0,53	0,71	0,01	0,850	1,49	0,82	0,50	1,87	-27,37	8,29
		SAF	9,46	37,43	14,83	20,30	27,07	0,56	0,71	0,05	0,814	1,72	0,72	0,44	1,93	-72,35	77,51
		SEM	52,49	305,07	14,23	16,93	24,63	0,49	0,64	0,02	0,732	1,31	0,81	0,38	1,75	-18,49	2,78
	Set	CML	53,40	166,93	19,83	26,57	34,17	0,36	0,53	0,03	0,729	2,27	1,82	0,99	3,95	-21,63	0,31
		PAD	94,90	387,27	19,57	25,70	35,37	0,40	0,55	0,08	0,723	1,90	1,65	1,09	4,62	-29,08	7,43
		REF	3,05	12,51	17,07	19,97	27,60	0,52	0,64	0,03	0,728	1,93	0,97	0,43	1,84	-41,09	27,64
		RP	293,88	651,24	18,37	25,80	35,47	0,37	0,56	0,02	0,785	1,88	1,48	0,94	3,46	-62,65	34,52
		SAF	87,89	241,09	19,33	25,20	35,17	0,33	0,50	0,03	0,673	1,90	1,69	0,99	4,29	-36,75	13,33
		SEM	48,83	158,99	19,60	25,67	34,80	0,40	0,56	0,07	0,724	1,90	1,58	0,99	4,09	-38,04	2,92
	Nov	CML	64,39	240,27	16,50	20,93	28,80	0,56	0,71	0,07	0,820	1,49	0,86	0,64	2,44	-10,81	0,52
		PAD	103,45	236,61	16,60	21,33	28,87	0,53	0,68	0,07	0,793	1,53	0,95	0,63	2,40	-12,40	1,98
		REF	3,05	15,56	18,93	22,27	29,93	0,57	0,77	0,03	0,864	2,17	0,67	0,51	2,26	-24,22	11,59
		RP	286,25	556,23	15,30	19,20	27,37	0,60	0,77	0,09	0,870	1,48	0,66	0,64	2,72	-10,61	0,20

		SAF	93,38	211,89	17,97	20,47	27,43	0,62	0,77	0,06	0,860	1,99	0,65	0,59	2,76	-10,98	0,54
		SEM	117,18	241,8	16,30	21,03	28,50	0,55	0,73	0,06	0,857	1,44	0,83	0,65	2,38	-11,24	0,56
Lag	Fev	CML	8,83	22,17	19,33	21,00	25,77	0,80	0,86	0,02	0,896	2,12	0,39	0,20	0,92	-10,38	0,44
		PAD	16,17	35,91	19,33	21,07	26,23	0,81	0,86	0,02	0,881	2,10	0,41	0,18	0,95	-10,57	0,29
		REF	1,83	9,15	18,37	20,97	23,90	0,85	0,88	0,01	0,888	2,09	0,30	0,07	0,55	-10,91	0,49
		RP	10,98	47,15	18,90	21,10	28,50	0,68	0,80	0,02	0,872	2,12	0,61	0,41	1,67	-10,44	0,60
		SAF	29,30	56,15	19,33	21,10	26,03	0,81	0,85	0,01	0,871	2,13	0,42	0,16	0,99	-11,39	0,70
		SEM	26,85	84,12	19,20	21,00	26,37	0,84	0,88	0,01	0,894	2,12	0,37	0,19	1,13	-10,56	0,30
	Maio	CML	1,22	4,47	15,47	18,50	25,67	0,66	0,78	0,04	0,860	1,64	0,51	0,35	1,65	-39,66	20,60
		PAD	5,80	23,09	15,90	18,80	25,40	0,68	0,78	0,05	0,848	1,66	0,51	0,31	1,39	-26,78	11,36
		REF	5,79	21,16	14,13	17,27	28,93	0,47	0,72	0,01	0,866	1,58	0,78	0,64	2,14	-64,57	9,49
		RP	14,95	26,34	15,63	18,50	28,03	0,65	0,79	0,05	0,874	1,58	0,51	0,40	1,90	-51,27	31,88
		SAF	0,61	4,47	15,83	18,43	24,83	0,72	0,84	0,01	0,898	1,62	0,37	0,24	0,99	-23,46	6,63
		SEM	11,59	49,94	15,43	18,43	26,73	0,68	0,79	0,04	0,855	1,60	0,48	0,29	1,57	-38,47	19,86
	Set	CML	51,57	231,52	16,20	20,45	32,30	0,38	0,60	0,04	0,716	NA	NA	NA	NA	-152,46	69,83
		PAD	61,34	303,85	16,80	20,73	31,37	0,43	0,65	0,03	0,778	1,87	1,09	0,73	3,00	-44,43	13,02
		REF	59,20	265,09	16,27	18,73	28,40	0,50	0,68	0,02	0,777	1,81	0,88	0,53	2,09	-59,78	13,79
		RP	125,73	426,43	16,60	20,50	34,95	0,39	0,61	0,04	0,753	1,85	1,27	0,97	3,99	-34,82	6,67
		SAF	36,01	93,79	16,73	20,30	31,10	0,44	0,65	0,02	0,773	1,88	1,04	0,68	3,02	-111,52	11,50
		SEM	144,04	338,64	16,87	20,87	32,07	0,42	0,60	0,01	0,723	1,84	1,21	0,74	3,15	-164,41	100,56
	Nov	CML	37,84	65,30	19,27	22,50	29,50	0,53	0,67	0,01	0,777	1,98	1,01	0,51	2,34	-67,59	41,98
		PAD	26,39	84,12	19,37	22,10	28,83	0,58	0,68	0,03	0,762	2,25	0,97	0,38	1,85	-67,87	29,28
		REF	25,63	55,34	17,40	22,70	31,90	0,47	0,64	0,02	0,750	1,96	1,05	0,66	2,57	-20,81	1,77
		RP	164,18	420,73	19,23	22,90	32,23	0,50	0,68	0,04	0,807	1,96	1,06	0,67	2,56	-55,50	38,52
		SAF	23,19	101,92	19,07	22,70	29,17	0,54	0,66	0,07	0,763	1,96	1,04	0,55	2,38	-69,85	26,21
		SEM	41,20	134,27	19,53	23,37	30,73	0,52	0,65	0,02	0,748	1,98	1,11	0,51	2,27	-140,08	91,40

Legenda: RFA = radiação fotossinteticamente ativa; T(°C) = temperatura do ar; UR (%) = umidade relativa; DPV (kPa) = déficit de pressão de vapor; Potencial (kPa) = potencial de água no solo (disponibilidade hídrica); Edg = Edgardia; Lag = Lageado, Fev = fevereiro; Set = setembro; Nove = novembro; CML = consórcio madeira e lenha; PAD = plantio de alta diversidade; REF = floresta de referência; RP = restauração passiva; SAF = sistema agroflorestal; SEM = semeadura direta; Med= mediana; Máx = valor máximo; Mín = valor mínimo; DP = desvio padrão da média.