

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura**

Serviços hidrológicos em região de transição Cerrado-Mata Atlântica

Bruna Santos Lopes

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Área de concentração: Ecologia
Aplicada

**Piracicaba
2024**

Bruna Santos Lopes
Engenheira Florestal

Serviços hidrológicos em região de transição Cerrado-Mata Atlântica

Orientador:
Prof. Dr. **SILVIO FROSINI DE BARROS FERRAZ**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestra
em Ciências. Área de concentração: Ecologia Aplicada

Piracicaba
2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – ESALQ/USP

Lopes, Bruna Santos

Serviços hidrológicos em região de transição Cerrado-Mata Atlântica / Bruna Santos Lopes. - - Piracicaba, 2024.

82 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Centro de Energia Nuclear na Agricultura.

1. Serviços hidrológicos 2. Recuperação florestal 3. Gradiente topográfico 4. Indicadores hidrológicos 5. Transição Cerrado-Mata Atlântica I. Título

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Silvo, por confiar um projeto tão desafiador a mim, e por proporcionar todos os meios necessários para que ele fosse executado. Por viabilizar financiamento para que eu me mantivesse no mestrado quando ainda não haviam bolsas disponíveis. Por sempre me apoiar em qualquer novo desafio que eu decidisse encarar ao longo do mestrado. Pela paciência e empatia em me ouvir em todos os momentos de fragilidade emocional e, por ter me guiado profissionalmente de maneira acolhedora e instigadora desde 2017, ainda na graduação.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo apoio financeiro através do projeto 2019/25466-9 que viabilizou a implementação do experimento e o monitoramento em campo a cada 7 ou 15 dias; e pelo apoio através das bolsas de estudo (2021/09086-1 e 2022/05798-0), que permitiram a minha manutenção no mestrado, o estágio de pesquisa na Itália, a participação em eventos científicos e demais demandas deste projeto de mestrado.

À Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelos primeiros três meses de bolsa concedida.

Ao Dr. Juan Rojas, Dr. Joannès Guillemot e Dr. Robert Hubbard, por toda ajuda para planejar, implementar ou analisar os dados de fluxo de seiva. Agradeço especialmente ao Juan, por todos os ensinamentos e disposição em campo, por me socorrer incontáveis vezes e com toda a paciência do mundo! Pelas conversas e trocas de experiência.

Ao Prof. Daniele Penna e Profa. Claudia Coccozza, por me receberem tão bem em meu curto intercâmbio em Florença, e aos amigos que lá fiz, que fizeram com que essa experiência fosse ainda mais especial.

Ao Me. Øyvind Nyheim, pela ajuda indispensável com os scripts e gráficos, e por me socorrer mesmo quando o prazo era curto. Obrigada pela amizade e paciência!

Às professoras Rozely Ferreira e Solange Filoso, pela participação e contribuições como comitê de acompanhamento e na minha banca de qualificação.

À banca examinadora da minha defesa, Pedro Brancalion, Solange Filoso, Carolina Rodrigues, Juan Rojas, Felipe de Paula e Sérgio Duarte, por aceitarem o convite para participarem como membros principais ou suplentes.

Ao Programa de Pós-graduação Interunidades em Ecologia Aplicada (PPGI - EA) e ao CENA e ESALQ/USP, por contribuírem com toda estrutura e apoio necessário para minha

formação.

A todos e todas que me ajudaram nas atividades de campo: integrantes do Grupo de Estudos Floresta & Água (GEFLA); meus amigos e família; e em especial ao Treçemê (Rodrigo), que esteve comigo desde o início dos campos; e ao Daphne (Bruno), por continuar o monitoramento até o projeto ser finalizado.

Aos(as) meus(minhas) colegas do Laboratório de Hidrologia Florestal - LHF (e também aos agregados e do PROMAB/IPEF), com quem pude dividir alegrias e descontentamentos durante esses três anos de mestrado, e que me ajudaram incontáveis vezes, seja em campo, com os dados, conversando, etc: Matheus, Raíza, Nataly, Julia, Bruno, Karlmer, Paula, Gabriel, Aline e Bruna.

A todas as pessoas que fazem ou fizeram parte da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga (EECFI), e que de alguma forma me ajudaram na condução das atividades de campo. Um agradecimento especial ao Rildo, Elaine e Lourival, por todo suporte.

À minha família: mãe, irmãos e irmã, e agregados(as); porque são as pessoas pelas quais quero me empenhar e buscar um futuro melhor, e porque sei que são as pessoas com que posso contar incondicionalmente.

Aos meus amigos e amigas, que compartilham das minhas alegrias e tristezas, e que fazem a minha jornada ser mais especial.

A todas as pessoas que eu não citei aqui, mas que contribuíram para este feito.

MUITO OBRIGADA!

Deus é grande, mas o mato é maior.
- Provérbio brasileiro

SUMÁRIO

RESUMO.....	8
ABSTRACT.....	9
1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVO.....	17
3. MATERIAL E MÉTODOS	19
3.1. Área de estudo.....	19
3.2. Métodos.....	20
3.2.1. Amostragem	20
3.2.2. Avaliação da estrutura florestal.....	22
3.2.3. Avaliação dos serviços hidrológicos.....	22
3.2.3.1. Dados meteorológicos.....	23
3.2.3.2. Transpiração.....	23
3.2.3.2.1. Fluxo de seiva	23
3.2.3.2.2. Estimativa da área do alburno.....	25
3.2.3.2.3. Cálculo da transpiração	26
3.2.3.3. Interceptação pelo dossel	26
3.2.3.4. Evapotranspiração.....	27
3.2.3.5. Estimativa do excedente hídrico	27
3.3. Análise dos dados.....	27
4. RESULTADOS.....	29
4.1. Precipitação e temperatura	29
4.2. Estrutura florestal.....	29
4.3. Transpiração.....	30
4.3.1. Fluxo de seiva	30
4.3.2. Estimativa da área do alburno.....	35
4.3.3. Transpiração.....	36
4.4. Interceptação	40
4.5. Evapotranspiração.....	43
4.6. Excedente hídrico.....	43
4.7. Serviços hidrológicos.....	44
5. DISCUSSÃO	47

5.1. Estrutura da floresta.....	47
5.2. Processos hidrológicos	50
5.3. Serviços hidrológicos em florestas com diferentes idades e condições	55
5.4. Serviços hidrológicos em uma floresta secundária em duas posições no relevo.....	56
5.5. Limitações deste estudo.....	57
6. CONCLUSÕES	59
REFERÊNCIAS	61
APÊNDICES	77

RESUMO

Serviços hidrológicos em região de transição Cerrado-Mata Atlântica

No mundo todo, o aumento da cobertura de vegetação nativa é impulsionado pelas metas de restauração de ecossistemas promovidos pela ONU. Só no Brasil, a meta é restaurar e promover a recuperação natural de 12 milhões de hectares de florestas até 2030. A biomassa e estrutura florestal, porém, são recuperadas de maneira mais rápida que as funções do ecossistema, sendo assim, medem-se o sucesso desses projetos através do carbono sequestrado ou mesmo da biodiversidade estabelecida. Apesar de importantes, pouco se fala sobre a recuperação das funções hidrológicas na restauração e a provisão de serviços hídricos, como, por exemplo, água em quantidade para suprir as demandas locais. Por este motivo, o objetivo principal deste estudo foi analisar os serviços hidrológicos relacionados a provisão e regulação de água e a proteção do solo, em florestas restauradas ao longo de um gradiente topográfico. Para tal, foram demarcadas três parcelas experimentais na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga (EECFI), sendo duas parcelas numa floresta secundária de 46 anos que foi regenerada naturalmente, em duas diferentes posições topográficas (46W e 46D), e uma terceira parcela numa floresta de 14 anos de idade, onde foi implementada uma restauração com plantio de mudas (14A). Em cada uma das parcelas foi avaliada a estrutura e composição florestal e uma estação meteorológica automática registrou dados como umidade relativa do ar, temperatura média e radiação fotossinteticamente ativa. Os processos hidrológicos, por sua vez, foram medidos ou calculados quinzenalmente por um período de um ano, são eles a transpiração, interceptação pelo dossel, evapotranspiração e o excedente hídrico. Os resultados demonstraram que as diferenças dos serviços hidrológicos entre as parcelas do estudo se dão principalmente pelas diferenças na estrutura florestal. Indicadores de estrutura mais baixos resultam em menor evapotranspiração e maior excedente hídrico, que por consequência, indica maior serviço de provisão de água. Já a estrutura do dossel florestal mais desenvolvida, influencia a interceptação pelo dossel, que por sua vez indica maior serviço de proteção do solo. O serviço de regulação hídrica não foi muito diferente entre as florestas e posição no relevo, indicando que o solo e sazonalidade climática da região, podem influenciar mais os resultados do que as diferenças na estrutura e composição da vegetação.

Palavras-chave: Serviços hidrológicos, Recuperação florestal, Gradiente topográfico, Indicadores hidrológicos, Transição Cerrado-Mata Atlântica

ABSTRACT

Hydrological services in the Cerrado-Atlantic Forest transition region

Worldwide, the increase in native vegetation coverage is driven by ecosystem restoration goals promoted by the United Nations. In Brazil alone, the goal is to restore and promote the natural recovery of 12 million hectares of forests by 2030. However, biomass and forest structure recover more quickly than ecosystem functions. Therefore, the success of these projects is measured through sequestered carbon or established biodiversity. Despite their importance, little is said about the recovery of hydrological functions in restoration and the provision of water services, such as supplying local water demands. For this reason, the main objective of this study was to analyze hydrological services related to water provision and regulation and soil protection in restored forests along a topographic gradient. For this purpose, three experimental plots were delineated at the Itatinga Experimental Forest Science Station (EECFI). Two plots were in a 46-year-old secondary forest that regenerated naturally in two different topographic positions (46W and 46D), and a third plot was in a 14-year-old forest where restoration was implemented with seedling planting (14A). The forest structure and composition were evaluated in each plot, and an automatic weather station recorded data such as relative humidity, average temperature, and photosynthetically active radiation. Hydrological processes were measured or calculated biweekly for one year, including transpiration, canopy interception, evapotranspiration, and water surplus. The results showed that differences in hydrological services among the study plots were primarily due to differences in forest structure. Lower structure indicators resulted in lower evapotranspiration and higher water surplus, indicating a greater water provision service. On the other hand, a more developed forest canopy structure influenced canopy interception, indicating a higher soil protection service. Hydrological regulation service was not significantly different between forests and topographic positions, suggesting that soil and regional climatic seasonality may influence results more than differences in vegetation structure and composition.

Keywords: Hydrological services, Forest restoration, Topographic gradient, Hydrological indicators, Cerrado-Atlantic Forest transition

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas o Brasil perdeu mais de 85 Mha de vegetação nativa, culminando na perda de habitat e diversidade da fauna e flora, e intensificando os efeitos da mudança do clima (Loiselle et al., 2010; Scarano and Ceotto, 2015; Gomes et al., 2019; MapBiomass, 2020). Este cenário se repete em outras regiões do planeta e impulsionou diversos acordos e metas globais para recuperação dos ecossistemas naturais, sendo esta década intitulada como a Década da Restauração de Ecossistemas pela ONU (Brancalion et al., 2019; IUCN, 2022; UN, 2019). No Brasil, esta questão estimulou a criação de instrumentos políticos e por meio do Plano Nacional de Recuperação de Vegetação Nativa (Planaveg), o país se compromete a restaurar e promover a recuperação natural de 12 milhões de hectares de florestas até 2030 (Ministério do Meio Ambiente, 2017).

Diante deste cenário, muitos estudos tem sido conduzidos para buscar entender quais técnicas de restauração trazem melhores resultados ecológicos com o menor investimento financeiro (Rodrigues et al., 2009; Brancalion et al., 2016; Caughlin et al., 2019). Além disso, os resultados esperados na recuperação da cobertura florestal nos projetos de restauração, são frequentemente monitorados por meio da estrutura e composição florestal (Rosenfield & Müller, 2019; Viani et al., 2018; Williams-Linera et al., 2021) e, portanto, o sucesso desses projetos é usualmente avaliado por meio de indicadores como carbono sequestrado ou biodiversidade estabelecida (Jackson et al., 2005; Jones et al., 2022; Sun et al., 2023; Zanini et al., 2021). Contudo, o aumento da cobertura florestal não é sinônimo da recuperação do funcionamento do ecossistema, pelo menos a curto prazo, podendo até mesmo não ser recuperado em escala de tempo relevante para as gerações atuais (Ferraz et al., 2020; Rosenfield & Müller, 2019).

Uma das técnicas utilizadas na restauração florestal consiste no monitoramento de indicadores ecológicos da floresta para acompanhar a sua evolução (Gann et al., 2019). Vários estudos já demonstraram quais fatores bióticos e abióticos retardam a recuperação florestal, e, que são específicos de cada local (Holl, 2017; Jakovac et al., 2021). Esses estudos mostram também, que a estrutura, biomassa e diversidade, em muitos casos, são recuperadas de maneira a atingir os padrões de florestas de referência de forma rápida (Holl, 2017), tal como é demonstrado nos estudos conduzidos por Venturoli, Felfili and Fagg (2011), Rezende and Vieira (2019), Rosenfield and Müller (2019), dos Santos et al. (2020), Siminski et al. (2021), dentre muitos outros que analisaram a recuperação da estrutura e/ou biodiversidade em florestas restauradas e regeneradas em diferentes biomas.

No entanto, existe um descompasso entre a estrutura e função dos ecossistemas (Ferraz et al., 2020) e mesmo com a estrutura recuperada, pouco estudos monitoram a recuperação de funções e serviços ecossistêmicos da floresta (Rosenfield & Müller, 2020). Como exemplo, pouco se conhece sobre a recuperação dos serviços relacionados a água, ainda que estejam entre as metas prioritárias na restauração por boa parte das organizações governamentais e privadas (Höhl et al., 2020; Warziniack et al., 2017). Ademais, a recuperação das propriedades físicas do solo e das funções hidrológicas, pode levar muitos anos e há um vazio relacionado a este campo na literatura científica (de Paula, Groeneveld and Huth, 2015; Mendes et al., 2019; Fransozi, 2020). Mas, ainda que o tempo seja variável, todos os componentes necessários ao pleno funcionamento da floresta são desejáveis, afinal, as florestas são responsáveis pela prestação de uma ampla gama de serviços ecossistêmicos, e, portanto, o bom funcionamento da floresta pode garantir o bem-estar humano. (Brockerhoff et al., 2017; Tiemann and Ring, 2022).

O serviço ecossistêmico se difere da função ecossistêmica porque enquanto o conceito de função é centrado no ecossistema, o de serviço é centrado na necessidade humana, porém, ainda que conceitualmente diferentes, os serviços estão conectados às funções que, por sua vez, estão ligadas aos processos ou estrutura biofísicos, como num efeito cascata (Haines-Young & Potschin, 2018). Ao buscar entender como as mudanças na vegetação alteram e influenciam os processos que conduzem o funcionamento da floresta, é possível utilizar-se dessas informações para prever e gerir a oferta de serviços ecossistêmicos às populações humanas (Brockerhoff et al., 2017; Haines-Young & Potschin, 2018; Quintas-Soriano et al., 2014). Os serviços ecossistêmicos podem ser quantificados sob três perspectivas: a biofísica, a sociocultural e a econômica; sendo assim, envolve identificar a oferta e demanda, e a escala desejada (Haines-Young & Potschin, 2018).

Os serviços ecossistêmicos relacionados a água, ou serviços hidrológicos, podem ser definidos como os benefícios à vida humana que são produzidos pelos ecossistemas terrestres por meio dos processos hidrológicos (Duku et al., 2015; Garcia, 2018). O balanço hídrico concentra os principais processos hidrológicos para análise da demanda e disponibilidade hídrica para um local e período de tempo específicos, desta forma, a partição do balanço hídrico nos processos que o compõe podem ser utilizados como indicadores dos serviços hidrológicos (Brogna et al., 2017; Casagrande et al., 2021; van Meerveld et al., 2021).

O balanço hídrico é fortemente influenciado pela vegetação florestal, e a interação das florestas com os processos hidrológicos se dá principalmente por meio da transpiração e a interceptação da água da chuva pelo dossel (Bond, Meinzer & Brooks (2008). A

evapotranspiração é o resultado da integração dos processos de transpiração, interceptação e evaporação do solo, e representa o retorno da água para a atmosfera, isto é, uma parcela de água que não contribui com o abastecimento do lençol freático e corpos d'água (Bond, Meinzer & Brooks (2008); Ferraz & Lima, 2022). A provisão de água nestes ambientes, portanto, é dependente da evapotranspiração, a medida em que se a evapotranspiração aumenta, maior quantidade de água é retornada para a atmosfera a disponibilidade de água diminui localmente e vice-versa (Brown et al., 2008).

A quantidade de água que sai na forma da evapotranspiração varia de acordo com a estrutura e diversidade da floresta (Brockerhoff et al., 2017; Esquivel et al., 2019; Saiter et al., 2016). Parcelas de bordas de fragmentos florestais, por exemplo, com cerca de metade da riqueza e densidade de árvores, e cinco vezes menos biomassa em comparação com parcelas no núcleo, apresentaram evapotranspiração 43% menor que as áreas no núcleo do fragmento, de acordo com o estudo conduzido por de Paula, Groeneveld & Huth (2015), indicando o papel da estrutura florestal no ciclo da água. Da mesma forma, van Meerveld et al. (2021) encontrou diferenças em uma área de floresta madura e uma floresta em estágio inicial de regeneração: enquanto para a floresta madura a evapotranspiração representou 65% da precipitação, para a área em regeneração, a taxa foi de 42%.

A quantidade de água da chuva que se converte em evapotranspiração é também mais expressiva em algumas tipologias florestais em detrimento de outras. Em um fragmento de Mata Atlântica estudado por Pereira et al. (2010), observou-se que a evapotranspiração da floresta correspondeu a 89% do total precipitado no período de 10 meses estudados. Resultado semelhante ao encontrado por Saiter et al. (2016), onde os autores analisaram um gradiente de Mata Atlântica do litoral ao interior do estado da Bahia, composto desde florestas densas a decíduas, e observaram que as taxas de evapotranspiração eram maiores nas florestas perenifólias, isto é, as florestas mais densas e que não perdiam as folhas ao longo do ano, atingindo cerca de 80% ou mais da precipitação anual. Se a fitofisionomia de Mata Atlântica for, entretanto, a da Floresta Estacional Semidecidual, ou mesmo uma fitofisionomia arbórea do bioma Cerrado, ou seja, florestas com menor densidade de árvores e muitas espécies decíduas, então a evapotranspiração atinge taxas entre 60 a 70% da precipitação anual (Oliveira et al., 2015; Rodrigues et al., (2021).

Além do tipo de estrutura florestal ter forte influência na movimentação de água no ambiente, outro fator muito relevante é o teor de água no solo e a profundidade do lençol freático, já que a transpiração, o principal componente da evapotranspiração em florestas, tende a ser maior em solos mais úmidos ou quando possuem acesso a fontes mais profundas

de água (Benyon & Doody, 2015; Krishnaswamy et al., 2013; Looker et al., 2018).

O teor de água no solo e a profundidade do lençol freático estão também relacionados com a topografia do terreno (Hawthorne & Miniati, 2018; Tromp-van Meerveld & McDonnell, 2006). De um lado, o declive do terreno pode contribuir para a redistribuição da umidade do solo através do fluxo vertical da água, do outro lado, via de regra o lençol freático é mais raso nas posições inferiores do relevo em comparação com as mais elevadas e, portanto, afeta a transpiração das árvores, positivamente pelo acesso facilitado a esta fonte de água ou negativamente por dificultar o crescimento de espécies que não toleram ambientes saturados (Fabiani et al., 2022; Hawthorne & Miniati, 2018).

Hawthorne & Miniati (2018) encontraram taxas de transpiração mais altas em árvores de uma floresta temperada que estavam na porção inferior de um gradiente de encosta. As taxas mais altas resultavam de maior área foliar, maior área de alburno e também porque esta posição do relevo apresentava solos mais úmidos. Os resultados apresentados por Metzen et al. (2019) também foram semelhantes e mostraram ainda, que este padrão permaneceu, independente da orientação da superfície. Já no trabalho de Harmon, Barnard & Singha (2020), os autores observaram que o acesso a água pelas árvores na porção inferior do relevo resultava em flutuações do nível de água do riacho, indicando maiores taxas de transpiração, em comparação com as árvores em posições mais elevadas, onde não havia acesso à água subterrânea.

Apesar do padrão de taxas de transpiração mais altas na posição mais baixa do relevo, estudos como os de Fabiani et al. (2022) e Berry et al. (2016), e o de McQuillan, Tulbure & Martin (2022), encontraram taxas de transpiração e evapotranspiração, respectivamente, mais altas na parte superior do relevo, contrariando a hipótese de redistribuição de água para a parte inferior por meio do interfluxo. A maioria desses trabalhos, porém, não foram realizados em florestas tropicais e ainda menos em florestas restauradas ou em estágio de desenvolvimento, indicando a lacuna de conhecimento no particionamento do balanço hídrico em diferentes condições de estrutura florestal e posição topográfica.

Considerando que a restauração florestal tende a diminuir a disponibilidade de água local principalmente no período de maior crescimento da floresta (Filoso et al., 2017; Liu et al., 2018; Ning et al., 2019), os planos de restauração devem considerar o caráter compensatório entre a assimilação de carbono e o uso de água pelas plantas (produtividade x transpiração) (Jones et al., 2022; Sun et al., 2023). Conforme essas florestas se desenvolvem e atingem um estágio mais maduro, porém, ainda que o processo de evapotranspiração seja alto, a maior infiltração e armazenamento de água no solo moderam e sustentam as vazões em

períodos de seca (Filoso et al., 2017; Jones et al., 2022), constituindo áreas hidrologicamente mais resilientes e com maior oferta de serviços hidrológicos (Ning et al., 2019; Ogasawara, 2020).

Sendo assim, é importante conhecer as características da paisagem e como os processos hidrológicos ocorrem nas diferentes condições, para garantir que os projetos de restauração sejam planejados adequadamente quando o seu foco for quantidade e regulação da água para suprir as demandas humanas (Lopes et al., 2022). Dentro deste contexto, este trabalho buscou avaliar os principais processos hidrológicos de entrada e saída de água como indicadores de alguns serviços hidrológicos ofertados por florestas em restauração e, as variações destes serviços entre áreas restauradas com diferentes estruturas florestais e posições no relevo.

2. OBJETIVO

O objetivo principal deste estudo foi analisar os serviços hidrológicos relacionados a provisão e regulação de água e a proteção do solo, em florestas restauradas ao longo de um gradiente topográfico. Sendo os objetivos específicos:

- i. Comparar a oferta desses serviços hidrológicos em florestas com diferentes idades e condições;
- ii. Comparar a oferta desses serviços hidrológicos em uma floresta secundária em duas posições no relevo.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido nas áreas de vegetação nativa protegida pela lei nº 12.651/12 (Reserva Legal e Área de Preservação Permanente) da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga (EECFI). O histórico da área é de cultivo de espécies de *Eucalyptus* spp. para abastecimento de madeira da década de 40 até 1974, quando a área deixou de ser manejada. A partir desta data, os plantios foram colhidos restando algumas árvores remanescentes, sendo que a área foi abandonada para que fosse regenerada naturalmente, ou foram introduzidos plantios de mudas para restauração. A região da EECFI apresenta formações vegetais mistas, frequentes em regiões de transição entre os biomas do Cerrado e da Mata Atlântica. Os fragmentos de vegetação nativa possuem uma combinação de espécies arbóreas típicas tanto da Savana arbórea (Cerradão) quanto da Floresta Estacional Semidecidual. Essas áreas se estendem e se conectam até as florestas localizadas nas margens dos rios (Durigan et al., 2004).

A área de estudo, pela classificação de Köppen, está na região climática Cwa – subtropical úmido, com verões quentes e invernos secos (Alvares et al., 2013). A precipitação média anual é de 1635 mm, com 30 a 60 mm de precipitação no mês mais seco (julho). A temperatura média anual é de 19,4 °C e a umidade relativa média anual é de 83,3% (Scardua, 1994). O balanço hídrico para a área do estudo, segundo o método de Thornthwaite & Mather (1955), apresenta excedente hídrico de 896,5 mm, considerando o armazenamento de água no solo (CAD) de 200 mm (Figura 1).

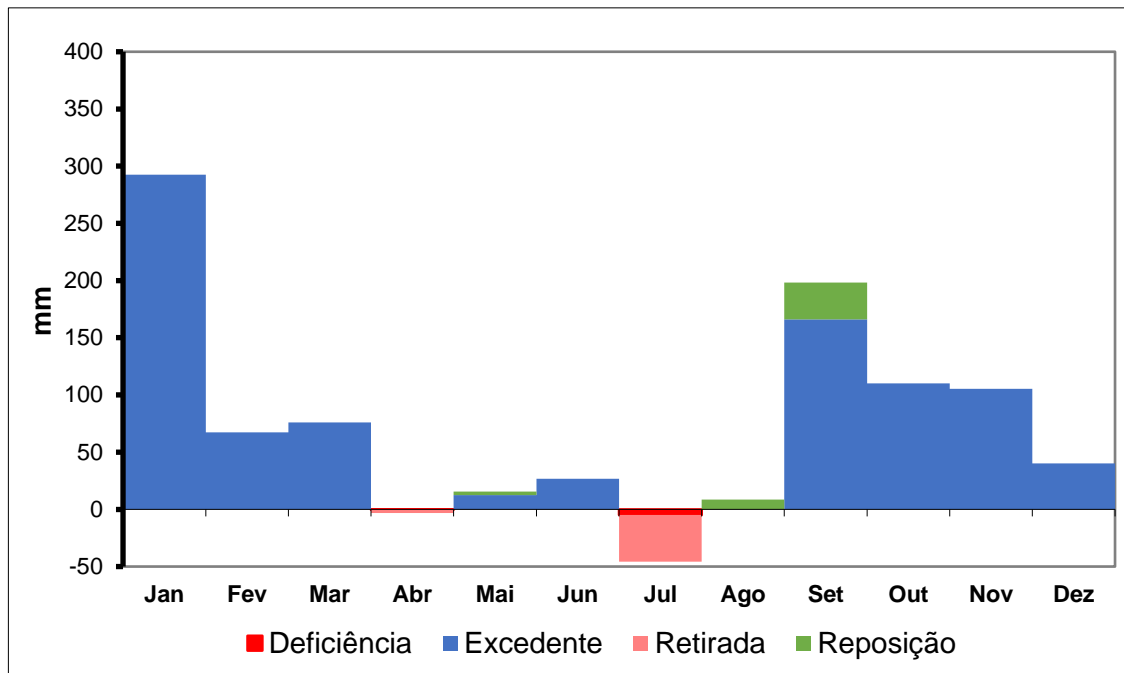


Figura 1. Balanço hídrico anual para a área de estudo segundo o método de Thornthwaite & Mather (1955). Apresenta déficit hídrico de 4,8 mm no mês de julho, e excedente hídrico de setembro a junho, totalizando 896,5 mm.

São encontradas cinco classes de solos na área de estudo, sendo que o Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico A moderado textura média (LVAd) corresponde a 49% da área, em seguida o Latossolo Vermelho Distrófico típico A textura argilosa e média (LVd; 34%) e o Latossolo Vermelho Distroférico típico A moderado textura argilosa (LVdf; 11%), e, em menores proporções, os Gleissolos (G; 5%) e o Neossolo Flúvico (RU; 1%). Os solos encontrados na EECFI são formados a partir de depósitos coluviais de espigão, areias com matriz argilosa, cascalhos de limonita e quartzo na base ou formados a partir da formação Serra Geral, com basaltos toleíticos em derrames tabulares superpostos e arenitos intertrapianos. A altitude varia de 750 a 863 m e o relevo predominante é o suave ondulado, com declividade média de 2 a 10% (Gonçalves, 2003).

3.2. Métodos

3.2.1. Amostragem

Na área de estudo, foram selecionadas três parcelas para medição dos serviços hidrológicos (Figura 2). A parcela 14A foi instalada em uma restauração florestal implementada com plantio de mudas em 2007 (restauração ativa). Portanto, a área com plantio de 14 anos está em estado inicial de regeneração. Esta parcela encontra-se a 805 m de

altitude e cerca de 150 metros distante do riacho, a distância da superfície até o lençol freático é de 15,4 m. O solo presente é uma transição entre o LVd para o LVAd com textura franco-argilo arenosa (22,7% de argila, 0,9% de silte e 76,5% de areia) e condutividade hidráulica saturada média (Ksat) de 580 mm/h.

A parcela 46D foi implementada em uma floresta que foi abandonada para regeneração natural e que foram aplicadas sucessivas ações para eliminar as brotações de eucalipto dos antigos plantios entre os anos de 1995 a 2000 (restauração passiva). Esta floresta secundária de 46 anos está em estágio sucessional médio a avançado. Esta parcela está na altitude de 795 m e cerca 220 metros distante do riacho, a distância da superfície até o lençol freático é de 14,6 m. O solo predominante é o LVd com textura franco-argilo arenosa (31,8% de argila, 2,5% de silte e 65,7% de areia) e condutividade hidráulica (Ksat) média de 539 mm/h.

A parcela 46W foi implementada na mesma área que a parcela 46D, ou seja, em uma floresta que foi abandonada para regeneração natural, neste caso, porém, não foram feitas tentativas para eliminação dos eucaliptos remanescentes. A parcela também é uma floresta secundária de 46 anos em estágio sucessional médio a avançado e, está mais abaixo no relevo, na altitude de 785 m e somente cerca de 30 metros do riacho, a distância da superfície até o lençol freático é de 9,5 m. O solo predominante também é o LVd, mas, neste caso, a textura é argilosa (49,1% de argila, 15% de silte e 35,9% de areia) e a Ksat média é de 805 mm/h.

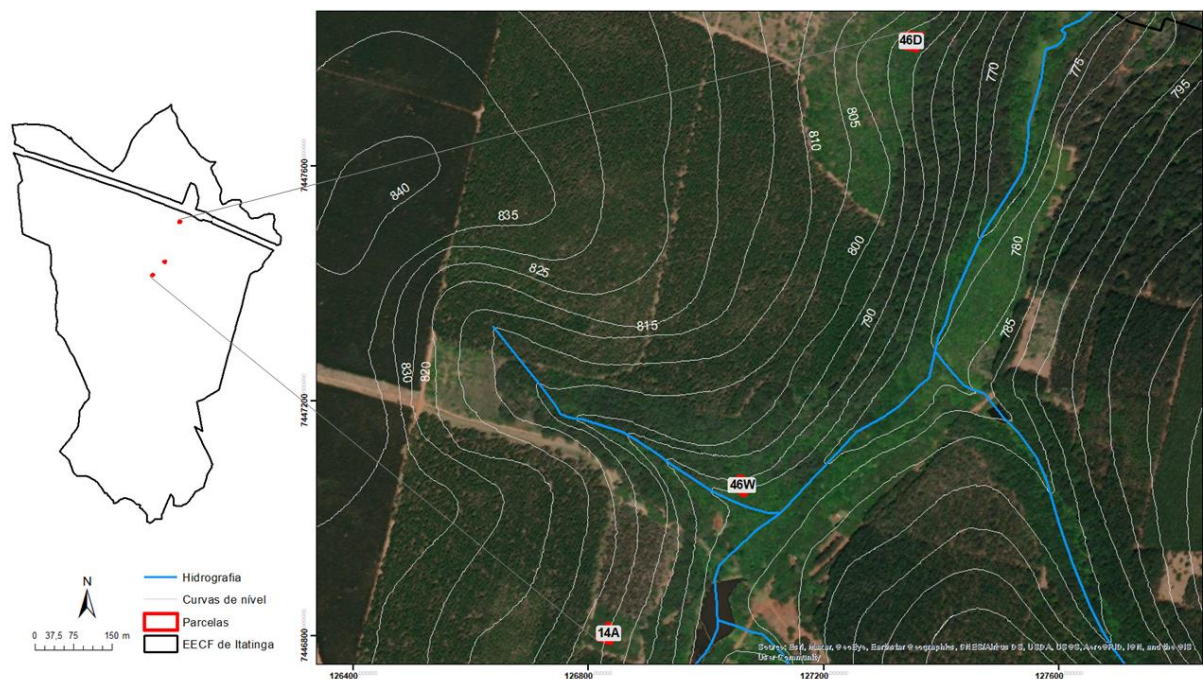


Figura 2. Limites da EECFI e localização das parcelas 14A, 46D e 46W na área de estudo.

3.2.2. Avaliação da estrutura florestal

Para a avaliação da vegetação nas áreas amostrais todos os indivíduos de espécies lenhosas com pelo menos um fuste com circunferência a altura do peito (CAP) maior que 5cm (ou 4,8 cm de DAP – Diâmetro a Altura do Peito) foram medidos, plaqueados e identificados a nível de espécie. Também foram coletados dados do número árvores mortas, regenerantes e presença de outras formas de vida para integrar as análises da estrutura e estágio da floresta.

O IAF (índice de área foliar) foi mensurado utilizando o equipamento AccuPAR LP-80 (Decagon Devices, 2013), que registra a radiação fotossinteticamente ativa (PAR) por meio de 80 sensores. Para o cálculo do IAF, foi necessário medir a PAR acima e abaixo do dossel simultaneamente, além das informações de latitude, longitude, data e hora que são determinados automaticamente pelo equipamento. Para garantir a precisão das medições, as leituras foram realizadas em condições meteorológicas ideais: céu limpo, sem nuvens e em horário de pico de radiação solar (entre 10 e 14h); portanto, para este estudo, as medições foram realizadas no mês de agosto (Kovacs et al., 2009). Em cada uma das parcelas foram coletados oito pontos de amostragem em dois transectos diagonais e opostos, visando a maior representatividade do dossel. Em cada ponto foram registradas 4 leituras (orientados perpendicularmente), totalizando 64 leituras por parcela.

3.2.3. Avaliação dos serviços hidrológicos

Foram analisados três serviços hidrológicos a partir dos processos hidrológicos medidos em campo e os respectivos indicadores de funções adotados. Os indicadores de serviços selecionados foram utilizados em estudos semelhantes com diferentes tipos de medição (Brognia et al., 2017; Casagrande et al., 2021; Ha et al., 2023; Togbévi et al., 2020; van Meerveld et al., 2021). A diferença entre a precipitação (P) e a evapotranspiração (ET) pode indicar a regulação do fluxo de água pela floresta e, portanto, a quantidade de água superficial e subterrânea disponível para uso humano (provisão de água), direto ou indireto, e a sazonalidade da disponibilidade de água ao longo do ano (regulação hídrica). Já a capacidade do dossel de interceptar (I) parte da precipitação foi considerado como um indicador da prevenção da erosão do solo (proteção do solo) (Figura 3).

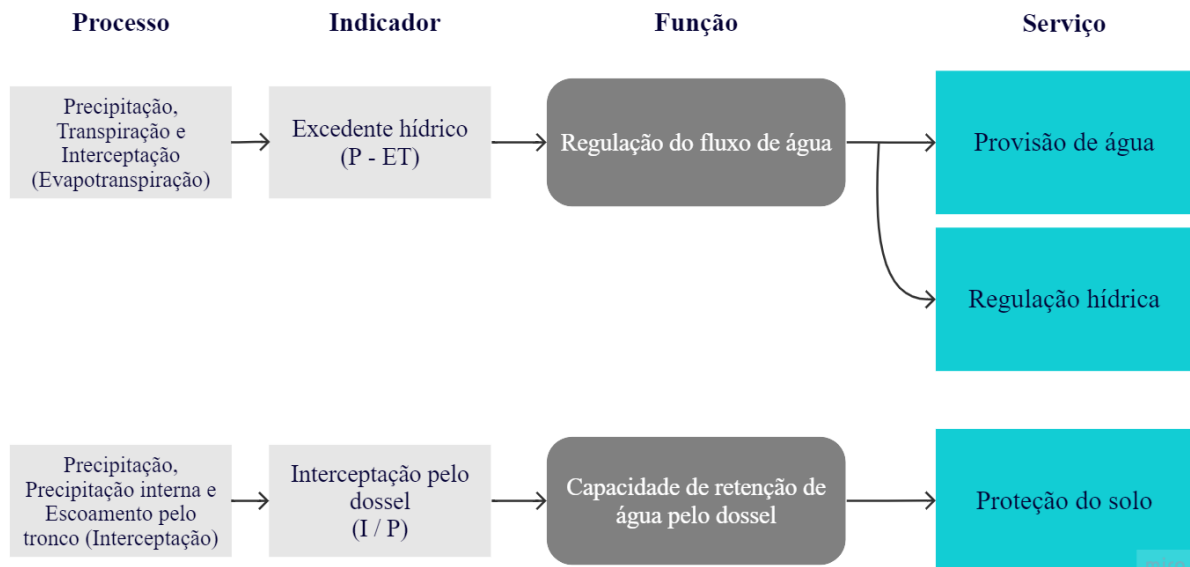


Figura 3. Processos hidrológicos medidos, indicadores selecionados e respectivas funções e serviços hidrológicos analisados neste estudo.

3.2.3.1. Dados meteorológicos

Dados meteorológicos de Umidade Relativa do Ar (U%), Temperatura média (°C), PAR – Radiação Fotossinteticamente Ativa ($\mu\text{mol/s/m}^2$) e Precipitação (mm) foram obtidos da Estação Meteorológica da MataFlux, experimento colaborativo da Universidade de São Paulo com a instituição de pesquisa francesa CIRAD, que também é localizado na EECFI, e próximo às parcelas deste estudo. Os dados são coletados de uma torre de fluxo, onde estão instalados os equipamentos para medição meteorológica, e os registros são obtidos a cada 30 minutos, com dados sendo coletados desde julho de 2020.

Os dados meteorológicos foram utilizados para predição de falhas nas medições de fluxo de seiva e também para cálculo do DPV – Déficit de Pressão de Vapor (kPa), variável chave para atestar a qualidade dos dados de fluxo de seiva.

3.2.3.2. Transpiração

3.2.3.2.1. Fluxo de seiva

Para medição da transpiração das árvores foi determinada a variação do fluxo xilemático das árvores pelo método de Granier (1985), que consiste na utilização de duas sondas de dissipação térmica, inseridas perpendicularmente na mesma linha axial do tronco da árvore,

sendo a sonda superior aquecida por uma potência de aproximadamente 0,2 W, enquanto a inferior permanece na temperatura ambiente do alburno (Figura 4). Conforme a seiva do xilema passa pelas agulhas, o calor da agulha superior é dissipado e ela se resfria, permitindo estabelecer uma relação empírica (k) entre a densidade de fluxo de seiva (μ) e a diferença de temperatura (ΔT) entre as duas sondas, equação esta que foi validada para algumas espécies, na maior parte florestais (Gentil, 2010; Vellame et al., 2009). A equação (1) utilizada neste estudo foi calibrada por Delgado-Rojas et al. (2010) para a mesma área de estudo, utilizando o mesmo tipo de sonda.

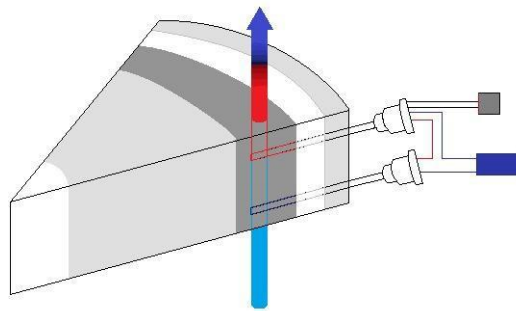


Figura 4. Esquema representativo da sonda de dissipação térmica utilizado neste trabalho.

$$\mu = 478,017 * 10^{-6} \times k^{1,231} \quad (1)$$

Onde:

μ = densidade de fluxo de seiva, em (g cm-2h-1)

k = constante que relaciona as temperaturas medidas pelas sondas, obtida pela (eq. 2)

$$k = \frac{\Delta mT - \Delta T}{\Delta T} \quad (2)$$

Onde:

ΔmT (°C) = máxima diferença de temperatura entre as duas sondas;

ΔT (°C) = diferença de temperatura medida a cada 15 seg.

Os dados foram gerados a cada 15 segundos e a média das leituras foi registrada a cada 30 minutos no *datalogger* Campbell CR1000X. O *download* dos dados foi realizado quinzenalmente utilizando o *software* PC 200W 3.5 Datalogger Support. A cada *download*

dos dados, os valores de μ foram analisados para se averiguar a coerência e padrão, já que picos e quedas de energia, bem como chuvas intensas e outros fatores adversos podem interferir na leitura das sondas. Todos os valores observados fora deste padrão foram excluídos e novos valores estimados por meio de uma regressão *stepwise* realizada no *software* R Studio 3.1.3. A regressão conseguiu estimar os valores faltantes selecionando uma por uma as variáveis preditivas que mais contribuem para o modelo. As variáveis preditivas, neste caso, foram as variáveis climáticas que possuem relação com o fluxo de seiva: Temperatura (°C), DPV – Déficit de Pressão de Vapor (kPa), PAR – Radiação Fotossinteticamente Ativa ($\mu\text{mol/s/m}^2$) e Precipitação (mm). Os dados utilizados estão na mesma escala dos dados de fluxo de seiva, a cada 30 minutos.

As sondas foram instaladas em 30 árvores nas parcelas 14A e 46D e em 38 árvores na parcela 46W. Porém, após o processo de consistência dos dados (exclusão de valores fora do padrão), as árvores com dados medidos em número inferior a 50% do período de coleta foram também excluídas, restando portanto, 26 árvores monitoradas na parcela 14A, 27 árvores na parcela 46D e 31 na parcela 46W.

3.2.3.2.2. Estimativa da área do alburno

Como se tratam de áreas de vegetação nativa que compõe a Área de Preservação Permanente e a Reserva Legal da EECFI (áreas protegidas por lei), não foram conduzidas coletas de amostras destrutivas das árvores medidas, utilizando-se da retirada de baguetas dos troncos para quantificação da área do alburno com a Sonda de Pressler (ou Trado de Incremento). Foram coletadas amostras para todas as árvores com medição do fluxo de seiva, em extensão até atingirem a metade da árvore (raio). As coletas foram retiradas à altura do peito e o comprimento do alburno foi tomado com um paquímetro. Para o cálculo da área do alburno utilizou-se a Equação 3, adaptada de Ivanov (2011), que calcula a área por meio de uma relação entre o DAP e o raio do alburno da amostra coletada.

$$A = \frac{\pi}{40000} \times [d^2 - (d - r)^2] \quad (3)$$

Onde:

A = Área do alburno, em (m²);

d = diâmetro à altura do peito, em (cm); e r = raio do alburno, em (cm).

3.2.3.2.3. Cálculo da transpiração

Com os dados de densidade de fluxo de seiva (μ) e área do alburno (A) foi possível calcular a transpiração (ou o fluxo de seiva total, F , em $(\text{m}^3\text{s}^{-1})$) de uma árvore utilizando a Equação 4. Estimar o fluxo de seiva total de uma árvore para a parcela exige adaptar o melhor modelo para o estudo em questão, já que as abordagens são bastante variáveis, com cálculos a partir da média de fluxo de seiva ou da medição a cada 30 minutos, ou ainda, por meio da área da parcela ou da área do alburno das demais árvores, por exemplo (Granier et al., 1996; Krauss et al., 2015). Neste estudo, o fluxo de seiva total da parcela, foi calculado a partir de equações diárias ajustadas para cada parcela, a partir do modelo potencial, que mais se ajustou a relação entre o fluxo de seiva diário e o DAP das árvores monitoradas.

$$F = \mu \times A \quad (4)$$

3.2.3.3. Interceptação pelo dossel

Para medição da interceptação pelo dossel foram instalados 16 pluviômetros em cada parcela, sob a cobertura florestal, e mais 5 pluviômetros fora da área de estudo, próximos a cada parcela, em área aberta e com vegetação baixa, totalizando 63 pluviômetros. Os pluviômetros possuem área de abertura de $268,8 \text{ cm}^2$ e foram instalados a 1,5 m do solo, com distância de 5 metros entre eles e foram redistribuídos na parcela uma vez ao longo do estudo.

Já para a determinação da quantidade de água escoada pelo tronco, foram instalados coletores de escoamento de tronco em 10 árvores por parcela, totalizando 30 coletores. A escolha das árvores foi feita levando-se em consideração as classes de diâmetros dos indivíduos, com seis repetições na classe de diâmetro média da parcela, duas na classe inferior e duas na classe superior ao diâmetro médio, a fim de se obter maior representatividade da estrutura da vegetação. Para o escoamento de tronco, uma mangueira fio fixada à árvore com aberturas para entrada da água que é armazenada em galões de 55 l, para obtenção dos dados em milímetros, a área da copa das árvores foi medida com auxílio de uma trena.

Ambos os dados de precipitação e escoamento pelo tronco foram coletados quinzenalmente com recipiente milimetrado, sendo assim, o valor medido foi o acumulado destes 15 dias. O cálculo da interceptação pelo dossel (I) foi obtido pela diferença entre a precipitação efetiva (Pe), o escoamento pelo tronco (Es) e a precipitação total (P) incidente na floresta (Equação 5) (Brito, 2020; Groppo et al., 2019).

$$I = P - (P_e + E_s) \quad (5)$$

3.2.3.4. Evapotranspiração

A evapotranspiração (ET) pode ser dividida entre os processos de transpiração, interceptação pelo dossel e evaporação do solo (García-Leoz et al., 2018). Para ambientes de alta densidade vegetal, a evaporação do solo é muito pequena, valores de IAF acima de 2,5 já apresentam valores insignificantes, podendo então, a evaporação do solo ser desconsiderada no balanço hídrico (de Oliveira, 2020; Christina et al., 2017). Desta forma, a evapotranspiração neste estudo considerou o resultado da transpiração mais a interceptação do dossel.

3.2.3.5. Estimativa do excedente hídrico

Sob condições naturais, a recarga líquida de um sistema representa a quantidade de água que não foi evapotranspirada e, então, infiltra no solo, recarregando o lençol freático e fluindo até os cursos d'água. O cálculo da recarga líquida (R) é o termo residual entre a precipitação (P), a evapotranspiração (ET), a variação do armazenamento de água no solo (ΔArm) e o escoamento superficial (E_s) (van Meerveld et al., 2021). Para um ano hídrico completo, o $\Delta arm \approx 0$ (Hewlett & Nutter, 1969), e, então, os termos residuais R e E_s podem ser simplificados como o excedente hídrico (EXC) das medições (Equação 6) (Du et al., 2016), representando assim, a quantidade de água que abastece o lençol freático e corpos d'água por fluxo superficial e fluxo subsuperficial e, drenagem vertical (van Meerveld et al., 2021).

Sendo o EXC o resíduo de todos os outros fluxos medidos, ele também contém todos os erros de medição, portanto, as diferenças encontradas entre as parcelas devem ser interpretadas com cautela.

$$EXC = P - ET \quad (6)$$

3.3. Análise dos dados

Para cada um dos processos hidrológicos, foi feita uma análise exploratória dos dados

e então, foi aplicado o teste de normalidade de Shapiro-Wilk para avaliar a distribuição dos dados. Considerando a não normalidade dos dados ($p \leq 0,05$), o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis foi empregado ($p \leq 0,05$), e para comparação dos grupos, a análise *post-hoc* de Wilcoxon.

Os indicadores ecológicos medidos foram utilizados para caracterizar a estrutura florestal em cada uma das parcelas amostradas. Já na classificação dos serviços hidrológicos, os valores totais dos indicadores medidos foram uniformizados numa escala de valor máximo 1 (Castro et al., 2014). Isto é, dentro de cada categoria de serviço, o maior valor encontrado foi considerado como 1, e os demais, foram condicionados à proporção que representavam deste máximo. Desta forma, foi possível comparar cada serviço entre as parcelas, mas, também, comparar os diferentes serviços de uma mesma parcela entre si.

O serviço de provisão de água é representado diretamente pelo excedente hídrico, enquanto que o serviço de regulação hídrica, é a porcentagem do excedente hídrico em relação ao total anual que ocorre nos meses do período seco (abril a setembro). O serviço de proteção do solo, por sua vez, é representado pela interceptação do dossel.

Para responder o objetivo i. Comparar a oferta de serviços hidrológicos em florestas restauradas com diferentes idades e condições; as parcelas 46W e 14A foram analisadas representando respectivamente a floresta secundária, com 46 anos, e a floresta em processo de restauração, com 14 anos. Foi comparado entre as duas parcelas, os serviços hidrológicos de provisão de água, regulação hídrica e proteção do solo.

Para o objetivo específico ii. Comparar a oferta de serviços hidrológicos em uma floresta secundária em diferentes posições no relevo; as parcelas 46D e 46W foram analisadas, estando a parcela 46D em posição mais elevada no relevo e a parcela 46W em posição inferior no relevo. Neste caso, também foi comparado entre as duas parcelas, os serviços hidrológicos de provisão de água, regulação hídrica e proteção do solo.

4. RESULTADOS

4.1. Precipitação e temperatura

Para o ano hídrico deste estudo, estabelecido de 01 outubro de 2021 a 30 de setembro de 2022, a Estação Meteorológica da MataFlux registrou umidade relativa média anual de 81%, a temperatura média anual foi 19,1 °C, com mínima de 3 °C no mês de maio e máxima de 32,5 °C em novembro, já a precipitação média anual para este período foi de 1776 mm (Figura 5).

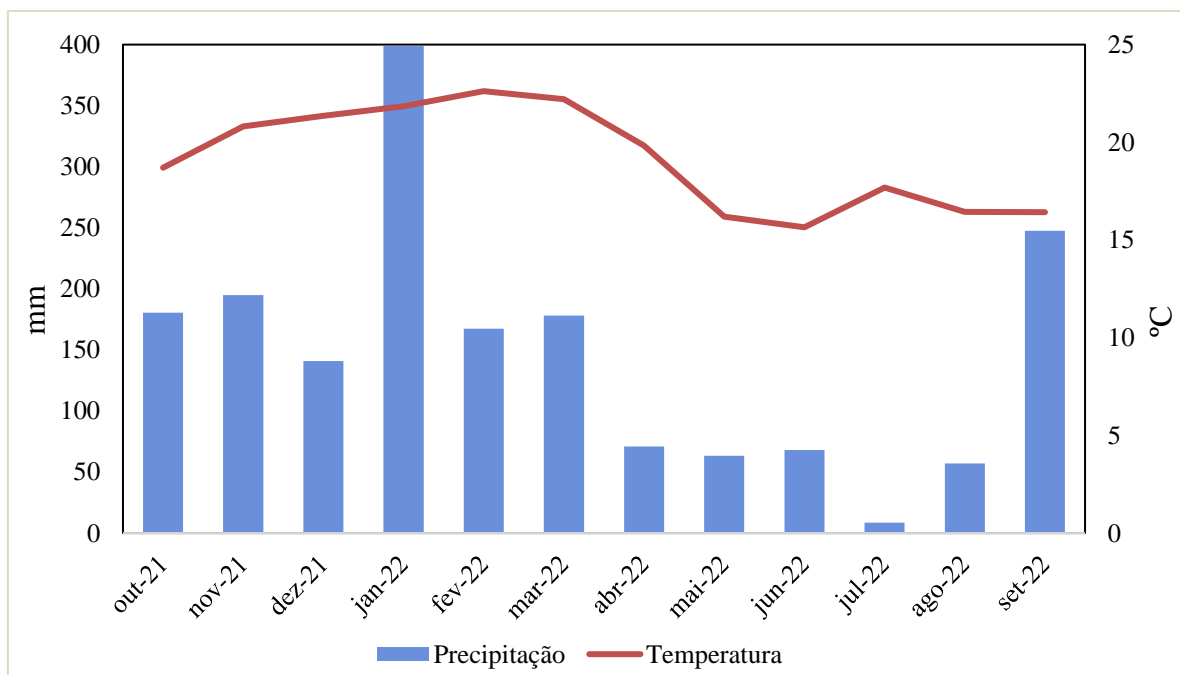


Figura 5. Precipitação mensal e temperatura mensal média para o ano de outubro de 2021 a setembro de 2022.

4.2. Estrutura florestal

Na parcela 14A a densidade de indivíduos arbóreos e regenerantes encontrada foi de 522 ind./ha e 1556 ind./ha, respectivamente. A espécie mais representativa é *Croton floribundus* (29,8% dos indivíduos), porém, representa 24,7% dos fustes, enquanto que *Inga vera*, apesar de ser 25,5% dos indivíduos de árvores, representa 43% dos fustes na parcela (APÊNDICE A). Em relação ao Diâmetro a Altura do Peito (DAP), os fustes dos indivíduos na parcela variaram de 4,8 cm a 26,9 cm (APÊNDICE B) e a área basal total da parcela foi de 12 m²/ha. O Índice de Área Foliar (IAF) é de 2,8 e há presença considerável de gramíneas hiperabundantes no solo (quase metade da parcela). Não foi observada presença de espécies

exóticas na parcela, o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') é 2,17, e há pouca presença de outras formas de vida como samambaias e palmeiras, sendo mais frequente a presença de lianas e epífitas (APÊNDICE C).

Na parcela 46D a densidade de indivíduos arbóreos e regenerantes encontrada foi de 1611 ind./ha e 3011 ind./ha, respectivamente. Apenas duas árvores não foram passíveis de serem identificadas (1,4% dos indivíduos). As espécies que apareceram com maior frequência foram *Alchornea triplinervia* e *Pera glabrata*, que juntas representam 45,5% dos indivíduos (37 indivíduos de *P. Glabrata* e 29 de *A. Triplinervia*) e 45,8% dos fustes na parcela, e, em seguida, a espécie de *Eucalyptus saligna* (6,9% das árvores e 8,4% dos fustes) (APÊNDICE D) e a área basal total é de 15,6 m²/ha. O DAP dos indivíduos variou de 4,8 cm a 28,9 cm (APÊNDICE E). O Índice de Área Foliar (IAF) é de 3,1 e pouco menos de $\frac{1}{3}$ da parcela encontra-se coberta por gramíneas hiperabundantes. A espécie de *Eucalyptus spp.* (10 indivíduos) foi a única espécie exótica encontrada na parcela e o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') é 2,57. Há presença de bromélias, samambaias e palmeiras, mas as principais formas de vida encontradas são epífitas e lianas, com maior frequência do que na parcela 14A (APÊNDICE C).

Já na parcela 46W a densidade de indivíduos arbóreos e regenerantes encontrada foi de 1900 ind./ha e 6078 ind./ha, respectivamente. Sete árvores não foram identificadas (4,1% dos indivíduos da parcela) e outras 3 foram identificadas somente a nível de gênero, ambas no gênero *Ocotea spp.* A espécie com maior frequência foi *Matayba elaeagnoides* (17,5% dos indivíduos e 15,8% dos fustes), em seguida *Prunus mirtifolia* (7,6%) e *Ocotea pulchella* (5,8%) em número de árvores e *Coccoloba cordifolia* (11,8%) em número de fustes (APÊNDICE F). O DAP dos indivíduos variou entre 4,8 cm a 39,1 cm (APÊNDICE G) e a área basal total da parcela foi de 26,1 m²/ha. O Índice de Área Foliar (IAF) é de 4,5 e observou-se pouca presença de gramíneas hiperabundantes (menos de 8% da parcela). A espécie de *Eucalyptus spp.* foi a única espécie exótica encontrada na parcela (2,7% dos indivíduos), o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') é 3,13, e foi também observada a presença de bromélias, samambaias, orquídeas, palmeiras, lianas e epífitas (APÊNDICE C).

4.3. Transpiração

4.3.1. Fluxo de seiva

No total, 84 árvores de 29 diferentes espécies tiveram o fluxo de seiva mensurado em

campo neste estudo. Na parcela 14A foram 26 árvores em 11 espécies, o que representou cerca de 73% da riqueza de espécies da parcela. Para a parcela 46W, o número foi de 31 árvores monitoradas em 18 diferentes espécies, representando pouco menos de 42% da riqueza de espécies da parcela. Por fim, a parcela 46D teve 27 árvores monitoradas em 15 espécies, o que representa cerca de 54% da riqueza na parcela.

Entre as árvores selecionadas, duas espécies: *Alchornea triplinervia* e *Ocotea corymbosa*; foram monitoradas em ambas as parcelas, 14A, 46D e 46W. Quatro espécies foram monitoradas simultaneamente nas parcelas 14A e 46W, e outras seis espécies, foram simultaneamente monitoradas nas parcelas 46D e 46W. A distribuição do número de árvores monitoradas por espécie e parcela é apresentada na Tabela 1 abaixo.

Tabela 1. Espécies e número de árvores com medição de fluxo de seiva por parcela.

Espécies	14A	46W	46D
<i>Alchornea triplinervia</i>	3	2	6
<i>Bauhinia forficata</i>		1	1
<i>Cariniana estrellensis</i>			1
<i>Casearia sylvestris</i>		1	1
<i>Cassia ferruginea</i>		1	1
<i>Coccoloba cordifolia</i>		3	4
<i>Copaifera langsdorffii</i>	1	3	
<i>Croton floribundus</i>	5		
<i>Endlicheria paniculata</i>		1	
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	1		
<i>Erythroxylum deciduum</i>		1	
<i>Eucalyptus saligna</i>			2
<i>Inga laurina</i>	1		
<i>Inga vera</i>	8		
<i>Machaerium brasiliense</i>		2	
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	3	
<i>Moquiniastrum polymorphum</i>	1	1	
<i>Myrcia splendens</i>	3		
<i>Myrsine coriacea</i>			1
<i>Nectandra oppositifolia</i>		1	
<i>Ocotea corymbosa</i>	1	2	1
<i>Ocotea pulchella</i>	1	1	
<i>Pera glabrata</i>		3	3
<i>Piptadenia gonoacantha</i>		1	1
<i>Piptocarpha regnellii</i>			1
<i>Prunus myrtifolia</i>		3	2
<i>Pterogyne nitens</i>			1
<i>Triplaris americana</i>			1
<i>Vochysia tucanorum</i>		1	
TOTAL	26	31	27

A densidade de fluxo de seiva (μ ; $\text{g cm}^{-2}\text{h}^{-1}$), que representa a massa de seiva que passa em 1 cm^2 da árvore por hora, foi maior na parcela 14A, com a média diária de $16,2 \text{ g cm}^{-2}\text{h}^{-1}$ para o período deste estudo. Em seguida, com média de $12,9 \text{ g cm}^{-2}\text{h}^{-1}$ na parcela 46D e $10,5 \text{ g cm}^{-2}\text{h}^{-1}$ para a parcela 46W. A amplitude de μ diária nas parcelas 14A, 46D e 46W, foi respectivamente de $2,1 \text{ g cm}^{-2}\text{h}^{-1}$ a $32,5 \text{ g cm}^{-2}\text{h}^{-1}$, de $1,3 \text{ g cm}^{-2}\text{h}^{-1}$ a $29,9 \text{ g cm}^{-2}\text{h}^{-1}$, e, de $0,8 \text{ g cm}^{-2}\text{h}^{-1}$ a $29,0 \text{ g cm}^{-2}\text{h}^{-1}$.

A densidade de fluxo de seiva responde ao Déficit de Pressão de Vapor (kPa), sendo assim, a medida que o DPV aumenta, a μ também, até se estabilizar ou decair em valores de DPV mais altos. Essa relação entre μ e DPV e os valores de μ para cada parcela são

apresentados na Figura 6.

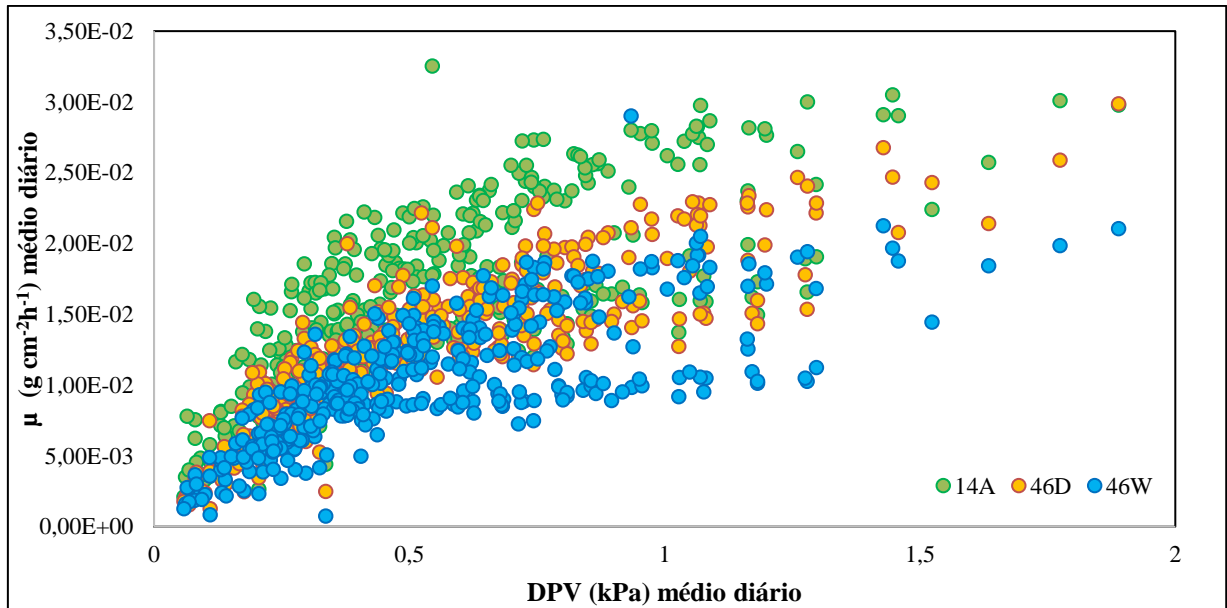


Figura 6. Relação entre os valores diários médios da densidade de fluxo de seiva (μ ; $\text{g cm}^{-2}\text{h}^{-1}$) e o déficit de pressão de vapor (DPV; kPa) para o período de outubro de 2021 a setembro de 2022, para as parcelas 14A, 46D e 46W.

A distribuição dos valores diários de μ e do Déficit de Pressão de Vapor (kPa) por período seco e chuvoso, para a parcela 14A, é apresentada na Figura 7. A média diária para o período seco foi de $13,0 \text{ g cm}^{-2}\text{h}^{-1}$ e para o período chuvoso de $18,9 \text{ g cm}^{-2}\text{h}^{-1}$. Já no caso da parcela 46W, a média de μ diária foi de $8,2 \text{ g cm}^{-2}\text{h}^{-1}$ para o período seco e $12,4 \text{ g cm}^{-2}\text{h}^{-1}$ para o período chuvoso (Figura 8), enquanto que a parcela 46D, apresentou valores para o período seco de $11,3 \text{ g cm}^{-2}\text{h}^{-1}$ e para o chuvoso de $14,2 \text{ g cm}^{-2}\text{h}^{-1}$ (Figura 9). Em todos os casos, o modelo utilizado foi a regressão polinomial de segunda ordem, e os valores de R^2 também aparecem na figura. Também é possível observar a relação entre μ e DPV apresentada na Figura 6 acima, e como ela é maior no período chuvoso do que no seco, com exceção da parcela 46D, onde esse aumento não é tão marcante.

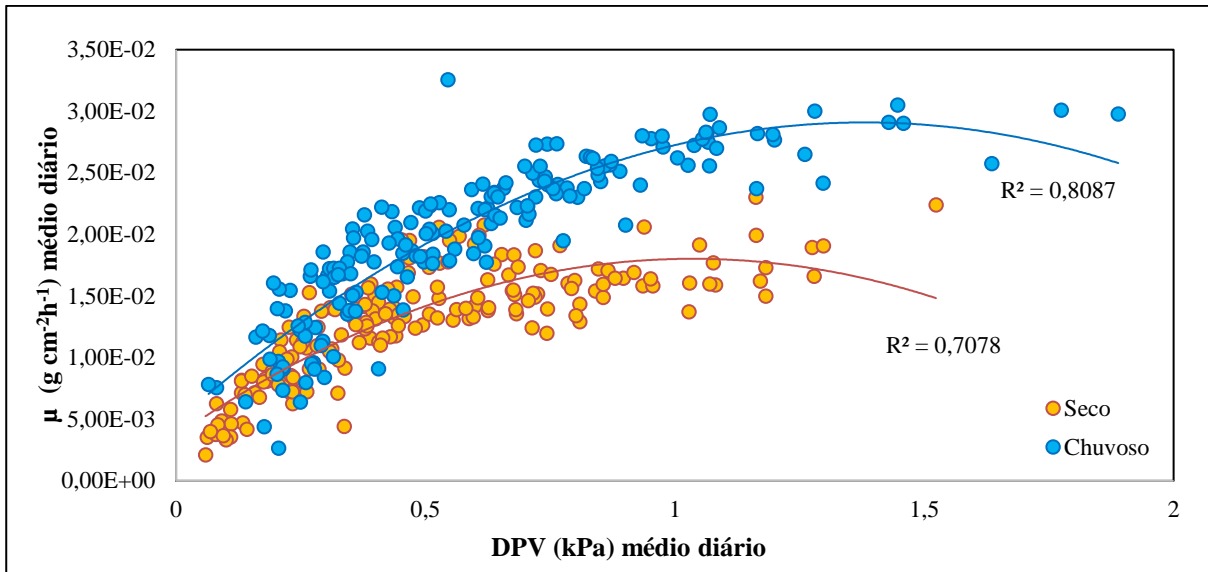


Figura 7. Relação entre os valores diários médios da densidade de fluxo de seiva (μ ; $\text{g cm}^{-2}\text{h}^{-1}$) e o déficit de pressão de vapor (DPV; kPa) por período seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março) na parcela 14A.

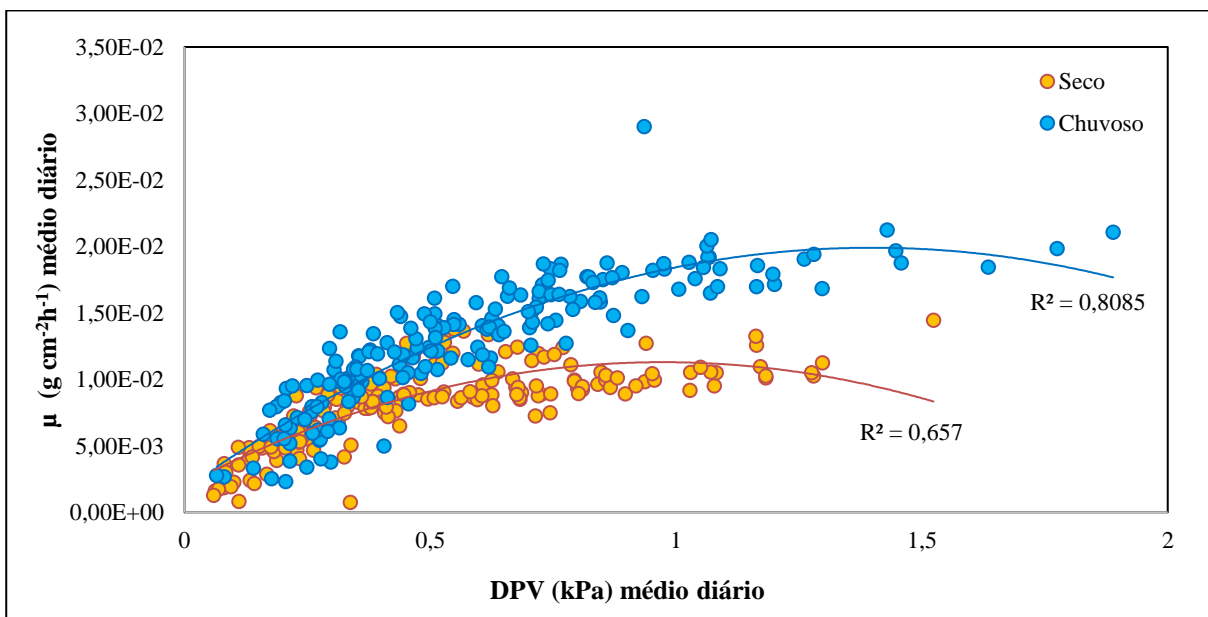


Figura 8. Relação entre os valores diários médios da densidade de fluxo de seiva (μ ; $\text{g cm}^{-2}\text{h}^{-1}$) e o déficit de pressão de vapor (DPV; kPa) por período seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março) na parcela 46W.

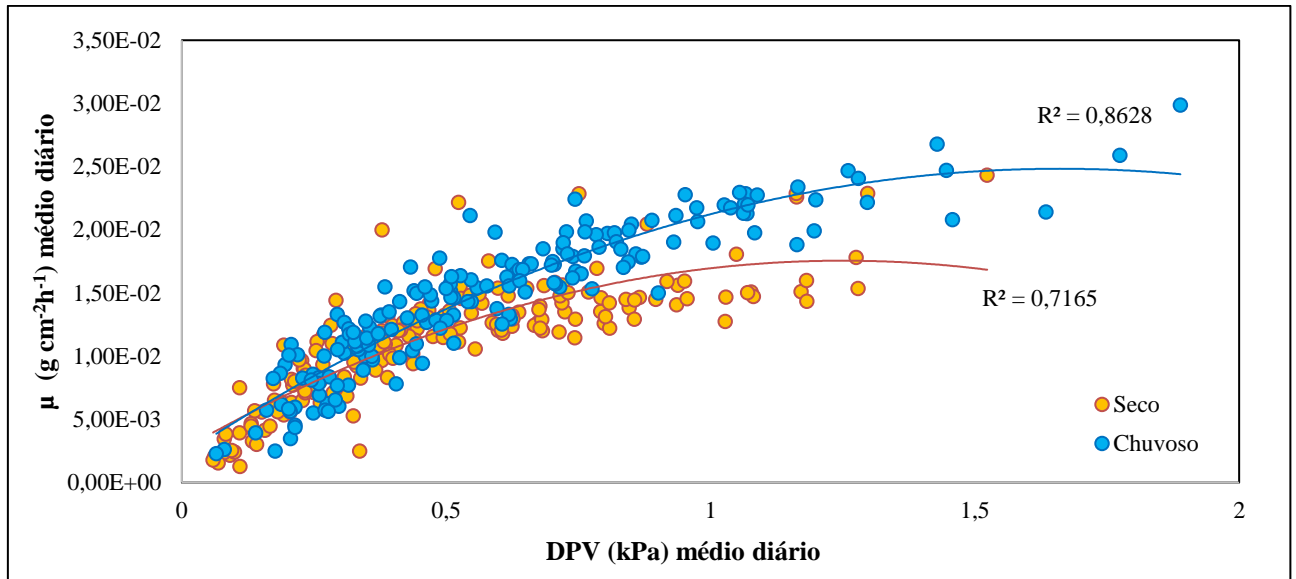


Figura 9. Relação entre os valores diários médios da densidade de fluxo de seiva (μ ; $\text{g cm}^{-2}\text{h}^{-1}$) e o déficit de pressão de vapor (DPV; kPa) por período seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março) na parcela 46D.

4.3.2. Estimativa da área do alburno

A área do alburno estimada para as árvores monitoradas variou de $0,061 \times 10^{-2} \text{ m}^2$ a $2,72 \times 10^{-2} \text{ m}^2$ entre as parcelas, com valor médio $0,889 \times 10^{-2} \text{ m}^2$. Na parcela 14A, a área de alburno média foi de $1,08 \times 10^{-2} \text{ m}^2$, na parcela 46W a média foi de $1,03 \times 10^{-2} \text{ m}^2$, enquanto que na parcela 46D foi $0,55 \times 10^{-2} \text{ m}^2$. As estimativas da área do alburno, bem como da área basal (m^2) de cada árvore monitorada é apresentada no APÊNDICE H. Já a distribuição e coeficiente de correlação positivo encontrado entre a área do alburno e a área basal é apresentado na Figura 10, o modelo de regressão utilizado foi o polinomial de segunda ordem.

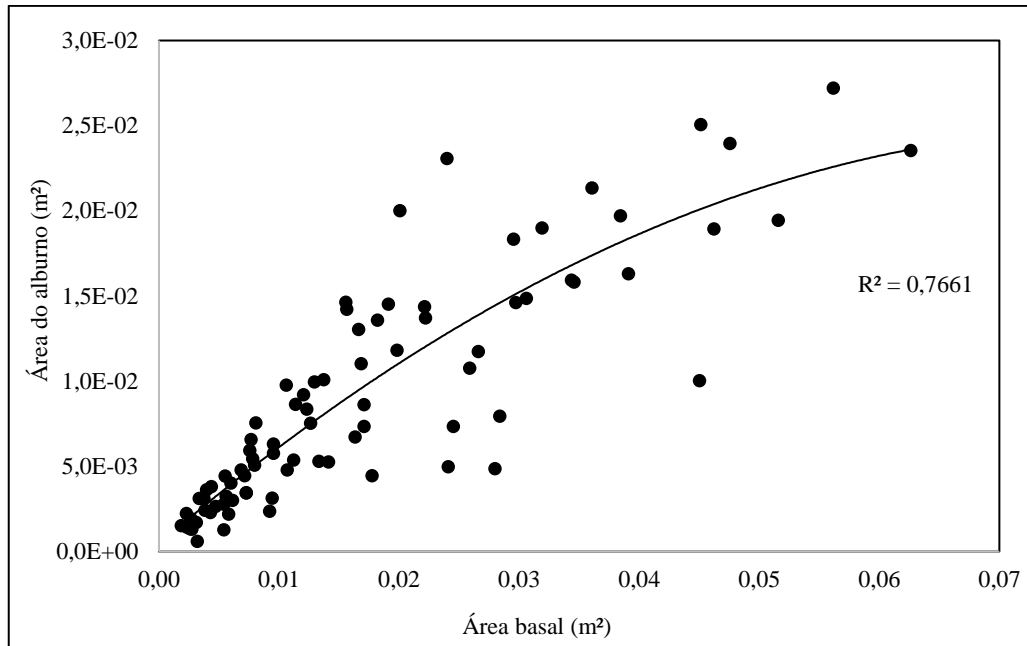


Figura 10. Relação entre área basal e área do alburno (m²) das árvores monitoradas com fluxo de seiva nas parcelas deste estudo.

4.3.3. Transpiração

A transpiração total acumulada para o ano hídrico foi de 1056 mm para a parcela 46W. Com uma diferença de menos de 100 mm, a transpiração total para a parcela 14A foi de 964,7 mm. Finalmente, a transpiração para a parcela 46D representou aproximadamente 60% das demais, com 642,9 mm para o ano hídrico deste estudo.

A Figura 11 abaixo, mostra a variação dos valores diários para o período do estudo, que foi de 0,33 mm a 3,21 mm na parcela 46D, 0,44 mm a 5,38 mm na parcela 46W e 0,63 mm a 4,65 mm diários na parcela 14A. Já a transpiração diária mediana, é de 2,73 mm na parcela 46W, 2,59 mm para a parcela 14A e 1,74 mm para a parcela 46D. A análise estatística mostrou que não há diferença significativa entre as parcelas 14A e 46W ($p = 0,02$), e que a parcela 46D se difere das demais ($p = 0,02 \times 10^{-14}$).

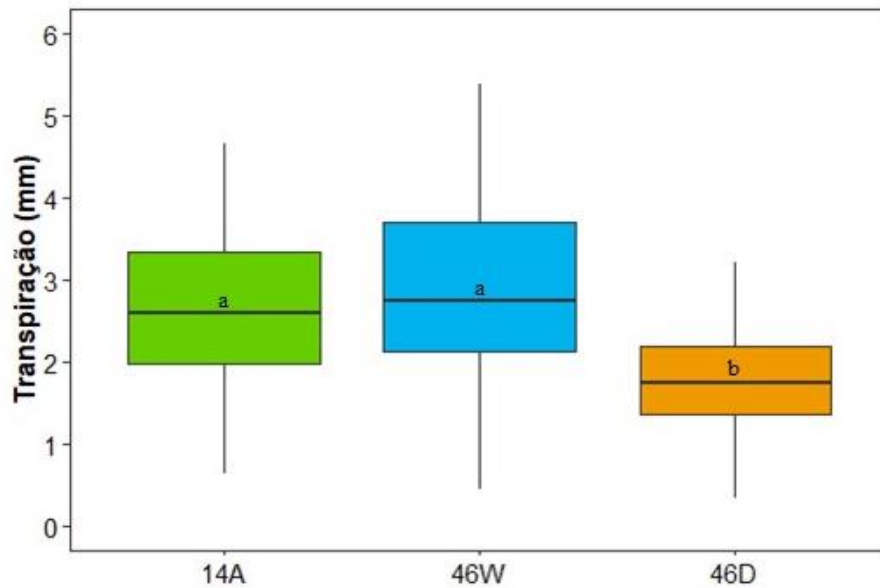


Figura 11. A transpiração diária (mm) para o período de outubro de 2021 a setembro de 2022 nas parcelas 14A, 46D e 46W, respectivamente.

A distribuição dos valores diários de transpiração ao longo do ano hídrico entre as parcelas pode ser observada na Figura 12, que contém ainda, os valores de precipitação anual.

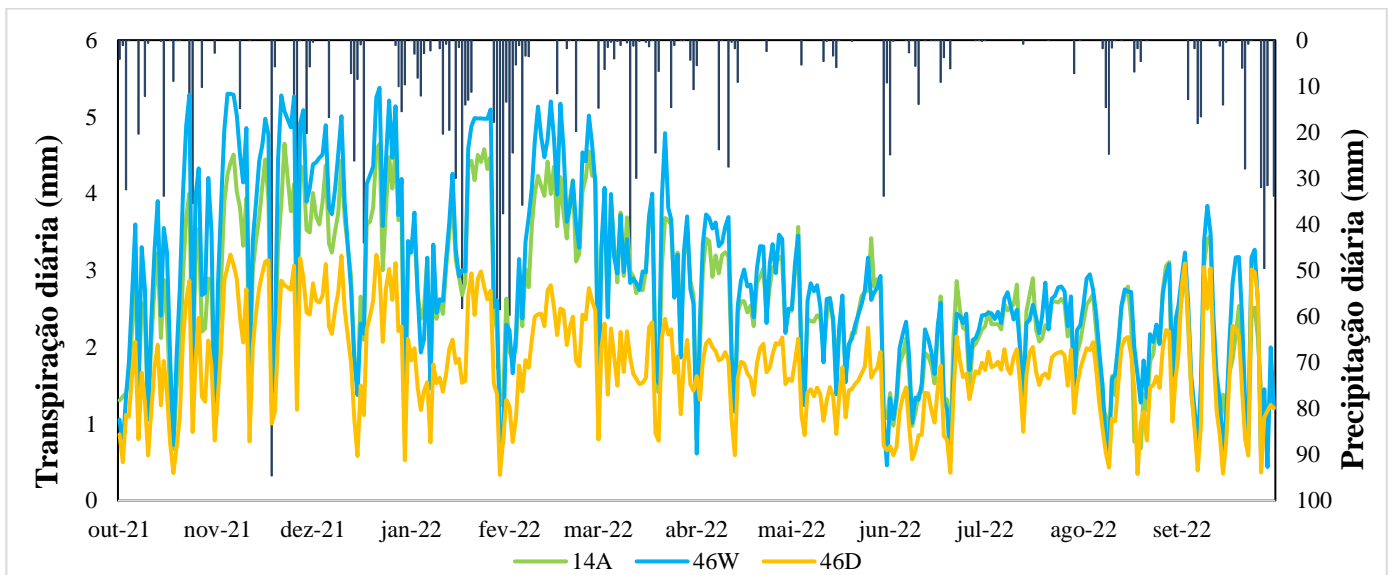


Figura 12. Transpiração diária (mm) e Precipitação diária (mm) para o período de outubro de 2021 a setembro de 2022 observada nas três parcelas: 14A, 46W e 46D.

A Figura 13, apresenta os valores de transpiração diária entre os períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março) para as parcelas do estudo. As medianas são maiores para a parcela 46W, com 3,70 mm no período chuvoso e 2,39 mm no período seco, e é

possível observar também uma amplitude maior dos valores, principalmente no período chuvoso. A parcela 14A, apresentou valores medianos de 3,25 mm para o período chuvoso e 2,23 mm para o período seco. A parcela 46D é a que apresentou menor amplitude e menores medianas, com 2,06 mm para o período chuvoso e 1,60 mm no período seco. Em todas as parcelas há diferença significativa entre período chuvoso e seco: 14A ($p = 0,02 \times 10^{-14}$), 46D ($p = 0,02 \times 10^{-14}$) e 46W ($p = 0,02 \times 10^{-7}$).

Os valores totais para o período chuvoso e seco foram de 572,65 mm e 392,07 mm, 626,32 mm e 417,43 mm, 359,22 mm e 283,71 mm para as parcelas 14A, 46W e 46D, respectivamente.

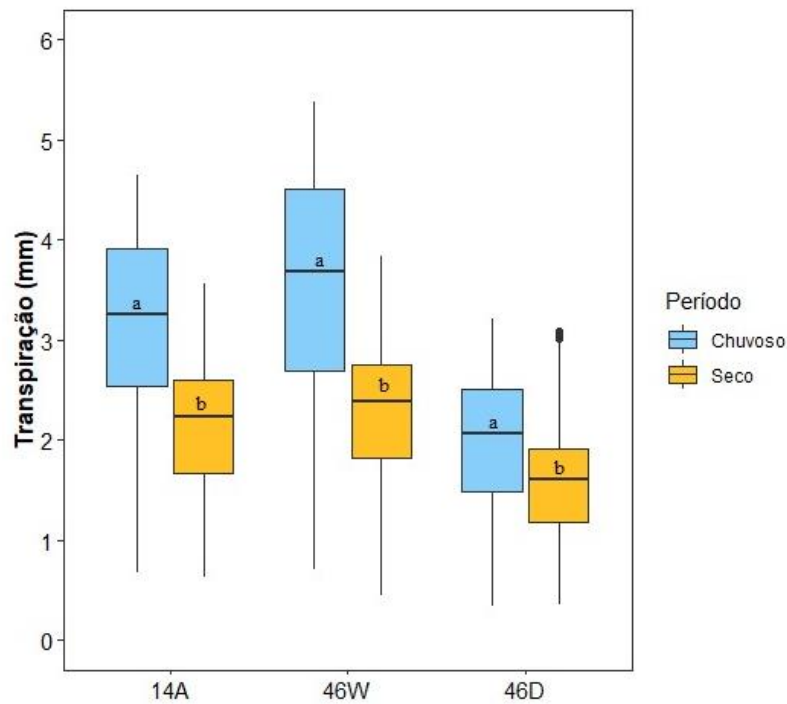


Figura 13. Transpiração diária mediana (mm) por período seco (abril a setembro) ou chuvoso (outubro a março) nas três parcelas experimentais: 14A, 46W e 46D.

A distribuição dos valores diários de transpiração por meses do ano hídrico pode ser observada nas Figuras 14 a, b e c a seguir. Em todas as parcelas, novembro e dezembro foram os meses com maior transpiração, enquanto junho foi o mês com menor transpiração. Em todas as parcelas, a menor variação nas taxas diárias de transpiração foram nos meses de abril, maio e junho, enquanto que a maior amplitude variou entre as parcelas, com maiores variações diárias no mês de janeiro e entre os meses de agosto a outubro.

Ainda que o padrão seja similar para todas as áreas, a parcela 46D não apresenta

grande variação nas taxas de transpiração entre os meses chuvosos e secos como nas demais parcelas, isto é, não se observa aumentos significativos da transpiração no período chuvoso.

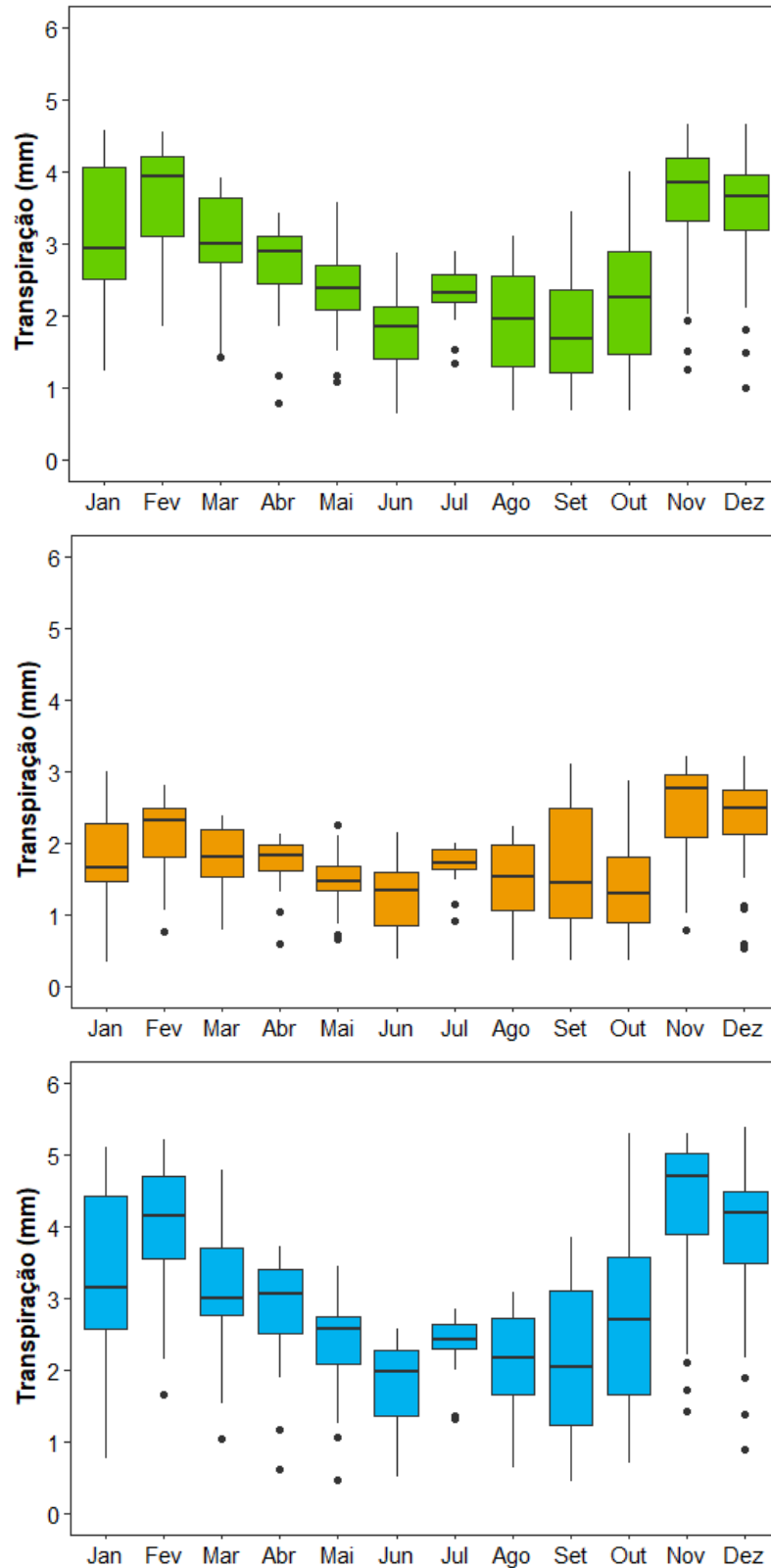


Figura 14. a, b e c. Transpiração diária média (mm) para os meses entre de outubro de 2021 e setembro de 2022 observada na parcela 14A (verde), 46D (laranja) e 46W (azul), respectivamente.

4.4. Interceptação

A precipitação total média entre as parcelas foi de 1790 mm, destes, a precipitação efetiva foi de 1361 mm na parcela 14A, ou seja, 1361 mm efetivamente atingiram o solo e não foram interceptados pelo dossel. Para a parcela 46W, a precipitação efetiva foi de 1293 mm e para a parcela 46D foi de 1358 mm. Além da precipitação efetiva, outra parcela da precipitação que atinge o solo é o escoamento pelo tronco, que neste estudo, apresentou valores para o ano hídrico completo de 3,5 mm na parcela 14A, 8,3 mm na parcela 46W e 12,5 mm na parcela 46D. Isto representa de 0,2% a 0,7% da precipitação total nas parcelas.

A interceptação pelo dossel, por sua vez, variou pouco entre as parcelas, de 422 mm a 489 mm, e não foi observada diferença significativa entre elas ($p = 0,29$). A parcela 46W apresentou o maior valor, de 489,7 mm, enquanto a parcela 46D apresentou o menor valor, de 422,7 mm, com uma diferença pequena para a parcela 14A, que somou 424 mm. Todos os valores obtidos são apresentados na Tabela 2, acumulados por períodos quinzenais de coleta. Considerando a precipitação total média de 1790 mm, a interceptação pelo dossel representou uma média de 22% a 27% do total precipitado.

Tabela 2. Valores obtidos para a precipitação total (PPT), precipitação efetiva (Pe), escoamento pelo tronco (Es) e interceptação (I), nas parcelas 14A, 46W e 46D deste estudo, por quinzena do ano hídrico.

Parcela	14A					46W					46D				
	Data	PPT (mm)	Pi (mm)	Es (mm)	I (mm)	I (%)	PPT (mm)	Pi (mm)	Es (mm)	I (mm)	I (%)	PPT (mm)	Pi (mm)	Es (mm)	I (mm)
15/10/2021	63,17	43,71	0,05	19,41	30,72	55,84	41,50	0,05	14,29	25,59	47,58	43,31	0,04	4,23	8,88
28/10/2021	118,41	99,52	0,35	18,55	15,67	117,07	91,76	0,99	24,32	20,77	104,44	88,82	1,42	14,20	13,60
12/11/2021	48,01	45,17	0,14	2,69	5,60	54,38	43,01	0,25	11,11	20,43	54,19	50,22	0,48	3,48	6,43
26/11/2021	128,71	102,77	0,27	25,66	19,94	119,01	101,14	0,68	17,19	14,45	120,62	111,61	0,96	8,06	6,68
09/12/2021	59,89	50,92	0,08	8,89	14,84	57,32	47,37	0,21	9,73	16,98	68,72	42,55	0,31	25,86	37,63
23/12/2021	128,71	97,42	0,16	31,12	24,18	128,90	107,19	0,69	21,02	16,31	136,76	109,87	1,51	25,38	18,56
07/01/2022	80,35	50,69	0,08	29,58	36,81	74,40	61,15	0,20	13,06	17,55	75,86	60,22	0,40	15,24	20,09
20/01/2022	150,22	115,56	0,22	34,44	22,93	166,02	117,19	0,83	48,01	28,92	176,27	140,44	0,99	34,85	19,77
02/02/2022	245,97	166,01	0,78	79,18	32,19	232,31	156,48	1,46	74,37	32,01	235,88	162,45	2,26	71,17	30,17
17/02/2022	40,47	28,83	0,05	11,59	28,64	42,46	20,69	0,12	21,65	50,98	42,92	24,88	0,19	17,85	41,60
07/03/2022	65,67	59,29	0,11	6,27	9,54	67,22	56,09	0,25	10,89	16,20	58,15	51,39	0,36	6,41	11,02
22/03/2022	51,11	47,87	0,17	3,07	6,01	42,46	20,69	0,21	21,56	50,77	42,92	37,90	0,30	4,71	10,98
07/04/2022	43,45	39,76	0,11	3,58	8,24	48,65	39,29	0,30	9,06	18,61	42,26	39,43	0,23	2,59	6,14
26/04/2022	56,65	53,44	0,15	3,06	5,41	61,06	54,41	0,15	6,51	10,65	46,23	44,27	0,26	1,70	3,69
12/05/2022	16,86	9,07	0,02	7,77	46,09	16,18	7,44	0,02	8,72	53,88	22,10	11,28	0,01	10,81	48,93
25/05/2022	12,01	5,38	0,00	6,62	55,15	13,92	4,92	0,01	8,99	64,59	16,49	5,27	0,01	11,22	68,02
09/06/2022	66,51	56,73	0,15	9,62	14,47	67,22	51,85	0,32	15,06	22,40	61,10	51,62	0,51	8,98	14,69
22/06/2022	33,67	30,85	0,08	2,74	8,12	34,86	27,44	0,11	7,31	20,97	42,92	29,26	0,25	13,40	31,22
09/07/2022	6,88	0,00	0,00	6,88	100,00	9,26	0,00	0,00	9,26	100,00	12,09	0,00	0,00	12,09	100,00
20/07/2022	7,52	0,00	0,00	7,52	100,00	9,85	0,00	0,00	9,85	100,00	13,50	0,00	0,00	13,50	100,00
02/08/2022	10,80	4,74	0,00	6,05	56,06	12,96	3,92	0,00	9,04	69,74	14,88	4,20	0,00	10,69	71,80
19/08/2022	48,01	37,67	0,08	10,26	21,36	47,25	37,20	0,13	9,92	20,99	45,56	37,32	0,24	8,00	17,56
31/08/2022	7,37	0,36	0,00	7,01	95,11	9,53	0,14	0,00	9,39	98,54	12,81	0,28	0,00	12,53	97,82
15/09/2022	69,04	54,18	0,11	14,75	21,37	70,38	53,48	0,24	16,66	23,68	73,45	57,66	0,38	15,41	20,98
04/10/2022	228,70	160,67	0,34	67,69	29,60	232,31	148,58	1,07	82,67	35,59	225,40	153,69	1,39	70,32	31,20
TOTAL	1788,15	1360,61	3,53	424,00		1790,85	1292,94	8,29	489,63		1793,09	1357,93	12,50	422,66	

Os valores de interceptação pelo dossel também variaram entre os períodos chuvoso e seco. A quantidade de precipitação interceptada foi maior no período chuvoso, assim como a amplitude dos valores observados, em todas as parcelas do estudo. Há diferença significativa entre os períodos seco e chuvoso para as parcelas 46W ($p = 0,01 \times 10^{-2}$) e 14A ($p = 0,01$), mas não na parcela 46D ($p = 0,15$), onde a diferença entre os períodos não foi significativa. Em todas as parcelas houveram *outliers* para as observações (Figura 15). Em uma quinzena, a parcela 46W atingiu 82,7 mm de interceptação pelo dossel, contra 70,3 mm e 67,7 mm para as parcelas 14A e 46D no mesmo período. O menor valor interceptado para uma quinzena foi de 1,7 mm, na parcela 46D, contra 3,0 mm e 6,5 mm para as parcelas 14A e 46W respectivamente, no mesmo período.

Por outro lado, a proporção da precipitação que foi interceptada, em porcentagem, foi maior no período seco, isto é, enquanto no período chuvoso a interceptação ficou entre 17 e 22% entre as parcelas do estudo, no período seco ela atingiu entre 43 e 49% do total precipitado.

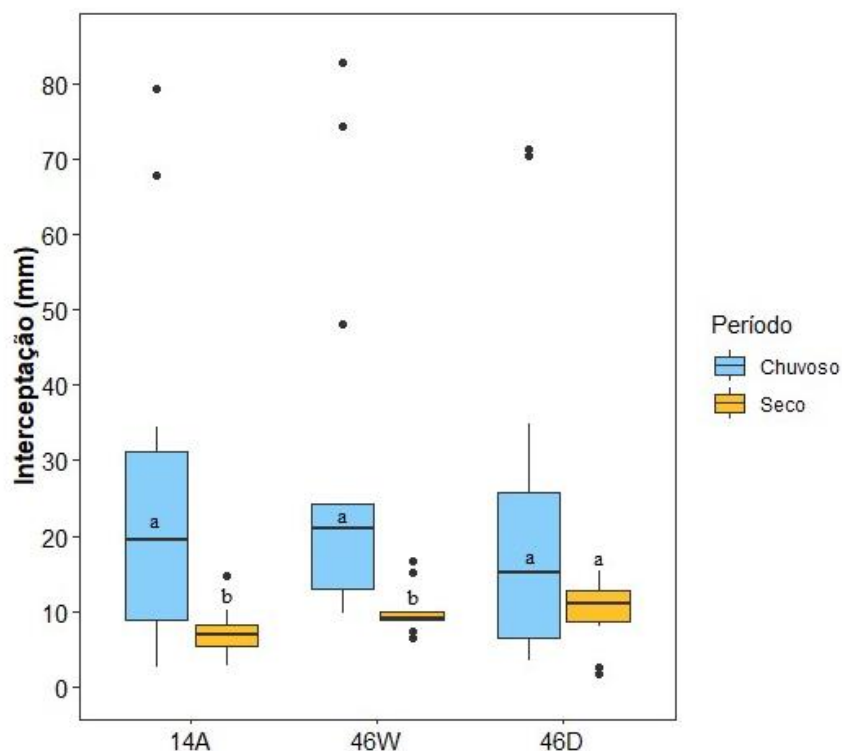


Figura 15. Interceptação (mm) por período seco (abril a setembro) ou chuvoso (outubro a março) nas três parcelas experimentais: 14A, 46W e 46D.

4.5. Evapotranspiração

A evapotranspiração para cada uma das parcelas foi calculada a partir dos valores de interceptação, que foram coletados a cada 15 dias, somados aos valores de transpiração, que foram acumulados para o mesmo período. A maior evapotranspiração para o ano hídrico foi da parcela 46W, seguida da parcela 14A e da parcela 46D, os valores totais foram de 1368,8 mm, contra 1125,9 mm da parcela 14A e 840,8 mm para 46D. A mediana para o período quinzenal foi de 58 mm para a parcela 46W, contra 45,3 mm para 14A e 30 mm para 46D. A parcela 46D é diferente estatisticamente da 14A e 46W ($p = 0,05 \times 10^{-1}$ e $p = 0,05 \times 10^{-3}$), enquanto que 46W e 14A ($p = 0,11$) não diferem entre si (Figura 16).

Considerando a precipitação média anual de 1790 mm para as parcelas, a evapotranspiração representou 47% do total precipitado para a parcela 46D, 63% na parcela 14A, e para a parcela 46W, a evapotranspiração foi responsável por 76% da precipitação total.

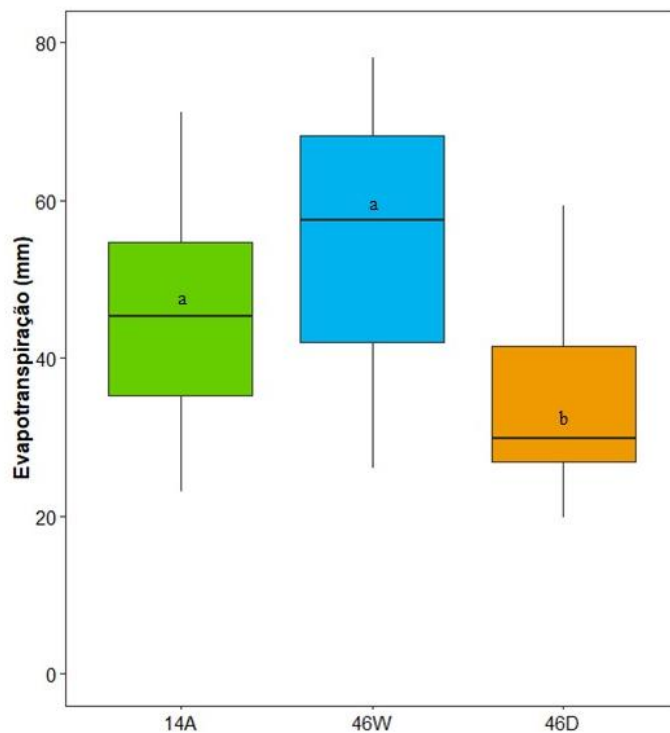


Figura 16. A evapotranspiração quinzenal (mm) para o período de outubro de 2021 a setembro de 2022 foi de 1125,9, 1368,8 e 840,8 mm para as parcelas 14A, 46W e 46D, respectivamente.

4.6. Excedente hídrico

O excedente hídrico para um ano foi maior nas áreas com menor evapotranspiração, ou seja, na parcela 46D, que apresentou menor evapotranspiração, o excedente hídrico foi de

949 mm, praticamente o dobro do excedente observado para 46W, que foi de 424 mm. A parcela 14A apresentou excedente intermediário, de 662 mm. O excedente hídrico representou 53% da precipitação total para a parcela 46D, 37% para a parcela 14A e 23,7% para a parcela 46W.

As Figuras 17 a, b e c abaixo, apresentam os valores totais anuais dos principais processos hidrológicos mensurados que compõem o balanço hídrico.

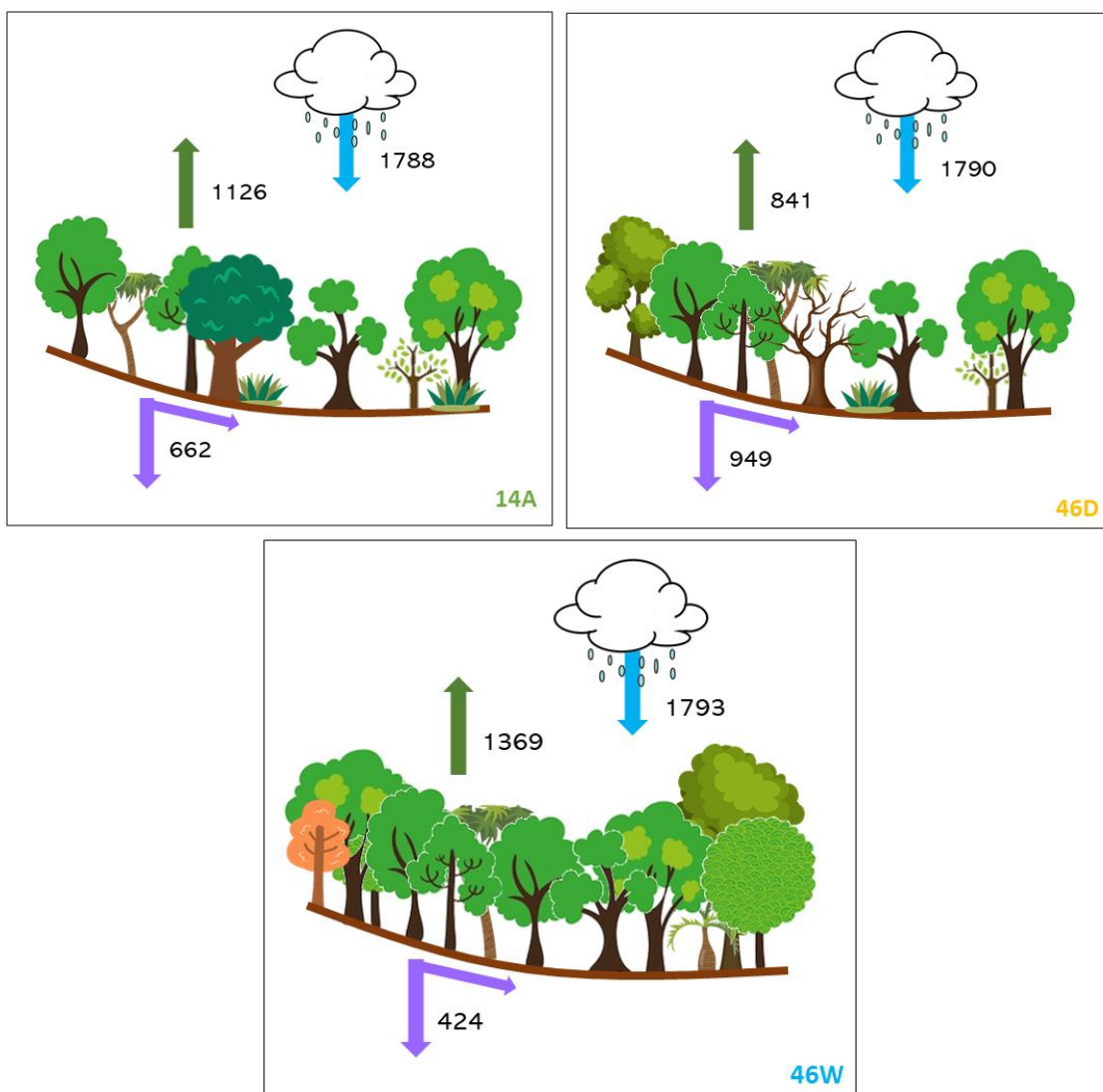


Figura 17. a, b e c. Balanço hídrico anual, de outubro de 2021 a setembro de 2022, nas parcelas experimentais: 14A, 46D e 46W.

4.7. Serviços hidrológicos

Os valores totais dos processos hidrológicos utilizados como indicadores dos serviços estão demonstrados na Figura 18 abaixo, juntamente com os valores reclassificados em uma

escala de valor máximo (= 1) e valores proporcionais.

Parcela	Provisão de água		Regulação hídrica			Proteção do solo	
	Excedente hídrico total (mm)	Reclassificação	Excedente hídrico período seco (mm)	Porcentagem que representa do excedente total (%)	Reclassificação	Interceptação pelo dossel total (%)	Reclassificação
14A	662	0,70	143	21,6	0,87	23,7	0,87
46W	424	0,45	83	19,7	0,79	27,3	1
46D	949	1	237	24,9	1	23,6	0,86

Figura 18. Reclassificação dos valores dos indicadores dos serviços de provisão de água, regulação hídrica e proteção do solo, para as parcelas 14A, 46W e 46D.

O serviço hidrológico de provisão de água, resultado do valor total de excedente hídrico, assim como demonstrado acima, foi maior na parcela 46D, seguido da parcela 14A e então da parcela 46W. O serviço de regulação hídrica, que foi adotado como a proporção do excedente hídrico anual que fica disponível durante o período seco (abril a setembro), isto é, o período em que a quantidade de água disponível é naturalmente menor, não variou muito entre as parcelas, apesar de seguir o mesmo padrão da provisão de água, ou seja, a parcela 46D apresentando maior regulação hídrica, seguido da 14A e 46W, respectivamente. O serviço de proteção do solo, finalmente, seguiu um padrão contrário aos outros, sendo maior na parcela 46W, em seguida na parcela 14A e então a 46D, não tendo sido muito diferente nestas suas últimas (Figura 19).

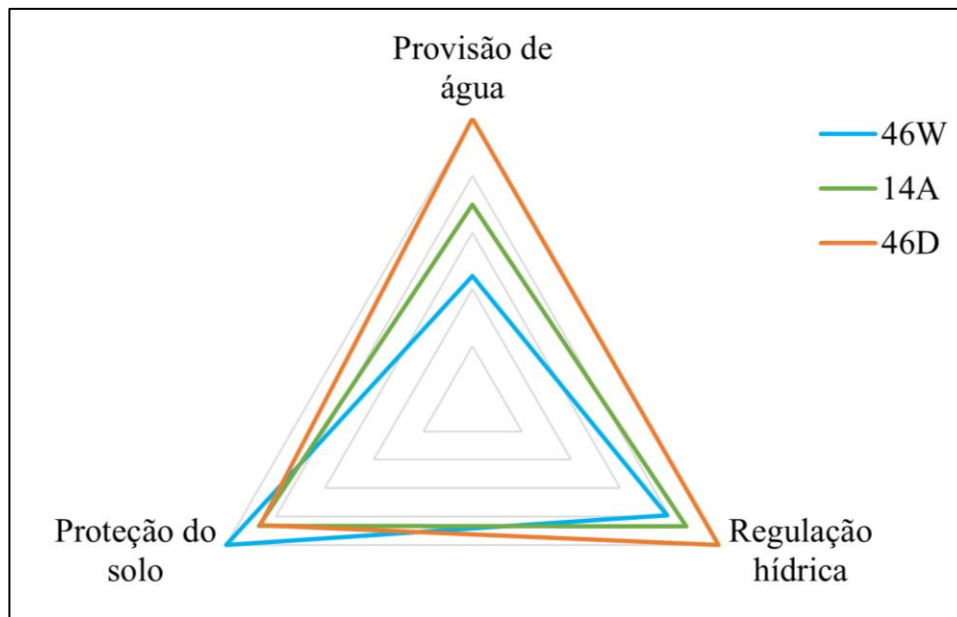


Figura 19. Proporção dos serviços hidrológicos de provisão de água, regulação hídrica e proteção do solo entre as parcelas 14A, 46W e 46D, com base nos dados hidrológicos deste estudo, coletados de outubro de 2021 a setembro de 2022.

5. DISCUSSÃO

5.1. Estrutura da floresta

O sucesso da restauração representa a recuperação das funções ecológicas de um ecossistema, isto é, o ecossistema apresenta os componentes e condições necessárias para que essas funções sejam reativadas (Gann et al., 2019). Para avaliar o seu sucesso, a restauração ecológica deve dispor do uso de indicadores ecológicos mensuráveis para monitoramento e avaliação do sucesso de uma área restaurada (Gann et al., 2019), e o uso destes indicadores é ainda mais relevante em ecossistemas diversos (de Oliveira & Engel, 2018), como é o caso da área deste estudo. Variáveis estruturais da vegetação como cobertura de copa, densidade de regenerantes e área basal, por exemplo, são bons indicadores para avaliar o estágio de recuperação da floresta (Colmanetti, 2013).

Apesar de ambas parcelas terem passado pelo mesmo processo de restauração passiva, a parcela 46W apresentou maior densidade de indivíduos e de regenerantes que a parcela 46D. Uma das razões para esta diferença pode ser a distância dos corpos d'água, já que a parcela 46D está cerca de sete vezes mais distante do riacho que a parcela 46W. Nakasato (2022) observou que a distância de um reservatório de água e a topografia influenciaram fortemente a densidade de indivíduos em áreas de restauração e remanescentes de uma Floresta Estacional Semidecidual. De maneira similar, Nascimento et al. (2022) também observaram que a influência direta da água resultava em maior densidade de indivíduos e área basal para as florestas que pelas condições físicas do terreno, estavam mais ligadas a esta influência.

Além da menor densidade de indivíduos, a parcela 46D também apresenta valores menores de área basal, densidade de regenerantes, riqueza e diversidade de espécies, e cobertura de copa, em comparação com a parcela 46W. Essa mudança de estrutura e composição é esperada para ambientes de transição de biomas ou áreas dentro do bioma do Cerrado (Bastos & Ferreira, 2010; Coutinho, 2006). Ainda que sob mesmo clima e geografia, as condições fitofisionômicas e edáficas formam um gradiente de vegetação bastante diverso, assim como o encontrado nesta área de estudo (Coutinho, 2006).

Portanto, mesmo que a ocupação do solo e posterior processo de regeneração natural, tenham sido os mesmos para as parcelas 46W e 46D, a distância dos corpos d'água, tipo de solo e a ocorrência de fatores naturais, por exemplo, influenciam a estrutura e composição de uma vegetação característica de uma floresta ripária (46W) ou de uma vegetação estacional semidecidual (46D) (Coutinho, 2006). As florestas ripárias são caracterizadas pelo suprimento

hídrico ligado ao lençol freático ou riacho, e vegetação sempre-verde. Sendo assim, quanto mais distantes desta influência, mais presente é a caducifolia e menor é a diferença para com a vegetação estacional, isto é, as florestas estacionais semidecíduais ou decíduais, que por sua vez, não são sempre-verdes e são marcadas pela sazonalidade (Coutinho, 2006).

Já na parcela que sofreu restauração ativa (14A), a densidade de indivíduos arbustivos e arbóreos encontrada de 2.078 ind./ha, é bastante inferior à floresta secundária (46W = 7.978 ind./ha e 46D = 4.622 ind./ha), ainda que isto fosse esperado, já que a idade da restauração influencia fortemente a evolução da densidade de indivíduos e riqueza (Daronco, de Melo & Durigan, 2013). O valor encontrado é similar encontrado por de Souza & Batista (2004), que registraram 1528 ind./ha em uma restauração em Floresta Estacional Semidecidual com plantio de mudas aos 10 anos de idade.

Em contrapartida, a densidade de indivíduos arbóreos da parcela 14A (522 ind./ha) é bastante inferior aos resultados apresentados por Pinheiro & Durigan (2012), da ordem de 1144 a 1779 ind./ha para vegetação de Cerrado Denso e Cerradão. E, são inferiores também aos encontrados por Nascimento et al. (2022), com valores entre 1136 e 1492 ind./ha para Florestas de Galeria, e de Guilherme et al. (2023), com valores entre 1110 e 1504 ind./ha para Florestas Estacionais Semidecidual e Decidual, ambas em região de transição Cerrado-Mata Atlântica. Esses resultados, porém, se aproximam dos valores encontrados para as parcelas 46W (1900 ind./ha) e 46D (1611 ind./ha) deste estudo.

A área basal das parcelas deste estudo variou de 12 m²/ha a 26,1 m²/ha, resultado bastante consonante com outros estudos para fitofisionomias semelhantes aos deste estudo, com valores entre 12 m²/ha até 35,7 m²/ha (Guilherme et al., 2023; Nascimento et al., 2022; Pinheiro & Durigan, 2012). A utilização da área basal em regiões de transição de biomas, porém, pode não ser um bom indicador para comparação entre regiões. Isto porque, a área basal pode ser o descritor mais relevante para diferenciar fitofisionomias, por ser pouco variável e de fácil mensuração (Pinheiro & Durigan, 2012). Desta forma, por meio dela somente, seria difícil avaliar se as diferenças ou similaridades são reflexo da fitofisionomia ou do estágio de desenvolvimento da vegetação.

Quando se trata do índice de diversidade de espécies de Shannon-Wiener (H'), o resultado encontrado para este estudo é de 2,17 para a parcela de restauração, e de 2,57 a 3,13 para as parcelas na floresta secundária. O resultado encontra-se dentro dos índices observados para diferentes estudos em áreas de vegetação ripária, vegetação estacional e diferentes fitofisionomias do Cerrado, onde o índice varia de 2,33 a 3,98 (Guilherme et al., 2023; Imanencinas et al., 2007; Pinheiro & Durigan, 2012; Silveira dos Santos et al., 2022; Veiga et al.,

2003), porém, podem ser considerados ligeiramente baixos em comparação com áreas de referência.

Isto porque, remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual atingem H' de 3,8 e 3,98 nos estudos de Guilherme et al. (2023) e Imana-Encinas et al. (2007), respectivamente. Da mesma forma, o H' para um remanescente de Cerradão no estudo de Pinheiro & Durigan (2012) foi de 3,19. Ambos para regiões de transição Cerrado-Mata Atlântica, assim como neste estudo. Sendo assim, ainda que a parcela 46W ($H' = 3,13$) se aproxime dos valores de referência, as parcelas 46D ($H' = 2,57$) e 14A ($H' = 2,17$) estão bastante abaixo.

A floresta representada pela parcela 14A apresenta valores menores para todos os indicadores ecológicos em comparação com a floresta secundária, representada pelas parcelas 46W e 46D. A diferença dos indicadores medidos entre as parcelas 14A e 46D, porém, é pequena, o que significa que a floresta de 14 anos de idade (14A) já apresenta estrutura semelhante à da floresta de 46 anos representada pela parcela 46D, mas, ainda está distante daquela representada pela parcela 46W.

Essa boa recuperação na parcela 14A pode ser resultado do método de restauração empregado, já que na restauração com plantio de mudas, há possibilidade de promover uma gama muito maior de espécies, por exemplo (Trentin et al., 2018). Existem estudos, de fato, quem demonstram maior sucesso na recuperação da vegetação florestal, em áreas que passaram pela restauração ativa em comparação com a regeneração natural (Toledo-Aceves et al., 2021). Por outro lado, o processo empregado não apresentaria vantagens relevantes segundo o trabalho de (Crouzeilles et al., 2017), que demonstrou em uma meta-análise de 133 estudos, que a regeneração natural supera a restauração ativa no sucesso da maioria dos indicadores de estrutura e composição da vegetação.

Em adição a isto, a diferença pequena nos indicadores entre as florestas das parcelas 14A e 46D (ainda que maior na parcela 46D), pode ser porque o tempo ainda não foi suficiente para que essa floresta atinja os níveis esperados para florestas desta idade (Fransozi, 2020; Zviejkovski, 2008). Suganuma (2013), em seu trabalho de doutorado, avaliou variáveis estruturais e funcionais da vegetação de Floresta Estacional Semidecidual para áreas em diferentes estágios de restauração, em comparação com áreas de referência, e encontrou modelos que estimam que atributos estruturais como área basal e biomassa, podem atingir os valores de referência em até 13 anos de restauração, mas, que a composição florística, por outro lado, poderia levar até 53 anos.

De toda forma, a hipótese de que esta parcela (46D) da floresta secundária deste estudo ainda não atingiu o esperado para a idade, deve ser tomada com cautela, já que existem

muitos outros indicadores ecológicos de vegetação e também indicadores relacionados ao solo e fauna, por exemplo, que não foram medidos neste estudo e que são importantes na avaliação do sucesso da recuperação florestal, aumentando o nível de certeza (Colmanetti, 2013; Cross et al., 2020; Gann et al., 2019). A avaliação dos atributos do solo, em específico, pode indicar, inclusive, o nível de recuperação das funções hidrológicas numa restauração (Fransozi, 2020; Mendes et al., 2019; Peña, 2021).

5.2. Processos hidrológicos

A densidade de fluxo de seiva média encontrada neste estudo, variou entre $10,5 \text{ g.cm}^{-2}\text{h}^{-1}$ e $16,2 \text{ g.cm}^{-2}\text{h}^{-1}$, com valores máximos de $32,5 \text{ g.cm}^{-2}\text{h}^{-1}$. Esses valores são superiores, mas, condizentes com os valores médios encontrados para espécies tropicais na Indonésia, que ficam na faixa de $1,43 \text{ g.cm}^{-2}\text{h}^{-1}$ a $4,71 \text{ g.cm}^{-2}\text{h}^{-1}$ e $4,31 \text{ g.cm}^{-2}\text{h}^{-1}$ a $14,79 \text{ g.cm}^{-2}\text{h}^{-1}$, segundo os trabalhos de Horna et al. (2011) e Kotowska et al. (2021), respectivamente. O motivo para que os trabalhos de Horna et al. (2011) e Kotowska et al. (2021) tenham apresentado tão baixa μ parece ter sido a alta presença de neblina nessas florestas, o que não ocorre na área deste estudo. Estudos em regiões da América Central, por outro lado, apresentaram valores de densidade de fluxo de seiva em árvores tropicais atingindo até $45 \text{ g.cm}^{-2}\text{h}^{-1}$ (Kunert et al., 2010) e $75 \text{ g.cm}^{-2}\text{h}^{-1}$ (Link et al., 2020).

Quando se trata de outras fitofisionomias de clima tropical, como as do bioma Cerrado, os valores de densidade de fluxo de seiva são menores. O trabalho de Naves-Barbiero et al. (2000) mediu duas espécies arbóreas em vegetação de Campo Sujo e de Cerradão, e registrou valores máximos de μ atingindo $12,6 \text{ g.cm}^{-2}\text{h}^{-1}$ e $18 \text{ g.cm}^{-2}\text{h}^{-1}$. A vegetação deste estudo apresentou valores de μ justamente numa posição intermediária entre a vegetação tropical de florestas sempre-verdes e a de savanas arbóreas, o que caracteriza bastante a área de estudo deste trabalho (Durigan et al., 2004).

Além disso, este trabalho evidencia que existe uma relação positiva entre o aumento do DPV e a densidade de fluxo de seiva, até atingir um limite, quando o fluxo se estabiliza e diminui, ainda que haja aumento da demanda evaporativa (Pinto Jr. et al., 2013). Essa relação é amplamente suportada pela literatura, e o DPV é identificado como a principal variável controladora do fluxo de seiva (Flo et al., 2022; Horna et al., 2011).

A densidade de fluxo de seiva atrelada a área do alburno permite obter o fluxo de seiva total de uma árvore. A média da área do alburno encontrada para as parcelas 14A, 46D e 46W deste estudo, variou de $0,06 \times 10^{-2} \text{ m}^2$ a $1,1 \times 10^{-2} \text{ m}^2$. Este resultado está dentro da faixa de

variação de valores encontrados para florestas tropicais e tropicais seca, de acordo com a literatura. Um estudo na Tailândia quantificou a área de alburno em uma floresta primária e secundária, onde os resultados variaram de $2,3 \times 10^{-2} \text{ m}^2$ a $32,6 \times 10^{-2} \text{ m}^2$ para a primeira, e de $1,0 \times 10^{-2} \text{ m}^2$ a $5,0 \times 10^{-2} \text{ m}^2$ para a segunda (Yaemphum et al., 2022). Sendo assim, os valores deste estudo estão abaixo daqueles encontrados para a floresta primária, mas, relativamente dentro da faixa inferior encontrada para a floresta secundária no estudo de Yaemphum et al. (2022).

Da mesma forma, estudos como o de Aparecido et al. (2016) para uma floresta tropical na Costa Rica, apresentam valores da área do alburno variando de $3,0 \times 10^{-2} \text{ m}^2$ a $147 \times 10^{-2} \text{ m}^2$, entretanto, o estudo amostrou árvores muito maiores, com até 220 cm de DAP. Já no estudo de Reyes-García et al. (2012) para uma floresta sazonal seca no México, a área de alburno alcançou quase $7,0 \times 10^{-2} \text{ m}^2$, mas teve predominância abaixo dos $3,0 \times 10^{-2} \text{ m}^2$, o que compreende também a faixa de variação da área do alburno encontrada para as parcelas deste estudo.

A literatura mostra que a variação na área de alburno é considerável entre diferentes espécies e florestas (Horna et al., 2011), além disso, as diferentes técnicas de medição da área do alburno podem gerar diferentes resultados (Yaemphum et al., 2022), o que torna esse tipo de resultado bastante variável. Portanto, comparações entre estudos precisam ser feitas com ponderação.

Como esperado, este estudo converge com outros trabalhos nesta temática e encontrou uma relação positiva entre a área estimada do alburno e o DAP (Horna et al., 2011; Yaemphum et al., 2022). Desta forma, a diferença entre a área do alburno média encontrada neste estudo, isto é, a área de alburno média na parcela 46D ($6,0 \times 10^{-2} \text{ m}^2$) ser metade do valor encontrado nas parcelas 46W ($1,1 \times 10^{-2} \text{ m}^2$) e 14A ($1,0 \times 10^{-2} \text{ m}^2$), se deve ao fato das árvores monitoradas na parcela 46D possuírem menor DAP que as árvores monitoradas nas outras duas parcelas.

A área de alburno média das árvores e a área basal da parcela são descritas como bons preditores da transpiração (Bucci et al., 2008), portanto, os valores mais baixos encontrados para a parcela 46D, ajudam a explicar os também menores valores de transpiração (642,9 mm), em comparação com a parcela 46W (1056 mm). Além disso, a parcela 46D está posicionada mais acima no relevo, portanto, mais distante do lençol freático e do riacho (conforme apresentado na descrição dessas parcelas), onde o acesso dificultado a água influencia as taxas de transpiração das árvores (Looker et al., 2018).

Apesar de próximas, a área basal da parcela 14A ($12 \text{ m}^2/\text{ha}$) é ainda menor que a da

parcela 46D (15,6 m²/ha), além disso, possui praticamente a mesma distância do lençol freático, porém, em contradição, a transpiração é quase 35% maior que na parcela 46D. Este resultado pode ser explicado pela idade da floresta, já que a transpiração tende a diminuir com a idade (Roberts et al., 2001), mas, também pode ser resultado de como a estrutura da floresta (principalmente através do IAF), influencia a troca de água entre copa e atmosfera (Zhang et al., 2016). A mesma lógica pode ser usada para explicar por que a transpiração na parcela 46W, que possui a maior área basal (26,1 m²/ha), não difere tanto da parcela 14A, apesar de ser ligeiramente maior.

Quando se trata da transpiração diária, os valores observados nas parcelas deste estudo ficaram entre uma faixa de 0,33 mm a 4,65 mm. Os resultados são superiores aos encontrados por Horna et al. (2011) e por Moore et al. (2018) em florestas tropicais na Indonésia e Costa Rica, onde a faixa ficou entre 0,09 mm a 1,05 mm diários e entre 0,7 mm a 2,1 mm diários, respectivamente. Também foi maior do que os valores encontrados por Bucci et al. (2008) em fitofisionomias de Cerrado, entre 0,2 mm e 0,8 mm por dia. No trabalho de Ozcelik & Sengonul, 2021, por outro lado, as médias diárias para florestas subúmidas na Turquia foram de 1,05 mm e 3,52 mm, atingindo até 8,4 mm por dia.

Outro fator de atenção são as diferenças encontradas entre a transpiração no período seco e chuvoso entre as parcelas. Bucci et al. (2008), em seu estudo em cinco diferentes fitofisionomias de Cerrado, não observou diferenças na transpiração entre o período seco e chuvoso. O trabalho de Iida et al., 2016, por sua vez, que avaliou uma floresta decídua no Camboja, observou que a transpiração ocorrida no período seco representou 38% do total, algo muito similar aos resultados encontrados neste estudo. A transpiração da parcela 14A no período seco representou 32% do total anual, enquanto que na parcela 46W este valor foi de 33% e na parcela 46D, 21%.

As diferenças entre período seco e chuvoso se mantêm também para os resultados de interceptação pelo dossel. Em todas as parcelas do estudo, a proporção da precipitação que é interceptada foi maior no período seco (média de 46% contra 20% no período chuvoso). Esta diferença está relacionada com a intensidade e duração da chuva, já que no período seco os eventos de chuva tendem a ser mais curtos e de menor intensidade, fazendo com que uma maior porção da chuva fique retida no dossel e evapore (McJannet et al., 2007; Junqueira Junior et al., 2019).

As parcelas deste estudo interceptaram uma média entre 23% e 27% da precipitação total. Resultado similar foi apresentado no estudo de Bakar et al. (2023) em florestas tropicais na Indonésia, onde a interceptação ficou entre 20% e 22% da precipitação total, e também

por (Lorenzon et al., 2013), em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual em diferentes estágios de regeneração, onde a interceptação variou de 15% a 25%. Em áreas de Cerradão e Cerrado típico, por outro lado, a interceptação chegou a atingir porcentagens de 32%, tal como apresentado no estudo de Bessi et al. (2018), e 27,8% no estudo de Carvalho et al. (2013)

Da parcela da precipitação que atinge o solo e não é interceptada (precipitação efetiva), a menor parte é representada do escoamento pelo tronco. Neste estudo, o escoamento pelo tronco representou de 0,2% a 0,7% da precipitação, valores ligeiramente superiores aos encontrados por Bakar et al. (2023) em floresta tropical, onde o escoamento pelo tronco representou 0,01% e 0,03% da precipitação, mas, muito similares ao resultado de 0,4% a 0,8% encontrado por Junqueira Junior et al. (2019) em um floresta semidecídua na Mata Atlântica. Os resultados deste estudo são menores, porém, daqueles encontrados por Arcova et al. (2003) em floresta ombrófila da Mata Atlântica, onde o escoamento pelo tronco representou 4,4% da precipitação, e por McJannet et al. (2007), em florestas tropicais na Austrália, em que os valores atingiram até 11% da precipitação.

A evapotranspiração, resultado da soma da transpiração e interceptação neste estudo, representou de 47% a 76% da precipitação bruta. Os valores são inferiores aos encontrados para diferentes tipos de florestas na Mata Atlântica, onde a evapotranspiração atingiu de 80% a 89% da precipitação bruta (Saiter et al., 2016; Pereira et al. 2010). Uma das razões para isto, poderia ser o fato deste estudo não quantificar a evaporação do solo (serapilheira e vegetação rasteira), já que em determinadas fitofisionomias, como as do bioma Cerrado, por exemplo, a interceptação do solo e a transpiração da vegetação rasteira podem representar parcela expressiva da precipitação total (Rosalem et al., 2018; Santana et al., 2010; Tsiko et al., 2012).

Por outro lado, Christina et al. (2017) num estudo sobre o aproveitamento de água por uma floresta de eucalipto, apresentou resultados de que o índice de área foliar quando acima de 2,5, resulta em valores insignificantes de evaporação do solo. Sob essa lógica, mesmo as parcelas com menor IAF neste estudo, 14A com 2,84 e 46D com 3,06, possuem cobertura foliar suficiente para que a evaporação do solo seja praticamente inexpressiva.

A parcela 46W, que apresentou a maior evapotranspiração (76%), é também a parcela com maior densidade de indivíduos, índice de área foliar e área basal, fatores diretamente relacionados a evapotranspiração de florestas que levam às diferenças encontradas entre as parcelas (Burenina et al., 2022; Tamai, 2015). A parcela 14A, por outro lado, resultou na segunda maior evapotranspiração (63%), mas, possui os menores valores de área basal, IAF e

área basal. Neste caso, a idade da floresta parece ser o principal precursor da transpiração (Roberts et al., 2001) e, conseqüentemente, da evapotranspiração, já que a transpiração é o componente mais expressivo deste processo (Younger et al., 2023).

A parcela 46W (1368,8 mm) apresentou evapotranspiração quase 40% maior que a parcela 46D (840,8 mm), isto porque, ainda que possuam a mesma idade e histórico de regeneração, a parcela 46W possui maior densidade arbórea e de indivíduos regenerantes, e está mais próxima do curso d'água, distante cerca de 30 m contra 220 m da parcela 46D (Santana et al., 2010). A distância até o lençol freático também é menor para a parcela 46W, de 9,5 m contra 14,6 m da parcela 46D.

O valor encontrado para a parcela 46D, contudo, é semelhante aos valores de evapotranspiração para fitofisionomias de Cerrado arbóreo e de transição, apresentados na literatura, entre 823 e 901 mm (Almeida, 2023; Giambelluca et al., 2009). A menor evapotranspiração neste caso, é o principal fator para o maior excedente hídrico apresentado por esta parcela, de 949 mm, contra 662 mm na parcela 14A e 424 mm na parcela 46W (Fleischbein et al., 2006; van Meerveld et al., 2021).

Entretanto, apesar de bastante suportado pela literatura, o entendimento de que a vegetação e biomassa influenciam a disponibilidade hídrica (Ellison et al. 2011; Wei et al., 2018), o aumento nesta disponibilidade em razão da redução da biomassa florestal, pode ser insignificante dependendo da intensidade, principalmente em anos em que a precipitação for menor que o esperado (Bart et al., 2021). Isto é, na maioria dos casos, o principal controlador da disponibilidade hídrica ainda é o clima (Zhou et al., 2015).

Nas parcelas deste estudo, o excedente hídrico representou de 23% a 53% do total precipitado. Resultado bastante semelhante ao de Segtowich (2020), em que essa porcentagem foi de 30% a 57% da precipitação bruta em florestas plantadas de eucalipto, localizadas em local adjacente a área deste estudo. Já no trabalho de Casagrande et al. (2021), os autores apresentaram em uma floresta no bioma amazônico, resultados em que essa porcentagem ficava entre 25% e 35%, dependendo do modelo de cálculo do balanço hídrico aplicado.

O excedente hídrico obtido pelo balanço hídrico convencional para a área de estudo (896,5 mm) é condizente com o excedente hídrico da parcela 46D, calculado pelos processos hidrológicos medidos neste estudo. Entretanto, é superior aos valores obtidos para as parcelas 14A e 46W, o que indica, que o balanço hídrico convencional, quando não capta a evapotranspiração real do tipo de uso do solo ou vegetação, pode superestimar a quantidade de água que de fato abastece o lençol freático e corpos d'água.

De fato, no trabalho de Segtowich (2020), a drenagem profunda calculada para

florestas plantadas de eucalipto em área próxima à área deste estudo, foi de 596 mm, em um ano em que a precipitação bruta foi ainda maior do que a medida neste estudo (1991 mm). Sendo assim, a quantidade de água disponível calculada, é também menor do que a apresentada pelo balanço hídrico convencional.

5.3. Serviços hidrológicos em florestas com diferentes idades e condições

O serviço de provisão de água foi maior na parcela de vegetação mais jovem (14A) do que na parcela de vegetação madura (46W). A principal razão parece ser a maior transpiração e interceptação pelo dossel que a floresta mais desenvolvida apresenta. A mesma diferença entre florestas maduras e áreas em processo de restauração foi encontrada por van Meerveld et al. (2021), em um estudo que comparou dentre outros, o serviço de provisão de água, demonstrando que este foi maior na floresta em restauração principalmente devido à menor evapotranspiração na área.

Resultado diferente deste, contudo, poderia ser esperado, já que a floresta em crescimento tende a transpirar mais que florestas em estágio avançado de desenvolvimento, e, por consequência, a maior transpiração causar a diminuição do excedente hídrico (Bacellar, 2005; Roberts et al., 2001).

A idade em que a floresta apresentaria esta diminuição, contudo, é incerta, e trabalhos como o de Bentley & Coomes (2020), demonstram que em 34 das 43 bacias hidrográficas analisadas pelos autores, onde ocorreu um processo de restauração florestal, levariam pelo menos 50 anos para que o riacho recuperasse a vazão encontrada antes da restauração. Por outro lado, Peña (2021), que analisou trajetórias da restauração florestal e seus efeitos em processos hidrológicos através de modelagem, concluiu que 30 anos não foram suficientes para que não fossem observadas reduções no deflúvio anual, à medida que a floresta de desenvolvia.

Sendo assim, nas condições deste estudo, a maior provisão de água na parcela mais jovem é resultado principalmente da menor evapotranspiração, em comparação com a floresta mais madura (Fleischbein et al., 2006; van Meerveld et al., 2021). Já o resultado da evapotranspiração nesta floresta, é resultado dos maiores valores encontrados para os parâmetros estruturais, como área basal, densidade de indivíduos, IAF e diversidade de espécies (Burenina et al., 2022; Tamai, 2015), além da menor restrição hídrica, pelo acesso facilitado à água (Santana et al., 2010).

O serviço de regulação hídrica foi também maior para a floresta em restauração,

apesar da diferença pequena para com a regeneração natural. Neste caso, fatores físicos como o clima, a topografia e o tipo de solo, poderiam exercer maior influência na regulação hídrica que o estágio de desenvolvimento da floresta, e não há, de fato, diferenças relevantes para o clima, o solo ou a topografia entre estas áreas (Quintas-Soriano et al., 2014). Ademais, este trabalho não apresentou dados de infiltração de água no solo ou recarga do lençol freático, que seriam pertinentes para na análise deste serviço (Casagrande et al., 2021).

Vale destacar também, que há pouca literatura associando indicadores de regulação hídrica com a idade da floresta, mas, segundo o trabalho de Peña (2021), seria esperado maior serviço de regulação hídrica para florestas mais maduras.

O serviço de proteção do solo, por sua vez, foi maior na floresta secundária (46W) do que na floresta em processo de restauração (14A), todavia, com uma diferença pequena entre as áreas. Este resultado vai de encontro com resultados como os de Gardon et al. (2020), em que os autores avaliaram que florestas em processo de restauração com 10 anos de idade, apresentaram valores de interceptação pelo dossel (principal indicador do serviço de proteção do solo) próximos aos encontrados por florestas secundárias e em estágio avançado de regeneração.

A ligeira maior proteção do solo na parcela 46W inclusive, pode não ser relevante em limitar o fluxo terrestre em comparação com a 14A, e às custas de maior uso da água, o que por consequência, poderia reduzir o serviço de provisão de água (van Meerveld et al., 2021).

Em contrapartida, apesar dos resultados aqui apresentados indicarem maior fornecimento de serviços pela floresta mais jovem, vale destacar, que é bastante partilhado na literatura que tanto o estágio mais avançado de desenvolvimento da floresta, quanto a maior proteção do solo através do dossel, implicam em menor erosão do solo e maior capacidade de infiltração, o que por consequência, aumentam a capacidade de recarga e o serviço de regulação hídrica (Bruijnzeel, 1989; Fransozi, 2020; van Meerveld et al., 2021).

5.4. Serviços hidrológicos em uma floresta secundária em duas posições no relevo

O serviço de provisão de água foi maior na parcela em que estava em posição superior do relevo (46D), em comparação com a floresta em posição inferior (46W). A estrutura da vegetação (menor biomassa), e o acesso dificultado a água (mais distante do lençol freático e do riacho), levou a menores taxas evaporativas e, por consequência, o excedente hídrico foi maior. É amplamente discutido na literatura, o fato de que a estrutura e biomassa da vegetação, principalmente florestal, pode diminuir a provisão de água no ambiente (Bacellar,

2005; Filoso et al., 2017; Garcia, 2018; Honda et al., 2017; Wei et al., 2018), assim como, de que o acesso facilitado a água, aumenta as taxas de evapotranspiração (Harmon et al., 2020; Hawthorne & Miniati, 2018; Metzen et al., 2019), o que justificam os resultados deste estudo.

A regulação hídrica, por outro lado, foi similar entre as duas posições no relevo, mas também maior para a floresta em posição superior. Neste caso, também vale a premissa de que este estudo não apresentou dados de infiltração ou recarga, que também são importantes na avaliação deste serviço (Casagrande et al., 2021). Entretanto, no trabalho de Sanches (2022), que analisou a regulação hídrica em duas bacias hidrográficas no bioma Cerrado através de modelagem, observou que o fluxo base era favorecido pelo relevo mais plano e solos mais rasos, que no caso deste estudo, seriam esperados para a área em posição inferior no relevo.

O serviço de proteção do solo foi maior para a floresta em posição inferior no relevo do que para floresta em posição superior, apesar da diferença ser pequena. A proteção do solo em florestas ripárias é um serviço importante para reduzir o assoreamento de corpos hídricos (Tambosi et al., 2015). E, apesar da proteção do solo através do dossel florestal ser importante para redução do fluxo de sedimentos também em posições superiores no relevo (Bacellar, 2005; Li et al., 2019), ao diminuir o fluxo, diminui-se também a quantidade de água que percorre e abastece os trechos mais inferiores do relevo, o que poderia impactar a provisão de água (Garcia, 2018; McQuillan et al., 2022). Desta forma, as diferenças encontradas são positivas, à medida que a menor proteção do solo na posição superior garante o abastecimento de água para as posições mais inferiores do relevo, e que a maior proteção do solo na posição inferior garante a maior proteção dos corpos hídricos.

5.5. Limitações deste estudo

Os resultados deste estudo mostraram que é possível utilizar processos hidrológicos como indicadores de funções e serviços hidrológicos, mas, demonstraram também, que as fontes de variação são diversas e de difícil controle. Além disso, é importante notar que o excedente hídrico, que é o principal produto dos serviços hidrológicos aqui apresentados, é o resultado de todos os outros fluxos medidos, portanto, ele pode conter o erro acumulado das medições (van Meerveld et al., 2021). Dessa maneira, os resultados deste estudo não devem ser tomados para quantificações exatas, mas fornecem uma boa estimativa da provisão destes serviços em diferentes florestas na paisagem, e podem ser comparados com outros locais (Quintas-Soriano et al., 2014).

A dimensão das comparações dos serviços entre as parcelas também apresentam limitações, já que o valor máximo de um serviço foi adotado a partir da parcela que apresentou o valor máximo, e não a partir de valores de florestas de referência. Vale destacar, porém, que não existem florestas que podem ser consideradas como de “referência” na região deste estudo, já que a EECFI era integralmente utilizada para produção comercial de madeira há pouco menos de 50 anos. Além disso, existe uma lacuna na literatura de dados destes serviços para que pudessem ser utilizados como referência (Ojea et al., 2012). Por outro lado, trazer comparações da literatura revelam ainda um risco adicional que é a ambiguidade na definição de um serviço, o que pode fazer com que processos ou funções ecossistêmicas indiquem diferentes serviços a depender da interpretação (Ojea et al., 2012).

Sendo assim, para melhor explorar os serviços hidrológicos em uma área, é importante entender que quanto maior e mais completa for a medição e o nível de detalhes de cada partição do balanço hídrico, maior será o nível de certeza dos resultados obtidos. Também, é importante obter valores de referência para uma perspectiva mais adequada dos resultados e, por fim, é essencial a correta classificação dos processos, funções e indicadores, para que não haja dupla contagem dos serviços.

Apesar dos pontos de atenção trazidos aqui, vale destacar que as limitações dos dados são resultado principalmente de limitações metodológicas e financeiras, que são inerentes em pesquisas como esta. Mas, apesar disto, os resultados deste estudo trazem dados ainda pouco explorados em florestas regeneradas ou restauradas, e fornecem uma base para a tomada de decisão quando se pretende restaurar buscando múltiplos serviços hidrológicos, principalmente no âmbito das recentes políticas públicas de incentivos para a recuperação florestal, e programas de pagamento por serviços ambientais (PSA).

6. CONCLUSÕES

Este estudo mostrou que existem diferenças entre a disponibilidade de serviços hidrológicos entre florestas de diferentes idades e entre florestas em diferentes posições em um gradiente topográfico. As diferenças são resultado dos também diferentes processos hidrológicos em cada floresta, que por sua vez, foram influenciados principalmente pela estrutura da floresta.

Florestas com diferentes idades e condições de estrutura, diferem na oferta de serviços hidrológicos.

Florestas em diferentes posições do relevo e acesso à água, oferecem serviços hidrológicos distintos.

Projetos de restauração visando a oferta de serviços hidrológicos devem observar as variações da vegetação nativa em seus gradientes naturais de modo a recuperar funções hidrológicas.

Plantios de restauração florestal visando serviços hidrológicos devem considerar a trajetória de desenvolvimento da floresta e seus reflexos nos processos hidrológicos.

REFERÊNCIAS

- Almeida, A. (2023). Monitoramento e Modelagem de Processos Hidrológicos Subsuperficiais e Evapotranspiração em Bacia de Cerrado. Tese (Doutora em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Universidade de Brasília – Brasília/DF.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., De Moraes Gonçalves, J. L., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Aparecido, L. M. T., Miller, G. R., Cahill, A. T., & Moore, G. W. (2016). Comparison of tree transpiration under wet and dry canopy conditions in a Costa Rican premontane tropical forest. *Hydrological Processes*, 30(26), 5000–5011. <https://doi.org/10.1002/hyp.10960>
- Arcova, F. C. S., Cicco, V. de, & Rocha, P. A. B. (2003). Precipitação efetiva e interceptação das chuvas por floresta de Mata Atlântica em uma microbacia experimental em Cunha - São Paulo. *Revista Árvore*, 27(2), 257–262. <https://doi.org/10.1590/s0100-67622003000200014>
- Bacellar, L. D. A. P. (2005). O papel das florestas no regime hidrológico de bacias hidrográficas. *Geo.Br*, 1, 1–39.
- Bakar, A. A. A., Latif, Z. A., & Lee, W. K. (2023). Comparison of Canopy Cover Effects on Rainfall Interception Loss in Tropical Forest With Homogenous and Mixed Tree Species. *Jurnal Teknologi*, 85(2), 1–9. <https://doi.org/10.11113/jurnalteknologi.v85.17661>
- Bart, R. R., Ray, R. L., Conklin, M. H., Safeeq, M., Saksa, P. C., Tague, C. L., & Bales, R. C. (2021). Assessing the effects of forest biomass reductions on forest health and streamflow. *Hydrological Processes*, 35(3), 1–17. <https://doi.org/10.1002/hyp.14114>
- Bastos, L. A., & Ferreira, I. M. (2010). Composições fitofisionômicas do bioma Cerrado: estudo sobre o subsistema de Vereda. *Espaço Em Revista*, 12(1), 97–108.
- Bentley, L., & Coomes, D. A. (2020). Partial river flow recovery with forest age is rare in the decades following establishment. *Global Change Biology*, 26(3), 1458–1473. <https://doi.org/10.1111/gcb.14954>
- Benyon, R. G., & Doody, T. M. (2015). Comparison of interception, forest floor evaporation and transpiration in *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus* plantations. *Hydrological Processes*, 29(6), 1173–1187. <https://doi.org/10.1002/hyp.10237>

- Berry, Z. C., Gotsch, S. G., Holwerda, F., Muñoz-Villers, L. E., & Asbjornsen, H. (2016). Slope position influences vegetation-atmosphere interactions in a tropical montane cloud forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 221, 207–218. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.02.012>
- Bessi, D., Dias, H. C. T., & Tonello, K. C. (2018). Rainfall Partitioning in Fragments of Cerrado Vegetation At Different Stages of Conduction of Natural Regeneration. *Revista Árvore*, 42(2). <https://doi.org/10.1590/1806-90882018000200015>
- Bond, B.J., Meinzer, F.C., & Brooks, J.R. (2008). How trees influence the hydrological cycle in forest ecosystems. In: P.J. Wood, D.M. Hannah, J.P. Sadler (eds.). *Hydroecology and Ecohydrology: Past, present and future*. Wiley & Sons, New York, pp. 7-28.
- Brancalion, P. H. S., Niamir, A., Broadbent, E., Crouzeilles, R., Barros, F. S. M., Almeyda Zambrano, A. M., Baccini, A., Aronson, J., Goetz, S., Leighton Reid, J., Strassburg, B. B. N., Wilson, S., & Chazdon, R. L. (2019). Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Science Advances*, 5(7), 1–12. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav3223>
- Brancalion, P. H. S., Schweizer, D., Gaudare, U., Mangueira, J. R., Lamonato, F., Farah, F. T., Nave, A. G., & Rodrigues, R. R. (2016). Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. *Biotropica*, 48(6), 856–867. <https://doi.org/10.1111/btp.12383>
- Brito, G. Q. (2020). Processos hidrológicos em floresta ripária sob influência urbana. Manuscrito de qualificação (Doutorado em Ciências Ambientais), Universidade de Brasília, Brasília – DF.
- Brockhoff, E. G., Barbaro, L., Castagneyrol, B., Forrester, D. I., Gardiner, B., González-Olabarria, J. R., Lyver, P. O. B., Meurisse, N., Oxbrough, A., Taki, H., Thompson, I. D., van der Plas, F., & Jactel, H. (2017). Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, 26(13), 3005–3035. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1453-2>
- Brogna, D., Vincke, C., Brostaux, Y., Soyeurt, H., Dufrêne, M., & Dendoncker, N. (2017). How does forest cover impact water flows and ecosystem services? Insights from “real-life” catchments in Wallonia (Belgium). *Ecological Indicators*, 72, 675–685. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.011>

- Brown, T. C., Hobbins, M. T., & Ramirez, J. A. (2008). Spatial distribution of water supply in the coterminous United States. *Journal of the American Water Resources Association*, 44(6), 1474–1487. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2008.00252.x>
- Bruijnzeel, L. A. (1989). (De)forestation and dry season flow in the tropics: A closer look. *Journal of Tropical Forest Science*, 229-243.
- Bucci, S. J., Scholz, F. G., Goldstein, G., Hoffmann, W. A., Meinzer, F. C., Franco, A. C., Giambelluca, T., & Miralles-Wilhelm, F. (2008). Controls on stand transpiration and soil water utilization along a tree density gradient in a Neotropical savanna. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148(6–7), 839–849. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2007.11.013>
- Burenina, T. A., Danilova, I. V., & Mikheeva, N. A. (2022). Spatial-Temporal Dynamics of Evapotranspiration in the Podkamennaya Tunguska River Basin. *Contemporary Problems of Ecology*, 15(5), 449–458. <https://doi.org/10.1134/S1995425522050043>
- Carvalho, F., Assunção, H. F. da, & Scopel, I. (2013). Partição Pluviométrica Em Fitofisionomias Do Cerrado. *Mercator*, 12(27), 135–147. <https://doi.org/10.4215/rm2013.1227.0010>
- Casagrande, E., Recanati, F., Rulli, M. C., Bevacqua, D., & Melià, P. (2021). Water balance partitioning for ecosystem service assessment. A case study in the Amazon. *Ecological Indicators*, 121. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107155>
- Castro, A. J., Verburg, P. H., Martín-López, B., Garcia-Llorente, M., Cabello, J., Vaughn, C. C., & López, E. (2014). Ecosystem service trade-offs from supply to social demand: A landscape-scale spatial analysis. *Landscape and Urban Planning*, 132, 102–110. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.009>
- Christina, M., Nouvellon, Y., Laclau, J. P., Stape, J. L., Bouillet, J. P., Lambais, G. R., & le Maire, G. (2017). Importance of deep water uptake in tropical eucalypt forest. *Functional Ecology*, 31(2), 509–519. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12727>
- Colmanetti, M. A. A. (2013). Estrutura da vegetação e características edáficas de um reflorestamento com espécies nativas. Dissertação (Mestre em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiental), Instituto de Botânica - São Paulo/SP. 167 p.
- Coutinho, L. M. (2006). O conceito de bioma. *Acta Botânica Brasileira*, 20(1), 13–23.
- Coutinho, L. M. (2016). Biomas brasileiros. São Paulo: Oficina de Textos. ISBN 978-85-7975-254-4

- Cross, S. L., Bateman, P. W., & Cross, A. T. (2020). Restoration goals: Why are fauna still overlooked in the process of recovering functioning ecosystems and what can be done about it? *Ecological Management and Restoration*, 21(1), 4–8. <https://doi.org/10.1111/emr.12393>
- Crouzeilles, R., Ferreira, M. S., Chazdon, R. L., Lindenmayer, D. B., Sansevero, J. B. B., Monteiro, L., Iribarrem, A., Latawiec, A. E., & Strassburg, B. B. N. (2017). Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Science Advances*, 3(11), 1–8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1701345>
- Dantas de Paula, M., Groeneveld, J., & Huth, A. (2015). Tropical forest degradation and recovery in fragmented landscapes - Simulating changes in tree community, forest hydrology and carbon balance. *Global Ecology and Conservation*, 3, 664–677. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.03.004>
- Daronco, C; de Melo, A. C. G.; Durigan, G. (2013). Ecosistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. *Hoehnea* 40(3): 485–498.
- de Souza, F. M., & Batista, J. L. F. (2004). Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: Influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management*, 191(1–3), 185–200. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.12.006>
- Delgado-Rojas, J. S.; Laclau, J. P.; Roupsard, O.; STAPE, J. L.; Ranger, J.; Bouillet, J. P.; Nouvellon, Y. (2010). Calibration of home-made heat dissipation probes for a full rotation of *Eucalyptus grandis* trees in Brazil. In: 2010 AGU Fall Meeting, 2010, São Francisco. 2010 AGU Fall Meeting. ID 972492.
- dos Santos, G. L., Pereira, M. G., Delgado, R. C., Torres, J. L. R., da Silva Cravo, M. D., Barreto, A. C., & Magistrali, I. C. (2020). Evaluation of natural regeneration and recovery of environmental services in a watershed in the Cerrado-Brazil. *Environment, Development and Sustainability*, 22(6), 5571–5583. <https://doi.org/10.1007/s10668-019-00440-2>
- Du, C.; Sun, F.; Yu, J.; Liu, X.; Chen, Y. (2016). New interpretation of the role of water balance in an extended Budyko hypothesis in arid regions. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 20, p. 393 – 409.
- Duku, C., Rathjens, H., Zwart, S. J., & Hein, L. (2015). Towards ecosystem accounting: A comprehensive approach to modelling multiple hydrological ecosystem services. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(10), 4377–4396. <https://doi.org/10.5194/hess-19-4377-2015>

- Durigan, G., Siqueira, M. F. de, Franco, G. a. D., & Contieri, W. A. (2004). A Flora Arbustivo-Arbórea do Médio Paranapanema: Base para a Restauração dos Ecossistemas Naturais. *Pesquisas Em Conservação e Recuperação Ambiental No Oeste Paulista*, 199–239.
- Ellison, D., N. Futter, M., & Bishop, K. (2012). On the forest cover–water yield debate: from demand-to supply-side thinking. *Global change biology*, 18(3), 806-820.
- Esquivel, J., Pauchard, A., & Saldaña, A. (2019). Effects of functional diversity on evapotranspiration rate: An annual analysis of three chilean temperate forests. *Gayana - Botanica*, 76(2), 156–167. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432019000200156>
- Fabiani, G., Schoppach, R., Penna, D., & Klaus, J. (2022). Transpiration patterns and water use strategies of beech and oak trees along a hillslope. *Ecohydrology*, 15(2), 1–18. <https://doi.org/10.1002/eco.2382>
- Ferraz, S., Brancalion, P. H. S., Guillemot, J., & Meli, P. (2020). On the Need to Differentiate the Temporal Trajectories of Ecosystem Structure and Functions in Restoration Programs. *Tropical Conservation Science*, 13. <https://doi.org/10.1177/1940082920910314>
- Ferraz, S. F. B. & Lima, W. P. (2022). Hidrologia Florestal Aplicada: Planejando as Interações entre a Floresta e a Água. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1 ed. 320 p. ISBN 13: 9786557850176.
- Fleischbein, K., Wilcke, W., Valarezo, C., Zech, W., & Knoblich, K. (2006). Water budgets of three small catchments under montane forest in Ecuador: experimental and modelling approach. *Hydrological Processes: An International Journal*, 20(12), 2491-2507.
- Flo, V., Martínez-Vilalta, J., Granda, V., Mencuccini, M., & Poyatos, R. (2022). Vapour pressure deficit is the main driver of tree canopy conductance across biomes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 322, 109029. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2022.109029>
- Fransozi, A. A. (2020). O papel da vegetação secundária nas funções e processos hidrológicos em bacias agrícolas. Tese (Doutora em Conservação de Ecossistemas Florestais), Universidade de São Paulo - Piracicaba/SP.
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., & Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27(S1), S1–S46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>

- García-Leoz, V., Villegas, J. C., Suescún, D., Flórez, C. P., Merino-Martín, L., Betancur, T., & León, J. D. (2018). Land cover effects on water balance partitioning in the Colombian Andes: improved water availability in early stages of natural vegetation recovery. *Regional Environmental Change*, 18(4), 1117–1129. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1249-7>
- Garcia, L. G. (2018). Composição e configuração da cobertura florestal na bacia hidrográfica e seus efeitos nos serviços hidrológicos. Tese (Doutora em Conservação de Ecossistemas Florestais), Universidade de São Paulo - Piracicaba/SP.
- Gardon, F. R., Toledo, R. M. de, Brentan, B. M., & Santos, R. F. dos. (2020). Rainfall interception and plant community in young forest restorations. *Ecological Indicators*, 109(September 2019), 105779. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105779>
- Giambelluca, T. W., Scholz, F. G., Bucci, S. J., Meinzer, F. C., Goldstein, G., Hoffmann, W. A., Franco, A. C., & Buchert, M. P. (2009). Evapotranspiration and energy balance of Brazilian savannas with contrasting tree density. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149(8), 1365–1376. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.03.006>
- Gomes, V. H. F., Vieira, I. C. G., Salomão, R. P., & ter Steege, H. (2019). Amazonian tree species threatened by deforestation and climate change. *Nature Climate Change*, 9(7), 547–553. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0500-2>
- Gonçalves, T. D. (2003). Mapeamento de solos e produtividade em plantações de *Eucalyptus grandis* na estação experimental de Itatinga, ESALQ, com uso de geoprocessamento. Dissertação (Mestre em Manejo de Florestas de Produção), Universidade de São Paulo - Piracicaba/SP.
- Granier, A. (1985). Une nouvelle méthode pour la mesure du flux de sève brute dans le tronc des arbres. In *Annales des Sciences forestières* (Vol. 42, No. 2, pp. 193-200). EDP Sciences.
- Granier, A., Biron, P., Bréda, N., Pontailler, J. Y., & Saugier, B. (1996). Transpiration of trees and forest stands: Short and long-term monitoring using sapflow methods. *Global Change Biology*, 2(3), 265–274. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.1996.tb00078.x>
- Grosso, J. D., Salemi, L. F., Moraes, J. M., Trevisan, R., Seghesi, G. B., & Martinelli, L. A. (2019). Capacidade de retenção de água do dossel vegetativo: comparação entre Mata Atlântica e plantação florestal de eucalipto. *Ciência Florestal*, 29, 96-104.

- Guilherme, F. A. G., Machado, D. L., Silva, G. E., Nascimento, N. M., Ferreira, G. L., Pereira, K. de A. R., Souza, A. P. de, Borges, P. de G., Souza, L. R., Rocha, J. D. L., Coelho, C. P., Maciel, E. A., Ferreira, W. C., Zortéa, M., & Carneiro, S. E. S. (2023). Fine-scale variation reveals high structure and floristic heterogeneity in dry forests of the Cerrado. *Southern Forests*. <https://doi.org/10.2989/20702620.2023.2216858>
- Ha, L. T., Bastiaanssen, W. G. M., Simons, G. W. H., & Poortinga, A. (2023). A New Framework of 17 Hydrological Ecosystem Services (HESS17) for Supporting River Basin Planning and Environmental Monitoring. *Sustainability (Switzerland)*, *15*(7). <https://doi.org/10.3390/su15076182>
- Haines-Young, R., & Potschin-Young, M. (2018). Revision of the common international classification for ecosystem services (CICES V5. 1): a policy brief. *One Ecosystem*, *3*, e27108.
- Harmon, R., Barnard, H. R., & Singha, K. (2020). Water Table Depth and Bedrock Permeability Control Magnitude and Timing of Transpiration-Induced Diel Fluctuations in Groundwater. *Water Resources Research*, *56*(5), 1–22. <https://doi.org/10.1029/2019WR025967>
- Hawthorne, S., & Miniati, C. F. (2018). Topography may mitigate drought effects on vegetation along a hillslope gradient. *Ecohydrology*, *11*(1). <https://doi.org/10.1002/eco.1825>
- Hewlett, J. D., & Nutter, W. L. (1969). *An Outline of Forest Hydrology*. Athens: University of Georgia Press, Athens.
- Höhl, M., Ahimbisibwe, V., Stanturf, J. A., Elsasser, P., Kleine, M., & Bolte, A. (2020). Forest landscape restoration-What generates failure and success? *Forests*, *11*(9). <https://doi.org/10.3390/F11090938>
- Holl, K. D. (2017). Research directions in tropical forest restoration. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, *102*(2), 237–250. <https://doi.org/10.3417/2016036>
- Honda, E. A., Durigan, G., Honda, E. A., & Durigan, G. (2017). A restauração de ecossistemas e a produção de água. *Hoehnea*, *44*(3), 315–327. <https://doi.org/10.1590/2236-8906-82/2016>
- Horna, V., Schuldt, B., Brix, S., & Leuschner, C. (2011). Environment and tree size controlling stem sap flux in a perhumid tropical forest of Central Sulawesi, Indonesia. *Annals of Forest Science*, *68*(5), 1027–1038. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0110-2>

- Iida, S., Shimizu, T., Tamai, K., Kabeya, N., Shimizu, A., Ito, E., Ohnuki, Y., Chann, S., & Keth, N. (2016). Interrelationships among dry season leaf fall, leaf flush and transpiration: Insights from sap flux measurements in a tropical dry deciduous forest. *Ecohydrology*, 9(3), 472–486. <https://doi.org/10.1002/eco.1650>
- Imana-Encinas, J., De Macedo, L. A., & De Paula, J. E. (2007). Florística e fitossociologia de um trecho da floresta estacional semidecidual na área do ecomuseu do cerrado, em pirenópolis - Goiás. *Cerne*, 13(3), 308–320.
- Ivanov, G. B. 2011. Influência de variáveis dendrométricas, anatômicas e ambientais na produção de frutos e sementes de *Bertholletia excelsa* H.B.K. Dissertação (Mestre em Engenharia Florestal), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS.
- IUCN. (2022). *IUCN Restoration Barometer 2022 Report*. 25. https://www.iucn.org/sites/default/files/2022-12/be_iucn_restorationbarometer_v9_compressed-1.pdf
- Jackson, R. B., Jobbágy, E. G., Avissar, R., Roy, S. B., Barrett, D. J., Cook, C. W., Farley, K. A., Le Maitre, D. C., McCarl, B. A., & Murray, B. C. (2005). Atmospheric science: Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science*, 310(5756), 1944–1947. <https://doi.org/10.1126/science.1119282>
- Jakovac, C. C., Junqueira, A. B., Crouzeilles, R., Peña-Claros, M., Mesquita, R. C., & Bongers, F. (2021). The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests. *Biological Reviews*, 96(4), 1114–1134.
- Jones, J., Ellison, D., Ferraz, S., Lara, A., Wei, X., & Zhang, Z. (2022). Forest restoration and hydrology. *Forest Ecology and Management*, 520(January), 120342. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120342>
- Junqueira Junior, J. A., de Mello, C. R., de Mello, J. M., Scolforo, H. F., Beskow, S., & McCarter, J. (2019). Rainfall partitioning measurement and rainfall interception modelling in a tropical semi-deciduous Atlantic forest remnant. *Agricultural and Forest Meteorology*, 275(May), 170–183. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.05.016>
- Kotowska, M. M., Link, R. M., Röhl, A., Hertel, D., Hölscher, D., Waite, P. A., Moser, G., Tjoa, A., Leuschner, C., & Schuldt, B. (2021). Effects of Wood Hydraulic Properties on Water Use and Productivity of Tropical Rainforest Trees. *Frontiers in Forests and Global Change*, 3(January), 1–14. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.598759>

- Kovacs, J. M., King, J. M. L., Flores de Santiago, F., & Flores-Verdugo, F. (2009). Evaluating the condition of a mangrove forest of the Mexican Pacific based on an estimated leaf area index mapping approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 157(1–4), 137–149. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0523-z>
- Krauss, K. W., Duberstein, J. A., & Conner, W. H. (2015). Assessing stand water use in four coastal wetland forests using sapflow techniques: annual estimates, errors and associated uncertainties. *Hydrological Processes*, 29(1), 112–127. <https://doi.org/10.1002/hyp.10130>
- Krishnaswamy, J., Bonell, M., Venkatesh, B., Purandara, B. K., Rakesh, K. N., Lele, S., Kiran, M. C., Reddy, V., & Badiger, S. (2013). The groundwater recharge response and hydrologic services of tropical humid forest ecosystems to use and reforestation: Support for the “infiltration-evapotranspiration trade-off hypothesis.” *Journal of Hydrology*, 498, 191–209. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.034>
- Kunert, N., Schwendenmann, L., & Hölscher, D. (2010). Seasonal dynamics of tree sap flux and water use in nine species in Panamanian forest plantations. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150(3), 411–419. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.01.006>
- Li, G., Wan, L., Cui, M., Wu, B., & Zhou, J. (2019). Influence of canopy interception and rainfall kinetic energy on soil erosion under forests. *Forests*, 10(6). <https://doi.org/10.3390/f10060509>
- Link, R. M., Fuchs, S., Arias Aguilar, D., Leuschner, C., Castillo Ugalde, M., Valverde Otarola, J. C., & Schuldt, B. (2020). Tree height predicts the shape of radial sap flow profiles of Costa-Rican tropical dry forest tree species. *Agricultural and Forest Meteorology*, 287(February), 107913. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.107913>
- Liu, J., Zhang, Q., Singh, V. P., Song, C., Zhang, Y., Sun, P., & Gu, X. (2018). Hydrological effects of climate variability and vegetation dynamics on annual fluvial water balance in global large river basins. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(7), 4047–4060. <https://doi.org/10.5194/hess-22-4047-2018>
- Loiselle, B. A., Graham, C. H., Goerck, J. M., & Ribeiro, M. C. (2010). Assessing the impact of deforestation and climate change on the range size and environmental niche of bird species in the Atlantic forests, Brazil. *Journal of Biogeography*, 37(7), 1288–1301. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02285.x>
- Looker, N., Martin, J., Hoylman, Z., Jencso, K., & Hu, J. (2018). Diurnal and seasonal coupling of conifer sap flow and vapour pressure deficit across topoclimatic gradients in a subalpine catchment. *Ecohydrology*, 11(7), 1–16. <https://doi.org/10.1002/eco.1994>

- Lopes, B. S., Corrêa, K. A. B., Ogasawara, M. E. K., Precinoto, R. S., Cassiano, C. C., Sell, B. M., Melo, R. S., dos Reis Oliveira, P. C., & Ferraz, S. F. de B. (2022). How does land use cover change affect hydrological response in the Atlantic Forest? Implications for ecological restoration. *Frontiers in Water*, 4. <https://doi.org/10.3389/frwa.2022.998349>
- Lorenzon, A. S., Dias, H. C. T., & Leite, H. G. (2013). Precipitação efetiva e interceptação da chuva em um fragmento florestal com diferentes estágios de regeneração. *Revista Arvore*, 37(4), 619–627. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622013000400005>
- McQuillan, K. A., Tulbure, M. G., & Martin, K. L. (2022). Forest water use is increasingly decoupled from water availability even during severe drought. *Landscape Ecology*, 37(7), 1801–1817. <https://doi.org/10.1007/s10980-022-01425-9>
- MapBiomas (2020). O Brasil perdeu área de vegetação nativa equivalente a 10% do território nacional entre 1985 e 2019. Disponível em: <<https://brasil.mapbiomas.org/2020/08/28/o-brasil-perdeu-area-de-vegetacao-nativa-equivalente-a-10-do-territorio-nacional-entre-1985-e-2019/>>. Acesso em 20 jul 2023.
- McJannet, D., Fitch, P., Disher, M., Wallace, J. (2007). Measurements of transpiration in four tropical rainforest types of north Queensland, Australia. *Hydrol. Process.* 21, 3549–3564.
- Mendes, M. S., Latawiec, A. E., Sansevero, J. B. B., Crouzeilles, R., Moraes, L. F. D., Castro, A., Alves-Pinto, H. N., Brancalion, P. H. S., Rodrigues, R. R., Chazdon, R. L., Barros, F. S. M., Santos, J., Iribarrem, A., Mata, S., Lemgruber, L., Rodrigues, A., Korys, K., & Strassburg, B. B. N. (2019). Look down—there is a gap—the need to include soil data in Atlantic Forest restoration. *Restoration Ecology*, 27(2), 361–370. <https://doi.org/10.1111/rec.12875>
- Metzen, D., Sheridan, G. J., Benyon, R. G., Bolstad, P. V., Griebel, A., & Lane, P. N. J. (2019). Spatio-temporal transpiration patterns reflect vegetation structure in complex upland terrain. *Science of the Total Environment*, 694, 133551. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.357>
- Ministério do Meio Ambiente. (2017). Plano nacional de recuperação da vegetação nativa. In *Mma* (Vol. 53, Issue 9).
- Moore, G. W., Orozco, G., Aparecido, L. M. T., & Miller, G. R. (2018). Upscaling transpiration in diverse forests: Insights from a tropical premontane site. *Ecohydrology*, 11(3), 1–13. <https://doi.org/10.1002/eco.1920>
- Nakasato, M. V. (2022). Estrutura da vegetação e atributos químicos do solo 12 anos após uma restauração florestal. Dissertação (Mestre em Ciências Ambientais), Universidade Federal de São Carlos – São Carlos/SP.

- Nascimento, N. M., Guilherme, F. A. G., Ressel, K., Ferreira, G. L., Carneiro, S. E. S., & Silva, G. E. (2022). Gallery Forests Flora and Tree Structure Reinforce Atlantic Forest Occurrence in Brazilian Central Plateau. *Journal of Tropical Forest Science*, 34(2), 199–209. <https://doi.org/10.26525/jtfs2022.34.2.199>
- Naves-Barbiero, C. C., Franco, A. C., Bucci, S. J., & Goldstein, G. (2000). Sap flow and stomatal conductance of two evergreen woody species in an open savanna and a savanna woodland. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, 12(2), 119–134. <https://doi.org/10.1590/s0103-31312000000200003>
- Ning, T., Zhou, S., Chang, F., Shen, H., Li, Z., & Liu, W. (2019). Interaction of vegetation, climate and topography on evapotranspiration modelling at different time scales within the Budyko framework. *Agricultural and Forest Meteorology*, 275(April), 59–68. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.05.001>
- Ogasawara, M. E. K. (2020). Modelagem de efeitos das mudanças climáticas sobre o deflúvio e a qualidade de água em bacias hidrográficas do Estado de São Paulo. Dissertação (Mestre em Conservação de Ecossistemas Florestais), Universidade de São Paulo - Piracicaba/SP.
- Ojea, E., Martin-Ortega, J., & Chiabai, A. (2012). Defining and classifying ecosystem services for economic valuation: The case of forest water services. *Environmental Science and Policy*, 19–20, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.02.002>
- Oliveira, R. E. de, & Engel, V. L. (2018). Indicadores de monitoramento da restauração na Floresta Atlântica e atributos para ecossistemas restaurados. *Scientia Plena*, 13(12), 1–13. <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2017.127301>
- Oliveira, P. T. S., Wendland, E., Nearing, M. A., Scott, R. L., Rosolem, R., & Da Rocha, H. R. (2015). The water balance components of undisturbed tropical woodlands in the Brazilian cerrado. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(6), 2899–2910. <https://doi.org/10.5194/hess-19-2899-2015>
- Ozcelik, M. S., & Sengonul, K. (2021). Transpiration of anatolian black pine and sessile oak forest stands in a sub-humid region of Turkey. *Annals of Forest Research*, 64(1), 111–128. <https://doi.org/10.15287/afr.2021.2047>
- Peña Sierra, D. Y. (2021). Simulação do efeito da restauração florestal ao longo do tempo no regime hidrológico de riachos. Dissertação (Mestra em Conservação de Ecossistemas Florestais), Universidade de São Paulo - Piracicaba/SP.

- Pereira, D. D. R., Mello, C. R. D., Silva, A. M. D., & Yanagi, S. D. N. M. (2010). Evapotranspiration and estimation of aerodynamic and stomatal conductance in a fragment of Atlantic Forest in Mantiqueira Range region, MG. *Cerne*, 16, 32-40.
- Pinheiro, E. da S., & Durigan, G. (2012). Diferenças florísticas e estruturais entre fitofisionomias do cerrado em Assis, SP, Brasil. *Revista Arvore*, 36(1), 181–193. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622012000100019>
- Pinto Jr., O. B., Vourlitis, G. L., Sanches, L., Dalmagro, H. J., Lobo, F. de A., & Nogueira, J. de S. (2013). Transpiração pelo método da sonda de dissipação térmica em floresta de transição Amazônica-Cerrado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 17(3), 268–274. <https://doi.org/10.1590/s1415-43662013000300004>
- Quintas-Soriano, C., Castro, A. J., García-Llorente, M., Cabello, J., & Castro, H. (2014). From supply to social demand: A landscape-scale analysis of the water regulation service. *Landscape Ecology*, 29(6), 1069–1082. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0032-0>
- Reyes-García, C., Andrade, J. L., Simá, J. L., Us-Santamaría, R., & Jackson, P. C. (2012). Sapwood to heartwood ratio affects whole-tree water use in dry forest legume and non-legume trees. *Trees - Structure and Function*, 26(4), 1317–1330. <https://doi.org/10.1007/s00468-012-0708-5>
- Rezende, G. M., & Vieira, D. L. M. (2019). Forest restoration in southern Amazonia: Soil preparation triggers natural regeneration. *Forest Ecology and Management*, 433(October 2018), 93–104. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.049>
- Roberts, S., Vertessy, R., & Grayson, R. (2001). Transpiration from Eucalyptus sieberi (L. Johnson) forests of different age. *Forest Ecology and Management*, 143(1–3), 153–161. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00514-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00514-4)
- Rodrigues, A. F., de Mello, C. R., Terra, M. de C. N. S., & Beskow, S. (2021). Water balance of an atlantic forest remnant under a prolonged drought period. *Ciencia e Agrotecnologia*, 45. <https://doi.org/10.1590/1413-7054202145008421>
- Rodrigues, R. R., Lima, R. A. F., Gandolfi, S., & Nave, A. G. (2009). On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142(6), 1242–1251. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>
- Rosalem, L. M. P., Anache, J. A. A., & Wendland, E. (2018). Determining forest litter interception in an area of the Cerrado sensu stricto. *Revista Brasileira de Recursos Hidricos*, 23(122 mm), 1–10. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.231820170146>

- Rosenfield, M. F., & Müller, S. C. (2019). Assessing ecosystem functioning in forests undergoing restoration. *Restoration Ecology*, 27(1), 158–167. <https://doi.org/10.1111/rec.12828>
- Rosenfield, M. F., & Müller, S. C. (2020). Functional ecology as a tool for planning and monitoring ecosystems restoration. *Oecologia Australis*, 24(3), 550–565. <https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2403.02>
- Saiter, F. Z., Eisenlohr, P. V., Barbosa, M. R. V., Thomas, W. W., & Oliveira-Filho, A. T. (2016). From evergreen to deciduous tropical forests: how energy–water balance, temperature, and space influence the tree species composition in a high diversity region. *Plant Ecology and Diversity*, 9(1), 45–54. <https://doi.org/10.1080/17550874.2015.1075623>
- Salemi, L. F., Groppo, J. D., Trevisan, R., de Moraes, J. M., de Barros Ferraz, S. F., Villani, J. P., Duarte-Neto, P. J., & Martinelli, L. A. (2013). Land-use change in the Atlantic rainforest region: Consequences for the hydrology of small catchments. *Journal of Hydrology*, 499, 100–109. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.049>
- Sanches, L. L. (2022). Ecohidrologia terrestre do Cerrado: síntese de evidências e investigação do papel de unidades de conservação na regulação hídrica. Dissertação (Mestre em Ecologia), Universidade de Brasília - Brasília/DF.
- Santana, O. A., Cuniat, G., & Imaña-Encinas, J. (2010). Contribuição da vegetação rasteira na evapotranspiração total em diferentes ecossistemas do bioma cerrado, distrito federal. *Ciencia Florestal*, 20(2), 269–281. <https://doi.org/10.5902/198050981851>
- Scarano, F. R., & Ceotto, P. (2015). Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodiversity and Conservation*, 24(9), 2319–2331. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0972-y>
- Scardua, F. P. (1994). Caracterização hidrológica de uma microbacia hidrográfica da estação experimental de ciências florestais de Itatinga, ESALQ/USP. Dissertação (Mestre em Ciências Florestais), Universidade de São Paulo - Piracicaba/SP.
- Segtowich, A. de C. (2020). Balanço hídrico do sistema solo-planta e eficiência de uso da água por espécies de *Eucalyptus* com diferentes tolerâncias à deficiência hídrica. Dissertação (Mestra em Silvicultura e Manejo Florestal), Universidade de São Paulo - Piracicaba/SP.

- Silveira dos Santos, J., Silva-Neto, C. M., Castro Silva, T., Nascimento Siqueira, K., Ribeiro, M. C., & Garcia Collevatti, R. (2022). Landscape structure and local variables affect plant community diversity and structure in a Brazilian agricultural landscape. *Biotropica*, *54*(1), 239–250. <https://doi.org/10.1111/btp.13054>
- Siminski, A., Zambiasi, D. C., dos Santos, K. L., & Fantini, A. C. (2021). Dynamics of Natural Regeneration: Implications for Landscape Restoration in the Atlantic Forest, Brazil. *Frontiers in Forests and Global Change*, *4*(March), 1–15. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.576908>
- Suganuma, M. S. (2013). Trajetórias sucessionais e fatores condicionantes na restauração de matas ciliares em região de floresta estacional semidecidual. Tese (Doutor em Ciências da Engenharia Ambiental), Universidade de São Paulo - São Carlos/SP.
- Sun, G., Wei, X., Hao, L., Sanchis, M. G., Hou, Y., Yousefpour, R., Tang, R., & Zhang, Z. (2023). Forest hydrology modeling tools for watershed management: A review. *Forest Ecology and Management*, *530*(February 2022). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120755>
- Tamai, K. (2015). Effect estimation of stem density and LAI on the evapotranspiration rate from forest stand. *Ecosystems and Sustainable Development X*, *1*, 195–204. <https://doi.org/10.2495/eco150181>
- Tambosi, L. R., Vidal, M. M., de Barros Ferraz, S. F., & Metzger, J. P. (2015). Funções ecológicas das florestas nativas e o Código Florestal. *Estudos Avancados*, *29*(84), 151–162. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142015000200010>
- Thornthwaite, C.W. & Mather, J.R. (1955). The water balance. *Climatology*, Centerton, v.8, n.1, p.104.
- Tiemann, A., & Ring, I. (2022). Towards ecosystem service assessment: Developing biophysical indicators for forest ecosystem services. *Ecological Indicators*, *137*(February). <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108704>
- Togbévi, Q. F., Bossa, A. Y., Yira, Y., Preko, K., Sintondji, L. O., & van der Ploeg, M. (2020). A multi-model approach for analysing water balance and water-related ecosystem services in the Ouriyori catchment (Benin). *Hydrological Sciences Journal*, *65*(14), 2453–2465. <https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1811286>
- Toledo-Aceves, T., Trujillo-Miranda, A. L., & López-Barrera, F. (2021). Tree regeneration in active and passive cloud forest restoration: Functional groups and timber species. *Forest Ecology and Management*, *489*(August 2020). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119050>

- Trentin, B. E., Estevan, D. A., Rossetto, E. F. S., Gorenstein, M. R., Brizola, G. P., & Bechara, F. C. (2018). Restauração florestal na mata atlântica: Passiva, nucleação e plantio de alta diversidade. *Ciencia Florestal*, 28(1), 160–174. <https://doi.org/10.5902/1980509831647>
- Trevor Caughlin, T., de la Peña-Domene, M., & Martínez-Garza, C. (2019). Demographic costs and benefits of natural regeneration during tropical forest restoration. *Ecology Letters*, 22(1), 34–44. <https://doi.org/10.1111/ele.13165>
- Tromp-van Meerveld, H. J., & McDonnell, J. J. (2006). On the interrelations between topography, soil depth, soil moisture, transpiration rates and species distribution at the hillslope scale. *Advances in Water Resources*, 29(2), 293–310. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2005.02.016>
- Tsiko, C. T., Makurira, H., Gerrits, A. M. J., & Savenije, H. H. G. (2012). Measuring forest floor and canopy interception in a savannah ecosystem. *Physics and Chemistry of the Earth*, 47–48, 122–127. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2011.06.009>
- UN. (2019). UNGA. (2019). United Nations Decade on Ecosystem Restoration (2021–2030). Resolution adopted by the General Assembly on 1 March 2019. undocs.org/A/RES/73/284, 03519(March), 1–6. undocs.org/A/RES/73/284
- van Meerveld, H. J., Jones, J. P. G., Ghimire, C. P., Zwartendijk, B. W., Lahitiana, J., Ravelona, M., & Mulligan, M. (2021). Forest regeneration can positively contribute to local hydrological ecosystem services: Implications for forest landscape restoration. *Journal of Applied Ecology*, 58(4), 755–765. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13836>
- Veiga, M. P. da, Martins, S. S., Silva, I. C., Tormena, C. A., & Silva, O. H. da. (2003). Avaliação dos aspectos florísticos de uma mata ciliar no Norte do Estado do Paraná. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 25(2), 519–525. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v25i2.2133>
- Vellame, L. M.; Coelho Filho, M. A.; Paz, V. P. S. 2009. Transpiração em mangueira pelo método Granier. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.13, n.5. p. 516-523.
- Venturoli F., Felfili J.M., F. C. W. (2011). Avaliação Temporal Da Regeneração Natural Em Uma Floresta. *Revista Árvore*, 35(3), 473–483.
- Viani, R. A. G., Barreto, T. E., Farah, F. T., Rodrigues, R. R., & Brancalion, P. H. S. (2018). Monitoring Young Tropical Forest Restoration Sites: How Much to Measure? *Tropical Conservation Science*, 11. <https://doi.org/10.1177/1940082918780916>

- Warziniack, T., Sham, C. H., Morgan, R., & Feferholtz, Y. (2017). Effect of Forest Cover on Water Treatment Costs. *Water Economics and Policy*, 3(4). <https://doi.org/10.1142/S2382624X17500060>
- Wei, X., Li, Q., Zhang, M., Giles-Hansen, K., Liu, W., Fan, H., Wang, Y., Zhou, G., Piao, S., & Liu, S. (2018). Vegetation cover—another dominant factor in determining global water resources in forested regions. *Global Change Biology*, 24(2), 786–795. <https://doi.org/10.1111/gcb.13983>
- Williams-Linera, G., Bonilla-Moheno, M., López-Barrera, F., & Tolome, J. (2021). Litterfall, vegetation structure and tree composition as indicators of functional recovery in passive and active tropical cloud forest restoration. *Forest Ecology and Management*, 493(March). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119260>
- Yaemphum, S., Unawong, W., & Tor-Ngern, P. (2022). Sapwood area~DBH allometries for 14 common tree species in a successional tropical forest in Thailand. *Forestry*, 95(4), 562–571. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpab054>
- Younger, S. E., Jackson, C. R., Dix, M. J., Caldwell, P. V., & Aubrey, D. P. (2023). Evapotranspiration Partitioning of Eucalyptus benthamii and Pinus taeda During Early Stand Development. *Bioenergy Research*, 0123456789. <https://doi.org/10.1007/s12155-023-10591-w>
- Zanini, A. M., Mayrinck, R. C., Vieira, S. A., de Camargo, P. B., & Rodrigues, R. R. (2021). The effect of ecological restoration methods on carbon stocks in the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 481(November 2020), 118734. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118734>
- Zhang, Z. Z., Zhao, P., McCarthy, H. R., Zhao, X. H., Niu, J. F., Zhu, L. W., Ni, G. Y., Ouyang, L., & Huang, Y. Q. (2016). Influence of the decoupling degree on the estimation of canopy stomatal conductance for two broadleaf tree species. *Agricultural and Forest Meteorology*, 221, 230–241. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.02.018>
- Zhou, G., Wei, X., Chen, X., Zhou, P., Liu, X., Xiao, Y., Sun, G., Scott, D. F., Zhou, S., Han, L., & Su, Y. (2015). Global pattern for the effect of climate and land cover on water yield. *Nature Communications*, 6, 1–9. <https://doi.org/10.1038/ncomms6918>
- Zviejkovski, I. P. (2008). Sucessão em uma pastagem tropical abandonada: mudanças estruturais e estimativa de recuperação florestal. Dissertação (Mestre em Ciências Ambientais), Universidade Estadual de Maringá - Maringá/PR.

APÊNDICES

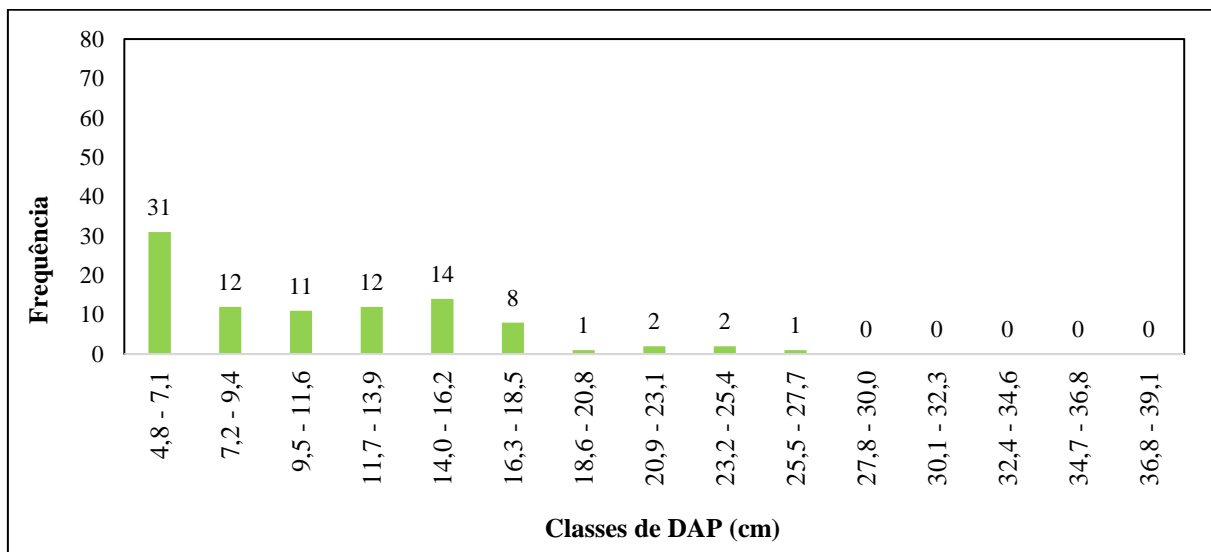
APÊNDICE A.

Espécies e número de indivíduos na parcela 14A

Espécie	Número de árvores	% de árvores	Número de fustes	% de fustes
<i>Alchornea triplinervia</i>	3	6,4	5	5,4
<i>Coccoloba cordifolia</i>	2	4,3	2	2,2
<i>Copaifera langsdorffii</i>	1	2,1	1	1,1
<i>Croton floribundus</i>	14	29,8	23	24,7
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	2	4,3	2	2,2
<i>Inga laurina</i>	1	2,1	4	4,3
<i>Inga vera</i>	12	25,5	40	43,0
<i>Matayba elaeagnoides</i>	2	4,3	3	3,2
<i>Miconia pusilliflora</i>	1	2,1	1	1,1
<i>Moquiniastrum polymorphum</i>	1	2,1	1	1,1
<i>Myrcia splendens</i>	3	6,4	4	4,3
<i>Ocotea corymbosa</i>	1	2,1	1	1,1
<i>Ocotea pulchella</i>	1	2,1	1	1,1
<i>Schinus terebinthifolius</i>	1	2,1	3	3,2
<i>Sessea brasiliensis</i>	2	4,3	2	2,2
TOTAL	47	100,0	93	100,0

APÊNDICE B.

Classes de distribuição de DAP parcela 14A



APÊNDICE C.

Indicadores ecológicos medidos nas parcelas e seus respectivos valores

Categoria	Indicador	14A	46W	46D
Composição	Riqueza de espécies arbóreas (S)	2,19	3,29	2,33
	Diversidade de espécies (H') Shannon-Wiener (1949)	2,17	3,13	2,57
	Presença de espécies exóticas não invasoras	não	sim	sim
Estrutura	Cobertura de copa (IAF m ² /m ²)	2,84	4,46	3,06
	Cobertura do solo por gramíneas hiperabundantes (% média)	44,5	7,6	26,0
	Densidade de árvores (ind/ha)	522	1900	1611
	Densidade de regenerantes (ind/ha)	1556	6078	3011
	Área basal da parcela (m ² /ha)	12	26,1	15,6
	Presença de outras formas de vida (nº médio de obs.)	4	17	31
Funcionamento	Bromélia	0	9	1
	Epífita	9	88	39
	Samambaia	2	10	7
	Orquídea	0	4	0
	Palmeira	2	11	2
	Liana	13	65	52

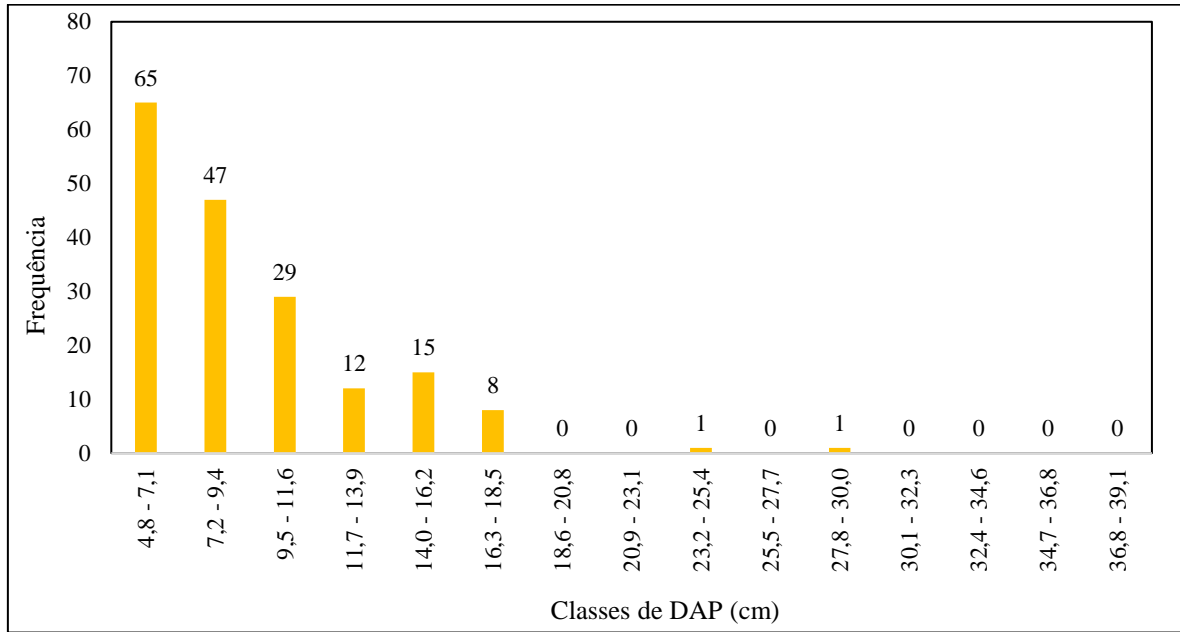
APÊNDICE D.

Espécies e número de indivíduos na parcela 46D

Espécie	Número de árvores	% de árvores	Número de fustes	% de fustes
<i>Alchornea triplinervia</i>	29	20,0	42	23,5
<i>Bauhinia forficata</i>	1	0,7	1	0,6
<i>Cabralea canjerana</i>	1	0,7	1	0,6
<i>Cariniana estrellensis</i>	1	0,7	3	1,7
<i>Casearia gossypiosperma</i>	2	1,4	2	1,1
<i>Casearia sylvestris</i>	3	2,1	3	1,7
<i>Cassia ferruginea</i>	1	0,7	1	0,6
<i>Coccoloba cordata</i>	8	5,5	13	7,3
<i>Coccoloba cordifolia</i>	5	3,4	5	2,8
<i>Copaifera langsdorffii</i>	3	2,1	4	2,2
<i>Dahlstedtia floribunda</i>	1	0,7	1	0,6
<i>Eucalyptus saligna</i>	10	6,9	15	8,4
Indeterminada	2	1,4	3	1,7
<i>Matayba elaeagnoides</i>	4	2,8	4	2,2
<i>Myrcia splendens</i>	2	1,4	2	1,1
<i>Myrsine coriacea</i>	7	4,8	7	3,9
<i>Myrsine umbellata</i>	1	0,7	1	0,6
<i>Myrsine coriacea</i>	1	0,7	1	0,6
<i>Ocotea corymbosa</i>	8	5,5	8	4,5
<i>Ocotea pulchella</i>	2	1,4	2	1,1
<i>Ocotea velutina</i>	1	0,7	1	0,6
<i>Pera glabrata</i>	37	25,5	40	22,3
<i>Persea willdenovii</i>	1	0,7	1	0,6
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	2	1,4	2	1,1
<i>Piptocarpha macropoda</i>	4	2,8	4	2,2
<i>Piptocarpha regnellii</i>	2	1,4	4	2,2
<i>Pterogyne nitens</i>	1	0,7	2	1,1
<i>Triplaris americana</i>	4	2,8	5	2,8
<i>Vochysia tucanorum</i>	1	0,7	1	0,6
TOTAL	145	100	179	100

APÊNDICE E.

Classes de distribuição de DAP parcela 46D



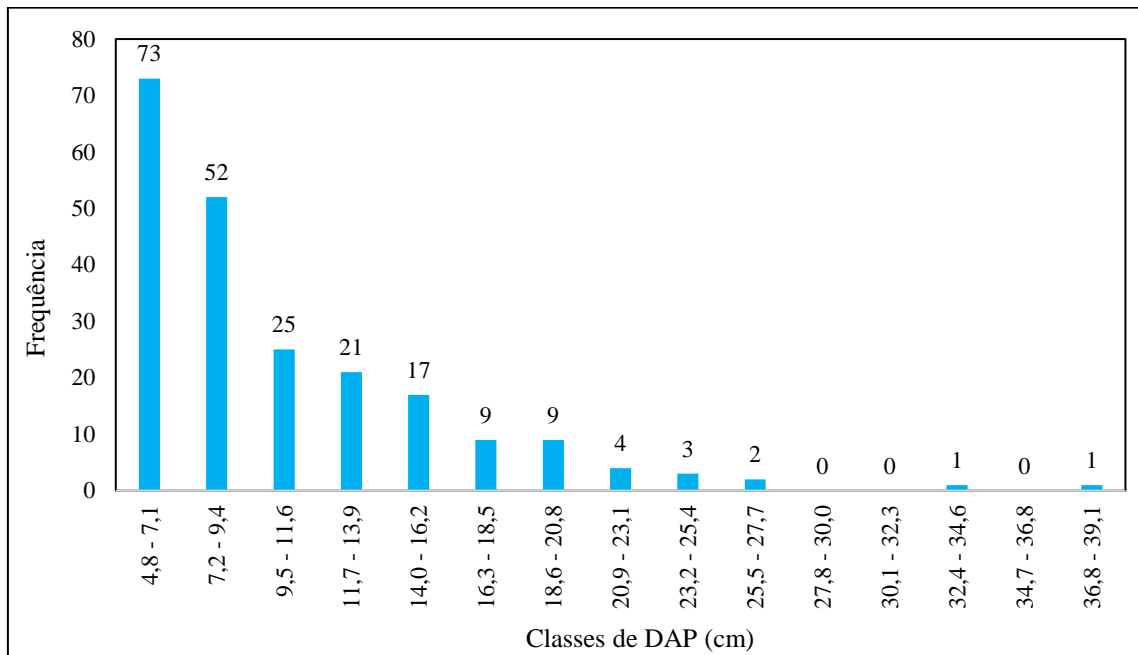
APÊNDICE F.

Espécies e número de indivíduos na parcela 46W

Espécie	Número de árvores	% de árvores	Número de fustes	% de fustes
<i>Alchornea triplinervia</i>	8	4,7	9	4,1
<i>Bauhinia forficata</i>	3	1,8	3	1,4
<i>Casearia obliqua</i>	1	0,6	1	0,5
<i>Casearia sylvestris</i>	2	1,2	3	1,4
<i>Cassia ferruginea</i>	4	2,3	7	3,2
<i>Citharexylum myrianthum</i>	1	0,6	1	0,5
<i>Coccoloba cordifolia</i>	9	5,3	26	11,8
<i>Copaifera langsdorffii</i>	7	4,1	11	5,0
<i>Cordia sellowiana</i>	1	0,6	1	0,5
<i>Coussarea contracta</i>	1	0,6	1	0,5
<i>Croton floribundus</i>	1	0,6	1	0,5
<i>Endlicheria paniculata</i>	3	1,8	3	1,4
<i>Erythroxylum campestre</i>	1	0,6	1	0,5
<i>Erythroxylum deciduum</i>	2	1,2	2	0,9
<i>Eucalyptus saligna</i>	4	2,3	6	2,7
<i>Eugenia brasiliensis</i>	2	1,2	2	0,9
<i>Eugenia dodonaeifolia</i>	1	0,6	1	0,5
<i>Guatteria australis</i>	1	0,6	1	0,5
Indeterminada	7	4,1	9	4,1
<i>Machaerium brasiliense</i>	2	1,2	5	2,3
<i>Matayba elaeagnoides</i>	30	17,5	35	15,8
<i>Moquiniastrum polimorphum</i>	1	0,6	1	0,5
<i>Myrcia splendens</i>	1	0,6	1	0,5
<i>Myrciaria floribunda</i>	8	4,7	8	3,6
<i>Myrsine coriacea</i>	2	1,2	2	0,9
<i>Myrsine umbellata</i>	1	0,6	1	0,5
<i>Nectandra lanceolata</i>	1	0,6	1	0,5
<i>Nectandra oppositifolia</i>	1	0,6	1	0,5
<i>Ocotea corymbosa</i>	8	4,7	8	3,6
<i>Ocotea odorifera</i>	1	0,6	1	0,5
<i>Ocotea pulchella</i>	10	5,8	11	5,0
<i>Ocotea sp.</i>	3	1,8	3	1,4
<i>Ocotea velutina</i>	1	0,6	1	0,5
<i>Pera glabrata</i>	6	3,5	6	2,7
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	3	1,8	6	2,7
<i>Piptocarpha regnellii</i>	1	0,6	1	0,5
<i>Piptocarpha sp.</i>	1	0,6	2	0,9
<i>Prunus myrtifolia</i>	13	7,6	14	6,3
<i>Pterogyne nitens</i>	7	4,1	11	5,0
<i>Rudgea jasminoides</i>	1	0,6	1	0,5
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	1	0,6	1	0,5
<i>Tapirira guianensis</i>	5	2,9	5	2,3
<i>Vitex megapotamica</i>	2	1,2	4	1,8
<i>Vochysia tucanorum</i>	2	1,2	2	0,9
TOTAL	171	100	221	100

APÊNDICE G.

Classes de distribuição de DAP parcela 46W



APÊNDICE H.

parcelas 14A, 46W e 46D.

Área basal e área do alburno (m²) das árvores monitoradas com fluxo de seiva nas

14A			46W			46D		
Árvore	Área basal (m ²)	Área do alburno (A; m ²)	Árvore	Área basal (m ²)	Área do alburno (A; m ²)	Árvore	Área basal (m ²)	Área do alburno (A; m ²)
AT2b	0,0129	0,0099	AT111	0,0054	0,0028	AT358	0,0068	0,0048
AT2	0,0198	0,0118	AT80	0,0475	0,0240	AT227	0,0126	0,0075
AT13	0,0451	0,0251	BF67	0,0040	0,0036	AT246	0,0163	0,0067
CL46	0,0023	0,0022	CS181	0,0171	0,0086	AT294	0,0177	0,0044
CF15c	0,0155	0,0146	CF142	0,0360	0,0213	AT296	0,0280	0,0049
CF15b	0,0516	0,0194	CC176	0,0044	0,0038	AT234	0,0450	0,0100
CF15a	0,0561	0,0272	CC192	0,0073	0,0034	BF321	0,0023	0,0014
CF44b	0,0284	0,0080	CC192b	0,0078	0,0055	CS263	0,0092	0,0024
CF44	0,0391	0,0163	CL122	0,0319	0,0190	CF311	0,0018	0,0015
EC40	0,0156	0,0142	CL155	0,0462	0,0189	CE250	0,0073	0,0034
IL21	0,0027	0,0013	CL158	0,0297	0,0146	CCT271	0,0060	0,0040
IV47b	0,0047	0,0027	ED49	0,0054	0,0013	CCT310	0,0058	0,0022
IV47	0,0346	0,0158	OC91	0,0123	0,0084	CCT309	0,0043	0,0023
IV5b	0,0168	0,0110	EP115	0,0075	0,0059	CC290	0,0037	0,0031
IV5	0,0221	0,0144	MB50b	0,0107	0,0048	EU283	0,0080	0,0076
IV9b	0,0106	0,0098	MB50	0,0259	0,0108	EU343b	0,0026	0,0016
IV9	0,0166	0,0130	ME184	0,0061	0,0030	MC362	0,0055	0,0044
IV27	0,0201	0,0200	ME63	0,0079	0,0051	OC302	0,0095	0,0063
IV14	0,0266	0,0117	ME60	0,0112	0,0054	PG220	0,0095	0,0058
ME36	0,0033	0,0031	MP198	0,0038	0,0024	PG219	0,0120	0,0092
MP23	0,0094	0,0031	NO131	0,0295	0,0183	PG279	0,0171	0,0073
MS18	0,0026	0,0019	OC161	0,0343	0,0159	PGO315	0,0032	0,0006
MS45	0,0056	0,0032	OP186	0,0133	0,0053	PM349	0,0245	0,0073
MS26	0,0076	0,0066	PG83	0,0137	0,0101	PM319	0,0626	0,0235
OP29	0,0222	0,0137	PG123	0,0191	0,0145	PR288	0,0114	0,0086
OC12	0,0026	0,0013	PG124	0,0241	0,0050	PN247	0,0031	0,0017
			PGO212	0,0141	0,0053	TA342	0,0071	0,0045
			PM166	0,0182	0,0136			
			PM163	0,0240	0,0231			
			PM105	0,0306	0,0149			
			VT144	0,0384	0,0197			